DOI:10.11705/j.issn.1672-643X.2021.02.02

萍乡市城市地表径流污染物浓度变化特征分析及数值模拟

裴青宝[1,2], 黄监初[3], 桂发亮[1,2], 王海伟[1]
(1. 南昌工程学院, 江西 南昌 330099; 2. 江西省水工程安全与资源高效利用工程研究中心, 江西 南昌 330099; 3. 江西省宜春市水文局, 江西 宜春 336000)

摘 要: 以海绵城市建设试点城市萍乡市地表径流污染物(以SS和TP为代表)浓度变化特征与预测模型适应性为研究对象,根据两场次的降雨资料及实测径流污染物浓度数据,确定所建地表径流污染物浓度变化预测模型Sartor-Boyd和p/r模型的参数,并模拟和分析了地表径流污染物浓度变化过程。结果表明:萍乡市地表径流污染物(SS和TP)浓度受初始冲刷效应的影响,降雨过程前期随雨强的峰值而达到最大,降雨过程后期污染物浓度受雨强的峰值波动影响较小;受模型参数的影响,Sartor-Boyd模型模拟值的统计学指标RPD、R^2、NSE均小于p/r模型的相应指标,p/r模型对萍乡市降雨地表径流污染物排放规律的预测精度较好,模型可信度较高。结合萍乡市地区降雨状况建立的p/r数学模型可为该区域海绵城市建设过程中地表径流污染物浓度的预测及管理提供参考。

关键词: 海绵城市; 地表径流; 污染物浓度; 数值模拟; 萍乡市
中图分类号:X52 **文献标识码**: A **文章编号**: 1672-643X(2021)02-0010-06

Characteristic analysis and numerical simulation of pollutant concentration changes of urban surface runoff in Pingxiang City

PEI Qingbao[1,2], **HUANG Jianchu**[3], **GUI Faliang**[1,2], **WANG Haiwei**[1]
(1. *Nanchang Institute of Technology*, *Nanchang* 330099, *China*; 2. *Jiangxi Engineering Research Center of Water Engineering Safety and Resources Efficient Utilization*, *Nanchang* 330099, *China*; 3. *Yichun City Hydrology Bureau of Jiangxi Province*, *Yichun* 336000, *China*)

Abstract: The concentration characteristics of pollutants (represented by SS and TP) and the adaptability of prediction models of surface runoff in Pingxiang City, a pilot city for sponge city construction, are studied. Two sets of rainfall data and measured concentration data of runoff pollutants are used to determine the parameters of the Sarto-Boyd and p/r prediction models, and the evolution process of pollutant concentration in surface runoff are analyzed and simulated. The results show that the concentrations of surface runoff pollutants (SS and TP) in Pingxiang City are affected by the benefit of initial scouring and their peak values in the initial rainfall period reach the maximum with the peak of rainfall intensity, whereas the concentrations of the pollutants decrease obviously in the later period of rainfall, which are unlikely to be affected by the peak fluctuation of rainfall intensity. Restricted by the model parameters, the statistical indicators such as RSD, R^2 and NSE of the Sarto-Boyd model are all lower than those of the p/r model, and the p/r model has better prediction accuracy for the surface runoff pollutant discharge law in Pingxiang City, so this model is more feasible. The p/r mathematical model established in combination with the rainfall situation of Pingxiang City can provide some reference for the prediction and management of pollutant concentration in the surface runoff during the construction of sponge city in the region.

Key words: sponge city; surface runoff; pollutant concentration; numerical simulation; Pingxiang City

收稿日期:2019-07-17; **修回日期**:2019-10-11
基金项目:江西省教育厅科技项目(GJJ16099);江西省水利厅科技项目(KT201626)
作者简介:裴青宝(1983-),男,甘肃兰州人,博士,讲师,主要从事水资源高效利用、海绵城市等方面研究。
通讯作者:桂发亮(1967-),男,江西南昌人,博士,教授,主要从事水文水资源等方面研究。

1　研究背景

近年来,随着城市化进程的快速推进,城区不透水下垫面面积不断扩大,严重影响了城市水循环过程,使得城市降雨地表径流量增加、城市暴雨洪涝风险陡增[1-2]。同时,降雨产生的径流对下垫面的冲刷随之加剧,并携带地表污染物进入受纳水体,造成城市湖泊、河流的污染[3-5]。目前关于城市降雨地表径流污染物问题的研究重点是:通过下垫面的污染物累积量来预测降雨产生径流后污染物浓度的变化,以此为依据来分段、分类控制利用地表径流[6-8]。其中,采用数学模型来预测城市地表径流污染物随降雨历时变化是一种有效的方法[9-10]。

由 Sartor – Boyd 提出的指数型冲刷模型是常用的数学模型,该模型用于模拟地表累积的污染物在降雨产生径流后被冲刷带入排水系统这一过程[11]。Shaw 等[12]模拟了城市和郊区地表径流中污染物的变化,通过假定冲刷质量为一个常数的累积/冲刷(BUWO)模型模拟了降雨过程径流中颗粒负荷。Imteaz 等[13]提出了包括污染物累积和冲刷两个过程的水质模型,并计算了澳大利亚黄金海岸不透水区域污染物累积和冲刷过程,结果表明地表污染物冲刷排放量与径流指数相关,与污染物累积无关。Crobeddu 等[14]采用线性系统理论建立仿真模型,模拟了城市地表径流中固体颗粒冲刷和运移过程,并将模拟值与标定曲线模型和指数模型进行了对比分析,虽然仿真模型的模拟精度优于这两个对比模型,但该模型参数不易获得。上述模型在模拟精度或定量化描述方面均存在不足,基于此,胡博等[15]提出了一个结合地表污染物累积量和降雨强度的地表径流冲刷模型,即 p/r 模型,并运用该模型较好地模拟了西安市地表径流污染物的排放规律。

江西省萍乡市作为首批海绵城市试点市,旨在通过海绵城市建设达到缓解城市内涝、控制和消减地表径流污染物负荷等目的。本文选用 Sartor – Boyd 冲刷模型和 p/r 模型,分别对萍乡市城市降雨地表径流污染物浓度变化进行模拟,分析该两种模型的适应性,并通过优选模型模拟降雨过程中地表径流污染物的变化,从而选择合理净化措施,以期为萍乡市海绵城市建设提供技术支撑。

2　数据与方法

2.1　取样区域概况

对于萍乡市地表径流污染物浓度变化监测,分别选择老城区萍水北路和新城区鹅湖路两个监测点。这两条道路均为不透水沥青路面,道路清扫采用人工配合清扫车的方式,每天清扫 1 次。其中,萍水北路为南北走向双向四车道,人流量和车流量很大,道路一侧为萍水河,另一侧有菜市场、商店等,雨水篦子间距为 20 m,每个雨水篦子控制面积为 180 m^2;鹅湖路为东西走向双向六车道,人流量较少,车流量较大,地表径流直接排入两侧集水沟。

2.2　地表径流取样监测方法

选择 2017 年两场典型降雨事件采样监测地表径流变化。监测数据包括降雨事件发生前期晴天数、单个雨水篦子控制区域内降雨前污染物累积量、降雨事件中降雨历时和降雨强度,以及不同时间段内地表径流量和对应时段样品中径流污染物含量,降雨资料由宜春市水文局设在该区域内的小型气象站获得,两场次降雨的特性数据如表 1 所示。

表 1　2017 年萍乡市市区两场次典型降雨的特征数据

降雨场次	降雨日期	降雨量/mm	降雨历时/min	雨前晴天天数/d	平均雨强/(mm · min^{-1})	最大雨强/(mm · min^{-1})
场次 1	2017-06-01	80.5	720	5	0.112	0.65
场次 2	2017-06-21	44.0	480	7	0.092	0.60

萍水北路地表径流量测定以 1 个雨水箅子控制的区域为单元,在雨水箅子处安装自制流量计测定地表径流量;在鹅湖路划定 1 个 30 m^2 的监测区域收集地表径流。取样在地表产生径流后间隔 5 min 取 3 ~ 5 次,再间隔 30 min 取 3 ~ 5 次,之后间隔 1 h 取样 1 次至降雨结束。

地表径流污染物测定指标包括悬浮物固体(SS)和总磷(TP),采用《水和废水监测分析方法》(第四版)[16]中的方法进行测定。

污染物在晴天积累于地表,降雨时被地表产生的径流冲刷携带至受纳水体[17],地表污染物前期累积模型常采用幂指数模型[18]。本研究采用人工收集的方式获得地表污染物的累积量,降雨前在选定取样区域内划定 10 m^2 取样范围,人工清扫收集该

范围内所有累积物,并测定各指标含量。

3 模型建立及参数确定

3.1 Sartor – Boyd 冲刷模型建立

Sartor – Boyd 模型假定不透水下垫面上地表污染物冲刷速率与污染物的累积量以及雨强等成正比关系[15,19-20]。具体表示为:

$$\frac{dp}{dt} = k \cdot p \cdot r \tag{1}$$

式中:k 为冲刷系数(经验值),mm^{-1}; p 为地表污染物累积量,kg; r 为降雨强度,mm/min; t 为降雨历时,min。

对公式(1)积分,得到不同降雨时段地表径流污染物含量:

$$p(t) = p_0(1 - e^{-kR_t}) \tag{2}$$

$$R_t = \int r dt \tag{3}$$

式中:$p(t)$ 为不同降雨时段地表径流污染物含量,kg; p_0 为降雨发生时地表污染物的累积量,kg; R_t 为降雨发生后累积降雨量,mm。

由公式(2)可见,地表径流中污染物含量与累积降雨量呈指数关系,随着降雨量的增加而递减。单位面积径流区域内,不同降雨时间段内地表径流污染物浓度可通过 $p(t)$ 对 R_t 求导得到。

$$C(t) = \frac{k \cdot p_0}{A} e^{-kR_t} = C_0 \cdot e^{-kR_t} \tag{4}$$

式中:$C(t)$ 为不同降雨时段地表径流污染物的浓度,mg/L; C_0 为初始地表径流污染物浓度,mg/L; A 为径流面积,m^2。

3.2 p/r 模型建立

p/r 模型建立过程中作出以下几个方面的假定[15]:(1)影响地表污染物来源的所有因素均通过地表污染累积量(p)来衡量;(2)地表径流量等于降雨强度(r)与集雨面积(A)的乘积;(3)地表径流污染物浓度变化采用 p/A 与 r 的比值来表示。

根据以上假定,考虑到降雨径流污染物浓度变化与地表污染物累积量及降雨强度有关,p/r 模型通过量纲分析描述了不同降雨时段的地表径流污染物浓度变化。

$$C(t) = 10^6 K_n \cdot r \frac{p/(A \cdot r)}{K_s + p/(A \cdot r)} = 10^6 K_n \frac{r \cdot p}{K_s \cdot A \cdot r + p} \tag{5}$$

式中:10^6 为单位换算系数; p 为地表残余污染物量,kg; K_n 为最大比浓度常数,其物理意义为单位雨强或径流深度下地表径流中最大污染物浓度,(kg · min)/(mm · L); K_s 为地表径流冲刷能力半饱和常数,(kg · min)/L。在 p/r 模型中,K_n 和 K_s 均为常数。

以地表径流量(q)为变量时,则公式(5)可表示为:

$$C(t) = 10^6 K_n \cdot \frac{q \cdot p}{(K_s \cdot q + p)A} \tag{6}$$

式中: q 为地表径流量,L/min。

当降雨历时较长且降雨强度较大时,随着降雨进行地表污染物的累积量减少,公式(6)可简化为:

$$C(t) = 10^6 \frac{K_n}{K_s} \cdot \frac{p}{A} \tag{7}$$

简化后的模型称为一级动力学模型,此时,地表污染物累积量与冲刷排放量呈现一级关系。

3.3 模型参数确定

Sartor – Boyd 模型和 p/r 模型参数基于降雨过程中地表污染物累积量、不同时段降雨径流深度以及对应径流污染物浓度拟合得出。利用 2017 年收集到的萍水北路两场次降雨过程地表径流及污染物浓度变化实测数据,对上述两模型参数进行拟合,拟合结果见表 2。Sartor – Boyd 模型参数 k 是一个经验系数,没有实际的物理意义; K_n 和 K_s 具有明确的物理意义。结合两场次降雨过程,拟合得到参数取平均值后作为两模型参数取值。

表 2 Sartor – Boyd 模型和 p/r 模型的参数拟合结果

降雨场次	Sartor – Boyd 模型	p/r 模型		
	k	K_n	K_s	K_n/K_s
场次 1	2.658	0.110	1.125	0.0980
场次 2	1.987	0.098	2.135	0.0459

4 地表径流污染物浓度变化特征及模型模拟结果与分析

首先对表 1 中两场降雨过程中地表径流污染物浓度变化进行分析,其次结合萍乡市区鹅湖路地表径流中 SS 和 TP 的浓度变化,对其进行模拟并与实测值进行对比,分析模型的精度和适应性。以相对分析误差(RPD)、决定系数(R^2)和 Nash – Sutcliffe 效率系数(NSE)等[21-23]来衡量模型的准确度。

4.1 降雨过程特征及径流污染物浓度变化分析

2017 年萍乡市市区两场次降雨雨强变化过程如图 1 所示。由图 1 可见,两场次降雨过程均比较完整,中间没有发生间断,表明两场次降雨过程中对

地表累积污染物产生了持续的冲刷作用。在两场次降雨过程中均存在雨强最大值,场次 1 降雨开始后在短时间内雨强达到最大;场次 2 在降雨开始后雨强逐渐增大,至降雨结束前达到最大值。

Sartor – Boyd 模型和 p/r 模型对 2017 年萍乡市市区两场次降雨过程中地表径流 SS 及 TP 浓度变化的模拟结果及其与实测值比较分别如图 2、3 所示。由图 2、3 可见,地表径流中 SS 浓度变化趋势与雨强变化趋势相似,地表径流中 TP 浓度与 SS 浓度的变化规律相同;场次 1 降雨过程中地表径流 SS 浓度在降雨开始后 100 ~200 min 内达到峰值,之后随着降雨过程呈现逐渐减小的整体趋势,在第 330、500 min 时,SS 浓度发生微小波动(图 2(a));场次 2 降雨径流中 SS 浓度呈现先增大后减小的趋势,在降雨发生后 180 ~200 min 内达到峰值(图 2(b));水中的 TP 常吸附在固体颗粒上,随着固体颗粒的迁移而运动[24],所以地表径流中 TP 浓度变化规律与 SS 相同(图 3)。

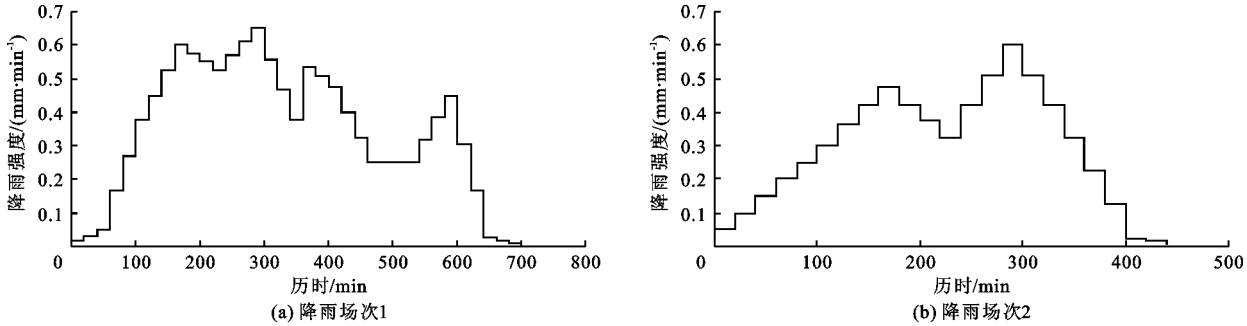


图 1　2017 年萍乡市市区两场次降雨雨强变化过程

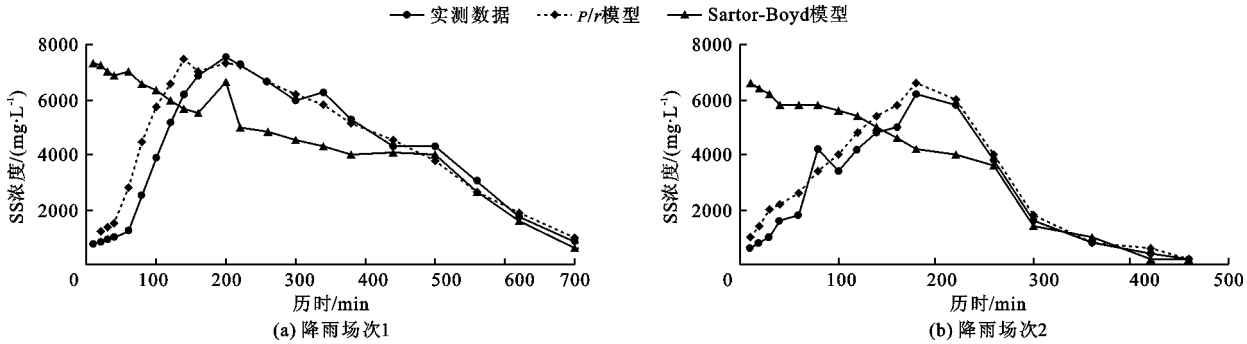


图 2　两种模型对两场次降雨过程中地表径流 SS 浓度变化的模拟结果及其与实测值比较

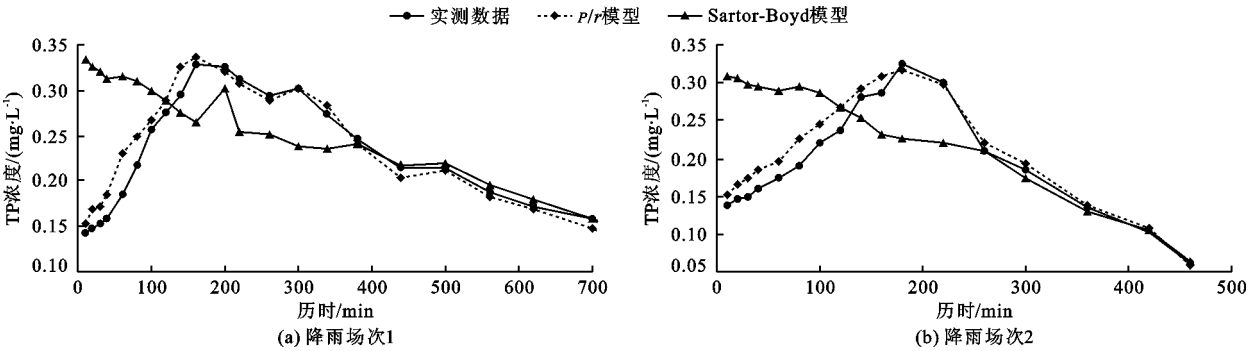


图 3　两种模型对两场次降雨过程中地表径流 TP 浓度变化的模拟结果及其与实测值比较

对比分析图 1 中的两场次雨强变化与图 2、3 地表径流 SS、TP 浓度变化,场次 1 雨强变化与地表径流污染物浓度变化规律基本一致。累积在地表的污染物受到降雨径流冲刷后被携带至雨水算子处,径流中 SS 与 TP 浓度大小与降雨历时和冲刷强度有关,降雨增强时,加大了对地表累积污染物的冲刷力度,相应时段径流中污染物的浓度增大。场次 1 降雨进行到 600 min 时雨强突变,径流冲刷力度增加,而径流中污染物的浓度增大不明显,因为此时累积在地表的污染物受到前期雨水冲刷后累积量减少,

所以径流中的污染物浓度值变化不大。场次2降雨地表径流中的SS与TP浓度在雨强增大至第1个峰值时达到最大值,随着污染物地表累积量的减少,当雨强达到最大值时径流中SS与TP浓度未有显著增加。由此可见,萍乡市两场次降雨过程中,地表污染物的冲刷排放过程与其他城市地表径流污染物排放规律相似[25-27]。

4.2 两种模型的模拟准确性分析

由图2、3可见,两种模型对地表径流污染物排放过程的模拟精度存在较大差异,这与模型自身的特点相关[10]。*p/r* 模型模拟出的降雨地表径流污染物浓度变化过程与实测值变化过程基本一致;Sartor-Boyd模型模拟过程中呈现单调变化,降雨前半段与实测结果差别较大,降雨后期与实测值较为接近。由于两场次的降雨过程基本相似,Sartor-Boyd模型模拟的污染物浓度在短时间内增加到最大值后,以单调递减的方式在降雨结束时降低到最低值。胡博等[15]在城市地表径流污染物浓度模拟过程研究中认为,Sartor-Boyd模型对降雨事件2的拟合度较好,对降雨事件3的拟合度较差,其中降雨事件2为间断性降雨,降雨发生后中间存在间隔,产生了两次冲刷效应,而Sartor-Boyd模型呈现单调递减的趋势,表现出较好的模拟结果。本研究中两场降雨过程类似于胡博等[15]文中的降雨事件3,Sartor-Boyd模型的模拟误差较大。

以萍乡市市区两场次降雨径流污染物SS浓度的模拟值与实测值为代表,通过统计学结果对比验证两种模型精度,统计学结果如表3所示。

表3 两种模型模拟精度的统计学指标对比

降雨场次	Sartor-Boyd模型			*p/r* 模型		
	RPD	R^2	*NSE*	*RPD*	R^2	*NSE*
场次1	1.316	0.521	0.423	1.982	0.869	0.868
场次2	1.335	0.439	0.551	1.876	0.901	0.816

由表3可见,基于萍乡市两场次降雨的地表径流污染物浓度变化所建立的两种预测模型中,Sartor-Boyd模型相对分析误差(*RPD*)分别为1.316和1.335,*p/r* 模型*RPD*值分别为1.982和1.876。当*RPD*值在1.0~1.4之间时,表明模型具有区别高低值的能力;当*RPD*值在1.8~2.0之间时,表明模型具有定量的预测能力[28]。比较两种模型模拟结果的决定系数(R^2)发现,*p/r* 模型R^2在0.85以上,而Sartor-Boyd模型R^2小于0.6,说明*p/r* 模型拟合度较好。对比两种模型的纳什效率系数(*NSE*)可见,*p/r* 模型的*NSE*值较接近于1,表明其模型可信度高[29],而Sartor-Boyd模型*NSE*值在0.5左右,模型模拟误差较大。综上所述,*p/r* 模型对降雨地表径流污染物浓度变化的预测精度更高。

4.3 模型误差分析

Sartor-Boyd模型的模型系数k没有明确的物理意义,地表径流污染物浓度变化模拟结果只与地表污染物的初始浓度和累积降雨深度相关,是一个单调递减函数。降雨初期产生了初期冲刷效应,模型模拟值较大,随着冲刷效应结束,地表累积降雨深度增加,模拟值相应减小,此模型没有考虑到雨强的变化,造成模拟值与实测值有较大误差。*p/r* 模型参数K_n和K_s具有明确的物理意义,反映了雨强变化与地表径流污染物浓度的关系,且*p/r* 模型模拟过程中与多个因素相关,量纲分析得到K_n/K_s比值与降雨径流深度相关,*p/r* 模型模拟值与集雨面积的大小相关。因而其模拟结果基本与实测值同步。

5 结 论

(1)萍乡市城市降雨地表径流污染物SS与TP浓度变化受到多种因素影响,在降雨过程中,前期雨强增加致使径流中污染物的浓度出现峰值,后期径流污染物浓度波动减小。受初期冲刷效应影响,雨强峰值与污染物浓度变化峰值不同步,地表径流污染物中SS与TP浓度变化趋势相同。

(2)基于萍乡市市区两场次降雨径流污染物SS浓度的模拟值与实测值,比较Sartor-Boyd和*p/r* 两种模型的3项统计学指标*RPD*、R^2、*NSE*,Sartor-Boyd模型的统计学指标最大值分别为1.335、0.521、0.551;*p/r* 模型的统计学指标最大值分别为1.982、0.901、0.868。统计学分析结果显示,*p/r* 模型能更好地模拟出萍乡市城市降雨地表径流污染物浓度变化过程。

参考文献:

[1] GHOSH S P, MAITI S K. Evaluation of heavy metal contamination in roadside deposited sediments and road surface runoff: A case study[J]. Environmental Earth Sciences, 2018,77(7):267.

[2] 张建云, 王银堂, 胡庆芳, 等. 海绵城市建设有关问题讨论[J]. 水科学进展, 2016,27(6):793-799.

[3] 丁庆玲, 王 倩, 张琼华, 等. 太湖上游城市宜兴城区主干道路径流污染特征解析[J]. 环境科学学报, 2017,37(9):3456-3463.

[4] 王 倩, 张琼华, 王晓昌. 国内典型城市降雨径流初期累积特征分析[J]. 中国环境科学, 2015,35(6):1719 – 1725.

[5] ZHANG Lei, ZHOU Qixing. Research advances on source classification and characteristics of contaminative urban surface runoff[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(11):2272 – 2279.

[6] 王宝山, 黄廷林, 聂小保, 等. 不透水表面雨水径流污染物冲刷规律研究[J]. 环境工程学报, 2010,4(9):1950 – 1954.

[7] 孙艳伟, 魏晓妹, POMEROY C A. 低影响发展的雨洪资源调控措施研究现状与展望[J]. 水科学进展, 2011,22(2):287 – 293.

[8] 侯精明, 李东来, 王小军, 等. 建筑小区尺度下 LID 措施前期条件对径流调控效果影响模拟[J]. 水科学进展, 2019,30(1):45 – 55.

[9] TSIHRINTZIS V A, HAMID R. Modeling and management of urban stormwater runoff quality: A review[J]. Water Resources Management, 1997,11(2):136 – 164.

[10] NIEMI T J, WARSTA L, TAKA M, et al. Applicability of open rainfall data to event – scale urban rainfall – runoff modelling[J]. Journal of Hydrology, 2017,547:143 – 155.

[11] SARTOR J D, BOYD G B, AGARDY F J. Water pollution aspects of street surface contaminants[J]. Journal, 1974,46(3):458 – 467.

[12] SHAW S B, STEDINGER J R, WALTER M T. Evaluating urban pollutant buildup/wash-off models using a Madison, Wisconsin catchment.[J]. Journal of Environmental Engineering, 2010,136(2):194 – 203.

[13] IMTEAZ M A, HOSSAIN I, HOSSAIN M I. Estimation of build-up and wash-off models parameters for an east – Australian catchment[J]. International Journal of Water, 2014,8(1):48 – 62.

[14] CROBEDDU E, BENNIS S. A new model for simulating TSS washoff in urban areas[J]. Applied and Environmental Soil Science, 2011,2011:1.

[15] 胡 博, 赵剑强, 陈 莹, 等. 城市地表径流污染物浓度数学模型的建立及验证[J]. 环境科学学报, 2015,35(7):2261 – 2268.

[16] 国家环境保护总局,《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京:中国环境科学出版社,2002.

[17] ZHAO Hongtao, QIAN Jiang, XIE Wenxia, et al. Role of urban surface roughness in road-deposited sediment build-up and wash-off[J]. Journal of Hydrology, 2018,560:75 – 85.

[18] MING C, YUSOP Z. Sizing first flush pollutant loading of stormwater runoff in tropical urban catchments[J]. Environmental Earth Sciences, 2014,72(10):4047 – 4058.

[19] FLETCHER T D, SHUSTER W, HUNT W F, et al. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage[J]. Urban Water Journal, 2015,12(7):525 – 542.

[20] ZHAO Hongtao, ZHAO Jiang, YIN Chengqing, et al. Index models to evaluate the potential metal pollution contribution from washoff of road-deposited sediment[J]. Water Research, 2014,59(1):71 – 79.

[21] UPADHYAY P, PRUSKI L O S, KALEITA A L, et al. Evaluation of AnnAGNPS for simulating the inundation of drained and farmed potholes in the Prairie Pothole Region of Iowa[J]. Agricultural Water Management, 2018,204:38 – 46.

[22] SHARMA S, OCHSNER T E, TWIDWELL D, et al. Nondestructive estimation of standing crop and fuel moisture content in tallgrass prairie[J]. Rangeland Ecology & Management, 2018,71(3):356 – 362.

[23] 张智韬, 王海峰, ARNON K, 等. 基于岭回归的土壤含水率高光谱反演研究[J]. 农业机械学报, 2018,49(5):240 – 248.

[24] LUOTO T P, KIVIL E H, RANTALA M V, et al. Characterization of the Medieval Climate Anomaly, Little Ice Age and recent warming in northern Lapland[J]. International Journal of Climatology, 2017,37(S1):1257 – 1266.

[25] YANG Y Y, TOOR G S. Sources and mechanisms of nitrate and orthophosphate transport in urban stormwater runoff from residential catchments[J]. Water Research, 2017,112:176 – 184.

[26] YANG Y Y, TOOR G S. Stormwater runoff driven phosphorus transport in an urban residential catchment: Implications for protecting water quality in urban watersheds[J]. Scientific Reports, 2018,8(1):11681.

[27] 何湖滨,陈 诚,林育青,等. 城市不同材料屋面径流的污染负荷特性[J]. 环境科学,2019,40(3): 1287 – 1294.

[28] 孙亚楠,李仙岳,史海滨,等. 河套灌区土壤水溶性盐基离子高光谱综合反演模型[J]. 农业机械学报,2019,50(5):344 – 355.

[29] YANG Linshan, FENG Qi, YIN Zhenliang, et al. Identifying separate impacts of climate and land use/cover change on hydrological processes in upper stream of Heihe River, Northwest China[J]. Hydrological Processes, 2017,31(5):1100 – 1112.