

doi:10.3969/j.issn.1674-4764.2012.05.023

不同下垫面暴雨径流氮赋存形态分布特性及控制技术

何强¹, 彭述娟¹, 王书敏^{1,2}, 王振涛¹

(1. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045;

2. 重庆文理学院 水环境生态修复重点实验室, 重庆 402160)

摘要:以重庆地区5种用地类型为例,探讨了城市暴雨径流中氮赋存形态的分布特性。研究结果表明,总氮的场次降雨平均浓度(Event Mean Concentrations, EMCs)以交通干道最高(10.6 mg/L),校园汇水区最低(2.4 mg/L);交通干道和商业区暴雨径流氨氮的EMCs(3.4~4.6 mg/L)明显大于水泥屋面和瓦屋面(1.2~1.6 mg/L)。尽管初期暴雨径流总氮的平均浓度(Partial Event Mean Concentrations, PEMC₁₀)大于EMCs,但氮赋存形态构成并未发现明显区别;氮以溶解性总氮为主(占总氮的73%~82%),而溶解性总氮中又以无机氮为主(占总氮的63%~82%);商业区、水泥屋面、校园综合汇水区、瓦屋面暴雨径流中氮赋存形态所占比例最高的均为硝酸根,分别占各自总氮浓度的39%、39%、44%和52%,而城市交通干道的总氮浓度中比重最大的组分为氨氮,占总氮的43%。改良暴雨管理措施可有效提高暴雨径流中总氮的去除率,其关键为人工创造反硝化所需要的条件,延长暴雨径流在控制系统内的水力停留时间,并选择低氮含量的填料作为控制系统的使用材料。

关键词:暴雨径流;氮赋存形态;分布;控制

中图分类号:X508 **文献标志码:** **文章编号:**1674-4764(2012)05-0141-07

Distribution Characteristics and Control Measures of Nitrogen Composition in Urban Stormwater Runoff from Different Underlying Surfaces

HE Qiang¹, PENG Shujuan¹, WANG Shumin^{1,2}, WANG Zhentao¹

(1. Key Laboratory of Eco-Environment of Three Gorges Region of Ministry of Education,

Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China;

2. Key Laboratory of Water Environmental Restoration, Chongqing University of Arts and Science, Chongqing 402160, P. R. China)

Abstract: Nitrogen composition in urban stormwater runoff from five underlying surfaces was studied and discussed. It is shown that the highest EMCs of TN (Total Nitrogen) came from urban traffic road (i. e. 10.6 mg/L), and the lowest was from campus catchment areas (i. e. 2.4 mg/L). Meanwhile, EMCs of NH₃-N from traffic road and commercial district (i. e. 3.4~4.6 mg/L) were much higher than that from concrete roofs and tile roofs (i. e. 1.2~1.6 mg/L). Although PEMC₁₀ of TN was greater than EMCs, the proportion of nitrogen was still similar. Nitrogen in stormwater was predominantly dissolved (73%~82%), with DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen) the abundant form (63%~82% of TN). The highest concentrations of nitrogen species form commercial district, concrete roofs, campus catchment and tile

收稿日期:2012-02-02

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07315-001);重庆市自然科学基金(CSTC, 2010BB1351);重庆市教委科技项目(KJ111204)

作者简介:何强(1965-),男,教授,博士生导师,主要从事污水处理技术、城市水环境整治技术研究,(E-mail)hq0980@126.com。

roofs were NO_3-N , which made up of 39%, 39%, 44% and 52% of TN respectively. However, it was NH_3-N that had greatest concentration in runoff from urban traffic road, and the ratio of $\text{NH}_3-\text{N} / \text{TN}$ was as high as 43%. The removal of TN could be enhanced through improvement of stormwater management measures. The key factor was that conditions to drive nitrification must be created, retention time of stormwater runoff in treatment systems should be increased and material with low nitrogen content should be selected as construction media.

Key words: stormwater runoff; nitrogen composition; distribution; control

随着城市化的快速推进,大量的天然绿地被不透水下垫面取代,给流域的正常水循环带来了巨大冲击。一方面,不透水用地类型的增加导致了城市区域暴雨产流系数的增加,使得较小的降雨也能产生较大的暴雨径流;另一方面,不透水覆盖率的提高和植被减少等因素大大降低了暴雨期间城市区域的氮滞留能力,与自然环境相比,城市暴雨径流中的氮浓度处于较高水平。随着点源污染控制率的不断提高,城市暴雨径流产生的氮污染逐渐成为受纳水体的主要污染源。氮是植物、藻类和微生物生长的首要营养性限制因素,水体中氮的过量输入和富集往往导致水生生态环境的改变^[1]。华盛顿政府大都市委员会把城市河流接纳的大部分氮归于不透水下垫面含氮暴雨径流^[2];在澳大利亚昆士兰州摩顿湾,氮被认为是影响生态可持续性的关键污染物^[3];另外,美国 2/3 河口水环境功能退化的原因被归结为暴雨径流中的氮污染^[4]。河流中氮浓度和形式与流域特性紧密相关,如人类活动、气候、地质、土地利用、土壤类型等;河水中氮的赋存形态不同,其生态功能、对水生生物的毒理作用以及管理方式也不同,相对于固态氮来说,溶解性无机氮更容易被简单生物体吸收利用,从而引起水体的富营养化问题^[1,5]。受污染物累积规律和环境背景的影响,城市区域用地类型不同暴雨径流氮污染的特性也不同^[6]。因此,了解城市地区不同下垫面暴雨径流中氮污染物的赋存形态对于暴雨径流氮污染的高效控制具有重要导向作用。

Taylor 等^[7]研究了澳大利亚墨尔本不同汇水区雨天暴雨径流中氮类污染物的结构组成,结果表明,墨尔本地区雨天暴雨径流中的氮以 TDN (Total Dissolved Nitrogen) 为主(占 TN 的 80% 左右),与其他研究相比,墨尔本地区 DIN 比例较高(约占 TN 50%)。Jin 等^[8]研究了中国浙江省 Cao-E 河流域氮类污染物时空分布情况,研究表明,源头水中硝酸根浓度高于氨氮浓度,而在城市区域 TON (Total Organic Nitrogen) 和氨氮是氮的主要存在形态,分别占总氮的 54.7% 和 32.1%,从整个河流系统看,氨氮浓度随距离城市区域的增加而降低,而硝酸根

浓度随汇水区中农业用地的增加而增加。Pitt 等^[6]从国家污染物排放控制系统中收集和评估了美国暴雨径流代表性数据,发现用地类型不同,总氮中各种形态氮的比重不同,总体来说, DIN 约占 TN 的 50% 左右。然而,以上研究多针对综合性流域,研究结果并不一致,而针对用地类型组成简单、位置设置相对分散的不透水下垫面暴雨径流中氮类污染物组分构成的研究相对较少。在未来的城市雨洪管理模式中, LID (Low Impact Development)、BMPs (Best Management Practices)、SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems) 等理念被誉为解决城市雨洪问题的根本出路,其核心思想是通过一系列分散式、小型化的控制措施实现对不透水下垫面暴雨产流的原位消减^[9],因此,了解分散化的各种不透水下垫面暴雨径流的氮类污染物构成规律,对于城市暴雨径流氮污染的更好控制很有必要。重庆地处三峡库区环境敏感区域,其暴雨径流氮污染对于水库富营养化以及影响水库水质安全有直接影响,所以,研究该地区城市暴雨径流氮赋存形态的分布特性对于库区水质保障意义重大。

1 材料与方 法

1.1 研究区域介绍

重庆位于中国内陆西南部、长江上游,属亚热带季风性湿润气候,年平均气候在 18 °C 左右,冬季最低气温平均在 6~8 °C,夏日最高气温均在 35 °C 以上。极端气温最高 43 °C,最低 -2 °C。日照总时数 1 000~1 200 h,常年平均降水量 1 100 mm 左右,夏季占年降水量 40%~50%,冬季只占 4%~5%。

在重庆市沙坪坝区和江北区选取交通干道、水泥屋面、商业区广场、瓦屋面和大学校园综合性汇水区作为研究对象,监测地点空间分布图如图 1 所示。所选取城市交通干道位于重庆市沙坪坝区沙杨路和江北区龙脊路,取样点分别为交通干道的雨水口,路面汇水区用地类型均为商住混合区,道路覆盖材料为沥青,坡度约 2.0%~2.5%,清扫频率为 1 次/d;所选取不透水屋面为重庆大学校园内楼顶,该楼顶为混凝土结构,并进行了防水处理,汇水面积 200 m²,

取样点为雨水排水立管底部出水口;所选取商业区广场位于重庆市三峡广场中的一块较封闭汇水区,汇水面积约 500 m²,坡度 2.5%,取样点位于汇水区雨水口;校园综合性汇水区位于重庆大学虎溪校区,汇水区内融合了瓦屋面(1.5 hm²)、道路(1.7 hm²)、草地(1.5 hm²)、广场(1.0 hm²)4种城市区域的典型下垫面,分别占汇水区总面积的 25%、30%、26%、19%,汇水区总面积约 5.7 hm²,取样点设在汇水区总出水口雨水管道检查井内。



图1 监测点空间分布图

1.2 监测方法

降雨期间的取样方法为自产流起 30 min 内,每隔 5 min 采 1 个样,30~60 min 时段内,每隔 10 min 采 1 个样;之后每隔 30 min 采 1 个样,直至径流结束或趋于稳定为止。降雨量由监测点附近的雨量计(JDZ-1,中国)自动记录。校园综合性汇水区流量测试采用超声波流量计(MH-PM,中国)进行,首先将检查井底部的断面形状改造成直角三角堰,将超声波传感器固定在直角三角堰底部正上方 2.5 m 处,流量监测过程中,水位波动信号由传感器反馈给主机,由流量计主机根据预设计算模型计算出流量并存储,测试完毕后下载即可,流量输出时间间隔为 5 min。

取样瓶为 1.5 L 聚氯乙烯瓶,采样前先用自来水冲洗,再用 1+3 硝酸荡洗一次,然后用自来水和去离子水洗涤后备用^[10]。水样采集后,立即带回实验室检测。水样测试按照《水和废水监测分析方法(第四版)》的要求进行。混合水样直接消解测试总氮,混合液用 0.45 μm 醋酸纤维滤膜抽滤后的滤液用来测试 NH₃-N、NO₃-N 和 TDN,如图 2 所示。颗粒态有机氮(Particulate Organic Nitrogen,简称 PON)、溶解性有机氮(Dissolved Organic Nitrogen,简称 DON)、凯氏氮(Total Kjeldahl Nitrogen,简称 TKN)、DIN 按照图 3 所示的构成关系计算得到。

1.3 数据分析

在 2010 年 7 月至 2011 年 9 月期间,共监测了

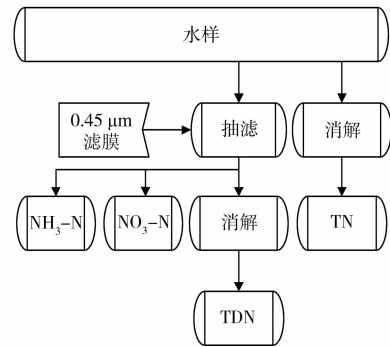


图2 水样测试过程示意图

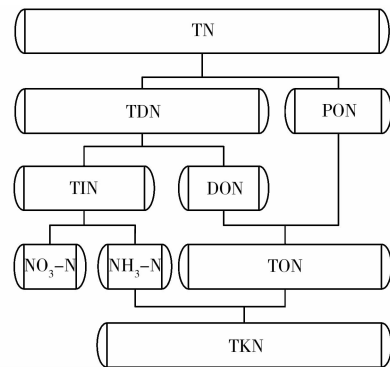


图3 TN 构成图示^[7]

14 场降雨,各场降雨的雨情如表 1 所示。EMCS 是场次降雨径流中污染物浓度的加权平均值,被广泛用来估算各个下垫面暴雨径流产污负荷^[11]。PEMCs 是指场次降雨中部分暴雨径流污染物浓度的加权平均值,其计算方法与 EMCS 相同,区别在于所统计的暴雨径流时间段。在多场次的降雨径流观测中发现,单一下垫面前 10~15 min 的径流水质明显高于后期径流,在文中统一以暴雨产流后前 10 min 的暴雨径流作为 PEMCs 的计算对象,记为 PEMC₁₀。具体计算方法如式(1)、(2)所示。

$$EMC = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^t C_i Q_i dt}{\int_0^t Q_i dt} \approx \frac{\sum C_i Q_i \Delta t}{\sum Q_i \Delta t} \quad (1)$$

式中:EMC 为场次降雨径流污染物平均浓度,mg/L;V 为径流总体积,m³;M 为产物量,g;Δt 为间隔时间,min;Q_i 为间隔时间内径流量,m³/min;C_i 为间隔时间内污染物浓度,mg/L。

不透水屋面、商业区和交通干道由于汇水面积较小,且不透水下垫面的下渗量与蒸发量很小,在采样时记录了降雨开始和径流形成时间,以消除径流产生和降雨时间的滞后性,确保两者的同时性,不透水单一下垫面的场次降雨径流量是通过用累积降雨量权重代替径流量权重来计算^[11-12]。EMC_s 按式(2)计算。

表 1 所监测降雨统计

降雨日期	前期干旱期/d	降雨量/mm	降雨持续时间/ min	降雨强度/ (mm·h ⁻¹)	监测地点
2010-06-19	6.0	17.1	255	4.0	瓦屋面、商业区
2010-07-04	5.0	21.8	160	8.4	混凝土屋面、瓦屋面,城市交通干道、商业区、居民区道路
2010-07-09	3.0	59.3	75	47.4	瓦屋面
2010-08-21	6.0	3.6	90	2.4	混凝土屋面、瓦屋面
2010-09-05	4.0	1.5	60	1.5	混凝土屋面、瓦屋面
2011-04-15	15.0	6.0	80	4.5	城市交通干道
2011-04-21	4.0	6.4	50	7.7	商业区
2011-06-05	5.0	9.1	160	3.6	混凝土屋面
2011-06-13	2.0	2.4	20	72.0	校园综合汇水区
2011-06-16	3.0	8.5	53	9.6	城市交通干道、混凝土屋面
2011-07-21	6.0	7.0	25	16.8	城市交通干道、混凝土屋面
2011-07-27	4.0	3.7	15	15.0	校园综合汇水区
2011-08-03	2.0	1.7	30	3.4	校园综合汇水区
2011-08-04	0.5	23.3	440	3.0	校园综合汇水区

$$EMC = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^t 10^{-3} \times C_i F_i \varphi A dt}{\int_0^t 10^{-3} \times F_i \varphi A dt}$$

$$\approx \frac{\sum 10^{-3} \times C_i F_i \varphi A \Delta t}{\sum 10^{-3} \times F_i \varphi A \Delta t} = \frac{\sum C_i F_i \Delta t}{\sum F_i \Delta t} \quad (2)$$

式中: F_i 为间隔时间内降雨量, mm/min; A 为汇水区面积, m^2 ; φ 为径流系数, 取 0.9。其余符号意义同式(1)。

2 结果与讨论

2.1 不同下垫面暴雨径流氮浓度分析

统计了各种下垫面暴雨径流的 TN、TDN、 NH_3-N 和 NO_3-N 的 EMCs (图 4 所示)。所监测 5 种城市用地类型, 暴雨径流总氮 EMCs 由高到低依次是城市交通干道 (10.6 mg/L) > 商业区 (9.3 mg/L) > 水泥屋面 (5.6 mg/L) > 瓦屋面 (4.0 mg/L) > 校园综合汇水区 (2.4 mg/L), 分别是地表水环境质量标准 (GB 3838—2002) III 类标准值^[13] 的 10.6、9.3、5.6、4.0 和 2.4 倍; NH_3-N 的 EMCs 由高到低依次是城市交通干道 (4.6 mg/L) > 商业区 (3.4 mg/L) > 水泥屋面 (1.6 mg/L) > 瓦屋面 (1.2 mg/L) > 校园综合汇水区 (0.5 mg/L), 分别是地表水环境质量标准 (GB 3838—2002) III 类标准值^[13] 的 4.6、3.4、1.6、1.2 和 0.5 倍。商业区、水泥屋面、瓦屋面和校园综合汇水区暴雨径流中 NO_3-N 的 EMCs 均大于 NH_3-N 的 EMCs, 这与城市交通干道恰好相反, 这可能与汇水区污染物的累积和传输特性有关。在校园综合汇水区, 由于在线流量计直角三角堰的修建,

导致下水道内长期积水, 这种情况有利于自养硝化菌的生长, 可能对暴雨径流中的氨氮起到了稀释和硝化作用, 从而导致氨氮浓度最低。瓦屋面和水泥屋面的主要污染来源是大气干湿沉降, 由于夏季的高温, 氨氮很容易转化, 这可能是导致屋面径流中硝酸根浓度较高的原因。商业区的硝酸根浓度 (3.7 mg/L) 略大于氨氮浓度 (3.4 mg/L), 其污染源除大气干湿沉降外, 还有行人的日常活动, 行人活动的遗落物也是暴雨径流污染的重要来源, 可能是行人活动污染强度较弱的缘故, 导致硝酸根浓度略大于氨氮。交通干道的主要污染来源是交通车辆、行人活动、路边店铺等, 其污染强度、污染复杂性远高于其他 4 种用地类型, 这可能导致其氮形态浓度分布不同的重要原因。

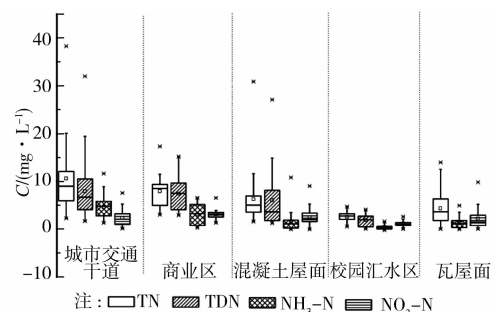


图 4 不同下垫面暴雨径流中氮赋存形态 EMCs

2.2 不同下垫面暴雨径流中氮赋存形态浓度构成分析

为进一步分析不同下垫面暴雨径流的氮赋存形态构成特点, 对所监测的 5 种城市用地类型的暴雨径流进行了详细解析 (图 5), 同时, 统计了其他学者

对城市不同用地类型暴雨径流中氮类污染物的研究结果(表 2)。在表 2 中, Taylor 等^[7]研究了墨尔本综合性排水区的暴雨径流情况, 该汇水区用地类型包括居民区、商业区和公园等主要用地类型; Gan 等^[14]分析了广州天河区交通道路暴雨径流的总氮和硝态氮浓度。Lee 等^[15]研究了韩国大田和清州居住区、工业区的径流水质特性, 根据作者的研究数据, 将各类用地类型雨天径流的氮类污染物浓度值平均化处理后列于表 2。

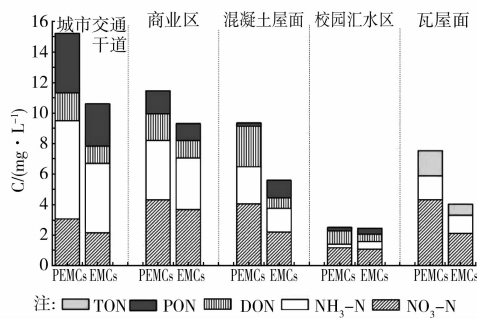


图 5 不同下垫面暴雨径流中氮赋存形态 EMCs 构成

表 2 不同学者的研究结果总结

土地利用	TN/ (mg· L ⁻¹)	(NH ₃ -N/ TN)/ %	(NO ₃ -N/ TN)/ %	(DON/ TN)/ %	(PON/ TN)/ %	文献
商业区	1.2	4.0	29.0	25	41	[12]
中密度住宅区	1.7	6.0	32.0	20	42	[12]
农村居住区	3.5	21.0	41.0	17	21	[12]
铝面屋顶	0.5	27.0	27.0	18	29	[12]
商业居住混合区	1.5	5.0	51.0	21	23	[12]
高密度住宅区	2.3	8.0	28.0	20	43	[12]
墨尔本	2.1	13.0	36.0	28	24	[7]
居住区	2.1	14.8	28.6	—	—	[6]
混合居住区	2.0	19.5	28.5	—	—	[6]
商业区	2.1	23.8	28.6	—	—	[6]
混合商业区	2.0	30.0	29.0	—	—	[6]
工业区	2.1	20.0	32.9	—	—	[6]
混合工业区	1.7	34.1	34.7	—	—	[6]
公共机构	2.0	15.5	30.0	—	—	[6]
高速公路	2.3	46.5	12.2	—	—	[6]
空地	1.3	13.8	45.4	—	—	[6]
城区	—	32.1	13.1	—	—	[8]
农村区域	—	5.9	49.9	—	—	[8]
		7.3	48.0			
交通道路	(城区); 4.8 (郊区)	—	(城区); 31.0 (郊区)	—	—	[14]
居住区	10.3	—	8.9	—	—	[15]
工业区	6.5	—	20.0	—	—	[15]

注:“—”指未测或作者未给出;文献[6]的数据以中间值表示。

尽管 PEMC₁₀ 与 EMCs 有明显不同(校园汇水区除外),但两者氮赋存形态构成比例并无明显区别(混凝土屋面和校园汇水区除外)。在校园汇水区中,PEMC₁₀ 中 NH₃-N 比重小于 EMCs,可能是由于初始径流中受下水道原有水流的混合稀释作用,导致 PEMC₁₀ 中 NH₃-N 比重低而 NO₃-N 比重高。水泥屋面 PEMC₁₀ 的 PON 比重低于 EMCs,可是受到暴雨冲刷作用的影响。

PON 是指以颗粒态形式存在的氮,该部分氮可通过过滤、沉淀等手段较容易的去除。交通干道 EMCs 的 PON 比例最高,但仅有 26%。对于 PON 来说,所占比重由高到低依次为交通干道(26%)、水泥屋顶(21%)、校园汇水区(16%)、商业区(12%),这可能与各种用地布局的污染物来源有关。交通车辆所排放的污染物是交通干道污染物的主要来源,包括轮胎磨损、颗粒物散落等,这使得交通干道地表径流的 TSS 浓度较高,相应的 PON 的比重也得到了提高;大气干湿沉降是沥青屋面污染物累积的主要来源,由于水泥屋面基本呈水平布置,容易造成污染物在屋顶的累积,加之清扫不及时,使得水泥屋顶暴雨径流中的 PON 含量处于相对较高的水平;校园汇水区的污染物累积主要来自交通工具、行人活动等,但相对于交通干道来说,校园内的交通负荷明显下降,这可能是造成校园综合性汇水区暴雨径流中的 PON 比重低于交通干道的原因之一;商业区行人密度高,轻型车辆通过的频率较低,污染物主要来源为行人活动、汽车行过时产生的污染物,这使得商业区暴雨径流中虽然总氮浓度比较高,但 PON 比例较低。总体来看,商业区和校园汇水区 PON 比重(12%~16%)接近,而交通干道和水泥屋顶(21%~26%)接近。

TDN 包括 DIN 和 DON, DIN 又包括 NH₃-N、NO₂-N 和 NO₃-N。通常情况下,地表水体中的 NO₂-N 含量常被忽略^[8]。不同用地类型暴雨径流的氮赋存形态构成并不完全一致,总体看来,重庆地区暴雨径流中氮赋存形态中以 TDN 占多数(73%~82%),这与墨尔本地区^[7]和 Francey 等^[12]总结的澳大利亚东南部地区农村居住区、铝面屋顶和商业住宅混合区 3 种用地类型的研究结果十分接近,而澳大利亚东南部的商业区、中密度住宅区和高密度住宅区 3 种用地类型的 TDN 比重则稍低于本研究结果,但仍达到了 50% 以上。

DIN (NH₃-N 和 NO₃-N) 可直接被水藻吸收利用,常被认为是水体富营养化的最重要驱动因素^[16]。尽管交通干道暴雨径流 TN 浓度高于商业

区,但对 DIN 来说,商业区暴雨径流的 EMCs 反而大于交通干道。重庆地区暴雨径流中 DIN 占到 TN 的 63%~82%,其中瓦屋面和商业区暴雨径流的 DIN 比重可分别达到 82%和 76%,与其他研究结果相比^[6-8,12],本研究中 DIN/TN 处于相对较高水平。整体上看,Pitt 等^[6]总结的美国暴雨径流中 DIN/TN 值(平均 46.9%)低于澳大利亚东南部地区(平均 53.5%);美国 DIN/TN 最高的为混合工业区(68.8%),在澳大利亚东南部 DIN/TN 最高的为农村居住区(62%)(表 2),与本研究结果存在相似之处。

商业区、水泥屋面、校园综合汇水区、瓦屋面暴雨径流中氮赋存形态所占比例最高的均为硝酸根(NO_3-N),分别占各自 TN 浓度的 39%、39%、44%和 52%,而城市交通干道的 TN 浓度中比重最大的组分为 NH_3-N ,占 TN 的 43%。受大气沉降、降雨质量、降雨强度、汇水区下垫面特性、以及下垫面污染物来源的影响,降雨径流中氮类污染物浓度变化很大^[7],此外,氮类污染物在水力输送过程中其赋存形态有一定程度的迁移转化,受汇水区地形地貌、用地景观布局、降雨特征、径流来源等因素的影响,即使相同的汇水面积,暴雨径流的传输时间也不同,这也导致了氮类污染物转化程度的不同,因此,应当针对具体的环境特性进行深入研究,以为暴雨径流污染的控制提供切实的参考资料。

3 控制技术

城市暴雨径流中的氮主要以 TDN 为主,而且可生物利用的 DIN 为 TDN 中的主要组分,传统的城市暴雨管理方式已不能满足氮的去除要求,如路边沟坑^[17]、快速过滤系统、以传统方式构建的雨水滞留系统^[18]等。因此,寻求城市暴雨的高效脱氮技术势在必行。Taylor 等^[7]指出,暴雨径流脱氮系统必须有好氧条件促使硝化反应发生,并兼有足够的厌氧停留时间以促进反硝化反应的发生,由于硝酸根在总氮中的比例较高,反硝化反应是实现氮高效去除的关键步骤;Tamara 等^[9]也指出通过反硝化作用将氮转化成气体释放出去是降低水体中氮含量的最终出路。根据 5 种城市用地类型暴雨径流氮形态的研究结果以及“源—过程—汇”控制城市面源污染的思路^[19],提出城市暴雨径流脱氮对策。

3.1 暴雨径流氮源头控制

1) 绿色屋顶

通过城市不透水屋面的生态化改造,构建绿色屋顶是常用的暴雨径流源头控制技术之一。大量研究表明,水力停留时间是影响反硝化脱氮的关键因

素^[20]。但由于屋顶承重限制,增加暴雨径流在绿色屋顶中的停留时间以实现反硝化往往显得不可行^[9],绿色屋顶主要是完成了氮赋存形态的转化而未从水体中脱除氮,因此,绿色屋顶出水可收集回用于城市绿化,这对于缓解城市用水压力有重要意义,尤其在北方地区。绿色屋顶的构建应选择低营养盐含量的介质以及耐干旱胁迫能力强的植物,以避免绿色屋顶成为溶解性污染物的释放源^[21]。

2) 渗透路面

渗透路面可广泛用于广场、人行道等地点,以促进暴雨径流的下渗,通过改进渗透路面的设计也可以起到源头除氮的作用。如渗透砖下面可铺设一层石英砂、粉煤灰等物质,以提供微生物附着场所,促进硝化反应和 NH_3-N 的吸附;在渗透系统底部设置水流升降设施,已形成反硝化脱氮的条件等^[22]。

3.2 传输过程控制

在暴雨径流产生源和排水管道之间设置传输系统,避免暴雨径流直接经由排水管道排入受纳水体,可有效降低氮浓度^[23]。生物滞留系统是常用的传输过程控制技术之一。该系统是由植物、微生物、回填介质、排水系统等组成的陆生生态系统,通过植物吸收、微生物作用以及土壤细小颗粒的表面物化性质等的共同作用去除氮。一般说来,增加生物滞留系统深度,或者采取其他措施延长暴雨径流在系统内的输移途径,从而延长排水时间,脱氮效果较好,但脱氮效果同时还受回填介质中氮的背景含量、反硝化脱氮电子供体的影响^[24]。

3.3 暴雨径流汇控制

当含氮暴雨径流进入受纳水体后仍可以采取措脱除氮。常用的方式有人工湿地、生态浮岛等技术。人工湿地主要通过植物吸收和反硝化作用脱除氮,而生态浮岛则主要依赖植物吸收。人工湿地对氮的脱除效果具有一定的波动性,欲维持人工湿地良好的脱氮效果,应减少所用填料的氮含量,设置反硝化反应条件,并确保有充足的碳源^[9]。

4 结论

1) 氮浓度研究表明,交通干道暴雨径流 TN 的 EMCs 最高(10.6 mg/L),校园汇水区最低(2.4 mg/L);交通干道和商业区暴雨径流 NH_3-N 的 EMCs (3.4~4.6 mg/L)明显大于水泥屋面和瓦屋面(1.2~1.6 mg/L),而校园汇水区 NH_3-N 的 EMCs 则满足地表水环境质量标准(GB 3838—2002)Ⅲ类标准。

2) 尽管城市不透水下垫面暴雨径流 TN 的 PEMCs 大于 EMCs,但氮赋存形态构成并未发现有

明显区别。暴雨径流中的氮以 TDN 为主(占 TN 的 73%~82%),而 TDN 中又以 DIN 为主(占 TN 的 63%~82%)。

3)改良暴雨管理措施可有效提高暴雨径流中 TN 的去除率,改良措施的关键为人工创造反硝化所需要的条件,延长暴雨径流在控制系统内的水力停留时间,同时,选择低氮含量的填料作为控制系统的使用材料。

参考文献:

- [1] Seitzinger S P, Sanders R W, Styles R. Bioavailability of DON from natural and anthropogenic sources to estuarine plankton [J]. *Limnol Oceanogr*, 2002, 47 (2):353-366.
- [2] Metropolitan Washington Council of Governments. Urban runoff in the Washington metropolitan area, Final NURP report [R]. Washington, D C: Department of Environmental Programs, 1983.
- [3] Abal E, Moore K, Gibbes B, et al. State of Southeast Queensland waterways report [R]. Brisbane: Moreton Bay Waterways and Catchments Partnership, Queensland Government, Australia, 2001.
- [4] Davidson E A, Savage K E, Bettez N D, et al. Nitrogen in runoff from residential roads in a coastal area [J]. *Water Air Soil Pollution*, 2010, 210: 3-13.
- [5] Vitousek P M, Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? [J]. *Biogeochemistry*, 1991, 13: 87-115.
- [6] Pitt R, Maestre A, Morquecho R. The National Stormwater Quality Database [C]//World Water and Environmental Resources Congress, Salt Lake City, UT. ASCE, June, 2004.
- [7] Taylor G D, Fletcher T D, Wong T H F, et al. Nitrogen composition in urban runoff-implications for stormwater management [J]. *Water Research*, 2005, 39: 1982-1989.
- [8] Jin S Q, Lu J, Chen D J, et al. Relationship between catchment characteristics and nitrogen forms in Cao-E River Basin, Eastern China [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21: 429-433.
- [9] Collins K A, Lawrence T J, Stander E K, et al. Opportunities and challenges for managing nitrogen in urban stormwater: A review and synthesis [J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36: 1507-1519.
- [10] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [11] 张科峰, 李贺, 傅大放, 等. 三种不同屋面雨水径流重金属污染特性及影响因素分析[J]. *环境科学学报*, 2011, 31(4): 724-730.
- ZHANG Kefeng, LI He, FU Dafang, et al. Characteristics of heavy metal pollution in runoff from three different types of roofs [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(4): 724-730
- [12] Francey M, Fletcher T D, Deletic A, et al. New insights into the quality of urban storm water in South Eastern Australia [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2010, 136(4): 381-390.
- [13] 国家环保总局. 地表水环境质量标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [14] Gan H Y, Zhuo M N, Li D Q, et al. Quality characterization and impact assessment of highway runoff in urban and rural area of Guangzhou, China [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 140: 147-159.
- [15] Lee J H, Bang K W. Characterization of urban stormwater runoff [J]. *Water Research*, 2000, 34(6): 1773-1780.
- [16] Howarth R W, Sharpley A, Walker D. Sources of nitrogen pollution to coastal waters of the United States [J]. *Estuaries and Coasts*, 2002, 25(4): 656-676.
- [17] Butler D, Karunaratne S H P G. The suspended solids trap efficiency of the roadside gully pot [J]. *Water Research*, 1995, 29(2): 719-729
- [18] Kim H, Seagren E A, Davis A P. Engineered bioretention for removal of nitrate and stormwater runoff [J]. *Water Environmental Research*, 2003, 75(4): 355-367
- [19] 杨柳, 马克明, 郭青海, 等. 城市化对水体非点源污染的影响[J]. *环境科学*, 2004, 25(6): 32-39.
- YANG Liu, MA Keming, GUO Qinghai, et al. Impacts of the urbanization on waters non-point source pollution [J]. *Environmental Science*, 2004, 25(6): 32-39.
- [20] Klockner C A, Kaushal S S, Groffman P M, et al. Nitrogen uptake and denitrification in restored and unrestored streams in urban Maryland, USA [J]. *Aquatic Sciences*, 2009, 71: 411-424.
- [21] Emilsson T, Berndtsson J C, Mattsson J E, et al. Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems [J]. *Ecological Engineering*, 2007, 29: 260-271.
- [22] Collins K A, Hunt W F, Hathaway J M. Side-by-side comparison of nitrogens species removal for four types of permeable pavement and standard asphalt in Eastern North Carolina [J]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2010, 15(6): 512-521.
- [23] Walsh C J, Fletcher T D, Ladson A R. Retention capacity: a metric to link stream ecology and stormwater management [J]. *Journal of Hydrologic Engineering*, 2009, 14: 399-406.
- [24] Smith D P. Sorptive media biofiltration for inorganic nitrogen removal from stormwater [J]. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 2008, 134: 624-629.