

# 环境科学

# ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.9
第41卷 第9期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第9期
2020年9月15日

# 目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第9期 2020年9月
Vol.41, No.9 Sep., 2020

# 浅基质层干植草沟运行效果的现场实验

张佳炜, 李田*, 张庭秀
(同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

**摘要**: 摘要: 为避免设施出水下渗污染地下水并防止市政管道雨污倒灌进入设施,于上海市区高架路下方建造一座排水管上弯的不透型浅层干植草沟. 根据2019年汛期内进、出水量及水质的长期监测,对设施水文及水质控制效果进行评价. 结果表明监测期内设施径流总量控制率为39.4%,对初始雨强小于8.0 mm·h$^{-1}$的降雨具有明显峰值削减效果; 设施能有效去除道路径流中总悬浮固体(TSS)、化学需氧量(COD)、总磷(TP)和总氮(TN),污染物负荷去除率分别为95.4%、83.1%、90.0%和57.7%; 设施基质层添加的发酵木屑和排水管上弯的构造可在进水期实现反硝化并在前期无雨期(ADP)维持一定反硝化效果,设施水力负荷(HLR)的增大及无雨期的延长分别影响进水期与无雨期硝酸盐氮($NO_3^-$-N)的去除. 在基质层饱和渗透速率较高、厚度较浅条件下,设施有效改善了道路径流水质. 不透型干植草沟可与市区河道的调蓄容积结合,共同承担起高地下水位地区实现年径流总量与污染负荷控制率的任务.

**关键词**: 干植草沟; 不透型设施; 浅基质层; 水文效应; 水质改善; 反硝化脱氮
**中图分类号**: X52 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)09-4105-08 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202002005

# Performance Assessment of Field-scale Dry Grass Swale with Shallow Substrate Layer

ZHANG Jia-wei, LI Tian*, ZHANG Ting-xiu
(College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

**Abstract**: A field-scale dry grass swale with impermeable bottom and shallow substrate layer was built in Shanghai, where the groundwater table is very high, to avoid groundwater pollution caused by runoff infiltration. The underdrain pipe of the facility was up bended to avoid outside water flowing backward because local ground elevation is very low. Performance of the facility under the actual precipitation conditions was evaluated in the rainy season of 2019. The average runoff volume reduction is 39.4%, and the peak flow is reduced effectively when rain intensity is lower than 8.0 mm·h$^{-1}$. Influent mass load reduction of TSS, COD, TP, and TN are 95.4%, 83.1%, 90.0%, and 57.7%, respectively. Wood chips in the substrate layer and the saturated zone are effective for denitrification during the wet and dry periods, respectively. Hydraulic loading rate and antecedent drying period are the main factors affecting denitrification. Improved influent quality combined with the storage volume supplied by the local urban river network could meet the goal of annual runoff volume reduction and annual pollution load removal in districts with high groundwater levels.

**Key words**: dry grass swale; impermeable facility; shallow substrate layer; hydrological effect; water quality improvement; denitrification

道路径流是城市面源污染的重要来源,植草沟对包括道路径流在内的不透水铺面径流具有一定的水文与水质改善能力[1,2]. 文献[3]规定在设施底部距地下水最高水位小于1 m的场合,雨水渗滤设施需设防渗膜以避免下渗径流污染地下水. 由于上海及其周边地区地面高程低、地下水位高,适合此地域特点的干植草沟宜选用浅层不透型设计,同时将底部排水管上弯以避免汛期雨污水倒灌的风险.

现有报道多集中于径流通过就地下渗以实现水质改善[4,5],少数对设有排水管的干植草沟进行的现场实验表明[6,7],TSS和COD等污染物出水浓度存在波动,氮、磷营养物淋出问题严重[8,9],有关提升干植草沟水质净化效果尤其是脱氮除磷能力的研究仍有待进一步展开. 本课题组前期研究显示[10],浅基质层设施通过添加有机质和给水厂污泥可强化对半人工径流的脱氮除磷效果. 为探讨浅层干植草沟对高地下水位地区道路径流的实际水文及水质控制能力,本文建造了排水管上弯的浅基质层干植草沟设施并进行现场实验,通过评价设施在实际降雨条件下的运行效果,以期为浅层干植草沟在上海及其周边地区的工程应用提供技术支撑.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验设施

于上海内环高架与密云路段交界下方建造了应用规模的干植草沟设施,研究区域所处位置如图1. 设施由前置沉淀池和干植草沟组成,前置沉淀池可缓冲高架雨落管水流的波动,沉淀池后段装有60°

**收稿日期**: 2020-02-01; **修订日期**: 2020-03-31
**基金项目**: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07207001)
**作者简介**: 张佳炜(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为城市面源污染控制,E-mail: jiaweizhang0322@163.com
* 通信作者,E-mail: tianli@tongji.edu.cn


**图 1 采样点区域位置示意**

Fig. 1 Location of the dry grass swale

三角堰,结合超声波液位计和数据记录仪对道路降雨径流过程进行连续监测,数据记录间隔 5 min.

干植草沟外壁为 8 m×2.5 m×0.8 m 的砖壁混凝土底水池,汇水面积 200 $m^2$. 由于干植草沟的净化机制及基质组成与生物滞留设施相近,故本实验以相关技术标准为参考[11,12],根据上海地区的处理目标确定设施基质组成与配比(表 1). 干植草沟从上至下分别为蓄水层、植物、基质层和砾石排水层. 草皮选用狗牙根,可存活在排水性能良好的土壤中; 基质厚 30 cm,由发酵木屑、给水厂污泥、表层土及建筑砂按比例混合. 排水层厚 30 cm,上方铺设透水土工布及 5 cm 中砂,池底的穿孔排水管于出口处上弯 30 cm 在排水层形成饱水区(图 2).

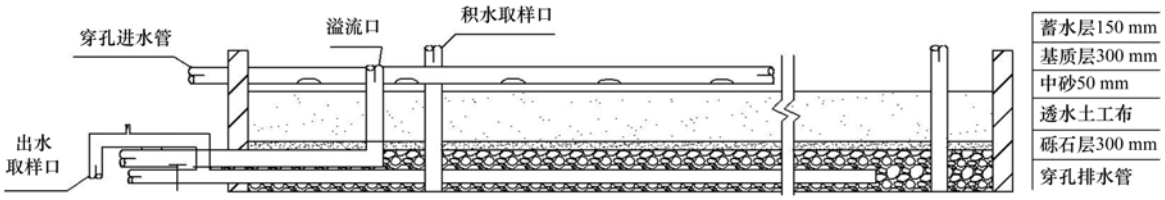



**图 2 设施主体剖面**

Fig. 2 Sectional view of the dry swale

**表 1 设施基质组成及饱和渗透速率**

Table 1 Composition and infiltration rate of the facility

| 基质组成 | 所占质量分数/% | 备注 |
|---|---|---|
| 表层土 | 25 | 壤质黏土 |
| 建筑砂 | 65 | 购于建材市场 |
| 给水厂污泥 | 7 | 铝盐混凝剂污泥 |
| 发酵木屑 | 3 | 榉木,发酵后 C/N 为 45.3 |
| 饱和渗透速率/cm·$h^{-1}$ | | 10.5 |

道路径流经高架雨落管和前置沉淀池,通过植草沟上方的穿孔管流入植草沟,设施出水由出水井排入市政雨水管道,出水井堰槽上方设有超声波液位计,可与三角堰结合分别对设施出水流量和溢流水量进行在线监测. 在距实验现场约 100 m 处屋顶安装 SL3-A 翻斗式自记雨量计,对同期场地降雨过程进行实时监测.

### 1.2 样品采集与水质监测

水质样品由人工采集. 在径流进入设施和设施底部产生出水的开始阶段,分别每隔 5 min 采集一次样品,持续 30 min,之后视具体雨强变化每隔 15 ~30 min 采集一次,分别测定过程样浓度. 在前期无雨期内(ADP),针对 ADP≥7 d 的降雨,于第 1、2、4 和 7 d 通过观察井采集底部积水样品并测定水质参数. 采集的水样均存放在 1 L 聚乙烯水样瓶并于 4℃条件保存,于采样后 24 h 内尽快检测.

监测水质指标包括总悬浮固体(TSS)、化学需氧量(COD)、总磷(TP)、溶解态磷(DP)、总氮(TN)、氨氮($NH_4^+$-N)及硝酸盐氮($NO_3^-$-N),除 COD 采用比色法(HACH DRP2010)进行水质分析外,其余各指标均采用文献[13]规定水质分析方法进行测定. 各指标均测定过程样并结合进、出水流量监测系统提供的瞬时流量,计算单场降雨的事件平均浓度(EMC).

### 1.3 数据分析

为有效反映设施在降雨初期的水文控制效果,针对监测期内产生出流的降雨事件,以进、出水第一个峰值为研究对象,根据公式(1)和(2)分别统计设施进、出水过程中峰值流量大小及延迟时间,计算各场降雨的初始峰值流量比($R_p$)及峰现延迟时间比($R_t$)[14]; 以道路产生径流到第一个进水峰值为时间跨度计算对应时段的初始降雨强度; 根据文献

[15]定义，参照公式(3)计算监测期内设施径流总量控制率；根据公式(4)计算各场降雨平均水力负荷(HLR)[16]，反映单位面积基质在单位时间内通过的径流量. 本实验通过单因素方差分析法对进、出水各污染物 EMC 均值进行显著性分析，利用皮尔逊相关系数法对所需变量相关性进行分析.

$$峰值流量比 = \frac{出水峰值流量}{进水峰值流量} \tag{1}$$

$$峰值延迟时间比 = \frac{出水峰值出现时间 - 进水开始时间}{进水峰值出现时间 - 进水开始时间} \tag{2}$$

$$径流总量控制率 = \frac{总降雨量 - 设施出流雨量}{总降雨量} \times 100\% \tag{3}$$

$$水力负荷 = \frac{径流体积}{时间 \times 设施面积} \tag{4}$$

## 2　结果与讨论

### 2.1　监测降雨事件

本实验以无雨期大于 6 h，降雨量大于 2.0 mm 视为一场有效降雨事件. 在 2019 年 4 ~ 8 月监测期内共发生有效降雨 31 场，降雨量与往年同期相比相对充沛. 监测期内所有产生出流的降雨事件中，共采集到完整进、出水水质样本 12 场，其中降雨量小于 10.0 mm 的 1 场，10.0 ~ 24.9 mm 的 5 场，25.0 ~ 49.9 mm 的 3 场，大于 50.0 mm 的 3 场，相关降雨特征见表 2，上述降雨事件包含不同类型降雨，相关水质检测结果具有代表性.

**表 2　监测期 12 场降雨事件特征统计**

Table 2　Characteristics of 12 monitored rainfall events

| 日期(月-日) | 降雨历时/h | 无雨期/d | 降雨量/mm | 平均雨强/mm·h$^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|
| 04-09 | 3.8 | 5.8 | 12.7 | 3.3 |
| 04-22 | 2.5 | 0.4 | 13.4 | 5.4 |
| 05-26 | 17.9 | 26.3 | 34.6 | 1.9 |
| 06-18 | 20.3 | 3.9 | 55.8 | 2.7 |
| 06-21 | 2.3 | 1.8 | 23.9 | 10.4 |
| 06-30 | 13.8 | 0.3 | 64.1 | 4.6 |
| 07-09 | 3.9 | 2.2 | 35.6 | 9.1 |
| 07-25 | 1.6 | 0.9 | 9.2 | 5.8 |
| 08-04 | 5.4 | 7.4 | 15.8 | 2.9 |
| 08-09 | 38.6 | 5.4 | 68.1 | 1.8 |
| 08-13 | 1.5 | 2.3 | 12.2 | 8.1 |
| 08-18 | 1.4 | 2.6 | 25.9 | 18.5 |
| 最大值 | 38.6 | 26.3 | 68.1 | 18.5 |
| 最小值 | 1.4 | 0.3 | 12.2 | 1.8 |
| 中值 | 3.9 | 2.5 | 24.9 | 5.0 |
| 平均值 | 9.4 | 4.3 | 31.5 | 6.2 |

### 2.2　水文控制效果

对监测期内各场出流降雨的水文数据进行统计，峰值削减及峰现延迟情况与初始阶段降雨强度的关系如图 3. 由图 3(a)可知随初始降雨强度增加，$R_p$ 逐渐增大. 以中雨条件下最大小时雨强 8.0 mm·h$^{-1}$为界，当初始雨强大于 8.0 mm·h$^{-1}$时，除个别场次降雨外，监测期内整体降雨事件 $R_p$ 大于 0.5，即设施峰值削减率低于 50%. 设施 $R_t$ 随降雨强度增大而减小，暴雨(16.0 mm·h$^{-1}$)条件下 $R_t$ 接近 1.0，峰现延迟效果近乎消失[图 3(b)]，在 2019-07-09 降雨事件中，第一个进水峰值出现前的降雨强度为 7.1 mm·h$^{-1}$，以产生地表径流至第一个进水峰值为跨度计算得对应时段进水负荷为 3.5 cm·h$^{-1}$，低于基质 10.5 cm·h$^{-1}$的饱和渗透速率，设施因而实现良好的峰现延迟效果.

设施对不同降雨的水量削减幅度平稳，各场降雨的进、出水量除以设施面积得到进、出水深度分布如图 3(c)所示. 在饱和渗透速率相近的前提下，受基质厚度对雨水蓄纳的影响，设施可控制 9.0 mm 降雨，低于基质厚度 0.84 m，可控制 13.0 mm 降雨的生物滞留池[17]. 本设施监测期内径流控制率为 39.4%，由于设施选用了不透型设计，且高架桥遮盖下草皮蒸发作用有限，径流无法通过下渗和蒸发实现有效的就地消纳[9]，故与前人报道 42% ~ 85% 的削减效果存在差距[18].

### 2.3　水质净化效果

#### 2.3.1　TSS 与 COD

不同降雨事件中设施进、出水 TSS 与 COD 的 EMC 分布如图 4 所示. TSS 出水为 21 ~ 35 mg·L$^{-1}$，平均质量浓度去除率达 93.0%，与前人研究相近[19]. 干植草沟对 TSS 的去除依靠基质的过滤和沉淀作用[20]，监测期结束后于设施前、后段分别挖取

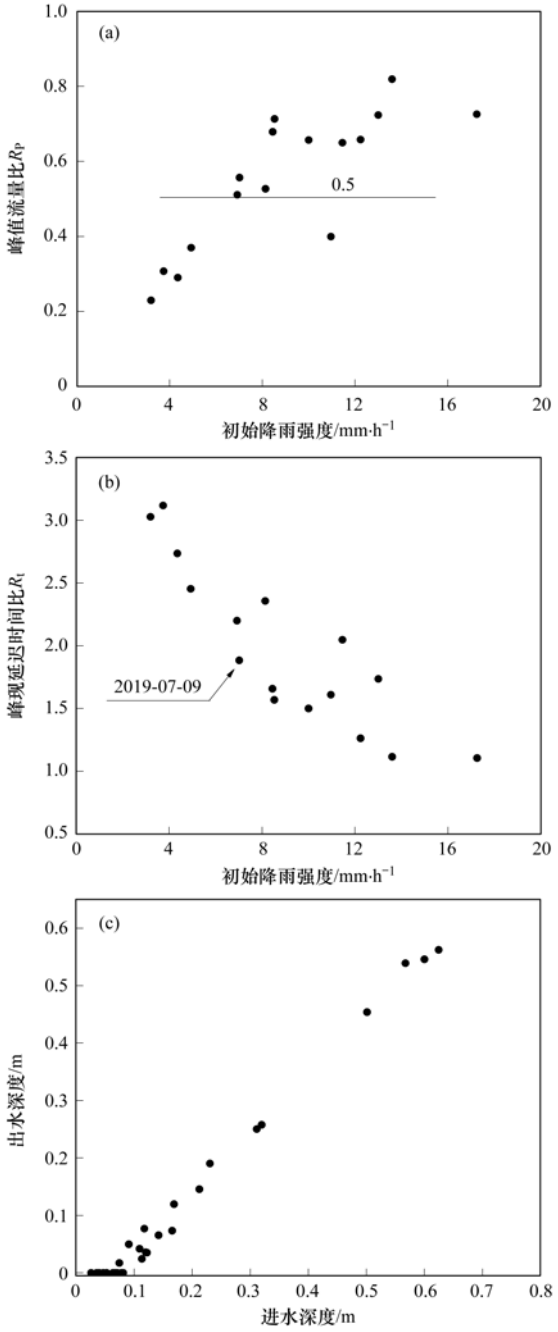



**图 3 设施水文控制效果**

Fig. 3 Hydraulic performance of the facility

基质层 0 ~ 10、10 ~ 20 和 20 ~ 30 cm 的土样研究发现,监测期内基质存在明显层化现象,0 ~ 10 cm 基质与中、下层相比颜色明显变深,表明悬浮颗粒主要在基质层上部得到截留,浅基质厚度未明显影响 TSS 的去除效果. 由于采用了沿程进水的方式,设施前后段接受的进水次数相对均匀,故前后采样点的表层基质颜色无明显差别.

设施运行前期(4 ~ 6 月),由于投入运行时间较短,基质清洗不完全,基质层所含杂质随径流下渗淋出,导致 COD 出水浓度较高; 经约两个月、累积进水量 133.7 mm 的运行后,出水 COD 降至 24 ~ 36 mg·L$^{-1}$(6 ~ 8 月),水质可达地表水 V 类水标准. 设施进水 TSS 与 COD 呈显著相关($r = 0.83$, $P < 0.01$)(图 5),表明进水 COD 主要以悬浮颗粒态存在并被基质过滤截留[21],截留在基质内的有机物经微生物分解利用得到去除[9]. Yuan 等[19] 对基质厚 0.6 m 的生物滞留现场设施监测显示,COD 质量浓度去除率为 59.1%,出水 54 mg·L$^{-1}$,与之相比本实验 COD 平均去除率为 74.3%,在 30 cm 基质厚度条件下实现了较好的净化效果.

### 2.3.2 设施除磷效果

进、出水 TP 与 DP 的 EMC 分布见图 6. 监测期内未发生出水淋出现象,径流 TP 的平均质量浓度去除率为 84.8%,出水范围 0.05 ~ 0.11 mg·L$^{-1}$,设施对 TP 去除效果显著且优于同类设施[22],原因在于设施选用了营养物质含量较低的发酵木屑作为有机质,避免如堆肥等有机物因氮、磷含量高而带来出水 DP 淋出问题[23],同时基质增添了质量比为 7% 的给水厂铝盐沉淀污泥,利用 $PO_4^{3-}$ 取代羟基或水分子的配体交换机制[24],强化了对径流 DP 的吸附去除. 加之设施对 PP 良好的截留沉淀效果[25,26],因而有效降低了出水 TP 浓度,与进水水质相同和基质组成相似的 80 cm 生物滞留池相比取得了更好的

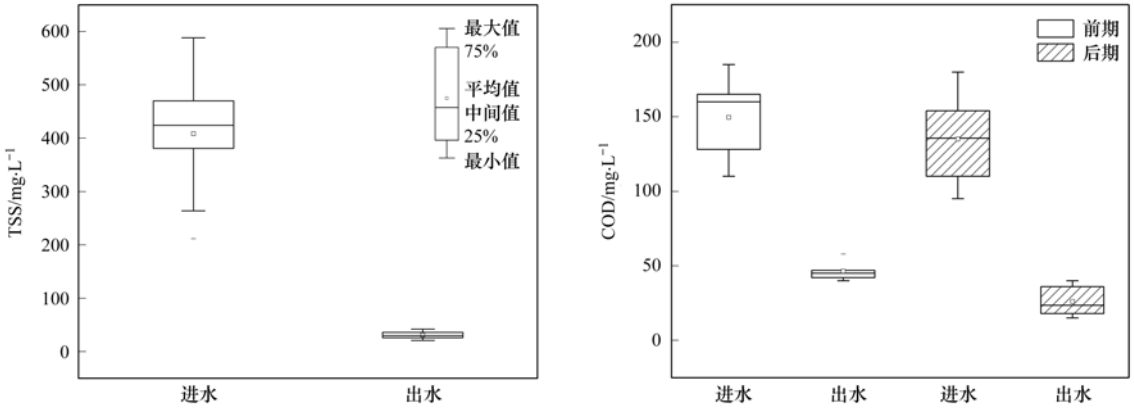



**图 4 TSS 和 COD 的 EMC 分布**

Fig. 4 EMC of TSS and COD in influent and effluent of the facility

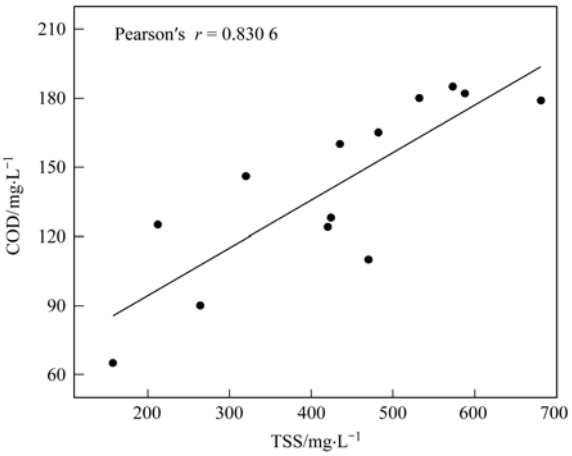



**图 5　设施进水 TSS 与 COD 的相关性分析**

Fig. 5　Correlation between TSS and COD in influent

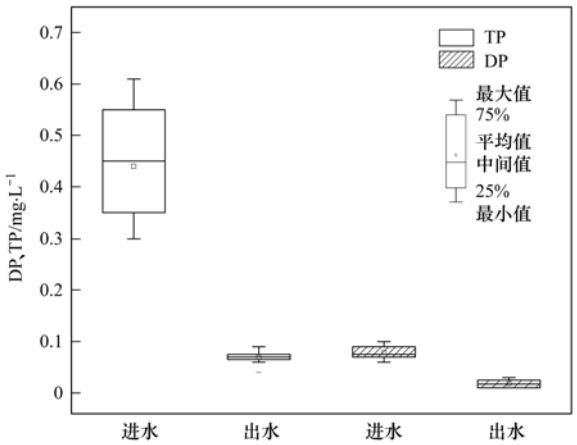


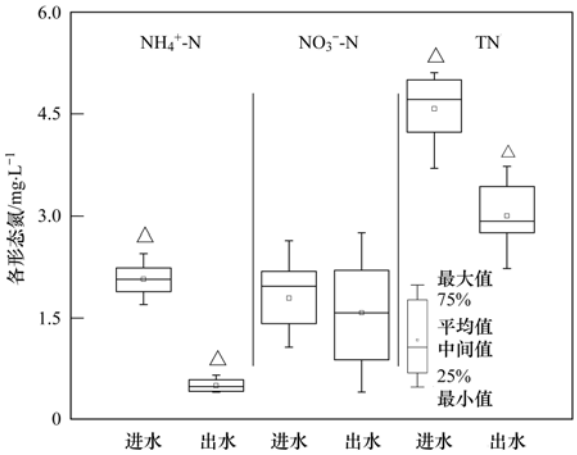

**图 6　TP 和 DP 的 EMC 分布**

Fig. 6　EMC of TP and DP in influent and effluent of the facility

除磷效果[27].

### 2.3.3　进水期设施脱氮效果

监测降雨事件中设施进、出水中 TN、$NH_4^+$-N和 $NO_3^-$-N的 EMC 分布如图 7. TN 与$NH_4^+$-N出水均显著低于进水浓度($P<0.05$),平均质量浓度去除率分别为40.9%和69.1%,所有降雨事件均未发生 TN 与$NH_4^+$-N淋出. 在径流下渗过程中设施利用基质的阳离子交换能力,实现了对$NH_4^+$-N的有效吸附. 有关模拟柱分层取样的实验表明[28], 35 cm 的基质厚度可实现对进水$NH_4^+$-N约 75% 的吸附去除,质量浓度由 2.59 mg·L$^{-1}$降至 0.40 ~ 0.86 mg·L$^{-1}$,本设施经 30 cm 基质净化后的 $NH_4^+$-N 出水为 0.46 mg·L$^{-1}$,显示出良好的去除效果.




Δ 表示进出水存在显著差异

**图 7　$NH_4^+$-N、$NO_3^-$-N和 TN 的 EMC 分布**

Fig. 7　EMC of $NH_4^+$-N, $NO_3^-$-N, and TN in influent and effluent of the facility

$NO_3^-$-N是造成多种 LID 设施发生氮素淋失的主要因素,已有研究显示现场设施中$NO_3^-$-N去除效果波动较大[4,23]. 本文 12 场降雨事件中共发生 4 次出水$NO_3^-$-N 淋出, 进水期$NO_3^-$-N 平均浓度去除率 27.8%,进、出水未呈显著差异($P>0.05$). HLR 作为影响污染物去除效果的重要因素[29,30],由于本设施与其他设施相比基质层浅,污染物与基质接触时间短[31],运行效果更易受 HLR 影响. 通常认为 LID 设施的反硝化发生在两场降雨之间的无雨期[32], $NO_3^-$-N在后一场降雨发生前得到去除,即进水期 HLR 变化不会对$NO_3^-$-N去除效果产生影响. 根据公式(4)对 12 场事件中 HLR 与$NO_3^-$-N去除率的相关性分析表明(图 8), HLR 与$NO_3^-$-N去除率呈显著负相关($r=-0.83$, $P<0.05$), HLR 会影响进水期$NO_3^-$-N的去除. 设施在进水期发生反硝化过程中,基质层添加的发酵木屑不仅有助于在进水期形成缺氧环境,同时提供了补充碳源[33]. HLR 增大表明单位时间内通过的径流体积增多,径流中携带以及由上次进水$NH_4^+$-N、有机氮转化而来的$NO_3^-$-N与基质接触不充分,反硝化能力较弱,因而出水$NO_3^-$-N浓度相应升高. 本设施基质层浅且渗透速率偏高,但在 30 cm 的厚度条件下仍实现了较好地反硝化脱氮效果,在需要更好脱氮效果的场合,可考虑通过降低渗透速率、进一步提高进水的布水均匀性等措施提高设

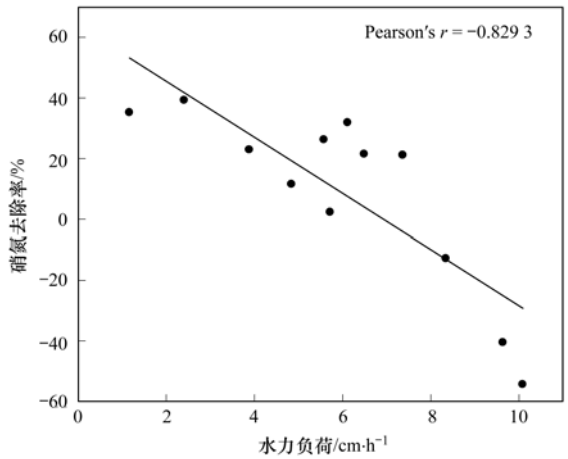



**图 8　HLR 与$NO_3^-$-N去除率的相关性拟合**

Fig. 8　Correlation between HLR and removal of $NO_3^-$-N in effluent

施脱氮能力.

### 2.3.4 无雨期饱水层生物作用

在排水层构造饱水区是生物滞留等 LID 设施强化无雨期脱氮效果的措施之一[34],本设施为适应高地下水位地区的应用,通过排水管上弯的方式避免设施底部雨污倒灌,底部排水区因此在降雨过后呈饱水状态. 本实验选取 ADP≥7 d 的降雨事件为研究对象,监测设施饱水区中各氮素及 COD、BOD 质量浓度随无雨期时长的变化情况(图 9).

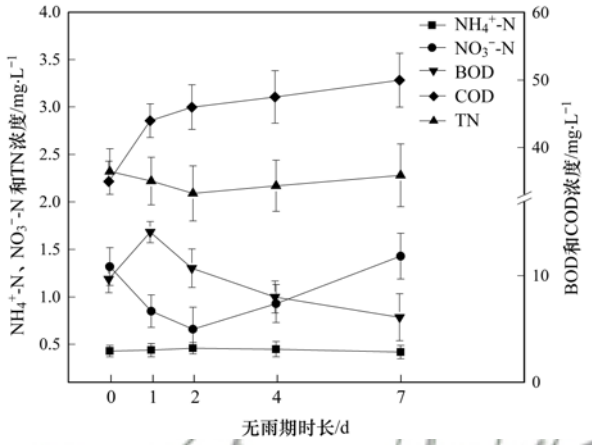



**图 9 污染物在无雨期内的质量浓度变化**

Fig. 9 Concentration of different pollutants in saturated zone during ADP

在无雨期较短条件下(ADP <4 d),$NO_3^-$-N和 TN 质量浓度随时间延长有所下降,这是因为高架桥下设施草皮蒸发量有限,基质含水率较高、透气性差,底部饱水区在无雨期初期呈缺氧环境,有利于反硝化发生. 无雨期时长与饱水区积水$NO_3^-$-N去除率的相关性分析表明(图 10),无雨期时长的持续增加不利于该期间反硝化脱氮的进行($r = -0.61$, $P < 0.05$). 无雨期延长,基质含水率持续下降,加之基质层厚度有限,氧气易穿过基质通气孔隙进入饱水区,破坏底部缺氧环境与反硝化过程,积水中有机氮在好氧条件下经矿化和硝化作用造成$NO_3^-$-N上升,从而不利于整个降雨-间歇周期设施出水 TN 的降低.

BOD 在无雨期初期较设施出水有所升高,原因在于上场降雨的积水在无雨期得到净化排出,本场

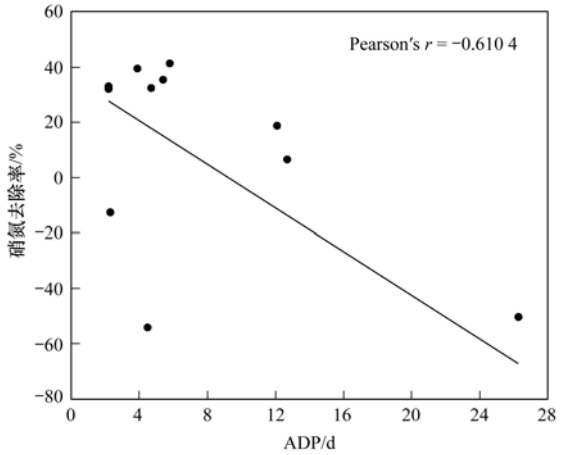



**图 10 无雨期时长与$NO_3^-$-N去除率的相关性拟合**

Fig. 10 Correlation between ADP and removal of $NO_3^-$-N in effluent

降雨产生的未经无雨期净化的下渗雨水在饱水区滞留,后随生化反应进行 BOD 发生下降. TN 和 COD 的浓度测定结果受积水样品采集操作影响,由于观察井内积水易受扰动,沉积在饱水区底部的相关颗粒成分在水质分析过程中被消解,因而 TN 和 COD 在无雨期后期的浓度存在轻微上升,虽然采样操作影响在前期同样存在,但受反硝化作用抵消,无雨期前期 TN 浓度仍呈降低趋势. 此外,氨化和硝化作用的共同发生使得积水$NH_4^+$-N浓度未发生明显变化[35].

## 3 设施运行效果评价

以各场降雨 EMC 均值为代表对设施污染负荷控制效果进行综合评价. 在降雨量充沛的上海实际应用条件下,本设施与国外报道的现场研究相比,具有较好的污染物质量负荷控制效果(表 3). 由于出水水量削减作用的存在,设施对污染物的负荷去除效果均优于前文所述浓度去除效果,TSS、COD、TP 和 TN 质量负荷去除率分别为 95.4%、83.1%、90.0% 和 57.7%. 设施通过排水管上弯的构造和含有发酵木屑、给水厂污泥的改良基质,有效控制了基质中营养物质的淋出,降低了 TP 以及$NO_3^-$-N的出水负荷,强化了脱氮除磷能力.

**表 3 监测期进水、出水污染物质量负荷**

Table 3 Mass load of pollutants in runoff and effluent

| 类型 | 项目 | TSS | TP | TN | COD | $NH_4^+$-N | $NO_3^-$-N |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 质量负荷/g·m$^{-2}$ | 径流 | $2.4\times10^3$ | 2.48 | 25.90 | $0.77\times10^3$ | 10.09 | 9.66 |
| | 出水 | $0.1\times10^3$ | 0.25 | 10.96 | $0.13\times10^3$ | 2.19 | 6.08 |
| 质量削减率/% | 本实验 | 95.4 | 90.0 | 57.7 | 83.1 | 78.3 | 37.0 |
| | 文献[4] | 82.7 | 14.7 | 77.2 | | | |
| | 文献[36] | 93.0 | 86.2 | 37.2 | | | |

由于设施底部的不透型设计无法实现径流的就地消纳,式(3)计算所得的径流控制率与文献[3]提出的市域内年径流总量 75% 控制率的规划目标存在差距. 本实验采用的基质层饱和渗透速率高,在服

务面积比 10% 的条件下，整个汛期未发生溢流，道路径流水质通过设施得到明显改善，该型植草沟与市区河道的调蓄容积结合，可共同承担起径流总量控制与污染负荷削减的任务.

## 4　结论

（1）在 2019 年实际降雨条件下，基质厚度 30 cm，服务面积比 10% 的不透型干植草沟可蓄纳 9.0 mm 降雨，对初始雨强小于 8.0 $mm \cdot h^{-1}$ 的降雨峰值削减效果明显. 2019 年汛期设施径流就地消纳比例为 39.4%.

（2）基质层添加发酵木屑的浅层干植草沟可在进水期发生反硝化脱氮，HLR 的升高影响 $NO_3^-$-N 去除效果. 排水管上弯的构造可在底部形成缺氧环境，在无雨期较短条件下实现积水的反硝化，有利于降低整个降雨-间歇周期出水 TN 浓度. 基质添加 7% 给水厂污泥提高了设施 TP 去除效果.

（3）适合高地下水位地区的浅层干植草沟水质净化效果良好. 设施对高架道路径流中 TSS、COD、TP 和 TN 的平均质量浓度去除率分别为 93.0%、74.3%、84.8% 和 40.9%；污染物质量负荷去除效果高于浓度去除效果，分别为 95.4%、83.1%、90.0% 和 57.7%. 该型植草沟通过净化缓排并结合河道的调蓄容积，可满足服务区域径流总量控制与污染负荷削减的目标.

**参考文献：**


[1] Purvis R A, Winston R J, Hunt W F, *et al*. Evaluating the hydrologic benefits of a bioswale in Brunswick County, North Carolina (NC), USA[J]. Water, 2019, **11**(6): 1291.

[2] Gong Y W, Yin D K, Liu C, *et al*. The influence of external conditions on runoff quality control of grass swale in Beijing and Shenzhen, China[J]. Water Practice & Technology, 2019, **14**(2): 482-494.

[3] 上海市政工程设计研究总院(集团)有限公司. 上海市海绵城市建设技术导则[R]. 上海：上海市政工程设计研究总院(集团)有限公司, 2016.

[4] Stagge J H, Davis A P, Jamil E, *et al*. Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff[J]. Water Research, 2012, **46**(20): 6731-6742.

[5] Winston R J, Lauffer M S, Narayanaswamy K, *et al*. Comparing bridge deck runoff and stormwater control measure quality in North Carolina [J]. Journal of Environmental Engineering, 2015, **141** (1), doi: 10.1061/(ASCE) EE.1943-7870.0000864.

[6] Purvis R A, Winston R J, Hunt W F, *et al*. Evaluating the water quality benefits of a bioswale in Brunswick County, North Carolina (NC), USA[J]. Water, 2018, **10**(2): 134.

[7] Shetty N, Hu R R, Hoch J, *et al*. Quantifying urban bioswale nitrogen cycling in the soil, gas, and plant phases[J]. Water, 2018, **10**(11): 1627.

[8] 黄俊杰，沈庆然，李田. 植草沟控制道路径流污染效果的现场实验研究[J]. 环境科学, 2015, **36**(6):2109-2115.
Huang J J, Shen Q R, Li T. Performance of grass swales for controlling pollution of roadway runoff in field experiments [J]. Environmental Science, 2015, **36**(6):2109-2115.

[9] Leroy M C, Portet-Koltalo F, Legras M, *et al*. Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area[J]. Science of the Total Environment, 2016, **566-567**: 113-121.

[10] 段进凯，李田，张佳炜. 强化浅基质层干植草沟对道路径流的脱氮效果[J]. 环境科学, 2019, **40**(6): 2715-2721.
Duan J K, Li T, Zhang J W. Nitrogen removal efficiencies from road runoff by dry grass swales with a shallow substrate layer[J]. Environmental Science, 2019, **40**(6): 2715-2721.

[11] Wynkoop Jr S E. Low-impact development design strategies: an integrated design approach [M]. Prince George's County, Maryland: Department of Environmental Resource, 1999.

[12] Iowa State University of Science and Technology. Iowa stormwater management manual[M]. Iowa State: owa State University of Science and Technology, 2008.

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

[14] 黄俊杰，沈庆然，李田. 植草沟对道路径流的水文控制效果研究[J]. 中国给水排水, 2016, **32**(3): 118-122.
Huang J J, Shen Q R, Li T. Study on hydrological effect of grass swales on road runoff[J]. China Water & Wastewater, 2016, **32**(3): 118-122.

[15] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 海绵城市建设技术指南——低影响开发雨水系统构建(试行)[M]. 北京：中国建筑工业出版社, 2015.

[16] 万哲希. 木屑强化生物滞留设施脱氮的效果及其机质[D]. 上海：同济大学, 2019.

[17] Winston R J, Dorsey J D, Hunt W F. Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio [J]. Science of the Total Environment, 2016, **553**: 83-95.

[18] Hunt W F, Winston R J. Side-by-side evaluation of four level spreader-vegetated filter strips and a swale in eastern North Carolina[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2013, **68**(1): 60-72.

[19] Yuan D H, He J W, Li C W, *et al*. Insights into the pollutant-removal performance and DOM characteristics of stormwater runoff during grassy-swales treatment[J]. Environmental Technology, 2019, **40**(4): 441-450.

[20] Li H, Davis A P. Urban particle capture in bioretention media. I: Laboratory and field studies[J]. Journal of Environmental Engineering, 2008, **134**(6): 409-418.

[21] Niu Z G, Lv Z W, Zhang Y, *et al*. Stormwater infiltration and surface runoff pollution reduction performance of permeable pavement layers [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, **23**(3): 2576-2587.

[22] 王建军，李田，张颖. 给水厂污泥改良生物滞留填料除磷效果的研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(12): 4642-4647.
Wang J J, Li T, Zhang Y. Water treatment residual as a bioretention media amendment for phosphorus removal [J]. Environmental Science, 2014, **35**(12): 4642-4647.

[23] Li H, Davis A P. Water quality improvement through reductions of pollutant loads using bioretention [J]. Journal of Environmental Engineering, 2009, **135**(8): 567-576.

[24] Chahal M K, Shi Z Q, Flury M. Nutrient leaching and copper speciation in compost-amended bioretention systems[J]. Science of the Total Environment, 2016, **556**: 302-309.

[25] Liu J Y, Davis A P. Phosphorus speciation and treatment using

enhanced phosphorus removal bioretention [J]. Environmental Science & Technology, 2014, **48**(1): 607-614.

[26] 武俊良, 任玉芬, 王雪梅, 等. 城市道路径流的排污特征[J]. 环境科学, 2015, **36**(10): 3691-3696.
Wu J L, Ren Y F, Wang X M, *et al*. Characterization of pollutant wash-off in the urban stormwater [J]. Environmental Science, 2015, **36**(10): 3691-3696.

[27] 万哲希, 刘雨童, 李田. 木屑强化生物滞留池对径流中营养物质的长期有效去除[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2019, **47**(2): 215-221.
Wan Z X, Liu Y T, Li T. Long-term and effective removal of nutrients in stormwater using a Field-scale wood-chip bioretention system [J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2019, **47**(2): 215-221.

[28] Tang N Y, Li T. Nitrogen removal by three types of bioretention columns under wetting and drying regimes[J]. Journal of Central South University, 2016, **23**(2): 324-332.

[29] Lopez-Ponnada E V, Lynn T J, Ergas S J, *et al*. Long-term field performance of a conventional and modified bioretention system for removing dissolved nitrogen species in stormwater runoff[J]. Water Research, 2020, **170**: 115336, doi: 10.1016/j.watres.2019.115336.

[30] Wan Z X, Li T, Liu Y T. Effective nitrogen removal during different periods of a field-scale bioretention system [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(18): 17855-17861.

[31] Jiang C B, Li J K, Zhang B H, *et al*. Design parameters and treatment efficiency of a retrofit bioretention system on runoff nitrogen removal [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, **25**(33): 33298-33308.

[32] Glaister B J, Fletcher T D, Cook P L M, *et al*. Co-optimisation of phosphorus and nitrogen removal in stormwater biofilters: the role of filter media, vegetation and saturated zone [J]. Water Science & Technology, 2014, **69**(9): 1961-1969.

[33] Wan Z X, Li T, Shi Z B. A layered bioretention system for inhibiting nitrate and organic matters leaching [J]. Ecological Engineering, 2017, **107**: 233-238.

[34] Peterson I J, Igielski S, Davis A P. Enhanced denitrification in bioretention using woodchips as an organic carbon source [J]. Journal of Sustainable Water in the Built Environment, 2015, **1**(4): 04015004, doi: 10.1061/JSWBAY.0000800.

[35] Manka B N, Hathaway J M, Tirpak R A, *et al*. Driving forces of effluent nutrient variability in field scale bioretention [J]. Ecological Engineering, 2016, **94**: 622-628.

[36] Hatt B E, Fletcher T D, Deletic A. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale[J]. Journal of Hydrology, 2009, **365**(3-4): 310-321.

**HUANJING KEXUE** Vol. 41 No. 9
Environmental Science (monthly) Sep. 15, 2020

# CONTENTS