DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2018.03.14

鄱阳湖滨岸带对 N 素的净化及其影响因素

唐 丹[1],张展羽[1],夏继红[1],杨 洁[2],盛丽婷[1],陈晓安[1,2]

(1.河海大学水利水电学院,江苏 南京 210098;2.江西省水土保持科学研究院,江西 南昌 330029)

摘要:以鄱阳湖周边的土壤、水体为研究对象,在调查取样的基础上对典型滨岸带中 N 素分布及运移进行分析,利用主成分分析法对影响滨岸带对 N 素净化效果的因素进行排序。结果表明:鄱阳湖滨岸带采样点土壤 TN 质量比平均值为(0.721±0.275)mg/g,空间差异性大,且周边用地土壤 TN 质量比普遍高于临水区;水体 TN 质量浓度表现出周边内陆水体高于近岸湖水、汛前高于汛后的特征;滩地式滨岸带中的土壤 TN 质量比随滨岸带缓冲宽度增加而减少,且比值普遍低于堤岸式结构;滨岸带结构对 N 素净化率影响显著,滨岸带的净化效果与结构形式和植被配置有关。

关键词:N 素净化;TN 质量比;滨岸带;鄱阳湖

中图分类号:X524 **文献标识码**:A **文章编号**:1004-6933(2018)03-0085-06

Purification of N and its affecting factors by Poyang Lake riparian zone

TANG Dan[1], ZHANG Zhanyu[1], XIA Jihong[1], YANG Jie[2], SHENG Liting[1], CHEN Xiaoan[1,2]

(1. *College of Water Conservancy and Hydropower Engineering*, *Hohai University*, *Nanjing* 210098, *China*;
2. *Jiangxi Institute of Soil and Water Conservation*, *Nanchang* 330029, *China*)

Abstract: Taking the soil and water around the Poyang Lake riparian zone as the research object, the distribution and the transport of nitrogen in the typical riparian zone of the Poyang Lake were analyzed, and the influence of purification effect of N was discussed by the principal component analysis, which were based on researching and sampling. The results show that TN mass ratio of the soil around the lake is higher than near shore and the average value of TN mass ratio is (0.721±0.275) mg/g. TN concentration of water around the lake is higher than near shore, and TN concentration is higher before the flood season. TN mass ratio of the soil in the beach riparian zone is decreased with the increase of the buffer width, and the value is generally lower than the embankment riparian zone. The structure of riparian zone has significant influence on the purification rate of N, and the purification effect is related to the structure and vegetation configuration.

Key words: purification of N; TN mass ratio; riparian zone; Poyang Lake

农业面源污染中 N 肥的过量施用带来的水体富营养化问题受到国内外的普遍关注[1]。控制农业面源污染可以采用“控源截留”的方法,但在追求高产的形势下,大幅度减少 N 肥用量难以实现,因此,在 N 素向河湖迁移的过程中对其进行截留非常重要[2]。滨岸带净化技术是目前应用最为广泛且有效可行的中间调控手段,美国、加拿大以及欧洲一些国家已经不同程度地提倡使用滨岸缓冲带[3-6]。

基金项目:江西省水利科技项目(KT201507);江苏高校优势学科建设工程资助项目(YS11001)

作者简介:唐丹(1993—),女,硕士研究生,主要从事灌溉排水理论与技术方面研究。E-mail:tangdanjs@163.com

通信作者:张展羽,男,教授,博士生导师。E-mail:zhanyu@hhu.edu.cn

滨岸带对污染物的截留效果是滨岸带结构、植被配置、土壤理化性质以及污染物浓度等共同作用的结果,不同滨岸带的截留效果差异较大。Syversen 等[7]研究表明滨岸带 N 素净化率为 37% ~81%;Hefting 等[8]指出滨岸带可截留 38% ~63% 的 NO_3^--N;Lovell 等[9]研究认为滨岸带可去除 40% ~94% 的 NO_3^--N,年平均去除率在 50% 左右,总体来说,滨岸带对 N 素的去除效果较好。在我国,滨岸带对 N 素的阻控研究及应用尚处于初步阶段,仍需要进一步完善。

鄱阳湖流域是江西省重要农产品生产区,耕地面积占流域总土地面积的 42.1%[10],化肥和农药施用量的增加使水环境中的污染风险骤增[11]。近年来,鄱阳湖生态经济区的建设取得了显著成效[12],但是关于应用滨岸带技术对农业面源污染进行治理的研究尚不完备。本研究以鄱阳湖周边土壤、水体为研究对象,在调查取样的基础上分析鄱阳湖滨岸带中 N 素的分布特征,并探讨滨岸带中 N 素运移净化的影响因素,以期为鄱阳湖滨岸带的建设提供参考。

1 样品采集与研究方法

1.1 研究区概况

鄱阳湖(28°22′N ~29°45′N,115°47′E ~116°45′E)位于长江中下游南岸,江西省北部,是我国第一大淡水湖。鄱阳湖流域面积达 16.22×10^4 km^2,与赣江、抚河、信江、饶河、修水(以下称“五河”)尾闾相接,湖水调蓄后经湖口注入长江,是一过水性、吞吐型、季节性的浅水湖泊[13-14]。研究区内属温暖湿润的亚热带季风气候,年均气温 16.5 ~17.8℃,年均降雨量为 1 570 mm,具有降雨年际变化大的特点,入湖径流主要集中在 6—9 月,约占全年降雨的 60.7%[15-16]。4—9 月份因“五河”来水增多和长江干流洪水倒灌,水位上涨、湖面扩大,湖泊面积最大时可达 4 000 km^2,10 月后稳定退水,湖面缩小成一线,湖泊面积最小时不足500 km^2[17-18]。

1.2 样点布设

根据鄱阳湖周边地形、滨岸带结构与建设管理情况以及土地利用类型,围绕鄱阳湖共设置 14 个采样点,具体位置和基本情况见图 1 和表 1。根据结构形式,鄱阳湖滨岸带主要分为两类:堤岸式滨岸带(D),包括采样点 S1、S6、S7、S8、S9、S10、S14;滩地式滨岸带区(T),包括采样点 S2、S3、S4、S5、S11、S12、S13。采样时间为 2015—2016 年,分别在鄱阳湖涨潮前后的 5 月份和 10 月份现场采样,利用 GPS 记录经纬度坐标,保证采样地点的一致。

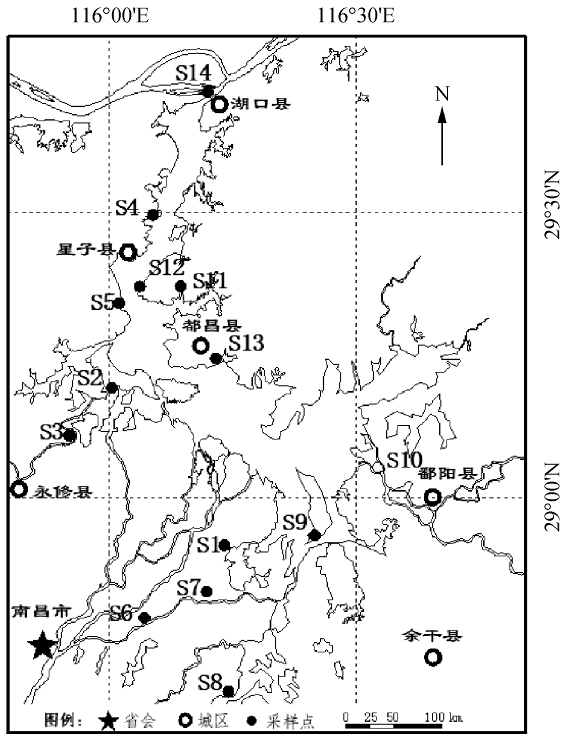


图 1 鄱阳湖滨岸带采样点位置

表 1 鄱阳湖滨岸带采样点基本信息

编号	结构	长度	植被类型	植被覆盖度	代表性	周边用地
S1	D	较短	b+c	适中	赣江中支入湖口	水田
S2	T	一般	b+c	适中	修水入湖口	旱地
S3	T	较长	b	密集	湖区滨岸	水田
S4	T	较长	b+c	适中	湖区滨岸	旱地
S5	T	一般	a	无	湖区滨岸	沙场
S6	D	一般	b+c	密集	赣江南支入湖口	水田
S7	D	一般	b	适中	赣江南支入湖口	水田
S8	D	短	b	适中	抚河入湖口	水田
S9	D	较短	b	稀疏	湖区滨岸	水田
S10	D	较短	b	密集	饶河入湖口	水田
S11	T	较长	b+c	稀疏	湖区滨岸	旱地
S12	T	较长	a	无	湖区滨岸	林地
S13	T	一般	b	稀疏	湖区滨岸	城区
S14	D	短	a	无	湖区滨岸	城区

注:滨岸带植被类型:a 为无,b 为草本,c 为灌木;缓冲带长度:<5 m 为短,5 ~10 m 为较短,10 ~30 m 为一般,>30 m 为较长;植被覆盖情况:<10% 为无,10% ~30% 为稀疏,30% ~70% 为适中,>70% 为密集。

1.3 样品采集

在所选滨岸带布设土壤采样点,对滩地式滨岸带分临水、中段、耕地 3 个地带取样,对堤岸式滨岸带按其结构分区分别在临水区、临水护坡、背水护坡、背岸用地取样。每个采样点取表层 0 ~20 cm 深度土壤装入自封袋中。所有土样带回室内,进行风干、过筛等预处理后采用凯氏定 N 法测定土壤全 N 质量比。同时,在所选勘测点采集近岸湖水和内陆周边田间、池塘水或灌渠水等,采集水样前对水样瓶

进行 3 次以上润洗，加酸保存，带回室内，采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度计法测定水中 TN 质量浓度。

1.4 研究方法

1.4.1 N 素净化规律的分析方法

N 素从周边水体进入到近岸水体的过程中，滨岸带起到了良好的阻控作用。为了定量分析 N 素净化效果，采用净化率来表征，计算公式为

$$E = \frac{W_{TN-Z} - W_{TN-H}}{W_{TN-Z}} \times 100\% \quad (1)$$

式中：E 为滨岸带 N 素净化率，%；W_{TN-Z} 为周边水体 TN 质量浓度，mg/L；W_{TN-H} 为近岸湖水 TN 质量浓度，mg/L。

为研究堤岸式和滩地式两种滨岸带结构在 N 素运移规律上的差异，对两者采用了非参数 K-S 检验[19]，其检验统计量 D_{mn} 的计算式为

$$D_{mn} = \max[\,|S_m(x) - R_n(x)|\,] \quad (2)$$

式中：$S_m(x)$、$R_n(x)$ 为两个样本的累计分布函数；m、n 为两个样本的容量。根据 D_{mn} 和 K-S 统计量临界值 $D_{mn,\alpha}$ 的相对大小可判断研究样本之间的差异情况，α 一般选为 0.01 或 0.05，若 $D_{mn} \geqslant D_{mn,0.01}$，则差异性极显著，若 $D_{mn} \geqslant D_{mn,0.05}$ 则差异性显著，否则不存在显著性差异。

1.4.2 N 素净化效果影响因素的分析方法

影响 N 素净化效果的因素包括滨岸带的结构、水文情况、土壤性质、土地利用格局、植被种类及覆盖度等，从可控性以及简易性的角度，本研究选取了滨岸带的结构、长度、植被类型、植被覆盖度、周边用地以及土壤性质 6 个因素。其中，土壤性质采用土壤 K 值来表征，计算公式为

$$K = \frac{S_{TN-L}}{S_{TN-Z}} \quad (3)$$

式中：S_{TN-L} 为临水区土壤 TN 质量比，mg/g；S_{TN-Z} 为周边用地土壤 TN 质量比，mg/g。

由于影响因素较多，故采用主成分分析法对其进行整理和排序。上述 6 个因素中滨岸带结构、植被类型、周边用地等属于分类变量，故需要对其进行赋值。按照赋值越高，越有利的原则，设滨岸带结构中滩地式为 1，堤岸式为 0；植被类型中，设无植被为 0，草本植被为 0.5，草本植被加木本植被为 1；周边用地中，设林地为 1，沙地为 0.5，耕地、水田、城区为 0。

2 鄱阳湖滨岸带中 N 素的分布特征

2.1 土壤中 N 素的分布特征

对采集的土样进行 TN 质量比的测定，并取均值进行分析，图 2 为滨岸带各采样点土壤 TN 质量比的空间分布。由图 2 可知，鄱阳湖滨岸带中土壤 TN 质量比平均值为(0.721 ±0.275) mg/g(共 98 个样本)，空间变异性较大。这主要与两方面因素有关：一是土地利用方式，二是土壤性质。土壤颗粒中砂含量较大时，可吸附的 N 营养盐会较少，土壤 TN 质量比较低，同时植被的配置、水文情况等也会对其造成一定的影响。

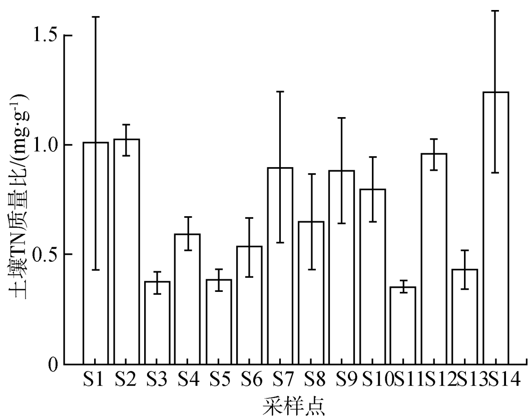


图 2 鄱阳湖采样点土壤 TN 质量比分布

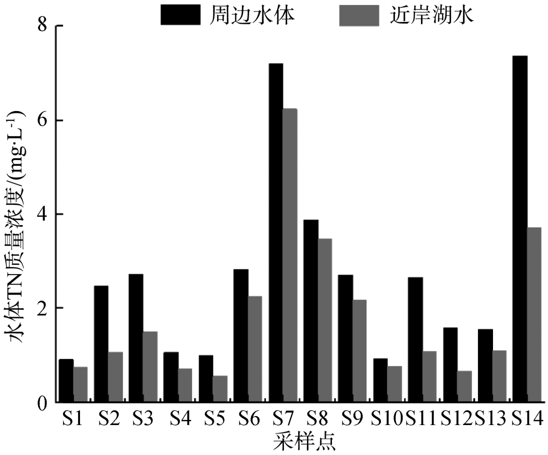
2.2 水体中 N 素的分布特征

鄱阳湖各采样点近岸及内陆周边水体 TN 质量浓度在汛期前后变化见表 2 和图 3。水体 TN 质量浓度的变异系数范围为 72.5% ~87.2%，属于中等变异，说明空间分布不均，变异性较大。汛期前，近岸湖水 TN 质量浓度为(1.862 ±1.623) mg/L，内陆周边水体 TN 质量浓度为(2.780 ±2.107) mg/L；汛期后，近岸湖水 TN 质量浓度为(1.630 ±1.396) mg/L，内陆周边水体 TN 质量浓度为(2.470 ±1.790) mg/L。对比汛期前后 TN 质量浓度可知，各采样点汛前 5 月水体 TN 质量浓度均高于汛后 10 月，这主要是由于春季是鄱阳湖地区农业活动的繁忙时节，人类活动导致外源输入 N 素较多[20]，而汛期大量降雨稀释并携带走了水体中累积的 N 素，导致水体 TN 质量浓度下降。从全年来看，鄱阳湖近

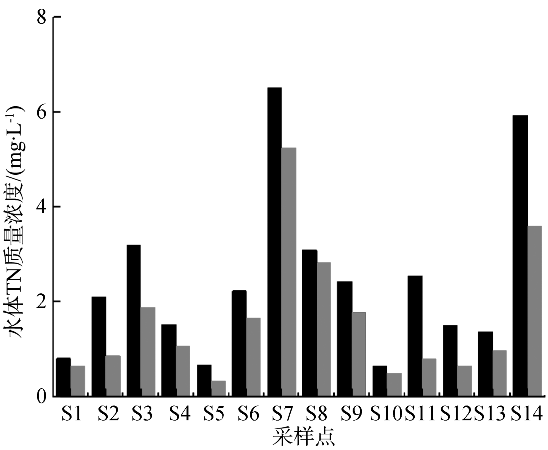
表 2 水体 TN 质量浓度空间分布统计

水样类别	采样月份	采样数/个	ρ(TN)/(mg·L^{-1})					变异系数/%
			平均值	最大值	最小值	中值	标准差	
近岸湖水	5	14	1.862	6.237	0.558	1.093	1.623	87.2
	10	14	1.630	5.245	0.332	1.015	1.396	85.6
周边水体	5	14	2.780	7.194	0.913	2.567	2.107	75.8
	10	14	2.470	6.504	0.650	2.170	1.790	72.5

岸湖水和内陆周边水体 TN 质量浓度都比较高，水体 N 素富营养化问题仍然存在。此外，对比各采样点内陆周边水体和近岸湖水发现，内陆周边水体 TN 质量浓度总要高于近岸湖水，这表明经过滨岸带的净化作用，水体中 TN 质量浓度有不同程度的削减。



(a) 5 月份



(b) 10 月份

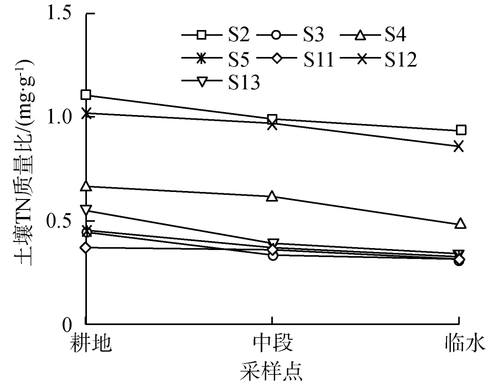
图 3 不同时间鄱阳湖采样点水体 TN 质量浓度分布

3 鄱阳湖滨岸带 N 素的运移净化及影响因素

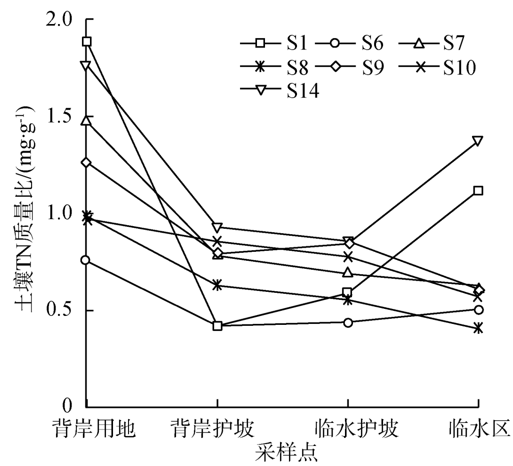
3.1 N 素的运移净化

3.1.1 N 素的运移

从本质上来讲，N 素的产生、迁移与转化过程是其从土壤圈向其他圈层特别是水圈扩散的过程，因此用土壤 TN 质量比的分布情况来表征 N 素在滨岸带中的运移过程(图 4)。由于滩地式和堤岸式两种滨岸带结构对 N 素的阻控机理不同，因此 N 素在两种结构下所表现出的运移规律具有较大差异。从总体上来说，周边用地中土壤 TN 质量比高于临水区，这主要是土壤吸附、植被吸收、微生物降解等物理-化学-生物作用降低了从周边用地迁移到临水区过程中水体的 TN 质量浓度[21]。在滩地式滨岸带中，耕地区土壤 TN 质量比为 0.446 ~ 1.112 mg/g，并且随缓冲带宽度增加而降低；在堤岸式滨岸带中，背岸用地土壤 TN 质量比在 0.757 ~ 1.886 mg/g，高于其他区的土壤 TN 质量比，但无明显的递减规律，其中 S7、S14 和 S1 样点临水区的土壤 TN 质量比高于背水护坡和临水护坡，这可能是水土流失将护坡中的 N 带入到堤坝两侧土壤并经过长期累积所致。研究表明，在淹水条件下，土壤中 TN 质量比越低，对水体中 N 的吸附能力就越强，释放 N 的能力越弱[22]，因此，在强降雨过程下，相比于堤岸式结构，滩地式滨岸带能够降低向水体中释放 N 营养盐的风险，有利于湖泊水体净化。



(a) 滩地式滨岸带采样点



(b) 堤岸式滨岸带采样点

图 4 两种滨岸带结构下 N 素的运移情况

3.1.2 N 素的净化

周边水体和近岸湖水中的 TN 质量浓度受多种因素的影响，通过对二者进行 Person 相关性分析可知，相关系数为 0.9，在 0.01 水平上相关，故采用二者的净化率 E 值来表征 N 素在滨岸带中的净化效果，E 值的分布及变化趋势见图 5。由图 5 可看出，各采样点 5 月和 10 月 E 值总体相差不大，但各个采样点之间具有明显不同。为检验这些差异是随机样点的差异还是结构不同所造成的差异，对两种滨岸带结构下的 E 值进行 K-S 检验，结果见表 3。两者的 K-S 检验统计量 Z 值为 1.604，渐近显著性水平值为 0.012，均小于 0.05，表明滩地式和堤岸式两种

滨岸带结构对 E 值影响显著。汛期前，滩地式滨岸带和堤岸式滨岸带的 E 值分别为 0.466 ± 0.122 和 0.214 ± 0.129，汛期后，两者 E 值分别为 0.479 ± 0.149 和 0.232 ± 0.093，表明滩地式滨岸带的净化效果优于堤岸式且空间差异较小。这一方面是因为在堤岸式滨岸带中，地表对 N 素的阻控过程被弱化，且鄱阳湖堤岸带多为硬质护坡，隔绝了原土壤的物质交换作用[23]，导致对 N 素的吸附效果不佳，进一步降低了滨岸带的净化作用；另一方面鄱阳湖滨岸带的宽度多表现为滩地式大于堤岸式，而流经滨岸带的含 N 水体的净化效果与滨岸缓冲带的宽度正相关[24]，因此滩地式滨岸带净化效果明显。

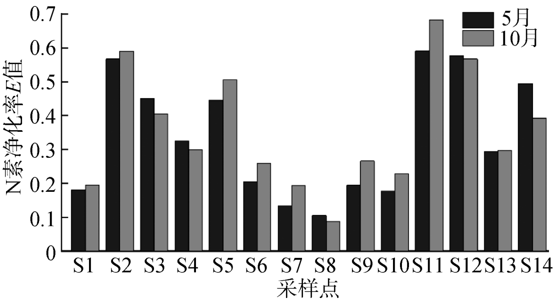


图 5　鄱阳湖 5 月和 10 月 E 值分布

表 3　两种滨岸带结构下 E 值的 K-S 检验

采样月份	滨岸结构	样本数	E 平均值	标准差	Z	显著性
5	T	7	0.466	0.122	1.604	0.012
	D	7	0.214	0.129		
10	T	7	0.479	0.149	1.604	0.012
	D	7	0.232	0.093		

3.2　N 素净化效果的影响因素

将滨岸带的结构 b_1、长度 b_2、植被类型 b_3、植被覆盖度 b_4、周边用地 b_5 以及土壤性质 b_6 等因子所对应的原始数据进行标准化处理后，得到各影响因素的标准值 b_{1z}、b_{2z}、b_{3z}、b_{4z}、b_{5z}、b_{6z}，并通过软件进行“降维”。将以上 6 个因子进行主成分分析，得出特征值和方差贡献的结果（表 4），一般选取特征值大于 1 的主成分，这表示该主成分的解释能力比直接引入原变量的平均解释能力大。在本研究中，特征值大于 1 的两个主成分的累计贡献率为 79.293%，

表 4　特征值和方差贡献表

主成分	特征值	贡献率/%	累计贡献率/%
B_1	2.858	47.628	47.628
B_2	1.900	31.665	79.293
B_3	0.580	9.663	88.956
B_4	0.289	4.824	93.779
B_5	0.261	4.353	98.132
B_6	0.112	1.868	100

故提取 B_1 和 B_2 作为新的因子。B 为综合因子，计算公式为

$$B = 0.47628B_1 + 0.31665B_2 \tag{4}$$

计算出各采样点的 B 值见表 5，其中，S_{12}、S_{11} 的 B 值最高，S_8 的 B 值最低，这说明 S_{12}、S_{11} 处的净化能力最好，S_8 处最弱。进一步对比各样点的 B 值和 E 值，两者的趋势基本一致，个别样点的波动可能是由于此分析方法纯粹从数学角度出发，缺少考虑生态效应所致[25]。因此，用综合因子 B 能在一定程度上描述滨岸带的净化效果，由于 B 与 B_1、B_2 有关，故 B_1、B_2 为影响滨岸带净化效果的主要因素。

表 5　各样点的 E 值与 B 值

采样点	E	B	采样点	E	B
S1	0.189	−0.665	S8	0.097	−1.426
S2	0.579	0.770	S9	0.231	−0.940
S3	0.430	0.722	S10	0.203	−0.823
S4	0.313	0.863	S11	0.638	1.121
S5	0.477	0.641	S12	0.573	1.386
S6	0.533	−0.373	S13	0.297	0.275
S7	0.163	−0.764	S14	0.445	−0.757

为了进一步明确 B_1、B_2 与原因子之间的关系，用方差极大法对因子荷载矩阵进行旋转，得到结果见表 6。从表 6 中可看出，B_1 在滨岸带结构、长度以及土壤 K 值 3 个因子上有较大荷载（荷载绝对值大于 0.8），反映了滨岸带净化效果与滨岸带构成的关系，故 B_1 与滨岸带结构形式相关。B_2 在植被类型及覆盖度 2 个因子上有较大荷载，表现了净化效果与植被的关系，故 B_2 与滨岸带的植被配置有关。另外，B_1 的贡献率大于 B_2 的贡献率，说明滨岸带结构形式和植被配置对净化效果都能产生较大影响，但是在本次研究中，结构形式的影响大于植被配置，故改良滨岸带的结构能在一定程度上提高滨岸带的净化效果，改善入湖水体的水质状况。

表 6　旋转后荷载矩阵

原始变量	B_1	B_2
滨岸带结构	−0.916	0.159
滨岸带长度	0.851	0.185
植被类型	0.145	0.874
植被覆盖度	−0.147	0.924
周边用地	−0.524	−0.135
土壤 K 值	0.828	−0.282

4　结　论

a. 鄱阳湖滨岸带中各样点土壤 TN 质量比平均值为（0.721 ± 0.275）mg/g，空间差异性较大。汛期前，近岸湖水 TN 质量浓度为（1.862 ± 1.623）mg/L，内陆周边水体 TN 质量浓度为（2.780 ± 2.107）mg/L；

汛期后,近岸湖水 TN 质量浓度为(1.630 ± 1.396) mg/L,内陆周边水体 TN 质量浓度为(2.470 ± 1.790) mg/L。各样点呈现汛前水体 TN 质量浓度均高于汛后、周边水体 TN 质量浓度高于近岸湖水的特征。

b. 鄱阳湖滨岸带中各样点周边用地土壤 TN 质量比均高于临水区。在滩地式滨岸带中,土壤 TN 质量比随缓冲带宽度增加而降低,且土壤 TN 质量比普遍低于堤岸式结构,表明滩地式滨岸带有利于降低向水体中排放 N 营养盐的风险。

c. 滨岸带的结构形式和植被配置都能对净化率产生较大影响,但是结构形式的影响大于植被配置,因此改良滨岸带的结构能在一定程度上改善入湖水体的水质状况。

参考文献:

[1] 于文华,张展羽,迟艺侠,等. 堤岸缓冲带土壤磷素时空分布及运移规律研究[J]. 南水北调与水利科技,2009,7(6):151-163.(YU Wenhua, ZHANG Zhanyu, CHI Yixia, et al. Experiment Study on Phosphorus Transport under improved bank buffer strips[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology,2009,7(6):151-163.(in Chinese))

[2] 汤家喜. 河岸缓冲带对农业非点源污染的阻控作用研究[D]. 沈阳:沈阳农业大学,2014.

[3] BERNHARDT E S, PALMER M A, ALLAN J D, et al. Ecology synthesizing U. S. river restoration efforts[J]. Science,2005,308:636-637.

[4] SMITH C M. Riparian pasture retirement effects on sediment phosphorus and nitrogen in channelized surface runoff from pastures[J]. New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research,1989,23(1):139-146.

[5] ABUZREIG M, RUDRA R P, WHITELEY H R, et al. Phosphorus removal in vegetated filter strips[J]. Journal of Environmental Quality,2003,32(2):613.

[6] MUSCUTT A D, HARRIS G L, BAILEY S W, et al. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agricultural[J]. Agriculture Ecosystems & Environment,1993,45(1/2):59-77.

[7] SYVERSEN N. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: the influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff[J]. Ecological Engineering,2005,24(5):483-490.

[8] HEFTING M, BELTMAN B, KARSSENBERG D, et al. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zones in the Netherlands[J]. Environmental Pollution,2006,139(1):143-156.

[9] LOVELL S T, SULLIVAN W C. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: evidence, promise, and open questions[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment,2006,112(4):249-260.

[10] 李荣芳,张颖. 鄱阳湖水质时空变化及其影响因素分析[J]. 水资源保护,2011,27(6):9-13.(LI Rongfang, ZHANG Ying. Analysis of spatial and temporal variation of water quality and its influencing factors in Poyang Lake[J]. Water Resources Protection,2011,27(6):9-13.(in Chinese))

[11] 梅涵一,刘云根,梁启斌,等. 阳宗海流域冬季典型农村污水污染特征及水质评价[J]. 水资源保护,2017,33(2):67-73.(MEI Hanyi, LIU Yungen, LIANG Qibin, et al. Pollution characteristics and water quality evaluation of typical rural sewage in winter in Yangzonghai Lake Basin[J]. Water Resources Protection,2017,33(2):67-73.(in Chinese))

[12] 熊新农. 鄱阳湖生态经济区建设的全局思考与区域规划[J]. 人民长江,2016,47(7):14-17.(XIONG Xinnong. Global thinking and regional planning of construction of Poyang Lake Ecological Economic Zone[J]. Yangtze River,2016,47(7):14-17(in Chinese))

[13] MA Dingguo, CHEN Jie, ZHANG Wenjiang, et al. Farmers' vulnerability to flood risk: a case study in the Poyang Lake Region[J]. Journal of Geographical Science,2007,17(3):269-284.

[14] 朱漫莉,高海鹰,徐力刚,等. 基于系统动力学办法的鄱阳湖流域水量平衡过程模拟与分析[J]. 水资源保护,2015,31(3):46-52.(ZHU Manli, GAO Haiying, XU Ligang, et al. Simulation and analysis of water balance process in Poang Lake Basin based on system dynamic approach[J]. Water Resources Protection,2015,31(3):46-52.(in Chinese)).

[15] 何宗健,吴志强,倪兆奎,等. 江湖关系变化对鄱阳湖沉积物氨氮释放风险的影响[J]. 中国环境科学,2014,34(5):1277-1284.(HE Zongjian, WU Zhiqiang, NI Zhaokui, et al. The influence of the River-Lake relation changed on the sediments ammonia nitrogen release risk of Poyang Lake[J]. China Environmental Science,2014,34(5):1277-1284.(in Chinese))

[16] 万金保,蒋胜韬. 鄱阳湖水环境分析及综合治理[J]. 水资源保护,2006,22(3):24-27.(WAN Jinbao, JIANG Shengtao. Analysis and comprehensive treatment of aquatic environment in Poyang Lake[J]. Water Resources Protection,2006,22(3):24-27.(in Chinese))

[17] 胡春宏,阮本清. 鄱阳湖水利枢纽工程的作用及其影响研究[J]. 水利水电技术,2011,42(1):1-6.(HU Chunhong, RUAN Benqing. Study on roles and impacts of Poyang Lake Water Control Project[J]. Water Resources and Hydropower Engineering,2011,42(1):1-6.(in Chinese))

(下转第 110 页)

[14] DEITERS R M. Organization for economic co-operation and development (OECD)[J]. Plant Physiology,2011,127(4):1405-1413.

[15] 薛培英,李庆召,颜昌宙,等. 黑藻吸附 Cu^{2+} 机制研究[J]. 环境科学,2011,32(6):1614-1619.(XUE Peiying,LI Qingzhao,YAN Changzhou,et al. Study on mechanism of Cu^{2+} biosorption by aquatic plant hydrilla verticillata (L. f.) royle[J]. Environmental Science,2011,32(6):1614-1619.(in Chinese))

[16] 黄丽萍. 水中典型抗生素的光化学降解研究[D]. 上海:东华大学,2011.

[17] ZHANG Z,LIU H,WU L,et al. Preparation of amino-Fe (III) functionalized mesoporous silica for synergistic adsorption of tetracycline and copper[J]. Chemosphere,2015,138(2):625-632.

[18] SONG J Y,ZOU W H,BIAN Y Y,et al. Adsorption characteristics of methylene blue by peanut husk in batch and column modes[J]. Water Science & Technology,2011,64(3):654.

[19] JIA M,WANG F,BIAN Y,et al. Effects of pH and metal ions on oxytetracycline sorption to maize-straw-derived biochar[J]. Bioresource Technology,2013,136(3):87-93.

[20] 郑家传. 利用水葫芦根系去除水中重金属的效率和机理研究[D]. 合肥:中国科学技术大学,2010:1-87.

[21] 宋现财. 四环素类抗生素在活性污泥上的吸附规律及其机理研究[D]. 天津:南开大学,2014.

[22] KURWADKAR S T,ADAMS C D,MEYER M T,et al. Effects of sorbate speciation on sorption of selected sulfonamides in three loamy soils[J]. Journal of Agricultural & Food Chemistry,2007,55(4):1370-1376.

[23] ZHAO Y,TAN Y,GUO Y,et al. Interactions of tetracycline with Cd (II),Cu (II) and Pb (II) and their cosorption behavior in soils[J]. Environmental Pollution,2013,180(3):206-213.

[24] LIU T,WU K. The effects of copper coexistence on the adsorption of tetracycline onto loess soil[J]. Journal of Water Sustainbility,2015,1(5):13-20.

[25] 荚德安. 土壤中四环素与铜的吸附行为及其影响因素研究[D]. 南京:南京林业大学,2008.

[26] TER LAAK T L,BARENDREGT A,HERMENS J L. Freely dissolved pore water concentrations and sorption coefficients of PAHs in spiked,aged,and field-contaminated soils[J]. Environmental Science & Technology,2006,40(7):2184-2190.

(收稿日期:2017-12-08　编辑:徐　娟)

(上接第 90 页)

[18] 陈建生,彭靖,詹泸成,等. 鄱阳湖流域河水、湖水及地下水同位素特征分析[J]. 水资源保护,2015,31(4):1-7.(CHEN Jiansheng,PENG Jing,ZHAN Lucheng,et al. Analysis of isotopes characteristics of river water,lake water and groundwater in Poyang Lake Basin[J]. Water Resources Protection,2015,31(4):1-7.(in Chinese).)

[19] 阮云凯,陈剑平,曹琛,等. K-S 检验在裂隙岩体统计均质区划分中的应用[J]. 东北大学学报(自然科学版),2015,36(10):1471-1475.(RUAN Yunkai,CHEN Jianping,CAO Chen,et al. Application of K-S test in structural homogeneity dividing of fractured rock Mass[J]. Journal of Northeastern University(Natural Science),2015,36(10):1471-1475.(in Chinese))

[20] 李淼,高海鹰,张奇,等. 鄱阳湖乐安江流域非点源磷输移的时空变化[J]. 东南大学学报(自然科学版),2015,45(4):805-810.(LI Miao,GAO Haiyin,ZHANG Qi,et al. Spatial and temporal variations of non-point phosphorus leaching in Le'an River of Poyang Lake Basin[J]. Journal of Southeast University(Natural Science),2015,45(4):805-810.(in Chinese))

[21] 唐浩,熊丽君,鄢忠纯,等. 缓冲带截除农业面源强污染的效果[J]. 农业工程学报,2012,28(2):186-190.(TANG Hao,XIONG Lijun,YAN Zhongchun,et al. Removal efficiency of buffer on agricultural non-point and intensive pollution[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering,2012,28(2):186-190.(in Chinese))

[22] 郭松松,方芳,郭劲松,等. 三峡库区消落带落干期间土壤有机质氮磷含量变化分析[J]. 三峡环境与生态,2012,34(2):17-21.(GUO Songsong,FANG Fang,GUO Jinsong,et al. Content change of organic matter,nitrogen and phosphorus in the soil of water-level-fluctuating zone of three gorges reservoir area during the non-floodedperiod[J]. Environment and Ecology in the Three Gorges,2012,34(2):17-21.(in Chinese))

[23] 迟艺侠,张展羽,李永顺,等. 济平干渠堤岸带植物修复技术[J]. 水利水电科技进展,2009,29(5):67-70.(CHI Yixia,ZHANG Zhanyu,LI Yongshun,et al. Study on embankment phytoremediation technology in Ji-ping Channel[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2009,29(5):67-70.(in Chinese))

[24] YUAN Y P,BINGNER R L,LOCKE M A,et al. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas[J]. Ecohydrology,2010,2(3):321-336.

[25] 夏继红. 河岸带综合评价理论与应用研究[D]. 南京:河海大学,2005.

(收稿日期:2017-08-14　编辑:王　芳)