

#### DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2018091704

韩磊, 庄涛, 杨新明,等.不同滨岸带土壤反硝化潜力及影响因子[J].环境化学,2019,38(7):1539-1547. HAN Lei, ZHUANG Tao, YANG Xinming, et al. Soil denitrification potential and its influence factors in different riparian zones[J].Environmental Chemistry,2019,38(7):1539-1547.

# 不同滨岸带土壤反硝化潜力及影响因子\*

韩磊1,2 庄涛1杨新明1袁旭音2 韩年2李洁3\*\*

(1. 济南市环境研究院, 济南, 250102; 2. 河海大学环境学院, 南京, 210098;3. 山东师范大学地理与环境学院, 济南, 250014)

**摘 要** 以太湖西部 3 个中小流域为研究区,于 2017 年 7 月 15 日—20 日,采集各流域内 3 种典型滨岸带表 层(0—20 cm)土壤,测定土壤理化性质和反硝化潜力,探讨不同流域滨岸带土壤反硝化潜力的差异和变化规 律,并确定土壤反硝化潜力的主要影响因子.研究结果表明,各流域土壤反硝化潜力存在明显差异,天目湖流 域、合溪流域和 苕溪流域土壤反硝化潜力分别为 0.294±0.226(μg N (N<sub>2</sub> O)·(g·h)<sup>-1</sup>)、0.542± 0.327 (μg N (N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>)和 0.821±0.494 (μg N (N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>),总体表现为城镇化程度越高,土壤反硝 化潜力越大.在相同流域内,林地滨岸带土壤反硝化潜力最大,其次为草地滨岸带和荒地滨岸带.相关分析结 果表明,土壤反硝化潜力与土壤含水率、硝态氮含量、有机质含量和微生物碳含量都显著正相关(*n*=54,*P*< 0.01).结合回归分析,表明土壤含水率、硝态氮含量和微生物量碳含量是苕溪流域滨岸带土壤反硝化潜力的 主要影响因子;土壤有机质含量和硝态氮含量分别是合溪和天目湖流域滨岸带土壤反硝化潜力的主要影响因 子.综上,滨岸带土壤反硝化潜力与人类活动强弱有密切联系,其主要影响因子在不同城镇化背景下的流域间 也各不相同.

关键词 土壤反硝化潜力, 滨岸带, 影响因子, 太湖流域

## Soil denitrification potential and its influence factors in different riparian zones

HAN Lei1,2ZHUANG Tao1YANG Xinming1YUAN Xuyin2HAN Nian2LI Jie3\*\*(1. Jinan Environmental Research Institute, Jinan, 250102, China;2. College of Environment, Hohai University, Nanjing, 210098, China;3.College of Geography and Environment, Shandong Normal University, Jinan, 250014, China)

Abstract: Three medium and small watersheds located in the western part of Taihu River were selected as the research areas, where 3 typical riparian zone surface (0-20 cm) soils were collected between July 15 to 20, 2017 respectively. The soil physicochemical properties and denitrification potentials were mearsured, the differences and variation patterns of soil denitrification potentials in different riparian zones were discussed, and the main factors influencing soil denitrification potentials were determined. The results showed that there were significant differences in soil denitrification potential in each watershed, and the soil denitrification potential was  $0.294 \pm 0.226 (\mu g N (N_2 O) \cdot (g \cdot h)^{-1}), 0.542 \pm 0.327 (\mu g N (N_2 O) \cdot (g \cdot h)^{-1}) and 0.821 \pm 0.494 (\mu g N (N_2 O) \cdot (g \cdot h)^{-1})$  in the Tianmuhu watershed, the Hexi watershed and the Tiaoxi

Corresponding author, Tel:15705314478, Email: lijie2007623@126.com

<sup>2018</sup>年9月17日收稿(Received: September 17,2018).

 <sup>\*</sup> 国家自然科学基金(41807485,41372354),山东省自然科学基金(ZR2019PD007)和中国博士后科学基金(2018T110705)资助.
 Supported by the National Natural Science Foundation of China (41807485,41372354), Natural Science Foundation of Shandong Province (ZR2019PD007) and China Postdoctoral Science Foundation (2018T110705).

<sup>\* \*</sup> 通讯联系人, Tel:15705314478, Email: lijie2007623@126.com

watershed, respectively. Overall, it was shown that the higher the degree of urbanization, the greater the soil denitrification potential. In the same watershed, the soil denitrification potential of woodland was the highest, followed by the grassland and the bareland. The correlation analysis suggested that the soil denitrification potential was positively correlated with physical and chemical properties of soil (n=54, P<0.01), including soil moisture content, nitrate nitrogen concentration, organic matter content and microbial carbon contents. Meanwhile, combined with regression analysis, it was found that soil moisture, nitrate-nitrogen concentration, and microbial biomass carbon concentration were the dominant factors influencing the riparian soil denitrification potential in the Tiaoxi watershed. The soil denitrification potentials of the Hexi watershed and the Tianmuhu watershed were primarily related to soil organic matter and nitrate-nitrogen concentration, respectively. In conclusion, the potential of soil denitrification in the riparian zone was closely related to intensity of human activities, and the main influencing factors were also different among the three watersheds. **Keywords**; soil denitrification potential, riparian zones, influence factors, Taihu basin.

随着人类活动的增加,过量陆源氮、磷进入河流和湖泊,导致水体质量下降、有毒藻类爆发和生物多样性减少<sup>[1-2]</sup>.而滨岸带作为水-陆生态系统之间的过渡带,能够有效并充分去除陆源氮素,改善水体水质.Mayer等<sup>[3]</sup>研究发现,全球滨岸带生态系统通过植物吸收、土壤吸附和反硝化作用可以减少 67.5%的氮元素进入水体.反硝化作用,不同于植物吸收和土壤吸附,其在厌氧微生物的作用下将硝态氮转化为 N<sub>2</sub>O 和 N<sub>2</sub>气体排放到大气中,达到永久去除氮素的效果.

Kreiling 等<sup>[4]</sup>以<sup>15</sup>NO<sub>3</sub> 为示踪物进行原位实验,发现在密西西比河上游,由土壤反硝化作用转化的 NO<sub>3</sub> 占 NO<sub>3</sub> 总减少量的 80%.反硝化作用主要在低氧浓度条件下发生,以有机质为电子供体,NO<sub>3</sub> 为终 端电子受体,因此氧气浓度、可利用碳含量和 NO<sub>3</sub> 浓度是土壤反硝化作用的直接影响因素.Bettez 等<sup>[5]</sup> 研究指出,滨岸带土壤含水量较高,可以减少甚至抑制氧气向土壤微生物系统扩散,这为反硝化细菌创 造了厌氧或缺氧的适宜的生存环境;且滨岸带表层土壤含有大量的生物可利用态碳,加上周围高地输入 大量无机态氮,保证了滨岸带土壤反硝化作用的高效发生<sup>[6]</sup>.

目前,关于滨岸带土壤反硝化潜力(denitrification potential,DP)的研究较多,主要涉及同一流域内一种或几种类型的滨岸带<sup>[7-8]</sup>,关于不同流域之间,土壤反硝化潜力的差异和变化的研究较少.另外,关于不同流域土壤反硝化潜力主要影响因子的研究也较少.

本研究选取太湖流域西南部的苕溪流域、合溪流域及天目湖流域作为研究区(该3个流域的城镇化 程度分别代表了人类改造自然的3个连续进程),以每个流域内的3种类型滨岸带(林地、草地、荒地) 土壤为研究对象,测定土壤理化性质和反硝化潜力,对比了不同流域不同类型滨岸带土壤的反硝化潜力 的差异,考察了城镇化进程中土壤反硝化潜力的变化,讨论了不同城镇化进程中土壤反硝化潜力的主要 影响因素,以期为更好发挥滨岸带的生态功能提供理论支撑.

## 1 材料与方法(Materials and methods)

#### 1.1 研究区概况

太湖(30°56′N—31°54′N,119°54′E—120°36′E)位于长江三角洲地区,江苏省南部与浙江省北部的 交界地区.该区气候属亚热带气候,年平均气温 15—17 ℃,年降水量为 1181 mm,是中国五大淡水湖泊 之一.太湖具有蓄洪、航运、灌溉、和养殖等功能,同时也是周边地区工农业生产和生活用水重要的水源 地.太湖流域是长江三角洲城市和经济发展的核心区,是中国城镇化发展的前沿地带<sup>[9]</sup>.截止到 2013 年, 太湖流域人口约为 5 971 万,占全国总人口的 4.4%;太湖流域国内生产总值约占全国经济总量的 10.2%,人均国内生产总值是全国的 2.3 倍<sup>[10]</sup>.

天目湖、合溪和苕溪流域位于太湖西部和西南部,流域平均海拔分别为 30 m、6 m 和 8 m.天目湖流 域行政区划主要包括天目湖镇和平桥镇,隶属于江苏省溧阳市;合溪流域主要包括湖州市长兴县;苕溪 流域主要包括杭州市临安区、余杭区,湖州市安吉县、德清县和湖州市区(表1).3个流域年降水量分别为1150 mm、1309 mm和1460 mm,流域面积分别为238 km²、275 km²和4576 km².根据常用城镇化率计算公式<sup>[11]</sup>:城镇化率=城镇常住人口/常住总人口×100%,计算得到,天目湖流域、合溪流域和苕溪流域的城镇化率分别为18.6%、32.2%和48.2%<sup>[12-13]</sup>.氮肥用量数据主要以流域内各县市农田氮肥用量的统计数据为准,数据同样来源于2015 年相关县市的统计年鉴,3个流域氮肥用量分别为407 t、1820 t和19811 t.

I able 1     Overview of research area									
流域 Watershed	省份 Province	总人口 Total population/ (thousand people)	城镇人口 Urban population/ (thousand people)	流域面积 Drainage/ km <sup>2</sup>	城镇化率 Urbanization rate/%	氮肥用量 Nitrogen fertilizer dosage/t	年降水量 Annual precipitation/ mm	平均海拔 Average elevation/m	平均坡度 Average gradient/(°)
天目湖	江苏省	93	17	238	18.6	407	1150	30	7
合溪	浙江省	629	329	275	38.2	1820	1309	8	3
苕溪	浙江省	3488	1682	4576	48.2	19811	1460	6	2

表1 研究区概况

天目湖流域的林地滨岸带以天然次生林为主,而苕溪和合溪流域主要以人工林为主;3个流域草地 滨岸带都以杂草为主,荒地多为裸露地面少有杂草出现(表2).3个流域不同类型滨岸带土壤多以壤土 和黏土组成为主.表2中的面积代表的是流域内各县市可查的林地面积,并非流域内林地滨岸带的面积,此处列出起参考的作用,以便对不同流域有一个宏观的认识.

		Table 2 Dasie en	aracteristics of the s	selected riparian zones	,	
流域 Watershed	滨岸带 Riparian zone	经纬度 Longitude and latitude	植物种类 Floristics	土壤质地 Soil texture	面积 Area/km <sup>2</sup>	占流域百分比 Percentage/%
天目湖	林地	N31°14'20.27" E119°25'52.68"	天然林	壤土、黏土、砂土	125.43	52.7
	草地	N31°13'57.11" E119°24'35.32"	杂草、部分低 矮灌木丛	壤土、黏土	_	_
	荒地	N31°12'12.49" E119°23'8.70"	裸地,少量杂草	砂土、壤土	_	_
合溪	林地	N31°2'42.47" E119°52'46.90"	人工林、天然林	壤土、黏土	56.57	20.6
	草地	N31°3'11.88" E119°56'42.23"	杂草	壤土、砂土	_	_
	荒地	N31°2'45.34" E119°55'16.76"	裸地、废弃地基	砂土	_	_
苕溪	林地	N30°48'16.37" E119°43'26.47"	人工林、天然林	壤土、黏土	1 609.25	35.2
	草地	N30°22'9.42" E119°10.00"	杂草	壤土、黏土、砂土	_	_
	荒地	N30°20'10.47" E119°51'0.75"	裸地,少量杂草	砂土、黏土	_	_

	表 2 不同类型滨岸带基本情况	
Tabla 2	Basic characteristics of the selected riperian zer	nc

注:--表示未查到.Notes:- means not found.

#### 1.2 样品的采集

根据选定的流域及滨岸带样点位置(见表 2),选择晴好天气,于 2017 年 7 月 15 日—20 日进行不同 流域不同类型滨岸带土壤样品的采集.垂直于河边或湖边方向,根据实际情况选定滨岸带宽度为 20 m, 从水边 1 m 处开始每隔 10 m 选定 1 m×1 m 的小样方,采用手持式土壤采样器,在样方内随机采集 3 份 表层(0—20 cm)土壤样品,剔除碎石和动植物残体后,合并为 1 份样品,约 500 g.沿水流方向,在相隔 20 m处按照同样的方法设定一条采样带,每种类型滨岸带设置 6 个小样方.将土壤样品保存于 4 ℃的保 温箱内,运至实验室后,进行土壤理化指标和反硝化潜力的测定.

1.3 土壤反硝化潜力的测定

采用乙炔抑制-气相色谱法,测定土壤反硝化潜力,尽管该方法存在一定的限制性<sup>[14]</sup>,但仍是目前 批量测定土壤反硝化潜力最简单、实用的方法<sup>[15]</sup>.具体培养方法如下:将 100 g 新鲜土壤样品放入订制 的有机玻璃管内(长 25 cm、内径 6 cm),有机玻璃管两端开口并配有密封的硅胶垫及用于固定的法兰, 两端的法兰上都装有气体阀门和气体采样孔,用于通入  $C_2H_2$ 气体和采集  $N_2O$  气体.土样装好后,将密闭 硅胶垫和法兰固定安装好,打开气体阀门通入  $C_2H_2$ 气体,控制流速为 0.03 MPa·min<sup>-1</sup>,充气 20 min 后结 束,立即关闭气体阀门,此时认为各气体已均匀分布在有机玻璃管内,使用带三通阀的针筒采样器在有 机玻璃管两端各抽取 2 次气体,每次 10 mL 作为初始  $N_2O$  浓度.在室温条件下,培养 2 h 之后(此时同样 认为  $N_2O$  气体已均匀分布在有机玻璃管内),同样再抽取 4 次,每次 10 mL 气体作为培养后  $N_2O$  浓度.

实验室内培养收集到的  $N_2O$  气体须在 24 h 内完成测定.采用 Agilent 7890A(NI,USA)气相色谱仪, 测定  $N_2O$  的浓度.前检测器(FID)温度为 300 C,燃气流量为 40 mL·min<sup>-1</sup>,实用气流量为 400 mL·min<sup>-1</sup>, 尾吹流量为 3000 mL·min<sup>-1</sup>;后检测器(uECD)温度为 300 C,尾吹流量为 5 000 mL·min<sup>-1</sup>.仪器测得  $N_2O$ 的数据结果后,需通过以下公式计算得到土壤反硝化潜力:

 $DP = x \times V_{\underline{s}} \times 22.4 \times M_{N_20} \cdot (\pm \bar{q} \oplus f \oplus t)^{-1}$ (1) 式中, DP [µg N (N\_2O) \cdot (g \cdot h)^{-1}]为土壤反硝化潜力; x (µL \cdot L^{-1})为培养前后 N\_2O 的差值; V\_{\underline{s}}(mL)为培 养管内除去土壤的剩余体积, V\_{\underline{s}} = V\_{\underline{0}} - V\_{\pm}; 22.4 为标准气体摩尔体积; M\_{N\_20} (44 g \cdot mol^{-1}) 为 N\_2O 气体的 摩尔质量; 土壤质量(g)为培养土样的质量; t (h)为培养时长, 培养时长为 2 h.

1.4 土壤理化性质的测定

采用水提取振荡法(土水比为1:5),测定土壤pH.将混合液振荡 30 min 后,静置,使用 pH 仪(雷磁 PHS-3C,上海仪点科学仪器股份有限公司),进行测定.采用称重法,测定土壤含水率.称取约 80 g 的新鲜土壤样品,放在烘箱内,于 105 ℃下烘干 24 h,记录烘干后样品质量.采用环刀法,测定土壤容重.采用 氯化钾溶液提取-分光光度法,测定土壤中硝态氮和铵态氮含量.土壤有机质(soil organic matter,SOM)含量由土壤有机碳含量乘以系数 1.724 转换得到;采用重铬酸钾容量-分光光度法,测定土壤有机碳含量. 采用氯仿熏蒸培养法<sup>[16]</sup>,测定土壤微生物量碳(Microbial biomass carbon,MBC)含量.

1.5 数据分析

采用单因素方差分析方法,利用 SPSS19.0 软件,分析不同类型滨岸带之间土壤的差异.采用 Pearson 相关系数法和线性回归法,分析土壤理化性质和土壤反硝化潜力.

### 2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 滨岸带土壤理化性质

不同滨岸带土壤理化性质如表 3 所示.对不同流域不同类型滨岸带土壤各理化指标进行综合对比时可以发现,仅 pH 值,土壤容重和 NH<sub>4</sub>-N 未出现显著性差异,其余各指标(土壤含水率、NO<sub>3</sub>-N、SOM、MBC和 DP:MBC)均在一定程度上出现显著性差异(n=54,P<0.05).土壤含水率在各流域内,林地滨岸带的均值(分别为 27.4%, 27.2%和 25.3%)要大于草地和荒地滨岸带.除天目湖流域的草地与荒地之间差异性不明显外,其余各流域内林地、草地与荒地滨岸带之间均呈现显著性差异(n=54,P<0.05),林地和草地滨岸带差异性不明显.土壤含水率与土壤质地密切相关,由表 2 可以知道,林地与草地土壤质地组成以壤土和黏土为主,有利于涵养水源,而荒地土壤质地组成以砂土为主,其渗透性较强,含水率较低.苕溪流域滨岸带土壤 NO<sub>3</sub>-N 含量分别为 3.95±0.36 mg·kg<sup>-1</sup>、3.77±0.28 mg·kg<sup>-1</sup>和 1.71±0.17 mg·kg<sup>-1</sup>,明显高于合溪和天目湖流域,这与其氮肥施用量较高密切相关(见表 1),且在各个流域内,差异性均出现在林地、草地与荒地滨岸带之间(n=54,P<0.05),而林地与草地之间差异性不明显.各滨岸带土壤有机质含量,天目湖流域的最高,质量分数分别为 3.53%±0.18%、2.64%±0.25%和1.77%±0.15%,君溪流域的相对最低,质量分数分别为 2.73%±0.59%、1.88%±0.15%和 0.80%±0.17%,这与其植被覆盖种类有关<sup>[17]</sup>(见表 2).

不同流域内,土壤有机质含量的差异性也不同,三个流域内,林地与荒地滨岸带之间均呈现显著差 异(n=36,P <0.05);草地与荒地的显著性差异关系主要出现在合溪与苕溪内;在苕溪流域内,林地与草 地滨岸带呈现显著性差异(n=12,P <0.05),而在其他流域内差异不明显.三个流域内,不同类型滨岸带 土壤微生物量碳的最大值均出现在林地滨岸带内,分别为976±94 mg·kg<sup>-1</sup>、1 177±198 mg·kg<sup>-1</sup>和 1065± 107 mg·kg<sup>-1</sup>,而合溪流域总体含量均较大.显著性差异主要体现在合溪流域内林地、草地滨岸带与荒地 滨岸带之间(n=18,P <0.05),苕溪流域林地与荒地滨岸带之间(n=12,P <0.05),其余差异性不明显.土 壤反硝化潜力与土壤微生物量碳的比值(DP:MBC),在一定程度上可以反映出反硝化细菌在微生物群 落中的比重,其值越大说明反硝化细菌的数量越大<sup>[5]</sup>.3 个流域内,林地与草地滨岸带的 DP:MBC 明显 高于荒地滨岸带,说明反硝化细菌在林地与草地滨岸带内更加的活跃,且最大值均出现在林地滨岸带. 显著性差异出现在合溪、苕溪流域的林地、草地滨岸带与荒地滨岸带之间(n=36,P <0.05),及天目湖流 域林地与荒地滨岸带之间(n=12,P <0.05),其余差异性不明显.

表3 3个流域浜岸帯土壤理化指
-----------------

Tabi	es Phys	sical and chei	mical propertie	es of soil coll	ected from $\mathfrak{s}$ s	elected riparia	n zones of th	ree different w	atersheds
流域 Watershed	滨岸带 Riparian zone	рН	土壤含水率 Soil moisture/%	土壤容重 Soil bulk density/ (g・cm <sup>-3</sup> )	铵态氮质量比 Ammonium nitrogen content/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	硝态氣质量比 Nitrate nitrogen content/ ( mg·kg <sup>-1</sup> )	有机质含量 Organic matter content/%	微生物量 碳质量比 Microbial biomass carbon content/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	DP :MBC
	林地	6.85±0.28	25.3±4.24ª	1.02±0.12	9.85±1.08	1.29±0.51 <sup>b</sup>	3.53±0.18 <sup>a</sup>	$976 \pm 94^{\mathrm{ab}}$	0.81±0.13 <sup>a</sup>
天目湖	草地	6.73±0.25	$22.4 \pm 3.11^{ab}$	$1.05 \pm 0.08$	9.31±2.18	1.36±0.33 <sup>b</sup>	$2.64{\pm}0.25^{\rm ab}$	$893{\pm}113^{\rm ab}$	$0.59 \pm 0.11^{ab}$
	荒地	6.54±0.19	$16.3{\pm}2.98^{\rm b}$	$1.08 \pm 0.06$	7.94±1.15	1.05±0.23°	$1.77{\pm}0.15^{\rm b}$	$576{\pm}89^{\rm b}$	$0.13{\pm}0.03^{\rm b}$
	林地	$6.69 \pm 0.20$	$27.2 \pm 3.66^{a}$	$1.03 \pm 0.08$	8.25±2.36	$1.68 \pm 0.36^{b}$	$2.92 \pm 0.83^{a}$	$1 \ 177 \pm 198^{a}$	$0.74 \pm 0.11^{a}$
合溪	草地	$6.58 \pm 0.38$	23.6±3.01 <sup>a</sup>	1.06±0.09	7.78±2.18	$1.77 \pm 0.45^{\mathrm{b}}$	$2.15{\pm}0.31^{\rm ab}$	$1\ 004 \pm 105^{a}$	$0.72 \pm 0.14^{a}$
	荒地	6.76±0.39	$16.6 \pm 2.14^{\mathrm{b}}$	1.09±0.15	7.73±1.85	$0.99 \pm 0.25^{\circ}$	$0.73 \pm 0.32^{\circ}$	$715 \pm 218^{\rm b}$	$0.15{\pm}0.03^{\rm b}$
	林地	6.73±0.23	27.4±3.44ª	$1.01 \pm 0.10$	7.85±1.83	$3.95 \pm 0.36^{a}$	2.73±0.59ª	$1.065 \pm 107^{a}$	$0.66 \pm 0.17^{a}$
苕溪	草地	6.61±0.19	$23.3 \pm 2.62^{a}$	1.04±0.09	6.92±1.46	$3.77 \pm 0.28^{a}$	$1.88 \pm 0.15^{\mathrm{b}}$	$938{\pm}77^{\rm ab}$	0.64±0.21ª
	荒地	6.78±0.32	17.2±2.04 <sup>b</sup>	$1.07 \pm 0.11$	6.38±1.02	$1.71\pm0.17^{\mathrm{b}}$	$0.80\pm0.17^{\circ}$	$681 \pm 101^{\mathrm{b}}$	$0.11 \pm 0.04^{\mathrm{b}}$

注:数据右上角字母不同表示数据在 P <0.05 水平上差异显著, n=18, 3 个流域共 54.

Notes: The letters in the upper right hand corner of the data indicate a significant difference at P < 0.05. n = 18, 3 watersheds in all 54.

#### 2.2 不同流域土壤反硝化潜力及变化特征

3 个流域滨岸带土壤反硝化潜力的总体分布及差异变化如图 1 所示.由图 1A 可知,苕溪流域土壤 反硝化潜力较为分散,变化范围是 0.09—1.83 (μg N (N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>);合溪流域土壤反硝化潜力为 0.10—1.24 (μg N (N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>);天目湖流域土壤反硝化潜力为 0.07—0.87 (μg N (N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>). 这在一定程度上可以说明,城镇化程度较高的流域,人类活动对土壤反硝化作用产生了更大的影响,这 与 Hale 等<sup>[18]</sup>的研究结果类似.

滨岸带土壤反硝化潜力仅在苕溪与天目湖流域之间出现显著性差异(n=36,P<0.05)(图1B),而 苕溪与合溪及合溪与天目湖流域之间均无明显差异.天目湖流域、合溪流域和苕溪流域城镇化程度依次 增大,城镇化率分别为18.6%、38.2%和48.2%(见表1),表明人类活动依次增强,土壤反硝化潜力在总 体上依次增大,分别为0.294±0.226(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>)、0.542±0.327(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>)和 0.821±0.494(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>).这与 Dhondt<sup>[16]</sup>和 Bettez<sup>[5]</sup>等的研究结果在数值上较为接近,但却 明显高于 Xiong<sup>[19]</sup>等的研究结果.前2位作者的研究区域主要是在郊区或是城市内河滨岸带,而后1位 作者的研究区域主要集中在有天然次生林和耕地存在的河流滨岸带,研究区域间有较大的差异性,而本 研究的区域更接近于前两位作者的.但同样是城市河流的情况,Li<sup>[7]</sup>等的研究结果的数值却很小,同样 是林地滨岸带的情况,Wang<sup>[20]</sup>等的研究结果却与本研究结果数值接近.这表明由于研究区域及外界环 境的不同,数据结果差异较大.



**图1** 流域间土壤反硝化潜力的分布(A)与差异(B) 小写字母表示存在显著性差异(P<0.05)



苕溪流域滨岸带土壤反硝化潜力值较大,主要原因是苕溪流域内人口密度较大,城镇化程度较高, 工农业及水上运输业较为发达.Kaye 等<sup>[21]</sup>认为,城镇是 N 循环过程中一个重要的影响因素;Schultz 等<sup>[22]</sup>研究发现,因化石燃料燃烧及汽车尾气排放而形成的 N 类物含排放量,城镇地区要明显高于非城 镇地区,这些 N 排放物又会积存在道路、航道和建筑物附近,随地表径流进入水体;Templer 等<sup>[23]</sup>研究发 现,城镇地区的 N 类物质尤其是硝酸盐类物质沉积量要比非城镇地区高 2—4 倍;夏品华<sup>[24]</sup>等研究发 现,城郊农用地土壤氮含量要高于沼泽地、旱地和林地.在降雨、喷洒、城镇绿化灌溉之后,形成的地表径 流就会溶解或携带部分沉积的硝酸盐物质经过不同类型滨岸带的截取后进入周边水生态系统.发达城 镇周边地区的滨岸带土壤硝态氮含量也因此高于非城镇或城镇化程度不高地区的含量.Groffman 等<sup>[25]</sup> 和 Findlay 等<sup>[15]</sup>研究发现,土壤中硝态氮含量较高则土壤反硝化潜力较大,本研究结果与其一致. 2.3 不同类型滨岸带土壤反硝化潜力

在同一流域内,3种类型滨岸带土壤反硝化潜力变化规律相同,林地滨岸带、草地滨岸带和荒地滨 岸带土壤反硝化潜力依次减小(图2).3种类型滨岸带土壤反硝化潜力最小值都在天目湖流域,林地、草 地和荒地滨岸带土壤反硝化潜力分别为0.36(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>)、0.18(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>)和 0.11(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>),土壤反硝化潜力最大值都在苕溪流域,林地、草地和荒地滨岸带土壤反硝 化潜力分别为1.23(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>)、1.08(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>)和0.33(µg N(N<sub>2</sub>O)·(g·h)<sup>-1</sup>).同一 流域内,滨岸带土壤反硝化潜力的显著性差异出现在合溪流域及苕溪流域的林地、草地与荒地滨岸带之 间(n=18,P <0.05),天目湖流域内的3种类型滨岸带间未出现显著性差异.





合溪流域

苕溪流域

0.49

0.51 \*

由表3可知,苕溪流域林地滨岸带土壤硝态氮含量高于草地和荒地,其它两个流域内都是草地滨岸带最高.按照以往的研究结果<sup>[27-28]</sup>,硝态氮含量高的土壤,反硝化潜力较高,但在本研究中,各流域内均是林地滨岸带土壤反硝化潜力最高.其主要原因是林地滨岸带的土壤有机质含量较高,间接的反映出生物可利用性碳含量较高<sup>[29]</sup>;同时,DP:MBC的比值(表3)反映出林地滨岸带土壤反硝化细菌占微生物总量的比例较大,以上两点促进了林地滨岸带土壤反硝化作用的高效发生.因为无法从严格意义上来界定现实存在的滨岸带,荒地滨岸带在以往的研究中出现不多.但由于本研究区内荒地滨岸带出现较多,因此,也选取了相对合适的荒地滨岸带进行研究.选取的荒地滨岸带土壤主要以碎石和砂砾构成,存在草本植物但是较为稀疏,荒地滨岸带特殊的土壤构成,使得其反硝化潜力最低.

2.4 不同程度城镇化下土壤反硝化潜力主要影响因子的判定

滨岸带土壤反硝化潜力与土壤理化性质的关系在以往的研究中被经常提到<sup>[5,30-31]</sup>,土壤含水率、铵态氮含量、硝态氮含量及有机质含量等都是土壤反硝化潜力的重要影响因素.但是前人的研究却并没有明确在人类改造自然的不同阶段,哪种或哪几种因子对滨岸带土壤反硝化潜力起到主要的影响作用,因此本研究根据以往的经验选取了几种常见的土壤理化性质指标进行测定(见表 3),与相应土壤反硝化潜力做相关性分析及回归分析(见表 4、表 5).

判定主要影响因子是在假设成立的前提下进行,过滤掉因不是在同一个流域内随时间变化而产生 偏差的影响,假设成立则保证了结果的准确性与合理性.使用传统的方法(相关性分析和回归分析)来对 不同流域土壤反硝化潜力与土壤特征因子进行分析和判定.相关性分析和回归分析是目前数据分析过 程中使用最广泛也是认可度最高的方法<sup>[32]</sup>,联合使用可以很好的表现出自变量与因变量之间的关系.

	Tal	ble 4 The pea soil parame	arson correlation ters in riparian ze	coefficients be ones of Tiaoxi,	tween soil denitr Hexi and Tiann	ification potenti nuhu watershed	al and	
	рН	土壤含水率 Soil moisture	土壤容重 Soil bulk density	铵态氮含量 Ammonium nitrogen content	硝态氮含量 Nitrate nitrogen content	有机质含量 Organic matter content	微生物量 碳含量 Microbial biomass carbon content	DP :MBC
天目湖流域	0.46	0.64 *	0.43	0.50*	0.88 **	0.57 *	0.77 *	0.51 *

0.48

0.51\*

0.66\*

0.92 \*\*

0.91 \*\*

0.54 \*

0.73\*

0.88 \*\*

0.48

0.54 \*

表 4 苕溪、合溪和天目湖流域滨岸带土壤反硝化潜力与土壤性质的相关系数

注:\*表示在 P <0.05 水平上显著相关;\*\*表示在 P <0.01 水平上显著相关.

0.60\*

0.87 \*\*

Notes: \* Indicate a significant difference at P < 0.05; \*\* Indicate a significant difference at P < 0.01.

0.40

0.38

将3个流域滨岸带土壤反硝化潜力与土壤理化性质进行相关分析可知,在苕溪流域内,土壤反硝化 潜力与土壤含水率、硝态氮含量和微生物量碳含量显著相关(*n*=18,*P*<0.01),与土壤 pH、铵态氮含量、 有机质含量和 DP:MBC 的比值都显著相关(*n*=18,*P*<0.05)(表4);在合溪流域内,土壤反硝化潜力与 土壤含水率、硝态氮含量和微生物量碳含量显著相关(*n*=18,*P*<0.05),与土壤有机质含量显著相关(*n*= 18,*P*<0.01);在天目湖流域内,土壤反硝化潜力与土壤含水率、铵态氮含量、有机质含量、微生物量碳含量 和 DP:MBC 的比值都显著相关(*n*=18,*P*<0.05),与土壤硝态氮含量显著相关(*n*=18,*P*<0.01).在本研究 中,土壤含水率、硝态氮含量、有机质含量和微生物碳含量是影响土壤反硝化潜力最重要的指标.

表5 各流域滨岸带土壤反硝化潜力与土壤含水率、硝态氮含量、有机质含量和微生物量碳含量的线性回归分析结果

 Table 5
 Results of linear regression analysis of soil denitrification potential against soil moisture content,

nitrate nitrogen concentration, organic matter content and microbial carbon content in each watersned	nitrate nitrogen c	concentration,	organic	matter	content	and	microbial	carbon	$\operatorname{content}$	in each	ı watershed	l
-------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------	----------------	---------	--------	---------	-----	-----------	--------	--------------------------	---------	-------------	---

	天目湖流域 Tianmuhu	合溪流域 Hexi	苕溪流域 Tiaoxi
土壤含水率 Soil moisture content	$y = 0.69x - 0.69, R^2 = 0.40$	$y = 0.05x - 0.87, R^2 = 0.36$	$y = 0.07x - 1.07, R^2 = 0.76$
土壤硝态氮含量 Nitrate nitrogen concentration	$y = 0.95x - 0.83, R^2 = 0.78$	$y = 0.46x - 0.58$ , $R^2 = 0.44$	$y = 0.64x - 0.38$ , $R^2 = 0.85$
土壤有机质含量 Organic matter content	$y = 0.41x - 0.62, R^2 = 0.33$	$y = 0.49x - 0.09, R^2 = 0.83$	$y = 0.40x - 0.12, R^2 = 0.29$
土壤微生物量碳含量 Microbial carbon content	$y = 0.002x - 0.84, R^2 = 0.59$	$y = 0.001x - 0.11$ , $R^2 = 0.54$	$y = 0.002x - 0.46$ , $R^2 = 0.78$

通过相关分析结果,选择土壤含水率、硝态氮含量、有机质含量和微生物碳含量,与土壤反硝化潜力 进行回归分析,结果如表 5 所示.Bettez 等<sup>[5]</sup>的研究指出,斜率值大小可表明自变量对因变量的贡献大 小,在本研究中,硝态氮含量对天目湖流域土壤反硝化潜力影响最大(斜率为 0.95),土壤有机质含量对 合溪流域土壤反硝化潜力影响最大(斜率为 0.49),硝态氮含量对苕溪流域土壤反硝化潜力影响最大 (斜率为 0.64).

综合相关性分析和回归分析结果,天目湖流域和合溪流域,滨岸带土壤反硝化潜力的主要影响因子 分别为硝态氮含量和有机质含量;苕溪流域滨岸带土壤反硝化潜力的主要影响因子则为土壤含水率、硝 态氮含量和微生物量碳含量.

## 3 结论(Conclusion)

(1)研究结果表明,太湖西部3个中小流域(天目湖流域、合溪流域、苕溪流域)滨岸带土壤反硝化 潜力,表现为随城镇化程度增加流域土壤反硝化潜力也随之增大的变化规律.

(2)在各流域内,3种类型滨岸带土壤反硝化潜力均呈现为林地>草地>荒地的规律,且在城镇化程 度高的流域(合溪流域、苕溪流域),人类活动对林地和草地滨岸带土壤反硝化潜力影响较大.

(3)研究结果表明,在不同流域,滨岸带土壤反硝化潜力的主要影响因子不同,呈现出随城镇化程 度增加,主要影响因子从单一化到多元化的变化规律.

#### 参考文献(References)

- [1] DODDS W K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams [J]. Limnology and Oceanography, 2006, 51(1part2): 671-680.
- [2] ZHANG Z, CHEN Y, WANG P, et al. River discharge, land use change, and surface water quality in the Xiangjiang River, China[J].
   Hydrological Processes, 2014, 28(13): 4130-4140.
- [3] MAYER P M, REYNOLDS S K, MCCUTCHEN M D, et al. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers [J]. Journal of Environmental Quality, 2007, 36(4): 1172-1180.
- [4] KREILING R M, RICHARDSON W B, CAVANAUGH J C, et al. Summer nitrate uptake and denitrification in an upper Mississippi River backwater lake: The role of rooted aquatic vegetation[J]. Biogeochemistry, 2011, 104(1-3): 309-324.
- [5] BETTEZ N D, GROFFMAN P M. Denitrification potential in stormwater control structures and natural riparian zones in an urban landscape
   [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(20): 10909-10917.
- [6] KHALIL M, BAGGS E. Soil water-filled pore space affects the interaction between CH<sub>4</sub> oxidation, nitrification and N<sub>2</sub>O emissions [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2005, 37(4): 1785-1794.
- [7] LI Y, CHEN Z, LOU H, et al. Denitrification controls in urban riparian soils: Implications for reducing urban nonpoint source nitrogen pollution [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(17): 10174-10185.
- [8] LIU W, XIONG Z, LIU H, et al. Catchment agriculture and local environment affecting the soil denitrification potential and nitrous oxide production of riparian zones in the Han River Basin, China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 216: 147-154.
- [9] 李新, 焦锋. 苏南地区城镇化对水环境的胁迫效应[J]. 环境保护科学, 2005, 31(6): 4-7.
   LI X, JIAO F. Menace to water quality during the process of urbanization in Southern Jiangsu of China[J]. Environmental Protection Science, 2005, 31(6): 4-7(in Chinese).
- [10] 苏伟忠,陈维肖,郭葳,等.太湖流域城乡用地扩张对河网的空间占用机制初探[J].自然资源学报,2016,31(8):1289-1301. SU W Z, CHEN W X, GUO W, et al. The occupation of river network by urban-rural land expansion in Taihu Basin, China[J]. Journal of Natural Resources,2016,31(8):1289-1301(in Chinese).
- [11] 李双成,赵志强,王仰麟.中国城市化过程及其资源与生态环境效应机制[J].地理科学进展,2009,28(1):63-70.
   LISC, ZHAOZQ, WANGYL. Urbanization process and effects of natural resource and environment in China: Research trends and future directions[J]. Progress in Geography,2009, 28(1):63-70(in Chinese).
- [12] 常州市统计局. 2016 常州统计年鉴[J]. 北京:中国统计出版社, 2016.
   Changzhou Bureau of Statistics. Changzhou statistical yearbook 2016[J]. Beijing: China Statistics Press, 2016(in Chinese).
- [13] 湖州市统计局.2016 常州统计年鉴[J].北京:中国统计出版社, 2016.
   Huzhou Bureau of Statistics. Huzhou statistical yearbook 2016[J]. Beijing: China Statistics Press, 2016(in Chinese).
- [14] FELBER R, CONEN F, FLECHARD C R, et al. Theoretical and practical limitations of the acetylene inhibition technique to determine total denitrification losses[J]. Biogeosciences, 2012, 9(10): 4125-4138.
- [15] FINDLAY S E G, MULHOLLAND P J, HAMILTON S K, et al. Cross-stream comparison of substrate-specific denitrification potential [J].

Biogeochemistry, 2011, 104(1-3): 381-392.

- [16] DHONDT K, BOECKX P, HOFMAN G, et al. Temporal and spatial patterns of denitrification enzyme activity and nitrous oxide fluxes in three adjacent vegetated riparian buffer zones[J]. Biology and Fertility of Soils, 2004, 40(4): 243-251.
- [17] 宫兆宁,李洪,阿多,等. 官厅水库消落带土壤有机质空间分布特征[J]. 生态学报, 2017, 37(24):8336-8347.
   GONG Z N, LI H, A D, et al. Spatial distribution characteristics of organic matter in the water level fluctuation zone of Guanting Reservoir
   [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(24):8336-8347(in Chinese).
- [18] HALE R L, GROFFMAN P M. Chloride effects on nitrogen dynamics in forested and suburban stream debris dams [J]. Journal of Environmental Quality, 2006, 35(6): 2425-2432.
- [19] XIONG Z, LI S, YAO L, et al. Topography and land use effects on spatial variability of soil denitrification and related soil properties in riparian wetlands[J]. Ecological Engineering, 2015, 83: 437-443.
- [20] WANG S, CAO Z, LI X, et al. Spatial-seasonal variation of soil denitrification under three riparian vegetation types around the Dianchi Lake in Yunnan, China[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2013, 15(5): 963-971.
- [21] KAYE J P, GROFFMAN P M, GRIMM N B, et al. A distinct urban biogeochemistry? [J]. Trends in Ecology & Evolution, 2006, 21 (4): 192-199.
- [22] SCHULTZ J A M. Urban wet deposition nitrate: a comparison to non-urban deposition [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 1994, 73(1): 83-93.
- [23] TEMPLER P H, MCCANN T M. Effects of the hemlock woolly adelgid on nitrogen losses from urban and rural northern forest ecosystems [J]. Ecosystems, 2010, 13(8): 1215-1226.
- [24] 夏品华,喻理飞,林陶,等. 基于土壤氮磷积累的草海流域面源污染优先控制区识别[J]. 环境化学, 2015, 34(9): 1761-1763.
   XIA P H, YU L F, LIN T, et al. Identification of priority control area of non-point source pollution in caohai basin based on soil nitrogen and phosphorus accumulation[J]. Environmental Chemistry, 2015, 34(9): 1761-1763(in Chinese).
- [25] GROFFMAN P M, DORSEY A M, MAYER P M. N processing within geomorphic structures in urban streams [J]. Journal of the North American Benthological Society, 2005, 24(3): 613-625.
- [26] KACHENCHART B, JONES D L, GAJASENI N, et al. Seasonal nitrous oxide emissions from different land uses and their controlling factors in a tropical riparian ecosystem[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2012, 158: 15-30.
- [27] WATERS E R, MORSE J L, BETTEZ N D, et al. Differential carbon and nitrogen controls of denitrification in riparian zones and streams along an urban to exurban gradient[J]. Journal of Environmental Quality, 2014, 43(3): 955-963.
- [28] REIJONEN I, METZLER M, HARTIKAINEN H. Impact of soil pH and organic matter on the chemical bioavailability of vanadium species: The underlying basis for risk assessment[J]. Environmental Pollution, 2016, 210: 371-379.
- [29] HERNANDEZ M E, MITSCH W J. Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands[J]. Journal of Environmental Quality, 2007, 36(1): 333-342.
- [30] BURGIN A J, GROFFMAN P M, LEWIS D N. Factors regulating denitrification in a riparian wetland [J]. Soil Science Society of America Journal, 2010, 74(5): 1826-1833.
- [31] MCPHILLIPS L E, GROFFMAN P M, GOODALE C L, et al. Hydrologic and biogeochemical drivers of riparian denitrification in an agricultural watershed[J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2015, 226(6): 169. doi:10.1007/s11270-015-2434-2.
- [32] LIU W, LIU G, ZHANG Q. Influence of vegetation characteristics on soil denitrification in shoreline wetlands of the Danjiangkou Reservoir in China[J]. Clean-Soil, Air, Water, 2011, 39(2): 109-115.