

汾河河岸带土壤氮、磷的时空分布规律及其影响因素研究

蔡雅梅, 冯民权

(西安理工大学省部共建西北旱区生态水利国家重点实验室, 西安 710048)

摘要: 为明晰汾河临汾段河岸带土壤氮、磷时空分布规律及其影响因素, 采用现场检测、空间分析及数理统计方法, 探讨了自然河岸带及强人工干扰河岸带土壤氮、磷的化学计量学特征、时空分布特征及其与土壤、水文特性的相关性。结果表明: (1) 各水期强人工干扰河岸带土壤 TN、TP 储量及其变异系数均大于自然河岸带, 自然河岸带土壤氮、磷元素的生态化学计量存在弱稳态性; (2) 汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 含量随枯水期—平水期—丰水期表现为先减小后增大的趋势, 横向来看河岸带近岸土壤 TN、TP 含量大于远岸部分, 土层深度方向上 TN、TP 含量随土层深度增加而减小; (3) 河流水质、土壤容重和土壤孔隙度是影响汾河河岸带土壤 TN 含量的相关因子, 土壤容重、土壤孔隙度和 N/P 是影响河岸带土壤 TP 含量的相关因子。研究结果表明汾河河岸带土壤氮分布与河流水文特性有一定的响应关系, 土壤磷分布与河流水文特性无明显的响应关系。

关键词: 河岸带; 氮、磷; 时空异质性; 相关性研究

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2021)04-0222-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.04.031

Study on the Spatial and Temporal Distribution and Influencing Factors of Soil Nitrogen and Phosphorus in Riparian Zones of Fenhe River

CAI Yamei, FENG Minquan

(State Key Laboratory of Eco-Hydraulics in Northwest Arid Region of China, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048)

Abstract: In order to clarify the spatial and temporal distribution of soil nitrogen and phosphorus and their influencing factors in the riparian zones of Fenhe River, the purpose of this study was to discuss the stoichiometric characteristics, spatiotemporal distribution characteristics of soil nitrogen and phosphorus and their correlation with soil and hydrological characteristics in natural riparian zone and strong artificial-disturbance riparian zone. The results showed that: (1) There serves of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in the strong artificial-disturbed riparian zone were bigger than those in the natural riparian zone, and the coefficients of variation in natural riparian zone were smaller than those of the strong artificial-disturbed riparian zone. The ecological stoichiometry of nitrogen and phosphorus in soil of natural riparian zone were weakly stable in each water period. (2) As for the riparian zones in Fenhe River during each water period, the contents of TN and TP in the soil of riparian zones showed a trend of first decreasing and then increasing with the period to dry season-normal season-wet season. In the lateral direction along the riparian zone, the contents of nitrogen and phosphorus in the soil of near-bank part were significantly higher than those in the far-bank part. While the contents of TN and TP in the depth direction of the soil decreased with the increase of depth. (3) River water quality, soil bulk density and soil porosity were the correlation factors affecting soil TN content in riparian zones of Fenhe River, while soil bulk density, soil porosity and ratio of nitrogen and phosphorus were the correlation factors affecting soil TP content in riparian zones. The results showed that the distribution of soil nitrogen in riparian zones of Fenhe River had a certain response relationship with river hydrological characteristics, while the distribution of soil phosphorus had no obvious response relationship with the river hydrological characteristics.

收稿日期: 2021-01-25

资助项目: 陕西省自然科学基金基础研究计划联合基金项目(2019JLM-60); 山西省水利发展资金(事业发展类)项目(TZ2019011)

第一作者: 蔡雅梅(1987—), 女, 在读硕士研究生, 主要从事水环境模拟与污染控制研究。E-mail: 493184012@qq.com

通信作者: 冯民权(1964—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事水环境模拟与污染控制研究。E-mail: mqfeng@xaut.edu.cn

Keywords: riparian zones; nitrogen, phosphorus; the spatiotemporal heterogeneity; correlation analysis

河岸带生态系统是一个易受水文环境、人类活动干扰而退化的脆弱生态区域,被公认为生物地球化学循环的热点区域^[1]。河岸带的特殊地理位置,决定其作为水陆物质和能量交换的第一通道,对土壤氮、磷元素的生物地球循环起着重要作用^[2]。河岸带通过过滤和截留面源污染物、沉积物及水分,可协调河流纵向和横向的物质和能量流,河水与地下水交互作用的溶质迁移与农田面源污染共同影响着河岸带氮、磷元素的时空分布格局。

当前针对河岸带的研究已经从早期的景观植被特征扩展到深层次、多因子的环境驱动机制与影响因素研究,随着研究尺度的多样化发展,基于土壤理化性质^[3]、土壤养分元素的生物地球化学循环特性^[4]等方面对河岸带生境进行探讨的研究工作与日俱增。河岸带土壤氮、磷元素的空间分布格局及赋存形态影响着河岸带水陆生态系统的环境效应,自然和人为因素的不同影响使河岸带生态环境具有极强的动态演变性^[5],河岸带的植被格局^[6]、土壤特性^[7]等因素及其演变特性必然影响土壤性质,进而改变河岸带土壤氮、磷元素的分布特征。目前对河岸带土壤氮、磷元素迁移转化的研究,主要聚焦于河岸带环境因子变化对土壤氮、磷元素的影响及单一因子尺度下河岸带营养元素的空间变化情况,但不足之处在于明晰河岸带土壤氮、磷元素的定量特征时,缺乏从时空尺度进行深入剖析,对自然河岸带及强人工干扰河岸带土壤氮、磷含量时空异质性的对比研究较少,河岸带营养元素分布规律与河流水文特性的响应关系尚不清晰,与流域生态一体化治理的高质量发展理念相矛盾。

汾河平原是黄河中游区域最大的冲击平原,也是黄河流域高水平工农业生产、经济文化发达的地区,本研究选取汾河平原中的临汾盆地河岸带,该地区作为山西境内重要的农业区,其河岸带受人造因素的干扰强烈,且汾河水质常年为劣V类,径流量年内分配极不均匀,具有典型的区域特性。通过探究该区域河岸带土壤氮、磷元素的时空分布规律,对比自然河岸带和强人工干扰河岸带土壤氮、磷时空异质性,明晰河岸带土壤氮、磷分布与土壤、水文特性的相关关系,为恢复和重建被人类活动干扰破坏的河岸带提供一定的科学依据和技术支持,同时为当地或类似生境下的河岸带管理提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于汾河平原临汾盆地,属于汾河下游区域(35°47′28″—36°41′40″N,111°25′05″—111°39′52″

E)。汾河总长716 km,流域面积39 721 km²,年平均流量30.2 m³/s,是黄河的第二大支流。区域气候属于温带大陆性季风气候,四季分明,年平均降水量454~511 mm,年平均气温11.9~13.7℃。河流平水期为每年4—6月,丰水期为每年7—10月,枯水期为每年11月至翌年3月。近年来,汾河上游的污水排放和农田非点源污染使汾河的水质由上游向下游逐渐恶化,并严重影响下游河岸带的可持续发展。

1.2 样地选择与采样点布置

为明晰河岸带土壤氮、磷的时空异质性,沿汾河下游临汾段选取2处典型河岸带,分别位于汾河临汾段上、下游。自然河岸带(ZC)位于上游区域,宽度100 m,河岸带与周边农田被护岸堤防分隔,植物以天然野生蒿草、芦苇为主;强人工干扰河岸带(CZ)位于下游区域,宽度100 m,近岸20 m宽范围内被自然植被覆盖,植物以芦苇、青蒿为主,远岸部分为人工开垦农田,主要种植小麦,采样区域位置具体见图1。

结合2处河岸带地形特点及研究内容,在每处河岸带布置2条相互垂直的采样带,一条平行于河岸,另一条垂直于河岸。垂直于河岸的采样带上布置5个采样点,分别为A点、B点、C点、D点、E点,每个采样点距离河岸的距离分别为1,6,16,36,66 m。平行于河岸的采样带距离河岸6 m,其上布置5个采样点,分别为B1、B2、B、B4、B5,相互之间的距离分别为10,20,30,40 m,其中B点为2个采样带的交点。

1.3 土壤样品采集与理化性质分析

从2019年11月起至翌年8月止,共采样6次,按汾河多年降雨资料分析,将采样结果分为枯水期(2019年11,12月)、平水期(2020年5,6月)、丰水期(2020年7,8月),2020年1—4月未进行采样。土壤样品用直径3.8 cm土钻分别采集分层土样和混合土样,A点、C点按0—10,20—30,50—60,90—100 cm采集4个分层土样,其余B、D、E、B1、B2、B4、B5点采集0—100 cm的混合土样。土样采集后装入塑料密封袋并带回实验室,土壤含水率(SWC)需立即进行测定。烘干后,将土壤样品研磨,目测去除植物根部等杂物,过100目筛后密封保存待测。

土壤pH通过将水土以2.5:1混合后用pH计测定。土壤样品在105℃烘箱内干燥6~8 h至恒重,水分占土壤样品湿重的百分比为土壤含水率(SWC)。土壤有机质含量(SOC)采用重铬酸钾容量法测定;土壤TN采用半微量凯氏法测定;土壤TP采用氢氧化钠熔融钼锑抗色法测定。

1.4 数据分析

采用Excel 2016、Origin 2018软件处理数据并

绘制图表,采用 Canoco 5 进行冗余分析(RDA),采用 SPSS 22 软件对土壤特性(容重、含水率、孔隙度、pH、SOC、C/N、C/P、N/P、TN、TP)、河流水文特性(河水总氮、河水总磷、河水流量、蒸发量、降雨量)进

行多元线性回归分析。其中,汾河水文特性通过附近水文站的月度观测结果获知,赵城水文站位于赵城采样点上游,柴庄水文站位于柴庄采样点正对面,2 处水文站收集的相关水文数据具有实际参考意义。

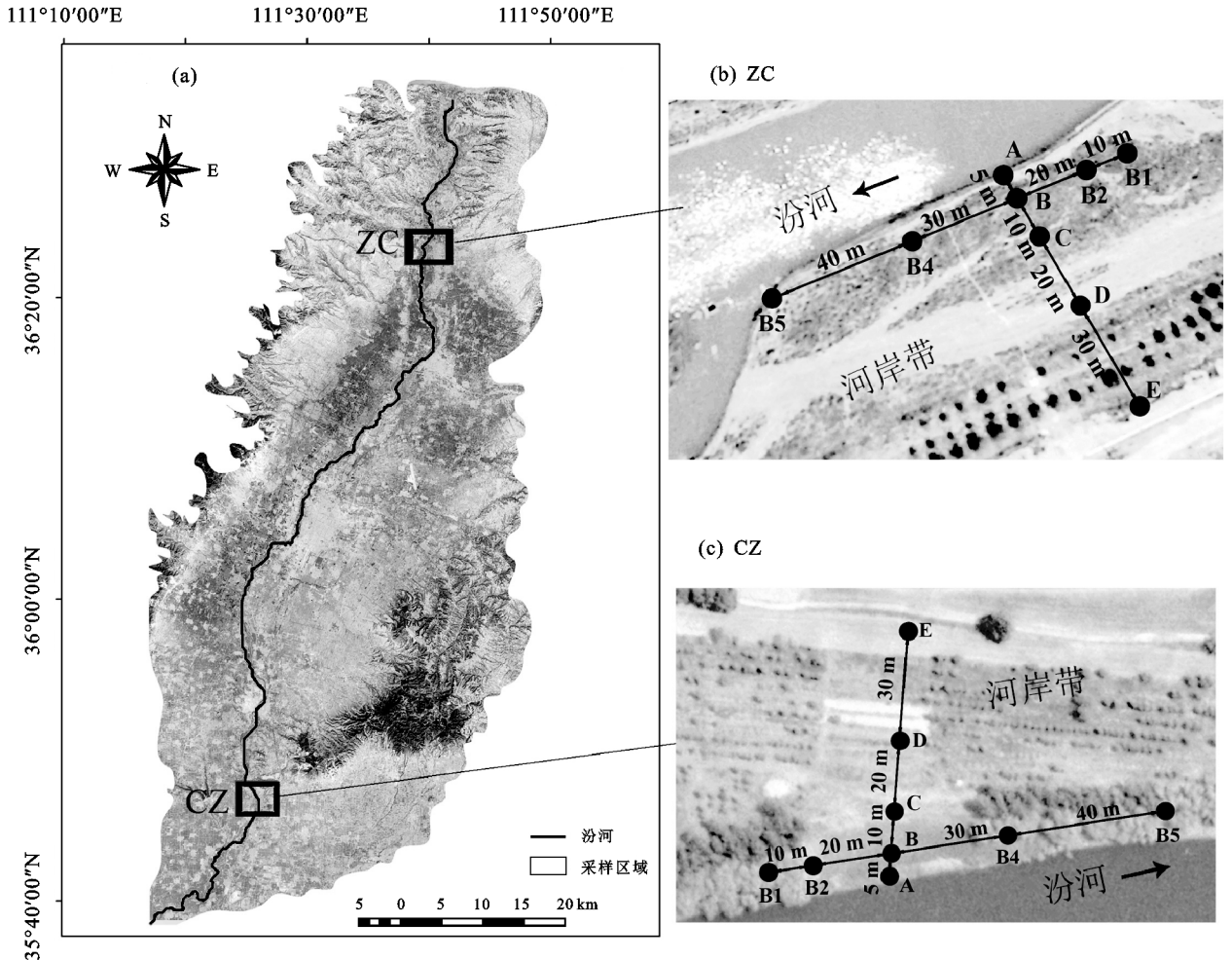


图 1 汾河河岸带采样点布置

2 结果与分析

2.1 土壤氮、磷含量的化学计量学特征

汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 统计学特征见表 1。自然河岸带土壤 TN、TP 储量平均值分别为 1.00, 0.35 g/kg, 强人工干扰河岸带 TN、TP 储量平均值分别为 1.18, 0.42 g/kg, 强人工干扰河岸带 TN、TP 储量大于自然河岸带, 且土壤 TN、TP 含量的最

大值均出现在强人工干扰河岸带。由于强人工干扰河岸带紧邻农田, 农耕期施肥影响对土壤 TN、TP 浓度影响过大, 导致其土壤 TN、TP 平均浓度高于自然河岸带。有研究^[8]证实, 开垦方式会加剧土壤 SOC 的时空异质性, 连年施肥显著增加土壤 TN、TP 含量, 与本研究结果相似。研究区域 TP 的空间差异性相对于 TN 表现得更为显著, 说明 TP 是该区域土壤的限制性元素。

表 1 汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 统计学特征

采样点	TN			TP		
	变化范围/ (g · kg ⁻¹)	平均值±标准差/ (g · kg ⁻¹)	变异 系数 CV/%	变化范围/ (g · kg ⁻¹)	平均值±标准差/ (g · kg ⁻¹)	变异 系数 CV/%
ZC	0.86~1.11	1.00±0.12	11.97	0.24~0.50	0.35±0.09	24.80
CZ	0.99~1.39	1.18±0.18	14.82	0.26~0.78	0.42±0.12	27.54

注: CV 为变异系数, $CV \leq 20.0\%$, 属于弱变异性; $20.0\% < CV < 50.0\%$, 属于中等变异性; $CV \geq 50.0\%$, 属于强变异性^[9]。

2.2 河岸带土壤氮、磷含量的时空分布特征

2.2.1 河岸带土壤氮、磷含量的空间分布 在河川径流及人为活动的影响下, 河岸带土壤氮、磷元素的

迁移转化趋于复杂。枯水期、平水期、丰水期汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 含量的平面变化见图 2。在空间上, 随着与河岸距离的增加, 每个样地土壤 TN、

TP 浓度表现为近岸处高,远岸处低;TN 浓度顺水流方向(由 B1~B5)逐渐升高,TP 浓度顺水流方向先增大后减小,由于顺水流方向采样点距离河岸仅为 6 m,易受河水渗透作用的影响,因此这些采样点土壤 TN、TP 浓度整体偏高。由于汾河水质长期受到污染,致使河岸带土壤氮、磷含量受水体影响较为明显,其入渗影响超过农田面源污染的影响(表 2),强人工干扰河岸带的水体入渗率明显高于其面源污染拦截率,表明河流入渗影响比面源污染影响为更强烈。

研究区域河岸带土壤 TN、TP 分布具有明显的区域特性,与黄河^[10]、长江^[11]河岸带土壤 TN、TP 分

布具有相似性,与三峡童庄河^[12]河岸带土壤 TN、TP 分布规律相反。水体水质较好的河岸带土壤对陆源氮、磷污染的拦截作用较为明显,其土壤 TN、TP 分布表现为由远岸处向近岸处逐渐减小,河岸带土壤、植被可有效截留远岸处农业面源污染输入的氮、磷,具体对面源污染的削减作用。而对于水体水质污染严重地区的河岸带,由于河水入渗作用,氮、磷等污染物在入渗过程中会通过土壤迁移到地下水中^[13],在此过程中氮、磷元素被土壤颗粒、土壤胶体吸附^[14]、截留在土壤中,导致近岸处河岸带土壤累积过多氮、磷元素。

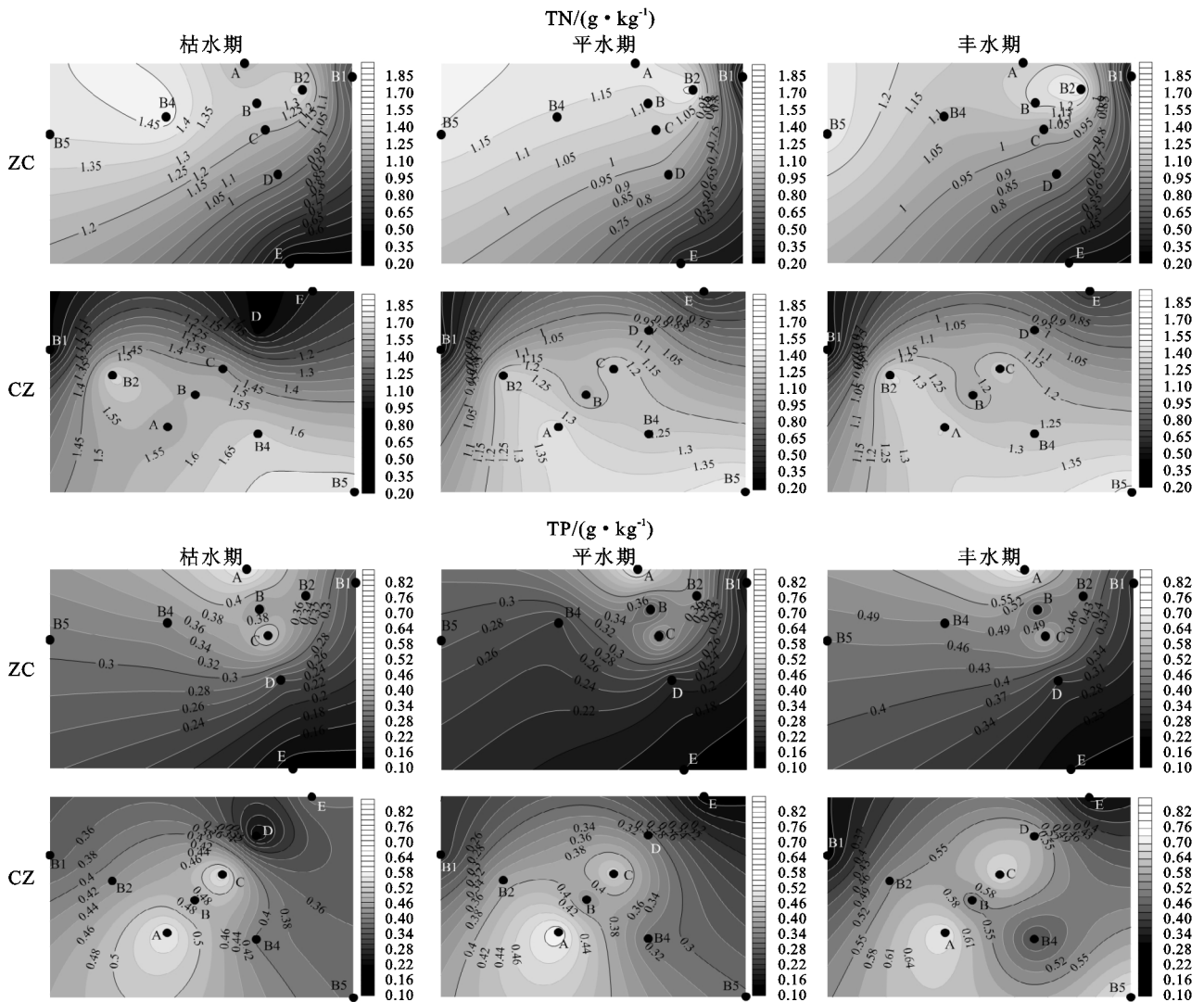


图 2 汾河临汾段河岸带 TN 和 TP 含量平面变化

表 2 汾河河岸带土壤 TN 和 TP 拦截率及入渗率变化
单位: %

采样点	指标	枯水期	平水期	丰水期
ZC	拦截率	—	—	—
	入渗率	63.21	71.49	71.37
CZ	拦截率	8.46	11.86	13.51
	入渗率	38.87	19.20	17.04

TN、TP 浓度均表现为随土层深度增加而减小(图 3),与前人^[15]研究结果相似。2 处采样带中,仅枯水期 11 月 A 点浓度累积值小于 C 点浓度,其余样品枯水期、平水期、丰水期近岸处 A 点浓度累积值均高于远岸处 C 点浓度。TN 和 TP 在 50—90 cm 土层的空间差异性较大,在 50—90 cm 土层 TN、TP 含量随土层深度急剧减少,而在 0—50 cm 土层 TN、TP 的空间差异性较小,在深度方向上的减少趋势缓慢。河岸带植物的不

在深度方向上,随着土层深度增加,2 处采样带

同分布,是导致河岸带表层土壤氮、磷分布差异的主要原因之一。该区域河岸带土壤 TN、TP 浓度的垂直变化,主要是由地表枯落物、植物根系吸收作用导致的^[16],地表枯落物对表层土壤氮、磷浓度起到补充作

用,而该地域植被主要以芦苇为主,其根系平均深度为 30—60 cm,对河岸带深度方向上土壤氮、磷含量的吸收作用局限在表层、亚表层土壤,致使河岸带土壤 TN、TP 浓度随土层深度增加而减小。

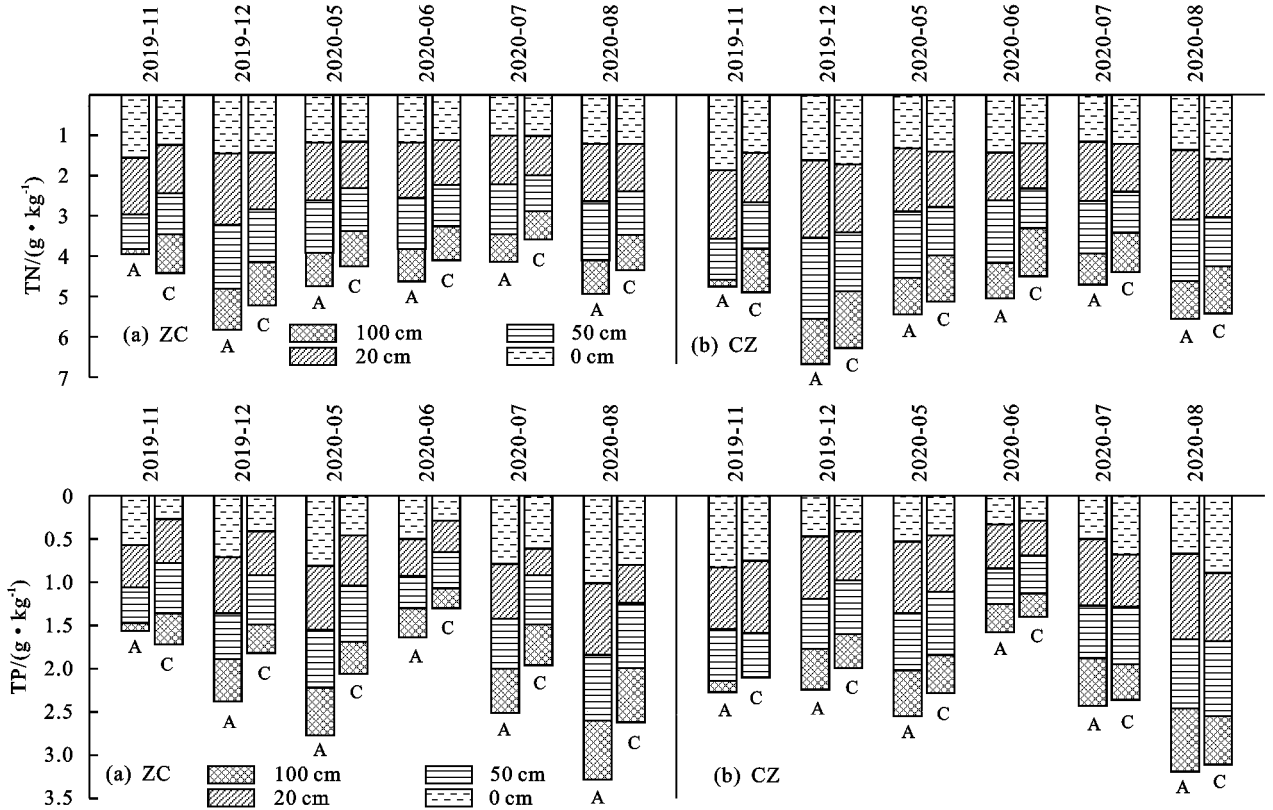


图 3 汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 垂向分布

2.2.2 河岸带土壤氮、磷含量的季节变化 汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 季节特征见表 3。在枯水期,汾河河岸带土壤 TN、TP 变化范围分别为 0.45~1.75, 0.13~

0.57 g/kg;在平水期,河岸带土壤 TN、TP 变化范围分别为 0.25~1.46, 0.13~0.55 g/kg;在丰水期,河岸带土壤 TN、TP 变化范围分别为 0.31~1.47, 0.22~0.72 g/kg。

表 3 汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 季节特征

采样时间	采样地点	TN			TP		
		变化范围/ (g·kg ⁻¹)	平均值±标准差/ (g·kg ⁻¹)	CV/%	变化范围/ (g·kg ⁻¹)	平均值±标准差/ (g·kg ⁻¹)	CV/%
枯水期	临汾段	0.45~1.75	1.26±0.35	28.05	0.13~0.57	0.37±0.12	31.70
	ZC	0.45~1.48	1.14±0.34	29.96	0.13~0.49	0.32±0.11	34.52
	CZ	0.92~1.75	1.38±0.34	24.54	0.22~0.57	0.41±0.11	26.36
平水期	临汾段	0.25~1.46	1.00±0.39	38.78	0.13~0.55	0.32±0.12	38.50
	ZC	0.25~1.22	0.93±0.38	40.42	0.16~0.55	0.30±0.13	42.44
	CZ	0.29~1.46	1.06±0.41	38.33	0.13~0.52	0.33±0.12	36.65
丰水期	临汾段	0.31~1.47	1.03±0.37	36.23	0.22~0.72	0.48±0.16	33.46
	ZC	0.31~1.35	0.95±0.39	41.22	0.22~0.72	0.44±0.15	35.29
	CZ	0.41~1.47	1.10±0.36	32.34	0.29~0.71	0.53±0.16	31.00

注:CV 为变异系数, CV≤20.0%, 属于弱变异性; 20.0%<CV≤50.0%, 属于中等变异性; CV≥50.0%, 属于强变异性^[9]。

河岸带土壤氮、磷储量及淹水状态的变化造成土壤养分的改变,进而表现出不同程度的变异性^[17]。在汾河临汾段,枯水期 TP 变异系数高于 TN,为 31.70%;平水期 TN 变异系数高于 TP,为 38.78%;丰水期 TN 变异系数高于 TP,为 36.23%。枯水期 TP 的变异性强,变化幅度更为明显;而平水期和丰水期, TN

的变异性强,变化幅度更为明显。2 处采样带中,自然河岸带土壤变异系数高于强人工干扰河岸带土壤变异系数,表明自然河岸带土壤 TN、TP 元素的生态化学计量存在弱稳态性,其土壤 TN、TP 的季节变化幅度更为明显,易受周围环境变化影响,土壤氮、磷元素流失更为严重。

随着季节更替及汛期洪水影响,河岸带氮、磷浓度在时间尺度出现波动。枯水期到平水期,土壤氮、磷储量有所降低,这是因为春季植物生长需要从土壤中吸收大量的氮、磷。平水期到丰水期,2 处样带土壤氮、磷含量呈现增长趋势,因为此时随着河岸带植物大量生长,地表枯落物分解后对土壤氮、磷进行补充。随着农耕期及汾河上游工业生产的开展,污水排放加剧汾河污染,致使丰水期水体 TN、TP 出现峰值,在水体入渗作用的影响下,丰水期河岸带近岸处(A 点)土壤 TN、TP 浓度较枯水期有所回升。同时,枯水期、平水期、丰水期河流水位、水量均会发生周期性变化,相应地河岸带亦会产生周期性落干、淹水的干湿交替过程^[18],这一过程不仅影响河岸带土壤的物理特性,而且对土壤中氮、磷元素的迁移转化产生作用,进而影响河岸带氮、磷元素的分布。因干湿交替作用土壤产生膨胀、收缩,使土壤中的溶质随之迁移运输^[19]。枯水期至平水期,河岸带植物生长加速氮、磷元素的消耗流失,平水期至丰水期,河流水位上涨,河岸带由落干状态转化为淹水状态,在干—湿状态转换下土壤 TN 浓度增加^[18],而淹水后土壤吸磷量、吸磷指数、最大磷缓冲容量亦有所增加^[20],在枯落物补充作用下,河岸带土壤 TN、TP 表现为先减小后增大的趋势。

在深度方向上,对于自然河岸带和强人工干扰河岸带(图 3),TN 累积浓度在枯水期(2019 年 12 月)均达到最大值,其后随季节更替逐渐减小,而在丰水期(2020 年 8 月)又表现为增大趋势。由枯水期到平水期,TP 的累积浓度逐渐增大后减小,2020 年 6 月达到最小值,由平水期到丰水期又表现为逐渐增加的趋势。由于 TP 是该区域土壤的限制性元素,因而在深度方向上累积浓度 TN>TP。深度方向上,TN、TP 浓度与土壤 TN、TP 浓度的季节变化趋势基本一致,均表现为先减小后增大的趋势,12 月植被枯落物补充使土壤 TN、TP 浓度均有不同幅度增加。由枯水期至平水期,植物生长发育导致土壤 TN、TP 浓度减少,到丰水期的淹没状态,土壤 TN、TP 浓度则显著增加。

由于强人工干扰河岸带受到人类活动干扰,其土壤含水率、容重、孔隙度等物理特性与自然状态河岸带有所不同,进一步说明不同特征河岸带在外界因素干扰下,其土壤氮、磷的化学计量特征也随之产生显著差异。降雨、河流水文特性影响着河岸带土壤氮、磷的空间分布^[21]。随着季节的变化,河流量、水位产生变化,河岸带土壤亦随之发生厌氧—好氧^[22]、干湿交替转化现象,落干时土体收缩、容重增大,淹水时土体膨胀、容重减小^[19],干湿交替现象可加速土壤氮元素的矿化及硝化作用^[19];磷主要通过吸附作用固定在土壤中,土壤理化性质的改变会影响磷在其中的分布^[23]。

2.3 河岸带土壤氮、磷含量与土壤、河流水文特性的相关性分析

自然河岸带和强人工干扰河岸带土壤、河流水文特性的主成分分析结果见表 4 和表 5。自然河岸带主成分 1,2,3,4 的贡献率分别为 29.644%,29.555%,21.161%,16.221%,这 4 个主成分保留了自然河岸带土壤和河流水文特性的大部分信息。由表 4 可知,主成分 1 中,土壤 SOC、C/N、C/P、N/P 有较高的正载荷,可用来表征河岸带土壤碳、氮、磷化学特性;主成分 2 中,土壤容重、孔隙度、含水率正载荷较高,可用来表征河岸带土壤的物理特性;主成分 3 中,土壤 pH、河流蒸发量具有较高的正载荷,土壤 TN 具有较高的负载荷。自然河岸带土壤、河流水文特性的 RDA 分析结果(图 4)显示,河岸带土壤 TN 含量与河水 TN、降雨量、土壤容重等因子正相关,与河流水面蒸发量、河水流量等因子负相关;河岸带土壤 TP 含量与土壤容重、土壤孔隙度等因子正相关,与土壤 N/P、土壤 pH、河水流量等因子负相关。

表 4 自然河岸带土壤与河流水文特性的主成分分析

因子	主成分			
	主成分 1	主成分 2	主成分 3	主成分 4
STN	-0.104	0.008	-0.950	0.211
STP	-0.694	0.531	-0.427	-0.112
pH	0.226	-0.468	0.802	-0.187
SOC	0.926	-0.112	-0.103	-0.144
C/N	0.855	-0.060	0.383	-0.270
C/P	0.983	-0.124	0.119	0.008
N/P	0.877	-0.391	-0.025	0.217
BD	-0.247	0.963	-0.031	-0.097
Porosity	-0.247	0.963	-0.031	-0.097
SWC	-0.247	0.963	-0.031	-0.097
WTN	-0.209	0.050	-0.105	0.936
WTP	-0.153	-0.637	-0.045	0.730
Discharge	0.326	0.574	0.571	0.454
Evaporation	-0.057	0.124	0.965	0.167
Rainfall	-0.467	0.459	-0.042	-0.727
贡献率/%	29.644	29.555	21.161	16.221
累积贡献率/%	29.644	59.199	80.360	96.580

注:STN 为土壤总氮;STP 为土壤总磷;pH 为土壤 pH;SOC 为土壤有机碳;C/N 为土壤碳氮比;C/P 为土壤碳磷比;N/P 为土壤氮磷比;WTN 为河水总氮;WTP 为河水总磷;Discharge 为河水流量;Rainfall 为降雨量;SWC 为土壤含水量;Porosity 为土壤孔隙度;BD 为土壤容重;Evaporation 为河流水面蒸发量。下同。

与自然河岸带有所不同,强人工干扰河岸带 3 个主成分的贡献率分别为 44.529%,25.479%,23.071%。由表 5 可知,主成分 1 中,土壤容重、孔隙度、含水率有较高的正载荷;主成分 2 中,土壤 TN、河水 TN 具有较高的正载荷,河水蒸发量具有较高的负载荷。由此可

知,在强人工干扰河岸带,土壤特性对河岸带营养元素的分布具有重要影响。强人工干扰河岸带土壤、河流水文特性的 RDA 分析结果见图 5。河岸带土壤 TN 含量与土壤孔隙度、河水 TN 等因子正相关,与河水蒸发量、土壤 N/P 等因子负相关;河岸带土壤 TP 与土壤孔隙度、降雨量等因子正相关,与土壤 N/P、河水蒸发量、河水 TP 等因子呈负相关。

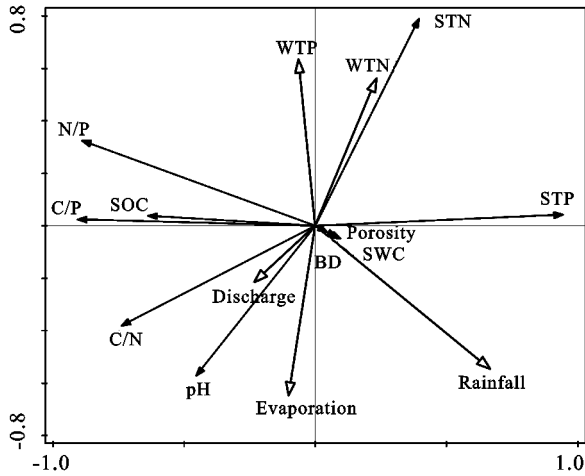


图 4 自然河岸带土壤和河流水文特性的 RDA 分析

为深入揭示各相关环境因子对汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 含量影响的相对重要性,对各土壤、河流水文特性因子进一步进行逐步回归分析,由表 6 可知,其结果与 RDA 分析基本一致。影响自然河岸带土壤 TN 的主要因素是土壤容重、河水蒸发量和河水 TN 含量,影响自然河岸带土壤 TP 的主要因素是土壤容重、土壤 N/P 和土壤 pH。而影响强人工干扰河岸带土壤 TN 的因素是河水 TN 含量和土壤孔隙度,影响强人工干扰河岸带土壤 TP 的因素是土壤孔隙度、土壤 N/P 和河水蒸发量。

表 5 强人工干扰河岸带土壤与河流水文特性的主成分分析

因子	主成分		
	主成分 1	主成分 2	主成分 3
STN	0.040	0.969	-0.055
STP	0.751	0.418	-0.471
pH	-0.708	-0.542	0.408
SOC	0.107	0.379	0.883
C/N	-0.105	-0.218	0.945
C/P	-0.350	-0.041	0.929
N/P	-0.717	0.085	0.632
BD	0.986	-0.078	-0.036
Porosity	0.986	-0.078	-0.036
SWC	0.986	-0.078	-0.036
WTN	-0.332	0.929	0.039
WTP	-0.782	0.576	0.017
Discharge	0.896	0.001	-0.128
Evaporation	0.031	-0.987	-0.092
Rainfall	0.715	-0.168	-0.319
贡献率/%	44.529	25.479	23.071
累积贡献率/%	44.529	70.008	93.080

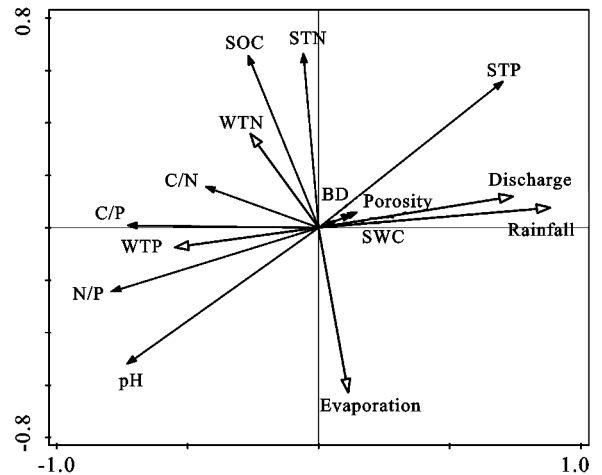


图 5 强人工干扰河岸带土壤和水文特性的 RDA 分析

表 6 土壤氮、磷含量对河流水质的响应关系

采样地点	土壤化学指标	多元回归方程	R^2	调整 R^2	Sig.
自然河岸带	TN	$TN=1.001BD-0.206Evap+0.173WTN$	0.999	0.999	0.017
	TP	$TP=8.429BD-0.872N/P-6.655pH$	0.991	0.985	0.029
强人工干扰河岸带	TN	$TN=0.535WTN+0.469Por$	0.996	0.994	0.016
	TP	$TP=2.226Por-1.083N/P-0.280Evap$	0.995	0.992	0.011

注:TN 为土壤总氮;TP 为土壤总磷;BD 为土壤容重;Evap 为河流水面蒸发量;WTN 为河水总氮;N/P 为土壤氮磷比;Por 为土壤孔隙度。

总体看来,河岸带土壤 TN 含量与河水 TN 含量有较强的正效应,而河岸带土壤 TP 含量与河水 TP 含量则无明显效应。土壤中氮、磷元素的迁移循环机制有所不同,土壤中的磷主要是由含磷矿石的风化及植被枯落物降解产生的,其中土壤母质是影响土壤含磷量的主要因素;而土壤中的氮元素主要受植被吸收、枯落物返还等因素限制^[4]。因而,河岸带土壤 TN 含量与河流水质的关系更为密切,河岸带土壤 TP 含量更大程度上取决于研究区域的地质特性^[24],其与河岸带土壤特性的响应关系更为强烈。已有的

关于河岸带氮、磷元素分布与环境因子的响应关系的研究结论各异,如钱进等^[21]探讨河岸带土壤磷素空间分布过程中发现,降雨显著影响河岸带表层土壤磷元素的分布,在丰水年降雨对河水水位影响显著,进而对河岸带近岸区域土壤磷元素空间分布产生响应;梁士楚等^[25]对漓江河岸带土壤理化性质分析中得出,土壤容重、土壤孔隙度、土壤 TP 含量是漓江河岸带土壤理化性质的重要环境因子;Li 等^[26]在研究河岸带水位波动对氨氧化活性的影响时发现,淹水状态改变土壤氨氧化细菌的群落结构,氨氧化物与河

岸带水位波动产生响应,并通过与其他氮转化过程的耦合,最终影响河岸带生态系统氮的迁移转化。在本研究中,自然河岸带由于受人为因素影响较小,其河岸带土壤 TN、TP 含量变化与河岸带周边环境响应更为密切。对于强人工干扰河岸带,由于农耕等人为因素干扰,提高了土壤容重和土壤孔隙度,其土壤 TN、TP 含量均受到土壤孔隙度的影响(表 6)。综上所述,在一定程度上,河岸带土壤容重、土壤孔隙度、河水 TN 含量对河岸带土壤 TN 含量产生影响,河岸带土壤容重、土壤孔隙度、土壤 N/P 对河岸带土壤 TP 产生影响,且自然河岸带和强人工干扰河岸带 TN、TP 含量的影响因素有所不同。

3 结论

(1)强人工干扰河岸带土壤 TN、TP 储量平均值分别为 1.18,0.42 g/kg,自然河岸带 TN、TP 储量平均值分别为 1.00,0.35 g/kg,强人工干扰河岸带土壤 TN、TP 储量高于自然河岸带;各水期自然河岸带土壤 TN、TP 变异系数大于强人工干扰河岸带,TN、TP 变异系数的最大差异倍数分别为 1.27 倍(丰水期)、1.31 倍(枯水期),自然河岸带土壤氮、磷元素的生态化学计量存在弱稳态性,易受周围环境变化影响。

(2)河岸带土壤 TN、TP 含量随季节变化具有较强的时空异质性。汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 含量随枯水期—平水期—丰水期表现为先减小后增大的趋势;各水期河岸带紧邻河岸部分土壤 TN、TP 含量高于远岸部分,最大差异倍数分别为 3.51 倍(平水期自然河岸带)和 4.16 倍(平水期强人工干扰河岸带),强人工干扰河岸带截留面源污染能力小于河水污染物入渗能力;土层深度方向上 TN、TP 含量均随土层深度的增加而减小,表层土壤的空间差异性较小,深层土壤空间差异性较大。

(3)汾河临汾段河岸带土壤 TN、TP 含量与土壤特性和河流水文特性具有较强相关性,影响河岸带土壤 TN 含量的相关因素是土壤容重、土壤孔隙度和河水 TN 含量,影响河岸带土壤 TP 含量的相关因素是土壤容重、土壤孔隙度和土壤 N/P,说明土壤特性、河流水文特性对河岸带土壤 TN、TP 含量有一定影响。

参考文献:

[1] Bertolet B L, Corman J R, Casson N J, et al. Influence of soil temperature and moisture on the dissolved carbon, nitrogen, and phosphorus in organic matter entering lake ecosystems[J]. *Biogeochemistry*, 2018, 139(3): 293-305.

[2] Dybala K E, Matzek V, Gardali T, et al. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(1): 57-67.

[3] 项颂,庞燕,窦嘉顺,等.不同时空尺度下土地利用对洱海入湖河流水质的影响[J]. *生态学报*, 2018, 38(3): 876-885.

[4] 郭二辉,方晓,马丽,等.河岸带农田不同恢复年限对土壤碳氮磷生态化学计量特征的影响:以温榆河为例[J]. *生态学报*, 2020, 40(11): 3785-3794.

[5] 刘庆,魏建兵,吴志峰,等.多尺度环境因子对广州市流溪河河岸带土壤理化性质空间分异的影响[J]. *生态学杂志*, 2016, 35(11): 3064-3071.

[6] 郭二辉,云菲,冯志培,等.河岸带不同植被格局对表层土壤养分分布和迁移特征的影响[J]. *自然资源学报*, 2016, 31(7): 1164-1172.

[7] 王琼,范康飞,范志平,等.河岸缓冲带对氮污染物削减作用研究进展[J]. *生态学杂志*, 2020, 39(2): 665-677.

[8] 李雪盈,濮励杰,许艳,等.江苏沿海典型滩涂围垦区土壤有机碳时空异质性[J]. *土壤*, 2020, 52(2): 365-371.

[9] 吴鹏,崔迎春,赵文君,等.喀斯特森林植被自然恢复过程中土壤化学计量特征[J]. *北京林业大学学报*, 2019, 41(3): 80-92.

[10] Li H, Chi Z F, Li J L, et al. Bacterial community structure and function in soils from tidal freshwater wetlands in a Chinese delta: Potential impacts of salinity and nutrient[J/OL]. *Science of the Total Environment*, 2019, 696. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134029>.

[11] 李锐,牛江波,杨超,等.长江上游江津段河岸带对陆源氮磷的拦截作用研究[J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2017, 39(10): 11-19.

[12] Qu H Y, Jia G M, Liu X, et al. Soil extracellular enzymatic stoichiometry along a hydrologic gradient of hillslope riparian zone of the Three Gorges Reservoir [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2019, 83(5): 1575-1584.

[13] Hintze S, Glauser G, Hunkeler D. Influence of surface water-Groundwater interactions on the spatial distribution of pesticide metabolites in groundwater[J/OL]. *Science of the Total Environment*, 2020, 733. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139109>.

[14] 牛江波.长江上游江津段德感坝河岸带对氮磷的拦截作用研究[D].重庆:西南大学,2014.

[15] Wang S Y, Wang W D, Zhao S Y, et al. Anammox and denitrification separately dominate microbial N-loss in water saturated and unsaturated soils horizons of riparian zones[J]. *Water Research*, 2019, 162: 139-150.

[16] 王育来,孙即梁,杨长明,等.河岸带土壤溶解性有机质垂直分布特征及其性质研究[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(12): 2413-2421.

[17] 李阳,裴志永,秦伟,等.区域性皆伐抚育作业对沙柳林地土壤养分空间异质性的影响[J]. *科学技术与工程*, 2016, 16(18): 161-165.

- [16] 田昌,周旋,谢桂先,等.控释尿素减施对双季稻田径流氮素变化、损失及产量的影响[J].水土保持学报,2018,32(3):21-28.
- [17] 王晓巍,蒯佳林,郁继华,等.不同缓/控释氮肥对基质栽培甜瓜生理特性与品质的影响[J].植物营养与肥料学报,2016,22(3):847-854.
- [18] 王晓巍,蒯佳林,刘晓静,等.4种缓控释氮肥在不同环境条件下的养分释放特性的研究[J].草地学报,2013,21(2):332-337.
- [19] 杜建军,廖宗文,毛小云,等.控/缓释肥在不同介质中的氮素释放特性及其肥效评价[J].植物营养与肥料学报,2003,9(2):165-169.
- [20] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000.
- [21] 曹建康,姜微波,赵玉梅.果蔬采后生理生化实验指导[M].北京:中国轻工业出版社,2007:24-54.
- [22] Gallardo M, Padilla F M, Pena-Fleitas M T, et al. Crop response of greenhouse soil-grown cucumber to total available N in a nitrate vulnerable zone[J]. European Journal of Agronomy, 2020, 114:125993.
- [23] 王晨琿,李婷玉,马林,等.日本化肥减量增效实现途径及启示[J].土壤通报,2020,51(3):725-732.
- [24] Department for Environment Food and Rural Affairs (Defra). Fertiliser Manual (RB209)[M]. 8th Edition. TSO, Norwich, 2010.
- [25] 弓晓峰,张静,张振辉,等.鄱阳湖南矶山自然保护区沼泽湿地土壤对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 吸附能力的研究[J].农业环境科学学报,2006,25(1):179-181.
- [26] 崔思远,朱新开,张震茜,等.水稻秸秆还田年限对稻麦轮作田土壤碳氮固存的影响[J].农业工程学报,2019,35(7):115-121.
- [27] NE 养分专家系统.[2021-04-19].<http://www.nutrientexpert.cn/>.
- [28] 康利允,常高正,高宁宁,等.不同氮、钾肥施用量对甜瓜养分吸收、分配及产量的影响[J].中国农业科学,2018,51(9):1758-1770.

(上接第 221 页)

- [17] Stam J M T. On the modeling of two-dimensional Aeolian dunes[J]. Sedimentology, 1997, 44(1):127-141.
- [18] McKenna N C, Lancaster N, Nickling W G. The effect of unsteady winds on sediment transport on the stoss slope of a transverse dune[J]. Silver Peak, NV, USA, Sedimentology, 2006, 47(1):211-226.
- [19] 张正偲,董治宝.横向沙丘表面气流流特征野外观测[J].地理科学,2015,35(5):652-657.
- [20] 杜建会,严平,俄有浩.甘肃民勤不同演化阶段白刺灌丛沙堆分布格局及特征[J].生态学杂志,2007,26(8):1165-1170.
- [21] 张进虎,唐进年,李得禄,等.民勤荒漠绿洲过渡带灌丛沙堆形态特征及分布格局[J].中国沙漠,2015,35(5):1141-1149.
- [22] 谢国勋,罗维成,赵文智.荒漠草原带沙源及灌丛对灌丛沙堆形态的影响[J].中国沙漠,2015,35(3):573-581.
- [23] 孙涛,贾志清,刘虎俊,等.绿洲荒漠过渡带不同演替阶段白刺灌丛植被和沙堆形态特征相关性分析[J].兰州大学学报(自然科学版),2020,56(3):396-403,411.

(上接第 229 页)

- [18] 钱进,郑浩,朱月明,等.干湿交替对河岸带环境效应的影响机制研究进展[J].水利水电科技进展,2016,36(1):11-15,22.
- [19] 张素,熊东红,校亮,等.干湿交替对土壤性质影响的研究[J].土壤通报,2017,48(3):762-768.
- [20] 辛星.干湿交替作用下鄱阳湖湿地土壤氮磷变化特征模拟研究[D].河南 开封:河南大学,2017.
- [21] 钱进,沈蒙蒙,王沛芳,等.河岸带土壤磷素空间分布及其对水文过程响应[J].水科学进展,2017,28(1):41-48.
- [22] 王明.干湿交替驱动下土壤微生物量 N_2O 变化规律[D].北京:中国农业科学院,2013.
- [23] 夏建国,仲雨猛,曹晓霞.干湿交替条件下土壤磷释放及其与土壤性质的关系[J].水土保持学报,2011,25(4):238-248.
- [24] Young E O, Ross D S. Total and labile phosphorus concentrations as influenced by riparian buffer soil properties[J]. Journal of Environmental Quality, 2016, 45(1):294-304.
- [25] 梁士楚,苑晓霞,卢晓明,等.漓江水陆交错带土壤理化性质及其分布特征[J].生态学报,2019,39(8):2752-2761.
- [26] Li S L, Gang D G, Zhao S J, et al. Response of ammonia oxidation activities to water-level fluctuations in riparian zones in a column experiment[J/OL]. Chemosphere, 2021, 269. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128702>.