

人类活动对河岸带植被氮磷生态化学计量特征的影响

——以汾河临汾段为例

蔡雅梅¹, 冯民权¹, 肖瑜²

(1.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, 陕西 西安 710048; 2.陕西省引汉济渭工程建设有限公司, 陕西 西安 710011)

摘要: [目的] 探究自然河岸带和强人工干扰河岸带土壤—植被系统氮、磷生态化学计量的变化规律, 为该区域的河岸带修复和环境保护提供科学依据。[方法] 利用相关分析和偏冗余分析等方法, 以汾河临汾段典型河岸带为例, 探讨自然河岸带及强人工干扰河岸带土壤—植被系统氮、磷含量的时空分布特性及其影响因素。[结果] 河岸带植被总氮(TN), 总磷(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, 近岸处植物 TN, TP 含量大于远岸处植物 TN, TP 含量。河岸带植被 TN, TP 内稳性表现为自然河岸带>强人工干扰河岸带, 两处河岸带植物 TP 属弱敏感态指标, N/P 存在绝对稳态。河岸带土壤 pH 值、TN 及 TP 含量与植物氮、磷含量的交互作用较为明显。[结论] 汾河临汾段典型河岸带植被氮、磷时空分布与河岸带土壤氮、磷时空分布特性相似, 人类活动对河岸带土壤—植被系统氮、磷生态化学计量特征具有重要影响。

关键词: 河岸带; 植被; 氮、磷; 生态化学计量特征

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2022)01-0017-09

中图分类号: X53

文献参数: 蔡雅梅, 冯民权, 肖瑜. 人类活动对河岸带植被氮磷生态化学计量特征的影响[J]. 水土保持通报, 2022, 42(1): 17-25. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2022.01.003; Cai Yamei, Feng Minquan, Xiao Yu. Effects of human activities on nitrogen and phosphorus ecological stoichiometry of vegetation in riparian zones [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(1): 17-25.

Effects of Human Activities on Nitrogen and Phosphorus Ecological Stoichiometry of Vegetation in Riparian Zones

—A Case Study at Linfen Section of Fenhe River

Cai Yamei¹, Feng Minquan¹, Xiao Yu²

(1.State Key Laboratory of Eco-hydraulics in Northwest Arid Region of China, Xi'an University of Technology, Xi'an, Shaanxi 710048, China; 2.Hanjiang to Weihe River Valley Water Diversion Project Construction Co., Ltd, Xi'an, Shaanxi 710011, China)

Abstract: [Objective] Changes in the ecological stoichiometry of nitrogen and phosphorus in a natural riparian zone and a strongly artificial disturbed riparian zone were explored in order to provide a scientific basis for the restoration of riparian zones and environmental protection in the Linfen section of the Fenhe River. [Methods] The spatiotemporal distribution characteristics and influencing factors of nitrogen and phosphorus in the soil-plant system between a natural riparian zone and a strongly artificial disturbed riparian zone were studied by correlation analysis and partial redundancy analysis methods. [Results] The contents of plant total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) in riparian zones decreased first and then increased during the period of dry season, normal season, wet season. The contents of plant TN and TP in the near-bank area were higher than in the far-bank area. The internal stability of plant TN and TP in riparian zones was higher in the natural

收稿日期: 2021-09-05

修回日期: 2021-10-03

资助项目: 国家自然科学基金项目“河流交汇区水流紊动特性与污染物输运机理研究”(51679191); 陕西省自然科学基金基础研究计划项目“汉江原水在长距离输送过程中的水质变化与影响因素研究”(2019JLM-60); 山西省水利科学技术研究与推广项目“汾河临汾段河岸带对氮磷的截留作用与健康评价研究”(TZ2019011)。

第一作者: 蔡雅梅(1987—), 女(汉族), 广东省汕头市人, 硕士, 工程师, 主要从事水环境模拟与污染控制研究。Email: 2180421304@stu.xaut.edu.cn。

通信作者: 冯民权(1964—), 男(汉族), 山西省运城市人, 教授, 博士生导师, 主要从事水环境模拟与污染控制研究。Email: mqfeng@xaut.edu.cn。

riparian zone than in the strongly artificial disturbed riparian zone. Plant TP values in the two riparian zones were weakly sensitive to state index, and N/P values were absolutely stable. The interaction of soil pH value, TN, and TP, with plant TN and TP contents were obvious in riparian zones. [Conclusion] The spatiotemporal distribution characteristics of nitrogen and phosphorus in the soil-plant system were similar to those in soil in typical riparian zones of the Linfen section of the Fenhe River. The ecological stoichiometric characteristics of nitrogen and phosphorus of the soil-plant system were significantly affected by human activities.

Keywords: riparian zones; vegetation; nitrogen and phosphorus; characteristics of ecological stoichiometry

河岸带作为河流生态系统与陆地生态系统相互作用的纽带,是河流和陆地生态系统进行物质、信息、能量交换的重要过渡带^[1],利用“土壤—植物—微生物”系统的理化作用和生物效应,河岸带可以有效地控制面源污染向河水的排放。氮、磷元素既是植物生长的主要限制元素,也是河流水体富营养化的主要元素,影响着河岸带生态系统的初级生产力^[2]。河岸带生态系统是一个易受水文环境影响的生态区域,其生境由于人类活动干扰而较为脆弱,强烈的人为因素干扰如农业活动、放牧践踏等均会对河岸带土壤、植被的氮、磷生态化学计量产生重要影响^[3-5]。地理位置特殊的河岸带是氮、磷元素重要的源和汇,对土壤氮、磷元素的生物地球循环起着重要作用^[6]。因此,研究农业活动对河岸带植物系统氮、磷生态化学计量的影响,对于反应农业活动背景下河岸带生态系统氮、磷元素的变化,了解植被系统在农业活动影响下生态系统的结构和功能变化具有重要意义。

河岸带植被群落是河岸带生态系统的重要组成部分,植被群落组成了河岸带营养物质和能量流动的过渡区域,对于维护河岸带生态系统平衡具有重要意义^[7]。植物与土壤在其形成和演化过程中组成一个生物功能体,即土壤—植被系统,具有一定群落结构的河岸带土壤—植被系统通过生物地球化学作用,对氮、磷等污染物进行截留^[8]。尽管国内外学者针对河岸带植被对氮磷污染物的截留效率^[9]、植物群落多样性^[10]、植被分布格局等^[11]研究成果丰硕,然而,从生态化学计量学角度从植物以及土壤两方面对氮、磷生态化学计量特征研究比较缺乏,特别是在人类活动干扰下,河岸带土壤—植被系统氮、磷生态化学计量与自然状态下河岸带系统的对比研究尚未见报道。因此,明晰强人工干扰河岸带土壤、植被的氮、磷生态化学计量特征,并与自然河岸带进行对比研究,对于河岸带生境变化研究具有重要意义。本文通过对比分析汾河临汾段自然河岸带及强人工干扰河岸带土壤及植被氮、磷生态化学计量特征的时空分布特性,探讨河岸带植被氮、磷的影响因素,旨在反应人类活动影响背景下河岸带土壤—植被系统的生态特性。

1 研究区概况

汾河作为黄河第二大支流,是山西省最大的河流,干流全长 713 km,流域面积 39 721 km²。研究区域位于汾河临汾段,地理位置在 35°47′—36°09′N, 111°25′—111°33′E 之间,属于汾河下游区域。研究区域始于洪洞县赵城镇,途经临汾市,止于襄汾县新城镇柴庄村。研究区域河岸带位于临汾盆地,流域资源丰富、工农业生产水平高且经济发达,是山西境内重要的农业区,其河岸带受人为因素的干扰强烈,且汾河水质常年处于污染状况,径流量年内分配极不均匀,具有典型的区域特性。

为对比不同特征河岸带植被氮磷生态化学计量特征,沿汾河下游临汾段选取两处典型河岸带,两处河岸带直线距离 70 km,分别选取两处不同位置河岸带的目的是可以更好地在横向上进行对比。自然河岸带(ZC)位于采样区域上游,河岸带与周边农田被护岸堤防分隔,植物以自然野生蒿草、芦苇为主,河岸带生境未经人为因素干扰破坏;强人工干扰河岸带(CZ)位于采样区域下游,近岸 20 m 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。

现场采样期间,在汾河临汾段两处典型河岸带共发现植物 11 科 29 属 32 种,均为草本植物。共有的植物包括芦苇、钻叶紫菀、狗尾草、鹅绒藤、雀稗、青蒿、葎草,总计 4 科 7 属。研究区域内主要地带性土壤为褐土,土质为粉砂。

2 材料与方法

2.1 样品采集

从 2019 年 10 月起至 2020 年 8 月止,共采样 7 次。受新冠疫情影响,2020 年 1—4 月未进行现场采样。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(2019 年 10 月、2020 年 5—6 月)、丰水期(2020 年 7—8 月),7 次采样涵盖汾河枯水期、平水期、丰水期,便于进行对比分析。

结合两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, B, C, D, E 点,每一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上布置 5 个采样点,分别为 B₁, B₂, B₃, B₄, B₅, 相互之间的距离分别为 10, 20, 30, 40 m, 其中 B₂, B₃ 点为同一点,处于两个采样带的相交处。

土壤样品用直径 3.8 cm 土钻采集混合土样,土样采集后装入塑料密封袋,带回实验室烘干后,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。采集植物样品时,以每个采样点为中心,设置面积为 1 m×1 m 的样方,挖取样方内所有植株的地上部分,并装入塑料袋保存带回实验室。样品带回实验室后,应立即将样本取出,刷净表面覆土,然后进行杀青处理。即将样品置于 80~90 °C 的鼓风烘箱中烘 15~30 min,然后降温至 60~70 °C,逐尽水分。干燥时间可视样品水分含量而定,通常为 12~24 h。经过上述处理后,再将烘干后的植物样品进行磨碎处理,每个样方内的植物样品需一同粉碎,然后过 0.5~1 mm 孔径筛子,用四分法取得适量的分析样品,多余样品密封干燥保存备用。

2.2 室内分析

土壤 pH 值通过将水土以 2.5:1 比例混合后用 pH 计测定。土壤样品在 105 °C 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。土壤总氮(TN)采用半微量凯式法测定。土壤总磷(TP)采用氢氧化钠熔融钼锑抗色法测定。植物样品 TN 测定采用硫酸—过氧化氢消煮,蒸馏法;植物样品 TP 测定采用硫酸—过氧化氢消煮,钼蓝比色法测定。

2.3 数据处理

采用 Excel 2016, Origin 2018 软件对数据进行处理及图表绘制,采用 SPSS 20.0 对植物氮、磷的生态化学计量特征和土壤特性进行 Pearson 相关分析及植物内稳态指数分析,采用 Canoco 5.0 软件分析土壤特性对植物氮、磷生态化学计量特征的单独解释

率及交互作用。

2.3.1 内稳态指数 采用生态化学计量内稳性模型,可计算内稳态指数(homeostasis index, H),即:

$$H = \frac{\lg x}{\lg y - \lg c} \quad (1)$$

式中: y 为植物样品碳、氮、磷含量及其化学计量比; x 为对应的土壤中碳、氮、磷含量及其化学计量比; c 为常数项。通常,采用 $1/H$ 衡量生物内稳性的强弱^[12]。根据 Persson 等^[13]的研究结论可知,当回归方程结果显著时, $0 < 1/H < 0.25$ 为内稳态, $0.25 < 1/H < 0.5$ 为弱内稳态, $0.5 < 1/H < 0.75$ 为弱敏感态, $1/H > 0.75$ 为敏感态;当回归方程结果不显著时,认为存在绝对稳态。

2.3.2 偏冗余分析 偏冗余分析(partial RDA)是通过完全排除另一组环境或空间特征来揭示其变量,可提供一个通过揭示变异的百分比描述不同类型研究变量的方法,因其根据数据结构进行分析,具有很强的灵活性。

3 结果与分析

3.1 河岸带植物氮磷生态化学计量特征的分布

汾河河岸带植物氮、磷元素化学计量特征见表 1。自然河岸带植物 TN, TP 含量平均值分别为 41.167, 0.987 g/kg, 强人工干扰河岸带植物 TN, TP 含量平均值分别为 46.864, 1.280 g/kg。可以看出,汾河两处河岸带植物 TN 含量为:强人工干扰河岸带 > 自然河岸带,植物 TP 含量为:自然河岸带 > 强人工干扰河岸带。植物 TN 最大值(79.546 g/kg)出现在强人工干扰河岸带,植物 TP 最大值(1.567 g/kg)出现在强人工干扰河岸带。

由表 1 可知,河岸带植物 TN, TP 变异系数均表现为:自然河岸带 > 强人工干扰河岸带。河岸带植物 TN 及 N/P 表现为中等变异性,植物 TP 则表现为弱变异性。说明自然河岸带植物 TN, TP 的生态化学计量存在弱稳态性,植物 TN, TP 变化幅度较强人工干扰河岸带更为明显,易受周围环境变化影响。

表 1 汾河河岸带植物氮、磷元素化学计量特征

采样区	TN 含量			TP 含量			N/P 值		
	变化范围/ (g·kg ⁻¹)	平均值±标准差/ (g·kg ⁻¹)	C _v /%	变化范围/ (g·kg ⁻¹)	平均值±标准差/ (g·kg ⁻¹)	C _v /%	变化范围/ (g·kg ⁻¹)	平均值±标准差/ (g·kg ⁻¹)	C _v /%
自然河岸带	26.444~70.272	41.167±13.064	31.734	0.727~1.260	0.987±0.159	16.114	28.000~66.504	44.947±11.994	28.593
强人工干扰河岸带	10.382~79.546	46.864±15.460	32.990	1.134~1.567	1.280±0.143	11.210	7.806~78.758	49.314±13.399	27.170

注:C_v≤20.0%,属于弱变异性,20.0%<C_v%<50.0%,属于中等变异性,C_v≥50.0%,属于强变异性^[14]。下同。

汾河河岸带植物 TN, TP 的空间分布见图 1。由图 1 可知,对于自然河岸带,在垂直于河岸方向上,植物 TN 变化趋势为: $B > A > D > C > E$, 植物 TP 的变化趋势为: $A > B > C > D > E$; 在平行于河岸方向上,顺水流方向上 TN 变化趋势为: $B_5 > B_4 > B_1 > B_2$, TP 的变化趋势为: $B_4 > B_1 = B_5 > B_2$ 。对于强人工干扰河岸带,在垂直于河岸方向上,植物 TN 变化趋势为: $A > B > C > D > E$, 植物 TP 的变化趋势为: $A > B > C > D > E$; 在平行于河岸方向上,顺水流方向上 TN 变化趋势为: $B_2 > B_1 > B_1 > B_5$, TP 的变化趋势为: $B_2 > B_5 > B_1 > B_4$ 。垂直于河岸方向上,近岸处植物 TN, TP 浓度大于远岸处,这主要是由于汾河常年水质为劣 V 类,河水补充地下水的过程中氮、磷等污染物会被土

壤颗粒及胶体吸附^[15],导致近岸处河岸带土壤氮、磷含量较高,因此河岸带植物氮、磷含量亦同步升高。

自然河岸带植物 TN 含量表现为: $A < B$, 可能是由于汛期洪水影响,近岸处 A 点出现淹水状态,植被生长受限,导致植物 TN, TP 平均浓度小于 B 点小。这与常超等^[16]的研究具有相似性,常超等通过对三峡库区消落带的研究发现,淹水会提高消落带土壤 pH 值,并降低土壤养分含量。自然河岸带植物 TN, TP 浓度小于强人工干扰河岸带。由于强人工干扰河岸带紧邻农田,农耕期施肥导致河岸带土壤氮、磷含量增加,进而影响河岸带植物氮、磷含量。顺水流方向上,河岸带植物 TN, TP 含量平均值高于远岸处含量,表明河水入渗影响强于植物截留面源污染的能力。

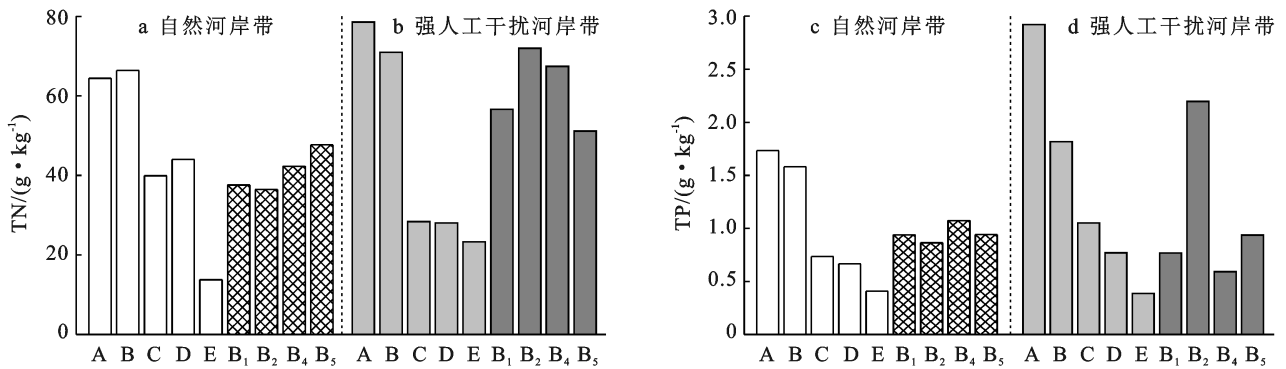


图 1 汾河河岸带植物 TN, TP 的空间分布特征

3.2 河岸带植物生态化学计量的内稳性特征

图 2 为汾河河岸带植物氮、磷元素的生态化学计量内稳性特征,其中下角标“V”表示植物地上部分,下角标“S”表示土壤。结果表明,强人工干扰河岸带 $\lg N_v$ 与 $\lg N_s$, 两处河岸带 $\lg(N/P)_v$ 与 $\lg(N/P)_s$ 之间采用内稳性模型的模拟结果不显著 ($p > 0.05$), 由此可知强人工干扰河岸带植物地上部分的 TN、两处河岸带植物地上部分 N/P 存在绝对稳态; 而自然河岸带 $\lg N_v$ 与 $\lg N_s$ 、自然河岸带和强人工干扰河岸带 $\lg P_v$ 与 $\lg P_s$ 的模拟结果显著 ($p < 0.05$)。其中,自然河岸带 $\lg N_v$ 与 $\lg N_s$ 的回归方程斜率 ($1/H$) 为 0.695, 表明植物 TN 属于弱敏感态指标; 自然河岸带 $\lg P_v$ 与 $\lg P_s$ 的回归方程斜率 ($1/H$) 为 0.788, 表明植物 TP 属于敏感态指标; 强人工干扰河岸带 $\lg P_v$ 与 $\lg P_s$ 的回归方程斜率 ($1/H$) 为 1.592, 表明植物 TP 属于敏感态指标。

3.3 河岸带植物—土壤生态化学计量特征的变化

汾河河岸带植物—土壤 TN, TP 化学计量特征变化见图 3。河岸带土壤氮、磷含量对河岸带植物地上部分的氮、磷含量有显著影响。在采样时段内,两

处河岸带土壤氮、磷含量与植物氮、磷含量在部分时段具有相似性,部分时段变化趋势相反。对于自然河岸带,植物 TN, TP 含量最大值 (70.27, 1.26 g/kg) 位于丰水期, TN 最小值 (26.44 g/kg) 位于初次采样, TP 最小值 (0.73 g/kg) 位于枯水期; 而土壤 TN, TP 含量最大值 (1.19, 0.72 g/kg) 均出现在初次采样, 土壤 TN 含量最小值 (0.86 g/kg) 出现在丰水期, 土壤 TP 含量最小值 (0.24 g/kg) 出现在平水期。

对于强人工干扰河岸带,植物 TN, TP 含量最大值 (79.55, 1.57 g/kg) 出现在丰水期, 植物 TN 含量最小值 (10.38 g/kg) 出现在初次采样, 植物 TP 含量最小值 (1.13 g/kg) 出现在枯水期; 而土壤 TN 含量最大值 (1.39 g/kg) 出现在枯水期, 土壤 TP 含量最大值 (0.61 g/kg) 出现在丰水期, 土壤 TN, TP 含量最小值 (0.99, 0.26 g/kg) 出现在平水期。对于自然河岸带, 植物、土壤 TN 变化趋势除 2019 年 12 月至 2020 年 5 月及 2020 年 7 月至 2020 年 8 月相似外, 其余时段均相反; 植物、土壤 TP 变化趋势除 2019 年 10 月至 2020 年 5 月及 2020 年 6 月至 2020 年 7 月相似外, 其余时段均相反。

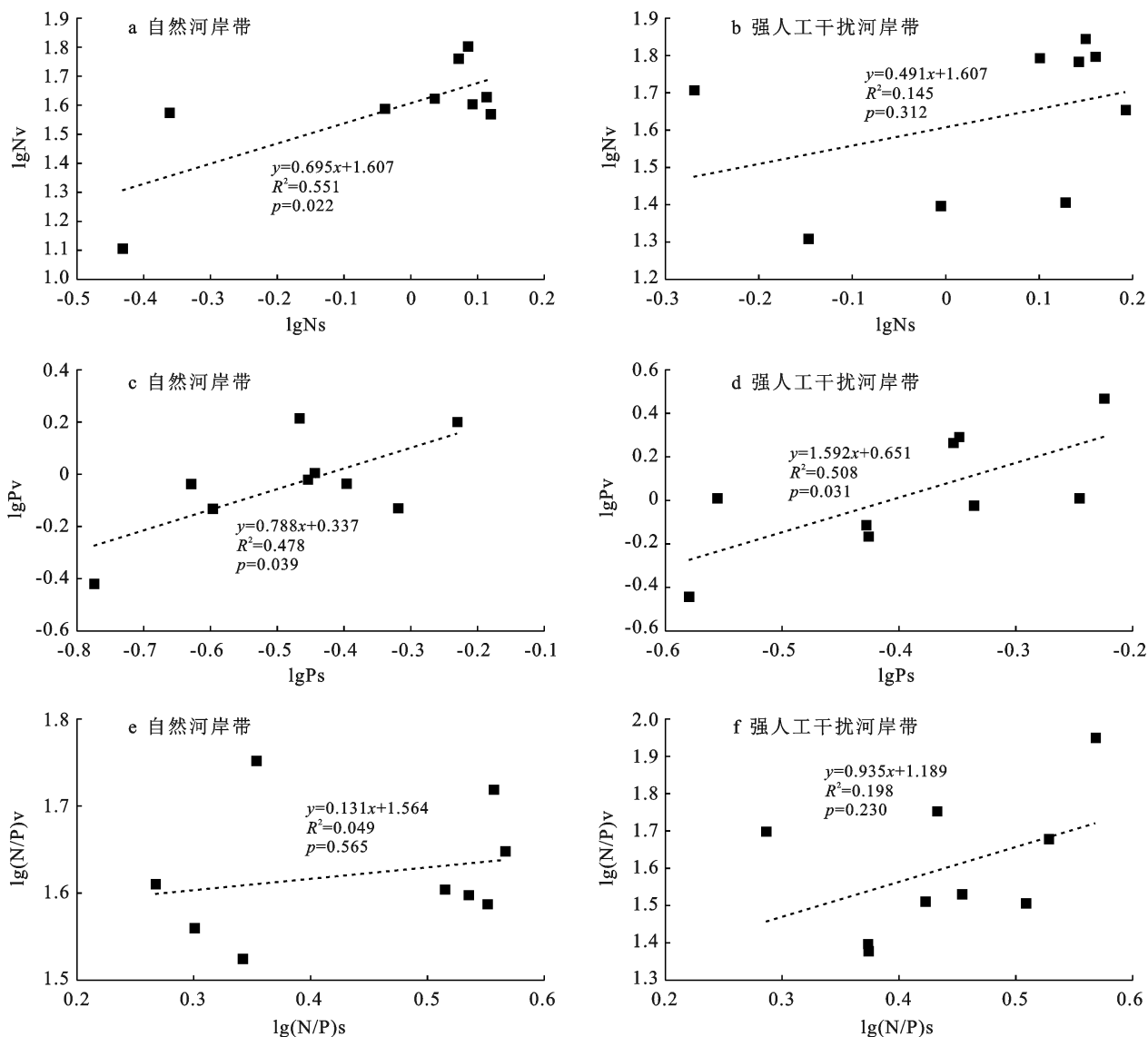


图 2 汾河河岸带植物氮、磷元素的生态化学计量内稳性特征

3.4 河岸带植物生态化学计量特征与土壤特性的相关分析

为揭示汾河临汾段典型河岸带植物生态化学计量特性的影响因子,本研究分析了两处河岸带植物化学计量特性与河岸带土壤因子的相关关系,如表 2—3 所示。对于自然河岸带(表 2),植物 TN 与

土壤 pH 值, C/N 显著负相关 ($p < 0.05$), 与土壤 TN, TP 具有强正相关性, 但不显著 ($p > 0.05$); 植物 TP 与土壤 pH 值极显著负相关 ($p < 0.01$), 与土壤 TN 具有强正相关性, 但不显著 ($p > 0.05$); 植物 N/P 与土壤含水率、容重、孔隙度负相关, 但不显著 ($p > 0.05$)。

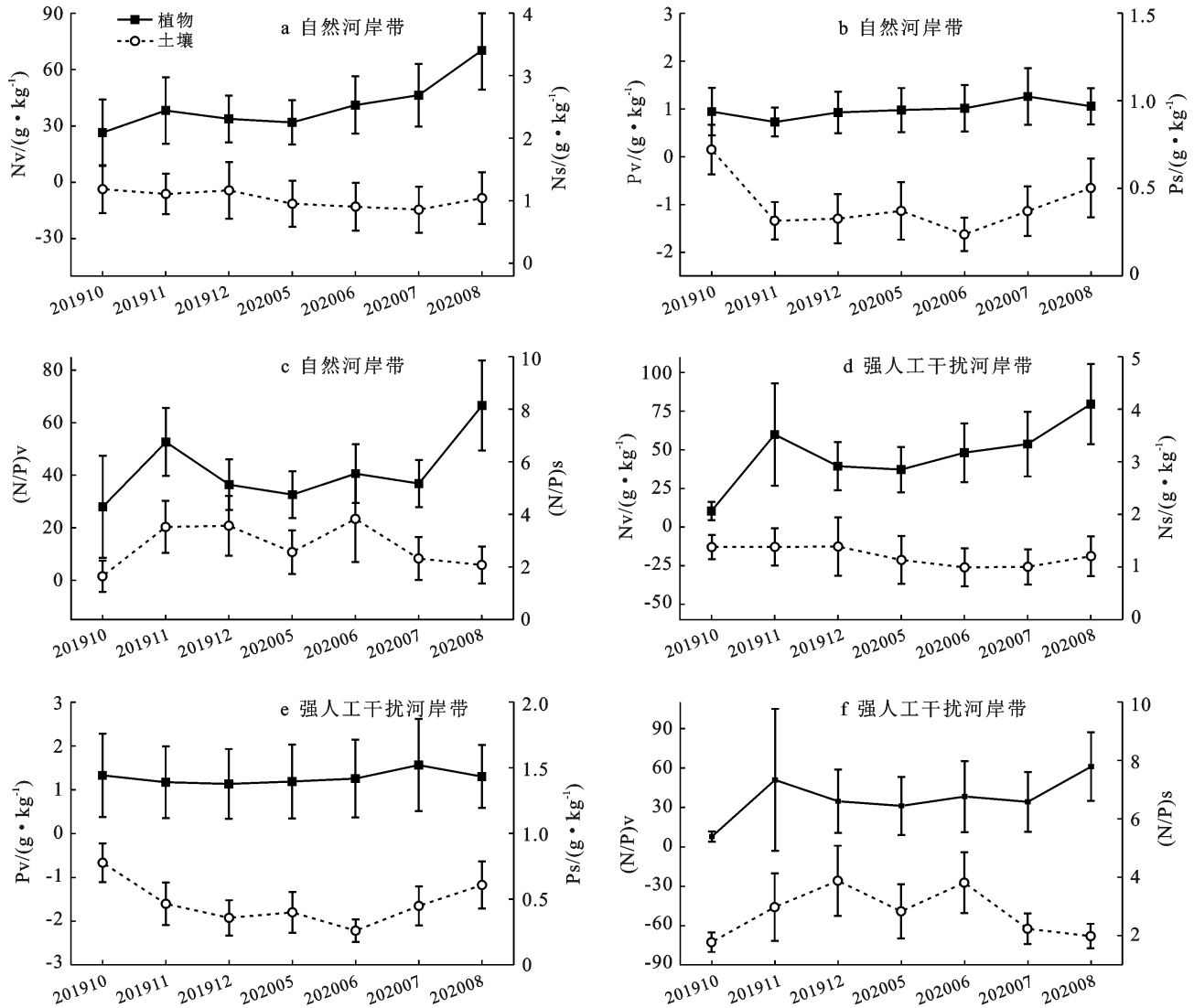
表 2 自然河岸带植物化学计量特性与土壤因子的相关性

项目	土壤 SWC	土壤 pH	土壤 BD	土壤孔隙度	土壤 SOC	土壤 TN	土壤 TP	土壤 C/N	土壤 C/P	土壤 N/P
植物 TN	0.277	-0.858*	0.277	0.277	-0.223	0.713	0.647	-0.790*	-0.713	0.266
植物 TP	0.528	0.896**	0.528	0.528	-0.145	0.613	0.593	-0.613	-0.559	0.164
植物 N/P	-0.684	0.157	-0.684	-0.684	-0.279	0.225	0.150	-0.459	-0.418	0.216

注: * 表示在 $p < 0.05$ 水平上差异显著; ** 表示在 $p < 0.01$ 水平上差异显著。下同。

对于强人工干扰河岸带(表 3), 植物 TN 与土壤 pH 值显著负相关 ($p < 0.05$), 与土壤含水率、容重、孔隙度具有强正相关性, 但不显著 ($p > 0.05$); 植物 TP 与土壤 pH 值极显著负相关 ($p < 0.01$), 与土壤含水

率、容重、孔隙度、TN, TP 具有强正相关性, 但不显著 ($p > 0.05$); 植物 N/P 与土壤 TN, TP 极显著负相关 ($p < 0.01$), 与土壤 C/N 极显著正相关 ($p < 0.01$), 与土壤 C/P 显著正相关 ($p < 0.05$)。



注:物理量符号后的“v”和“s”分别代表植物和土壤。

图 3 汾河河岸带植物—土壤化学计量特征变化

表 3 强人工干扰河岸带植物化学计量特性与土壤因子的相关性

项目	土壤 SWC	土壤 pH 值	土壤 BD	土壤孔隙度	土壤 SOC	土壤 TN	土壤 TP	土壤 C/N	土壤 C/P	土壤 N/P
植物 TN	0.610	-0.851*	0.610	0.610	0.115	0.448	0.388	-0.370	-0.341	0.125
植物 TP	0.629	-0.955**	0.629	0.629	0.118	0.703	0.712	-0.597	-0.518	0.137
植物 N/P	-0.025	0.539	-0.025	-0.025	0.059	-0.880**	0.931**	0.938**	0.814*	-0.154

本研究采用偏 RDA 分析方法定量评价土壤特性因子对植物氮、磷含量的总解释率和单独揭示率(图 4)。对于自然河岸带,土壤 pH 值和土壤 C/N 共同解释了河岸带植被氮、磷化学计量学特征变化的 61.6%。对于强人工干扰河岸带,土壤 pH 值和土壤 TN,TP 共同解释了河岸带植被氮、磷化学计量学特征变化的 48.2%。偏 RDA 分析结果表明,对于自然河岸带,土壤 C/N 值的单独解释率在总解释率中的比例(15.1%)较土壤 pH 值(12.8%)高,而土壤 pH 值和 C/N 的交互作用(33.7%)占比较大,说明两种因素对河

岸带植被氮、磷的共同影响较大。对于强人工干扰河岸带,土壤 TN,TP 的单独解释率在总解释率中的比例(37.5%)最大,土壤 pH 值的单独解释率仅为 18.1%,同时结果显示二者之间交互作用为负值(-7.4%),表明土壤 pH 值和土壤 TN,TP 共同作用的效果要高于它们的边缘效应(marginal effects)之和。偏 RDA 的分析结果表明,土壤 pH 值、氮、磷会对植物氮磷化学计量特性产生显著影响,进一步证明植物氮磷含量与土壤 pH 值有关。有研究表明,土壤酸碱化不仅对植物的生物量产生影响,还会对植物养分吸收产生影响^[17]。

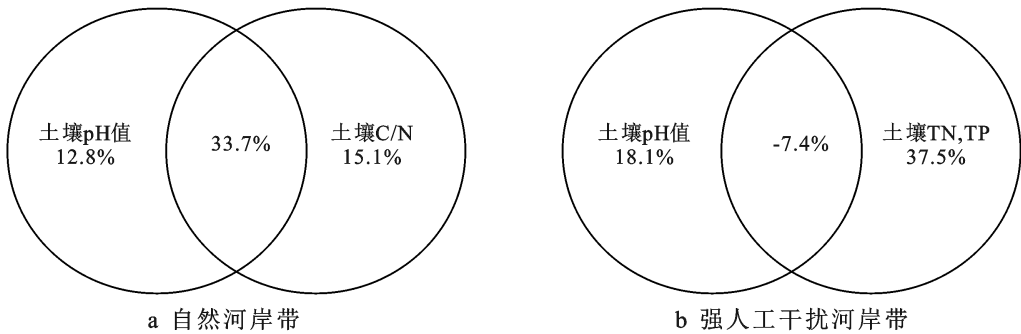


图 4 汾河河岸带植物氮、磷化学计量特征与土壤因子偏冗余分析

4 讨论与结论

4.1 讨论

4.1.1 河岸带植物氮磷生态化学计量的动态变化 研究表明,土壤紧实度对土壤养分元素分布有重要影响,进而影响植物营养元素吸收,土壤通气情况及机械阻力限制了土壤养分移动,土壤紧实度增加时,其对土壤养分的扩散影响大于对质流的影响,土壤紧实度改变了土壤中磷的扩散速率,增加了以扩散方式移动的磷元素的吸收^[18]。由于人工修复河岸带土壤紧实度最大,致使其土壤 TP 易于扩散,进而导致植物含磷量升高。而相对于自然河岸带,紧邻农田区域的强人工干扰河岸带土壤中含有较高的磷元素,使得强人工干扰河岸带植物 TP 含量大于自然河岸带。土壤生态化学计量比是土壤质量及养分供给能力的重要指标,而植物生态化学计量比则可以反映植物吸收养分的能力,植物、土壤生态化学计量比对于生态系统养分限制和平衡状态的恢复具有重要意义^[19]。由表 2 可知,植物 N/P 则表现为强人工干扰河岸带 > 自然河岸带,该结果与河岸带植物 TN, TP 含量有直接关系。Koerselman 等^[20]的研究结果表明,当植物 N/P > 16 时,植物生长的限制元素为磷;当 N/P < 14 时,植物生长的限制元素为氮。在本研究中,自然河岸带植物 N/P 为 29.12,强人工干扰河岸带植物 N/P 为 22.35,植物 N/P 均高于 16,说明汾河河岸带植物生长主要受磷元素的限制。

4.1.2 河岸带植物生态化学计量的内稳性变化 植物内稳性特征是生态化学计量学的核心概念,内稳性的高低体现了土壤养分变化时植物的内在适应机制^[21]。由汾河河岸带内稳性分析可知,强人工干扰河岸带植物 TN、两处河岸带 N/P 存在绝对稳态,表明强人工干扰河岸带的 TN 指标及两处河岸带 N/P 指标随土壤 TN, TP 含量变化而变化的趋势不显著。但自然河岸带植物 TP 和强人工干扰河岸带植物 TP 属于敏感态指标,受土壤相应元素含量变化的影响强烈,自然河岸带植物 TN 则属于弱敏感态指标,其受土壤

TN 含量变化的变化趋势较为敏感。这与陈婵等^[22]对中亚热带森林群落演替过程的研究结果相似。

河岸带植被 TN 的内稳性表现为自然河岸带内稳态指数(H) > 强人工干扰河岸带(H),河岸带植被 TP 的内稳性表现为自然河岸带(H) > 强人工干扰河岸带(H),意味着自然河岸带植被 TN, TP 含量能保持相对内稳性,受到土壤 TN, TP 含量变化影响较小,而强人工干扰河岸带植物 TP 含量随土壤养分的变化而变化。对于自然河岸带,植物 $H(N) > H(P)$,表明植物对其自身组织高含量 TN 具有更强的调控能力。这与 Li 等^[23]在东北退化草原研究羊草叶片所得的结论相似。

4.1.3 河岸带植物氮磷生态化学计量特征的影响因素 土壤作为陆生植物生长发育的基质,为植物提供必需的营养和水分,是植物生存的重要生态因子,土壤特性的变化规律对揭示植被演替方向和空间分布具有重要的参考价值^[24]。土壤—植物系统是生物圈的基本结构单元,系统中碳、氮、磷元素的迁移转化是陆地生态系统养分循环的核心^[25]。土壤植被系统作为一个统一的生物功能体,植被是生态环境平衡的根本,植物群落受气候、土壤、水文等环境因子的影响,其中土壤是植物生存的基础,对植被群落演替起决定性作用^[26]。在本研究中,河岸带植被氮、磷元素的含量随土壤氮、磷元素含量的增加而增加,反之亦然。寿命短、生长快的草类植物的叶片通常需要更多磷元素,用以为其细胞内核糖体提供能量,从而可高效地合成植物快速生长所必需的蛋白质,而较高的氮含量则保证了合成蛋白质所需的原料^[27]。因而土壤氮、磷含量增加时,植物氮、磷含量相应增加。研究区域河岸带土壤 TN, TP 储量表现为:强人工干扰河岸带 > 自然河岸带。由图 3 可知,河岸带植被 TN, TP 储量亦表现为:强人工干扰河岸带 > 自然河岸带。图 3 中,有部分时段,如自然河岸带 2019 年 11—12 月,土壤 TN 升高的趋势与植物 TN 的降低趋势相反,这可能是由于植物在秋冬季枯萎凋落,氮随枯落物返还于

土壤,而在此期间,植被生长受季节所限,最终导致土壤 TN 含量增加。

土壤与植被是一个统一的整体,对于河岸带植被群落,水分条件是植物生长发育的重要因子^[28]。在汾河河岸带近岸区域水分条件较好,土壤水分与养分含量相对较高,有利于植物群落生长,植物通过水分—养分耦合效应可以吸收更多养分^[29],因而表现为两处河岸带植物 TN,TP 与土壤含水率均有正相关关系。随着与河岸距离的增加,土壤水分、养分条件变差,致使植物可获取的养分减少,进而导致植物 TN,TP 含量随之降低^[29]。植物 TN,TP 含量与土壤 pH 值有显著负相关关系,说明土壤 pH 值对植物氮、磷吸收具有很大影响。自然河岸带土壤化学性质对植物 TN,TP 影响不显著,而土壤物理特性与植物 TN,TP 具有强相关性,表明自然河岸带植物氮、磷元素分布受土壤物理性质的影响更显著,因为土壤作为植物生长发育的基础,其物理特性的变化会直接影响植物群落的养分化学计量学特征^[30]。而在强人工干扰河岸带,土壤物理性质与植物 TN,TP 具有强相关性,而与土壤氮、磷元素的分布相关性较弱,证明人为活动不仅对土壤养分元素的分布有影响^[31],同时也会影响植物氮、磷元素的分布。

4.2 结论

(1) 自然河岸带和强人工干扰河岸带的植被 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,与河岸带土壤 TN,TP 含量变化相似;植物 N/P 值变化与土壤 N/P 值变化相似,且 N/P 值高于 16,该地区植物生长主要受磷元素限制。

(2) 强人工干扰河岸带植物 TN 及两处河岸带 N/P 存在绝对稳态;自然河岸带植物 TP、强人工干扰河岸带植物 TP 属于敏感态指标,受土壤相应元素含量变化的影响强烈,而自然河岸带植物 TN 属于弱敏感态指标,受土壤 TN 含量变化影响较大;河岸带植被氮、磷元素的内稳性均表现为:自然河岸带 > 强人工干扰河岸带。

(3) 河岸带植物 TN 与土壤 pH 值显著负相关 ($p < 0.05$);自然河岸带和强人工干扰河岸带的植物 TP 与土壤 pH 值极显著负相关 ($p < 0.01$)。土壤 pH 值、氮、磷较好地解释了河岸带植物氮、磷化学计量特征的变化;自然河岸带土壤 pH 值和土壤 TN,C/N 值对植物氮磷含量的交互作用较为明显,强人工干扰河岸带土壤 TN,TP 对于植物氮磷含量的作用较为明显。

[参 考 文 献]

- [1] 夏继红,严忠民.生态河岸带研究进展与发展趋势[J]. 淮海大学学报(自然科学版),2004,32(3):252-255.
- [2] 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.
- [3] 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.
- [4] Deuschewitz K, Lausch A, Kühn I, et al. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany [J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2003,12(4):299-311.
- [5] Meeson N, Robertson A I, Jansen A. The effects of flooding and livestock on post-dispersal seed predation in river red gum habitats [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2002,39(2):247-258.
- [6] 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.
- [7] Czortek P, Dyderski M K, Jagodziński A M. River regulation drives shifts in urban riparian vegetation over three decades [J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2020,47:126524.
- [8] 杨波.河岸缓冲带对辽河面源污染的阻控作用研究[D]. 吉林 长春:吉林大学,2018.
- [9] 孟亦奇,吴永波,朱颖,等.利用河岸缓冲带去除径流水中氮的研究[J].湿地科学,2016,14(4):532-537.
- [10] 赵清贺,马丽娇,刘倩,等.黄河中下游典型河岸带植物物种多样性及其对环境的响应[J].生态学杂志,2015,34(5):1325-1331.
- [11] 孙荣,邓伟琼,李修明.三峡库区典型次级河流河岸植被分布格局:以重庆东河为例[J].生态学杂志,2015,34(10):2733-2741.
- [12] Hood J M, Sterner R W. Diet mixing, Do animals integrate growth or resources across temporal heterogeneity? [J]. *the American Naturalist*, 2010,176(5):651-663.
- [13] Persson J, Fink P, Goto A, et al. To be or not to be what you eat: regulation of stoichiometric homeostasis among autotrophs and heterotrophs [J]. *Oikos*, 2010,119(5):741-751.
- [14] 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.
- [15] 尹逊霄,华路,张振贤,等.土壤中磷素的有效性及其循环转化机制研究[J].首都师范大学学报(自然科学版),2005,26(3):95-101.
- [16] 常超,谢宗强,熊高明,等.三峡水库蓄水对消落带土壤理化性质的影响[J].自然资源学报,2011,26(7):1236-1244.
- [17] 张静静.土壤酸碱度调控对内蒙古草原植被群落及养分特征的影响[D].陕西 杨凌:西北农林科技大学,2020.
- [18] 杨晓娟,李春俭.机械压实对土壤质量、作物生长、土壤生物及环境的影响[J].中国农业科学,2008,41(7):2008-2015.
- [19] Cleveland C C, Liptzin D. C:N:P stoichiometry in soil: Is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass?

- [J]. Biogeochemistry, 2007, 85(3):235-252.
- [20] Koerselman W, Meuleman A F M. The vegetation N : P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation [J]. the Journal of Applied Ecology, 1996, 33(6):1441-1450.
- [21] Yu Qiang, Chen Quansheng, Elser J, et al. Linking stoichiometric homeostasis with ecosystem structure, functioning, and stability [J]. Nature Precedings, 2010, 13:1390-1399.
- [22] 陈婵, 张仕吉, 李雷达, 等. 中亚热带植被恢复阶段植物叶片、凋落物、土壤碳氮磷化学计量特征[J]. 植物生态学报, 2019, 43(8):658-671.
- [23] Li Yuefen, Li Qingyu, Guo Dongyan, et al. Ecological stoichiometry homeostasis of *Leymus chinensis* in degraded grassland in western Jilin Province, NE China [J]. Ecological Engineering, 2016, 90:387-391.
- [24] 金相灿, 颜昌宙, 许秋瑾. 太湖北岸湖滨带观测场水生植物群落特征及其影响因素分析[J]. 湖泊科学, 2007, 19(2):151-157.
- [25] 贺纪正, 陆雅海, 傅伯杰. 土壤生物学前沿[M]. 北京: 科学出版社, 2015.
- [26] Gruber B R, Schultz H R. Coupling of plant to soil water status at different vineyard sites [J]. Acta Horticulturae, 2005(689):381-390.
- [27] 高宗宝. 呼伦贝尔草甸草原优势植物碳氮磷化学计量特征对氮磷添加的响应[D]. 北京: 中国科学院大学, 2016.
- [28] 赵从举, 康慕谊, 雷加强. 准噶尔盆地典型地段植物群落及其与环境因子的关系[J]. 生态学报, 2011, 31(10):2669-2677.
- [29] Zhang Xiaolong, Zhou Jihua, Guan T, et al. Spatial variation in leaf nutrient traits of dominant desert riparian plant species in an arid inland river basin of China [J]. Ecology and Evolution, 2019, 9(3):1523-1531.
- [30] 袁建钰, 李广, 闫丽娟, 等. 黄土高原不同灌水量下春小麦土壤与植物碳氮磷含量及其化学计量比特征[J]. 草业科学, 2020, 37(9):1803-1812.
- [31] 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.

《水土保持通报》2021 年发表论文在中国知网下载量 TOP20

- [1] 柳迪子, 杜守帅, 王晨旭. 旅游型乡村景观格局变化及生态系统服务价值响应: 以江苏省无锡市太湖国家旅游度假区为例[J]. 水土保持通报, 2021, 41(5):264-275, 286.
- [2] 张乐艺, 李霞, 冯京辉, 等. 2000—2018 年黄河流域 NDVI 时空变化及其对气候和人类活动的双重响应[J]. 水土保持通报, 2021, 41(5):276-286.
- [3] 李晶晶, 苏鹏飞, 张建国. 黄河流域生态保护和高质量发展规划区水土流失特征与防治对策[J]. 水土保持通报, 2021, 41(5):238-243, 254.
- [4] 刘硕, 李小光, 宋建伟, 等. 长山沟露天矿集中区土地利用时空变化的遥感监测与分析[J]. 水土保持通报, 2021, 41(4):121-127.
- [5] 畅田颖, 张仲伍, 乔旭宁, 等. 黄河流域 2000—2020 年“三生”空间土地利用转型及其生态环境效应[J]. 水土保持通报, 2021, 41(4):268-275.
- [6] 孙善良, 张小平, 张志斌. 陕西省 2000—2018 年土地利用时空演变及驱动因素[J]. 水土保持通报, 2021, 41(4):339-349, 369.
- [7] 周萌, 刘友存, 孟丽红, 等. 基于遥感生态指数的东江源区 2000-2019 年生态环境质量评价[J]. 水土保持通报, 2021, 41(4):231-240.
- [8] 冉玉菊, 雷冬梅, 刘林, 等. 滇中城市群 2000—2020 年土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. 水土保持通报, 2021, 41(4):310-322.
- [9] 焦春萌, 谢明阳, 焦峰, 等. 1990—2020 年延安市土地利用结构时空偏移及生态系统服务价值变化[J]. 水土保持通报, 2021, 41(6):274-281.
- [10] 张中秋, 劳燕玲, 王莉莉, 等. 广西山水林田湖生命共同体的耦合协调性评价[J]. 水土保持通报, 2021, 41(3):320-332, 365.
- [11] 李蕊, 陈国清, 李玮贤, 等. 基于遥感生态指数的神东矿区 1995—2020 年生态环境质量的时空变化特征分析[J]. 水土保持通报, 2021, 41(3):143-151.
- [12] 周文昌, 张维, 胡兴宜, 等. 湖北省湿地生态系统的服务价值评估[J]. 水土保持通报, 2021, 41(3):305-311, 364.
- [13] 姚镇海, 吴丹娃, 褚荣浩, 等. 安徽省植被覆盖度动态变化及其对地形的响应[J]. 水土保持通报, 2021, 41(3):283-290.
- [14] 朱志强, 马晓双, 胡洪. 基于耦合 FLUS-InVEST 模型的广州市生态系统碳储量时空演变与预测[J]. 水土保持通报, 2021, 41(2):222-229, 239.
- [15] 苏迎庆, 刘庚, 赵景波, 等. 2006—2018 年汾河流域土地生态安全预警测度及时空格局演变[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1):144-151.
- [16] 伊木然江·阿卜来提, 张永福, 孜比布拉·司马义. 基于 GlobeLand 30 的哈密市 2000—2020 年土地利用格局变化研究[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1):182-189, 196.
- [17] 庞丽, 周兴, 韦芦桂. 2009—2018 年广西国土空间“三生”功能评价及耦合协调性分析[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1):237-244, 251.
- [18] 刘少坤, 林树高, 王嘉佳, 王有小, 陆汝成. 1980—2018 年中越边境带广西段土地利用变化及驱动力[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1):290-299, 326.
- [19] 郑惠, 周兴, 黄冬婷, 等. 2009—2018 年广西城市化与城市土地集约利用时空耦合协调发展[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1):267-275.
- [20] 谢婧, 李文. 1990—2017 年哈尔滨市城乡生态耦合及其安全格局构建[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1):317-326.