

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2026.01.015

王谢, 张务帅, 陈冠陶, 等. 中国桑园生产投入及生态环境风险评价 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2026, 48(1): 190-200.

中国桑园生产投入及生态环境风险评价

王谢^{1,2}, 张务帅¹, 陈冠陶², 张建华², 刘永红², 陈新平¹

1. 西南大学 资源环境学院, 重庆 400715;
2. 农业农村部西南山地农业环境重点实验室/丘区农业绿色高效节水技术与装备四川省重点实验室/四川省农业科学院 农业资源与环境研究所, 成都 610066

摘要: 掌握桑园生产的投入结构特征与生态环境风险, 是制定蚕桑产业绿色可持续发展相关政策的重要依据。基于生命周期评价(LCA)方法, 系统分析了 2005—2022 年间中国桑园生产投入(肥料、农药、地膜、柴油)的差异, 并评估了从农业投入品原材料获取至桑叶收获全过程的生态环境风险(温室气体排放、土壤酸化、水体富营养化及人体毒性)。研究表明: ① 桑园生产中氮(N)、五氧化二磷(P_2O_5)、氧化钾(K_2O)的平均投入量分别为 147.72 kg/hm^2 、 39.66 kg/hm^2 和 22.16 kg/hm^2 。其中氮肥和钾肥投入呈上升趋势, 磷肥投入波动较大。② 农药投入呈现持续显著增加趋势, 地膜使用呈现先增后降的趋势, 柴油消耗呈现先增加后趋于稳定趋势。③ 在桑园生产过程中, 活性氮损失量、温室气体排放量、土壤酸化潜值和 水体富营养化潜值的平均水平分别为 $75.65 \text{ kg N-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $3255.54 \text{ kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $152.83 \text{ kg SO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $31.80 \text{ kg PO}_4\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, 其反映的生态环境风险整体呈逐年递减趋势, 其降幅区间介于 22.30% 至 28.56% 之间。然而, 与人体毒性相关的生态环境风险显著上升, 增幅达 2.32 倍(2022 年为 $1.67 \text{ kg 1, 4-DCB-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)。④ 除地膜投入外, 其他主要生产投入与生态环境风险密切相关。自 2009 年起, 主导生态环境风险类型由水体富营养化等转向人体毒性风险。⑤ 结构方程模型分析显示, 减少氮肥投入可间接降低温室气体排放等多种环境风险, 而减少农药使用能够直接缓解人体毒性风险。

关键词: 桑园; 生命周期评价; 生产投入; 生态环境风险;
年际变化

中图分类号: S88-9

文献标识码: A

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



文章编号: 1673-9868(2026)01-0190-11

Assessment of Production Inputs and Ecological Environment Risks of Mulberry Field in China

WANG Xie^{1,2}, ZHANG Wushuai¹, CHEN Guantao²,
ZHANG Jianhua², LIU Yonghong², CHEN Xinping¹

收稿日期: 2025-02-28

基金项目: 西南大学新进博士科研启动项目(SWU-KR24015); 国家蚕桑产业技术体系项目(CARS-18)。

作者简介: 王谢, 博士, 副研究员, 主要从事农业资源开发利用与生态环境保护研究。

通信作者: 陈新平, 教授。

1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China;
2. Key Laboratory of Agricultural Environment in Southwest Mountainous Areas, Ministry of Agriculture and Rural Affairs/Environment-Friendly and Efficient Water-Saving Technology and Equipment for Hilly Agriculture Key Laboratory of Sichuan Province/Institute of Agricultural Resources and Environment, Sichuan Academy of Agricultural Sciences, Chengdu 610066, China

Abstract: Grasping the input structure characteristics and ecological environmental risks of mulberry field production is an important basis for formulating policies for the green and sustainable development of the sericulture industry. Based on the life cycle assessment (LCA) method, systematically analyzed the differences in production inputs (fertilizers, pesticides, plastic film, diesel) to mulberry fields in China from 2005 to 2022, and assessed the ecological environmental risks (greenhouse gas emissions, soil acidification, water eutrophication, and human toxicity) throughout the entire process from the raw material acquisition of agricultural inputs to mulberry leaf harvest. The results showed that: ① The average input amounts of nitrogen (N), phosphorus pentoxide (P_2O_5), and potassium oxide (K_2O) in mulberry field production were 147.72 kg/hm^2 , 39.66 kg/hm^2 , and 22.16 kg/hm^2 , respectively. Among them, nitrogen and potassium fertilizer inputs exhibited an upward trend, while phosphorus fertilizer input showed considerable fluctuation. ② Pesticide input demonstrated a marked and sustained increasing trend. Plastic film use showed a pattern of initial increase followed by decrease, while diesel consumption initially rose and then stabilized. ③ During mulberry field production, the average levels of reactive nitrogen loss, greenhouse gas emissions, soil acidification potential, and water eutrophication potential were $75.65 \text{ kg N-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, $3\,255.54 \text{ kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, $152.83 \text{ kg SO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, and $31.80 \text{ kg PO}_4\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, respectively. The corresponding ecological environmental risks exhibited a consistent year-by-year decline, with reduction magnitudes ranging between 22.30% and 28.56%. However, the risk related to human toxicity increased significantly, with a rise of 2.32 times ($1.67 \text{ kg 1,4-DCB-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ in 2022). ④ Except for plastic film input, other major production inputs were closely related to ecological environmental risks. Since 2009, the dominant type of ecological environmental risk has shifted from water eutrophication to human toxicity risk. ⑤ Structural equation model analysis revealed that reducing nitrogen fertilizer input could indirectly lower various environmental risks such as greenhouse gas emissions, while reducing pesticide use could directly mitigate human toxicity risk.

Key words: mulberry field; life cycle assessment; production input; ecological environment risk; interannual variation

蚕桑产业作为我国历史悠久且独具特色的传统产业,历经数千年发展,在许多县域经济发展与文化传承中具有举足轻重的地位^[1-2]。近年来,随着全球经济一体化进程的加快和人们生活品质的提升,丝绸等蚕桑产品市场需求持续变化,推动蚕桑产业不断革新,生产规模与经营模式也呈现多元化发展趋势^[3]。当今社会,人们不仅希望通过优化生产投入要素进一步提升生产效率、降低成本、增加产业经济效益^[4-5],还希望同时可以有效降低生态环境风险,保护生态环境,维系产业发展与生态保护之间的平衡^[6-7]。在此背景下,深入探讨桑园生产投入与生态环境风险之间的关系,对实现蚕桑产业的可持续发展具有重要的现实意义。

当前, 许多学者围绕农业生产投入及其环境效应开展了大量的研究, 其中, 尤为关注氮肥^[8]、磷肥^[9]、农药^[10], 这些研究已经较为清楚地揭示了粮油^[8-9, 11]、果蔬^[7, 10]等产业的生产环境风险特征, 而蚕桑产业的相关研究却相对较少。为了全面掌握从农资生产运输到桑叶收获全生命周期内的生态环境特征, 精准反映产业发展过程中生产投入与生态环境风险的关系, 本研究拟运用生命周期评价(LCA)方法, 系统分析 2005—2022 年中国桑园生产投入及生态环境风险的年际变化规律。通过收集省级层面蚕桑的生产投入数据, 选取活性氮损失、温室气体排放、土壤酸化潜值、水体富营养化潜值及人体毒性等 5 个指标, 对生态环境风险展开评估; 运用描述性统计分析、结构方程模型等方法, 探究生产投入与生态环境风险之间的年际分异特征, 并探讨其相关性及其因果关系, 旨在填补蚕桑产业相关研究的空白, 为优化桑园生产投入策略、降低生态环境风险提供科学支撑, 推动蚕桑产业朝着绿色、可持续方向迈进。

1 材料与方法

1.1 研究区域与作物

本研究立足于全国蚕桑产业, 对以饲养蚕为目的的桑叶生产进行研究。根据中国丝绸协会发布的《2023—2024 年中国茧丝绸行业经济运行报告》, 2023 年中国桑园面积达 75.82 万 hm^2 , 桑蚕茧产量 76.29 万 t, 产值达 423.10 亿元。

1.2 生命周期评价方法

生命周期评价(LCA)作为一种量化方法, 可用于评估特定作物从农资加工与运输、田间生产到收获后加工运输全过程中所产生的环境影响^[12]。本研究以探讨桑园生产对生态环境的潜在风险为目标, 将系统边界设定为从农业投入品原材料的获取到桑叶收获的完整生命周期。具体评估范围涵盖 3 个方面。一是化肥、农药、柴油、地膜等农化投入品的生产、运输及在农场中的实际使用。二是农业机械在耕作、收获等作业环节中的能源消耗。三是桑园生产阶段排放的温室气体及其他污染物。最终结果将以单位面积(hm^2)为功能单元进行呈现。

1.3 生产投入数据来源

本研究中所用氮肥、磷肥、钾肥、农药、柴油投入的相关数据, 均检索自《全国农产品成本收益资料汇编》^[12]。上述所有数据均限定在省级层面有效。其中, 氮肥、磷肥、钾肥的用量均以有效养分的投入量进行衡量(分别以 N、 P_2O_5 、 K_2O 计算), 单位设定为 kg/hm^2 。《全国农产品成本收益资料汇编》中记录的肥料投入, 涵盖单一养分肥料的投入以及复合肥和混配肥中各类养分的投入。针对复合肥和混配肥, 其中 N、 P_2O_5 、 K_2O 的含量, 按照市场上最常见的三元素肥料配比, 其各元素含量均按 N : P_2O_5 : K_2O = 15 : 15 : 15 估算; 二铵中, N 的含量占比为 18/64, P_2O_5 的含量占比为 46/64。农药的用量直接采用《全国农产品成本收益资料汇编》中的原始数据。柴油用量的计算方法为《全国农产品成本收益资料汇编》中的燃料动力费与排灌费之和除以国家发展和改革委员会公布的不同地区各年份的柴油单价。

1.4 生态环境风险评价

本研究选取活性氮损失(NR)、温室气体排放(GHG)、土壤酸化潜值(AP)、水体富营养化潜值(EP)及人体毒性(HT)5 个指标作为生态环境风险评价指标。

1) 活性氮损失(NR)主要涵盖氮肥施用引起的 3 个关键方面: 氧化亚氮排放(N_2O emission, 简称为 NOE, 单位为 $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)、硝态氮淋洗(NO_3 leaching, 简称为 NL, 单位为 $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)和氨挥发(NH_3

volatilization, 简称为 NHV, 单位为 $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$), 用于衡量单位面积的氮元素损失量。在定量研究桑园生产过程中活性氮损失时, 本研究基于 CHEN 等^[13]的研究成果, 采用氮盈余(N surplus, 简称为 NS, 单位为 $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)作为计算依据, 氮盈余为施氮量(N input, 简称为 NI, 单位为 $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)与作物吸氮量(N uptake, 简称为 NU, 单位为 $\text{kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$)之差。其计算公式如下:

$$N_{\text{NR}} = N_{\text{NOE}} + N_{\text{NL}} + N_{\text{NHV}} \quad (1)$$

$$N_{\text{NOE}} = 1.13 \times \exp(0.0071 \times N_{\text{NS}}) \quad (2)$$

$$N_{\text{NL}} = 25.31 \times \exp(0.0095 \times N_{\text{NS}}) \quad (3)$$

$$N_{\text{NHV}} = 1.45 + 0.24 \times N_{\text{NI}} \quad (4)$$

$$N_{\text{NS}} = N_{\text{NI}} - N_{\text{NU}} \quad (5)$$

$$N_{\text{NU}} = Y_{\text{ML}} \times N_{\text{ML}} + Y_{\text{MB}} \times N_{\text{MB}} \quad (6)$$

式中: N_{NR} 表示活性氮损失; N_{NOE} 表示氧化亚氮直接排放量; N_{NL} 表示硝态氮淋洗量; N_{NHV} 表示氨挥发量; N_{NS} 表示氮盈余量; N_{NI} 表示实际施氮量; N_{NU} 表示实际氮吸收量; Y_{ML} 表示桑叶产量; Y_{MB} 表示桑枝产量; N_{ML} 表示桑叶氮含量; N_{MB} 表示桑枝氮含量。

2) 温室气体排放(greenhouse gas emission, GHG)在作物从生产准备到最终收获的整个生命周期中呈现出多元化的特征。农资投入带来的排放主要涵盖 2 个环节, 一是肥料、农药的生产与运输过程, 二是田间生产环节^[12]。在大田生产中, 氮肥施用不仅可以直接形成氧化亚氮(N_2O)排放, 还可以通过淋洗进入自然环境, 在复杂的生物地球化学循环作用下转化^[14]。此外, 在整地、播种、收获等一系列田间操作过程中, 农业机械的应用也会产生相应的温室气体排放^[12]。基于生命周期评价模型, 中国桑园生产的温室气体排放量计算公式如下:

$$C_{\text{GHG}} = C_{\text{GHGm}} + N_{\text{NOT}} \times (44/28) \times 298 \quad (7)$$

$$N_{\text{NOT}} = N_{\text{NOD}} + 1.1\% \times N_{\text{NL}} + 1\% \times N_{\text{NHV}} \quad (8)$$

式中: C_{GHG} 表示温室气体排放总量, 单位为 $\text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, 采用 CO_2 当量形式表示, 以便统一衡量不同温室气体的综合效应。 C_{GHGm} 是农资(包括肥料、农药、柴油和地膜)在生产运输过程中所产生的温室气体排放量, 单位同样为 $\text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, 该数值通过将各农资的投入用量与其对应的温室气体排放系数相乘后累加得到(具体排放系数见表 1^[12])。 N_{NOT} 代表氮肥田间施用所产生的氧化亚氮(N_2O)排放总量, 其中系数 44 和 28 是将氮元素(N)换算为 N_2O 的系数, 298 则是单位质量 N_2O 相较于 CO_2 的温室气体效应当量系数。1.1% 和 1% 分别是硝态氮淋洗(NL)和氨挥发(NHV)进入环境后, 经过一系列复杂的生物化学反应间接转化为 N_2O 的转换因子^[12]。 N_{NOD} 是氮肥田间施用后直接排放的 N_2O 量。

3) 土壤酸化潜值(soil acidification potential, AP)以二氧化硫当量($\text{SO}_2\text{-eq}$)作为参照标识, 用以衡量整个生命期内酸化效应的风险。引起酸化效应的来源多样, 主要包括肥料、农药和柴油等在生产和运输过程中的释放, 因氮施用产生的 NH_3 挥发, 以及整地、播种和收获等环节农机燃料燃烧所产生的 SO_x (主要为 SO_2)、 NO_x 和 NH_3 。其计算公式如下:

$$P_{\text{AP}} = P_{\text{m}} + 1.88 \times N_{\text{NHV}} \times (17/14) \quad (9)$$

式中: P_{m} 表示农资(肥料、农药、柴油和地膜)在生产运输过程中的 SO_2 排放量, 单位为 $\text{kg SO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, 该数值由各农资投入用量乘以它们各自的土壤酸化系数得出(详细系数可查阅表 1)。 N_{NHV} 是前面通过公式计算得出的农作过程中产生的氨挥发量。系数 17 和 14 是 N 对 NH_3 的转换系数, 系数 1.88 是 1 kg NH_3 相较于 SO_2 酸化气体效应的当量系数。

4) 水体富营养化潜值(water eutrophication potential, EP)以($\text{PO}_4\text{-eq}$)作为计算的参照,用于衡量单位面积内水体富营养化的潜在风险程度^[12]。引起水体富营养化的物质主要包括 NH_3 、 NO_3^- 、总 P 等。其计算公式如下:

$$P_{\text{EP}} = P_{\text{EPm}} + 0.33 \times N_{\text{NHV}} \times (17/14) + 0.42 \times N_{\text{NL}} + 0.2\% \times I_{\text{Pt}} \quad (10)$$

式中: P_{EP} 代表水体富营养化潜值,单位是 $\text{kg PO}_4\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。 P_{EPm} 是农资(肥料、农药、柴油和地膜)在生产运输过程中的 PO_4 排放量,单位为 $\text{kg PO}_4\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$,该数值由各农资投入用量乘以它们各自的富营养化系数得出(具体系数可参考表 1)。 N_{NHV} 、 N_{NL} 分别是通过前面公式计算得到的氨挥发和硝态氮淋洗损失量。系数 17 和 14 是 N 对 NH_3 的转换系数,0.33 是 1 kg NH_3 相较于 PO_4 富营养化效应的当量系数。系数 0.42 是 1 kg NO_3^- 淋溶相较于 PO_4 富营养化效应的当量系数;系数 0.2% 为单位磷肥施用所造成水体富营养化的当量系数, I_{Pt} 表示磷肥(折算为 P_2O_5)投入总量。

5) 人体毒性(human toxicity, HT)以二氯苯(1, 4-DCB-eq)当量作为计算人体毒性的参照^[15],用以评估单位面积内桑园生产对人体健康的潜在毒性程度。与其他普通化学物质不同,农药生产的目的是使其进入生产后影响并破坏目标。因此农药不可避免地会对人体产生毒害作用^[15]。其计算公式如下:

$$P_{\text{HT}} = I_{\text{PES}} \times 0.45 \quad (11)$$

式中: P_{HT} 为量化的人体潜在毒性风险程度,单位为 $\text{kg 1, 4-DCB-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$; I_{PES} 为农药投入量,单位为 kg/hm^2 ; 系数 0.45 为人体毒性参数^[16]。

表 1 农资生产阶段各环节的温室气体排放、土壤酸化和水体富营养化的系数^[12]

投入	单位	温室气体排放量/ ($\text{kg CO}_2\text{-eq}$)	酸化潜值/ ($\times 10^{-4} \text{ kg SO}_2\text{-eq}$)	水体富营养化潜值/ ($\times 10^{-5} \text{ kg PO}_4\text{-eq}$)
氮肥生产和运输	kg N	8.30	252.00	303.00
磷肥生产和运输	kg P_2O_5	0.79	6.00	7.67
钾肥生产和运输	kg K_2O	0.55	4.80	6.13
农药生产和运输	kg	19.10	105.00	1.94
地膜生产和运输	kg	2.80	—	—
柴油	L	3.75	658.00	1 190.00

1.5 数据分析与统计

桑园生产中的氮吸收量基于《全国农产品成本收益资料汇编》中的蚕茧产值,按照每生产 1 kg 茧消耗 15 kg 桑叶、桑园生产经济系数 0.6(桑叶干重与桑树所有器官总干重之比)、桑树全株干物质含量 30%、桑树全株干物质中氮含量为 15 g/kg 计算得出^[17]。为更真实地反映整体趋势,研究剔除了 2007 年和 2020 年这两年的数据,因其存在异常波动或数据缺失。数据统计与分析基于 R 4.4.2 软件进行。

2 结果与分析

2.1 桑园生产投入的年际变化

从 2005 年到 2022 年的 18 年间,我国桑园生产中 N、 P_2O_5 、 K_2O 的平均投入量分别为 147.72、39.66 和 22.16 kg/hm^2 (表 2)。其中,氮肥和钾肥的投入整体呈上升趋势,而磷肥投入呈现波动趋势。氮肥和钾肥在 2022 年的投入量均是 2005 年的 2.46 倍。氮、磷、钾 3 种肥料在 18 年间的投入量标准偏差分别为 44.87、8.21 和 6.73 kg/hm^2 ,其中氮肥投入的年际变化最为不稳定。

表 2 不同年份桑园生产投入情况

年份	氮肥/ (kg N · hm ⁻²)	磷肥/ (kg P ₂ O ₅ · hm ⁻²)	钾肥/ (kg K ₂ O · hm ⁻²)	农药/ (kg · hm ⁻²)	地膜/ (kg · hm ⁻²)	柴油/ (L · hm ⁻²)
2005	91.76	59.63	13.76	1.61	2.72	28.25
2006	83.41	41.14	12.51	1.90	4.73	19.52
2008	127.24	52.64	19.09	2.44	2.53	31.58
2009	93.57	29.48	14.04	2.44	3.46	38.39
2010	98.70	29.94	14.81	2.18	3.79	36.41
2011	136.37	37.97	20.46	2.32	4.98	46.83
2012	129.26	45.99	19.39	2.65	4.43	54.79
2013	139.95	30.61	20.99	2.73	4.70	55.60
2014	153.50	35.10	23.02	2.92	5.52	51.69
2015	160.37	36.67	24.06	3.00	4.57	51.08
2016	150.97	34.89	22.65	3.23	3.54	46.89
2017	155.34	33.37	23.30	3.10	2.78	45.77
2018	199.27	41.58	29.89	3.37	3.55	52.87
2019	200.90	39.53	30.13	3.67	3.54	51.16
2021	217.40	43.25	32.61	3.35	2.02	52.28
2022	225.46	42.84	33.82	3.71	3.33	52.04

同期,我国桑园生产的农药投入也呈持续上升趋势(图 1)。18年间的全国平均水平为 2.79 kg/hm²,最高值出现在 2022 年,为 3.71 kg/hm²,较 2005 年增加了 2.30 倍(表 2)。柴油投入呈波动上升趋势,其中,2005 年至 2010 年为快速上升期,2010 年较 2005 年增加了 1.66 倍;2010 年至 2022 年为稳定期,基本维持在 51 L/hm² 左右。地膜投入呈先增后降趋势,最高值出现在 2014 年,为 5.52 kg/hm²,分别为 2005 年的 2.03 倍和 2022 年的 1.66 倍。

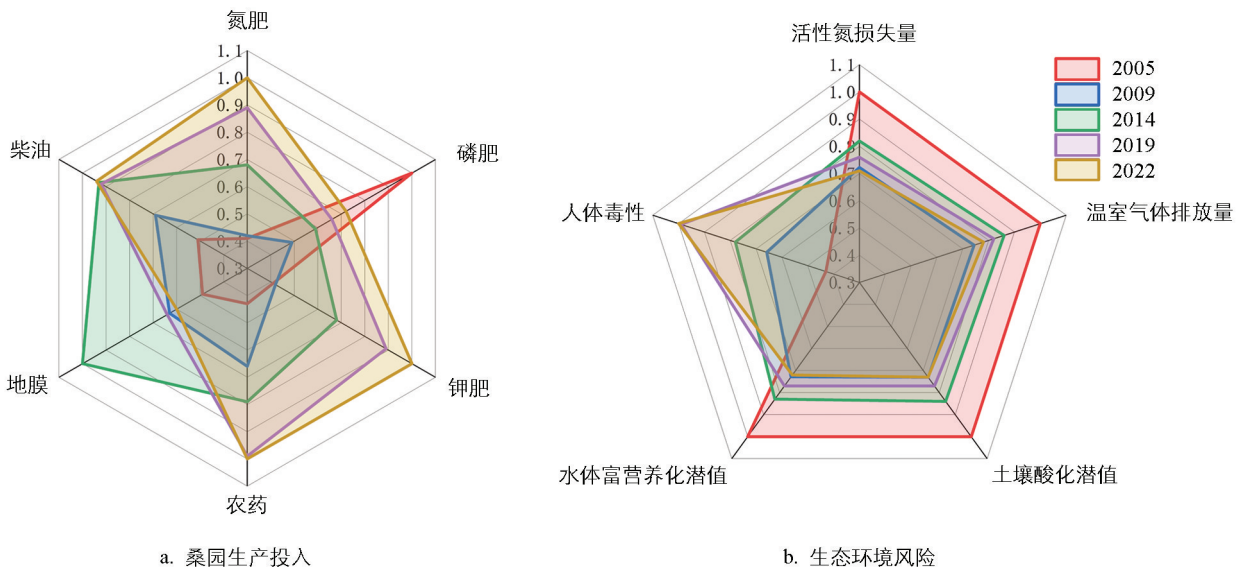


图 1 主要年份桑园生产投入及生态环境风险变化趋势

2.2 桑园生态环境风险的年际变化

从 2005 年到 2022 年的 18 年间, 我国桑园生产中的活性氮损失量、温室气体排放量、土壤酸化潜值、水体富营养化潜值和人体毒性的平均值分别为 $75.65 \text{ kg N-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $3\,255.54 \text{ kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $152.83 \text{ kg SO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 、 $31.80 \text{ kg PO}_4\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $1.25 \text{ kg 1, 4-DCB-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ (表 3)。其中, 除人体毒性呈显著上升趋势外, 活性氮损失量、温室气体排放量、土壤酸化潜值和水体富营养化潜值均呈显著下降趋势, 2022 年较 2005 年降低了 $22.30\% \sim 28.56\%$ 。值得关注的是, 人体毒性提高了 2.32 倍, 成为生态环境风险的新增长点(图 1)。

表 3 农资生产阶段各环节的温室气体排放、土壤酸化和水体富营养化的系数

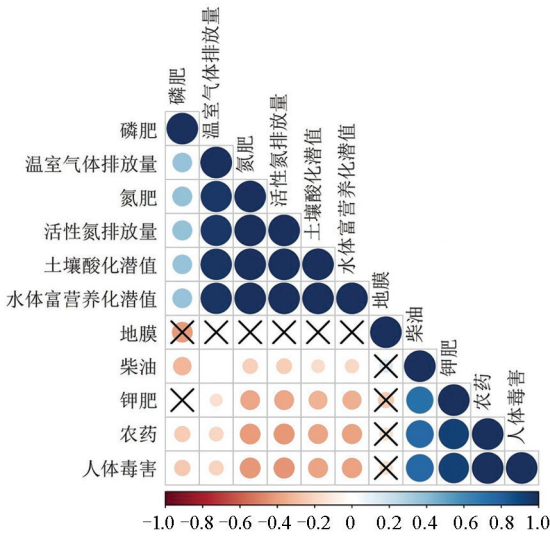
年份	活性氮损失量/ ($\text{kg N-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)	温室气体排放量/ ($\text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)	土壤酸化潜值/ ($\text{kg SO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)	水体富营养化潜值/ ($\text{kg PO}_4\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)	人体毒性/ ($\text{kg 1, 4-DCB-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)
2005	93.42	3 856.33	186.63	38.94	0.72
2006	74.81	3 078.73	149.35	31.14	0.86
2008	77.57	3 274.61	155.89	32.44	1.10
2009	67.51	2 868.31	136.32	28.36	1.10
2010	68.88	2 912.97	138.12	28.89	0.98
2011	76.43	3 277.16	154.69	32.15	1.05
2012	74.45	3 237.52	151.31	31.43	1.19
2013	81.36	3 507.24	165.08	34.29	1.23
2014	76.98	3 335.14	156.15	32.44	1.31
2015	77.84	3 373.91	157.74	32.79	1.35
2016	83.42	3 575.42	168.46	35.04	1.45
2017	78.75	3 385.69	159.21	33.10	1.39
2018	74.99	3 300.28	152.31	31.64	1.51
2019	71.14	3 148.41	144.31	30.02	1.65
2021	66.05	2 960.47	133.93	27.93	1.51
2022	66.74	2 996.43	135.72	28.21	1.67

2.3 桑园生产投入与生态环境风险之间的相关性

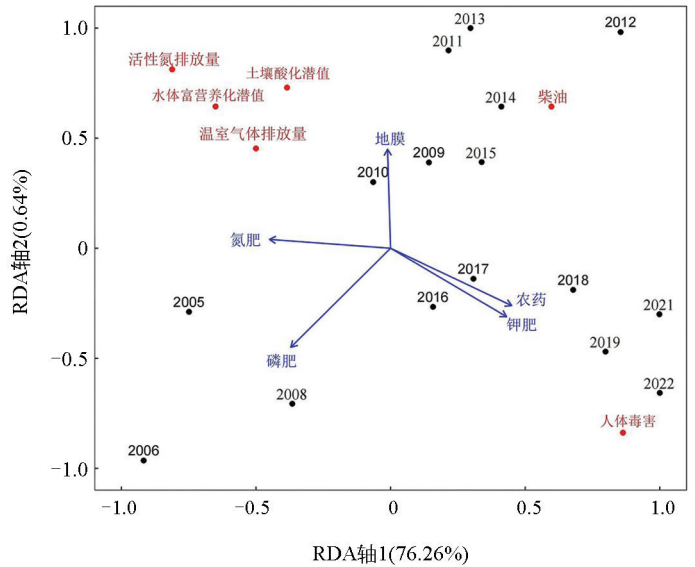
除地膜投入外, 桑园生产投入与生态环境风险之间均存在显著的相关关系($p < 0.05$, 图 2a)。其中, 氮肥投入与温室气体排放量、活性氮损失量、土壤酸化潜值及水体富营养化潜值的相关性较强, 相关系数均大于 0.97。柴油、钾肥和农药投入与人体毒性风险的相关性较强, 相关系数均大于 0.76。

桑园生产投入可解释其 77.02% 的生态环境风险(基于 CCA 分析结果), 其中第一轴解释 76.26%, 占可解释部分的 99.01%。由图 2b 可知, 2009 年以前桑园生产主要依赖增加氮肥和磷肥投入; 2009 年以后则转向减少氮肥和磷肥投入, 并增加钾肥和农药投入。这表明, 自 2009 年起, 桑园生产的主要生态环境风险已从水体富营养化、土壤酸化、活性氮损失和温室气体排放风险为主, 转变为以人体毒性风险为主。

从 2005 年到 2022 年的 18 年间, 我国桑园生产中农资投入量的年际变化幅度在 $-46.51\% \sim 73.89\%$ 之间, 年际间投入调整差异较大(图 3a); 生态环境风险的变化范围为 $-20.16\% \sim 27.91\%$ (图 3b)。基于前述研究结果, 利用结构方程模型分析其因果关系, 结果表明: ① 减少氮肥投入, 可通过减少活性氮损失, 间接降低温室气体排放、土壤酸化潜值和水体富营养化潜值(图 4a); ② 减少农药投入, 可直接降低人体毒性风险(图 4b)。

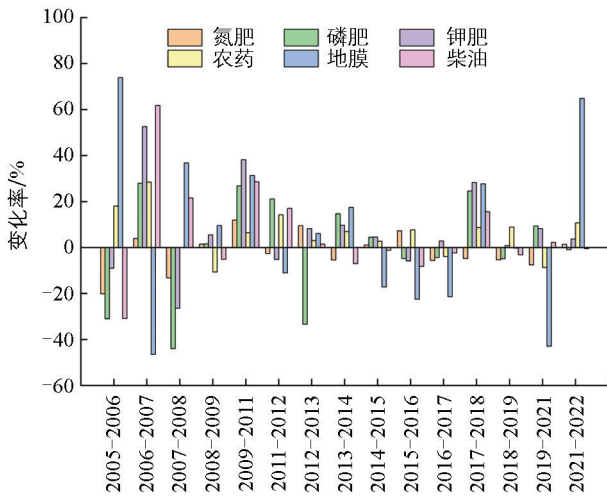


a. 各指标间的相关性分析结果

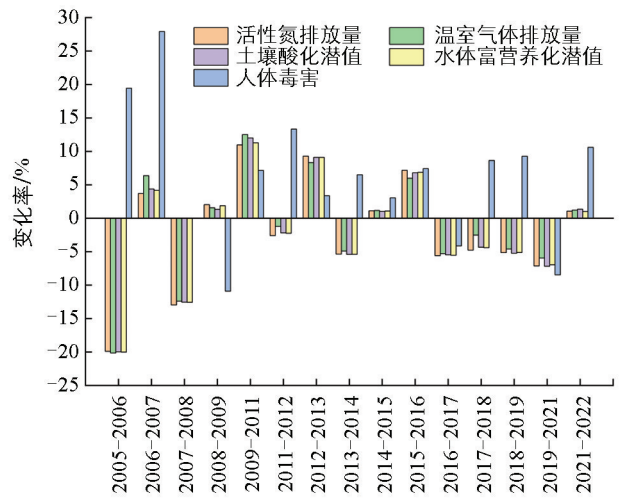


b. CCA分析结果

图 2 各指标间的相关性分析结果(圆圈越大表示相关性越强, × 标记表示显著性 p 值大于 0.05)与 CCA 分析结果(空间距离越近, 相关性越高)



a. 桑园生产投入



b. 生态环境风险

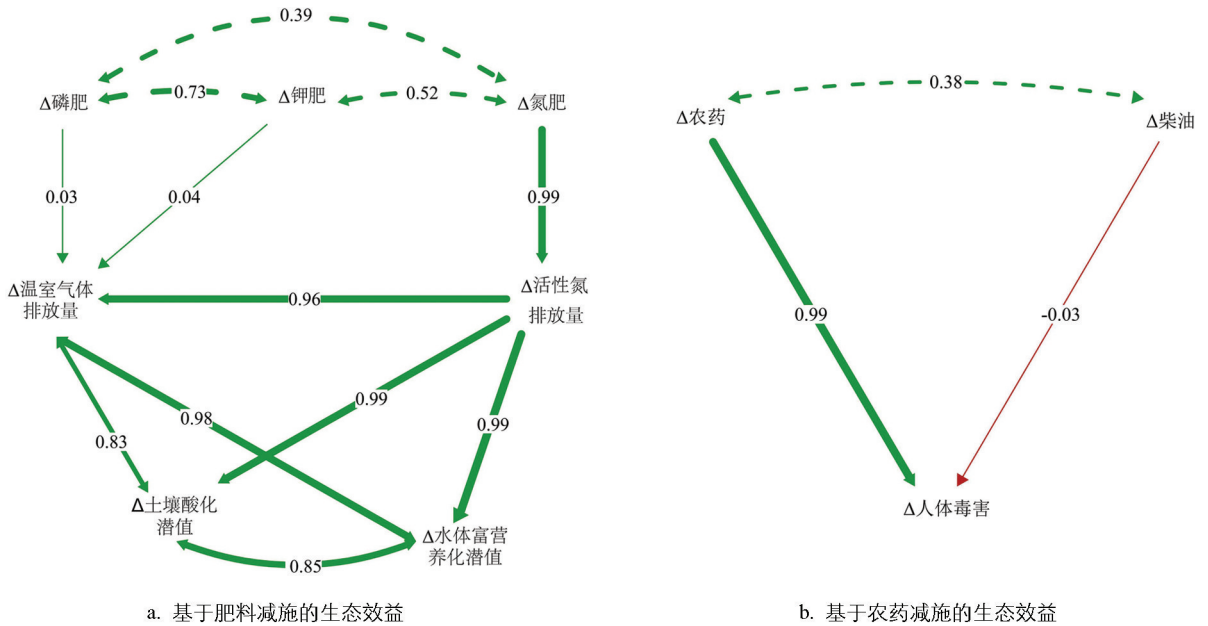
图 3 桑园生产投入及生态环境风险变化率

3 讨论与结论

3.1 讨论

3.1.1 中国桑园生产温室气体排放水平

本研究通过生命周期评价发现,在过去 18 年间,尽管整体温室气体排放量呈现显著下降趋势,但仍需关注其排放水平对气候变化的潜在影响。我国桑园生产中的温室气体排放量在 18 年间的平均值为 $3\ 255.54\ \text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。与其他作物生产系统相比,桑园生产的温室气体排放量较水稻 ($7\ 285\ \text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)^[18] 低 44.69%, 较蔬菜 ($6\ 244\ \text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$) 低 47.86%, 但较小麦 ($2\ 800\ \text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)^[18] 高 16.27%, 较玉米 ($2\ 707\ \text{kg CO}_2\text{-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$)^[18] 高 20.26%。由此可见,我国桑园生产的温室气体排放整体处于中等偏高水平,未来具有较大的减排潜力。



Δ 表示变化率, 红线表示负相关, 绿线表示正相关, 线条越粗表示效应越强。

图 4 桑园生产通过调整肥料和农药投入改变生态环境风险的实现路径

此外, 我国桑园生产覆盖面广, 西南、中南、华东、华北和西北等主要产区在气候、地形地貌、土壤类型及生产条件方面存在较大差异^[19], 这导致我国桑园生产模式及农资使用结构具有一定的复杂性。后续研究应进一步比较不同地区^[20-21]和不同生产模式^[22]下桑园生产的温室气体排放差异, 为精准制定减排策略提供科学依据。

3.1.2 推广以减氮为核心的桑园碳减排技术体系

氮肥是桑园生产的重要投入要素, 施用不足会影响桑叶正常生产, 施用过量则会导致活性氮损失等生态环境问题^[23], 并对全球气候变化产生负面影响^[24]。同时, 硝酸盐还会通过淋溶污染地下水, 威胁水体生态安全和人类健康^[25]。本研究发现, 桑园生产中氮肥施用所产生的活性氮损失量为 $75.65 \text{ kg N-eq} \cdot \text{hm}^{-2}$, 直接关联温室气体排放、水体富营养化和土壤酸化等生态环境风险。因此, 氮肥的科学管理已成为实现桑园可持续发展的必然选择。为科学管理氮肥, 可采用现有成熟技术以减少氮肥施用, 实现桑园碳减排, 如精准施肥^[26]、测土配方施肥^[27]、有机肥替代^[28]、新型氮肥替代^[29]和生物固氮技术^[30]。需要注意的是, 单项技术均存在一定局限性。例如, 在桑园中种植大豆等豆科植物, 虽可通过根瘤菌与豆科植物的共生关系实现生物固氮, 增加土壤氮素含量, 减少化学氮肥施用量, 但生物固氮效果受土壤环境与气候条件等因素影响较大^[31]。再有有机肥料, 虽然富含有机质和氮、磷、钾等养分, 能够改善土壤结构, 提高土壤保肥保水能力, 但其肥效释放缓慢, 前期供氮不足, 难以满足桑树生长前期对氮素的快速需求。因此, 在构建桑园氮肥管理技术体系时, 应综合集成多个单项技术, 形成协同减排体系。此外, 氧化亚氮减排是桑园生态系统碳减排的重要措施^[32]。利用测土配方技术^[33]实现桑园化肥减量化, 可转变以往高投入、高污染、高排放的粗放式经营方式, 实现生产效益与生态减排的双重目标。

3.1.3 推广桑园病虫害绿色防控技术, 降低人体毒害风险

过去 50 年来, 我国病虫害发生率呈现显著上升趋势^[34], 桑园同样面临严重的病虫害威胁, 影响桑树生长与桑叶品质, 进而削弱蚕桑产业效益^[35]。为应对这一挑战, 化学农药曾被大量使用, 但也带来了严重的人体健康风险, 并对生态环境造成诸多负面影响, 如造成生物多样性破坏、土壤和水源污染等问题^[36]。因此, 推广桑园病虫害绿色防控技术, 降低对人体健康的危害, 已成为促进蚕桑产业可持续发展的关键举措。生物防治是桑园绿色防控的重要手段, 多种生物防治剂已被证明在桑园病虫害治理中效果显著, 例如白僵菌、绿僵菌等, 能感染并杀死害虫, 且对环境友好, 不会残留有害物质, 降低了人体接触

有毒物质的风险^[37]。不过,生物防治剂的应用受环境条件制约较大,温度、湿度等因素都会影响其防治效果,而且其大规模生产和储存技术仍有待完善^[38]。因此,还需要集成应用物理防治手段和农业防治措施,如使用黄板、蓝板、频振式杀虫灯等设备,以及合理开展修剪、清园、轮作和间作等活动,减少病虫害滋生环境,减少化学农药的使用量,从而降低桑园生产对人体健康的危害,保障蚕桑产品质量安全与生态环境健康。

3.2 结论

本研究采用生命周期评价方法,系统分析了 2005—2022 年中国桑园生产投入与生态环境风险的年度动态变化,发现氮肥和钾肥投入增加,磷肥投入波动,农药投入持续上升,柴油投入先增后稳,地膜投入先增后降。随之,与生产投入相关的活性氮损失、温室气体排放、土壤酸化潜势和水体富营养化潜势等生态环境风险呈下降趋势,而人体毒性风险显著上升。此外,本研究还发现生产投入与生态环境风险密切相关,减少氮肥和农药投入分别有助于降低多种生态环境风险和人体毒性风险。上述结果为制定科学的桑园生产投入策略、推动蚕桑产业在降低生态环境风险的同时实现可持续发展提供了重要依据。

参考文献:

- [1] 李瑞. “普利全川”:《劝桑说》与近代四川蚕桑业发展 [J]. 西南大学学报(社会科学版), 2023, 49(2): 265-275.
- [2] 王昊. 环境与技术选择: 宋元蚕桑技术的南北分异 [J]. 中国农史, 2023, 42(3): 50-67.
- [3] 代方银. 延伸的路 流淌的河——领略向仲怀院士引领现代蚕桑产业发展的革新思路 [J]. 蚕学通讯, 2017, 37(1): 1-12.
- [4] 李建琴, 程丽娜. 农户扩大规模提高了蚕桑生产效率吗 [J]. 蚕业科学, 2023, 49(4): 359-369.
- [5] 戴魁早, 王思曼, 黄姿. 数据要素市场发展与生产率提升 [J]. 经济管理, 2023, 45(6): 22-43.
- [6] 梁涛, 赵敬坤, 李红梅, 等. 重庆化肥投入驱动因素、减量潜力及环境效应分析 [J]. 环境科学, 2024, 45(1): 364-375.
- [7] WANG X Z, LIU B, WU G, et al. Cutting Carbon Footprints of Vegetable Production with Integrated Soil-Crop System Management: A Case Study of Greenhouse Pepper Production [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 254: 120158.
- [8] ZHANG W S, LIANG Z Y, HE X M, et al. The Effects of Controlled Release Urea on Maize Productivity and Reactive Nitrogen Losses: A Meta-Analysis [J]. Environmental Pollution, 2019, 246: 559-565.
- [9] ZHANG W, ZHANG W S, WANG X Z, et al. Quantitative Evaluation of the Grain Zinc in Cereal Crops Caused by Phosphorus Fertilization. A Meta-Analysis [J]. Agronomy for Sustainable Development, 2021, 41(1): 6.
- [10] YANG Y H, CHEN T T, LIU X C, et al. Ecological Risk Assessment and Environment Carrying Capacity of Soil Pesticide Residues in Vegetable Ecosystem in the Three Gorges Reservoir Area [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 435: 128987.
- [11] ZHANG T T, DENG S Y, LI Y H, et al. Dynamic Energy Use Efficiency, Carbon Input, and Agricultural Benefits of Multiple Cropping in Southern China—A Case Study from Guangdong Province [J]. Agriculture, 2024, 14(4): 641.
- [12] 乔远, 杨欢, 雒金麟, 等. 西北地区玉米生产投入及生态环境风险评价 [J]. 中国农业科学, 2022, 55(5): 962-976.
- [13] CHEN X P, CUI Z L, FAN M S, et al. Producing More Grain with Lower Environmental Costs [J]. Nature, 2014, 514(7523): 486-489.
- [14] ZHANG W F, DOU Z X, HE P, et al. New Technologies Reduce Greenhouse Gas Emissions from Nitrogenous Fertilizer in China [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(21): 8375-8380.
- [15] HAUSCHILD M, OLSEN S I, HANSEN E, et al. Gone...but Not Away—Addressing the Problem of Long-Term Impacts from Landfills in LCA [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2008, 13(7): 547-554.
- [16] 王明新, 包永红, 吴文良, 等. 华北平原冬小麦生命周期环境影响评价 [J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5): 1127-1132.
- [17] 王谢, 邓清, 周婧, 等. 基于统计资料的桑园碳汇估算模型的构建——以四川省为例 [J]. 中国农学通报, 2022, 38(2): 31-37.

- [18] XU X M, LAN Y. Spatial and Temporal Patterns of Carbon Footprints of Grain Crops in China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 146: 218-227.
- [19] WANG X, HU Y, GUO H X, et al. Spatial Differentiation of the Coupling Characteristics of Soil Carbon and Nitrogen on Mulberry Plantations in China [J]. *Journal of Resources and Ecology*, 2023, 14(1): 84-91.
- [20] 陈绪昊, 高强, 陈新平, 等. 东北三省玉米生产资源投入和环境效应的时空特征 [J]. *中国农业科学*, 2022, 55(16): 3170-3184.
- [21] 杨欢, 乔远, 王兴邦, 等. 黄淮海玉米生产能源利用效率和净生态系统碳平衡时空特征 [J]. *生态学报*, 2022, 42(15): 6184-6195.
- [22] YANG L S, ZHOU Y F, MENG B, et al. Reconciling Productivity, Profitability and Sustainability of Small-Holder Sugarcane Farms: A Combined Life Cycle and Data Envelopment Analysis [J]. *Agricultural Systems*, 2022, 199: 103392.
- [23] 李婷玉, 姚澜, 钟于秀, 等. 绿色发展背景下的中国氮肥需求 [J]. *土壤学报*, 2025, 62(2): 308-321.
- [24] SHAH S M, LIU G Y, YANG Q, et al. Emergy-Based Valuation of Agriculture Ecosystem Services and Dis-Services [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 239: 118019.
- [25] ZHANG X, ZHANG Y, SHI P, et al. The Deep Challenge of Nitrate Pollution in River Water of China [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 770: 144674.
- [26] 朱筱婧, 李晓明, 张雪. 低碳农业背景下提高肥料利用率的技术途径 [J]. *江苏农业科学*, 2010, 38(4): 15-17.
- [27] 张振, 高鸣, 苗海民. 农户测土配方施肥技术采纳差异性及其机理 [J]. *西北农林科技大学学报(社会科学版)*, 2020, 20(2): 120-128.
- [28] 孟琳, 张小莉, 蒋小芳, 等. 有机肥料氮替代部分化肥氮对稻谷产量的影响及替代率 [J]. *中国农业科学*, 2009, 42(2): 532-542.
- [29] 范会, 姜姗姗, 魏荧, 等. 农田土壤施用系列新型氮肥后气态氮(NH_3 和 N_2O)减排效果比较: 以夏玉米季为例 [J]. *环境科学*, 2016, 37(8): 2906-2913.
- [30] 孟祥天. 农田氮肥管理对土壤氮素转化过程的影响及微生物机制 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2021.
- [31] PISHGAR-KOMLEH S H, OMID M, HEIDARI M D. On the Study of Energy Use and GHG (Greenhouse Gas) Emissions in Greenhouse Cucumber Production in Yazd Province [J]. *Energy*, 2013, 59: 63-71.
- [32] 胡江峰, 黄庆华. 中国农业低碳转型及驱动因素: 基于空间面板模型的实证检验 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2024, 46(6): 134-153.
- [33] 吴兆娟, 周霖, 杨小玲, 等. “双碳”目标下低碳农业技术发展应用条件评价及路径研究 [J]. *西南大学学报(自然科学版)*, 2024, 46(7): 71-83.
- [34] WANG C Z, WANG X H, JIN Z N, et al. Occurrence of Crop Pests and Diseases Has Largely Increased in China since 1970 [J]. *Nature Food*, 2022, 3(1): 57-65.
- [35] KUMARI N V. Ecofriendly Technologies for Disease and Pest Management in Mulberry-A Review [J]. *IOSR Journal of Agriculture and Veterinary Science*, 2014, 7(2): 1-6.
- [36] GUO S, BAI L, HO C T, et al. Characteristic Components, Biological Activities and Future Prospective of *Fructus Mori*: A Review [J]. *Current Pharmacology Reports*, 2018, 4(3): 210-219.
- [37] LACEY L A, SHAPIRO-ILAN D I. Microbial Control of Insect Pests in Temperate Orchard Systems: Potential for Incorporation into IPM [J]. *Annual Review of Entomology*, 2008, 53: 121-144.
- [38] XIE S, VALLET M, SUN C, et al. Biocontrol Potential of a Novel Endophytic Bacterium from Mulberry (*Morus*) Tree [J]. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 2020, 7: 488.