DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.180244

田若蘅, 黄成毅, 邓良基, 方从刚, 薛超, 杨连心, 雷永疆. 四川省化肥面源污染环境风险评估及趋势模拟[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(11): 1739−1751

TIAN R H, HUANG C Y, DENG L J, FANG C G, XUE C, YANG L X, LEI Y J. Environmental risk assessment and trend simulation of non-point source pollution of chemical fertilization in Sichuan Province, China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(11): 1739−1751

四川省化肥面源污染环境风险评估及趋势模拟*

田若蘅[1], 黄成毅[1,2**], 邓良基[3], 方从刚[4], 薛　超[5], 杨连心[5], 雷永疆[5]

(1. 四川农业大学管理学院　成都　611130; 2. 四川农业大学水利水电学院　雅安　625014; 3. 四川农业大学资源学院　成都　611130; 4. 成都市国土资源信息中心　成都　610041; 5. 四川农业大学经济学院　成都　611130)

摘　要: 系统评估农业化肥过量施用对生态环境的潜在风险危害, 可为制定下一阶段农业面源污染防治工作提供决策参考。本文基于 2000—2015 年化肥施用量和耕地面积等数据, 采用化肥施用环境风险评价模型, 探讨了四川省化肥施用及环境风险的时空变化特征; 通过设置延续现状和政策干预两种情景, 模拟了四川省 2016—2018 年执行化肥施用零增长行动期间的化肥施用环境风险变化趋势。结果表明: 四川省化肥施用总量在 2000—2015 年间整体呈增加态势, 2015 年四川省化肥施用强度为 376.63 kg·hm^{-2}, 超过了中国生态市建设的化肥施用强度 250 kg·hm^{-2} 的生态标准。四川省 2015 年化肥施用的环境总风险指数为 0.69, 处于中等风险程度; 氮、磷、钾肥施用的环境风险指数分别为 0.69、0.72 和 0.46。钾肥施用的环境风险处于安全状态; 氮肥和磷肥的环境风险区域集中在成都平原经济区、川南经济区和川东北经济区, 呈现中等风险程度并有成片聚集特征。延续现状情景下, 四川各地区化肥施用环境总风险指数处于 0.48~0.69, 存在不同程度增加。与延续现状情景相比, 四川在完成化肥施用零增长行动的任务规划前提下, 2016—2018 年政策干预情景的化肥施用环境总风险呈现下降趋势。以关键时间点 2018 年来看, 川东北经济区化肥施用环境总风险下降最明显, 较 2015 年执行化肥零增长时下降 4.24%。但四川省多数地区仍存在不同程度的化肥施用环境污染风险, 当地生态环境具有明显压力。建议省级部门加强对成都平原经济区和川东北经济区的化肥面源污染监测, 根据各地区差异特征制定不同施肥方案, 协调粮食增产和生态保护间的关系。

关键词: 化肥施用; 环境风险指数; 情景模拟; 灰色预测; 四川省

中图分类号: X820.4　　**文献标识码:** A　　**文章编号:** 1671-3990(2018)11-1739-13

Environmental risk assessment and trend simulation of non-point source pollution of chemical fertilization in Sichuan Province, China*

TIAN Ruoheng[1], HUANG Chengyi[1,2**], DENG Liangji[3], FANG Conggang[4], XUE Chao[5], YANG Lianxin[5], LEI Yongjiang[5]

(1. College of Management, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China; 3. College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 4. Chengdu Land and Resources Information Center, Chengdu 610041, China; 5. College of Economics, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

* 国家科技支撑计划项目(2017YFD030170402)和四川省应用基础研究专项(2015JY0059)资助

** 通信作者: 黄成毅, 主要研究方向为土地资源利用与可持续发展。E-mail: chengyihuang@sicau.edu.cn

田若蘅, 主要从事土地资源利用与生态风险评价研究。E-mail: ruohengtian@163.com

收稿日期: 2018-03-12　接受日期: 2018-05-31

* This study was supported by the National Key Technologies R&D Program of China (2017YFD030170402) and the Applied Basic Research Program of Sichuan Province (2015JY0059).

** Corresponding author, E-mail: chengyihuang@sicau.edu.cn

Received Mar. 12, 2018; accepted May 31, 2018

Abstract: Fertilizer-based pollution has been an important part of agricultural non-point source pollution. Systematic assessment of potential risks and hazards of excessive application of chemical fertilizers to the ecological environment can provide the data base for decision-making of the prevention and control of agricultural non-point source pollution. Sichuan Province is not only a predominant grain production base, but also a region with severe agricultural non-point source pollution in China. Due to excessive long-term fertilizer application, the agro-ecological environment in Sichuan Province has had tremendous pressure. Based on data on fertilizer application, grain sowing and cultivated land area, the spatio-temporal variations in environmental risk due to fertilizer application were evaluated. In the adoption of environmental risk model for fertilizer application in Sichuan Province during 2000–2015, many factors were considered. These included fertilization intensity, environmental safety threshold, fertilization efficiency, multiple cropping index and fertilizer effect on the environment. Using two scenarios (extension and policy intervention), the variation trend in environmental risk associated with fertilizer application under zero-growth chemical fertilizer was simulated for Sichuan for the 2016–2018. The results showed that the total amount of chemical fertilizers in Sichuan Province increased during 2000–2015. The intensity of chemical fertilizer application in Sichuan Province was 376.63 kg·hm^{-2} in 2015, exceeding the ecological standard set for China's ecological city (250 kg·hm^{-2}). Based on the application structures of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers in 2015, the application of nitrogen fertilizer in Sichuan Province accounted for 57% of the total amount of chemical fertilizers. In Chengdu, Mianyang and Zigong, the proportion of nitrogen fertilizer application was the highest in the whole province. The proportions of phosphate and potash fertilizers were low, accounting respectively for 28% and 15%. This indicated that nitrogen fertilizer still played a dominant role in agricultural production in the region. In 2015, total environmental risk index due to fertilizer use in Sichuan Province was 0.69, which was a medium risk level. Specifically, the environmental risk indexes of nitrogen, phosphate and potash applications were respectively 0.69, 0.72 and 0.46. Only potassium fertilizer application had a safe level of environmental risk. The environmental risk areas of nitrogen and phosphate fertilizers were concentrated in the Chengdu Plain Economic Zone, Southern Sichuan Economic Zone and Northeast Sichuan Economic Zone. Under the extension scenario, the environmental risk index of fertilizer application in various regions of Sichuan Province was in the range of 0.48–0.69, showing an increasing trend. Compared with the extension scenario, environmental risk due to fertilizer use under the policy intervention scenario declined across 2016–2018. In 2018, the environmental risk index of fertilizer application decreased most significantly in Northeast Sichuan Economic Zone, which was 4.24% lower than that in 2015. However, in most areas of Sichuan Province, there were still different levels of excessive chemical fertilizer application. The risk of environmental pollution caused by chemical fertilizer application had obvious pressure on the local ecological environment. We suggested that monitoring non-point source pollution of fertilizers should be improved in Chengdu Plain Economic Zone and Northeast Sichuan Economic Zone. Fertilization plan for each area should take the focus so as to ensure coordination between food production and ecological protection.

Keywords: Fertilizer application; Environmental risk index; Scenario simulation; Grey prediction; Sichuan Province

在近几十年中国人地矛盾问题日益突出、耕地质量整体偏低的背景下, 增加肥料投入, 提高粮食单产成为保障国家粮食安全和经济社会可持续发展的必由之举[1-4]。随着粮食压力有所减缓, 学术界对控制化肥施用总量, 提高肥料利用率, 避免过量施用的风险予以了更多关注和探索, 但化肥施用逐年增加的趋势仍没有缓解[5]。据统计, 2000—2015 年中国的化肥施用量年均增长率达 3.08%; 2015 年, 中国的农业化肥施用量为 6.06×10^7 t, 占全球农业化肥投入总量的 30.97%, 化肥施用量居全球首位[6]。化肥过量施用对生态环境的破坏日益凸显, 2013 年中国 190 个主要城市的 $PM_{2.5}$ 浓度超过世界卫生组织(WHO)建议的 25 μg·m^{-3} 安全浓度标准, 这与农业生产中氨气过量排放有密切关联, 可见粮食安全和生态环境"两条腿走路"的模式还待优化[7-8]。2015 年 3 月原农业部相继提出《到 2020 年化肥农药使用量零增长行动方案》和"一控、两减、三基本"的污染治理思路[9], 为农业面源污染治理提出新要求。因此, 有效识别化肥、农药施用污染环境的风险分布特征, 促进各区域因地制宜进行农业面源污染治理防控, 充分保证农村生态宜居的生活环境已成为中国加快推进农业农村现代化亟待解决的问题。

当前, 科学评估中国农业面源污染的空间分布特征, 制定农业面源污染防控措施受到重视[10]。从采用的研究方法分析, 由于区域全覆盖式的污染监测评估难度较大, 采用面源污染模型模拟区域面源污染状况更为普遍, 例如李颖等[11]采用 SWAT 修正模型模拟吉林省前郭灌区面源污染迁移流失情况, 模拟的氨氮、硝氮浓度与实测值较接近, 采用 SWAT 模型进行面源污染模拟具有可行性。而 AnnAGNPS 和 HSPF 等污染模型用于模拟环境风险也多有报道[12-13]。对研究尺度进行对比, 面源污染的研究范围多集中于小流域或县域尺度, 上海郊区、南方丘陵区面源污染情况受到较多关注[14-15]。就污染环境风险的评估模式展开, 以农药、化肥、畜禽养殖和重金属等污染来源进行综合评

估[16], 按总氮、总磷、铵态氮、硝态氮等污染物流失强度开展评估[17], 以及按照地形地貌、植被覆盖、降雨强度、土地利用方式等影响因素来评估成为面源污染环境风险评估的切入点[18-21]。以上研究为了解农业面源污染现状和面源污染防治提供了重要依据, 但针对化肥施用的专项面源污染环境风险评估还不多见。

对此, 有学者运用环境风险评价模型对中国化肥施用的环境风险进行了评价, 研究表明, 河南、福建等省域处于重度环境风险状态[22], 而山东的化肥施用环境风险空间分异明显[23]。化肥使用量零增长行动开展以来, 全国的粮食主产区之一的四川省化肥施用环境风险现状, 以及化肥零增长行动所带来的影响鲜见报道。为此, 本文采用化肥施用环境风险评价模型, 对四川省所辖市(州)化肥施用环境风险的时空变化进行探讨, 通过情景模拟分析化肥零增长行动执行对四川省化肥施用环境风险的影响, 评估化肥施用环境风险的突出区域, 以期为四川省化肥减量增效、农业面源污染防治等工作提供参考。

1　数据来源与研究方法

1.1　数据来源

本文所需耕地面积、化肥施用量等数据主要来自《四川省统计年鉴》及《中国城市统计年鉴》。化肥施用强度阈值参考原环境保护部印发的《生态县、生态市、生态省建设指标(修订稿)》和《国家生态文明建设示范村镇指标(试行)》。复合肥中的氮、磷、钾含量比来源于四川省内农村与化肥销售市场调研结果, 确定复合肥中氮磷钾含量以 1∶1∶1 比例进行折算。

1.2　化肥施用环境风险评价模型

本文所指环境风险评价是指在社会经济发展过程中, 将社会活动对身体健康、社会经济和生态环境等造成的潜在风险或面临的危害进行定量表征, 分析风险特征以供决策参考[24]。以化肥施用存在的环境风险分析, 我国化肥利用率整体不高, 在过量施用情况下, 多余养分未被农作物吸收利用, 在农田中不断累积会逐步引起土壤理化性质下降, 形成土壤板结[3]; 同时, 土壤中过剩的养分经由淋溶、挥发等方式转移进入大气和水资源生态系统, 成为大气与水体污染的污染物来源。整体来看, 化肥过量施用直接影响土地资源生态系统的健康, 同时干扰整个自然生态系统的稳定运行, 成为破坏生态环境的风险因素(图 1)。

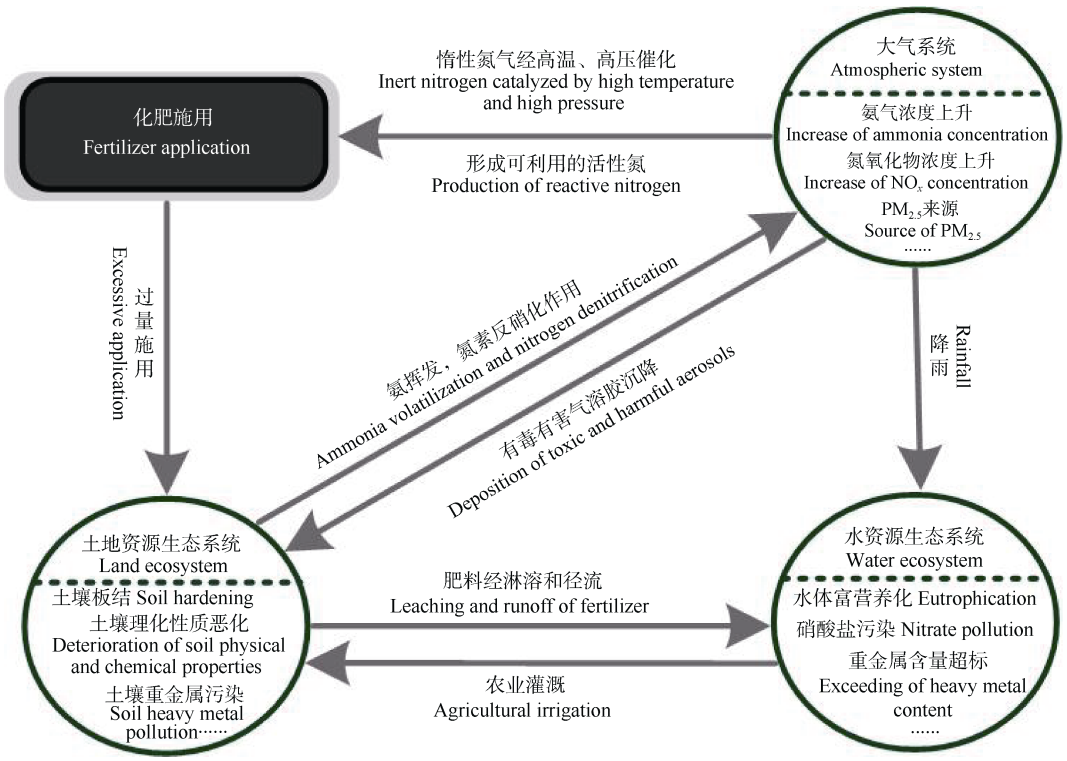

图 1　化肥施用的环境风险示意图

Fig. 1　Environmental risk of fertilizer application

我国已有学者开始对化肥过量施用存在的环境风险进行定量评估, 研究结果符合实际情况, 能够针对性地提出管理和决策的建议[25]。据此, 本文按照刘钦普等[26]的思路, 构建农田化肥施用的环境风

险评价模型, 该模型综合考虑了氮、磷、钾肥的投入强度、利用效率和化肥施用的安全阈值等因素, 并定量评估出化肥污染的区域环境风险程度。具体公式为:

$$R_t = \sum_{i=1}^{n} W_i \cdot V_i \quad (1)$$

$$V_i = \left(\frac{D_i}{D_i + m \cdot T_i} \right)^{2c} \quad (2)$$

式中: R_t为化肥施用的环境风险总指数; V_i为单质肥料(氮、磷或钾肥)污染环境的风险指数; W_i为对应肥料的污染环境效应权重系数, 各项权重总和为 1; T_i为各单质肥施用的生态安全阈值, 即为获得一定量作物产量且不损害生态环境的肥料最大施用量, kg·hm^{-2}; D_i为各单质肥料施用强度, 以单位耕地面积当年的化肥施用量为准, kg·hm^{-2}; m为耕地复种指数; c为肥料利用率。

对于化肥施用强度的生态安全标准, 综合原环境保护部 2007 年《生态县、生态市、生态省建设指标(修订稿)》和 2014 年《国家生态文明建设示范村镇指标(试行)》中的化肥施用生态标准, 确定化肥施用的生态安全阈值为 240 kg·hm^{-2}; 参考四川及长江上游农作物的大田适宜的氮磷钾配比用量[27-28], 以及相关省份的生态安全阈值标准[23], 确定氮肥的生态安全阈值为 120 kg·hm^{-2}, 磷肥和钾肥的阈值为 60 kg·hm^{-2}; 综合考虑化肥施用对大气、水资源和土地的环境污染风险, 邀请了四川省土壤学、生态学和环境科学专业领域的 3 位专家对氮、磷和钾肥对环境污染的影响程度进行打分, 确定权重系数分别为 0.60、0.21 和 0.19; 氮、磷、钾肥利用率根据《中国三大粮食作物肥料利用率研究报告》以及张福锁等[29]对四川省主要粮食作物肥料利用率进行的田间测定, 分别取 30%、25%和 40%。

式(1)、式(2)表明, 保持复种指数、肥料施用生态安全阈值和肥料利用率稳定时, 化肥的施用强度越大, 反映出的化肥施用环境风险指数越高; 相同化肥施用强度和生态安全阈值条件下, 耕地复种指数越大且肥料利用率越高, 则风险指数越低。

为能够与其他地区化肥施用环境风险结果作比较, 参考刘钦普[26]的数据分析方法, 以耕地复种指数为 1、肥料利用率达 50%为标准, 将化肥施用环境风险指数分为 5 类风险程度(表 1), 反映当年实际化肥施用强度(D_i)与生态安全阈值(T_i)间的倍数关系。

表 1 化肥施用的环境风险指数分类标准

Table 1 Classification standards of environmental risk indexes of fertilizer application

环境风险程度 Type of environmental risk	环境风险指数 Range of environmental risk index	化肥施用强度 Fertilizer application intensity	特征描述 Characterization
安全 Safety	0~0.50	小于或等于阈值 Less than the threshold	生态系统状态稳定, 对化肥施用风险、危害有抵抗力, “生产-生活-生态”能够协调发展。The state of ecosystem is stable. The ecosystem is resistant to the risks and hazards of chemical fertilizer application. Then, the coordinated development of “production-living-ecology” space is coordinated.
低度风险 Low risk	0.51~0.65	不超过阈值的 2 倍 No more than 2 times of the threshold	生态系统结构基本完整, 生态恢复功能开始下降, 对化肥施用潜在或已面临的危害有一定抵抗力, “生产-生活-生态”的协调关系基本实现。The ecosystem structure is basically intact, and the function of ecological restoration has begun to decline. The ecosystem has a certain resistance to the potential or existing hazards of chemical fertilizer application, and the coordination relationship between “production-living-ecology” is basically realized.
中等风险 Medium risk	0.66~0.75	不超过阈值的 3 倍 No more than 3 times of the threshold	生态系统结构遭破坏, 化肥过量投入带来的风险和危害超出有效控制范围, 土壤肥力下降和环境污染加剧, “生产-生活-生态”协调发展受到影响。The structure of ecosystem has been damaged. The risks and hazards brought by excessive input of fertilizer are beyond the effective control range, causing the degradation of cultivated land resources and the aggravation of environmental pollution. The “production-living-ecology” system is affected.
严重风险 Serious risk	0.76~0.80	不超过阈值的 4 倍 No more than 4 times of the threshold	生态系统结构破坏程度严重, 化肥过量投入引起的风险、危害较难消除, 土壤肥力下降和环境污染严重, “生产-生活-生态”协调发展受到严重阻碍。The damage degree of ecosystem structure is serious. The risks and hazards brought by excessive input of fertilizer are difficult to eliminate, causing the degradation of cultivated land resources and serious environmental pollution. The coordinated development of “production-living-ecology” has been seriously hindered.
紧急风险 Extreme risk	0.81~1.00	超过阈值的 4 倍 Four times greater than the threshold	生态系统结构明显残缺, 化肥过量投入引起的风险、危害难以消除, 土壤肥力下降和环境污染严重, “生产-生活-生态”协调发展不能实现。The structure of ecosystem is obviously incomplete. It is difficult to eliminate the risks and hazards caused by excessive input of fertilizers. The degradation of cultivated land resources and environmental pollution are serious. The coordinated development of “production-living-ecology” cannot be realized.

1.3 情景设计

本文设计了两种化肥施用环境风险变化情景, 一是“延续现状”情景, 二是“政策干预”情景。“延续现状”情景是指以近 16 年的经济、社会和农业生产等情况为基础, 综合模拟化肥施用环境风险变化趋势, 需要指出“延续现状”情景未明确考虑化肥使用量零增长的要求。该情景中, 化肥施用的环境风险受经济发展和社会活动等外部因素影响复杂, 化肥面源污染环境风险变化趋势在时空维度具有不确定性, 且过量的化肥经地表径流等作用污染环境的信息相对贫乏。因此, 以 2000—2015 年的化肥施用环境风险指数, 输入 GM(1, 1)灰色模型实现“延续现状”情景下 2016—2018 年化肥施用环境风险趋势预测。

“政策干预”情景特指考虑化肥使用量零增长行动影响的化肥施用环境风险变化趋势, 通过确定政策对化肥施用量、肥料利用率、耕地面积和复种指数等基础数据的影响, 计算 2018 年化肥施用环境风险的情况[式(2)]。该情景首先要确定研究区肥料利用率和化肥施用量的未来变化情况, 而化肥零增长行动中明确要求: 2019 年前, 主要农作物肥料利用率每年提升 1%, 化肥使用量增长率每年不超过 1%。就单质肥利用率来看, 2005—2013 年全国三大粮食作物的氮、磷、钾肥利用率的年均增长速度分别为 0.63%、1.50%和 1.25%[9], 仅氮肥利用率低于以上要求。综上, 假定四川省 2016—2018 年化肥施用能达到政策要求, 且氮、磷、钾肥利用率处于全国平均水平, 取氮、磷、钾肥利用率的年均增长率分别为 1.00%、1.50%和 1.25%。对于单质肥施用增长量, 考虑到 2015 年、2016 年四川省各地氮、磷、钾肥施用比例均未发生明显变化, 说明政策对地区施肥结构存在滞后性影响。初步设定化肥施用量年均增速为 1%, 各单质肥年均施用量增长由各地化肥施用增长总量按 2015 年当地氮、磷、钾肥施用比例分配。此外, 耕地面积和复种指数的未来变化不受化肥零增长行动直接影响, 且 2011—2015 年间各地区耕地面积和复种指数增长趋势稳定, 取各地耕地面积和复种指数在 2011—2015 年间的平均增长水平为耕地面积和复种指数未来的年均增长率。

1.4 灰色预测模型

运用 GM(1, 1)灰色模型对四川省化肥施用环境风险指数进行趋势预测, 其优势为[30]: 1)模型预测精度和可信性能够检验; 2)少量样本即可进行预测; 3)针对外部影响不确定和信息不充分的条件下, 仍能根据灰色系统进行预测和模拟。其核心预测思路为: 将需进行预测的原始序列采用 1 次累加(1-AGO)生成新的累加序列, 并通过微分方程求解拟合参数, 最终得到 GM(1, 1)灰色模型如下[31]:

$$\hat{x}^{(1)}(t+1)=\left[x^{(0)}(1)-\frac{u}{a}\right]\mathrm{e}^{-a\cdot t}+\frac{u}{a} \tag{3}$$

式中: $\hat{x}^{(1)}(t+1)$为新生成的累加序列第 t+1 项的预测值, $x^{(0)}(1)$为原始序列中第 1 项的数据值, $-a$ 为发展系数, u 是灰作用量。

$$\hat{x}^{(0)}(t+1)=\hat{x}^{(1)}(t+1)-\hat{x}^{(1)}(t) \tag{4}$$

式中: $\hat{x}^{(0)}(t+1)$为原始序列第 t+1 项的所求预测值, 而 $\hat{x}^{(1)}(t)$ 是累加序列的第 t 项数据预测值。

GM(1, 1)灰色模型的预测精度是否可信, 还需要通过后验差检验, 即对方差比和小残差概率的统计值进行确定(表 2)。

表 2 灰色预测精度的后验差检验判别表

Table 2 After-test residue checking distinguish list of accuracy about grey prediction

方差比 Variance ratio	小残差概率 Probability of residual error	预测精度 Accuracy of results
>0.65	<0.70	不合格 Unqualified
<0.65	>0.70	基本合格 Basically qualified
<0.50	>0.80	合格 Qualified
<0.35	>0.95	优 Excellent

2 结果与分析

2.1 四川省化肥施用时空分异特征

2.1.1 化肥施用时间变化

改革开放以来, 四川省化肥施用量逐年递增。1980 年全省化肥施用量为 80.4 万 t, 2000 年达到 212.6 万 t, 年均增长率达 8.2%。至 2000 年, 四川化肥施用强度达 476.3 kg·hm^{-2}, 约为中国生态市建设的化肥施用强度标准的 2 倍。2000—2015 年, 四川省施肥总量逐年增加的趋势得到抑制, 保持在 208.4 万~252.8 万 t(图 2a)。其中, 氮、磷、钾肥施用量基本趋于稳定, 复合肥用量有所增加。2006 年发布的《四川省农田水利基本建设总体规划纲要(2006—2020 年)》, 明确了加大推广测土施肥、改善化肥施用结构的任务目标[32]。由此, 氮、磷、钾化肥施用结构逐步调整, 从 2000 年的 1∶0.40∶0.17 调整为 2015 年的 1∶0.48∶0.27。

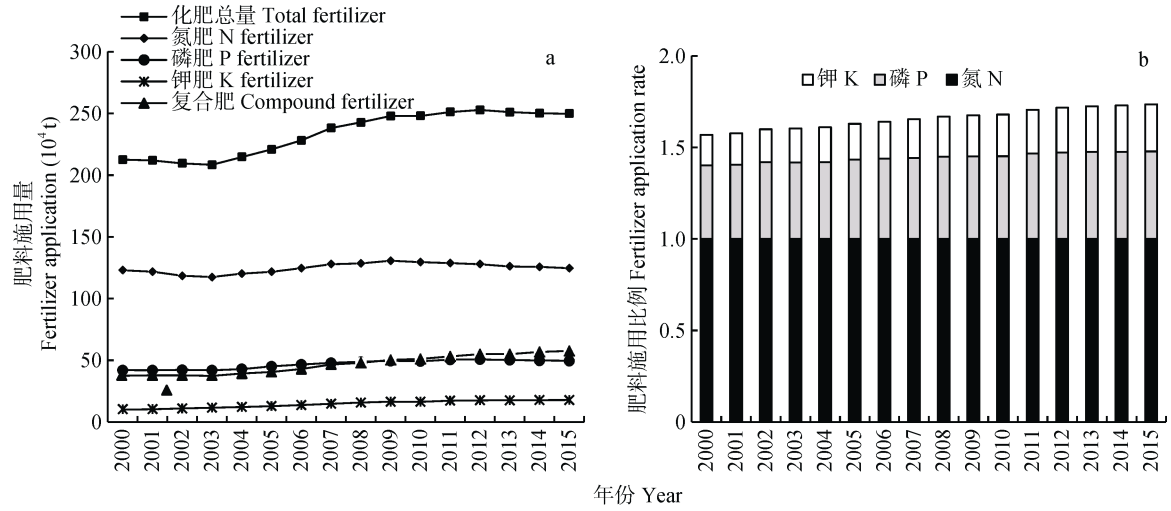

图 2 2000—2015 年四川省化肥施用情况

Fig. 2 Variations of fertilizers application in Sichuan Province during 2000–2015

2.1.2 化肥施用空间差异

从表 3 可知, 四川省 2015 年化肥施用强度为 376.63 kg·hm^{-2}, 耕地复种指数达 1.37。首先, 以中国生态文明市建设中提出的施用强度不超过 250 kg·hm^{-2} 为准, 仅资阳、宜宾、凉山彝族自治州、甘孜藏族自治州和阿坝藏族羌族自治州达到要求, 达标率为 23.81%, 成都平原、川南和川东北经济区化肥施用强度拉高了全省平均水平。这是由于成都平原、川东北地区农业人口密度更大, 农业基础设施完善, 水资源丰富, 农业生产强度更大; 而川南地区大量种植水果蔬菜等经济作物, 普遍追求高产, 化肥施用强度提高。其次, 各市(州)化肥施用强度的变异系数为 43.69%, 表明区域间化肥施用状况差异明显。德阳市施肥强度最高, 为 756.85 kg·hm^{-2}; 甘孜藏族自治州施肥强度最低, 为 31.97 kg·hm^{-2}, 区域间施肥强度极值差达 23 倍。第三, 就氮磷钾肥施用结构来看, 以全国氮磷钾施用结构比例 1∶0.49∶0.42 为参照, 四川省氮肥施用偏高, 占化肥

表 3 2015 年四川省各市(州)化肥使用强度和耕地复种指数

Table 3 Fertilization intensity and multiple cropping index in each city (prefecture) of Sichuan Province in 2015

发展区划 Development division	市(州) City (prefecture)	施氮强度 Nitrogen intensity (kg·hm^{-2})	施磷强度 Phosphorus intensity (kg·hm^{-2})	施钾强度 Potassium intensity (kg·hm^{-2})	总强度 Chemical fertilizer intensity (kg·hm^{-2})	氮磷钾比例 N∶P∶K	耕地复种指数 Multiple cropping index
成都平原经济区 Chengdu Plain Economic Zone	成都市 Chengdu	172.38	109.99	79.15	361.77	1∶0.64∶0.46	2.13
	德阳市 Deyang	452.40	193.85	110.60	756.85	1∶0.43∶0.24	1.84
	绵阳市 Mianyang	267.72	164.32	59.79	491.83	1∶0.61∶0.22	1.49
	乐山市 Leshan	227.69	88.80	43.00	359.49	1∶0.39∶0.19	1.31
	眉山市 Meishan	301.52	148.21	159.37	609.50	1∶0.49∶0.53	1.80
	资阳市 Ziyang	134.26	54.12	14.87	203.47	1∶0.40∶0.11	1.20
	遂宁市 Suining	305.12	147.82	76.19	529.13	1∶0.48∶0.25	1.52
	雅安市 Ya'an	289.18	115.08	99.25	503.51	1∶0.40∶0.34	1.70
川南经济区 South Sichuan Economic Zone	自贡市 Zigong	227.22	144.09	68.81	440.59	1∶0.63∶0.30	1.44
	泸州市 Luzhou	154.83	75.42	39.86	270.11	1∶0.49∶0.26	1.18
	内江市 Neijiang	314.32	121.28	29.50	464.74	1∶0.39∶0.09	1.63
	宜宾市 Yibin	90.43	53.11	35.06	178.60	1∶0.59∶0.39	1.12
川东北经济区 Northeast Sichuan Economic Zone	广元市 Guangyuan	186.82	88.31	46.99	322.11	1∶0.47∶0.25	1.21
	南充市 Nanchong	243.60	127.88	47.11	418.59	1∶0.52∶0.19	1.70
	广安市 Guang'an	233.88	86.99	33.36	354.23	1∶0.37∶0.14	1.59
	达州市 Dazhou	253.73	90.84	53.75	398.32	1∶0.36∶0.21	1.50
	巴中市 Bazhong	248.12	113.85	75.04	436.70	1∶0.46∶0.30	1.39

表 3　续

发展区划 Development division	市(州) City (prefecture)	施氮强度 Nitrogen intensity ($kg \cdot hm^{-2}$)	施磷强度 Phosphorus intensity ($kg \cdot hm^{-2}$)	施钾强度 Potassium intensity ($kg \cdot hm^{-2}$)	总强度 Chemical fertilizer intensity ($kg \cdot hm^{-2}$)	氮磷钾比例 N∶P∶K	耕地复种指数 Multiple cropping index
攀西经济区 Panxi Economic Zone	攀枝花市 Panzhihua	192.13	97.40	97.40	386.92	1∶0.51∶0.51	0.90
	凉山彝族自治州 Liangshan Yi Autonomous Prefecture	128.67	66.66	40.31	235.64	1∶0.52∶0.31	1.19
川西北生态经济区 Northwest Sichuan Eco-economic Zone	甘孜藏族自治州 Ganzi Tibetan Autonomous Prefecture	24.86	5.49	2.58	31.97	1∶0.22∶0.10	0.83
	阿坝藏族羌族自治州 Aba Tibetan and Qiang Autonomous Prefecture	79.59	53.33	22.29	155.21	1∶0.67∶0.28	0.97
全省 Province	2015 年平均值 Average in 2015	215.64	102.23	58.78	376.63	1∶0.48∶0.27	1.37

总量的 57%, 成都、绵阳和自贡等城市的氮肥施用比例更高。而各市(州)的磷肥、钾肥比例整体偏低, 分别占 28%、15%, 说明氮肥在当地农业生产中占重要地位。

2.2　四川省化肥施用环境风险测度

由化肥施用污染的环境风险评价模型[式(1)]计算得出, 2015 年四川省化肥施用的环境总风险指数为 0.68, 处于中等风险水平。除甘孜藏族自治州外, 其余 20 个市(州)化肥施用的环境总风险程度集中于低度风险至严重风险区间内。成都平原、川南和川东北区域风险程度多为中等风险, 且中等风险区域聚集连片(图 3)。德阳和攀枝花风险程度最高, 为严重风险。氮磷钾 3 类单质肥施用环境风险指数为 0.69(中等风险)、0.72(中等风险)和 0.46(安全)。与化肥总风险分布接近, 氮肥的风险程度分布在安全至严重风险区间, 德阳、遂宁、内江和攀枝花为严重风险状态; 而中等风险区域占全省的比例最高, 为 47.62%。区域内磷肥施用的环境风险集中于中等风

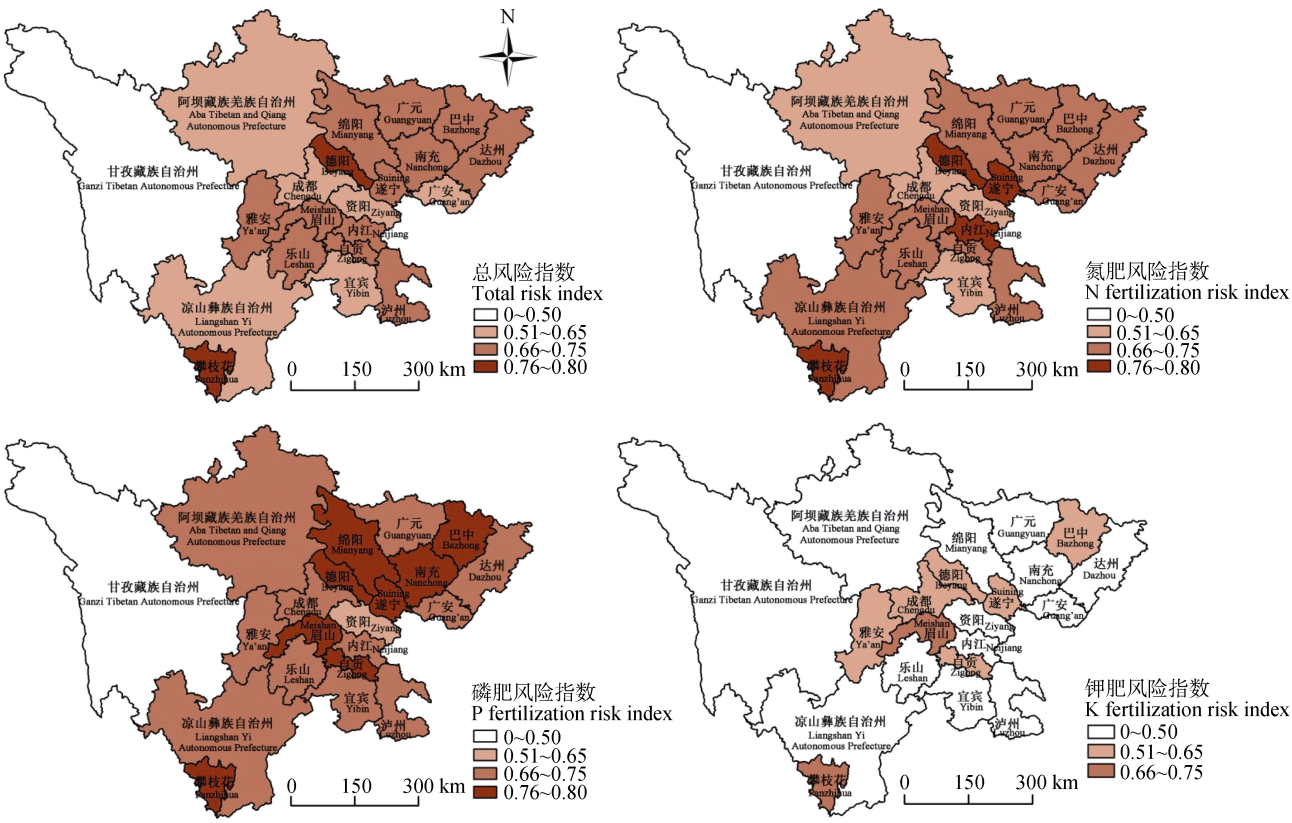

图 3　2015 年四川省化肥施用环境风险指数的空间分布

Fig. 3　Spatial distribution of environmental risks of total fertilizers and nitrogen, phosphorus, potash fertilizers application of Sichuan Province in 2015

险或严重风险状态, 占全省的 90.48%, 由川东北向川南呈面状分布。钾肥的面源污染风险范围在安全和中等风险之间, 轻度风险区主要位于成都平原, 眉山和攀枝花为中等风险, 其余 13 个市(州)为安全状态。综上所述, 四川省的氮、磷肥施用环境风险高于钾肥, 且在空间分布上均呈现成都平原、川南和川东北整体风险偏高的特征。

化肥过量施用污染环境的风险已在四川省开始显现。2013 年四川省完成首次土壤污染状况调查, 结果表明, 耕地土壤的样点污染超标情况达 34.3%, 重金属镉是全省耕地土壤中主要的无机污染物。相关研究表明[33], 工业、矿业生产与大气沉降综合作用对土壤镉污染影响显著, 而成土母质、河流沉积和农业生产(农药、化肥施用)也是土壤镉污染的可能来源。以成都平原主要粮食生产基地崇州市为例, 有研究对崇州市农地土壤镉含量进行分析指出, 崇州农田土壤样品镉含量超标率达 30.43%, 平均含量为 0.33 mg·kg^{-1}, 已超出国家土壤环境质量二级标准 10%(GB 15618—2008)[34]。其中, 种植园艺植物的农地土壤镉含量平均值为 0.39 mg·kg^{-1}, 远超蔬菜地、水稻-其他作物轮作等农地利用方式, 这与园地内种植灌木和高大乔木, 其化肥、农药施用量远高于其他农地存在密切关系。

近年来, 化肥不合理或过量施用致使四川地区农村地下水、井水硝酸盐含量超标的情况受到关注。微观尺度报道中, 绵阳盐亭县林山乡的典型农业生产区内, 靠近蔬菜地(化肥施用水平高于其他农地)的塘边井的井水硝态氮含量全年平均值为 11.26 mg·L^{-1}, 最高达 14.23 mg·L^{-1}, 显著高于邻近区域井水中硝态氮含量(4.76 mg·L^{-1})[35]; 乡镇小流域监测研究中, 雅安市雨城区的地下水水质监测报道表明, 雨城区地下水硝态氮含量抽样合格率仅为 60%, 而陇西乡、对岩镇和北郊乡等 4 个农业生产集中乡镇的地下水硝态氮含量为 20 mg·L^{-1}, 严重超出国家生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)规定的硝酸盐含量标准上限(以氮计, 10 mg·L^{-1})[36]。饮用水硝酸盐超标对人体健康有密切影响。有研究报道[37] 2001—2008 年浙江某食道癌频发村落, 食道癌死亡率超过全国平均水平的 26 倍。调查表明, 该村不存在工业污染影响, 而化肥、农药施用造成村落地表水污染, 致使饮用水亚硝酸、硝酸盐含量超标, 成为该村食道癌频发的主要诱因。可见, 四川省化肥过量施用对省域内生态系统安全和人民身体健康存在较大风险危害, 应当对化肥施用的环境风险问题加以重视。

2.3 不同情景下的化肥施用环境风险变化趋势分析

化肥施用环境风险情况依据成都平原经济区、川南经济区、川东北经济区、攀西经济区、川西北生态经济区的区划进行描述。延续现状情景按照 2015 年化肥面源污染的环境风险的评估方法, 逐年计算 2000—2015 年间的区域化肥施用环境风险总指数。利用上述年份风险指数结果, 构建 GM(1, 1)模型, 对延续现状情景下四川省 2016—2018 年化肥施用的环境风险情况进行模拟预测。而政策干预情景则根据 2016—2018 年各地区基础数据的变化趋势设定, 直接采用化肥施用环境风险评价方法, 计算研究区 2016—2018 年化肥施用环境风险情况。

延续现状情景的预测模型结果及精度检验如表 4 所示。从模型残差检验结果看, 各地区的平均相对误差均小于 1%, 说明预测结果精度较高, 不需要进行残差修正; 由后验差检验可知, 各区域预测模型均达到方差比小于 0.5, 且小残差概率大于 0.8 的合格状态。除攀西经济区外, 其他区域的检验结果均为好或很好。模型拟合精度达到标准要求, 可使用该模型进行预测。

表 4 延续现状情景下四川省不同区域化肥施用环境风险指数的灰色预测模型

Table 4 Grey prediction models of environmental risk index of fertilizer application in extending scenario in different areas of Sichuan Province

地区 Area	预测模型 Predictive model	平均相对误差 Average relative error (%)	方差比 Variance ratio	小残差概率 Probability of residual error
成都平原经济区 Chengdu Plain Economic Zone	$x(t+1)=166.722e^{0.004t}-166.082$	0.86	0.34	0.82
川南经济区 South Sichuan Economic Zone	$x(t+1)=15.790e^{0.021t}-15.433$	0.74	0.35	0.83
川东北经济区 Northeast Sichuan Economic Zone	$x(t+1)=148.501e^{0.004t}-147.863$	0.49	0.31	0.88
攀西经济区 Panxi Economic Zone	$x(t+1)=105.720e^{0.006t}-105.141$	1.00	0.40	0.80
川西北生态经济区 Northwest Sichuan Eco-economic Zone	$x(t+1)=15.793e^{0.050t}-15.432$	0.12	0.14	1.00

延续现状情景下, 四川省各区域化肥施用环境风险指数模拟结果显示(图 4), 按照 2000—2015 年的经济、社会发展态势, 如无明确考虑化肥使用量零增长行动影响, 预计四川省各地区的 2018 年化肥风险指数在 0.48~0.69 范围内。成都平原经济区和川东北经济区风险指数较高, 均为 0.69, 仍处于中等风险状态。而川西北生态经济区的风险指数为 0.48, 仍处于生态安全的优势地位。总的来说, 与 2015 年的风险情况比较, 各区域 2018 年化肥施用的环境风险预计会有不同程度增加。这表明在缺少考虑化肥零增长行动影响的条件下, 全省的环境风险整体控制在中等风险水平, 但化肥施用引起的环境风险问题未得到明显改善。

在 2015 年开展化肥使用量零增长行动以来, 四川省陆续采取了一系列化肥减量增效的政策措施, 包括加强高标准农田建设, 扩大测土配方施肥推广面积和水肥一体化技术等。政策干预情景模拟这些措施充分执行, 确保完成化肥使用量零增长行动的基本目标条件下研究各地化肥施用环境风险变化趋势。以关键时间点 2018 年来看, 四川省各区域化肥施用环境风险指数处于 0.44~0.66。与 2015 年开始执行化肥使用量零增长行动的结果比较, 各区化肥施用环境风险存在不同程度降低。其中, 川东北经济区化肥施用环境风险指数下降最为明显, 降幅达 4.24%; 而降幅速度最低的川西北生态经济区, 降幅也达 1.13%(图 4)。以上结果表明, 在完成化肥减量增效的任务要求情况下, 2018 年四川省各地区的化肥施用环境风险均存在降低潜力, 且考虑到部分地区实际的化肥减量工作完成量存在超过减量要求的可能, 因此研究区 2018 年的化肥施用环境风险指数降幅速度可能会大于政策干预情景模拟结果。

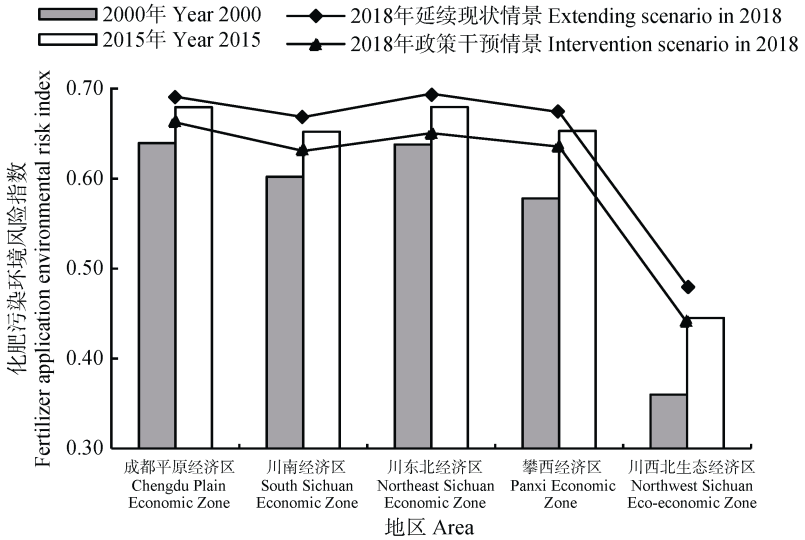

图 4　2000—2018 年四川省不同地区化肥施用环境风险指数

Fig. 4　Environmental risk indexes of fertilizer application in different areas of Sichuan Province from 2000 to 2018

3　讨论与结论

3.1　讨论

化肥施用生态安全阈值参数设置关系到化肥施用环境风险评估结果的科学性, 本文选取氮、磷、钾肥施用的生态安全阈值分别为 120 kg·hm^{-2}、60 kg·hm^{-2} 和 60 kg·hm^{-2}, 化肥施用生态安全阈值 240 kg·hm^{-2}。2000—2015 年四川省水稻、小麦、玉米和油菜的播种面积占全省农作物播种面积比例年均为 53%, 依据以上作物的肥料推荐施用量和播种面积整理来看[27-28], 在目标产量条件下, 四川省主要农作物的氮、磷、钾肥年均适宜施用总量分别为 8.31×10^5 t、3.80×10^5 t 和 3.50×10^5 t, 氮磷钾肥配施比例为 1∶0.45∶0.42, 与氮、磷、钾肥施用的生态安全阈值比例 1∶0.5∶0.5 基本接近(表 5)。与相关研究结果对比, 本文设计的四川省化肥施用生态安全阈值略低于山东、江苏和安徽等地的阈值标准(250 kg·hm^{-2})[23,25], 也低于四川地区水稻和玉米目标产量下的化肥施用推荐量, 但将四川省的生态安全阈值适当降低有其合理之处。其一, 2014 年国家生态文明建设村镇的化肥施用强度标准由 250 kg·hm^{-2} 下调至 220 kg·hm^{-2}, 说明国家层面的化肥施用总量管理确有更为严格的趋势; 其二, 已有研究表明, 保证生态适宜的作物施肥量要明显低于经济适宜的推荐施肥量, 如骆世明[38]建议, 生态农业建设应考虑将作物高产的施肥推荐量中, 氮肥推荐施用量减少 20%作为标准, 参照此观点, 四川省主要农作物的化肥施用生态适宜量(表 5)

平均水平接近 240 kg·hm^{-2}; 其三, 化肥施用的生态安全阈值适度降低, 有利于直接启示、警醒甚至倒逼农业生产过程中减少化肥投入, 增加作物营养来源方式、提高化肥利用率以保证化肥减量和粮食安全的平衡。综上, 研究设计的四川省化肥施用生态安全阈值, 对四川省化肥施用总量控制和宏观管理有一定借鉴意义。但受数据获取的限制, 阈值参数未充分考虑四川省各市(州)种植结构和土壤肥力等因素的地区差异; 依托更详细的土壤肥力和农业种植数据, 实施县域尺度阈值调整值得深入关注。

表 5 四川省主要作物化肥推荐施用量

Table 5 Recommended application rates of chemical fertilizers for major crops in Sichuan Province

农作物 Crop	氮肥推荐用量 Optimal regional N fertilizer rate (kg·hm^{-2})	磷肥推荐用量 Optimal regional P fertilizer rate (kg·hm^{-2})	钾肥推荐用量 Optimal regional K fertilizer rate (kg·hm^{-2})	化肥施用推荐量 Fertilizer application recommendation (kg·hm^{-2})	化肥施用生态适宜量 Ecological rate of fertilizer application (kg·hm^{-2})	氮磷钾推荐比例 Suitable proportion of N, P and K	2000—2015 年平均播种面积 Average sown area in 2000–2015 (10^4 hm^2)
水稻[27] Rice[27]	159.0	81.0	72.5	312.5	280.7	1∶0.51∶0.46	200.48
玉米[28] Maize[28]	184.0	80.0	60.0	324.0	287.2	1∶0.44∶0.32	128.19
小麦[39] Wheat[39]	138.0	57.5	38.0	233.5	205.9	1∶0.42∶0.28	128.09
油菜[40] Oilseed rape[40]	113.0	47.0	90.0	250.0	227.4	1∶0.42∶0.80	88.24

化肥施用生态适宜量以化肥施用推荐量扣除 20%的氮肥推荐用量计算得出。各作物化肥施用推荐量来自相应的文献。The ecological rate of fertilizer application is equal to the recommended rate minus 20% of the optimal regional rate of nitrogen fertilizer application. The recommended application rates of fertilizers for major crops come from literatures.

从已有的化肥风险评价研究来看, 四川地区的化肥施用环境风险指数低于山东、安徽和江苏地区[23,25-26], 主要原因是四川地区的化肥施用强度整体低于以上地区, 这与在中国省域尺度展开的化肥施用环境风险的省域排序结果保持一致[22]。山东、安徽和江苏等地化肥施用污染环境的风险指数均在逐年递增[23,26]。本文也认为, 四川省化肥施用强度和环境风险指数存在整体随时间增加的趋势, 这与其他地区化肥施用强度和环境风险上升的因素有共同点, 如化肥产量上升和生产成本逐渐下降, 以及农业税免征和粮食补贴政策, 使农户的化肥购买力增加。同时也有区域内自身原因: 首先, 四川省的坡耕地面积达 5.49×10^6 hm^2, 占全省耕地总面积的 83.07%[41]。而坡耕地受地表径流作用强烈, 化肥流失严重, 使得化肥投入量增加, 化肥施用的环境风险相应提高。其次, 四川长期以来都是劳动力输出大省, 而留在农村的农户文化水平不高。四川省的农业技术推广调研指出[42], 农户(尤其以贫困地区)低教育水平使农业技术推广开展效果降低, 农户盲目追加化肥投入还较为普遍。其三, 近年来, 四川省油料、蔬菜和水果等农户习惯用肥量较大的经济作物播种面积增长明显, 截至 2015 年, 水果、蔬菜和油料种植面积分别为 61 万 hm^2、135 万 hm^2 和 130 万 hm^2, 较 2005 年分别增长 33%、36%和 19%。在追求高产的驱动下, 区域内水果、蔬菜、油料等作物化肥过量施用问题不断扩大, 也导致研究区化肥施用环境风险增加。

本文对延续现状和政策干预情景的四川省化肥施用环境风险结果对比表明, 充分执行化肥使用量零增长行动可抑制四川省化肥施用引起的环境风险增加。利用 2016 年的实际数据, 计算出四川各区域 2016 年的化肥施用环境风险指数(表 6), 与两种模拟情景结果比较表明: 1)实际情况和政策干预情景的化肥施用环境风险指数均低于延续现状情景, 说明充分执行化肥使用量零增长行动存在对化肥施用环境风险的抑制效应; 2)2016 年四川部分地区实际的化肥施用环境风险指数略低于政策干预情景的模拟结果, 如成都平原经济区、川南经济区。这主要由于在其他因素基本接近的情况下, 成都平原经济区和川南经济区 2016 年实际的化肥减量工作超过了政策干预情景的化肥减量设定目标值, 从而使 2016 年实际的化肥施用环境风险指数进一步降低。

综上, 依据四川省化肥施用环境风险的现状及变化趋势, 研究区化肥施用的环境风险仍处于中等风险水平。因此, 笔者建议政府部门从以下 4 方面出发, 进一步控制化肥施用的环境风险: 1)巩固化肥面源污染的监管体系, 适度加强对成都平原经济区和川东北经济区化肥面源污染管控, 以防止上述区域化肥施用环境风险进一步增加; 2)深入推进测土配方施肥工作, 优化氮、磷、钾肥施用量, 尤其关注乐山、内江等地区

钾肥施用比例明显偏低的问题; 3)加大水肥一体化、秸秆还田和缓控施肥等技术的推广范围, 以逐步提高氮肥和磷肥利用率, 防控研究区氮肥、磷肥施用过量问题; 4)加强顶层设计与基础宣传, 继续推动中国土壤污染防治法的制定, 加大土壤污染和环境保护宣传投入, 提高农户科学施肥、保护生态的意识。

表 6　四川省各地区 **2016** 年不同情景下的化肥施用环境风险指数结果检验

Table 6　Results of environmental risk indexes of fertilizer application under different scenarios in each area of Sichuan Province in 2016

地区 Area	实际值 Actual value	延续现状情景预测值 Predictive value of extending scenario	政策干预情景预测值 Predictive value of intervention scenario
成都平原经济区 Chengdu Plain Economic Zone	0.67	0.69	0.68
川南经济区 South Sichuan Economic Zone	0.64	0.66	0.65
川东北经济区 Northeast Sichuan Economic Zone	0.67	0.69	0.67
攀西经济区 Panxi Economic Zone	0.65	0.67	0.64
川西北生态经济区 Northwest Sichuan Eco-economic Zone	0.44	0.46	0.44

2016 年环境风险指数实际值的计算中, 氮、磷、钾肥的利用率年均增长速度参照政策干预情景设定值。In 2016, the annual average growth rate of nitrogen, phosphorus and potassium utilization rate was calculated according to the setting value of fertilizer utilization rate in intervention scenario.

3.2　结论

1)2000—2015 年四川省化肥施用总量呈现增长趋势, 肥料结构以氮肥为主, 钾肥普遍偏低, 且不同地区的化肥施用强度存在差异, 其中德阳市 2015 年的化肥施用强度 756.85 kg·hm^{-2}, 达到我国生态市县建设化肥施用标准的 3 倍多, 属于严重超标区域。

2)四川省 2015 年化肥施用的环境总风险指数为 0.69, 呈中等风险状态, 但德阳和攀枝花为严重风险。氮、 磷、钾肥施用污染环境风险状况中, 仅有钾肥施用处于安全状态。氮肥和磷肥施用的环境风险为中等, 且在成都平原、川南和川东北经济区的环境风险分布呈现聚集性。

3)化肥使用零增长行动对四川省化肥施用环境风险下降具有促进效应。与延续现状情景相比, 在完成化肥使用零增长行动的任务规划前提下, 2016—2018 年政策干预情景的四川省化肥施用环境风险逐年下降。其中, 川东北经济区化肥施用环境风险指数下降最为明显, 降幅达 4.24%。

参考文献 References

[1] 李小云, 杨宇, 刘毅. 中国人地关系演进及其资源环境基础研究进展[J]. 地理学报, 2016, 71(12): 2067–2088
LI X Y, YANG Y, LIU Y. Research progress in man-land relationship evolution and its resource-environment base in China[J]. Acta Geographica Sinica, 2016, 71(12): 2067–2088

[2] 程锋, 王洪波, 郧文聚. 中国耕地质量等级调查与评定[J]. 中国土地科学, 2014, 28(2): 75–82
CHENG F, WANG H B, YUN W J. Study on investigation and assessment of cultivated land quality grade in China[J]. China Land Sciences, 2014, 28(2): 75–82

[3] 朱兆良, 金继运. 保障我国粮食安全的肥料问题[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(2): 259–273
ZHU Z L, JIN J Y. Fertilizer use and food security in China[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2013, 19(2): 259–273

[4] 骆世明. 农业生态转型态势与中国生态农业建设路径[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(1): 1–7
LUO S M. Agroecology transition and suitable pathway for eco-agricultural development in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(1): 1–7

[5] 白由路. 我国肥料产业面临的挑战与发展机遇[J]. 植物营养与肥料学报, 2017, 23(1): 1–8
BAI Y L. Challenges and opportunities of fertilizer industry in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2017, 23(1): 1–8

[6] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2016[M]. 北京: 中国统计出版社, 2016: 58−60
National Bureau of Statistics of the People's Republic of China. China Statistical Yearbook 2016[M]. Beijing: China Statistics Press, 2016: 58−60

[7] GU B J, JU X T, CHANG J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, 112(28): 8792–8797

[8] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策Ⅰ. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. 中国农业科学, 2004, 37(7): 1008–1017
ZHANG W L, WU S X, JI H J, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies Ⅰ. Estimation of agricultural non-point source pollution in China in early 21 Century[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37(7): 1008–1017

[9] 农业部种植业管理司. 农业部关于印发《到 2020 年化肥使用量零增长行动方案》和《到 2020 年农药使用量零增长行动方案》的通知[EB/OL]. 中华人民共和国农业部. [2015-03-18]. http://jiuban.moa.gov.cn/zwllm/tzgg/tz/201503/t20150318_4444765.htm
Crop Management Division of Agriculture Ministry. Notice of the Ministry of Agriculture on printing and distributing the "Action Plan for Zero Growth of Chemical Fertilizer Usage

by 2020" and "Action Plan for Zero Growth of Pesticide Use by 2020"[EB/OL]. Ministry of Agriculture of the People's Republic of China. [2018-03-18]. http://jiuban.moa.gov.cn/zwllm/tzgg/tz/201503/t20150318_4444765.htm

[10] 杨林章, 冯彦房, 施卫明, 等. 我国农业面源污染治理技术研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(1): 96–101
YANG L Z, FENG Y F, SHI W M, et al. Review of the advances and development trends in agricultural non-point source pollution control in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(1): 96–101

[11] 李颖, 王康, 周祖昊. 基于 SWAT 模型的东北水稻灌区水文及面源污染过程模拟[J]. 农业工程学报, 2014, 30(7): 42–53
LI Y, WANG K, ZHOU Z H. Simulation of drainage and agricultural non-point source pollutions transport processes in paddy irrigation district in North-East China using SWAT[J]. Transactions of the CSAE, 2014, 30(7): 42–53

[12] 涂宏志, 侯鹰, 陈卫平. 基于 AnnAGNPS 模型的苇子沟流域非点源污染模拟研究[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(7): 1345–1352
TU H Z, HOU Y, CHEN W P. Simulation of non-point source pollution in Weizigou watershed with AnnAGNPS model[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(7): 1345–1352

[13] 耿润哲, 张鹏飞, 庞树江, 等. 不同气候模式对密云水库流域非点源污染负荷的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(22): 240–249
GENG R Z, ZHANG P F, PANG S J, et al. Impact of different climate change scenarios on non-point source pollution losses in Miyun Reservoir watershed[J]. Transactions of the CSAE, 2015, 31(22): 240–249

[14] 付永虎, 刘黎明, 任国平, 等. 平原河网地区非点源污染风险差异化分区防控研究[J]. 长江流域资源与环境, 2017, 26(5): 713–722
FU Y H, LIU L M, REN G P, et al. Differentiating spatial counter measure oriented to non-point source pollution risk in plain river network region[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2017, 26(5): 713–722

[15] 高会然, 沈琳, 刘军志, 等. 中国南方丘陵区非点源污染过程模拟研究进展[J]. 地球信息科学学报, 2017, 19(8): 1080–1088
GAO H R, SHEN L, LIU J Z, et al. Review on the simulation of non-point source pollution in the Hilly region of Southern China[J]. Journal of Geo-information Science, 2017, 19(8): 1080–1088

[16] 王磊, 香宝, 苏本营, 等. 京津冀地区农业面源污染风险时空差异研究[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(7): 1254–1265
WANG L, XIANG B, SU B Y, et al. Spatial-temporal variation of agricultural non-point source pollution risk in Beijing-Tianjin-Hebei Region, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, 36(7): 1254–1265

[17] 罗遵兰, 吕凤春, 孙光, 等. 漳卫南流域种植业非点源污染径流流失评估及防治策略[J]. 干旱区资源与环境, 2014, 28(10): 145–150
LUO Z L, LYU F C, SUN G, et al. Evaluation and prevention strategy of non-point source pollution runoff loss for farming in Zhangweinan river basin[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2014, 28(10): 145–150

[18] 刘俏, 张丽萍, 胡响明, 等. 红壤丘陵区经济林坡地氮磷流失特征[J]. 水土保持学报, 2014, 28(3): 185–190
LIU Q, ZHANG L P, HU X M, et al. Losses characteristics of nitrogen and phosphorus of economic forest in the slope of red soil hilly region of South China[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2014, 28(3): 185–190

[19] 马东, 杜志勇, 吴娟, 等. 强降雨下农田径流中溶解态氮磷的输出特征——以崂山水库流域为例[J]. 中国环境科学, 2012, 32(7): 1228–1233
MA D, DU Z Y, WU J, et al. Characterization of dissolved nitrogen and phosphorus transportation in farmland runoff under heavy rain — Take Laoshan Reservoir watershed as example[J]. China Environmental Science, 2012, 32(7): 1228–1233

[20] 冯小杰, 郑子成, 李廷轩. 紫色土区坡耕地玉米季地表径流及其氮素流失特征[J]. 水土保持学报, 2017, 31(1): 43–48
FENG X J, ZHENG Z C, LI T X. Characteristics of runoff and nitrogen loss in sloping cropland of purple soil during corn growing season[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2017, 31(1): 43–48

[21] 陈成龙, 高明, 倪九派, 等. 三峡库区小流域不同土地利用类型对氮素流失影响[J]. 环境科学, 2016, 37(5): 1707–1716
CHEN C L, GAO M, NI J P, et al. Nitrogen losses under the action of different land use types of small catchment in Three Gorges Region[J]. Environmental Science, 2016, 37(5): 1707–1716

[22] 刘钦普. 中国化肥投入区域差异及环境风险分析[J]. 中国农业科学, 2014, 47(18): 3596–3605
LIU Q P. Distribution of fertilizer application and its environmental risk in different provinces of China[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2014, 47(18): 3596–3605

[23] 刘钦普, 林振山, 周亮. 山东省化肥使用时空分异及潜在环境风险评价[J]. 农业工程学报, 2015, 31(7): 208–214
LIU Q P, LIN Z S, ZHOU L. Spatio-temporal differentiation and environmental risk assessment of fertilization in Shandong Province, China[J]. Transactions of the CSAE, 2015, 31(7): 208–214

[24] 房珊琪, 杨珺, 强艳芳, 等. 南水北调中线工程水源地化肥施用时空分布特征及其环境风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1): 124–136
FANG S Q, YANG J, QIANG Y F, et al. Distribution and environmental risk assessment of fertilizer application on farmland in the water source of the middle route of the South-to-North Water Transfer Project[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(1): 124–136

[25] 刘钦普. 江苏氮磷钾化肥使用地域分异及环境风险评价[J]. 应用生态学报, 2015, 26(5): 1477–1483
LIU Q P. Regional difference of NPK fertilizers application and environmental risk assessment in Jiangsu Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(5): 1477–1483

[26] 刘钦普. 安徽省化肥面源污染环境风险分析[J]. 生态与农

村环境学报, 2015, 31(6): 876–881
LIU Q P. Environmental risk analyses of non-point source pollution from fertilization in Anhui Province, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015, 31(6): 876–881

[27] 吴良泉, 武良, 崔振岭, 等. 中国水稻区域氮磷钾肥推荐用量及肥料配方研究[J]. 中国农业大学学报, 2016, 21(9): 1–13
WU L Q, WU L, CUI Z L, et al. Studies on recommended nitrogen, phosphorus and potassium application rates and special fertilizer formulae for different rice production regions in China[J]. Journal of China Agricultural University, 2016, 21(9): 1–13

[28] 吴良泉, 武良, 崔振岭, 等. 中国玉米区域氮磷钾肥推荐用量及肥料配方研究[J]. 土壤学报, 2015, 52(4): 802–817
WU L Q, WU L, CUI Z L, et al. Basic NPK fertilizer recommendation and fertilizer formula for maize production regions in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2015, 52(4): 802–817

[29] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 915–924
ZHANG F S, WANG J Q, ZHANG W F, et al. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement[J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, 45(5): 915–924

[30] 戴亚南, 贺新光. 长株潭地区生态可持续性[J]. 生态学报, 2013, 33(2): 595–602
DAI Y N, HE X G. Ecological sustainability in Chang-Zhu-Tan Region: a prediction study[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(2): 595–602

[31] 顿耀龙, 王军, 白中科, 等. 基于灰色模型预测的矿区生态系统服务价值变化研究——以山西省平朔露天矿区为例[J]. 资源科学, 2015, 37(3): 494–502
DUN Y L, WANG J, BAI Z K, et al. Changes in Pingshuo opencast mining area ecosystem service values based on grey prediction modeling[J]. Resources Science, 2015, 37(3): 494–502

[32] 四川省人民政府. 四川省人民政府关于印发《四川省农田水利基本建设总体规划纲要(2006—2020 年)》的通知[EB/OL]. 四川省人民政府. [2007-06-10]. http://www.sc.gov.cn/10462/10464/10684/13652/2007/6/10/10369388.shtml
The People's Government of Sichuan Province. Notice of the People's Government of Sichuan Province on printing and distributing the "outline of the master plan for the construction of farmland and water conservancy in Sichuan Province (2006–2020)"[EB/OL]. [2007-06-10]. http://www.sc.gov.cn/10462/10464/10684/13652/2007/6/10/10369388.shtml

[33] 穆叶赛尔·吐地, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清. 天山北坡土壤重金属含量的分布特征及其来源解释[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(7): 883–890
TURDI M, ABUDUWAILI J, JIANG F Q. Distribution characteristics of soil heavy metal content in northern slope of Tianshan Mountains and its source explanation[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(7): 883–890

[34] 李启权, 张少尧, 代天飞, 等. 成都平原农地土壤镉含量特征及来源研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(5): 898–906
LI Q Q, ZHANG S Y, DAI T F, et al. Contents and sources of cadmium in farmland soils of Chengdu Plain, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(5): 898–906

[35] 陈克亮, 朱晓东, 朱波, 等. 川中小流域地下水硝态氮的时空变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(4): 1060–1064
CHEN K L, ZHU X D, ZHU B, et al. Temporal and spatial variation of NO_3^--N pollution in groundwater in small watershed of central Sichuan Basin[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(4): 1060–1064

[36] 田帅, 刘国东, 倪福全. BP 与 GIS 耦合的地下水水质综合分析评价[J]. 水电能源科学, 2012, 30(2): 38–40
TIAN S, LIU G D, NI F Q. Comprehensive assessment of ground water quality based on coupling of BP and GIS[J]. Water Resources and Power, 2012, 30(2): 38–40

[37] 宋明义, 周涛发, 蔡子华, 等. 浙江典型癌症高发区地质环境[J]. 物探与化探, 2010, 34(3): 382–385
SONG M Y, ZHOU T F, CAI Z H, et al. Geological environment of a typical cancer high-incidence area in Zhejiang Province[J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2012, 34(3): 382–385

[38] 骆世明. 中国生态农业制度的构建[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(5): 759–770
LUO S M. Setting up policy system for eco-agriculture in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(5): 759–770

[39] 吴良泉. 基于"大配方、小调整"的中国三大粮食作物区域配肥技术研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2014: 99–105
WU L Q. Fertilizer recommendations for three major cereal crops based on regional fertilizer formula and site specific adjustment in China[J]. Beijing: China Agricultural University, 2014: 99–105

[40] 张福锁, 陈新平, 陈清. 中国主要作物施肥指南[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2009: 70–74
ZHANG F S, CHEN X P, CHEN Q. Fertilizer Recommendations for Agricultural Crops in China[M]. Beijing: China Agricultural University Press, 2009: 70–74

[41] 张丽萍, 朱钟麟, 邓良基. 四川省坡耕地资源及其治理对策[J]. 水土保持通报, 2004, 24(3): 47–49
ZHANG L P, ZHU Z L, DENG L J. Slope cultivated lands and management of Sichuan Province[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2004, 24(3): 47–49

[42] 庄天慧, 余崇媛, 刘人瑜. 西南民族贫困地区农业技术推广现状及其影响因素研究——基于西南 4 省 1739 户农户的调查[J]. 科技进步与对策, 2013, 30(9): 37–40
ZHUANG T H, YU C Y, LIU R Y. Study on the status quo and its influencing factors of the agricultural technology promotion in southwest minority poverty areas: based on a survey of 1739 farmers in southwest of four provinces[J]. Science & Technology Progress and Policy, 2013, 30(9): 37–40