

成都平原典型秸秆循环利用模式的生命周期评价^①

高雪松^{1,2}, 邓良基^{1,2}, 张世熔^{1,2}, 徐安琪^{1,2}

(1 四川农业大学资源学院, 成都 611130; 2 四川农业大学资源与地理信息技术研究所, 成都 611130)

摘要: 运用生命周期评价理论, 对成都平原典型秸秆循环利用模式的环境影响进行评估, 探讨了不同农田生产模式的资源消耗与环境影响特征。结果表明: “稻-(菌废料)-麦”模式(FR 模式)的温室气体排放总 CO₂ 当量为 1.44×10^7 g CO₂-eq, 为 3 种模式中最小值, 而“稻-(秸秆)-麦”模式(CFS 模式)排放量最高; 与传统农田生产模式(CF 模式)比较, CFS 和 FR 两种秸秆循环利用模式的环境酸化潜力, 分别由 6.44×10^4 g SO₂-eq 降至 3.10×10^4 g SO₂-eq 和 1.21×10^4 g SO₂-eq, 分别下降了 51.85% 和 81.21%; CFS 和 FR 模式的水体富营养化潜力相比 CF 模式, 分别降低了 24.21% 和 52.28%。从 CF、CFS 到 FR 模式, 土壤毒性潜力逐渐下降, 但 3 种模式中土壤重金属的残留比例仍然较高。3 种秸秆循环利用模式的农作系统是造成潜在气候变暖、环境酸化、富营养化和土壤毒性的主要环节。由此, “稻-(菌废料)-麦”模式有利于节能减排, 缓解全球气候变暖, 降低环境影响潜力。

关键词: 生命周期评价; 秸秆; 利用模式; 环境影响; 成都平原

中图分类号: F323

近年来, 农业生态系统温室气体排放等环境影响日益受到人们的关注^[1-2]。生命周期评价(简称 LCA)作为评价一个产品系统生命周期所有阶段对环境影响的方法体系^[3], 20 世纪 90 年代以来开始运用于农业领域的环境评估^[4-5], 使得农业资源与环境的定量评价标准化、程序化、科学化。当前对于农业生态系统及其农业发展模式的生命周期评价依然处于探讨阶段, 主要开展了种植业、沼气、水产业生态系统等生命周期环境影响评价^[6-9], 特别是对于不同农业管理模式、种植制度等的生命周期评价较多^[10-12]。有待拓展研究领域与对象, 特别应加强对循环农业、立体农业等复合生态系统的生命周期环境影响评价。成都平原作为中国主要的粮油生产基地之一, 农作物秸秆丰富^[13], 高投入、高产出、高资源消耗的传统种植业系统已导致对农田生态系统资源的过度消耗。鉴于此, 适时构建农田秸秆循环利用技术与模式, 评估其生态功能与环境影响显得尤为重要。本文以成都平原典型的秸秆循环利用模式为例, 应用 LCA 分析和评估不同秸秆循环利用模式的环境影响, 为构建农业资源高效循环利用模式提供依据。

1 研究方法

1.1 研究区概况

研究区域地处成都平原西部大邑县, 位于亚热带湿润季风气候区, 气候温暖湿润, 热量充足, 降水充沛, 境内年平均气温为 16.0, 无霜期多年平均为 284 天, 平均年降水量 1 098.2 mm。大邑县农业种植制度以“稻-麦”轮作为主, 有“中国食用菌之乡”之称, 秸秆“原料化”所占比例较高, 实现了“秸秆-食用菌-(菌废料)-农田”的多级利用和良性循环。

1.2 研究模式界定

本文以成都平原普遍存在的“稻-(秸秆)-麦”(简称“CFS”模式)、“稻-(菌废料)-麦”(简称“FR”模式)两种秸秆循环利用模式为研究对象, 与传统农田生产模式(简称“CF”模式)比较。CFS 模式以秸秆高效还田为目标, 结合轻简高效栽培和免耕技术, 作物收获后秸秆全量还田, 结合抛秧、撒种或机械播种方式, 集成优化“稻-(秸秆)-麦”链接技术。FR 模式结合四川盆地“稻-麦”轮作制度, 大春季种植水稻, 以稻草或麦秆、牛粪、鸡粪、油枯等作为双孢蘑菇种植材料, 标准化菇房种植双孢蘑菇, 菌渣还田小春季种植小麦, 集成了“稻-(菌废料)-麦”链接技术, 实

基金项目: 国家“十二五”科技支撑计划项目(2012BAD14B18)资助。

作者简介: 高雪松(1980—), 男, 博士, 副教授, 主要从事农业资源循环利用研究。E-mail: gxs80@126.com

现了秸秆及菌渣的循环再利用。CF 模式即传统农田生产模式,以施用化肥等为主,秸秆未还田循环利用。

不同农田生产模式下的“稻-麦”轮作农田生态系统包括二个亚系统,即小麦生产亚系统和水稻生产亚系统。功能单位为 1×10^3 kg 作物产量,生命周期的起始边界从农资产品等涉及的矿石和能源开采开始,终止边界为作物种植管理输出农产品和污染物。“稻-(菌废料)-麦”模式中间包括食用菌的生产过程。

1.3 数据来源与处理

1.3.1 试验设计 研究采用系统定位试验与实地调查相结合的方法。系统定位试验在成都市大邑县韩场镇五合村试验田进行($103^{\circ}41'42.9''E$, $30^{\circ}27'22.5''N$)。试验区均为“稻-麦”轮作,供试土壤为长期免耕的淹育型水稻土。水稻(*Oryza sativa* L.)种植品种为冈优 94-11(大田育秧),小麦(*Triticum aestivum* Linn.)种植品种为蓉麦 2 号。

试验共设 3 个处理(表 1): 对照,不施有机肥(CF); 秸秆全量还田(CFS,在 CF 基础上增施秸秆,

秸秆还田量按籽秆比 1:1 计); 菌渣还田量 150%(150% FR,以 CF 施氮量为标准,菌渣含氮量为总量的 150%)。小区面积为 $5 \text{ m} \times 6 \text{ m}$,重复 4 次,随机排列,小区之间筑土埂,并用 6 丝的薄膜相互间隔至犁底层。根据当地水稻(小麦)种植的施肥习惯,各小区施纯氮素 0.28 kg(0.49 kg),而菌渣还田处理中磷、钾肥的用量均按照 CK 中氮、磷、钾的比例(6.22:1:1.2)进行配平。在水稻季,除 $45 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 的钾肥在水稻扬花前施用外,其余无机肥在水稻移栽后立即施入各小区,而秸秆和菌渣在水稻移栽 4 天后施入;在小麦季,除秸秆外所有肥料均在小麦播种前施入各小区,而秸秆则是在小麦播种后施入。所有肥料的施用均为表施。

供试的双孢蘑菇菌废料在大邑县兰田公司食用菌生产菇房中获取,在出完最后一潮双孢菇后,用工具铲去表层泥土,再将剩下的菌渣下架,于阴凉干燥处堆存备用。水稻种植株距 \times 行距为 $13.3 \text{ cm} \times 26.7 \text{ cm}$,每穴 3 苗,在水稻生长过程中各小区均为独立灌排;小麦按 $135 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 麦种均匀播撒。

表 1 试验处理小区施肥量(kg/hm^2)
Table 1 Fertilization treatments

处理	水稻					小麦				
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	菌渣*	麦秆*	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	菌渣*	稻秆*
CF	93.3	15.0	63.0	-	-	163.3	26.3	31.5	-	-
CFS	93.3	15.0	63.0	-	6 750	163.3	26.3	31.5	-	8 250
FR	-	17.2	50.7	9 533	-	-	28.5	6.9	10 113	-

注:* 为干重。

1.3.2 调查项目与方法 温室气体:采用静态箱/气相色谱法自水稻移栽和小麦播种后,每周定期测定农田生态系统温室气体常规排放通量,同时监测土壤温度和麦田土壤含水量。常规观测:采用静态箱/色谱法测定每个处理温室气体排放通量。于施肥后温室气体排放高峰期每 3 天采样 1 次,连续采样 2 周,其后每 1 周采样 1 次,于采样当天上午 9:00 至 11:00 采集,并当天分析。日变化观测:在作物每个生育期,选取晴朗天气,用气体采样袋自采样当天上午 7:00 开始,每间隔 2 h 采样 1 次,至晚上 19:00 结束,共采集 7 组样品。于次日分析完毕。在气相色谱仪上分析测定样品的 CH₄、CO₂ 和 N₂O 浓度,根据线性拟合由箱内气体浓度的变化率计算排放通量。

土壤、地下水硝态氮、铵态氮:0.5 mol/L KCl 浸提,连续流动分析仪测定。

实地调查:以走访、问卷调查为主,典型调查与随机调查相结合,调查对象主要包括食用菌生产企

业、规模化生产户和一般农户,调查内容主要包括食用菌生产过程、农田耕作方式、施肥灌溉等管理方式,不同秸秆循环利用模式下的投入和产出情况等。其他数据主要来源于成都平原自然地理、社会经济等方面基础资料。

1.4 清单分析及参数选择

将 3 种农业生产模式生命周期分为 3 个环节分析,包括化肥、农药生产的农资生产环节、食用菌生产加工环节以及作物栽培全过程的农作生产环节。投入部分主要包括土地、柴油、化肥、农药、有机肥、电力等;输出部分主要包括释放到空气、水体和土壤中的温室气体、淋失养分、农药残留及重金属等环境影响物质(表 2)。

1.4.1 农资生产 能源、化肥生产的相关能耗和污染物排放系数参见杨建新^[3]相关研究;农药生产相关影响系数则取自荷兰 Leide 大学研发的 SimaPro7.1 软件系统并结合企业具体生产数据测算。而相关的厂

表 2 农田生态系统不同生产模式投入与产出清单
Table 2 Inputs and outputs of different fertilizing modes in farmland ecosystems

项目	CF	CFS	FR
农药(kg/hm ²)	1.50×10 ¹	1.50×10 ¹	1.50×10 ¹
电力(J/hm ²)	2.80×10 ⁸	2.80×10 ⁸	2.80×10 ⁸
柴油(J/hm ²)	2.79×10 ⁹	2.79×10 ⁹	2.79×10 ⁹
种子(J/hm ²)	2.62×10 ⁹	2.62×10 ⁹	2.62×10 ⁹
秸秆(kg/hm ²)	0	2.12×10 ⁸	0
菌废料(kg/hm ²)	0	0	1.96×10 ⁴
小麦籽粒(J/hm ²)	9.17×10 ¹⁰	9.99×10 ¹⁰	8.00×10 ¹⁰
麦秆(J/hm ²)	8.06×10 ¹⁰	9.86×10 ¹⁰	7.06×10 ¹⁰
水稻籽粒(J/hm ²)	1.40×10 ¹¹	1.14×10 ¹¹	1.11×10 ¹¹
稻秆(J/hm ²)	1.24×10 ¹¹	1.20×10 ¹¹	1.22×10 ¹¹

房设备、建筑设施、运输工具生产的环境影响暂不予考虑。

1.4.2 食用菌生产 由于资料有限,系统投入主要考虑了食用菌生产环节电力能源消耗所带来的环境影响;系统输出主要包括食用菌、菌废料。没有考虑食用菌菇房生产过程中温室气体排放影响的问题。

1.4.3 农作生产 包括从水稻、小麦的播种、生长到收割整个过程中,投入的柴油和电力等,收获的作物籽粒和秸秆,以及整个过程中对环境排放等导致的影响,如:传统农田生产模式中,秸秆焚烧产生的环境影响。柴油主要为旋耕机和收割机工作消耗,根据其密度 0.84 kg/L 进行计算;农田重金属污染参考相关研究结果^[14-15];化肥、农药等施用造成的排放的 SO₂、NH₃ 等数据参考王明新等^[6]的相关研究。小麦、水稻生产过程中排放的 CO₂、CH₄、N₂O 等温室气体

数据,淋洗和径流中硝态氮(NO₃-N)等数据均由田间定位试验获得。

2 结果与分析

2.1 分类和特征化

3 种农田生产模式生命周期消耗的资源主要有土地、水和秸秆等可再生资源以及柴油、磷、钾等不可再生资源,本文仅考虑化石能源耗竭影响,包括煤炭、柴油和天然气等化石能源。根据环境影响潜值计算方法^[16-17],得出 3 种模式最终清单结果(表 3~5)。

2.2 环境影响潜值

本文采用王明新等^[6]相关研究中的分析方法,包括能源消耗、全球变暖、环境酸化、富营养化、土壤毒性 5 种环境因素,权重分别为 0.23、0.19、0.22、0.19、0.17,对不同农田生产模式下环境影响潜值进行标准化分析,结果如表 6 所示。

2.3 环境影响评价

2.3.1 能源消耗 CF 和 CFS 模式的能源消耗都主要发生在农资系统,其农资系统能源消耗均为 2.86×10⁴ MJ,分别占两种模式生命周期总能耗的 61.37%;FR 模式由于化肥等投入的减少,故消耗能源主要发生在食用菌生产及农作系统,其数值为 1.82×10⁴ MJ,占该模式生命周期总能耗的 78.45%。CF、CFS 和 FR 模式下农作系统的能源消耗由于主要都是使用旋耕机和收割机而消耗了大量的柴油,能耗差异较小,而 FR 模式的能源总消耗整体降低达 50% 以上。可见,循环农业模式有利于减少农资系统中化石能源产品的投入,从而使该系统生命周期整体的能源消耗降低。

表 3 CF 模式下能源消耗及排放物的清单
Table 3 Energy consumptions and effluents in the CF mode

物质名称	农资系统	农作系统				合计
		水稻	小麦	秸秆燃烧	小计	
能源消耗(MJ)	2.86×10 ⁴	1.31×10 ⁴	4.90×10 ³	—	1.80×10 ⁴	4.66×10 ⁴
CO ₂ (g)	6.82×10 ⁴	8.86×10 ⁵	1.13×10 ⁷	5.93×10 ⁷	7.15×10 ⁷	7.16×10 ⁷
CO(g)	2.87×10 ³	—	—	—	—	2.87×10 ³
CH ₄ (g)	—	1.29×10 ⁵	—	—	1.29×10 ⁵	1.29×10 ⁵
N ₂ O(g)	—	—	7.03×10 ³	—	7.03×10 ³	7.03×10 ³
NO _x (g)	9.67×10 ²	2.42×10 ³	2.42×10 ³	1.16×10 ⁴	1.64×10 ⁴	1.74×10 ⁴
SO _x (g)	5.83×10 ²	3.10×10 ³	3.10×10 ³	2.53×10 ⁴	3.15×10 ⁴	3.21×10 ⁴
NH ₃ (g)	5.34	5.34×10 ³	5.34×10 ³	—	1.07×10 ⁴	1.07×10 ⁴
NO ₃ -N(g)	—	6.75×10 ³	2.09×10 ⁴	—	2.77×10 ⁴	2.77×10 ⁴
NH ₄ ⁺ -N(g)	—	1.81×10 ⁴	5.18×10 ³	—	2.33×10 ⁴	2.33×10 ⁴
Cu(g)	2.68×10 ⁻⁶	34.77	34.77	—	69.54	69.54
Cd(g)	1.33×10 ⁻⁴	0.23	0.23	—	0.46	0.46
Pb(g)	3.60×10 ⁻³	34.88	34.88	—	69.76	69.76
Zn(g)	—	99.99	99.99	—	199.98	199.98

表 4 CFS 模式下能源消耗及排放物的清单结果
Table 4 Energy consumptions and effluents in the CFS mode

物质名称	农资系统	农作系统			合计
		水稻	小麦	小计	
能源消耗(MJ)	2.86×10^4	1.31×10^4	4.90×10^3	1.80×10^4	4.66×10^4
CO ₂ (g)	6.82×10^4	1.04×10^6	1.33×10^7	1.43×10^7	1.44×10^7
CO(g)	2.87×10^3	—	—	—	2.87×10^3
CH ₄ (g)	—	1.03×10^5	—	1.03×10^5	1.03×10^5
N ₂ O(g)	—	—	7.58×10^3	7.58×10^3	7.58×10^3
NO _x (g)	9.67×10^2	2.42×10^3	2.42×10^3	4.84×10^3	5.81×10^3
SO _x (g)	5.83×10^2	3.10×10^3	3.10×10^3	6.20×10^3	6.78×10^3
NH ₃ (g)	5.34	5.34×10^3	5.34×10^3	1.07×10^4	1.07×10^4
NO ₃ -N(g)	—	7.24×10^3	1.96×10^4	2.68×10^4	2.68×10^4
NH ₄ -N(g)	—	2.17×10^4	9.54×10^3	3.12×10^4	3.12×10^4
Cu(g)	2.68×10^{-6}	26.82	26.82	53.64	53.64
Cd(g)	1.33×10^{-4}	0	0	0	1.33×10^{-4}
Pb(g)	3.60×10^{-3}	9.39	9.39	18.78	18.78
Zn(g)	—	94.49	94.49	188.98	188.98

表 5 FR 模式下能源消耗及排放物的清单结果
Table 5 Energy consumptions and system effluents in the FR mode

物质名称	农资系统	食用菌生产及农作系统			合计
		(菌废料)-水稻	食用菌生产	(菌废料)-小麦	
能源消耗(MJ)	5.09×10^3	1.31×10^4	0.15×10^3	4.90×10^3	1.82×10^4
CO ₂ (g)	6.82×10^4	9.60×10^5	—	9.61×10^6	1.06×10^7
CO(g)	2.87×10^3	—	—	—	2.87×10^3
CH ₄ (g)	—	1.29×10^5	—	—	1.29×10^5
N ₂ O(g)	—	—	—	3.08×10^3	3.08×10^3
NO _x (g)	9.67×10^2	7.20×10^2	—	7.20×10^2	1.44×10^3
SO ₂ (g)	5.83×10^2	1.13×10^3	—	1.13×10^3	2.26×10^3
NH ₃ (g)	5.34	2.02×10^3	—	2.02×10^3	4.04×10^3
NO ₃ -N(g)	—	4.47×10^3	—	1.04×10^4	1.49×10^4
NH ₄ ⁺ -N(g)	—	1.69×10^4	—	5.36×10^3	2.23×10^4
Cu(g)	2.68×10^{-6}	4.87×10^{-1}	—	9.04	9.53
Cd(g)	1.33×10^{-4}	3.98×10^{-2}	—	—	3.98×10^{-2}
Pb(g)	3.60×10^{-3}	1.15	—	3.16	4.31
Zn(g)	—	2.49	—	31.20	33.69

表 6 3 种模式下的生命周期环境影响潜值

Table 6 Environmental impact potentials of three straw recycling modes

环境影响类型	CF	CFS	FR
能源消耗(MJ/a)	4.65×10^4	4.66×10^4	2.33×10^4
气候变暖(g CO ₂ -eq)	7.65×10^7	1.89×10^7	1.44×10^7
环境酸化(g SO ₂ -eq)	6.44×10^4	3.10×10^4	1.21×10^4
富营养化(g PO ₄ -eq)	2.85×10^4	2.16×10^4	1.36×10^4
土壤毒性(g 1,4-DCB-eq)	8.32×10^3	6.16×10^3	1.19×10^3

99.9%、99.61% 和 99.49%。3 种模式的农资系统中潜在的温室效应都主要来自生产过程电力产生的 CO₂；农作系统中，CF 模式主要是秸秆燃烧产生大量的 CO₂，CFS 模式主要是秸秆还田和施用氮肥等释放的 CO₂ 和 N₂O，FR 模式主要是菌废料作为有机肥还田生产过程中释放的 CO₂。

FR 模式 CO₂ 和 N₂O 的排放量明显低于 CF 和 CFS 模式(表 3 ~ 5)。与 CF 模式相比，FR 模式 CO₂ 和 N₂O 的排放量分别降低了 85.06% 和 56.19%，而与 CFS 模式相比，FR 模式 CO₂ 和 N₂O 的排放量分别降低了 25.69% 和 59.37%。从表 6 可见，CFS 模

2.3.2 气候变化 CF、CFS 和 FR 模式潜在的温室效应主要体现在农作系统，分别占各自生命周期的

式与 CF 模式比较, 温室气体排放量从 7.65×10^7 g CO₂-eq 下降到 1.89×10^7 g CO₂-eq, 降低了 75.29%; FR 模式较 CF 模式的温室气体排放量从 7.65×10^7 g CO₂-eq 下降到 1.44×10^7 g CO₂-eq, 降低了 81.18%。由于减少了氮肥等的投入和增加了土壤有机质含量, CFS 模式和 FR 模式的“减排”和“固碳”效应明显。

2.3.3 环境酸化 造成几种农业模式潜在酸化影响主要在农作系统, CF、CFS 和 FR 模式农作系统环境酸化潜力分别占各自生命周期环境酸化潜力的 98.14%、95.83% 和 89.66%, 农作系统环境酸化潜力主要是由于电力生产过程中排放的 SO_x 和 NO_x。CF 模式潜在环境酸化影响的因素主要是农作系统中秸秆燃烧排放的大量 NO_x 和 SO_x, 占农作系统环境酸化影响潜值的 77%, CFS 模式环境酸化潜力主要是因为作物栽培过程中施用了大量的氮肥, 导致了农田 NH₃ 挥发; FR 模式环境酸化的潜力主要是由于以菌废料有机肥施用下农田 NH₃ 挥发。与 CF 模式比较, CFS 和 FR 两种秸秆循环利用模式的环境酸化潜力, 分别由 6.44×10^4 g SO₂-eq 降至 3.10×10^4 g SO₂-eq 和 1.21×10^4 g SO₂-eq, 分别下降了 51.85% 和 81.21%。

2.3.4 富营养化 在农田生态系统中, 多余的 N、P 等有可能转化成 NO₃-N 和磷化物随淋洗进入地下水, 或随表面径流进入地表水中, 造成水质污染及富营养化。在本研究中, 由于缺乏磷化物的相关淋失数据, 所以, 导致潜在富营养化的主要污染物主要是作物种植阶段农田中 NH₃ 挥发和 NO₃-N 的淋失。定位试验分析得出, FR 模式 NO₃-N 淋失量比 CF 模式少 13.03 kg/hm², 比 CFS 模式少 12.22 kg/hm², 有效减少了 NO₃-N 的淋失。从 NH₃ 挥发和 NO₃-N 淋失的总量来看, FR 模式淋失量最小, CF 模式次之, 淋失量最大为 CFS 模式。

CF 模式 NO₃-N 淋失产生的富营养化潜力占整个生命周期富营养化潜力的 73.21%, CFS 模式 NO₃-N 淋失产生的富营养化潜力为 52.12%, 而 FR 模式由于有效减少了 NO₃-N 淋失, 故系统中 NH₃ 挥发产生的富营养化潜力较大, 占生命周期富营养化潜力的 53.97%。由于 CFS 模式和 FR 模式降低了氮素投入, NH₃ 挥发和 NO₃-N 的淋失均有减少, 与 CF 模式比较, CFS 和 FR 两种秸秆循环利用模式的水体富营养化潜力由 CF 模式的 2.85×10^4 g PO₄-eq 分别降至 2.16×10^4 g PO₄-eq 和 1.36×10^4 g PO₄-eq, 分别降低了 24.21% 和 52.28%。

2.3.5 土壤毒性 生态毒性包括水生生态毒性和陆生生态毒性, 即水体毒性和土壤毒性, 主要都是进入水体、土壤的重金属和农药残留。本研究由于相关资料缺乏, 难以量化农资、加工等工业子系统进入空气、

水体中的重金属, 因此仅仅考虑了农资系统中运输及电力生产和农作系统中有机无机肥施用对土壤毒性的潜在威胁。测算表明, CF、CFS 和 FR 模式的土壤毒性潜力分别为 8.32×10^3 g 1,4-DCB-eq、 6.16×10^3 g 1,4-DCB-eq 和 1.19×10^3 g 1,4-DCB-eq, 主要包括 Cu、Cd、Pb、Zn 等土壤毒性因子。虽然从 CF 模式到 CFS 模式, 再到 FR 模式, 土壤毒性潜力降幅较大, 但这 3 种模式引入的重金属在土壤中的残留比例仍然较高, 对土壤环境质量影响较大。

3 结论

不同秸秆利用模式在其生命周期中会产生不同的资源消耗和环境影响, 在农田生态系统生命周期体系中, 农作子系统中氮肥、农药的使用是造成能源耗竭的主要原因, 因此农作生产中减少氮肥、农药的使用量是降低耗能影响的关键。

三种秸秆利用模式的农作系统是造成潜在气候变暖、环境酸化、富营养化和土壤毒性的主要环节, 秸秆焚烧和过量使用氮肥是导致环境酸化和富营养化潜在影响的主要原因, 农药、化肥的过量使用是造成土壤毒素潜在影响的关键因素。

相比传统农田生产模式和“稻-(秸秆)-麦”模式, “稻-(菌废料)-麦”秸秆循环利用模式有利于节能减排, 缓解全球气候变暖, 降低环境影响潜力。所以, 对于农业生态系统, 需从减量化、再利用、再循环和提高使用效率方面改进生产环节, 在坚持化肥、农药减量化原则的基础上, 将秸秆、菌废料等农业废弃物循环利用, 推广循环农业模式与技术体系, 从而使整个农业系统的生命周期处于健康、稳定和可持续状态。

参考文献:

- [1] Weiss F, Leip A. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 149: 124-134
- [2] 潘晓健, 刘平丽, 李露, 等. 氮肥和秸秆施用对稻麦轮作体系下土壤剖面 N₂O 时空分布的影响[J]. *土壤学报*, 2015, 52(2): 364-371
- [3] 杨建新. 产品生命周期评价方法及应用[M]. 北京: 气象出版社, 2002: 105-115
- [4] Brentrup F, Küsters J, Kuhlmann H, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production[J]. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3): 247-264
- [5] Rebitzera G, Küsters J, Kuhlmann H, et al. Life cycle assessment part 1: Framework, goal and scope definition,

- inventory analysis, and applications[J]. *Environment International*, 2004, 30: 701–720
- [6] 王明新, 包永红, 吴文良. 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): 1 127–1 132
- [7] 梁龙, 陈源泉, 高旺盛. 中国农业生命周期评价框架探索及其应用——以河北栾城冬小麦为例[J]. *中国人口·资源与环境*, 2009, 19(5): 154–160
- [8] 刘黎娜, 王效华. 沼气生态农业模式的生命周期评价[J]. *中国沼气*, 2008, 26(2): 17–20, 24
- [9] Phong L T, De Boer I J M, Udo H M J. Life cycle assessment of food production in integrated agriculture-aquaculture systems of the Mekong Delta[J]. *Livestock Science*, 2011, 139(1): 80–90
- [10] Kulak M, Graves A, Chatterton J. Reducing greenhouse gas emissions with urban agriculture: A life cycle assessment perspective[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2013, 111: 68–78
- [11] 梁龙, 陈源泉, 高旺盛. 两种水稻生产方式的生命周期环境影响评价[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(9): 1 992–1 996
- [12] Romero-Gómez M, Suárez-Rey E M, Antón A, et al. Environmental impact of greenhouse and open-field cultivation using a life cycle analysis: the case study of green bean production[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2012, 28: 63–69
- [13] 李向东, 汤永禄, 隋鹏, 等. 四川盆地稻田保护性耕作制可持续性评价研究[J]. *作物学报*, 2007, 33(6): 942–948
- [14] 杨远, 邓良基. 四川省水稻土中主要重金属对水稻籽粒的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2005(z1): 174–177
- [15] 孔文杰, 倪吾钟. 有机无机肥配合施用对土壤-水稻系统重金属平衡和稻米重金属含量的影响[J]. *中国水稻科学*, 2006, 20 (5): 517–523
- [16] 邓南圣, 王小兵. 生命周期评价[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003: 134–149
- [17] Huijbregts M A J, Thissen U, Guinee J B, et al. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA[J]. *Chemosphere*, 2000, 41: 541–573

Life Cycle Assessment of Three Typical Straw Recycling Modes in Farmlands of The Chengdu Plain

GAO Xuesong^{1,2}, DENG Liangji^{1,2}, ZHANG Shirong^{1,2}, XU Anqi^{1,2}

(1 College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China; 2 Institute of Natural Resources and Geographic Technology, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

Abstract: In this paper the life cycle theory was applied to assess the environmental impact of three straw-recycling modes in farmlands in the Chengdu Plain. The results showed that the total CO₂ equivalence of greenhouse gas(GHG) emissions from the rice-wheat rotation with mushroom residues applied(the FR mode) was 1.44×10⁷ g CO₂-eq, and was the lowest amount among the three straw recycling modes. While, the CO₂ equivalence of GHG emissions from the rice-wheat rotation fertilized with crop straws applied(CFS mode) was the highest. Compared with the traditional agricultural production mode (chemical fertilizer application (CF mode)), the environmental acidification potentials of the CFS and FR modes were decreased from 6.44×10⁴ g SO₂-eq to 3.10×10⁴ g SO₂-eq and to 1.21×10⁴ g SO₂-eq, and decreased by 51.85% and 81.21%, respectively. The water eutrophication potentials of the CFS and FR modes were also decreased by 24.21% and 52.28%, respectively. The sequence of the soil toxicity potentials were in the order of CF<CFS< FR. However, the residual heavy metals induced by the applications of agricultural residues in three straw-recycling modes were still high. It was proven that the farming systems under the three straw-recycling modes were closely subjected to the potentials of global warming, environmental acidification, eutrophication and soil toxicity. It is concluded that the rice-wheat rotation with mushroom residues applied (the FR mode) is propitious to energy conservation, global warming mitigation and environmental degradation reduction.

Key words: Life cycle assessment; Straw; Utilization modes; Environmental impact; Chengdu Plain