

中国和英国的农业面源污染防治措施及政策导向

Laurence Smith¹, Alex Inman¹, 赖欣², 张海芳², 王知文², 孟凡乔³, 周建斌⁴, Sean Burke⁵, Clive Rahn⁶, Giuseppina Siciliano¹, Ben Surridge⁷

¹伦敦大学东亚与非洲学院发展环境与政策研究中心; ²农业部环境保护科研监测所, 天津; ³中国农业大学资源环境学院, 北京; ⁴西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌; ⁵英国地质调查局环境科学研究中心; ⁶华威作物中心; ⁷兰卡斯特大学环境研究中心。

提要

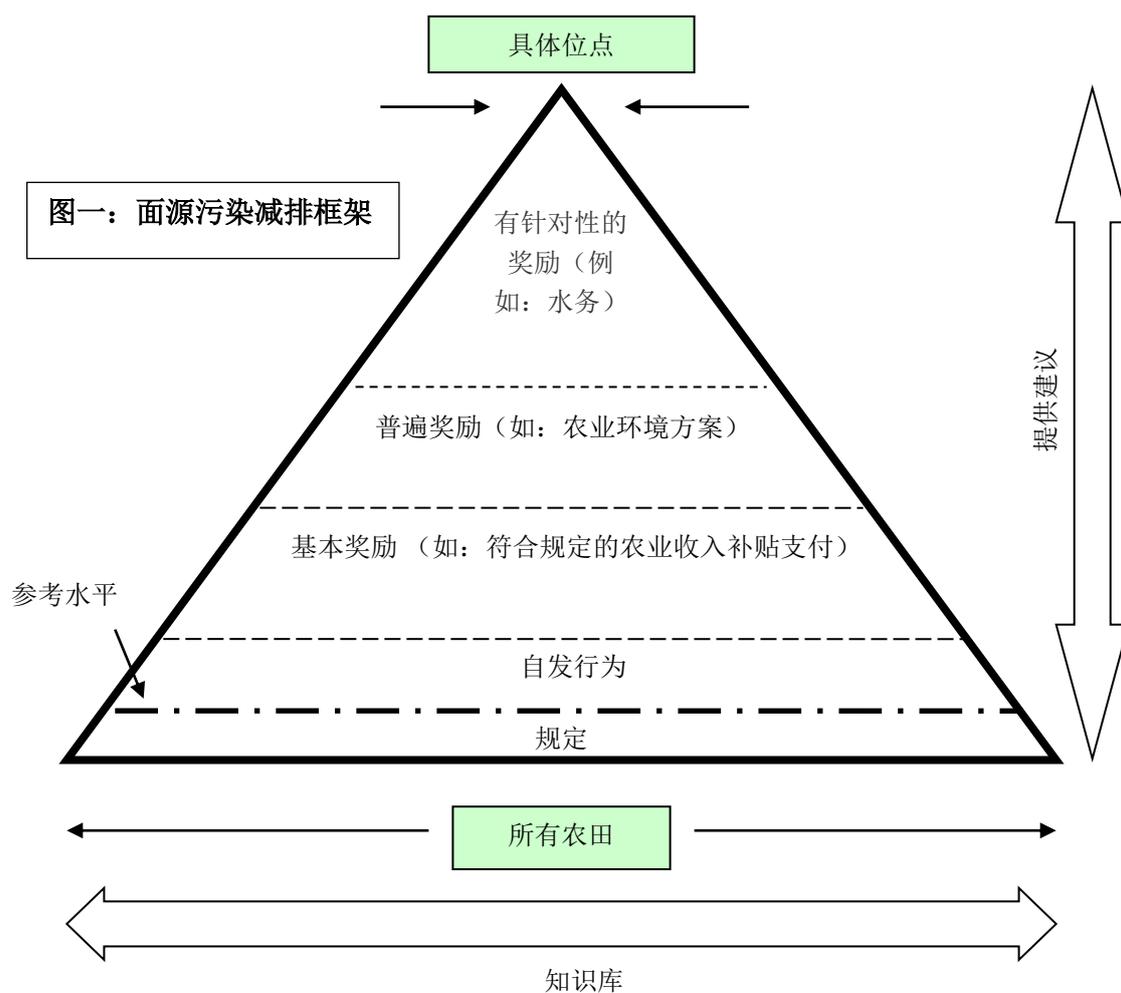
- 为了减轻中国农业面源污染, 有必要采取综合的政策措施(图 1 和下面的列表)。
- 现有的公共农业推广服务体系是防控农业面源污染问题的有效资源及主要手段。但这一推广服务体系的服务宗旨需要重新定位, 人员需要再培训, 以帮助农民在保持和提高农业生产率的同时平衡与环境保护的关系; 与农民进行双向的知识交流, 建立自然资源的利用效率与环境管理协调的新理念。

实现这一目标的四条政策途径是:

1. 对于所有的大型农场, 应该有一套可强制执行的控制农业面源污染的参考标准。可通过对已有法规的调整与不同地区农场和地区实际相结合方式来达到这一目的。集约化的牲畜养殖模式造成的污染大, 是目前管理中的重中之重。虽然目前监测资源和执法监管能力还有限, 但随着根据当地需求土地流转和农场整合的继续、可以制定大型农场有机肥料和化肥有效使用的规定。
 2. 对于小型农场而言, 监控和执行规定十分困难。因此, 简单、适应当地的指导方针对于小型农场很有必要。应该通过公共农业推广系统及其农业知识和创新系统的合作伙伴共同发展经认证的咨询和自主参与等方式进促农民采用有关措施。
 3. 在关键的地区应该战略性地实施有针对性的奖励计划以保护水资源免受农业面源污染。例如, 对毗邻河道的脆弱土地或用于供水的含水层补给区, 给予退耕或低强度使用一定的经济补偿。
 4. 为了支持这些方法需要开展更多的应用研究来建立一个可访问的、全面的知识库。涵盖诸如从公众参与的方法, 通过规则设计和奖励机制, 到基于中国条件下, 用于设计和成本管理农场最佳管理办法, 并根据中国实际经验估计模型系数。
- 上述方法在中国并非完全缺失, 在开始国际政策转移或“吸取经验”时必须考虑什么可以发展得更好, 而不是新引进什么。农民参与、建议提供、激励方案设计、数据共享和应用研究的创新都是典型的例子。

研究的重要性

农业面源污染对水资源安全是一种威胁 (Vorosmarty et al., 2010)。在英国, 由农业面源污染带来的水质与生态问题正在得到缓慢改善 (Gov.UK, 2016)。中国的水污染依然严重, 在主要江河流域中, 超过 61% 的地下水和 28% 的地表水不适合人类使用或接触 (China Water Risk, 2015)。农业是其主要原因, 是 57% 的氮和 69% 的磷的水污染来源 (MEP, 2010)。针对这种情况迫切需要一种改进的政策框架。本期简报定义了一个通用的政策框架, 评估用于缓解英国和中国农业面源污染的不同政策, 并评述借鉴国际经验和教训的机会。



来源: 改编自 Baldock and Beaufoy, 1992.

农业面源污染的防控

制定防控农业面源污染的公共政策是一个具有挑战性的任务。这与农业面源污染问题的复杂性、不确定性和时空变异征有关(OECD, 2012)。同时, 虽然农业会导致负面环境影响, 也可以生产食物和纤维产品, 并且具有其它有益的生态系统服务作用。因此, 政府必须决定如何分摊减轻农业污染的成本。经验表明, 需要一个混合策略方法将耕作措施规定与经济激励和提供建议相结合来促进自发行行为。这样的组合可以优于单一手段如污染税(OECD, 2012), 但须有充分的科学依据。包括上述知识库, 此种混合方法可以称为“缓解农业面源污染框架”(图 1)。

在图 1 中规定被广泛应用于建立农业实践的“参考标准”(Scheele, 1999), 以用来划分环境标准, 从农民可以承担成本的标准到有社会愿意支付(或至少弥补收入损失)的更高的标准。因此满足“参考标准”可视为一种“合规情况”以得到所需的报酬 (Weersink, Livernois, 1996)。所述规定必须实用、可强制

执行。对于更加具体的空间位置，自主行为和激励计划可以叠加来实现更高的环保标准。自主行为可以是无私的，但农民在更多的情况下采用能够节约时间和成本同时具有环境效益的措施。建议的提供可以促进规定的遵守以及自愿和激励措施的采用。国家知识基础同样是必不可少的配套资源，为政策决策者和农业顾问提供如何定位面源污染缓解措施的信息、效果、成本和农民的反应。另外还有其它一些可能的政策选择——例如水质交易计划和污染税，但成本和测量面源污染的困难使其倾向于被排除在外。对导致排放的投入收税是可行的选择，但必须克服投入如化肥的无弹性需求和农民的不配合。在图 1 中，没有显示需要去掉或减少对提高农场交货价格的或补贴污染性投入的政策性影响，因为这些可能会促进集约化而忽略了用于减轻和吸收污染的景观、农业系统和环境容量的多变性 (OECD, 2012 年)。

英国的农业面源污染防控措施

图 1 对应于 2016 年英国的减排政策。众多的规定细则涵盖对杀虫剂、无机肥料、有机肥料的存储、处理和应用以及土壤的管理。农场检查被用来确保农民守规，尽管其成本效益受到了批评 (NAO, 2012)。政府机构建议并支持在环境保护中以农民为主导的自主行动。非政府组织通过提供技术援助和建议也推动农民的自主行为。其中最重要的是注册慈善机构，包括河流基金会、野生生物基金会和其他政府资金来源 (英国和欧盟) 和私人来源的农业咨询小组。更有效的水资源保护措施的发展获得了成功。例如，对溪流设置围栏，在农场内部进行的净/污水分离，喂食器和牧道的重新布设以及精确使用化肥和化学品。许多农民和农场 (尤其是大型商业化农场) 经理也训练有素且经验丰富，具有进行成本节约创新以及环境有益的创新实践的能力。

在英国，农业知识和信息系统 (AKIS) 非常多样化和分散化；包含从农民到政府资助的研究工作站，有 80 多个对土地管理者的建议来源 (Prager and Thompson, 2014, p.8)。农业产业联盟 (AIC) 的肥料顾问认证与培训计划 (FACTS) 也是著名的。这个计划设定了行业标准，提供培训并委派提供养分管理的建议认证顾问。超过 2500 名农业顾问自愿获得认证资格，这也展示了农民对高质量建议的需求从而在优化作物营养的同时保护土壤、水、空气和生物多样性。

欧盟共同农业政策之下的基本支付计划 (BPS) 为农业收入提供了支持。为获得支持农民必须遵守“参考标准”以满足社会、动物和植物健康、动物福利、环境、气候变化、和良好的农业土地状况等方面的要求。这种“交叉达标”条件包括一些基本的水资源保护措施。农村管理方案更多地选择鼓励农民进一步提供环保产出，包括进一步水资源保护。也有不少私营部门鼓励水资源保护的例子，如水务公司在农业措施方面支付和资本拨款以加强在高地的水资源保持以及减少在饮用水源地区的农业面源污染。

国家知识库支撑这个组合式政策的设计和 implementation。面源污染缓解措施在田间尺度上的有效性按照不同的农业类型都有记载 (Cuttle, et al., 2016)。流域尺度有效性的知识还比较薄弱并且具有更多的不确定性。目前英国正在通过流域示范试验研究来解决这个问题 (McGonigle, et al., 2014)，并且新兴的空间环境科学和建模方法被用来评估在流域范围内的污染风险、压力和缓解策略 (Holden, et al., 2016)。指南和案例研究的汇编也已被用来协助生态系统服务付费计划的发展 (Smith et al., 2013)。

中国的农业面源污染防控措施

中国相对于英国缺乏适用于减缓面源污染的农场尺度的监管规定，由于农场的数量和规模以及他们在经济发展中的作用使得这种状况不可避免。虽然耕种面积较大的农场所占比例在迅速增加，中央政府也在加强法律、监控和执法以缓解环境恶化，然而“自上而下”的监管制度常常与基层的实施和执行能力脱节，地方政府“增长第一”的理念则进一步加剧了这种脱节 (Smith and Siciliano, 2015)。大部分地区缺乏切合实际的标准来指导禽畜废物处理、存储和处置，有机肥利用，土地承载能力，以及必要的河岸缓冲带。执法监管存在跨区域的不一致性，而且处罚条例的使用通常不足以确保遵从性。

迄今为止，“生态补偿”项目主要集中在来自上游土地利用变化的流域生态系统服务。通过补偿农民退耕来减少森林砍伐、水土流失、农村贫困，但这些补偿不是针对面源污染的防控。最近的“稻改旱”项目更多地关注了面源污染问题，目的是保护密云水库供应北京的水质和水量。通过补偿农民从水淹稻改为旱作，以减少水资源和肥料的消耗和沉积物径流 (Zheng et al., 2013)。生态补偿项目已

经取得初步成功，但目标确定、设计、环境产出和可持续性有时还很薄弱，并且对项目的成本效益也一直存在争议(Zhen and Zhang, 2011)。

用于减缓中国面源污染的农民自主行为的潜力在许多种植系统中受农场和地块大小、收入水平、知识普及程度、态度和行为(常与年龄和性别有关)、以及越来越多的劳动力短缺所限制 (Smith and Siciliano, 2015)。农民自主行为对于数量不断增加的大型密集畜牧养殖场和耕作农场则有更大的适用潜力。在提高农业措施的效率的同时维持生产力并减少环境风险的巨大潜力确实存在。例如，土壤、有机肥、化肥和灌溉管理均可以改善以便更好地匹配作物需求并减少空气和水的损失风险 (Chen et al., 2014)。此种潜能突显了农业知识和系统创新(AKIS)及其为农民提供建议、培训和技术而改变农民的行为的作用。从人员编制及其数量上来看，庞大的乡镇公共农业推广服务(PAES)是缓解面源污染的主要政府资源。然而，许多观察者对其绩效并不满意，并指出多方面的缺陷，包括：不能满足对社区和农民需求；提供信息的不足以及在偏远地区通信技术使用的缺乏；部级、省级、市级、县级推广的功能分块和独立运行(尽管乡镇一级通常执行所有的推广活动)；以及与大学和研究机构之间缺乏协调和科学共识。大学和研究机构需要针对农民提出的实际问题和困难开展推广和研究工作 (Rahn, 2013)，然而鼓励措施使得研究人员更愿意发表学术文章，而不是向农民传递知识，教育部、环保部和农业部缺乏一致的策略和政策。

农民是推广的被动接受者，缺乏正式的渠道反馈他们的需求和优先事项。对投入品的使用效率和农村地区的环境保护依然重视不足，而 PAES 更多是关注生产力，缺乏与环境保护的平衡策略。例如面源污染，在没有相关规定及地下和地表水质公开数据的前提下，没有一个“参考标准”用来衡量对农民的建议和训练，或对取得的进展进行评估。同样，相关研究是分散的，缺乏协调，而且没有汇编成 PAES 和 AKIS 能够使用的可访问知识库的形式。基层推广人员的教育水平还相对较低，缺乏适合当地面源污染防控的知识。

吸取国际经验的机会

如图一中所示，中国至少有一些减排框架的基本成分和经验，对国际经验的吸取和政策借鉴应注重在现有基础上如何更好地发展。表 1 对各种限制条件进行了评估。从图一和国际上的实例中可以得出，实用而且可强制执行的农场尺度的规定为不同农业系统的面源污染防控措施提供了一个“参考标准”，但具体的规定制度应基于中国国情的实际来制定。特别是，农场规模和收入水平可能会限制合规成本，可能会对小型农场造成影响。其它阻碍良好农场管理的因素包括沟通、数据共享和跨部门的协调、中国自然地理和农业系统的多样性以及监控和执行资源。特别是，数据的发布和共享限制对机构间的合作造成了障碍。数据集的优点和缺点很少共享，包括元数据和抽样方法；并且专家可能仍然不知道他们自己机构以外的可用数据。需要开展应用性研究建立一个改良的、可访问以及可共享的知识库。

稻改旱项目表明，对保护饮用水供应的“生态补偿”计划的需求还会在不同的城市增加。然而，在英国实行的乡村托管计划在中国的广泛应用可能会受制于意识形态共识的缺乏。图 1 的一些关键原则，例如“污染者付费原则”，和用于耕作措施及确定奖励支付的“参考标准”，还有待于被大多数中国的利益相关者所接受。激励方案需要适应中国国情、适合当地 (Zheng et al., 2013) 和制度安排的创新。国际经验的借鉴可以为此提供帮助。例如，确保经济效益的方法，包括利用空间风险制图和模拟来识别流域内最适合的土地用于保护水资源免受面源污染；支付机制的设计来确保长期的土地利用变化并避免回复到以前的利用方式。

表 1 表明，在减缓面源污染的过程中，为了改进建议提供的有效性和自主行为，借鉴国际经验的约束较少。PAES 具有相对充足的资源以及明确的等级制度结构。有潜力通过改变工作重点、工作模式同时促进环境保护与农业生产率。它也有潜力协调在中国越来越多样化的 AKIS 的发展中其他参与者活动的质量保证。然而，在 PAES 中农民的信任需要提高并且可以从顾问培训和认证计划，如英国的 FACTS，中汲取经验教训。中国还缺乏非政府组织，这类组织与政府机构合作，为缓解英国农业面源污染提供建议发挥了关键的作用。吸取经验，改进减缓中国农业面源污染知识库有进一步的空间。在英国，手册和数据库形式的信息资源、公众参与的经验、流域示范试验以及流域建模方法都可以为中国将研究成果应用于支持环境保护政策提供范例。

表一：国际经验吸取限制用于在中国地区的 DWPA 的减缓评估

吸取经验的限制	政策途径		
	规定	经济补偿	建议提供/自愿行为
政策需求	需求不断增长	低但受水资源保护驱动	缺乏自上而下的衔接；从下而上较薄弱
政策阻力	低	低	低至中度
路径依赖型	低	中等	低至中度
现有结构	高结构密度	高密度结构	低密度结构
政治环境	低政治化	中度政治化	低政治化
资源	资源不充足	供水区域以外不充足	资源充足
思想共识	基本一致	基本一致	一致
程序的独特性	通用目的而细节独特	独特的程序	通用目的而细节独特
程序的复杂性	高	高	中等
制度的可比性	无效	无效	无效
变化尺度	潜在的大规模	中等至大规模破	小
程序的修正	对于一般目的相对较低，但细节方面较高	相对较高	可管理并重复的

来源: 改编自 Benson, 2009.

参考文献:

- Baldock, D. and Beaufoy, G. 1992. Plough on! An Environmental Appraisal of the Reformed CAP, World Wide Fund for Nature (UK), Godalming.
- Benson, D. 2009. Review article: constraints on policy transfer, CSERGE Working Paper, EDM 09-13, School of Environmental Sciences, University of East Anglia.
- Chen, X. et al. 2014. Producing more grain with lower environmental costs. *Nature*, 514, 486-489.
- Cuttle, SP. et al. 2016, A method-centric ‘User Manual’ for the mitigation of diffuse water pollution from agriculture, *Soil Use and Management*, 32, 162–171.
- Gov.UK, 2016a. River Basin Management Plans 2015, <https://www.gov.uk>, accessed 6th May 2016.
- Holden, J. et al. 2016. Agriculture’s Impacts on Water Quality, Global Food Security and the UK Water Partnership.
- McGonigle, DF. et al. 2014, Developing Demonstration Test Catchments as a platform for transdisciplinary land management research in England and Wales, *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 16, 1618-1627.
- MEP, 2010. Bulletin of National Environmental Statistics 2009, Ministry of Environmental Protection, Beijing.
- NAO, 2012. Streamlining Farm Oversight, December 2012, National Audit Office.
- OECD 2012. Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.

- Prager, K., Thomson, K., 2014. AKIS and advisory services in the United Kingdom. Report for the AKIS inventory (WP3) of the PRO AKIS project. <https://www.proakis.eu/publicationsandevents/pubs>, accessed 6th May 2016.
- Rahn, CR. 2013. The Challenges of Knowledge Transfer in Implementation of the Nitrates Directive. NUTRIHORT Proceedings, 16th to 18th September 2013, Ghent.
- Scheele, M. 1999. Environmental services provided by agriculture: The setting of environmental targets and reference levels, 'Non-Trade Concerns in a Multifunctional Agriculture Conference', Gran, Norway.
- Smith, S. et al. 2013. Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide. Defra, London.
- Smith, LED., Siciliano, G. 2015. A comprehensive review of constraints to improved management of fertilizers in China and mitigation of diffuse water pollution from agriculture, AEE 209, 15-25.
- Vorosmarty, CJ. et al., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561.
- Weersink, A. and Livernois, J. 1996. The use of economic instruments to resolve water quality problems from agriculture, *Canadian Journal of Agricultural Economics* 44, 345-353.
- Zhen, L., Zhang, H. 2011. Payment for Ecosystem Services in China: An Overview, *Living Rev. Landscape Res.*, 5, 2, accessed 19th May 2016, <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-2>
- Zheng, H. et al. 2013. Benefits, costs, and livelihood implications of a regional payment for ecosystem service program, *PNAS*, 110, 41, 16681-16686.