现代昆虫学新进展、新思路和新方法专栏

从面积约束到功能连接：农田景观生态调控的新框架*

董兆克[1, 2**] 吕昭智[1, 2]

（1. 青岛农业大学植物医学学院，青岛 266109；2. 东营青农大盐碱地高效农业技术产业研究院，东营 257091）

摘 要 农业集约化导致非作物生境丧失和景观同质化，削弱了农田生态系统的自然控害功能。传统景观生态调控以生境面积或比例阈值为规划依据；面积仍是生物多样性维持和土地配置的重要约束，但以孤立斑块与静态空间为前提的面积中心范式，难以解释不同景观背景、天敌类群和农事扰动条件下控害效应的差异。本文提出，农田景观设计的关键不再只是确定需要多少生境，而是通过功能连接组织有限生境，使其持续支持天敌移动、资源获取、种群补充与扰动后恢复。基于空间补偿和种群动态维持两类生态挑战，本文构建以功能连接为核心、以功能网络为其空间组织形式的框架；生境总量、功能连接、资源连续性、时间互补性和扰动暴露共同构成景观对目标生态调控功能的支持条件。本文将动态功能阈值界定为：在特定生态与管理情境下，使预设生态调控功能达到目标所需的最低综合景观功能支持水平，而非固定比例的生境面积。本文同时强调，连通性并非越高越好；应在促进天敌扩散与限制害虫传播之间取得平衡，实现有选择的最优连接。该框架为土地资源受限条件下农田景观的生态调控、自然控害和天敌保育提供可量化的理论依据与设计方向。

关键词 景观功能重构；动态功能阈值；非作物生境；半自然生境；景观连通性；自然控害；天敌保育

From area constraints to functional connectivity: A new framework for ecological regulation in agricultural landscapes

DONG Zhao-Ke[1, 2**] LÜ Zhao-Zhi[1, 2]

(1. College of Plant Health and Medicine, Qingdao Agricultural University, Qingdao 266109, China;
2. Academy of Dongying Efficient Agricultural Technology and Industry on Saline and Alkaline Land in Collaboration with Qingdao Agricultural University, Dongying 257091, China)

Abstract Agricultural intensification has resulted in the loss of non-crop habitats and increasing landscape homogenization, thereby undermining natural pest control services in agroecosystems. Conventional landscape-based ecological regulation often relies on habitat area, or proportional thresholds, as planning criteria. Although habitat area remains a fundamental constraint on biodiversity conservation and land allocation, an area-centered paradigm based on isolated patches and static space cannot adequately explain variation in pest-control outcomes across landscape contexts, natural-enemy taxa and farming disturbances. Here, we argue that the key task of farmland landscape design is not only to determine how much habitat is required, but also to organize limited habitats through functional connectivity so that they can continuously support the movement of the natural enemies of pests, resource use, population replenishment, and post-disturbance recovery. We develop a framework centered on functional connectivity and implemented through functional networks to address two linked challenges under area constraints: Spatial compensation and the dynamic maintenance of natural-enemy populations. Habitat amount, functional connectivity, resource continuity, temporal complementarity, and disturbance exposure, jointly determine the level of landscape functional support. We define the dynamic functional threshold as the minimum level of integrated

*资助项目 Supported projects：国家重点研发计划资助（2023YFD1400800）；国家自然科学基金联合基金项目（U24A20412）

**第一作者和通讯作者 First author and corresponding author，E-mail：zhaoke_dong@126.com

收稿日期 Received：2026-06-18；接受日期 Accepted：2026-08-20

landscape functional support required to achieve a predefined ecological-regulation goal under a given ecological and management context, rather than as a fixed habitat-area proportion. We further emphasize that connectivity is not inherently beneficial at all levels; landscape design should seek selective and context-dependent connectivity that promotes natural enemy dispersal while limiting pest spread and pest-reservoir risks. This framework provides a conceptual and quantifiable basis for ecological regulation, natural pest control, and natural enemy conservation in farmland landscapes with limited land resources.

Key words　landscape functional redesign; dynamic functional threshold; non-crop habitats; semi-natural habitat; landscape connectivity; natural pest control; natural enemy conservation

全球范围内的土地利用变化，尤其是农业用地的持续扩张，已被广泛认为是驱动当前全球生物多样性下降的主要因素之一（Newbold *et al*., 2015; Semenchuk *et al*., 2022）。随着全球粮食需求的增长，现代农业在空间上占用自然生态系统的同时，管理方式也趋于集约化（Matson *et al*., 1997; Kan *et al*., 2026）。以大面积单一种植、农田边界减少以及农用化学品依赖增强为特征的集约化生产模式，直接导致了农业景观的同质化与半自然生境的严重破碎化（Tscharntke *et al*., 2005）。这种空间结构与管理强度的变化会改变农田中害虫-天敌等多营养级食物网的物种组成、网络结构与控害功能（Dong *et al*., 2025a）。生境的丧失与破碎化可能限制天敌的扩散与定殖，降低其在局部环境中的持续性，进而削弱农田生态系统内在的害虫自然调控功能（Bianchi *et al*., 2006）。

面对农田生态系统控害功能衰退的挑战，生态集约化（Ecological intensification）作为一种重要途径被广泛提出，其核心在于通过生态学手段保护生物多样性并提升生态系统服务（Cassman, 1999; Landis, 2017; Kleijn *et al*., 2019）。传统的农业生态调控多聚焦于单一田块尺度，试图通过田边种植庇护带或释放商品化天敌等局部干预措施来恢复控害功能。但如果缺乏区域尺度的生态支撑，这些措施往往难以形成长效机制（戈峰, 2020）。近年来，研究者们逐渐达成共识：天敌与害虫的种群互作是一个跨越田块边界的空间动态过程（Hatt *et al*., 2018）。由此，农业害虫生态调控的视角逐渐从单一田块转向更大尺度的农田景观功能重构（Landis, 2017; Bommarco, 2024）。农田景观功能重构通过优化非作物生境的空间配置，重塑农业景观的空间异质性，从而在保障农业产能的前提下，实现天敌保育与控害效能的最大化。国内相关研究也已从保护性生物防治中的生境管理，逐步拓展至基于生态系统服务的害虫生态调控与农田景观优化（赵紫华等, 2013; 戈峰等, 2014）。目前，这一理念已成为现代应用昆虫学的研究热点，但同时，如何科学界定并管理非作物生境的空间配置标准，也成为了亟待解决的理论问题。

在农田景观功能重构的实践中，生境面积或比例阈值长期是界定空间配置标准的重要依据。这类指标易于测量、管理和纳入政策实施，但其隐含了生态功能主要由空间占有量决定的假设。现代景观生态学表明，生态功能不仅取决于拥有多少生境，更取决于生物如何在空间中移动、获得资源并维持种群过程。因此，农田生态调控需要完成从静态到动态、从几何形态到生态过程的认识转变，并由面积保障进一步转向功能连接设计。

基于上述研究背景，本文提出农田害虫生态调控的空间规划应逐步突破单一面积阈值的框架。一方面，本文引入景观连通性视角，探讨网络化配置的小微生境如何在面积约束下扩大有效覆盖；另一方面，强调应从天敌的种群动态功能而非单一的面积数值来评估生境的控害效能。本文旨在构建多维度、功能导向的农田景观功能连接框架，为现代集约化农田的景观功能重构与天敌保育提供理论依据与实践参考。

1　传统面积范式的理论边界

1.1　面积范式的理论来源与管理逻辑

农田景观中以生境面积或比例指导管理的思路，源于岛屿生物地理学、最小可存活种群等

经典空间理论。在高强度人为干扰的农田中，非作物生境常被视为镶嵌于同质化基质中的“生态岛屿”；据此，种群持续被认为依赖于一定规模的物理空间底线（MacArthur and Wilson, 1967; Hanski *et al*., 1996）。这一逻辑使面积指标成为保护实践中最易测量、管理和纳入政策考核的变量。

受此影响，农田生境管理长期试图寻找普适的面积或比例阈值，假设当花带、草地、林地或半自然生境达到某一临界规模后，便可庇护天敌群落并稳定输出控害服务（Mansier and van Rijn, 2024）。例如，生产性景观保留约 20%-25%的自然生境，被认为有助于维持生物防治和传粉等生态服务（Garibaldi *et al*., 2021; Mohamed *et al*., 2024）。面积因而仍是生物多样性维持和土地配置的重要基础约束；问题不在于否定面积，而在于将其直接等同于生态功能。

1.2 面积为何不足以代理生态功能

从理论上看，孤立斑块面积并非生态功能的充分代理变量。Fahrig（2013）提出的生境总量假说（Habitat amount hypothesis, HAH）认为，物种丰富度主要响应景观中的总生境量，传统研究中的斑块面积效应可能只是总生境量效应的替代表现；在控制总生境量后，单个斑块面积及隔离程度未必具有独立解释力。这一观点削弱了将孤立斑块面积直接等同于生物多样性维持能力的理论基础。与此同时，HAH 主要解释物种出现与丰富度，尚未回答天敌如何移动、补员并维持生物防治功能。因此，本文关注的问题由多少生境支持多少物种进一步转向如何组织生境以维持生态功能。

从实证上看，固定面积阈值具有明显的景观背景、天敌类群和管理制度依赖性。在部分景观中，少量线性或小块非作物生境已能提高天敌的丰度并增强害虫控制（Bianchi *et al*., 2006）；在另一些高度集约化的农业景观中，只有当一定范围内半自然生境比例达到较高水平后，寄生率才表现出稳定提升（Vilumets *et al*., 2023）。全球综合分析也表明，非作物生境比例对害虫和天敌作用方向并不一致（Karp *et al*., 2018）。因此，面积可作为必要的基础变量，却无法单独提供跨区域、跨类群的功能预测。

从生态过程看，传统面积范式隐含的将生境视为孤立斑块、将基质视为不可跨越空间的假设并不符合真实农田。农作物和农田边界可提供短期的隐蔽场所、资源和移动通道，天敌实际感受到的功能连通性往往大于生境的物理连通性。反之，即使保留了较大的生境面积，若其空间分布集中，远离生境的田块仍可能因天敌有效活动范围有限而形成控害盲区（Perovic *et al*., 2010; Haan *et al*., 2020; Rodenwald *et al*., 2023）。因此，面积中心范式难以解释有限生境如何实现全域覆盖，也难以解释天敌种群在资源波动和农业扰动下如何持续维持。因此，农田景观生态调控的理论重点需由以生境面积为核心的静态空间配置，转向以天敌移动、资源利用和种群维持为基础的功能连接设计（图 1）。

2 面积约束下的生态挑战

在现代集约化农田中，扩大非作物生境的绝对面积受到土地资源的严格限制。农田生态调控因而面临两项相互关联的挑战：其一，有限面积的生境如何通过空间组织实现有效覆盖与功能补偿；其二，天敌种群如何在资源波动和农业扰动下维持、补充并恢复。这两项挑战共同界定了功能网络需要回应的问题：空间补偿关注目标天敌对作物空间的可达性，种群动态维持则关注这种可达性如何经由资源供给、种群补员与扰动后恢复，转化为持续的生态调控功能。

2.1 空间补偿：有限生境如何实现有效覆盖

在空间维度上，分散的微小生境如花带、草垄、田埂植被和树篱，可作为天敌扩散与觅食的踏脚石。当节点布局与目标天敌的移动能力相匹配时，单个斑块面积虽低于传统阈值，天敌实际可利用的空间与资源仍可通过网络化配置得到拓展（江婷等, 2019; Wen *et al*., 2024; 门兴元和戈峰, 2025）。

空间补偿并不意味着小微生境能够无条件替代生境面积。其能否发生取决于目标天敌的扩

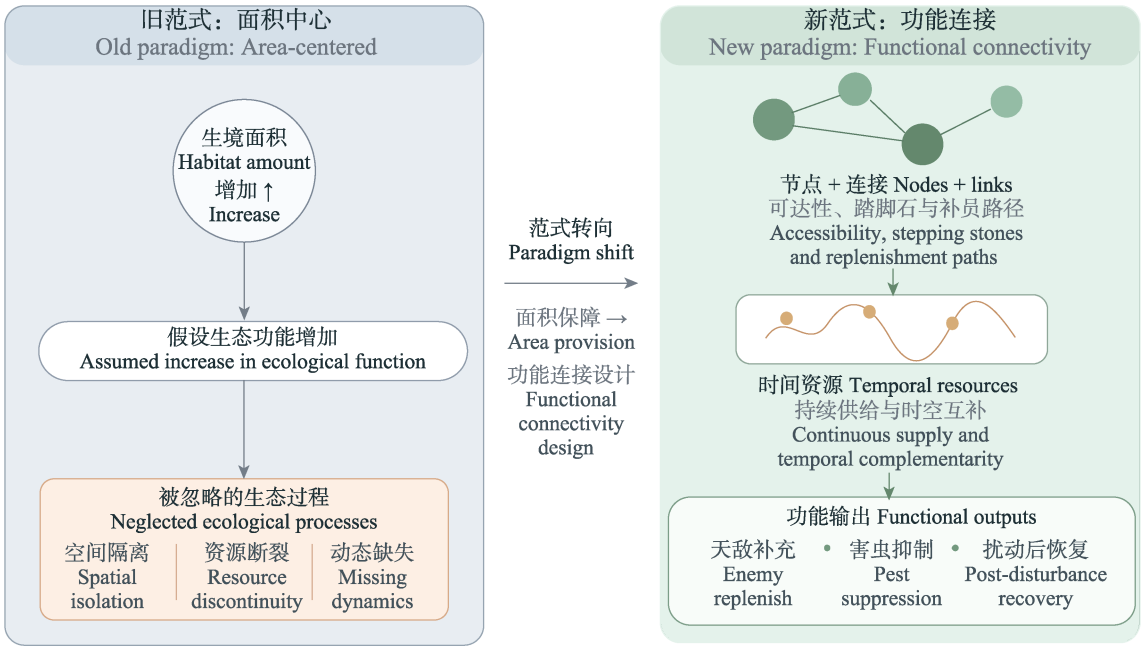


图 1　农田景观生态调控的理论演变：从静态面积到功能连接

Fig. 1　The conceptual evolution of agroecosystem landscape regulation: From static habitat area to functional connectivity

图示对比面积中心范式与功能连接范式：前者以生境面积增加推断功能增加，忽略空间隔离、资源断裂和动态过程；后者以节点、连接和时间资源的组织支撑天敌补充、害虫抑制与扰动后恢复。

This conceptual framework contrasts the area-centered paradigm with the functional connectivity paradigm. The former assumes that increasing habitat area directly enhances ecological functions, while overlooking spatial isolation, resource discontinuity, and dynamic ecological processes. The latter emphasizes the organization of nodes, connections, and temporal resource availability to support natural enemy recruitment, pest suppression, and ecosystem recovery after disturbance.

散能力、生境节点质量、作物基质的可通行性以及节点间资源是否可利用。因而，空间补偿是面积约束下提升有效覆盖的可能机制，而非对最低生境总量要求的否定。空间补偿能否转化为实际控害效益，取决于有限生境能否被配置在与目标天敌移动和资源利用相匹配的位置，这一机制构成功能网络空间设计的依据。

2.2　种群动态维持：补员、恢复与抗扰

空间补偿只有转化为持续的种群过程，才能形成稳定控害功能。部分天敌昆虫受低密度过程制约：当局部种群密度过低时，天敌会面临寻找配偶困难或合作觅食效率下降等问题，导致种群增长停滞甚至衰退。在高度破碎化的农田中，栖息地连通性下降或斑块间距增大还会限制天敌对害虫斑块的搜索、定殖和聚集响应(With *et al*., 2002; Swift and Hannon, 2010)。

高连通性的微生境网络可提高个体在斑块间的扩散频率与交换强度，将物理空间上相互隔离的小种群整合为动态关联的集合种群。在这一过程中，网络结构并非简单增加生境面积，而是通过斑块间的持续补员和快速聚集，提高天敌在害虫发生区周围形成有效种群密度的能力（ Bianchi, 2022; Wen *et al*., 2024)。

农药施用、收割和耕作等高频干扰会使天敌种群在田块尺度上快速下降。此时，分布式生境节点既可提供避难与临时给养，也可在扰动结束后充当就近种源，促进重新定殖和恢复。在此机制下，评估生境的价值不再是单纯的面积计算，而是考量该斑块能否在关键的种群波动低谷期（如作物采收后），为天敌提供了必要的生存缓冲和临时给养（ Rowen *et al*., 2022; Triquet *et al*., 2022)。因此，功能网络既需在空间上提高天敌对作物空间的可达性，也需在时间上维持资源供给、种群补员与扰动后恢复。

3 功能网络、动态功能阈值与实施

第 2 节提出的空间补偿与种群动态维持问题，需要以功能连接为核心、以功能网络为其空间组织形式加以回应。本文不以单一连接性指标替代面积阈值，而是将生境总量、功能连接、资源连续性、时间互补性和扰动暴露共同视为景观对生态调控功能的支持条件。功能网络通过节点、路径与时空资源的组合影响这些条件，继而经由天敌移动、定殖、补员和恢复等过程影响最终功能输出。

在此基础上，本文将动态功能阈值界定为：在给定作物系统、目标害虫-天敌组合、景观背景和管理制度等情境下，使预设生态调控功能达到目标所需的最低综合景观功能支持水平。它不是固定的生境面积比例，也不是最低功能连接水平；功能连接仅是其中一项关键支持条件。其动态既表现为阈值随不同生态与管理情境而变化，也可表现为资源时序和扰动过程引起的生产周期内变化。这一框架可概括为景观功能支持条件-天敌种群过程-生态调控功能输出的因果链（图 2）。

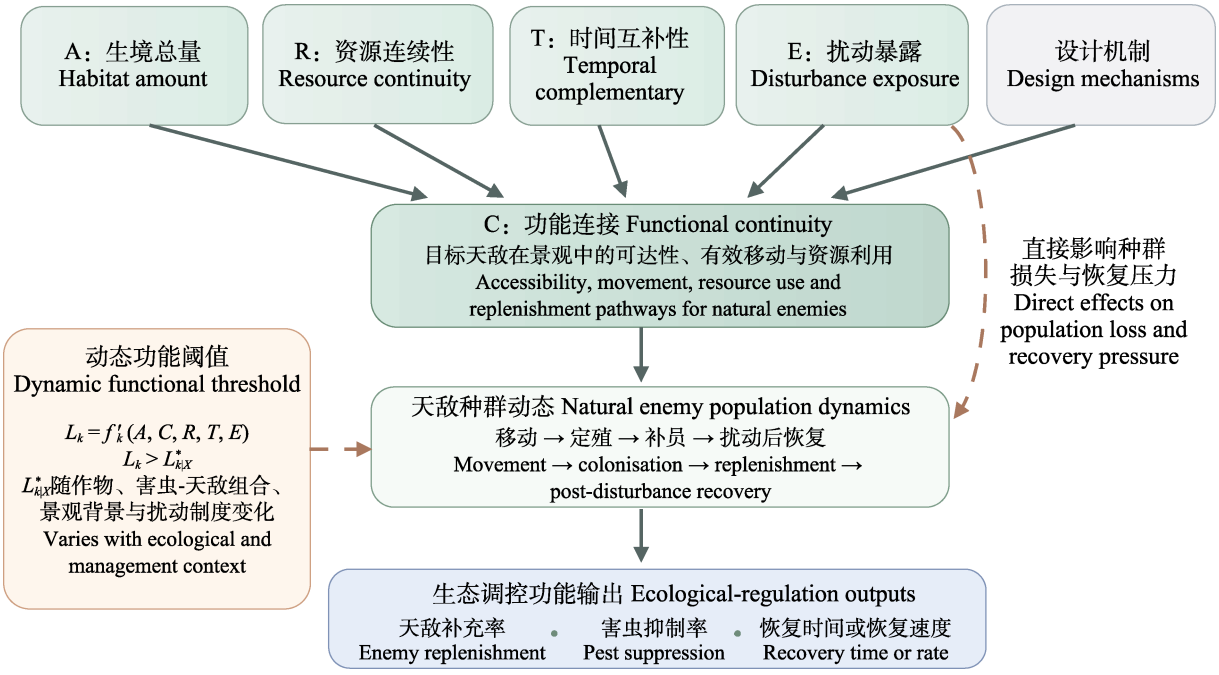


图 2 动态功能阈值的变量与因果框架

Fig. 2 Variables and causal framework underlying dynamic functional thresholds

$$L_k = f_k(A, C, R, T, E)$$

其中，L_k 为针对目标功能 k 的综合景观功能支持水平，A 为生境总量，C 为功能连接，R 为资源连续性，T 为时间互补性，E 为扰动暴露。A 与 C 宜在目标天敌实际活动的景观尺度测量；R 与 T 应覆盖作物生长季及关键生活史阶段；E 应在田块至农场尺度按农事记录量化。天敌移动、定殖、补员和恢复属于连接发挥作用的过程指标；害虫抑制、控害稳定性或扰动后恢复等属于最终功能输出，而不与扰动暴露混作同一输入变量。

$$L_k \geq L_{k|X}^* \Rightarrow \text{达到预设生态调控目标}$$

其中，$L_{k|X}^*$ 即动态功能阈值，X 为作物系统、目标害虫-天敌组合、景观背景和管理制度等条件。它不是统一常数，而会随条件 X 变化。本文不预设天敌移动、定殖或补员各自存在独立且普适的阈值；它们是解释和检验综合景观功能支持如何转化为生态调控结果的过程证据。阈值是否满足，最终应以一个预先界定的生态调控功能输出加以判断，例如害虫抑制、控害稳定性或扰动后恢复是否达到目标。其可检验路径为：以最近

功能节点距离、田块可达覆盖率、扩散半径内节点数或资源连续性等结构指标表征 L_k 的组成，在田块或农场尺度监测天敌移动、定殖和补员等过程，并通过跨季节监测或操纵试验估计不同情境下的 $L^*_{k|X}$ 。

3.1　功能网络的设计原则

对应第 2 节提出的两项生态挑战，功能网络设计包括两个相互衔接的原则：空间补偿原则旨在提高目标天敌对作物空间的可达性；种群维持原则则旨在使这种可达性转化为跨时段持续的生态调控功能。

1）空间补偿原则。在生境总量受限时，设计不应仅以最大化单一斑块面积或简单增加节点数量为目标，而应兼顾生境总量与空间配置效率。应依据目标天敌的有效扩散范围和资源利用方式，优化节点间距、连接路径与关键节点位置，使有限生境形成可达且具有替代性的空间拓扑，从而降低移动成本并扩大作物空间的有效覆盖（Belisle, 2005; Perovic *et al*., 2010）。可通过最近功能节点距离、田块可达覆盖率和目标天敌有效扩散范围内的节点数量等指标，评价网络是否提高了作物空间的可利用性。分布式微小生境网络的目标，是在有限面积条件下提高天敌的可达范围和服务覆盖；其控害效益需在生境总量、管理制度和景观背景相近的条件下进一步检验。

2）种群维持原则。对应 2.2 节提出的种群动态挑战，资源连续性、生活史匹配和干扰缓冲应作为一个协同设计单元，而非彼此独立的要素。不同物候期、结构和持续时间的生境应在作物生长季、害虫发生期和天敌生活史关键阶段持续提供花蜜、花粉、替代猎物或寄主、越冬场所和避难空间（杨泉峰等, 2020; Fountain, 2022; 张兵和肖海军, 2025）。设计上还应依据目标天敌的扩散能力、觅食方式和营养需求，匹配节点类型、间距和管理强度；在农药施用、收割或耕作后，应确保网络中仍保留可用的避难节点、补员来源及其连接路径（Rowen *et al*., 2022; Triquet *et al*., 2022）。

上述两项原则体现了从田块尺度措施到景观尺度功能网络的尺度跃迁：资源连续性不再只是单一花带的长花期设计，而是多个节点之间的物候互补；生活史匹配也不再只是选择适宜植物，而是根据天敌扩散能力与关键生活史阶段确定节点类型、间距及其在景观中的组合。田块内部和边界的花带、草垄、田埂植被可作为高频节点，景观尺度则需组合花期、结构和资源类型互补的核心斑块与线性廊道，避免关键时期资源同步断裂（Gontijo, 2019; Albrecht *et al*., 2020; Haan *et al*., 2020）。

3.2　选择性连接与生态权衡

功能连接并非天然等同于更高的控害效能。高连接网络能够增强天敌移动、定殖和补员，但也可能为害虫提供连续传播通道，扩大其扩散范围或加快再入侵（Segre *et al*., 2020）。因此，农田景观设计的目标不是最大化所有生境单元之间的连接，而是构建有利于目标天敌、同时限制关键害虫扩散的选择性连接。这种选择性既取决于节点位置和间距，也取决于基质类型、作物时序及不同类群的移动行为。

小微生境的功能也具有双向性。花带可为寄生蜂、食蚜蝇和捕食性天敌提供花蜜、花粉与避难空间，但在特定植物组成和季节窗口下，也可能提供替代寄主、替代猎物或适宜栖息条件，从而成为害虫储库（Sanchez *et al*., 2024）。功能设计因此必须同时评估植物组成、开花与作物生育期的时间窗口，以及目标害虫-天敌类群的响应，避免将增加生境简单等同于增强控害。

3.3　量化检验与跨尺度实施

动态功能阈值的检验应遵循景观支持条件-种群过程-功能输出的链条（表 1）。首先，以生境总量、空间连接、扩散匹配、资源连续性和网络稳定性等指标表征景观功能支持水平；其次，监测天敌移动、定殖、补员与恢复等过程；最后，以预先界定的害虫抑制、控害稳定性或扰动后恢复目标判断阈值是否被满足。评价时应在同一作物系统、目标害虫-天敌组合、景观范围、观测时段和管理制度下比较不同空间组织，避免将观察到的差异简单归因于单一空间指标。

表 1 中，空间连接和扩散匹配主要对应空间

表 1　动态功能阈值的可检验量化指标框架

Table 1　A framework of testable quantitative indicators for dynamic functional thresholds

功能目标 Functional objective	指标 Indicator	数据来源/计算方法 Data source / Calculation method	空间与时间尺度 Spatial and temporal scales	预期方向 Expected direction
空间连接 Spatial connectivity	最近功能节点距离、田块可达覆盖率、扩散半径内节点数 Distance to the nearest functional node, accessible crop-area coverage, and number of nodes within the dispersal radius	从田块采样点或网格到最近花带、田埂、树篱等功能节点计算直线或最小成本距离；计算位于目标天敌有效扩散距离内的作物面积比例，以及该范围内可利用节点数量 Calculate the euclidean or least-cost distance from field sampling points or grid cells to the nearest functional nodes, such as flower strips, field margins, and hedgerows; calculate the proportion of crop area within the effective dispersal distance of the target natural enemy and the number of accessible nodes within this distance	田块-景观尺度；按目标天敌活动高峰期和作物关键期测量 Field-to-landscape scale; measured during peak activity periods of the target natural enemy and critical crop-growth stages	最近节点距离缩短、可达覆盖率和扩散半径内节点数提高，通常意味着天敌更易抵达作物空间 A shorter distance to the nearest node, greater accessible coverage, and more nodes within the dispersal radius generally indicate greater accessibility of crop areas to natural enemies
扩散匹配 Dispersal matching	节点距离/扩散距离比 Ratio of inter-node distance to dispersal distance	节点间最小成本距离除以目标天敌的实测或文献扩散距离；扩散距离可由标记-重捕、分子标记或追踪数据估计 Divide the least-cost distance between nodes by the measured or literature-reported dispersal distance of the target natural enemy; estimate dispersal distance using mark-recapture, molecular marking, or tracking data	田块-农场-景观尺度；按天敌活动高峰期测量 Field-to-farm-to-landscape scale; measured during peak activity periods of the target natural enemy	比值越低，节点间可达性通常越高；需结合害虫传播风险设定最优范围 A lower ratio generally indicates greater accessibility between nodes; an appropriate range should be determined by also considering the risk of pest dispersal
资源连续 Resource continuity	开花资源连续性指数、替代猎物或寄主供给指数 Floral-resource continuity index and alternative prey or host availability index	记录各节点植物物候、花量及替代资源出现时间，计算关键生活史阶段的资源覆盖率与断档时长 Record plant phenology, floral abundance, and the timing of alternative-resource availability at each node; calculate resource coverage and the duration of resource gaps during critical life-history stages of natural enemies	田块至景观尺度；覆盖整个作物季及越冬前后关键窗口 Field-to-landscape scale; covering the entire cropping season and critical periods before and after overwintering	资源覆盖率提高、断档时间缩短，预期促进天敌存活与补员 Greater resource coverage and shorter resource gaps are expected to promote the survival and population replenishment of natural enemies

续表 1 (Table 1 continued)

功能目标 Functional objective	指标 Indicator	数据来源/计算方法 Data source / Calculation method	空间与时间尺度 Spatial and temporal scales	预期方向 Expected direction
网络稳定 Network stability	替代路径数、关键节点受扰后的覆盖保留率 Number of alternative pathways and coverage retention after disturbance to key nodes	模拟移除一处花带、田埂或核心斑块后，统计仍可到达的功能节点数量、作物可达覆盖率或独立替代路径数量；用于评估局部扰动是否会造成网络失效 Simulate the removal of a flower strip, field margin, or core habitat patch, and quantify the remaining accessible functional nodes, accessible crop-area coverage, or independent alternative pathways to assess whether local disturbance could cause network failure	景观尺度；至少比较扰动前后或多个作物季 Landscape scale; comparing at least the conditions before and after disturbance or across multiple cropping seasons	替代路径更多、关键节点受扰后覆盖保留率更高，预期提高抗扰与恢复力 More alternative pathways and greater coverage retention following disturbance to key nodes are expected to increase network resistance and recovery capacity
功能输出与阈值判定 Functional outcome and threshold determination	害虫抑制率、控害稳定性或扰动后恢复时间/速度 Pest suppression rate, stability of pest control, and post-disturbance recovery time or recovery rate	排除试验、害虫与天敌时序调查或扰动前后重复监测；预先界定一个明确的功能目标，据此判断景观支持水平是否达到动态功能阈值 Obtain data from exclusion experiments, temporal surveys of pests and natural enemies, or repeated monitoring before and after disturbance; define an explicit functional target in advance and use it to determine whether the landscape functional support level reaches dynamic functional threshold	田块或农场尺度；与害虫发生期及农事扰动同步监测 Field or farm scale; monitored in synchrony with pest occurrence and agricultural disturbances	害虫抑制和控害稳定性提高，恢复时间缩短或恢复速度提高 Greater pest suppression and pest-control stability, together with a shorter recovery time or faster recovery rate, indicate enhanced ecological regulation

补偿挑战；资源连续和网络稳定主要对应种群动态维持挑战；功能输出则用于最终阈值判定。指标评估应服务于跨尺度实施：田块尺度可通过花带、草垄、田埂植被和小型非作物斑块配置高频节点；农场尺度需协调作物布局、生境节点与农事操作；区域景观尺度则需统筹半自然生境、作物多样性、田块大小和田间边界，减少不同产权或管理单元之间的生态割裂（Petit *et al*., 2023）。中国稻田生态工程的实践表明，田埂、田间植被及其他非作物生境的配置能够为害虫生态调控提供操作基础；但其长期效应仍需进一步置于更大景观尺度和多主体管理情境中评估（郑许松等, 2017）。跨尺度实施还必须同时考虑生态效益、土地占用、管理成本和农户收益。景观尺度的作物多样性、半自然生境保留和合理空间布局可在一定条件下增强自然控害、减少农药依赖或改善产量稳定性（Gagic *et al*., 2021; Tassoni *et al*., 2024），但其效应具有明显的景观背景和管理强度依赖性（Garibaldi *et al*., 2023; Gebhardt *et al*., 2023）。

4 结论与展望

在集约化农业和土地资源约束背景下，生境面积仍是天敌保育与生态服务供给的基础条件，却不能单独预测农田生态调控功能。本文提出，景观设计应由追求固定面积比例，转向通过功能网络组织有限生境，以提高天敌对作物空间的可达性，并维持资源供给、种群补员与扰动后恢复。生境总量、功能连接、资源连续性、时间互补性和扰动暴露共同构成景观功能支持水平；当天敌移动、定殖和补员等过程能够转化为预设的害虫抑制、控害稳定性或恢复目标时，动态功能阈值才被满足。

动态功能阈值不是固定面积比例或单一连接性数值，而是随作物系统、目标害虫-天敌组合、景观背景和管理制度变化的条件依赖阈值。功能网络是实现这一阈值的空间组织手段，而非面积的替代物；连接性也并非越强越好，设计需同时权衡天敌扩散收益与害虫传播、害虫储库等风险。

未来研究可聚焦以下 3 个方向：

1）基于行为和移动过程的功能连接测量：目前的农田景观连通性评估多基于静态的地理信息系统距离或土地覆盖格局，难以反映不同天敌类群对生境节点、基质和季节性资源的实际利用。未来应引入复杂网络分析（Marini *et al*., 2019; Dong *et al*., 2025b）和空间图论（Hashemi *et al*., 2024），开展跨越多个农业生产周期的长时序定点监测。以目标天敌的真实移动、资源利用和定殖信息定义网络节点与连接路径，构建具有物种特异性和时间分辨率的天敌时空功能连通度模型。可结合昆虫雷达（Long *et al*., 2020）、稳定同位素标记或分子靶标检测等技术，包括高通量测序的肠道内含物分析（Batuecas *et al*., 2022），精细刻画天敌在复杂生境网络中的迁飞扩散、资源利用和捕食过程。该研究可识别关键枢纽节点、脆弱连接和替代路径，并在植物-害虫-天敌多营养级关系中检验景观连接如何影响天敌定殖、补员与恢复，进而为生境布局优化和动态功能阈值估计提供过程证据。

2）验证条件依赖的动态功能阈值。未来应结合景观配置梯度、田间操纵试验和跨季节重复监测，在尽可能控制生境总量、作物类型和管理制度的前提下，比较不同功能网络配置对天敌移动、定殖、补员和扰动后恢复的影响，并进一步检验这些过程能否转化为害虫抑制、控害稳定性或恢复速度等最终功能输出（With *et al*., 2002）。

阈值估计还应将农药施用、收割和耕作等扰动事件纳入研究设计，关注网络能否在天敌种群低谷期提供避难、生存资源和就近种源，并缩短扰动后的恢复时间（Rowen *et al*., 2022; Triquet *et al*., 2022）。分析中应检验景观功能支持水平与功能输出之间是否存在非线性转折、渐变响应或情境特异的临界区间，而不预设所有系统均存在清晰且一致的突变阈值。通过比较不同情境下阈值及其恢复轨迹的变化，可明确何种生境总量、节点布局、资源连续性和干扰缓冲组合更可能维持稳定控害，并为花带、田埂植被和其他小微生境的尺度与配置设计提供依据。

3）评估跨尺度实施可行性。应结合空间情

景模拟和参与式设计，比较不同配置方案在天敌保育、害虫抑制、农药减量、产量稳定性与土地占用之间的权衡（Kleijn *et al*., 2019; Gagic *et al*., 2021; Garibaldi *et al*., 2023）。

功能网络能否持续发挥作用，还取决于建设与维护成本、农户收益、技术可操作性和政策激励是否相匹配。因而，有必要将生态效益评价与成本-收益分析、生态补偿机制和农户接受度调查相结合，识别不同农业景观和经营主体条件下可行的实施路径，并通过长期监测与适应性管理不断调整节点配置和管理强度。只有将生态机制、空间设计和社会经济条件纳入同一决策框架，功能网络才能由概念性设计转化为可推广的农田生态调控实践。

参考文献 (References)

Albrecht M, Kleijn D, Williams NM, Tschumi M, Blaauw BR, Bommarco R, Campbell AJ, Dainese M, Drummond FA, Entling MH, Ganser D, Arjen de Groot G, Goulson D, Grab H, Hamilton H, Herzog F, Isaacs R, Jacot K, Jeanneret P, Jonsson M, Knop E, Kremen C, Landis DA, Loeb GM, Marini L, McKerchar M, Morandin L, Pfister SC, Potts SG, Rundlöf M, Sardiñas H, Sciligo A, Thies C, Tscharntke T, Venturini E, Veromann E, Vollhardt IM, Wäckers F, Ward K, Westbury DB, Wilby A, Woltz M, Wratten S, Sutter L, 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: A quantitative synthesis. *Ecology Letters*, 23(10): 1488–1498.

Batuecas I, Alomar O, Castañe C, Piñol J, Boyer S, Gallardo-Montoya L, Agustí N, 2022. Development of a multiprimer metabarcoding approach to understanding trophic interactions in agroecosystems. *Insect Science*, 29(4): 1195–1210.

Belisle M, 2005. Measuring landscape connectivity: The challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology*, 86(8): 1988–1995.

Bianchi FJJA, Booij CJH, Tscharntke T, 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B*: *Biological Sciences*, 273(1595): 1715–1727.

Bianchi FJJA, 2022. From pattern to process: Towards mechanistic design principles for pest suppressive landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 64: 157–171.

Bommarco R, 2024. Ecological redesign of crop ecosystems for reliable crop protection: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 44(6): 51.

Cassman KG, 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, field efficiency, and nitrogen use efficiency. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(11): 5952–5959.

Dong Z, Bladon AJ, Jaworski CC, Pywell RF, Woodcock BA, Meek WR, Nuttall P, Dicks LV, 2025a. Species-habitat networks reveal conservation implications that other community analyses do not detect. *Ecological Applications*, 35(1): e3073.

Dong Z, Zhang X, Wu Q, Gagic V, Tomanovic Z, Lu Z, Zalucki MP, 2025b. Land-use effects on aphid-parasitoid-hyperparasitoid food web structure and function. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 389: 109699.

Fahrig L, 2013. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9): 1649–1663.

Fountain MT, 2022. Impacts of wildflower interventions on beneficial insects in fruit crops: A review. *Insects*, 13(3): 304.

Gagic V, Holding M, Venables WN, Hulthen AD, Schellhorn NA, 2021. Better outcomes for pest pressure, insecticide use, and yield in less intensive agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(12): e2018100118.

Garibaldi LA, Oddi FJ, Miguez FE, Bartomeus I, Orr MC, Jobbágy EG, Kremen C, Schulte LA, Hughes AC, Bagnato C, Abramson G, Bridgewater P, Carella DG, Díaz S, Dicks LV, Ellis EC, Goldenberg M, Huaylla CA, Kuperman M, Locke H, Mehrabi Z, Santibañez F, Zhu C, 2021. Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14(2): e12773.

Garibaldi LA, Zermoglio PF, Jobbágy EG, Andreoni L, Ortiz de Urbina A, Grass I, Oddi FJ, 2023. How to design multifunctional landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 60(12): 2521–2527.

Ge F, Ouyang F, Zhao ZH, 2014. Theory of insect ecological regulation based on ecosystem services. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 51(3): 597–605. [戈峰, 欧阳芳, 赵紫华, 2014. 基于服务功能的昆虫生态调控理论. 应用昆虫学报, 51(3): 597–605.]

Ge F, 2020. The ecological regulation and management of pests. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 57(1): 10–19. [戈峰, 2020. 论害虫生态调控策略与技术. 应用昆虫学报, 57(1): 10–19.]

Gebhardt S, Van Dijk J, Wassen MJ, Bakker M, 2023. Agricultural intensity interacts with landscape arrangement in driving ecosystem services. *Agriculture*, *Ecosystems & Environment*,

357: 108692.

Gontijo LM, 2019. Engineering natural enemy shelters to enhance conservation biological control in field crops. *Biological Control*, 130: 155–163.

Haan NL, Zhang Y, Landis DA, 2020. Predicting landscape configuration effects on agricultural pest suppression. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(2): 175–186.

Hanski I, Moilanen A, Gyllenberg M, 1996. Minimum viable metapopulation size. *The American Naturalist*, 147(4): 527–541.

Hashemi R, Darabi H, Hashemi M, Wang J, 2024. Graph theory in ecological network analysis: A systematic review for connectivity assessment. *Journal of Cleaner Production*, 472: 143504.

Hatt S, Boeraeve F, Artru S, Dufrêne M, Francis F, 2018. Spatial diversification of agroecosystems to enhance biological control and other regulating services: An agroecological perspective. *Science of the Total Environment*, 621: 600–611.

Jiang T, Fu DM, Zhang WN, Zou Y, Xiao HJ, 2019. Regulating effect of agricultural landscape pattern on ecological pest control by natural enemies. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 30(7): 2511–2520. [江婷, 付道猛, 张万娜, 邹怡, 肖海军, 2019. 农田景观格局对害虫天敌生态控害功能的调控作用. 应用生态学报, 30(7): 2511–2520.]

Kan S, Levy SA, Mazur E, Samberg L, Persson UM, Sloat L, Segovia ALR, Parente L, Kastner T, 2026. Overlooked and overexploited: Extensive conversion of grasslands and wetlands driven by global food, feed, and bioenergy demand. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 123(9): e2521183123.

Karp DS, Chaplin-Kramer R, Meehan TD, Martin EA, DeClerck F, Grab H, Gratton C, Hunt L, Larsen AE, Martínez-Salinas A, O'Rourke ME, Rusch A, Poveda K, Jonsson M, Rosenheim JA, Schellhorn NA, Tscharntke T, Wratten SD, Zhang W, Iverson AL, Adler LS, Albrecht M, Alignier A, Angelella GM, Zubair Anjum M, Avelino J, Batáry P, Baveco JM, Bianchi FJJA, Birkhofer K, Bohnenblust EW, Bommarco R, Brewer MJ, Caballero-López B, Carrière Y, Carvalheiro LG, Cayuela L, Centrella M, Ćetković A, Henri DC, Chabert A, Costamagna AC, De la Mora A, de Kraker J, Desneux N, Diehl E, Diekötter T, Dormann CF, Eckberg JO, Entling MH, Fiedler D, Franck P, Frank van Veen FJ, Frank T, Gagic V, Garratt MPD, Getachew A, Gonthier DJ, Goodell PB, Graziosi I, Groves RL, Gurr GM, Hajian-Forooshani Z, Heimpel GE, Herrmann JD, Huseth AS, Inclán DJ, Ingrao AJ, Iv P, Jacot K, Johnson GA, Jones L, Kaiser M, Kaser JM, Keasar T, Kim TN, Kishinevsky M, Landis DA, Lavandero B, Lavigne C, Le Ralec A, Lemessa D, Letourneau DK, Liere H, Lu Y, Lubin Y, Luttermoser T, Maas B, Mace K, Madeira F, Mader V, Cortesero AM, Marini L, Martinez E, Martinson HM, Menozzi P, Mitchell MGE, Miyashita T, Molina GAR, Molina-Montenegro MA, O'Neal ME, Opatovsky I, Ortiz-Martinez S, Nash M, Östman Ö, Ouin A, Pak D, Paredes D, Parsa S, Parry H, Perez-Alvarez R, Perović DJ, Peterson JA, Petit S, Philpott SM, Plantegenest M, Plećaš M, Pluess T, Pons X, Potts SG, Pywell RF, Ragsdale DW, Rand TA, Raymond L, Ricci B, Sargent C, Sarthou JP, Saulais J, Schäckermann J, Schmidt NP, Schneider G, Schüepp C, Sivakoff FS, Smith HG, Stack Whitney K, Stutz S, Szendrei Z, Takada MB, Taki H, Tamburini G, Thomson LJ, Tricault Y, Tsafack N, Tschumi M, Valantin-Morison M, Van Trinh M, van der Werf W, Vierling KT, Werling BP, Wickens JB, Wickens VJ, Woodcock BA, Wyckhuys K, Xiao H, Yasuda M, Yoshioka A, Zou Y, 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(33): E7863–E7870.

Kleijn D, Bommarco R, Fijen TPM, Garibaldi LA, Potts SG, van der Putten WH, 2019. Ecological intensification: Bridging the gap between science and practice. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(2): 154–166.

Landis DA, 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, 18: 1–12.

Long T, Hu C, Wang R, Zhang T, Kong S, Li W, Cai J, Tian W, Zeng T, 2020. Entomological radar overview: System and signal processing. *IEEE Aerospace and Electronic Systems Magazine*, 35(1): 20–32.

MacArthur RH, Wilson EO, 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton: Princeton University Press. 8–33.

Mansier L, van Rijn PCJ, 2024. Modelling agricultural landscape complementation for natural pest control. *Journal of Applied Ecology*, 61(11): 2701–2716.

Marini L, Bartomeus I, Rader R, Lami F, 2019. Species-habitat networks: A tool to improve landscape management for conservation. *Journal of Applied Ecology*, 56(4): 923–928.

Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ, 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325): 504–509.

Men XY, Ge F, 2025. Approaches and applications of ecological pest management through farmland landscape optimization. *Plant Protection*, 51(5): 257–266, 355. [门兴元, 戈峰, 2025. 基于农田景观的害虫生态防控方法与实践. 植物保护, 51(5): 257–266, 355.]

Mohamed A, DeClerck F, Verburg PH, Obura D, Abrams JF, Zafra-Calvo N, Rocha J, Estrada-Carmona N, Fremier A, Jones

SK, Meier IC, Stewart-Koster B, 2024. Securing nature's contributions to people requires at least 20%-25% (semi-)natural habitat in human-modified landscapes. *One Earth*, 7(1): 59–71.

Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Díaz S, Echeverria-Londoño S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhusseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge J, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW, Purvis A, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545): 45–50.

Perovic DJ, Gurr GM, Raman A, Nicol HI, 2010. Effect of landscape composition and arrangement on biological control agents in a simplified agricultural system: A cost-distance approach. *Biological Control*, 52(3): 263–270.

Petit S, Alignier A, Allart R, Aviron S, Boussard H, Franck P, Gibert C, Ladet S, Lavigne C, Lecuyer L, Moncamp M, Muneret L, Poggi S, Ricci B, Rusch A, Vialatte A, Young J, 2023. Building capacities for the design of agroecological landscapes: The added-value of landscape monitoring networks. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 342: 108263.

Rodenwald N, Sutcliffe LME, Leuschner C, Batáry P, 2023. Weak evidence for biocontrol spillover from both flower strips and grassy field margins in conventional cereals. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 355: 108614.

Rowen EK, Pearsons KA, Smith RG, Wickings K, Tooker JF, 2022. Early-season plant cover supports more effective pest control than insecticide applications. *Ecological Applications*, 32(5): e2598.

Sanchez JA, de Pedro L, López-Gallego E, Pérez-Marcos M, Ramírez-Soria MJ, Perera-Fernández LG, Atenza JF, 2024. How plant composition in margins influences the assemblage of pests and predators and its effect on biocontrol in melon fields. *Scientific Reports*, 14: 13094.

Segre H, Segoli M, Carmel Y, Shwartz A, 2020. Experimental evidence of multiple ecosystem services and disservices provided by ecological intensification in Mediterranean agro-ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 57(10): 2041–2053.

Semenchuk P, Plutzar C, Kastner T, Matej S, Bidoglio G, Erb KH, Essl F, Haberl H, Wessely J, Krausmann F, Dullinger S, 2022. Relative effects of land conversion and land-use intensity on terrestrial vertebrate diversity. *Nature Communications*, 13: 615.

Swift TL, Hannon SJ, 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: A review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews*, 85(1): 35–53.

Tassoni S, Becker D, Kasten MK, Morinière J, Grass I, 2024. Insect conservation in agricultural landscapes needs both high crop heterogeneity and semi-natural habitats. *Global Ecology and Conservation*, 55: e03218.

Triquet C, Roume A, Tolon V, Wezel A, Ferrer A, 2022. Undestroyed winter cover crop strip in maize fields supports ground-dwelling arthropods and predation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 326: 107783.

Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C, 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: Ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8): 857–874.

Vilumets S, Kaasik R, Lof M, Kovács G, Holland J, Veromann E, 2023. Landscape complexity effects on *Brassicogethes aeneus* abundance and larval parasitism rate: A two-year field study. *Scientific Reports*, 13: 22373.

Wen Z, Fu Y, Zheng H, Ouyang Z, 2024. Metapopulation networks unlock the effects of landscape fragmentation on agricultural pests and natural predators. *Global Ecology and Conservation*, 50: e02849.

With KA, Pavuk DM, Worchuck JL, Oates RK, Fisher JL, 2002. Threshold effects of landscape structure on biological control in agroecosystems. *Ecological Applications*, 12(1): 52–65.

Yang QF, Ouyang F, Men XY, Ge F, 2020. Functional plants: Current uses and future research. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 57(1): 41–48. [杨泉峰, 欧阳芳, 门兴元, 戈峰, 2020. 功能植物的作用原理、方式及研究展望. 应用昆虫学报, 57(1): 41–48.]

Zhang B, Xiao HJ, 2025. Application of agricultural landscape patterns in the ecological regulation of insect pests. *Plant Protection*, 51(5): 267–278. [张兵, 肖海军, 2025. 农田景观格局在害虫生态调控中的应用. 植物保护, 51(5): 267–278.]

Zhao ZH, Ouyang F, Men XY, Liu JH, He DH, Ge F, 2013. Habitat management in biological control. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 50(4): 879–889. [赵紫华, 欧阳芳, 门兴元, 刘军和, 贺达汉, 戈峰, 2013. 生境管理——保护性生物防治的发展方向. 应用昆虫学报, 50(4): 879–889.]

Zheng XS, Liu GL, Chen YB, Tian JC, Lü ZX, 2017. Application of ecological engineering technology to control major insect pests in single-cropping late rice ecosystem. *Journal of Plant Protection*, 44(6): 950–957. [郑许松, 刘桂良, 陈宇博, 田俊策, 吕仲贤, 2017. 单季晚稻区应用生态工程技术控制水稻主要害虫的实践. 植物保护学报, 44(6): 950–957.]