

HIỆU QUẢ SINH THÁI TRONG CHĂN NUÔI - TỔNG QUAN VÀ TRIỂN VỌNG NGHIÊN CỨU TẠI VIỆT NAM

Bùi Phùng Khánh Hoà^{1,3}, Lê Thị Thu Hương², Trần Đức Viên³, Cao Trường Sơn^{3*}

¹*Phòng Quản lý Chất thải rắn, Sở Nông nghiệp và Môi trường Hà Nội*

²*Khoa Kế toán và Quản trị kinh doanh, Học viện Nông nghiệp Việt Nam*

³*Khoa Tài nguyên và Môi trường, Học viện Nông nghiệp Việt Nam*

*Tác giả liên hệ: ctson@vnua.edu.vn

Ngày nhận bài: 10.06.2025

Ngày chấp nhận đăng: 29.12.2025

TÓM TẮT

Bài viết này đưa ra bức tranh tổng quan về hiệu quả sinh thái trong chăn nuôi, trong đó tập trung vào các nội dung: khái niệm về hiệu quả sinh thái; phương pháp đánh giá hiệu quả sinh thái và triển vọng nghiên cứu hiệu quả sinh thái trong chăn nuôi tại Việt Nam. Kết quả cho thấy, việc đánh giá hiệu quả sinh thái rất quan trọng trong phát triển bền vững và đã được thế giới quan tâm, nghiên cứu. Mặc dù Việt Nam đã định hướng phát triển chăn nuôi bền vững, tuy nhiên hiện chưa có nghiên cứu cụ thể về hiệu quả sinh thái trong chăn nuôi. Đây là hướng nghiên cứu triển vọng trong thời gian tới tại Việt Nam và rất cần thiết để Chính phủ đánh giá mức độ phát triển bền vững và đưa ra những quyết định phát triển chăn nuôi đúng đắn.

Từ khóa: Hiệu quả sinh thái, chăn nuôi, Việt Nam.

Ecological Efficiency in Livestock Farming - Overview and Research Prospects in Vietnam

ABSTRACT

This article provided an overview of ecological efficiency in livestock farming. It focused on the following contents: The concept of ecological efficiency; methods for evaluating ecological efficiency and research prospects on ecological efficiency in livestock farming in Vietnam. The results show that ecological efficiency assessment is very important in sustainable development and has received attention and research from the world. Although Vietnam has oriented towards sustainable livestock farming development, there is currently no specific research on ecological efficiency in livestock farming. This is a promising research direction in the coming time in Vietnam and is very necessary for the government to assess the level of sustainable development and make the right decisions on livestock farming development.

Keywords: Ecological efficiency, livestock farming, Vietnam.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Chăn nuôi là ngành kinh tế quan trọng trong sản xuất nông nghiệp của thế giới, chiếm khoảng 26% diện tích đất lục địa với 1/3 diện tích đất nông nghiệp. Chăn nuôi tạo ra gần 40% tổng sản phẩm quốc nội (GDP) nông nghiệp toàn cầu, cung cấp 33% lượng protein và 17% lượng calo tiêu thụ toàn cầu, tạo ra việc làm đáng kể cho người dân nông thôn (Rojas-Downing & cs., 2017). Ngoài ra, chăn nuôi là

nguồn cung cấp lương thực, sinh kế và thu nhập chính ở các nước đang phát triển (Swanepoel & cs., 2021). Tại Việt Nam, chăn nuôi được xác định là ngành kinh tế chủ lực, đóng vai trò quan trọng giúp xóa đói giảm nghèo, cải thiện sinh kế cho người dân và đảm bảo an sinh xã hội. Trong đó, chăn nuôi lợn chiếm 14% tổng thu nhập hộ gia đình và 25% thu nhập trong ngành nông nghiệp ở vùng nông thôn (Van Hung & cs., 2015). Tổng đàn lợn của Việt Nam năm 2024 đạt hơn 25,5 triệu con với sản lượng thịt hơi

bình quân là 4,86 triệu tấn (Tổng cục Thống kê, 2024). Việt Nam được xếp nhóm quốc gia chăn nuôi lợn hàng đầu thế giới, cụ thể đứng thứ 5 về số lượng lợn và thứ 6 về sản lượng thịt (Cục Chăn nuôi, 2023).

Tăng trưởng dân số và thu nhập, cộng với quá trình đô thị hóa toàn cầu đã làm thay đổi ngành chăn nuôi cả về quy mô, phương thức sản xuất, năng suất và chất lượng sản phẩm. Chăn nuôi phát triển theo xu hướng tập trung công nghiệp, nâng cao chất lượng sản phẩm; thân thiện với môi trường và coi trọng phúc lợi động vật. Tuy nhiên, sự phát triển mạnh của ngành chăn nuôi góp phần làm suy giảm tài nguyên thiên nhiên, tác động xấu đến môi trường như suy thoái đất, ô nhiễm không khí, nước; giảm đa dạng sinh học; gia tăng phát thải khí nhà kính. Minh chứng được thể hiện rõ ràng trong chăn nuôi lợn theo xu hướng tập trung dẫn đến các vấn đề môi trường như phú dưỡng ở Đan Mạch (Asmild & Hougaard, 2006), ô nhiễm do nước thải chăn nuôi ở Đài Loan (Yang, 2009) hay dư thừa phospho và amoni ở Hà Lan (Lansink & Reinhard, 2004).

Trước tình hình đó, phát triển chăn nuôi bền vững trở thành xu hướng tất yếu trên thế giới nhằm thúc đẩy năng suất, chất lượng sản phẩm đáp ứng nhu cầu tiêu thụ, đồng thời giảm thiểu các tác động môi trường. Một trong những thước đo quan trọng về phát triển chăn nuôi bền vững là chỉ số hiệu quả sinh thái (HQST). Đây là một chỉ số quan trọng, được sử dụng phổ biến để định lượng và đánh giá phát triển bền vững trong nông nghiệp nói chung và chăn nuôi nói riêng. Bài viết này sẽ cung cấp thông tin tổng quan về HQST trong chăn nuôi với các khái niệm, phương pháp đánh giá và triển vọng nghiên cứu tại Việt Nam.

Bài viết này sử dụng phương pháp tổng quan tài liệu từ các kết quả nghiên cứu liên quan đến HQST trong hoạt động chăn nuôi trên thế giới và Việt Nam. Tiêu chí lựa chọn tài liệu: (i) có liên quan trực tiếp đến chủ đề nghiên cứu; (ii) độ tin cậy và tính học thuật (ưu tiên các bài báo khoa học). Nguồn tài liệu bao gồm: cơ sở dữ liệu học thuật (Google Scholar, ScienceDirect, ResearchGate...), báo cáo từ các tổ chức trong nước, quốc tế và các văn bản pháp luật liên quan.

Các tài liệu sau khi thu thập được phân tích nội dung, tập trung vào xác định xu hướng, quan điểm, kết quả nổi bật và khoảng trống nghiên cứu liên quan đến HQST trong chăn nuôi.

2. KHÁI NIỆM VỀ HIỆU QUẢ SINH THÁI

Khái niệm về HQST lần đầu tiên được Schaltegger & Sturn (1990) đưa ra, theo đó *"HQST là tỷ lệ giữa sản phẩm, dịch vụ và giá trị gia tăng so với các tác động môi trường"*. Khái niệm này đã được Hội đồng Kinh doanh Phát triển Bền vững (WBCSD) công bố rộng rãi và phát triển mạnh mẽ cuối thế kỷ XX, do vậy HQST đã nhận được sự chú ý lớn trong nghiên cứu phát triển bền vững (Yin & cs., 2012). Stephan Schmidheiny (1992) - Chủ tịch Hội đồng WBCSD đã định nghĩa HQST là *"việc cung cấp hàng hóa và dịch vụ có giá cả cạnh tranh, đáp ứng nhu cầu con người và mang lại chất lượng cuộc sống, đồng thời giảm dần tác động sinh thái và cường độ tài nguyên trong suốt vòng đời sản phẩm, ở mức tối thiểu phù hợp với khả năng chịu tải ước tính của Trái đất, đồng thời đạt được các mục tiêu xã hội và môi trường"*. Theo đó, HQST có thể hiểu đơn giản là việc tối đa hóa giá trị sản phẩm và dịch vụ, đồng thời tối thiểu hóa việc sử dụng tài nguyên và các tác động tiêu cực đến môi trường. Chỉ số này tập trung vào hai trụ cột chính của phát triển bền vững là khía cạnh kinh tế và khía cạnh môi trường, không đo lường các khía cạnh xã hội.

Trên cơ sở đó, đã có nhiều khái niệm về HQST được nghiên cứu, phát triển phù hợp với từng lĩnh vực cụ thể. Fussler & James (1996) đưa ra ba yếu tố đảm bảo HQST gồm: (i) Sự thống nhất giữa bảo vệ môi trường và chất lượng cuộc sống thông qua phát triển các mô hình tiêu dùng bền vững; (ii) Tăng cường sự quan tâm đến yếu tố môi trường trong hàng hóa và dịch vụ thông qua các quy trình sản xuất và phân phối sạch; (iii) Tạo ra giá trị thông qua hàng hóa và dịch vụ mang lại chất lượng cuộc sống.

Cần phân biệt khái niệm HQST với các chỉ số đo lường hiệu quả được sử dụng phổ biến trên thế giới như hiệu quả kinh tế, hiệu quả sản xuất, hiệu quả kỹ thuật và hiệu quả môi trường. Cụ thể: (1) Hiệu quả kinh tế đo lường mức độ

mà doanh nghiệp tiến gần tới trạng thái tối ưu xét từ góc độ kinh tế, gồm tối thiểu hóa chi phí và tối đa hóa doanh thu, lợi nhuận hay khả năng sinh lợi (Aparicio, 2023); (2) Hiệu quả sản xuất phản ánh hiện trạng sử dụng tài nguyên trong sản xuất nhằm đạt được chi phí thấp nhất; được xác định thông qua sự kết hợp giữa hiệu quả kỹ thuật và hiệu quả phân bổ (Farrell, 1957); (3) Hiệu quả kỹ thuật là một thành phần của hiệu quả kinh tế, đo lường khả năng tối đa hóa đầu ra với lượng đầu vào cố định, hoặc tối thiểu hóa đầu vào để đạt mức đầu ra nhất định (Farrell, 1957); (4) Hiệu quả môi trường phản ánh hiện trạng sử dụng các đầu vào (kể cả các đầu vào xấu) có ảnh hưởng đến môi trường hoặc các đầu ra không mong muốn; khả năng giảm các đầu vào hoặc đầu ra không mong muốn, đồng thời duy trì hoặc gia tăng các đầu ra có lợi cho xã hội (Färe & cs., 1989).

Trong nông nghiệp, HQST là thu được nhiều sản lượng nông nghiệp nhất có thể với mức tiêu thụ tài nguyên thiên nhiên ít hơn và ô nhiễm môi trường trong hệ sinh thái ở một mức nhất định (Reinhard & cs., 2000). Pan & Ying (2013) cho rằng HQST nông nghiệp đề cập đến “việc giảm thiểu ô nhiễm môi trường và tiêu thụ tài nguyên trên cơ sở đảm bảo số lượng và chất lượng sản phẩm nông nghiệp”, tức là ủng hộ khái niệm “số lượng phù hợp, chất lượng cao, giảm ô nhiễm và tiết kiệm tài nguyên”. Nhận thấy định nghĩa này chỉ nhấn mạnh vào việc tối đa sản lượng hóa nhưng lại bỏ qua những tác động tiêu cực đến môi trường, để đưa ra một định nghĩa đầy đủ hơn dựa trên các tiêu chuẩn của WBCSD, Cui & cs. (2024) đã định nghĩa HQST nông nghiệp là “trong quá trình sản xuất nông nghiệp, giảm thiểu việc tiêu thụ tài nguyên thiên nhiên và tối đa hóa việc bảo vệ môi trường trong khả năng chịu đựng của hệ sinh thái tự nhiên, đồng thời đạt được hiệu quả tối đa trong sản xuất nông sản và dịch vụ nông nghiệp, giảm thiểu các tác động tiêu cực đối với môi trường sinh thái nông nghiệp”. HQST nông nghiệp là một chỉ số quan trọng để đánh giá năng lực phát triển bền vững, có ý nghĩa lý thuyết và thực tiễn nhất định đối với việc xây dựng các chính sách phát triển bền vững nông nghiệp. Nghiên cứu về HQST nông nghiệp góp

phần giảm bớt mâu thuẫn giữa sản xuất nông nghiệp với môi trường sinh thái, thúc đẩy phát triển bền vững.

Trong chăn nuôi, hiện chưa có một định nghĩa cụ thể về HQST. Tuy nhiên, HQST trong chăn nuôi là một thành phần quan trọng của HQST nông nghiệp. Có thể hiểu đơn giản HQST trong chăn nuôi là việc tích cực nâng cao hiệu quả kinh tế, đồng thời giảm thiểu việc tiêu thụ các tài nguyên đầu vào và các tác động tiêu cực từ hoạt động chăn nuôi tới môi trường. Đây là chìa khóa quan trọng để thúc đẩy chăn nuôi phát triển bền vững.

3. PHƯƠNG PHÁP ĐÁNH GIÁ HIỆU QUẢ SINH THÁI

Có nhiều phương pháp để đánh giá HQST nông nghiệp. Các phương pháp phổ biến được chỉ ra trong bảng 1.

3.1. Phương pháp tỷ lệ

Theo Cui & cs. (2024), phương pháp tỷ lệ được sử dụng để tính toán tác động của phát triển kinh tế đến môi trường và cũng có thể được sử dụng để tính HQST nông nghiệp. Phương pháp này không chỉ tính toán các tác động tiêu cực đến môi trường của sản xuất nông nghiệp (như dư lượng phân bón và suy giảm năng suất đất) mà còn cả các tác động tích cực (như hấp thụ CO₂ và giảm tiếng ồn). Trên cơ sở đó, một số học giả đã tiến hành nghiên cứu về hiệu quả sản xuất nông nghiệp dựa trên GDP xanh (Huang & cs., 2018) và mô hình tỷ lệ chi phí sinh thái (Yin & cs., 2012) (CT1 - Bảng 1).

Phương pháp tỷ lệ cung cấp cách tiếp cận trực quan để lượng hóa HQST, nhưng cũng bộc lộ nhiều hạn chế. Trước hết, đây là phương pháp đo lường đơn lẻ và thiếu tính toàn diện. Khi tính HQST, các tác động của phát triển kinh tế đến môi trường chỉ được xem xét đối với yếu tố đầu ra, còn các yếu tố đầu vào của quá trình sản xuất - nguyên nhân gốc rễ gây tác động môi trường - bị bỏ qua. Điều này làm cho việc phân biệt các tác động môi trường trở nên khó khăn và hạn chế khả năng hỗ trợ ra quyết định (Cui & cs., 2024).

Trong chăn nuôi, khó khăn lớn nhất khi áp dụng phương pháp tỷ lệ là việc đo lường *NE* (Negative Effect) và *PE* (Positive Effect). Trong đó, *NE* (như CH_4 , N_2O , NH_3 , chất thải rắn/lỏng) rất khó đo trực tiếp đòi hỏi phải có công nghệ đo chuyên biệt và chi phí tốn kém, đồng thời kết quả thường dao động theo quy mô sản xuất, loại chuồng trại và điều kiện khí hậu (Mumu, 2024). Còn *PE* (như tái sử dụng phụ phẩm, cải tạo đất...) lại khó định lượng do thiếu dữ liệu chuẩn, đặc biệt trong các điều kiện nông nghiệp đang phát triển (Rivera, 2021). Chính vì vậy phương pháp này dần được thay thế bằng các phương pháp đo lường khác hiệu quả hơn như LCA, DEA... (Cui & cs., 2024).

3.2. Đánh giá vòng đời (LCA)

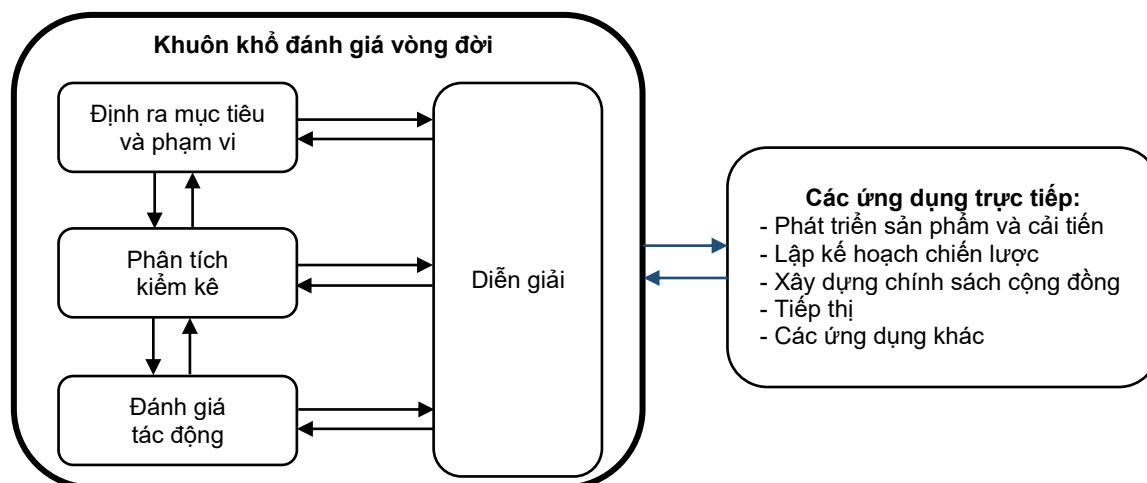
Đây là phương pháp chiếm ưu thế và được ưa chuộng trên thế giới bởi LCA có mối liên hệ

chặt chẽ với khái niệm HQST. Phương pháp này được sử dụng rộng rãi để “chuẩn hóa trong lĩnh vực quản lý môi trường” và là “công cụ hỗ trợ phát triển bền vững” (Suzigan & cs., 2020). Tại TCVN ISO 14040:2009 LCA được hiểu là “*thu thập, ước lượng đầu vào, đầu ra và các tác động môi trường tiềm ẩn của một hệ thống sản phẩm trong suốt chu trình sống của nó*”. LCA được xem là phương pháp duy nhất hiện nay để đánh giá và định lượng tác động của một sản phẩm, hoạt động liên quan trong toàn bộ vòng đời của mình. Bằng cách xác định đầu vào là nguyên liệu thô; đầu ra là sản phẩm và các loại chất thải (rắn, lỏng, khí) trong toàn bộ vòng đời, từ đó cung cấp một bức tranh hoàn chỉnh về tác động môi trường của một sản phẩm (De Vries & De Boer, 2010). Do đó, LCA được coi là phương pháp duy nhất hiện nay để định lượng tác động môi trường của sản phẩm trong toàn bộ vòng đời (Canaj, 2021).

Bảng 1. Các phương pháp đánh giá HQST nông nghiệp

Phương pháp đánh giá	Phạm vi ứng dụng	Công thức và giải thích
Phương pháp tỷ lệ đơn	Phát triển kinh tế nông nghiệp	$AE = \frac{EV}{C + NE - PE} \quad (CT1)$ Trong đó: AE: HQST nông nghiệp; EV: Giá trị kinh tế của sản phẩm nông nghiệp; C: Sự tiêu thụ sản phẩm nông nghiệp (được tính bằng số lượng sản phẩm nông nghiệp được tiêu thụ); NE: Tác động tiêu cực đến môi trường của sản phẩm nông nghiệp; PE: Tác động tích cực đến môi trường của sản phẩm nông nghiệp (NE và PE được tính toán thông qua việc lượng hoá các giá trị tích cực và tiêu cực mà việc tiêu thụ sản phẩm C đem lại)
Đánh giá vòng đời	Tiêu thụ năng lượng trong nông nghiệp và xả thải	Đánh giá vòng đời (LCA) xem xét việc sử dụng tài nguyên và vật liệu, cũng như lượng phát thải tác động đến môi trường, bằng cách xác định và định lượng chúng. Đồng thời đánh giá và giải thích các cơ hội cải thiện môi trường. Thông thường để tính toán LCA các dữ liệu thu thập trong suốt vòng đời được xử lý bằng các phần mềm chuyên dụng. Một trong những phần mềm phổ biến nhất là OpenLCA trên nền tảng cơ sở dữ liệu Ecoinvent (Xem chi tiết ở mục 3.2).
Phân tích biên giới ngẫu nhiên	Tính toán HQST nông nghiệp	$y_{it} = f(p_{it}, t) \times \exp(r_{it}, o_{it}) \quad (CT2)$ Trong đó: y_{it}: sản lượng của i trong giai đoạn t; p_{it}: các yếu tố sản xuất được i đầu tư trong giai đoạn t (t là thời gian); r_{it}: hạng mục lỗi ngẫu nhiên của phương trình; o_{it}: hạng mục lỗi khác của phương trình (Xem chi tiết ở mục 3.3).
Phân tích dấu chân sinh thái	Tác động của hoạt động sản xuất nông nghiệp tới môi trường	$ef = \sum (a_i \times r_j) = \sum \left(\frac{c_i}{p_i} \right) \times r_j \quad (CT3)$ Trong đó: ef: dấu chân sinh thái bình quân đầu vật nuôi; a_i: diện tích sản xuất sinh học bình quân đầu vật nuôi do vật chất i chiếm giữ; r_j: hệ số tương đương; c_i: mức tiêu thụ vật chất i bình quân đầu vật nuôi; p_i: năng lực sản xuất vật chất i trung bình trên thế giới; i: loại vật chất được tiêu thụ; j: loại khu vực sản xuất sinh học (Vật chất i được hiểu là một trong những yếu tố đầu vào của hoạt động chăn nuôi như: thức ăn, nước uống, điện, thuốc thú y, ...)
Phân tích màng bao dữ liệu	Tính toán HQST nông nghiệp	$\max \frac{\mu^T y_0}{v^T x_0} = h_0; \quad \frac{\mu^T y_j}{v^T x_j} \leq 1, \quad j = 1, 2, \dots; \quad \mu \geq 0, \quad v \geq 0 \quad (CT4)$ Trong đó: h_0: giá trị hiệu quả của đơn vị đánh giá; μ^T: trọng số của một khoản đầu tư nhất định; v^T: trọng số của một đầu ra nhất định; x_j vector đầu vào của j; y_j vector đầu ra của j.

Nguồn: Cui & cs. (2024).



Nguồn: TCVN ISO 14040:2009.

Hình 1. Các giai đoạn của LCA

Trên thế giới có nhiều nghiên cứu sử dụng LCA đánh giá tác động toàn diện của hệ thống sản xuất nông nghiệp. Trong chăn nuôi, LCA mang lại cơ hội để hiểu rõ các tác động môi trường và các biện pháp giảm thiểu tác động môi trường từ đó giúp hoạt động chăn nuôi bền vững hơn (Bava & cs., 2018). LCA trong chăn nuôi tập trung vào các vấn đề như: xác định điểm nóng môi trường và sự đánh đổi giữa các loại ô nhiễm khác nhau (Cederberg & cs., 2013); đánh giá tác động của biến đổi khí hậu đối với thực phẩm và sản phẩm chăn nuôi (Grossi & cs., 2019); Nghiên cứu phát sinh CH₄ từ hoạt động chăn nuôi bò thịt (Cederberg & cs., 2013). Trong chăn nuôi lợn, LCA đã được ứng dụng thành công ở nhiều mức độ khác nhau, từ việc đánh giá vòng đời sản phẩm đối với quá trình sản xuất thức ăn (Eriksson & cs., 2005), hoặc đánh giá với toàn bộ quá trình chăn nuôi (González-García & cs., 2015;), hay chỉ tập trung vào hoạt động quản lý chất thải (De Vries & cs., 2013). Sử dụng LCA, chúng ta sẽ nắm được toàn bộ vòng đời của một sản phẩm chăn nuôi, qua đó tính toán khả năng giảm bớt các tác động của sản phẩm, thông qua việc giảm năng lượng và nguồn nhiên liệu trong quá trình sản xuất, lưu thông, phân phối và sử dụng, cải thiện môi trường tự nhiên.

Tuy nhiên, sử dụng LCA cũng tồn tại nhiều hạn chế. Thứ nhất, LCA chủ yếu tập trung vào

khía cạnh môi trường mà ít chú ý đến yếu tố xã hội và kinh tế, do đó cần kết hợp thêm các công cụ khác để đánh giá toàn diện hơn (Fan & cs., 2022). Thứ hai, LCA truyền thống thường coi hệ thống là tĩnh, chưa phản ánh được biến động theo không gian và thời gian trong sản xuất nông nghiệp (Lan & cs., 2019). Thứ ba, trong chăn nuôi còn gặp khó khăn trong việc xác định ranh giới vòng đời và đo lường chính xác các chất thải chăn nuôi - vốn phụ thuộc vào công nghệ chuồng trại, quy mô, điều kiện khí hậu... McAuliffe & cs. (2016) cũng nhấn mạnh rằng sự khác biệt về ranh giới, đơn vị chức năng và quy tắc phân bổ khiến việc so sánh giữa các nghiên cứu LCA chăn nuôi trở nên khó khăn

Để khắc phục, nhiều nghiên cứu đã áp dụng LCA rút gọn và sử dụng hệ số phát thải chuẩn thay cho đo trực tiếp. Điển hình, MacLeod & cs. (2013) trong đánh giá chuỗi giá trị thịt lợn đã sử dụng hệ số phát thải Tier 2 của IPCC (2006) để ước tính CH₄ và N₂O từ quản lý phân, đồng thời triển khai phân tích Monte Carlo nhằm lượng hóa mức độ bất định của kết quả; đồng thời áp dụng LCA “phân bổ trung bình” với việc xác định rõ ranh giới hệ thống, đơn vị chức năng (ví dụ 1kg thịt lợn) và nguyên tắc phân bổ - được xem là thông lệ chuẩn giúp đảm bảo tính nhất quán và so sánh được kết quả giữa các hệ thống chăn nuôi khác nhau. Ngoài ra, khó khăn trong việc theo dõi các chất thải chăn nuôi có thể được

khắc phục bằng cách mô hình hóa chi tiết các khâu quản lý phân (trong chuồng, lưu trữ, bón ruộng). Pexas & cs. (2023) cho thấy trong hệ thống chăn nuôi lợn, sản xuất thức ăn đóng góp khoảng 70% và quản lý phân khoảng 20% tổng tác động môi trường, đồng thời nhấn mạnh vai trò của các giải pháp kỹ thuật như axit hóa phân, rửa khí hay tiêu hóa kỵ khí, vốn được cho là có thể giảm đáng kể phát thải NH_3 và khí nhà kính.

3.3. Phân tích biên giới ngẫu nhiên (SFA)

SFA là một phương pháp phân tích tham số được sử dụng rộng rãi trong tính toán hiệu quả (Rudinskaya & Naglova, 2021). Phương pháp này lần đầu tiên được Farrell đề xuất vào năm 1957, người đã tính toán hiệu quả chi phí của ngành nông nghiệp Hoa Kỳ. Farrell cho rằng HQSX là cách tiếp cận kinh tế phản ánh hiện trạng sử dụng tài nguyên trong sản xuất, biểu thị khả năng của trang trại/công ty trong việc tối đa hóa sản lượng từ các đầu vào hiện có (định hướng đầu ra) hoặc giảm thiểu các đầu vào được sử dụng để mang lại đầu ra hiện có (định hướng đầu vào). Để đo lường HQSX có thể tiếp cận tham số với phương pháp phân tích SFA (Farrell, 1957). Đến năm 1977, Aigner & cs. (1977) đã xây dựng phương pháp SFA với công thức tính CT2 (Bảng 1). SFA xây dựng một đường biên sản xuất có tham số với dữ liệu cho trước gồm có hai phần nhiễu do lỗi ngẫu nhiên và sự kém hiệu quả (Aigner & cs., 1977). Bằng cách sử dụng phương pháp này, đầu tiên hàm sản xuất ban đầu được xác định, giá trị đầu ra thực tế và giá trị đầu ra mong đợi tối đa được tính toán, sau đó hai giá trị này được so sánh và cuối cùng, hạng mục lỗi của hàm được chia thành hai hạng mục lỗi độc lập: hạng mục tỷ lệ không hợp lệ và hạng mục lỗi ngẫu nhiên. Phương pháp này hoàn toàn tính đến vai trò của hạng mục lỗi ngẫu nhiên đối với hiệu quả của từng cá nhân (Moutinho & cs., 2018).

SFA được sử dụng để tính toán hiệu quả kỹ thuật của nhiều hệ thống trong chăn nuôi. Có thể kể đến một vài nghiên cứu tiêu biểu như: Bakucs & cs. (2011) đã phân tích hiệu quả kỹ thuật của các trang trại chăn nuôi bò sữa ở 8

quốc gia EU (Bỉ, Estonia, Pháp, Đức, Hungary, Ý, Hà Lan và Thụy Điển); Pawłowski & cs. (2021) đã phân tích những khác biệt theo khu vực về hiệu quả kỹ thuật của các trang trại trong bối cảnh đầu tư quá mức; ước tính hiệu quả chi phí của lợn vỗ béo, lợn nái và lợn con tại Trung Quốc; các yếu tố quyết định và tác động của quy mô trang trại chăn nuôi tại một số nước đang phát triển (Delgado & cs., 2008). Trong đo lường HQST, SFA có thể được mở rộng thông qua hàm khoảng cách (định hướng hoặc hyperbolic), cho phép xử lý đồng thời đầu ra mong muốn (thịt, sữa) và đầu ra không mong muốn (phát thải khí nhà kính, chất thải). Cách tiếp cận này giúp tối đa hóa sản lượng có ích đồng thời giảm phát thải. Chẳng hạn, Adenuga & cs. (2019) đã áp dụng hàm khoảng cách hyperbolic tham số trong SFA cho dữ liệu trang trại sữa Ireland, vừa đánh giá hiệu quả môi trường vừa ước lượng giá cận biên giảm ô nhiễm. Ngoài ra, khái niệm biên ngẫu nhiên hiệu quả môi trường cũng được phát triển, coi phát thải như “đầu vào gây hại” hoặc mô hình hóa qua cân bằng vật chất, cho phép tích hợp yếu tố môi trường trực tiếp trong SFA (Reinhard & cs., 2000).

Mặc dù SFA là công cụ mạnh trong đo lường hiệu quả, tuy nhiên phương pháp này tồn tại những hạn chế nhất định. Trước hết, SFA đòi hỏi giả định tiên nghiệm về dạng hàm sản xuất và phân phối sai số, nếu lựa chọn sai có thể dẫn đến sai lệch kết quả (Moutinho & cs., 2018). Thứ hai, SFA truyền thống chủ yếu xử lý mô hình với một đầu ra, nên khó tích hợp đồng thời sản phẩm mong muốn và phát thải không mong muốn. Những hạn chế này đã được khắc phục một phần nhờ các nghiên cứu mở rộng khung SFA bằng hàm khoảng cách hoặc biên hiệu quả môi trường, cho phép mô hình hóa trực tiếp yếu tố môi trường bên cạnh sản lượng, từ đó phản ánh tốt hơn HQST.

3.4. Dấu chân sinh thái (EF)

EF được đề xuất và phát triển bởi nhà sinh thái học William và Mathis vào đầu những năm 1990. Sự xuất hiện của phương pháp này đã cung cấp một hướng nghiên cứu xây dựng

sinh thái (Pan & Ying 2013). EF đã trở nên nổi bật như một chỉ số của sự bền vững môi trường. Nó đã được mô tả như một công cụ kế toán cộng dồn các tác động của con người (hoặc việc sử dụng các dịch vụ sinh thái) theo cách phù hợp với các nguyên tắc nhiệt động lực và sinh thái học. EF chuyển đổi mức tiêu thụ thành “diện tích đất sản xuất và hệ sinh thái nước cần thiết để sản xuất các nguồn tài nguyên mà dân số tiêu thụ, đồng hóa các chất thải mà dân số tạo ra” (Rees, 2000). Phương pháp EF được thực hiện bằng cách lấy mức tiêu thụ tài nguyên của một dân số cụ thể theo đơn vị khối lượng và chuyển đổi thành đơn vị diện tích đất (ngoại trừ đất xây dựng và đất bị cơ sở hạ tầng giao thông chiếm dụng). Bằng cách đo khoảng cách giữa nhu cầu của các hoạt động của con người đối với các dịch vụ sinh thái và các dịch vụ sinh thái thực sự do thiên nhiên cung cấp, phương pháp này đánh giá xem sự phát triển kinh tế của khu vực có nằm trong khả năng chịu tải của hệ sinh thái hay không. Khi nhu cầu của con người thấp hơn khả năng chịu tải sinh thái, tài nguyên thiên nhiên của khu vực sẽ dư thừa trong hệ sinh thái nông nghiệp; ngược lại, phương pháp này cho thấy tài nguyên thiên nhiên trong khu vực này bị tiêu thụ quá mức và thâm hụt (Brizga & cs., 2019).

EF được sử dụng rộng rãi vì đơn giản, khả năng so sánh toàn cầu và ứng dụng cao. Tuy nhiên, phương pháp này có một số nhược điểm như chỉ số đánh giá đơn lẻ, không phản ánh toàn diện chức năng sinh thái, thiếu dữ liệu tiêu thụ thực tế đối với các sản phẩm sinh học, điều này có thể dẫn đến lỗi đo lường (Cui & cs., 2024).

EF là một công cụ phù hợp để đánh giá tính bền vững về môi trường trong lĩnh vực nông nghiệp, vì đây là một đánh giá dựa trên sự so sánh giữa mức tiêu thụ và khả năng cung cấp tài nguyên thiên nhiên. Trên thực tế, đối với các công ty trong ngành nông nghiệp, vốn tự nhiên xuất hiện trong bảng cân đối kế toán như một tài sản cố định hữu hình, được ghi rõ là “đất đai” (Bruni & Franco, 2003). Trong chăn nuôi, EF cũng được xem là một trong những công cụ đánh giá môi trường để cải thiện hệ thống sản

xuất chăn nuôi tại châu Âu (Halberg & cs., 2005), được coi là phương pháp phù hợp để đánh giá hiệu suất môi trường của ngành chăn nuôi bò sữa (Biagetti & cs., 2023).

3.5. Phân tích màng bao dữ liệu (DEA)

DEA là phương pháp đánh giá HQST được sử dụng rộng rãi trên thế giới với cách tiếp cận phi tham số. DEA xuất hiện đầu tiên vào năm 1978 do Charnes, Cooper và Rhodes đề xuất phân tích bao phủ dữ liệu để đánh giá hiệu quả tương đối của các đơn vị ra quyết định (Charnes & cs., 1978). Mô hình DEA áp dụng khái niệm lập trình toán học để xác định đơn vị ra quyết định đa đầu vào và đa đầu ra có nằm trên “biên giới sản xuất” của sản xuất hay không và sau đó xác định hiệu quả tương đối của đơn vị ra quyết định đó (Cecchini & cs., 2023) (CT4 - Bảng 1).

Trong DEA, hai mô hình cơ bản được sử dụng phổ biến là: (1) Mô hình CCR (Charnes - Cooper - Rhodes, 1978), giả định hiệu suất không đổi theo quy mô, qua đó cung cấp đánh giá về hiệu quả kỹ thuật tổng thể của các đơn vị ra quyết định; (2) Mô hình BCC (Banker - Charnes - Cooper, 1984), giả định hiệu suất thay đổi theo quy mô, cho phép tách biệt và ước tính hiệu quả kỹ thuật thuần túy, loại bỏ ảnh hưởng của yếu tố quy mô sản xuất. Cả hai mô hình đều có thể được triển khai theo hướng đầu vào (nhằm tối thiểu hoá đầu vào với đầu ra không đổi) hoặc hướng đầu ra (nhằm tối đa hoá đầu ra với đầu vào cố định). Khung DEA này được xem là công cụ chuẩn trong phân tích HQST (Cecchini & cs., 2023).

Khi áp dụng DEA để đo HQST, có hai cách tiếp cận chính: (1) Xem phát thải là “đầu ra không mong muốn”: DEA được mở rộng bằng hàm khoảng cách định hướng (Directional Distance Function - DDF), cho phép đồng thời tăng đầu ra mong muốn và giảm đầu ra không mong muốn; đây được xem là cách xử lý chuẩn khi có đồng sản xuất “tốt - xấu” (Chung & cs., 1997). (2) Mô hình hoá trực tiếp “đầu ra không mong muốn” trong DEA tuyến tính: Trong khung BCC (VRS), các yếu tố “xấu” có thể xử lý

bằng phép biến đổi tuyến tính bảo toàn phân loại, giữ được tính tuyến tính của bài toán DEA, thay vì phải biến đổi sang đầu vào hay bỏ qua (Seiford & Zhu, 2002). Nói cách khác, khi đưa các phát thải (CH_4 , N_2O , NH_3 , nước thải...) vào DEA dưới dạng “đầu ra không mong muốn”, điểm hiệu quả DEA trở thành thước đo HQST vì nó phản ánh mức cải thiện đồng thời “tăng đầu ra tốt và giảm đầu ra xấu” để đạt tới biên sản xuất. Các tỷ lệ cắt giảm riêng lẻ chỉ là chi tiết kỹ thuật, thể hiện tiềm năng điều chỉnh cụ thể để đạt được điểm hiệu quả đó.

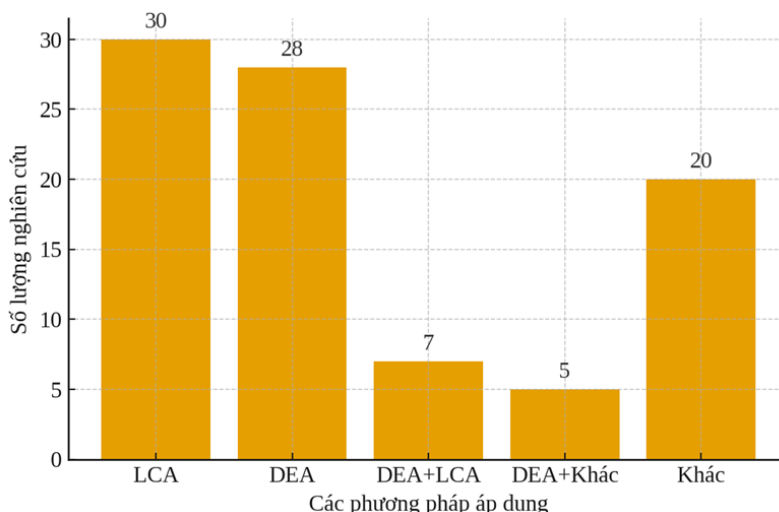
DEA đã được sử dụng rộng rãi để đánh giá HQST trong nông nghiệp, nghiên cứu hiệu quả quy mô, các yếu tố ảnh hưởng và đề xuất hướng cải tiến (Dong & cs., 2021; Cui & cs., 2024). Ở cấp độ ngành, Nowak & cs. (2015) phân tích hiệu quả kỹ thuật của nông nghiệp EU, qua đó nhận diện các yếu tố quyết định HQST. Trong chăn nuôi, nhiều nghiên cứu đã ứng dụng DEA như một công cụ hữu hiệu để tích hợp yếu tố môi trường vào đo lường hiệu quả như Yang & cs. (2008) đánh giá hiệu quả kỹ thuật và tác động của các quy định môi trường trong chăn nuôi lợn tại Đài Loan; Galanopoulos & cs. (2006) phân tích tác động của các biện pháp quản lý và sản xuất đến hiệu quả chăn nuôi lợn thương phẩm; Lansink & Reinhard (2004) phát triển mô hình DEA có yếu tố môi trường để đánh giá hiệu quả kỹ thuật và tiềm năng đổi mới công nghệ trong chăn nuôi lợn ở Hà Lan. Các kết quả này cho thấy, khi đưa phát thải hoặc “đầu ra không mong muốn” vào DEA, chỉ số hiệu quả kỹ thuật tính được chính là HQST, phản ánh đồng thời khả năng tối đa hóa sản phẩm mong muốn và giảm thiểu phát thải trong chăn nuôi.

DEA có ưu điểm lớn là linh hoạt và không cần giả định hàm sản xuất, song vẫn còn một số hạn chế. Thứ nhất, DEA truyền thống giả định chỉ có đầu ra “tốt”, nên khi áp dụng vào chăn nuôi - nơi tồn tại đồng thời sản phẩm (thịt, sữa) và phát thải (CH_4 , N_2O , NH_3) - kết quả thường thiếu phản ánh toàn diện (Seiford & Zhu, 2002). Thứ hai, kết quả DEA truyền thống dễ bị ảnh hưởng bởi việc lựa chọn các biến đầu vào và đầu

ra, nhiều nghiên cứu cảnh báo rằng việc thêm hoặc bỏ biến không phù hợp có thể làm sai lệch biên hiệu quả và khiến đánh giá không chính xác. Thứ ba, DEA chỉ cung cấp điểm số hiệu quả mà không đưa ra phân phối thống kê hay khoảng tin cậy, khiến việc so sánh và suy luận còn hạn chế (Simar & Wilson, 2000).

Để khắc phục, các nghiên cứu đã phát triển nhiều hướng cải tiến. Một là mở rộng khung DEA bằng các hàm khoảng cách định hướng (DDF) hoặc biến thể hyperbolic, cho phép xử lý đồng sản xuất “tốt - xấu” mà vẫn giữ được cấu trúc tuyến tính (Chung & cs., 1997; Seiford & Zhu, 2002). Hai là ứng dụng DEA có gắn bootstrap nhằm tạo phân phối lấy mẫu và xây dựng khoảng tin cậy cho điểm hiệu quả, làm tăng độ chắc chắn của kết quả (Simar & Wilson, 2000). Ba là tích hợp DEA với công cụ khác như LCA hoặc SFA để khắc phục hạn chế đơn lẻ: LCA bổ sung phân tích vòng đời và phát thải, còn SFA xử lý yếu tố ngẫu nhiên, qua đó nâng cao tính toàn diện và độ tin cậy của kết quả (Cui & cs., 2024).

Như vậy, có nhiều phương pháp để đánh giá HQST trong nông nghiệp nói chung và chăn nuôi nói riêng. Trong đó, LCA và DEA là hai phương pháp được sử dụng rộng rãi và cho kết quả có độ tin cậy cao. Mỗi phương pháp có những ưu và nhược điểm riêng; việc lựa chọn phụ thuộc vào mục tiêu nghiên cứu, đặc thù hệ thống và nguồn lực dữ liệu. Có thể áp dụng đơn lẻ từng phương pháp hoặc kết hợp các phương pháp nhằm bổ sung cho nhau để đạt được hiệu quả nghiên cứu tốt nhất, khắc phục được nhược điểm của từng phương pháp; điển hình là sự kết hợp của LCA-DEA, trong đó LCA tập trung vào đánh giá tác động môi trường của sản phẩm và quá trình, trong khi DEA đo lường HQST của các đơn vị ra quyết định. Sự kết hợp này giúp khắc phục hạn chế khi chỉ dùng đơn lẻ từng phương pháp. Tuy nhiên, cả LCA và DEA hiện vẫn chủ yếu khai thác các khía cạnh kinh tế và môi trường, chưa tích hợp sâu khía cạnh xã hội vào phân tích HQST. Kết quả áp dụng các phương pháp thể hiện tại hình 2 (Suzigan & cs., 2020).



Nguồn: Suzigan & cs. (2020).

Hình 2. Số lượng các công trình nghiên cứu theo phương pháp áp dụng đánh giá hiệu quả sinh thái giai đoạn 2013-2018 trên thế giới

4. TRIỂN VỌNG NGHIÊN CỨU HIỆU QUẢ SINH THÁI TRONG LĨNH VỰC CHĂN NUÔI TẠI VIỆT NAM

Để phát triển bền vững ngành chăn nuôi, Chính phủ Việt Nam đã định hướng nâng cao phát triển sản xuất và tăng cường bảo vệ môi trường trong chăn nuôi. Tại Chiến lược phát triển chăn nuôi giai đoạn 2021-2030, tầm nhìn 2045 (Quyết định số 1520/QĐ-TTg), Chính phủ đã đưa ra quan điểm “*Phát triển chăn nuôi toàn diện, hiệu quả, bền vững và thích ứng với biến đổi khí hậu gắn với phát triển các chuỗi giá trị, nâng cao giá trị gia tăng, bảo đảm an toàn sinh học, dịch bệnh, môi trường và an toàn thực phẩm, đối xử nhân đạo với vật nuôi, đáp ứng nhu cầu thị trường trong nước và tăng cường xuất khẩu, tạo việc làm, tăng thu nhập cho người dân*”. Các định hướng phát triển hướng tới sự nâng cao HQST trong chăn nuôi và được thể hiện thông qua các chỉ đạo tăng cường nâng cao giá trị trong sản xuất, đồng thời đẩy mạnh các biện pháp xử lý chất thải trong chăn nuôi. Hiện nay nhiều địa phương trong cả nước đã hình thành các mô hình trang trại chăn nuôi đem lại những lợi ích thiết thực về kinh tế, xã hội và môi trường. Các mô hình triển khai các phương thức, kiểu hình, công nghệ sử dụng trong chăn nuôi để làm giảm sự tiêu hao các nguyên liệu

đầu vào cho sản xuất, nâng cao hiệu quả sản xuất, đồng thời phải hạn chế sự phát sinh các chất thải đầu ra, tận dụng chất thải trong chăn nuôi để phục vụ cho hoạt động khác của sản xuất nông nghiệp.

Tại Việt Nam đã có một số nghiên cứu phân tích hiệu quả sản xuất trong chăn nuôi, như hiệu quả kỹ thuật của chăn nuôi lợn hộ gia đình (Ly & cs., 2016), đo lường hiệu quả sản xuất tại các loại hình trang trại lợn ở Đồng Nai (Lê Thị Mai Hương, 2015), ứng dụng DEA trong chăn nuôi công nghệ cao (Đào Quyết Thắng, 2024), hay đánh giá ô nhiễm môi trường từ nước thải và khí thải chăn nuôi (Cao & cs., 2021). Tuy nhiên, các nghiên cứu này chủ yếu tách biệt góc độ kinh tế và môi trường, chưa có cách tiếp cận tổng hợp để đánh giá HQST. Do vậy, nghiên cứu HQST là một định hướng triển vọng tại Việt Nam trong tương lai để đánh giá mức độ phát triển bền vững của hoạt động chăn nuôi theo định hướng của Chính phủ. Đánh giá HQST trong chăn nuôi sẽ giúp ngành chăn nuôi có góc nhìn hệ thống để đưa ra các chính sách, kế hoạch, giải pháp nhằm tối ưu hóa mức độ tiêu thụ tài nguyên, giảm thiểu các tác động tới môi trường, nâng cao giá trị và vị thế của ngành chăn nuôi Việt Nam trong khu vực và trên thế giới. Trong đó, có thể xem xét nghiên cứu HQST trong chăn nuôi theo phương pháp kết hợp

DEA-LCA. Sự tích hợp này vừa khắc phục hạn chế đơn lẻ của từng phương pháp, vừa cho phép đánh giá HQST toàn diện hơn, phù hợp với định hướng phát triển bền vững ngành chăn nuôi mà Chính phủ đặt ra. Điều này mở ra triển vọng xây dựng một khung phân tích HQST đặc trưng cho chăn nuôi Việt Nam, góp phần nâng cao chất lượng nghiên cứu khoa học và hỗ trợ hoạch định chính sách hiệu quả hơn.

5. KẾT LUẬN

Hiệu quả sinh thái là một thước đo quan trọng trong tiến trình phát triển bền vững ngành chăn nuôi. HQST đưa ra góc nhìn toàn diện và hệ thống về tối ưu hóa tiêu thụ tài nguyên đầu vào và chất thải đầu ra, đồng thời nâng cao chất lượng sản phẩm và dịch vụ trong lĩnh vực chăn nuôi.

Các phương pháp đánh giá HQST được áp dụng phổ biến gồm phương pháp tỷ lệ, LCA, SFA, EF và DEA. Trong đó, phương pháp LCA và DEA hoặc sự kết hợp của hai phương pháp này được sử dụng phổ biến, rộng rãi trong các nghiên cứu về HQST trong chăn nuôi cho kết quả với độ tin cậy cao, tập trung phân tích về khía cạnh kinh tế và môi trường. Tuy nhiên, các phương pháp này còn hạn chế và cần điều chỉnh, bổ sung để phù hợp với điều kiện thực tiễn.

Tại Việt Nam, nghiên cứu về hiệu quả sản xuất trong chăn nuôi mới chủ yếu tiếp cận riêng lẻ về kinh tế hoặc môi trường, chưa có khung phân tích tổng hợp về HQST. Trong bối cảnh Chính phủ định hướng phát triển chăn nuôi theo hướng nâng cao HQST, thông qua thúc đẩy sản xuất bền vững gắn với bảo vệ môi trường, việc nghiên cứu HQST trong chăn nuôi (trong đó nghiên cứu dựa theo khung phân tích kết hợp LCA-DEA) được xem là một hướng tiếp cận mới, có triển vọng quan trọng. Cách tiếp cận này không chỉ góp phần đo lường mức độ phát triển bền vững của ngành chăn nuôi, mà còn cung cấp bằng chứng khoa học phục vụ hoạch định chủ trương, chính sách và nâng cao vị thế ngành chăn nuôi Việt Nam.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

Adenuga A.H., Davis J., Hutchinson G., Donnellan T. & Patton M. (2019). Environmental efficiency and

pollution costs of nitrogen surplus in dairy farms: a parametric hyperbolic technology distance function approach. *Environmental and Resource Economics*. 74(3): 1273-1298. doi.org/10.1007/s10640-019-00367-2

Aigner D., Lovell C.A.K. & Schmidt P. (1977). Formulation and estimation of stochastic frontier production function models. *Journal of Econometrics*. 6(1): 21-37. doi.org/10.1016/0304-4076(77)90052-5.

Aparicio J., Zofio J.L. & Pastor J.T. (2023). Decomposing economic efficiency into technical and allocative components: An essential property. *Journal of Optimization Theory and Applications*. 197: 98-129. doi.org/10.1007/s10957-023-02188-2.

Asmild M. & Hougaard J.L. (2006). Economic versus environmental improvement potentials of Danish pig farms. *Agricultural Economics*. 35(2): 171-181. https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2006.00150.x.

Bakucs Z., Ferto I., Latruffe L., Desjeux Y., Soboh R. & Dolman M. (2011). Comparative analysis of technical efficiency in European agriculture. *Proceedings of the 2011 International Congress, Zurich, Switzerland, 30 August-2 September 2011*.

Bava L., Bacenetti J., Gislon G., Pellegrino L., D'Incecco P., Sandrucci A., Tamburini A., Fiala M. & Zucali M. (2018). Impact assessment of traditional food manufacturing: The case of grana Padano cheese. *Science of the Total Environment*. 626: 1200-1209. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.143

Biagetti E., Gislon G., Martella A., Zucali M., Bava L., Franco S. & Sandrucci A. (2023). Comparison of the use of life cycle assessment and ecological footprint methods for evaluating environmental performances in dairy production. *Science of the Total Environment*. 905: 166845. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166845.

Brizga J., Miceikiene A. & Liobikiene G. (2019). Environmental aspects of the implementation of bioeconomy in the Baltic Sea region: An input-output approach. *Journal of Cleaner Production*. 240: 118238. doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118238.

Bruni F. & Franco S. (2003). *Economia dell'impresa e dell'azienda agraria*. FrancoAngeli. 276p.

Canaj K., Mehmeti A., Morrone D., Toma P. & Todorovi M. (2021). Life cycle-based evaluation of environmental impacts and external costs of treated wastewater reuse for irrigation: A case study in Southern Italy. *Journal of Cleaner Production*. 293: 126142. doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126142.

Cao S.T., Tran H.P., Le H.T.T., Bui H.P.K., Nguyen G.T.H., Nguyen L.T., Nguyen B.T. & Luong A.D. (2021). Impacts of effluent from different livestock farm types (pig, cow, and poultry) on surrounding water quality: A comprehensive assessment using individual parameter evaluation method and water

- quality indices. *Environmental Science and Pollution Research*. 28(36): 50302-50315. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14284-9>
- Cecchini L., Romagnoli F., Chiorri M. & Torquati B. (2023). Eco-Efficiency and Its Determinants: The Case of the Italian Beef Cattle Sector. *Agriculture*. 13(5): 1107. doi.org/10.3390/ agriculture13051107.
- Cederberg C., Henriksson M. & Berglund M. (2013). An LCA researcher's wish list - Data and emission models needed to improve LCA studies of animal production. *Animal*. 7(Suppl. 2): 212-219. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000785>.
- Charnes A., Cooper W.W. & Rhodes E. (1978). Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*. 2(6): 429-444. doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8
- Chung Y.H., Färe R. & Grosskopf S. (1997). Productivity and undesirable outputs: A directional distance function approach. *Journal of Environmental Management*. 51(3): 229-240. <https://doi.org/10.1006/jema.1997.0131>.
- Cục Chăn nuôi (2023). Tài liệu “Hội nghị Thực trạng phát triển chăn nuôi lợn và giải pháp phát triển bền vững trong tình hình mới”. Truy cập từ <https://nhachannuoi.vn/tong-quan-ve-nganh-chan-nuoi-lon-cua-viet-nam-giai-doan-2019-2022-p1-tang-truong-dan-va-san-luong-thit/> ngày 27/7/2023
- Cui X., Xiong J. & Liu Y. (2024). Agricultural eco-efficiency: Progress, challenges, and prospects. *Journal of Resources and Ecology*. 15(5): 1358-1367. doi.org/10.5814/j.issn.1674-764X.2024.05.022.
- Curry R. & Maguire C. (2011). The use of ecological and carbon footprint analysis in regional policy making: Application and insights using the REAP model. *Local Environment*. <https://doi.org/10.1080/13549839.2011.615306>.
- Delgado C.L., Narrod C.A., Tiongo M.M. & de Camargo Barros G.S.A. (2008). Determinants and implications of the growing scale of livestock farms in four fast-growing developing countries (Vol. 157). *International Food Policy Research Institute*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.1275538>.
- De Vries M. & De Boer I.J. (2010). Comparing environmental impacts for livestock: A review of life cycle assessment. *Livestock Science*. 128: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>
- De Vries J.W., Aarnink A.J.A., Groot Koerkamp P.W.G. & De Boer I.J.M. (2013). Life cycle assessment of segregating fattening pig urine and feces compared to conventional liquid manure management. *Environmental Science & Technology*. 47: 1589-1597. <https://doi.org/10.1021/es302951a>.
- Dong Y., Deng X.Z., Jin G. & cs. (2021). Research on the efficiency evaluation and influencing factors of rural professional cooperative organizations: A case study of Yuanping City, Shanxi Province. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*. 42(12): 184-193.
- Đào Quyết Thắng (2024). Xây dựng mô hình lý thuyết đánh giá hiệu quả sản xuất ngành chăn nuôi ứng dụng công nghệ cao bằng phương pháp phân tích màng bao dữ liệu. *Tạp chí Kinh tế Xã hội*. 3(3): 37-44. <https://doi.org/10.58902/tcnckhpt.v3i3.166>.
- Eriksson I.S., Elmquist H., Stern S. & Nybrant T. (2005). Environmental systems analysis of pig production - The impact of feed choice. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 10: 143-154. <https://doi.org/10.1065/lca2004.06.160>
- Fan J., Liu C., Xie J., Han L., Zhang C., Guo D., Niu J., Jin H. & McConkey B.G. (2022). Life cycle assessment on agricultural production: A mini review on methodology, application, and challenges. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 19(16): 9817. <https://doi.org/10.3390/ijerph19169817>.
- Farrell M.J. (1957). The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*. 120(3): 253-290. <https://doi.org/10.2307/2343100>.
- Färe R., Grosskopf S., Lovell C.A.K. & Pasurka C. (1989). Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: A nonparametric approach. *The Review of Economics and Statistics*. 71(1): 90-98. <https://doi.org/10.2307/1928055>
- Fussler C. & James P. (1996). *Driving Eco-innovation: A Breakthrough Discipline for Innovation and Sustainability*. Pitman Publishing, London Washington DC: Pitman Publishing.
- Galanopoulos K., Aggelopoulos S., Kamenidou I. & Mattas K. (2006). Assessing the effects of managerial and production practices on the efficiency of commercial pig farming. *Agricultural Systems*. 88(2-3): 125-141. doi.org/10.1016/j.agsy.2005.03.002.
- González-García S., Belo S., Dias A.C., Rodrigues J.V., Costa R.R., Ferreira A. & & cs. (2015). Life cycle assessment of pigmeat production: Portuguese case study and proposal of improvement options. *Journal of Cleaner Production*. 100: 126-139. doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.048
- Grossi G., Goglio P., Vitali A. & Williams A.G. (2019). Livestock and climate change: Impact of livestock on climate and mitigation strategies. *Animal Frontiers*. 9: 69-76. doi.org/10.1093/af/vfy034
- Halberg N., van der Werf H.M.G., Basset-Mens C., Dalgaard R. & de Boer I.J.M. (2005). Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*. 96: 33-50. <https://doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.05.013>.
- Huang H.P., Hu Q. & Qiao X.Z. (2018). A study on the dynamic changes of eco-efficiency in Jiangxi Province based on green GDP and ecological footprint. *Acta Ecologica Sinica*. 38(15): 5473-5484.

- MacLeod M., Gerber P., Mottet A., Tempio G., Falcucci A., Opio C., Vellinga T., Henderson B. & Steinfeld H. (2013). Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains - A global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO): Rome. <https://www.fao.org/3/i3460e/i3460e.pdf>
- McAuliffe G.A., Chapman D.V. & Sage C.L. (2016). A thematic review of life cycle assessment applied to pig production. *Environmental Impact Assessment Review*. 56: 12-22. doi.org/10.1016/j.eiar.2015.08.008.
- Moutinho V., Robaina M. & Macedo P. (2018). Economic-environmental efficiency of European agriculture - A generalized maximum entropy approach. *Agricultural Economics - Zemědělská Ekonomika*. 64: 423-435. <https://doi.org/10.17221/45/2017-AGRICECON>
- Mumu N.J., Ferdous J., Müller C., Ding W., Zaman M. & Jahangir M.M.R. (2024). Methodological progress in the measurement of agricultural greenhouse gases. *Carbon Management*. 15(1). <https://doi.org/10.1080/17583004.2024.2366527>
- Lan K. & Yao Y. (2019). Integrating life cycle assessment and agent-based modeling: A dynamic modeling framework for sustainable agricultural systems. *Journal of Cleaner Production*. 238: 117853. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117853>
- Lansink A.O. & Reinhard S. (2004). Investigating technical efficiency and potential technological change in Dutch pig farming. *Agricultural Systems*. 79(3): 353-367.
- Lê Thị Mai Hương (2015). Hiệu quả kinh tế của các trang trại chăn nuôi heo ở Đồng Nai. *Phát triển và Hội nhập*. 25(35): 99-104.
- Ly N.T., Nanseki T. & Chomei Y. (2016). Technical efficiency and its determinants in household pig production in Vietnam: A DEA approach. *The Japanese Journal of Rural Economics*. 18: 56-61. <https://doi.org/10.18480/jjre.18.56>
- Nowak A., Kijek T. & Domańska K. (2015). Technical efficiency and its determinants in the European Union. *Agricultural Economics*. 61: 275-283.
- Pan D. & Ying R. (2013). Agricultural eco-efficiency evaluation in China based on SBM model. *Acta Ecologica Sinica*. 33(12): 3837-3845.
- Pawłowski K.P., Czubak W. & Zmyślona J. (2021). Regional diversity of technical efficiency in agriculture as a result of an overinvestment: A case study from Poland. *Energies*. 14: 3357.
- Rojas-Downing M.M., Nejadhashemi A.P., Harrigan T. & Woznicki S.A. (2017). Climate change and livestock: impacts, adaptation, and mitigation. *Climate Risk Management*. 16: 145-163.
- Rees W. (2000). Eco-footprint analysis: Merits and brickbat. *Ecological Economics*. 32(3): 371-374. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00157-3](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00157-3)
- Reinhard S., Lovell C.A.K. & Thijssen G.J. (2000). Environmental efficiency with multiple environmentally detrimental variables: Estimated with SFA and DEA. *European Journal of Operational Research*. 121(2): 287-303.
- Rivera J.E. & Chará J. (2021). CH₄ and N₂O emissions from cattle excreta: A review of main drivers and mitigation strategies in grazing systems. *Frontiers in Sustainable Food Systems*. 5: 657936. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.657936>
- Rudinskaya T. & Naglova Z. (2021). Analysis of consumption of nitrogen fertilisers and environmental efficiency in crop production of EU countries. *Sustainability*. 13(16): 8720.
- Seiford L.M. & Zhu J. (2002). Modeling undesirable factors in efficiency evaluation. *European Journal of Operational Research*. 142(1): 16-20. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(01\)00293-4](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(01)00293-4)
- Simar L. & Wilson P.W. (2000). A general methodology for bootstrapping in non-parametric frontier models. *Journal of Applied Statistics*. 27(6): 779-802. <https://doi.org/10.1080/02664760050081951>
- Suzigan L.H., Peña C.R. & Guarnieri P. (2020). Eco-efficiency assessment in agriculture: A literature review focused on methods and indicators. *Journal of Agricultural Science*. 12(7): 118-134. <https://doi.org/10.5539/jas.v12n7p118>
- Schaltegger S. & Sturm A. (1990). Ecological rationality: Approaches to the design of ecology-oriented management instruments. *The Enterprise*. 44(4): 273-290.
- Schmidheiny S. (1992). Changing course: A global business perspective on development and the environment. The MIT Press, Cambridge, MA.
- Swanepoel, F.J.C., Stroebe, A. & Moyo, S. (2021). The role of livestock in developing communities: enhancing multifunctionality. University of the Free State and CTA. Available online: <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/3003>.
- Thủ tướng Chính phủ (2020). Quyết định số 1520/QĐ-TTg ngày 06/10/2020 về việc phê duyệt Chiến lược phát triển chăn nuôi giai đoạn 2021-2030, tầm nhìn 2045.
- Van Hung P., Nga N. T. D., & Lapar M. (2015). Improving the livelihood of small farmers in the pig value chain: Experiences in the north of vietnam. Vietnam National University of Agriculture, Hanoi, Vietnam.
- Yang C.C., Hsiao C.K. & Yu M.M. (2008). Technical efficiency and impact of environmental regulations in farrow-to-finish swine production in Taiwan. *Agricultural Economics*. 39(1): 51-61. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2008.00314.x>
- Yin K., Wang R.S., Zhou C.B. & cs. (2012). Review of eco-efficiency accounting method and its applications. *Acta Ecologica Sinica*. 32(11): 3595-3605. <https://doi.org/10.5846/stxb201104280564>.