

以環境足跡評估台灣主要糧食作物之環境影響

王咏潔^{*(1)} 呂俞欣⁽²⁾

摘要

世界人口自工業革命以來快速增長，糧食需求與環境資源利用產生衝突，農業永續發展遂成為迫切課題。台灣近年因飲食習慣改變與農村人口老化，稻米需求減少但小麥與玉米仰賴進口，糧食自給率不足 40%。本研究以生命週期評估方法，整合 2008–2018 年間水稻、小麥、玉米等台灣主要糧食作物之農業統計、氣象與土壤資料，量化水足跡、碳足跡、優養化潛勢，和酸化潛勢等四項環境足跡。結果顯示：稻米二期作因灌溉需求與甲烷排放，環境衝擊最重；小麥優養化與酸化潛勢高於稻米與玉米；玉米則在中部地區展現相對適宜的永續性。環境足跡分析指出，調整種植結構以降低稻米二期作面積、提高玉米生產，並改善小麥施肥策略，有助於台灣糧食安全與環境永續。

(**關鍵詞**：糧食作物、水足跡、碳足跡、優養化潛勢、酸化潛勢、永續農業)

Assessing the Environmental Impacts of Major Food Crops in Taiwan Using Environmental Footprints

Yung-Chieh Wang^{*(1)} *Yu-Hsin Lu*⁽²⁾

ABSTRACT

Global population growth since the Industrial Revolution has increased food demand, creating conflicts between agricultural development and sustainable use of environmental resources. In Taiwan, rice demand has declined due to dietary changes and rural aging, while wheat and corn heavily rely on imports, resulting in a food self-sufficiency rate below 40%. This study applies the Life Cycle Assessment framework to quantify four environmental footprints, which are water footprint, carbon footprint, eutrophication potential, and acidification potential, of rice, wheat, and maize across Taiwan during 2008–2018. Results show that the second rice crop exerts the heaviest environmental burden due to irrigation and methane emissions; wheat exhibits higher eutrophication and acidification potentials; maize demonstrates better suitability in central Taiwan. Footprint analysis suggests reducing the second rice crop area, expanding maize production, and optimizing wheat fertilization strategies to enhance Taiwan's food security and environmental sustainability.

⁽¹⁾ 國立中興大學水土保持學系 教授 *通訊作者：wangyc@nchu.edu.tw

⁽²⁾ 新光工程顧問有限公司 工程師

(**Keywords** : Food crops, Water footprint, Carbon footprint, Eutrophication potential, Acidification potential, Sustainable agriculture)

前言

年極端氣候事件頻率與強度持續增加，包括極端氣溫、旱災、熱浪、強降雨及颱風等現象，已對農業生產造成重大挑戰。這些氣候變遷不僅影響作物的生長率、光合作用與呼吸作用速率，亦改變水分供應，進而影響農作物的產量與品質，對糧食安全造成潛在威脅(Mahato, 2014)。亞洲地區人口約佔全球 63%，農業生產量則佔全球的 67%，因此對氣候變遷格外敏感。Mendelsohn (2014)研究指出，氣溫上升 1.5°C與 3°C時，亞洲農業淨收入將分別下降 13%與 28%。Wheaton and Kulshreshtha (2017) 進一步指出，極端氣候會加劇土壤沖蝕、鹽化、沙漠化、水源供給不足與品質下降等問題，並對農業永續發展造成威脅。

在永續農業管理的研究中，評估農業系統之環境影響被視為重要起點(Payraudeau and van der Werf, 2015)。其中，生命週期評估(Life Cycle Assessment, LCA)被廣泛應用於衡量作物生產系統中物質與能量的投入與排放，並整合為作物環境指數，用以比較不同作物或生產系統的環境影響。環境足跡(Environmental Footprint)則是另一項量化工具，用於評估農業及糧食生產在能源使用、溫室氣體排放、土地利用、生物多樣性衝擊與水資源消耗等面向的影響。

生命週期評估與環境足跡分析能描繪作物自原料、生產、加工、包裝、運輸

至銷售與廢棄的全過程環境衝擊，涵蓋全球暖化、臭氧層破壞、能源使用、碳足跡、水足跡、優養化及酸化潛勢等指標。依據 ISO 14040 (2006)，生命週期評估分析產品生命週期中資源消耗與潛在環境影響的重要工具，包含定義目標、盤查、評估與闡釋四大步驟。Lillywhite (2008)強調環境足跡可整合水足跡、碳足跡、優養化與酸化潛勢作為農業環境影響量化分析的主要指標(Anielski and Wilson, 2010)。

水足跡(Water Footprint, WF)作為評估農業用水壓力的重要指標，定義為產品或服務在特定期間內的總水消耗量。水足跡分為製程水足跡、產品水足跡、消費者水足跡、區域水足跡、企業水足跡、產業水足跡及全球水足跡(Hoekstra et al., 2011)。依據水源特性，又可分為綠水(降雨滲入土壤後供植物利用)、藍水(灌溉抽取地表與地下水)與灰水(稀釋污染物至環境水質標準所需之水量)。Hoekstra et al. (2009) 建立完整的水足跡評估手冊，已廣泛應用於不同作物與區域的比較研究。張元馨(2011)評估台灣水稻一期與二期作的平均水足跡分別為 4754 與 7122 m³/ton，顯示二期作耗水量明顯高於一期作。Su et al. (2015) 的研究亦指出，台灣中南部多種糧食作物的水足跡差異顯著，反映地區間水資源利用效率的差異。

碳足跡(Carbon Footprint)則關注農業生產全過程中的溫室氣體排放。聯合國於 1992 年制定《氣候變遷綱要公約》，凸顯全球減排的重要性。透過分析常見溫室氣

體如二氧化碳、甲烷與氧化亞氮等排放量以討論管制全球農業溫室氣體碳排的潛力，藉由常見溫室氣體相較於二氧化碳的暖化衝擊性換算成二氧化碳當量，以分析碳排放的環境足跡。台灣 2008–2016 年的溫室氣體總排放量約 2.6 億噸 CO₂e，其中能源消耗占約 90%，農業約佔 1%。然而，農業雖佔比小，但其排放來自氮肥、農機、灌溉與運輸等環節，仍具管理潛力。研究指出，台灣白米碳足跡介於 1.5–5.5 kgCO₂e/kg，玉米、小麥與大豆的平均碳足跡則分別為 0.33、0.28 與 0.25kgCO₂e/kg (吳以健等人, 2013)。日本稻米碳足跡平均為 1.46 kgCO₂e/kg，高於台灣部分地區，反映出不同氣候條件對排放的影響。

優養化潛勢則源於氮、磷等營養鹽進入水體，導致藻華暴發、缺氧與水質惡化 (Smith et al., 1999)。在農業生產中，施肥過量與養分累積被視為主要來源 (Foy, 2005)。研究顯示，磷在陸地與淡水系統中的累積量已較工業化前增加 75% (Bennett et al., 2001)，特別在農業土壤中形成長期潛在風險。這使河川、湖泊等淡水生態系面臨更高的優養化壓力。酸化潛勢則主要來自氮肥施用與能源燃燒，會使土壤與水體酸化 (Rice and Herman, 2012)。研究顯示，氮肥施用量與土壤酸度呈顯著正相關 (Bouman et al., 1995)，而氮的揮發與硫酸銨形成過程亦加劇了雨水酸化效應 (吳以健等人, 2013)。在缺氧條件下，反硝化作用會進一步生成 N₂O，成為農業酸化與溫室效應的重要來源。

本文綜合四種環境足跡方法，並以台灣主要農地為例，透過農業統計、氣象與

土壤資料進行環境足跡計算，進行比較。結果可用於分析台灣農地在時空上的環境差異，並提供農業系統在面對氣候變遷、肥料使用及乾旱風險下的調適方向，進一步支持糧食安全與環境永續管理。

材料與方法

1. 研究區域與資料

本研究評估系統之邊界以農田/農場為範圍，依照臺灣本島做為研究範圍，並依照農田水利署灌溉分區以及氣象測站進行分區研究，將臺灣本島區分為 12 個環境分區如圖 1 所示，環境分區劃分之行政區域(縣市)如表 1 所示。環境足跡分析作物從種植、收割、儲存(乾燥或冷凍)等過程所需投入之資源與能量，但不包含後續之包裝、運送及銷售之投入成本。研究資料包括：三種主要糧食作物於產量、種植面積、有機肥料施用量、化學肥料施用量、稻藁焚燒量之政府公開農業統計種植資料；中央氣象署 2008 至 2018 氣象年報中全台 22 個氣象測站之月平均最高/低溫、月降雨量、月日照時數、月平均風速、月平均濕度等等資料；2008 至 2018 年農業灌溉水組織公開各分區灌溉水量；台灣表層土壤磷含量圖、數值高程模型 (20m×20m)、台灣縣市分布圖、降雨沖蝕因子及土壤沖蝕因子資料等，作為環境足跡計算基礎。

表 1 環境分區劃分之行政區域

編碼	縣市	編碼	縣市
A	基隆市、 台北市	G	嘉義縣、 嘉義市、 台南市
B	新北市	H	高雄市
C	桃園市	I	屏東縣
D	新竹市、 新竹縣	J	台東縣
E	苗栗縣、 台中市、 彰化縣、 雲林縣	K	花蓮縣
F	南投縣	L	宜蘭縣

Table 1 Administrative districts belong to each environmental district in the study



圖 1 本研究環境分區

Fig. 1 Environmental districts in this study

2. 水足跡

作物生產的水消耗屬於製成水足跡，可分為綠水、藍水與灰水。綠水指自然降雨經蒸散作用被植物利用；藍水為灌溉用水的蒸散；灰水則為稀釋肥料或污染物至環境標準所需的水量(Hoekstra et al., 2009; Su et al., 2015)。由於植物體內儲存水量僅佔蒸散量 0.1%–1%，通常可忽略(Hoekstra et al., 2011)。其計算公式如下：

$$WF_{green} = \frac{10 \times \min(ET_{c,tot}, P_{eff,tot}) \times A}{Y} \quad (1)$$

$$WF_{blue} = \frac{10 \times \max(ET_{c,tot} - P_{eff,tot}, 0) \times A}{Y} \quad (2)$$

$$WF_{blue} = \frac{IR}{Y} \quad (3)$$

$$WF_{gray} = \frac{1000 \times \alpha \times AR \times A}{Y(C_{max} - C_{nat})} \quad (4)$$

WF_{green} = 綠水足跡(m³/ton)； WF_{blue} = 藍水足跡(m³/ton)； WF_{gray} = 灰水足跡(m³/ton)； A = 作物種植面積(ha)； Y = 作物產量(ton)； $ET_{c,tot}$ = 作物實際總蒸發散量(mm/pried)； $P_{eff,tot}$ = 有效雨量(mm/pried)； IR 生長期灌溉用水量(m³)； C_{nat} 水體自然背景濃度(mg/L)； α = 淋洗係數(%)； AR = 單位面積氮肥施用量(kg/ha)。

作物蒸散量(ET_c)即需水量，可由參考蒸散量(ET_0)與作物係數(K_c)推估：

$$ET_c = K_c \times ET_0 \quad (5)$$

國際上多以 FAO 推薦的 Penman–Monteith 法為準，並已內建於 CROPWAT 軟體中(Allen et al., 1998)。台灣亦廣泛應用該方

法評估不同作物需水量。

有效雨量為降雨中可供作物利用的部分，常用 USDA-SCS 曲線數法估算，公式如下(Smith, 1991)：

$$P = I_a + F + P_e \quad (6)$$

$$I_a = 0.2S \quad (8)$$

$$P_e = \frac{(P-0.2S)^2}{P+0.8S} \quad (9)$$

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (\text{mm}) \quad (10)$$

P =總降雨量； I_a =初期降雨損失量； F =入滲量； P_e =有效降雨量； S =集水區最大蓄水量； CN =曲線值，取決於土壤類別與土地利用。

3. 碳足跡

農業生產碳足跡依行政院環保署國家溫室氣體排放清冊與 IPCC(2006)指南，估算肥料使用、作物殘體掩埋或焚燒、農機燃料消耗，以及田間不完全光合作用產生的甲烷(CH_4)、氧化亞氮(N_2O)與二氧化碳(CO_2)，並以當量係數轉換(表 2)。三大來源包括：水稻田排放 CH_4 ；化學與有機肥料、殘體管理釋放 N_2O ；農機燃料燃燒產生 CO_2 。

甲烷主要來自稻田厭氧環境，排放量受生長期、季數與水分管理影響。其估算式為：

$$\text{CH}_4 = \sum_i EF_i \times A_i \times 10^{-6} \quad (11)$$

CH_4 =水稻甲烷排放量(10^3 ton)； EF_i = i 地區水稻甲烷排放係數(kgCH_4/ha)； A_i = i 地區的水稻年收穫面積(ha)； i 代表具有不同生態系、水分管理體系地區。

氧化亞氮排放源於施肥、殘體分解與土壤氮循環，含直接與間接途徑：

$$N_2O = (N_{\text{直接}} + N_{\text{間接}}) \times 44/28 \quad (12)$$

$$N_{\text{直接-R}} = (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM}) \times EF_R \quad (13)$$

$$N_{\text{直接-F}} = (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM}) \times EF_F \quad (14)$$

$$N_{\text{間接}} = N_{ATD} + N_L \quad (15)$$

$$N_2O_{ATD} = [(F_{SN} \times FRAC_{GASF}) + (F_{ON} + F_{PRP}) \times FRAC_{GASM}] \times EF_{ATD} \quad (16)$$

$$N_2O_L = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP} + F_{CR} + F_{SOM}) \times Frac_{LEACH-(H)} \times EF_L \quad (17)$$

N_2O =氧化亞氮排放量($\text{kg N}_2\text{O}$)； $N_{\text{直接}}$ =土壤氮直接排放量(kg N)； $N_{\text{間接}}$ =土壤氮間接排放量(kg N)； $N_{\text{直接-R}}$ =水稻田氮直接排放量(kg N)； $N_{\text{直接-F}}$ =旱田氮直接排放量(kg N)； F_{SN} =化學氮肥直接排放量(kg N)； F_{ON} =有機氮肥直接排放量(kg N)； F_{CR} =作物殘體(固氮作物)氮肥(kg N)； F_{SOM} =土地利用或管理變化損失(kg N)； N_{ATD} =大氣沉降之土壤揮發氮肥 (kg N)； N_L =淋洗和逕流土壤氮肥(kg N)。

化學氮肥平均施用量以歷年統計推估：

$$F_{SN-i} = \frac{F_{totalSN} - F_{SN-R}}{\sum_i^n A_i} \times A_i \quad (18)$$

F_{SN-i} =作物類別 i 的化學肥料施氮量(kg N)； $F_{totalSN}$ =總化學肥料施氮量(kg N)； F_{SN-R} =水稻田兩期作化學肥料施氮量(kg N)； A_i =作物類別 i 的種植面積(ha)。

有機氮肥估算：

$$F_{ON} = (F_{AM} + F_{SEW} + F_{COMP} + F_{OOA}) \times 0.78 \times 2.4\% \quad (19)$$

F_{AM} =土壤中的牲畜糞肥(kg/年)； F_{SEW} =土壤中的污水肥(kg/年)；0.78=乾物比； F_{COMP} =土壤中的堆肥(kg/年)； F_{OOA} =其它有機添加物(kg/年)；2.4%=有機肥料含氮量。

作物殘體氮肥量：

$$F_{CR-i} = Crop_i \times Dry_i \times R_{AGi} \times N_{AGi} \quad (20)$$

$$F_{CR-GFi} = GF_i \times N_{GFi} \quad (21)$$

F_{CR-i} =作物類別 i 殘體氮含量(kg N/年)； $Crop_i$ =作物類別 i 總產量(kg/年)； Dry_i =作物類別 i 乾物比； R_{AGi} =作物類別 i 殘體比； N_{AGi} =作物類別 i 氮含量； F_{CR-GFi} =綠肥 i 氮含量(kg N/年)； GF_i =綠肥 i 總產量(kg/年)； N_{GFi} =綠肥殘體氮含量。

表 2 溫室氣體二氧化碳當量係數

Table 2 The CO₂ equivalent coefficients of greenhouse gases

	溫室氣體	CO ₂ 當量	產出來源與計算方法
碳足跡	CO ₂	1	包含使用化石燃料(柴油及液化石油氣)與電力之直接排放量；使用肥料(Jenssen and Kongshaug, 2003)。
	CH ₄	25	田間產生之

			直接排放量，以 IPCC Tier 1 方法估計。
	N ₂ O	298	肥料與作物殘株產生之直接與間接排放量；以 IPCC Tier 1 方法估計。
酸化潛勢	NO ₃	1	假設化學氮肥、有機氮肥、作物殘體產生氧化亞氮等量轉換；以 IPCC(2006) 方法估算。
	NO ₂	0.7	
	NH ₃	1.88	

焚燒殘體排放：

$$L = M_B \times C_f \times G_{ef} \times 10^{-3} \quad (22)$$

L =焚燒作物殘體溫室氣體排放量(kg CH₄/N₂O)； M_B =焚燒物質質量(ton)； C_f =焚燒係數； G_{ef} =排放係數(kg/ton 乾物質)

尿素施用排放：

$$CO_2 = M \times EF \times 44/12 \quad (23)$$

CO_2 =尿素施用之碳排放量(kgCO₂)； M =尿素施用量(kg 尿素)； EF =排放係數。

4. 優養化潛勢

本研究以磷排放量估算農業生產的優養化潛勢，採用 APLE 模型 (Annual Phosphorus Loss Estimator；Vadas et al., 2009；Ortiz-Reyes and Anex, 2018)。模型依據氣象、農業統計與地形資料，計算單位面積的磷流失量，包含化學肥料、有機肥料、活性磷及土壤侵蝕四部分：

$$ROP_f = (P_f) \times \text{Runoff} / \text{Rainfall} \times C_f \quad (24)$$

$$ROP_m = (P_m) \times \text{Runoff} / \text{Rainfall} \times C_m \quad (25)$$

$$DP = R_{labilep} \times \text{Labile}P_{soil} \times \text{Runoff} \times 0.1 \quad (26)$$

$$SP = E \times P_{soil} \times R_p \div 10^6 \quad (27)$$

$$\text{Labile}P_{soil} = (P_m - ROP_m) \times PSC \times 10 \div (BD \times \text{Depth}) \quad (28)$$

$$\begin{cases} C_m = (R/P)^{0.225} \\ C_f = 0.034e^{3.4R/P} \end{cases} \quad (29)$$

$$\ln R_p = 2.2 - 0.25 \ln E \quad (30)$$

ROP_f 、 ROP_m =化學/有機肥料逕流磷流失量(kg P/ha)； DP =活性磷逕流流失量(kg P/ha)； SP =年侵蝕土壤逕流磷流失量(kg P/ha)； P_m =有機肥料磷施用量(kg P/ha)； P_f =化學肥料磷施用量(kg P/ha)； C_f =化學肥料逕流經驗係數，介於 0~1 之間； C_m =有機肥料逕流經驗係數，介於 0~1 之間； Runoff =年逕流量(mm)； Rainfall =年降雨量(mm)； E =年侵蝕沖積土壤(kg/ha)； P_{soil} =地表土壤磷含量(mg/kg)； BD =土壤總體密度(kg/m³)； Depth =受肥料影響的土壤深度(50cm)； $\text{Labile}P_{soil}$ =土壤表層土壤的活性磷含量(mg/kg)； $R_{labilep}$ =逕流中活性磷估算係數(0.004mg/L)； PSC =吸附係數(0~1)； R_p =磷富集率，侵蝕土壤與原始土壤磷含量的比值。

實際估算中，逕流量以 SCS 方法結合 2008–2018 年降雨資料計算；化肥磷含量依分子式推估，有機肥料則採稻穀堆肥(0.21%，古錦文等，1995) 與禽畜墊料平均值 1.63% (謝慶芳與徐國男，1993)。

5. 酸化潛勢

Brentrup et al. (2000, 2004) 指出，田間氮排放中以 NH_3 、 NO_2 、 NO_3 對環境酸化影響最大，其排放量受尿素、有機與含氮肥料施用量、田間水分、土壤質地、通氣率、壓實度、pH、氣候條件及耕作措施等因素影響。

由於相關資料蒐集不易，本研究假設氧化亞氮排放量可等量轉換為 NH_3 、 NO_2 、 NO_3 ，並透過當量係數(表 2)進行換算，以估算三種主要作物的酸化潛勢。

$$AP = \sum_i (E_i \times EF_i) \quad (31)$$

其中 AP = 酸化潛勢(kg CO_2 -eq/ha)； E_i = 第 i 類氮化合物排放量(kg/ha)； EF_i = 酸化當量係數(轉換為 CO_2 當量)。

6. 綜合指標

環境足跡依 Lillywhite(2008)分為水足跡、碳足跡、優化氧化潛勢，並分別量化水稻第一期作、水稻第二期作、小麥和兩米生產造成之環境影響，基於環境足跡單單位差異，分別將四項環境足跡標準化，並加總，定義為環境影響綜合指標，值域介於 0~4 之間。

分析結果

1. 水足跡

依據定義，綠水與藍水具有互補關係，當綠水不足以滿足作物需水時，必須透過藍水補充，而灰水則主要反映氮肥所造成的非點源污染，三者加總即為總水足跡。本研究採用 CROPWAT 軟體與水足跡手

冊(Hoekstra et al., 2011)，並結合農業統計資料，對台灣主要糧食作物進行綠水、藍水與灰水足跡之評估。本研究以單位產量為基準進行水資源消耗量估算，數值愈小代表作物在水資源利用上效率愈高。結果顯示(圖 2)，水稻第一期作與第二期作的總水足跡分別介於 1200 - 26000 m³/ton 與 5900 - 45000 m³/ton，且主要來自藍水；由於一期作與二期作平均單產分別為 5.13 與 3.49 ton/ha，致使二期作水足跡約為一期作的兩倍。相比之下，小麥總水足跡多數低於 4000 m³/ton，平均單產僅 2.08 ton/ha，其水足跡約為玉米的三倍，而玉米水足跡則介於 800 - 1400 m³/ton，平均單產達 5.62 ton/ha，顯示其具備相對較高的水分利用效率。

在空間分布上，綠水、藍水與灰水足跡的變化趨勢具明顯的區域差異。水稻一期作於 C、D、E、G、H、I 區的水足跡通常低於其他地區，而 A、B 及 L 區的水稻二期作則顯示顯著偏高，形成明顯對比。小麥的水足跡在各地呈現不均勻分布，部分地區於 2016 至 2018 年間水足跡出現突增。相較之下，玉米於 D、E、F 區的水足跡則長期維持在較低水準，凸顯其在台灣農業生產中的水資源永續優勢。

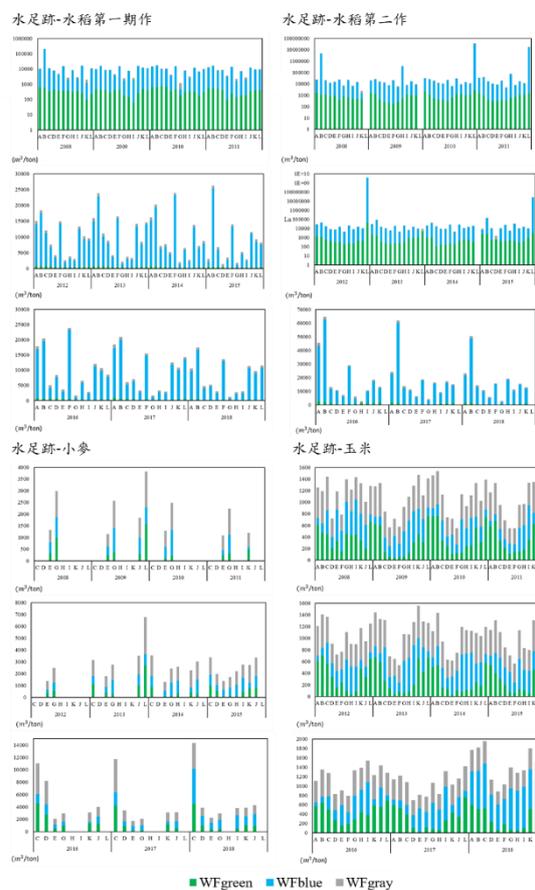


圖 2 糧食作物 2008-2018 年水足跡

Fig. 2 Water footprints of food crops during 2008-2018.

2. 碳足跡

碳足跡的評估需依據不同溫室氣體種類、排放量與當量係數進行換算。本研究將作物生產過程中肥料施用、農機燃油消耗以及稻田不完全光合作用所產生的二氧化碳、甲烷與氧化亞氮納入計算。由於作物呼吸作用產生的二氧化碳可視為光合作用消耗殆盡，因此不予計算。實際上，有機肥料、化學肥料及作物殘體掩埋或焚燒會釋放氧化亞氮與二氧化碳，而水

稻田因缺氧環境及細菌作用亦會產生甲烷，這使得水稻在三種作物中具有額外的碳足跡來源，相較之下，小麥與玉米並無顯著甲烷排放。

量化結果顯示(圖 3)，水稻第一期作與第二期作的碳足跡分布於 800–1500 與 1500–4500 kgCO₂/ton，小麥與玉米則分別為 1000–3000 與 600–1200 kgCO₂/ton，其大小與水足跡變化趨勢相似，並與單位產量密切相關。作物殘體掩埋雖可能於分解過程中形成氧化亞氮，但其排放當量極小，均不足 60 kgCO₂/ton；殘體焚燒雖能釋放二氧化碳、甲烷及氧化亞氮，然因政策管制影響，整體碳足跡規模不大且呈逐年下降趨勢。

進一步觀察三種作物歷年碳足跡之區域分布，可歸納以下特徵：2008 - 2015 年水稻第一期作於 A、B、F、J、K 區碳足跡偏高；第二期作則以 A、B、L 區顯著大於其他地區，而 E、F、G 區相對偏低。小麥碳足跡於 2013 年與 2016 - 2018 年間，在 C、D、L 區有較高表現；玉米則以 D、E、F 區長期維持低碳足跡，凸顯其相對的永續優勢。

3. 優養化潛勢

優養化潛勢主要來自含磷物質經由逕流進入地下水、湖泊與河川，其來源包含有機肥料與化學肥料施用、土壤中活性磷釋放，以及侵蝕土壤帶出的磷。三種作物的四項磷排放量分析顯示，土壤活性磷貢獻相對較低，而化學肥料及土壤侵蝕所造成的磷流失量最為顯著。由於統計資料限制，僅水稻兩期作含有有機肥料的磷排放資料。量化結果顯示(圖 4)，水稻一期作、二期作、小麥及玉米的優養化潛勢分別約為 6 - 26、11 - 31、20 - 60 與 5 - 25

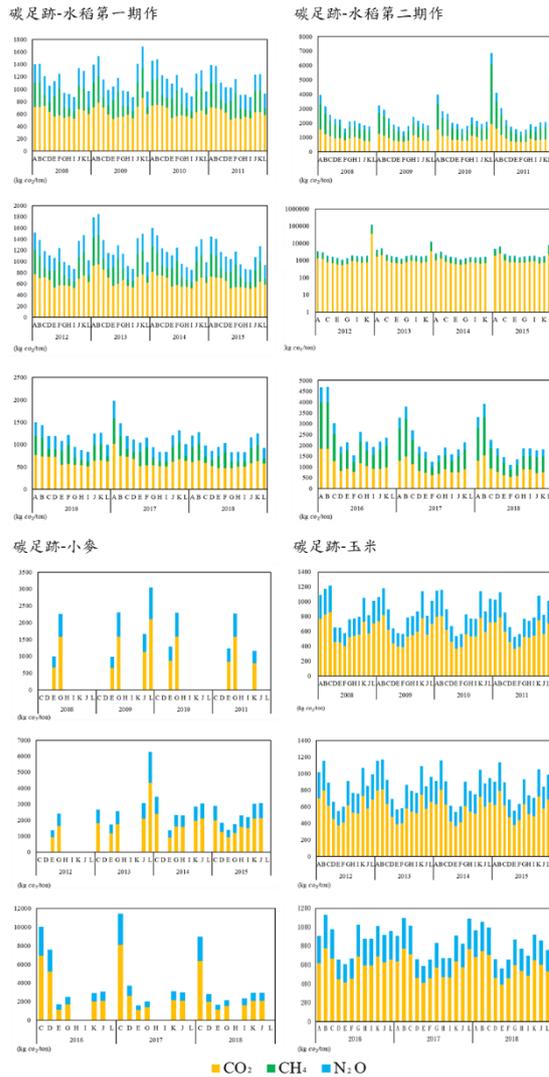


圖 3 糧食作物 2008-2018 年碳足跡

Fig. 3 Carbon footprints of food crops during 2008-2018.

kg P/ton，其中以小麥的優養化潛勢最高。進一步觀察其空間分布，可見水稻一期作在 A 區長期偏高，而二期作則在 A、B、L 區顯著高於其他地區；小麥於 2013 年 L 區以及 2016 - 2017 年 C、D 區的優養化潛勢明顯升高；玉米則在 C、D、E、F 區長期維持低值，顯示區域差異性。

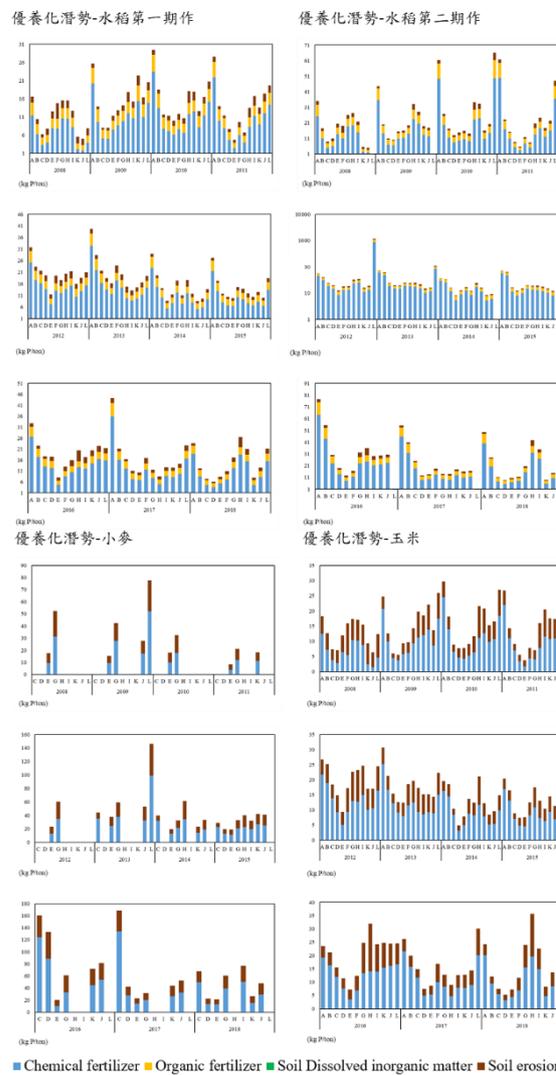


圖 4 糧食作物 2008-2018 年優養化潛勢

Fig. 4 Eutrophication potentials of food crops during 2008-2018.

4. 酸化潛勢

酸化潛勢依作物氮肥施用量推估三種主要酸性物質(NH₃、NO₂、NO₃)的排放量。

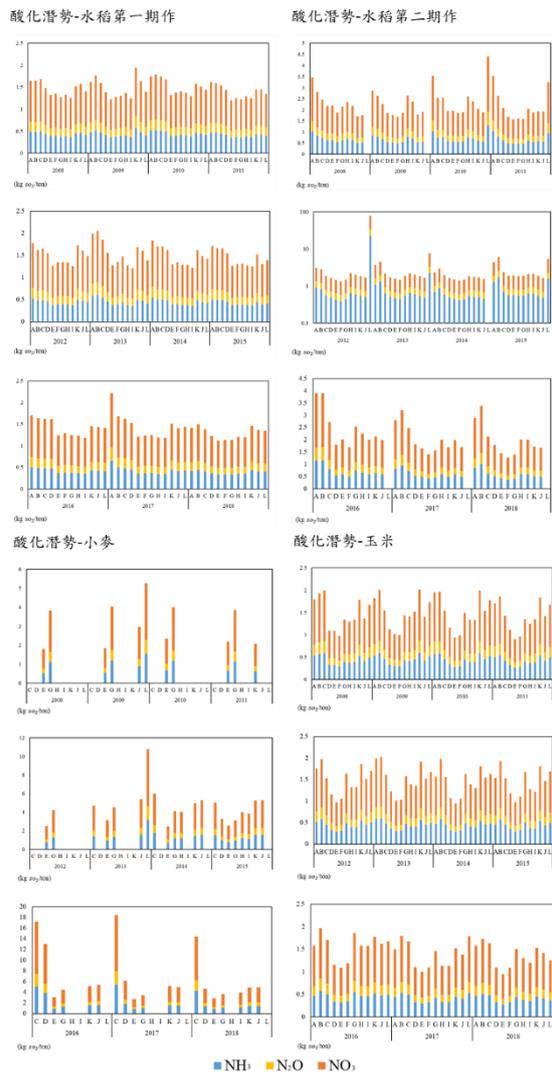


圖 5 糧食作物 2008-2018 年酸化潛勢
Fig. 5 Acidification potentials of food crops during 2008-2018.

碳足跡結果顯示(圖 5)，水稻一期作、二期作、小麥與玉米的酸化潛勢分別為 1.3–2.2、1.7–4.4、1.8–6.6 及 0.9–2.2 kg SO₂/ton，其中小麥高於水稻二期作與玉米。三者的酸性物質貢獻排序為 NO₃ > NH₃ > NO₂。歷年變化趨勢顯示，水稻二期作酸化潛勢約為一期作的兩倍，且在 A、B、L 區特別高；小麥僅於 C、D、L 區超過 4.4 kg SO₂/ton；玉米則在 D、E、F 區長期偏低。

5. 綜合指標

綜合指標數值愈大則表示作物生產產生之環境影響，透過各種環境影響評估水足跡、碳足跡、優養化潛勢與酸化潛勢於各環境分區的环境足跡時間與空間的變化。結果顯示(圖 6)，小麥環境綜合指標明顯高於水稻和玉米，並以 C、D、L 區特別高；水稻一期作與二期作於各分區變化趨勢較為一致，以 A、B、K、J 和 L 區較高；玉米則以 D、E、F 區普遍低於其餘特區。

討論

本研究進一步比較台灣不同地區主要糧食作物的環境足跡，結果顯示水稻兩期作的水足跡在 B、H 與 L 區(新北市、高雄市、宜蘭縣)特別高(圖 2)，其差異主要來自藍水足跡。歷年分析表明，水稻水足跡幾乎完全受藍水控制，且最大值均由灌溉量決定，反映出台灣現行以漫灌為主的灌溉方式消耗大量水資源。若能改採間歇或輪灌等方式，將有助於降低藍水足跡，

正如 B 區自 2008 年後灌溉用水減少近十倍所示。水稻第二期作的水足跡普遍高於一期作，與張元馨(2011)以及 Su et al.(2015)的估算結果大致一致。與國際比較亦發現，義大利稻米的水足跡約為 4900–8000 m³/ton (Blengini and Busto, 2009)，與本研究數值接近。相對而言，小麥與玉米的水足跡變化較為平穩，僅在部分年份受旱災限水政策影響而出現下降，顯示政策與基礎設施在環境足跡調控中具有重要作用。

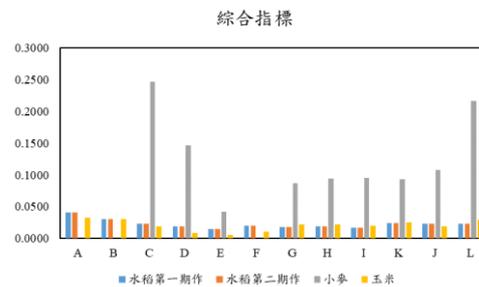


圖 6 糧食作物 2008-2018 年綜合指標
Fig. 6 Overall environmental footprints of food crops during 2008-2018.

碳足跡方面(圖 3)，水稻二期作仍普遍高於一期作，並呈現較大的區域與時間波動。2009、2012 與 2014 年多數地區碳足跡顯著下降，最大降幅達 2000 kgCO₂/ton，推測與二期作氣溫變化及政策因素相關。整體而言，水稻碳足跡範圍為 970–1570 kgCO₂/ton，與國際數值(義大利 2900 kgCO₂/ton、日本 1460 kgCO₂/ton)大致相符。小麥與玉米碳足跡則低於水稻，分別

約為 380 kgCO₂/ton 與 330 kgCO₂/ton (Charles et al., 2006；Landis et al., 2007)，但在台灣因氣候高溫多雨而略高於國際數值。然而，本研究考量之主要碳足跡來源為水稻田排放 CH₄、化學與有機肥料釋放 N₂O、殘體管理釋放 N₂O，以及農機燃料燃燒產生 CO₂等碳排放量。故此，本研究未探討土壤化學(如酸鹼性)和土壤酸化改善措施(如施用石灰的情況)對碳排放之影響。此為本研究限制之一，應於後續研究中探討。

在營養物質排放方面，優養化潛勢以化學肥料與土壤侵蝕貢獻最大，活性磷則最低(圖 4)。水稻二期作與小麥的優養化潛勢普遍高於玉米，且與降雨量呈正相關，降雨愈高則潛勢愈大。酸化潛勢則主要由硝酸鹽貢獻(圖 5)，其次為氨與二氧化氮，小麥的酸化潛勢最高，其次為水稻二期作，而水稻一期作與玉米則相對較低。

綜合 12 個分區的分析，三種作物的環境足跡呈現區域差異。水稻在 E、G、H、I 區(苗栗、台中、彰化、雲林、嘉義、台南、高雄、屏東)四項環境影響均相對偏低；玉米在 D、E、F 區(新竹、苗栗、台中、彰化、雲林、南投)表現較佳；小麥則除近年 C、D、L 區(桃園、新竹、宜蘭)偏高外，其他地區較為均勻。整體而言，中南部縣市較適合種植水稻，中部縣市則更適合玉米，而小麥並不適合於桃園、新竹與宜蘭地區栽植。

結論與建議

本研究建構之環境足跡架構，涵蓋水足跡、碳足跡、優養化潛勢與酸化潛勢四項環境影響，並整合台灣歷年作物種植資料、氣候紀錄、灌溉量、肥料施用量及土壤侵蝕等參數，進行 2008 至 2018 年的綜合環境評估。水足跡部分，藉由 FAO 所研發的 CROPWAT 軟體與水足跡手冊，分別量化綠水、藍水與灰水消耗，其總和即為作物生長過程中的水資源需求。碳足跡則主要來自溫室氣體排放，三種作物均顯示農機燃油貢獻最高，約佔 42%至 68%。優養化潛勢評估則指出，化學肥料與有機肥料施用所造成的磷流失會破壞淡水生態系統，其中化學磷肥影響最為顯著。酸化潛勢則來自氮肥施用所產生的酸性物質(NH₃、NO₂、NO₃)，對土壤與水體均具有潛在危害。透過上述指標分析，得以評估台灣農業非點源污染對不同地區的影響，並據此提出永續農業管理與土地利用的改進方向。

環境足跡的評估結果顯示，台灣農業對資源利用與環境衝擊具有顯著的區域差異。水足跡分析發現，多數地區水稻兩期作存在過度依賴灌溉的現象，導致藍水消耗遠高於綠水與灰水。碳足跡結果指出，農業機械化進程中燃油使用對環境衝擊明顯，小麥與玉米亦呈現類似趨勢。優養化與酸化潛勢則凸顯台灣肥料過度施用的問題，導致水質惡化與土壤酸化。相較國際數據，台灣水稻的水足跡超過義大利，而氮肥污染亦被國內多項研究證實為環境主要壓力來源。

在社會經濟與農業制度層面，不同作物的適栽區域與環境足跡結果並不完全一致，反映出政策、土地利用、人口外移與勞動力不足等社會文化因素，均可能影響實際的種植分布與管理方式。基於本研究結果，台灣農業需導入更具保護性的技術，例如輪耕、休耕與免耕，並加強施肥管制與精準管理，配合節水灌溉技術，以降低資源消耗與環境負荷，進而邁向農業資源的永續利用與生態系統的長期維護。

誌謝

本研究成果承蒙國科會 107-2313-B-005 -005 -MY2 計畫補助，謹致謝忱。

參考文獻

1. Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO, Rome, 300(9), D05109.
2. Anielski, M., and Wilson, J. (2010). Environmental Footprinting for Agriculture in Alberta: Literature Review and Analysis. Environmental Stewardship Division of Alberta Agriculture and Rural Development.
3. Bennett, E. M., Carpenter, S. R., and Caraco, N. F. (2001). Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective: increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *BioScience*, 51(3), 227-234.
4. Blengini, G. A. and Busto, M. (2009). The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of environmental management*, 90(3), 1512-1522.
5. Bouman, O. T., Curtin, D., Campbell, C. A., Biederbeck, V. O., and Ukrainetz, H. (1995). Soil acidification from long-term use of anhydrous ammonia and urea. *Soil science society of America journal*, 59(5), 1488-1494.
6. Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20(3), 247-264.
7. Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., and Kuhlmann, H. (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The international journal of life cycle assessment*, 5(6), 349.
8. Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G., and Pellet, D. (2006). Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, ecosystems & environment*, 113(1-4), 216-225.

9. Foy, R. H. (2005). The return of the phosphorus paradigm: agricultural phosphorus and eutrophication. *Phosphorus: agriculture and the environment*, 46, 909-939.
10. Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Mekonnen, M. M., and Aldaya, M. M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Routledge.
11. Hoekstra, A. Y., Chapagain, A., Martinez-Aldaya, M., and Mekonnen, M. (2009). *Water footprint manual: State of the art 2009*.
12. IPCC. (2006). 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. *Solid Waste Disposal*, 5(2).
13. ISO 14040 (2006) *Environmental Management - Life cycle assessment - Principles and Framework*.
14. Landis, A. E., Miller, S. A., and Theis, T. L. (2007). Life cycle of the corn-soybean agroecosystem for biobased production. *Environmental science & technology*, 41(4), 1457-1464.
15. Lillywhite, R. (2008). The environmental footprint: A method to determine the environmental impact of agricultural production. *Aspects of Applied Biology*, 86, 2-1.
16. Mahato, A. (2014). Climate change and its impact on agriculture. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 4(4), 1-6.
17. Mendelsohn, R. (2014). The impact of climate change on agriculture in Asia. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(4), 660-665.
18. Ortiz-Reyes, E. and Anex, R. P. (2018). A life cycle impact assessment method for freshwater eutrophication due to the transport of phosphorus from agricultural production. *Journal of cleaner production*, 177, 474-482.
19. Payraudeau, S. and van der Werf, H. M. (2005). Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107(1), 1-19.
20. Rice, K. C. and Herman, J. S. (2012). Acidification of Earth: An assessment across mechanisms and scales. *Applied Geochemistry*, 27(1), 1-14.
21. Smith, M. (1991). *CROPWAT: Manual and guidelines*. FAO of UN, Rome, Italy.
22. Smith, V. H., Tilman, G. D., and Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1-3), 179-196.
23. Su, M. H., Huang, C. H., Li, W. Y., Tso, C. T., & Lur, H. S. (2015). Water footprint analysis of bioethanol energy crops in Taiwan. *Journal of cleaner production*, 88, 132-138.
24. Vadas, P. A., Good, L. W., Moore, P. A., and Widman, N. (2009). Estimating phosphorus loss in runoff from manure

- and fertilizer for a phosphorus loss quantification tool. Journal of Environmental Quality, 38(4), 1645-1653.
25. Wheaton, E. and Kulshreshtha, S. (2017). Environmental sustainability of agriculture stressed by changing extremes of drought and excess moisture: a conceptual review. Sustainability, 9(6), 970.
26. 古錦文, 戴振洋, 蔡宜峰. (1995). 有機質肥料對秋作菜豆生育及產量之影響. 臺中區農業改良場研究彙報, (49), 41-48.
27. 吳以健, 楊志維, 盧虎生. (2013). 稻作環境親和栽培之環境影響評估. 臺中區農業改良場特刊, 85-98.
28. 張元馨. (2011) 臺灣農業水足跡之估算-以稻作生產為例, 國立臺灣大學生物環境系統工程學研究所學位論文, 1-87.
29. 謝慶芳, 徐國男. (1993). 甜玉米與毛豆有機栽培試驗. 臺中區農業改良場研究彙報, (39), 29-39.

114 年 9 月 26 日收稿

115 年 1 月 19 日修改

115 年 1 月 20 日接受

水土保持學報 55(2) : 3553- 3568 (2026)
Journal of Soil and Water Conservation, 55(2) : 3553- 3568 (2026)