

國立臺灣大學生物資源暨農學院農藝學系



博士論文

Department of Agronomy

College of Bioresources and Agriculture

National Taiwan University

Doctoral Dissertation

氣候變遷與氣候智慧型水稻生產之研究

Study on Climate Change and Climate-Smart Rice
Production

吳以健

Yi-Chien Wu

指導教授：盧虎生 博士

Advisor: Hsu-Sheng Lur, Ph.D.

中華民國 109 年 6 月

June, 2020

國立臺灣大學博士學位論文
口試委員會審定書



氣候變遷與氣候智慧型水稻生產之研究

Study on Climate Change and Climate-Smart
Rice Production

本論文係吳以健君 (D98621101) 在國立臺灣大學農藝學系暨
研究所完成之博士學位論文，於民國 109 年 6 月 12 日承下列考試
委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

羅正宗 博士

行政院農業委員會臺南區農業改良場副場長

羅正宗

吳志文 博士

行政院農業委員會高雄區農業改良場副場長

吳志文

楊嘉凌 博士

行政院農業委員會臺中區農業改良場農業推廣課課長

楊嘉凌

姚銘輝 博士

行政院農業委員會農業試驗所研究員

姚銘輝

盧虎生 博士

國立臺灣大學生物資源暨農學院院長 (本論文指導教授)

盧虎生

誌謝

從 2003 年成為臺灣大學的一份子之後，一眨眼 17 年過去了，將近一半的歲月都是臺大的學生，從臺大農藝系大學部，到碩士班，再到博士班，臺大彷彿是我第二個家，畢業典禮時仰望那熟悉的校徽，這些年的種種，一幕幕都湧上心頭。

首先，要感謝的，是我的恩師，臺大農藝系特聘教授盧虎生老師，從大學起，盧老師就是我的導師，在我學業與生涯規畫有困惑時，幫助我找到自己的方向。碩士班亦由盧老師指導，帶領我了解水稻、研究水稻、喜歡水稻，更教導我做人做事的道理，讓我從不諳世事的年輕人，成為略涉人事的農藝新人。接著，繼續於盧老師旗下攻讀博士，在盧老師教誨下，能逐漸為老師分憂。今日要完成這段臺大的試鍊了，這段日子的成長，都歸功於盧老師的照顧，再造之恩，沒齒難忘。

接著，要感謝的是我的家人們，我的父母與愛妻，給我求學期間一直的支持。從小到大，頑劣的我讓父母加倍地辛苦，謝謝你們的養育之恩，是你們帶給我這份成績。而在博士班二年級時，邂逅了同是臺大的愛妻，是你陪著我走遍田野調查，是你陪著我做樣品考種，是你陪著我準備資格考，是你陪著我參加畢業典禮，是你陪著我走過博士生涯，這份論文，同時也有你的汗水，謝謝你。

感謝我的口試委員羅正宗副場長、吳志文副場長、楊嘉凌課長、姚銘輝研究員，謝謝你們給我的建議，讓我的論文更上一層樓。感謝臺大生演所高文媛教授，在我大三時，引導我進入研究的世界，啟蒙我的研究生涯。感謝臺大農藝系的夥伴們，實驗室的雪玉、佳諭、學謙、芹如學長姐在實驗上的指點，景雯、豐鳴、泓如、偉勝、育鳴、毅竹、樹民、明修幫助我樣品收穫與分析。感謝苗栗場張素貞課長與桃園場楊志維副研究員在田間試驗上的鼎力相助、農試所陳琦玲研究員在土壤分析和 DNDC 應用上的幫忙、美國 New Hampshire 大學李長生教授教導我 DNDC 模式的使用、臺大森林系鄭智馨副教授在土壤有機物分析的協助、農糧署閻安琪科長與葉秀戀科員在樣品碾製與外觀品質分析的協助、花蓮場農藝研究室在米飯食味測量上的幫忙、台經院蘇美惠主任在 SimaPro 資料庫使用上的幫助、臺南場陳榮坤分場長在南部稻田資料收集時的協助。這份論文，受到的幫忙與照顧實在太多了，謝謝你們。

謹以此文，獻給所有幫助過我的人。

摘要

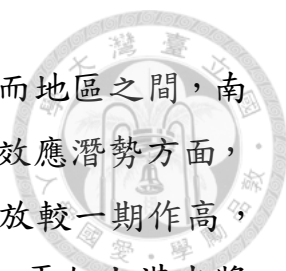


氣候變遷與全球暖化是目前人類面臨的最重要議題，由於人為過度排放溫室氣體，導致全球暖化及其他直接或間接效應。農業與氣候環境密不可分，而暖化造成的生理反應失衡、光合作用減低、呼吸作用旺盛，最終導致產量與品質的低落，儘管 CO₂ 的增加可能幫助作物增產，但此效應則可能因暖化而減弱。另一方面，農業生產進行的同時，也對環境造成衝擊，如產生溫室氣體而引發暖化及排放優養化及酸化物質而影響環境生態。有鑑於農業生產與環境變遷之相互影響，聯合國糧農組織提出「氣候智慧型農業」，一方面進行「調適」，因應氣候變遷調整現行農業，以維持現有生產力，另一方面同時進行「減輕」，則是設法降低目前農業對環境變遷的加劇。水稻是臺灣最重要的作物，栽培面積居全臺之冠，本研究將以臺灣水稻生產為主題，分別進行氣候變遷下的「調適」及「減輕」之探討。

本研究分為二部分，第一部分為藉由周年栽培試驗及收集各地栽培樣品，探討臺灣良質米品種台稉 9 號的產量品質對溫度變化的反應；第二部分則應用生命周期評估工具，分析臺灣水稻在不同栽培時期、不同栽培方式或不同栽培地區之下，各自的環境衝擊，並整合上述結果，探討整合型臺灣氣候智慧型稻作生產體系。第一部分試驗結果指出，環境溫度影響稻米品質的關鍵期在抽穗後 15 日內，此時期的平均溫度若高於 26 °C，產量及外觀品質都顯著下降，但食味品質則無相同趨勢，推論產量、外觀品質及食味品質對高溫的敏感度並不一致，但持續增溫之下仍將造成產量及品質全面性的傷害，以及種苗繁殖的困難。

第二部分為應用生命周期評估，進行栽培時期、栽培方式及栽培地點等 3 個變因的環境衝擊評估，評估項目為水稻生產造成之環境衝擊最顯著的 4 項，分別是 1. 能源耗用、2. 溫室效應潛勢、3. 優養化潛勢及酸化潛勢。與前人研究相同，環境衝擊最顯著的「熱點」在田間階段。

1. 能源耗用方面，栽培時期之間無顯著差異，但減量施肥及有機/半有



機栽培者節約了肥料製造端的耗能，故最具節能效益，而地區之間，南部地區之肥料用量最高，導致最高的能源消耗。2. 溫室效應潛勢方面，二期作之營養生長期田間溫度高，導致 CH_4 及 N_2O 排放較一期作高，而有機栽培者由於大量碳素隨施用有機肥而進入土壤，再加上湛水將導致大量 CH_4 及較高的溫室效應潛勢，地區之間則以南部地區的溫室效應潛勢最高，原因在於施用大量氮肥所造成的 N_2O 旺盛排放。3. 優養化潛勢及酸化潛勢方面，試驗結果顯示，優養化潛勢與酸化潛勢似乎存在消長之關係，意即優養化潛勢高者，酸化潛勢則較低，反之亦然，例如一期作之優養化潛勢較高，酸化潛勢較低，原因在於田間未被吸收利用的氮素，在營養生長期涼爽的一期作，不易被分解為氣體揮發(引起酸化)，而存在於水體中(造成優養化)，同樣的原因亦見於涼爽的北部地區之高優養化潛勢與低酸化潛勢。儘管期作比較中的一期作及地區比較中的南部地區，有較高的單位面積環境衝擊，但若考慮其較高的單位面積白米產量，以單位白米產量的環境衝擊進行比較，則其環境衝擊反而較低，可作為決策擬定的參考。依據周年栽培試驗及生命周期評估結果，融合品種、氣候環境、合理化施肥、精準灌溉管理，可在維持產量品質的前提下，提高資材及水資源利用效率，降低過剩資材造成的環境傷害，未來的栽培環境將日益嚴峻，需研發動態的系統性因應策略，以確保臺灣稻米的永續生產。

關鍵字：氣候智慧型農業、周年栽培、稻米品質、生命周期評估、溫室氣體、碳足跡、優養化

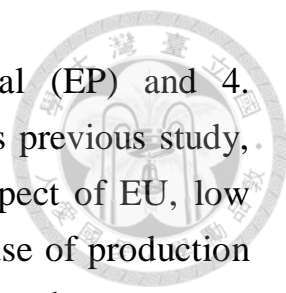
Abstract



Currently, climate change and global warming is the most important issue for human. Human over-emission of greenhouse gas (GHG) has led to global warming and other direct or indirect effects. Agriculture relates closely to climate and environment. Physiological imbalance, low photosynthesis, high respiration induced by warming would finally lead to low yield and quality. Although yield would be enhanced by CO₂ enrichment, this effect might be weakened by warming. On the other hand, agricultural production process also brought environmental impacts such as greenhouse gas emission (for global warming), eutrophication and acidification materials (for ecology). According to interactions between agriculture and environment, FAO developed “Climate-smart agriculture” which include “Adaptation (maintaining yield and quality in response to climate change)” and “Mitigation (relieving environmental impacts from agricultural process)”. Rice is the most important crop in Taiwan. This research would focus on strategies of “Adaptation” and “Mitigation” of Taiwan rice production for climate change.

There are two parts in this research. The first part is studying yield and quality effects of rice variety TK9 by changing temperature. The second part is assessment of environmental impacts in different planting periods, cultivation managements or production location. For the result of first part, key period of temperature effects on rice quality is 0-15 days after heading. Yield and appearance quality would be damaged if mean temperature of this period is above 26 °C. However, palatability quality was enhanced by increasing temperature. That is, sensitivity of high temperature might be different between appearance quality and palatability. Yet continuously increasing temperature might be significant damages for yield, appearance quality, palatability and seedling production.

The second part is Life cycle assessment (LCA) of different planting periods, cultivation managements and production location. 4 impacts categories were assessed in this part, they are 1. Energy use (EU) ; 2. Global



warming potential (GWP) ; 3. Eutrophication potential (EP) and 4. Acidification potential (AP). Our results were the same as previous study, “Hot spot” of all process is field emission. 1. For the aspect of EU, low fertilization and organic/semi-organic could save energy use of production of fertilizer. Among production locations, southern district used most energy due to highest level of fertilization. 2. For the aspect of GWP, the 2nd cropping season had higher GWP (high CH₄ and N₂O emission) due to high field temperature. Same trend was also found in high GWP in the southern district. Organic farming also emitted rich GHG because of compost applied. For the aspects of EP and AP, in our results, there seemed to be an antagonism between EP and AP. For example, there was low AP but high EP in the 1st cropping. We thought the reason might be temperature and rainfall. Finally, although the environmental impacts per hectare of 1st cropping or southern location were higher than others, overall environmental score might be lower and preferred, if co-analyzing yield and environmental impacts. According to our results, by combining varieties, climate data, rationale fertilization and precise irrigation, we could elevate efficiency of materials and water resource, mitigate environmental damages by improper managements. In the future, severe environment would be a huge challenge, we need to develop a dynamic climate-smart agricultural system for sustainable rice production in Taiwan.

Keywords: Climate-smart agriculture (CSA), Round-year cultivation, Rice quality, Life cycle assessment (LCA), Greenhouse gas (GHG), Carbon footprint (CF), Eutrophication

目錄



口試委員審定書.....	i
誌謝.....	ii
中文摘要.....	iii
英文摘要.....	v
目錄.....	vii
圖目錄.....	viii
表目錄.....	ix
縮寫字對照表.....	x
第一章、總論.....	1
第二章、氣候變遷與暖化對臺灣水稻的影響.....	11
壹、前言.....	11
貳、材料與方法.....	16
參、結果.....	21
肆、討論.....	29
第三章 臺灣稻作生產的環境衝擊.....	37
壹、前言.....	37
貳、材料與方法.....	42
參、結果.....	56
肆、討論.....	88
第四章 結論.....	124
第五章 參考文獻.....	132

圖目錄



圖 1. 單叢稻穀產量與抽穗後 15 日日均溫之相關性	24
圖 2. 白米完整米率/白垩質米率與抽穗後 15 日日均溫之相關性	26
圖 3. 白米米粒長度/寬度/長寬比與抽穗後 15 日日均溫之相關性	27
圖 4. 米飯食味品質項目與抽穗後 15 日日均溫的相關性	28
圖 5. 暖化對臺灣水稻產量及品質之影響模式圖	36
圖 6. 本研究進行生命周期評估之系統邊界	46
圖 7. 水稻栽培時機、方式及地點之能源耗用影響模式圖	120
圖 8. 水稻栽培時機、方式及地點之溫室效應潛勢影響模式圖	121
圖 9. 水稻栽培時機、方式及地點之優養化潛勢影響模式圖	122
圖 10. 水稻栽培時機、方式及地點之酸化潛勢影響模式圖	123



表目錄

表 1. 苗栗公館不同栽培期的插秧日期、收穫日期與栽培期均溫.....	17
表 2. 試驗二之試驗地點經緯度位置與栽培期均溫	18
表 3. 不同栽培時間與不同栽培地區之試驗的溫度環境參數.....	22
表 4. 白米外觀、米飯食味與溫度參數之迴歸相關分析的 P 值	25
表 5. 桃園新屋之栽培方式試驗內容.....	42
表 6. 生命周期盤查項目之數據來源.....	47
表 7. 栽培地點試驗之各地點與其對應的氣象站之經緯度.....	48
表 8. 投入資材的環境衝擊	53
表 9. 本研究之衝擊分類與特徵化.....	54
表 10. 各環境衝擊加總公式	55
表 11. 秧苗生產過程的資材與電力耗用量	57
表 12. 桃園新屋試驗之農業資材施用紀錄	59
表 13. 田間大型機具與碾製加工階段的柴油/電力用量	61
表 14. 桃園新屋試驗各栽培方式之田間排放之估算值	62
表 15. 桃園新屋之不同栽培方式的環境衝擊(單位栽培面積).....	67
表 16. 桃園新屋之不同栽培方式的環境衝擊(單位白米產量).....	68
表 17. 各栽培地區試驗之一二期作的農業資材施用紀錄.....	71
表 18. 各栽培地點之田間排放估算值.....	74
表 19. 各栽培地點之不同栽培方式的環境衝擊(單位栽培面積).....	78
表 20. 各栽培地點之不同栽培方式的環境衝擊(單位白米產量).....	80
表 21. 苗栗公館之栽培期試驗的農業資材施用紀錄	82
表 22. 苗栗公館各栽培時期之田間排放估算值	85
表 23. 苗栗公館各栽培時期的環境衝擊(單位栽培面積).....	86
表 24. 苗栗公館各栽培時期的環境衝擊(單位白米產量).....	87
表 25. 不同栽培地點試驗之 3 個地點 2012 年的氣象資料.....	97
表 26. 臺灣 3 個地區與其他國家之稻米生產碳足跡比較.....	100
表 27. 間歇灌溉在熱帶亞洲國家稻田的減碳效益	104
表 28. 尿素或硫酸銨施用至土壤後被分解的反應式及環境衝擊	117
表 29. 臺灣之氣候智慧型水稻栽培法作業曆	127

縮寫字對照表



氣體	CO ₂	Carbon dioxide	二氧化碳
	CH ₄	Methane	甲烷
	N ₂ O	Nitrous oxide	氧化亞氮
	NO _x	Nitrogen oxide	氮氧化物
	NH ₃	Ammonia	氨
	N ₂	Nitrogen	氮氣

AP	Acidification potential	酸化潛勢
CF	Carbon footprint	碳足跡
CSA	Climate-Smart Agriculture	氣候智慧型農業
DNDC	Denitrification-Decomposition model	
EP	Eutrophication potential	優養化潛勢
EU	Energy use	能源耗用
FAO	Food and Agriculture Organization	聯合國糧農組織
GWP	Global warming potential	溫室效應潛勢
GBSS	Granule-bound starch synthase	
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	跨政府氣候變遷小組
ISO	International Organization for Standardization	國際標準組織
LCA	Life cycle assessment	生命周期評估
LCI	Life cycle inventory analysis	生命周期盤查分析
LCIA	Life cycle impact assessment	生命周期衝擊評估
RuBPCase	Ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase	
RVA	Rapid viscosity analysis	快速黏度測定
SSS	soluble starch synthase	
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change	聯合國氣候變遷綱要公約
WR	white rice	白米




第一章、總論



壹、氣候變遷現況

氣候變遷與全球暖化是目前人類所面臨的最重要議題，自 1950 年代以來觀測的溫度上升趨勢是前所未有的，至本世紀末全球均溫將提高 1.5-4.8 °C (The core writing team of IPCC, 2014)。已有許多證據顯示，20 世紀後的全球暖化原因是來自於工業革命以來的大量化石燃料使用，燃燒化石燃料如煤礦、石油、天然氣之下，大量排放 CO₂ 至大氣中，CO₂ 作為大氣中之溫室氣體，加劇了固有的溫室效應，導致地球溫度的升高，而引發了大氣組成改變與氣候變遷(UNFCCC, 1992)，除 CO₂ 外，CH₄ 與 N₂O 同時作為溫室氣體，其溫室效應潛勢分別為同質量 CO₂ 的 21 倍與 298 倍(UNFCCC, 1992)，不幸的是，在 1850 年至今，大氣中此 3 種溫室氣體濃度皆呈現顯著增加，CO₂ 由 280 ppm 升高至 400 ppm，CH₄ 由 800 ppb 增加至 1800 ppb，N₂O 則由 270 ppb 上升至 330 ppb，此增量證實了日趨嚴重的暖化導因於工業革命後的人類產業型態的改變(The core writing team of IPCC, 2014)。在臺灣方面，升溫趨勢更為顯著，預估均溫將提高 0.29 °C / 10 年(經建會，2012)。

暖化除了帶來高溫的直接效應外，許多間接效應亦伴隨而來，包括地表雪量與冰量的降低，並導致海平面上升與洋流的減弱，造成海洋生



態的衝擊；溫度上升造成地表水分蒸發散量增加，導致降水強度提高，高強度降水使農業與生態環境難以緩衝；暖化造成大氣水分子動能增加，水分移動距離提高，造成降水地點的變動，過去降水充沛地區可能面臨缺水，而過去乾旱地區則可能遭遇水災，此外，水分子動能提高之下，將更提高極端氣候如颱風、颶風、暴風雪、龍捲風的發生強度與頻率，引發嚴重的自然及社會傷害(Johansen, 2006 ; The core writing team of IPCC, 2014)。以臺灣為例，目前與 1960 年之平均年雨量並無顯著差異，但降雨日數則明顯以 3.5-11.0 天 / 10 年的速率減少，意即降雨強度的提高。此外，侵臺颱風的強度與數目、乾旱缺水發生頻率，甚至梅雨成災的發生頻率都從 1980 年以後大幅提高(經建會，2012)。可怕的是，聯合國於 2019 年報告指出，過去 10 年全球平均升溫 1.1 °C，已即將突破 1.5 °C 的臨界點，若升溫超過 1.5 °C，即使僅微幅超過，仍將帶來巨大影響，因此，經計算在 2030 年全球溫室氣體排放量將由目前的 56 Gton 降至 25 Gton，此目標對現今政府及產業來說，無疑是一大挑戰(United Nations Environment Programme, 2019)。基於溫室氣體減排的目標，產品碳足跡(Carbon footprint, CF)，即產品生產過程的溫室氣體排放的量化，將作為減排的依據，歷經數十年的發展，國際標準組織(International Organization for Standardization, ISO) 發布 ISO 14067 之碳足跡計算規範，並於 2018 年更新版本，詳細規範產品碳足跡的計算方

式(ISO, 2018)，我們將可依照 ISO 標準，計算產品碳足跡，幫助產業持續致力於減碳。




人類活動除了排放溫室氣體引發全球暖化之外，同時也帶來了許多環境變遷，例如優養化、酸雨等。在第一次綠色革命之後，化學肥料成為廣泛使用的農業資材，為了提高產量，農民施用相當大量的肥料，然而過多的肥料將流失至地下水體或逕流至河流及湖泊，流失至水體的氮肥與磷肥，被水體中的藻類作為營養鹽吸收，藻類因而得以大量生長(Smith *et al.*, 2006)，而如此過多的藻類死亡後的殘體，在水中微生物分解過程中，將消耗許多水中的溶氧，水體過低的氧濃度導致其他生物窒息死亡，殘體則繼續被微生物分解並消耗氧氣，形成一惡性循環，此一現象稱為「優養化」，優養化顯著傷害水體物種的族群與多樣性，嚴重者更可能導致生態浩劫。另一方面，過多的氮肥亦可能被土壤微生物分解，產生含氮氣體如 NO_x 、 NH_3 釋放至大氣，前者易與大氣中的水氣作用產生硝酸，後者與大氣中硫酸根結合的硫酸銨極易溶於雨水且具酸性，前後二者即為酸雨的重要來源，這些低 pH 值的酸雨降至地表，對生物體與人類環境皆具腐蝕性，造成生物體受傷或死亡，人類建築毀損甚至崩壞的危害(Cardoso *et al.*, 2009)。

貳、氣候變遷對農業的衝擊




全球大多數的農業為露天作業，因此與氣候因子息息相關，氣候因子中，影響農業最顯著者當屬溫度因子。溫度是生物活動的重要條件，溫度高低、持續時間及變化頻率將對農業生產造成影響。植物與作物的生命活動只能在各自特定溫度範圍內進行，過高或過低，都會使生命活動受到抑制，甚至死亡(William and Norman, 2015)。各種不同作物有其各自之最適溫度，在最適溫度下，植物生長發育良好而迅速；在溫度範圍中最高點和最低點時，植物停止生長發育，但仍維持生命存續。如果溫度繼續升高或降低，將對植物產生不同程度的危害，終至死亡，亦即各作物有各自之發育最適溫度與最高/最低生命存續溫度(齊等, 2007)。一般來說，作物發育與光合作用最適溫度約20-25°C，最高生命存續溫度約40-50°C，最低溫度約0-5°C。而呼吸作用的最適溫度約36-40°C(同時是近年常見的白天溫度)，當溫度超過35°C，光合效率減弱使有機物(醣類)合成減少，呼吸作用卻依然旺盛地消耗醣類，導致最終醣類累積減少因而產量降低。在生理層次，光合作用與其他生理反應皆仰賴作物體內的酵素，酵素為蛋白質所構成，蛋白質結構容易因高溫而改變，導致生理反應受阻，另外，高溫亦影響細胞膜狀胞器的穩定性，而引發生理反應的混亂；反之，低溫則是將生理反應速度減緩，降低反應效率，若遭遇低於0°C溫度，作物體內的水分將凝固為冰態，無法作為生理反



應之溶劑與物質運輸的載體，導致生理作用損傷而最終作物體死亡 (William and Norman, 2015)。如前文所述，氣候變遷影響下，平均氣溫呈現顯著上升，研究結果顯示，上升的溫度顯著影響了作物產量，例如平均溫度每上升1 °C，玉米產量將減少17 % (Lobell and Asner, 2003)，水稻產量將減少6 % (Sheehy *et al.*, 2006)或7 % (Peng *et al.*, 2004)。然而偶發性的致災性高溫或低溫發生頻率亦同時提高，也就是說，日後處於作物生長最適溫度的狀態將越來越少見，對作物生長、生理，以致產量及品質，無疑都面臨嚴峻的考驗。

氣候變遷除了造成氣溫上升之暖化趨勢之外，氣候變遷起源的溫室氣體濃度增加同時對作物生產造成影響 (Nijs and Impens, 1996)，其中影響最顯著者為 CO₂ 濃度的增加，估計農業生產力的變化幅度從增加到減少都有可能。CO₂ 是光合作用的反應原料，生理反應中，反應物的濃度提高常帶來反應速率的增加及生成物(醣類)的增加，因此估計將會使大多數植物生態系統的淨初級生產力(CO₂ 增肥效應)和淨生態系統生產力增加，使得碳在植被和土壤中累積逐漸增加，研究指出，當 CO₂ 濃度增為 700 ppm 時，大豆產量約提升 25-30 % (Nakamoto *et al.*, 2004)。然而，實際上氣候變化可能使 CO₂ 對生產力的直接效應減小，這取決於作物類型、區域以及氣候變化情景，研究指出，在平均溫度 22 °C 時，倍增 CO₂ 濃度對水稻可達到 26 % 的產量提升，然而在平均溫度 32 °C



之下，CO₂ 增肥效應只能提高 8 % 的產量(Cheng *et al.*, 2009)。全球暖化對不同緯度地區農業的影響低緯度的開發中國家，多倚賴農業生產，全球暖化對農作物所產生的影響，包括病蟲害生長期延長、農民可能被迫由高經濟價值作物改種低經濟價值作物。研究結果顯示，農業產出減少幅度較嚴重者，多集中於赤道附近的開發中國家。至於高緯度國家，短期內可能因為農地耕作時間得以延長而使產量增加，反而因全球暖化效應受益(經建會，2008)。

參、農業對氣候變遷的加劇

農業受到氣候變遷的衝擊相當顯著，然而農業活動也對氣候變遷的加劇有所貢獻，換句話說，農業活動排放的溫室氣體如 CO₂、CH₄、N₂O 等正是氣候變遷與全球暖化的元兇。CO₂ 方面，雖然是光合作用的原料，大多數作物在生長時行光合作用會吸存 CO₂ 而以醣類形式儲存，然而大多數的醣類無法以穩定的型態固定(穩定的碳固定形態如深層土壤有機碳、木材、煤炭等)(Lal and Kimble, 1997)，在目前慣行的栽培操作之下，密集的整地耕犁促使醣類及淺層土壤有機碳更容易被分解，根據估算，全球生態系每年由光合作用固定的 CO₂ 約 61 Pg，但呼吸作用與植株殘體及土壤有機碳分解而排放至大氣的 CO₂ 約為 60 Pg，因此實際被固定的 CO₂ 相當稀少(Houghton *et al.*, 1999)。再者，農業操作使用



機具，在運作時消耗的電力或燃油，都直接或間接造成 CO₂ 的排放；而栽培生產所使用的農業資材如肥料、農藥、生長調節劑等，其製造過程也有 CO₂ 的排放，因此，機械密集度、資材利用效率等，都將直接或間接影響其排放量。CH₄ 方面，據統計，大氣 CH₄ 的濃度正以每年+1% 的速度上升中，CH₄ 主要由有機碳在缺氧環境下被甲烷生成菌 (methanogen) 分解所產生，因此主要來源為牛、羊等草食動物的腸胃排放及農田土壤釋放，而二者都和農業操作的方式與細節有關。N₂O 方面，根據統計，在綠色革命之後，意即 1970 年以後，短短 20-30 年間，全球的肥料使用量呈現倍增的現象，在 1990-2000 年期間，氮肥的使用量更增加了 10 Mt 之多；同時科學家注意到此時大氣中的 N₂O、NO_x 與 N₂ 濃度增加了 35% (Desjardins *et al.*, 2007)，意即可以推測 N₂O 的排放量上升可能來自增施的氮肥，前人研究亦指出，60% 的 N₂O 增加量是來自於農業的氮肥分解排放及其他間接排放(楊，2008)。據研究，臺灣農田的 N₂O 排放量為 8.8 Kt，依照田間栽培管理的不同(尤其是灌溉管理)，將有多達 20 倍以上的排放量差異(錢等，2010)。基於農業對溫室氣體排放的貢獻，農產品的碳足跡評估顯得相當重要，雖然臺灣早在 2010 及 2014 年分別開始推動碳標籤及減碳標籤制度並已有超過 400 種產品取得該標示(環保署，2020)，但其中農產品仍極為稀少，儘管有取得標籤，亦尚未涵蓋田間栽培階段的計算，無法代表實際農產品全生命

周期的碳足跡，故本研究之試驗結果，將可作為未來臺灣農產品碳標籤計算之重要依據。



肆、氣候智慧型農業

氣候智慧型農業(Climate-Smart Agriculture, CSA)，是由聯合國糧農組織(Food and Agriculture Organization, FAO)在 2010 年所定義，兼顧經濟生產、社會發展及環境永續的三個面向，主要目標為 1. 增加農業生產與收益；2. 建立農業對氣候變遷的適應力與彈性；3. 降低溫室氣體的排放及增加其吸存。依據上述目標，調整現行栽培方式，以「調適(Adaptation)」及「減輕(Mitigation)」二大方向進行(FAO, 2010)。

「調適」：為設法降低衝擊及損失，並維持甚至增進現有生產力。實際上，農業一直有因應環境因素進行調整，包括灌溉管理、選用品種、調整栽培期、改變栽培地點等(Field *et al.*, 2014)。灌溉管理與選用品種是最常見的方式，水的比熱大，在面對氣候變遷的劇烈溫度變動時常作為緩衝，亦即在妥善灌溉處理下，水分充足處的溫度不會變動過大，再者，作物可藉由水分的蒸散作用達到降溫與散熱的效果(Kong *et al.*, 2017)；品種則是農作生產的根本，各品種有其不同的特性，選擇高溫耐受性高的品種，則可建立本質上的氣候變遷適應性(Prasad *et al.*, 2006)；接著是改變栽培期或栽培地點，不同的栽培時期與栽培地點面



對的氣溫條件並不相同，適度調整之以忌避高溫的夏季或炎熱的地區 (Nagarajan *et al.*, 2010)，可作為降低高溫衝擊之最直接策略。

「減輕」：為減輕農業目前對氣候變遷的加劇，從根源著手。氣候變遷的源因多來自全球暖化，而暖化的加劇則由於人類活動過多的溫室氣體排放，設法降低溫室氣體排放，正是「減輕」的主要目標 (Edenhofer *et al.*, 2014)。農業溫室氣體排放，主要受到氣候、品種、栽培方式之影響 (Kesheng and Zhen, 1997)，因此上述應用於「調適」之栽培調整，同樣可應用於此。例如灌溉管理以控制水田 CH_4 的釋放 (Yang *et al.*, 2012)、肥培管理則關連到 N_2O 的生成 (Scheer *et al.*, 2008)、避免高溫或高濕的栽培時期及栽培地區以降低各種溫室氣體排放。此外，整地耕犁的次數、深度，以及複作指數皆影響田間溫室氣體排放 (Behnke *et al.*, 2018)。再者，農作物收穫後，碾製、加工、包裝、運輸等，都對溫室氣體排放有貢獻 (Hanjra and Qureshi, 2010 ; Mushtaq *et al.*, 2013)，意即加工方式與運輸距離亦為「減輕」的要項。

綜合以上，現今的栽培方式除了降低環境因素及氣候變遷所帶來的農業衝擊之外(這方面也是農業學家與農業生產者過去一直進行者)，更必須從源頭減低氣候變遷與全球暖化的趨勢，整合此二目標，以維持農業生產力及農業收益，是為氣候智慧型農業生產。

伍、研究架構



在氣候變遷的背景下，氣候對農業，及農業對氣候都造成相互之影響，本研究先於本論文第一章進行背景說明，接著，為建立兼顧「調適」及「減輕」的氣候智慧型水稻栽培法，於本論文之第二章及第三章分別探究。第二章為水稻栽培面對氣候變遷(本研究著重於氣溫暖化)的調適，乃利用周年栽培及不同栽培地點的試驗，營造各種不同的氣溫環境，再分別調查其產量及品質，最終建立氣溫與產量品質之關聯性，並探討最佳栽培氣溫範圍，作為進一步調適栽培方式之依據。第三章為減輕水稻栽培之環境衝擊，先以不同栽培期、栽培方式及栽培地點作為變因，分別進行生命周期評估，以確定各變因下之環境衝擊多寡，再依此結果進一步研擬環境親和之栽培管理。最後，於本論文第四章，綜合前述結果，總結提出兼顧產量、品質及環境親和之氣候智慧型水稻生產系統，供未來水稻生產者使用。


第二章、氣候變遷與暖化對臺灣水稻的影響



壹、前言

一、氣候變遷對水稻生產的衝擊

水稻是臺灣最重要的糧食作物，目前栽培面積為一期作 17 萬公頃與二期作 10 萬公頃，年稻穀產量 1.95 Mt(農糧署，2018)，遠高於其他作物。然而氣候變遷與暖化趨勢對水稻所帶來的影響，將衝擊臺灣的稻米產業，衝擊的層面囊括生理、產量及品質。生理方面，如同其他作物，高溫將抑制光合作用關鍵酵素 RuBPCase 的活性，進而降低光合作用效率(Makino *et al.*, 1994)，同時加速呼吸作用，增加非結構性醣類的消耗，導致乾物質累積的失衡(Long, 1991)；抽穗後的高溫環境，將顯著降低花粉活性、花粉產量(Abiko *et al.*, 2005 ; Zhao *et al.*, 2010)、花藥開裂程度及授粉成功率(Matsui *et al.*, 2001)。由於生理方面的影響，產量構成要素顯著有降低的現象，乾物質累積量降低導致千粒重的減少、花粉與授粉的抑制則帶來稔實率的不足(Kobata and Uemuki, 2004 ; Prasad *et al.*, 2006 ; Lur *et al.*, 2009)，最終造成稻穀產量及收穫指數的降低(Peng *et al.*, 2004 ; Jagadish *et al.*, 2007)，其中又以短粒型的稈稻品種更為明顯(Prasad *et al.*, 2006)。若以田間環境評估，配合氣候預測結果，研究指出，由高溫的減產衝擊與 CO₂ 增肥效應共同影響下，臺灣整體水稻產




量平均呈現下降趨勢，2020 年為 -3.5 %，2050 年為 -4.7 %，2080 年為 -7 %以上(姚與陳，2009) 如果再加上異常氣象頻度增加的考量，減產的風險可能更為增加。除了產量方面的傷害，高溫顯著對稻米品質造成影響，而影響稻米品質最關鍵期，在於抽穗之後的 12-16 日內(Tashiro and Wardlaw, 1991)，稱之為穀粒充實期，穀粒鮮重與乾重都集中此期間累積，並在抽穗 15 日後累積速度趨緩(Lan *et al.*, 2012)，也就是說，在此期間遭遇高溫或其他逆境，更容易造成外觀品質方面的劣化(Oh-e *et al.*, 2007)，外觀品質劣化的原因主要來自充實速度的加快與充實時間的縮短(Huang and Lur, 2000)，使澱粉堆積不確實，進而影響胴裂粒、碎粒、白垩質粒、未熟粒等不良穀粒比例的提高(近藤等，2005；若松等，2007；Tsukaguchi and Iida, 2008)。另一方面，穀粒中的直鏈性澱粉與儲藏性蛋白質含量，攸關烹煮為米飯的食味品質(Juliano, 1985)，通常直鏈澱粉含量較高之稻米，烹煮時需水量較多，且米飯粗糙、鬆散，黏性較低；低直鏈澱粉者則相反；而穀粒胚乳外層的儲藏性蛋白質在烹煮過程使澱粉粒吸水膨脹受到限制，進而延長烹煮時間，導致食味不佳(Webb, 1985)。高溫將藉由影響二者調控基因的表現，改變二者在穀粒中的含量，進而造成食味品質的變化(Yamakawa *et al.*, 2007；Lin *et al.*, 2010)。

二、臺灣水稻栽培的地理與品種特異性



臺灣位處東亞之西太平洋，北起北緯 25.2 度，南至北緯 21.35 度，中心有北回歸線通過，地跨亞熱帶與熱帶氣候，終年季風吹拂，氣候溫暖潮濕，適合水稻栽培。臺灣之初夏時期(5-6 月)，由於太平洋滯留鋒面籠罩，帶來連續降雨；夏季與秋季則常遭遇颱風與豪雨侵襲；秋冬之際則面臨東北季風之強風與降雨。在如此氣候下，許多農作物都易受到嚴重損傷，唯有水稻具耐風、耐淹之特性，且水田式栽培亦容易防治因高溫多濕而大量發生的雜草。因此水稻成為臺灣與東亞至南亞國家(包括中國大陸、日本、韓國、菲律賓、泰國、越南、印度、孟加拉等)最主要作物，供應其人民主食，為全球三大作物之一(盧，1965；張，1999)。


在日治時期(1895-1945 年)以前，臺灣幾乎全區皆種植秈型水稻(indica type rice)，多為先民由中國大陸沿海的廣東、福建二省引入，此期間臺灣並無粳型水稻(japonica type rice)的栽培紀錄(張與陳，1999)。日本據臺之後，臺灣原種植的秈稻其特性不合日本人喜好粳稻之口味(曾，1999)，為因應日本僑民的需求，即進行粳稻的引種與育種，然而引入的日本粳稻品種，由於其對臺灣的光週期敏感而導致提早抽穗、株高矮、分蘗少，以及低下的產量(繆，1947)，乃需要進行育種以研發適合於臺灣本地的粳稻栽培種，經過將近 40 年的努力，成功選育出適合臺灣的粳稻品種，稱之為「蓬萊稻」。蓬萊稻適應臺灣高溫的亞熱帶氣



候，具有高產、優質、抗稻熱病、光週期鈍感的特性，且一期作、二期作皆適合栽種(曾，1999)。目前稈稻品種在臺灣的栽培面積已占總水稻面積的 90% 以上(農糧署，2018)，是臺灣栽培面積最廣的農作物。稈稻作為臺灣最主要作物，相較於其他稈稻主要生產區，多半位於溫帶地區，臺灣可視為全球稈稻生產區中緯度最低者(Lur, 2004)，雖然面臨的暖化的逆境可能高於其他生產區，但另一方面則作為稈稻生產面臨暖化趨勢研擬對策的首要地位，受到水稻學者所重視。

三、臺灣的兩期作栽培系統

臺灣先民由緯度相近的福建與廣東二省遷移而來，沿用二省之栽培方式，因氣溫與雨量較高，每年可兩期作方式進行水稻栽培生產，每個期作自插秧至收穫，約 120-130 天，然而，一期作又稱為早期作，在春季插秧、夏初收穫；二期作又稱晚期作，在夏季插秧、秋末收穫(張，1999)。兩期作之生育環境截然不同，一期作的生育溫度由低溫逐漸上升，至生殖生長期為生育期的最炎熱時期；二期作則相反，插秧時為高溫環境並漸次轉涼，至生殖生長期氣溫已轉為涼爽。因此，臺灣的稈稻栽培環境與全球各稈稻生產區大不相同，一般稈稻適合生長於溫帶氣候，一年一作，全生育日數大於 140 天，生育期間溫度涼爽、日射量充足、穀粒充實期長，在此環境下之水稻產量高且品質優良(Lur, 2004)。



然而，臺灣的平均氣溫高、日射量較低、日夜溫差小，一期作的穀粒充實期遭遇高溫，使穀粒充實期縮短，澱粉累積過快與碳水化合物的反應受阻而導致品質的不佳(Huang and Lur, 2000)；二期作的分蘗期遭遇高溫，抑制稻株分蘗，因穗數的不足而導致最終產量表現不佳(林與陳，1977)。

四、研究策略

本研究延續本人在 2009 年發表之論文(吳，2009)，持續探究溫度環境對水稻產量及品質之影響，使用臺灣蓬萊米中的高品質品種-台梗 9 號，藉由之前研究統整之不同栽培時期與不同栽培地點 2 種方式營造的各種溫度資料，並調查各溫度環境下水稻品質要素，配合產量資料，進一步將溫度資料與產量品質結果進行相關性分析。依分析結果，評估臺灣蓬萊米之溫度與品質形成的最適溫度環境。



貳、材料與方法

一、試驗品種

為探討氣候環境對臺灣蓬萊稻品種之產量與品質之影響，選擇稻米品質優良，而對氣候變化敏感的品種—台梗 9 號。台梗 9 號為目前之良質米對照品種，亦即任何稻米品質判定過程皆須與台梗 9 號比較，以決定米質優劣，故以台梗 9 號作為試驗品種，有作為標竿之意義。

二、試驗方法

承襲本人 2009 年之研究(吳, 2009)，分別以不同栽培時期與不同栽培地點作為變因，探討栽培過程遭遇不同溫度將造成的產量與品質的影響。

1. 試驗一、栽培時期試驗:

2007 與 2008 年，於苗栗公館(N24.49°, E120.83°)進行不同栽培期的試驗，與前人研究之試驗方式相似(Nagarajan *et al.*, 2010)，自 2 月至 8 月，本試驗根據預估栽培期之均溫，依各栽培期均溫差異決定每間隔 10-30 天進行一次插秧，每年各 7 次與 9 次不同之栽培期試驗，分述如表 1。

表 1. 苗栗公館不同栽培期的插秧日期、收穫日期與栽培期均溫

	插秧日	收穫日	栽培日數	栽培期均溫 ^a
2007	3/8	7/20	134	24.4
	3/27	7/25	120	25.6
	4/2	7/31	120	25.9
	4/12	8/7	117	26.8
	4/30	8/27	119	27.5
	6/15	10/7	114	27.8
	8/2	11/30	120	24.3
2008	2/28	7/11	134	23.1
	3/7	7/15	130	23.8
	3/18	7/23	127	24.6
	3/28	7/26	120	25.2
	4/7	8/5	120	25.9
	4/17	8/16	121	26.3
	5/7	9/10	126	27.3
	7/19	11/11	115	26.7
	8/7	11/28	113	25.3

^a溫度單位: °C

※資料來源: 吳, 2009。

2. 試驗二、栽培地點試驗:

2007 年, 自 6 個農業試驗單位收集 6 個不同栽培地點二期作的稻米樣品, 其分別的經緯度位置如表 2.。



表 2. 試驗二之試驗地點經緯度位置與栽培期均溫

農業試驗單位	緯度	經度	栽培期均溫 ^a
桃園區農業改良場	N24.95°	E121.03°	24.9
苗栗區農業改良場	N24.49°	E120.83°	24.3
臺中區農業改良場	N24.00°	E120.53°	26.0
農業試驗所嘉義分所	N23.48°	E120.47°	25.8
臺南區農業改良場	N23.06°	E120.34°	26.2
臺東區農業改良場	N22.75°	E121.15°	23.6

^a溫度單位: °C

3. 栽培管理:

於插秧前 20-30 日準備稻種與育苗，並同時於田間進行乾整地，插秧前 3 日進行濕整地、施用基肥(台肥 39 號 333 kg/ha)、萌前除草劑與苦茶粕或耐克螺以防治福壽螺，插秧日進行行株距 30cm * 15cm 的單本植插秧，並於插秧隔天灌水，接著在插秧後的 10、25、60 日後分別施用一次追肥(硫酸銨 100 kg/ha)、二次追肥(硫酸銨 67 kg/ha)、穗肥(硫酸銨 42 kg/ha)。抽穗期保持田間灌水，於齊穗後進行間歇灌水，至稻穗基部僅 2-3 粒青粒時進行樣品收割，每一處理割取 3 重複，每一重複收穫 18 株。



4. 溫度參數計算方式:

上述試驗的栽培時期溫度，皆來自於各栽培地點的農業氣象測站之紀錄，並依插秧、抽穗、收穫日期進行全生育期積溫、抽穗後積溫、抽穗後 15 日日均溫、抽穗後 15 日日最高溫、抽穗後 15 日日最低溫的計算。積溫的計算使用日均溫並扣除水稻生育基礎溫度 10 °C (羅等，2008)進行累加計算，抽穗日則定義為全田區 50 %稻穗抽出日。

5. 收穫後處理:

收穫並完成脫粒後，將穀粒裝入網袋平鋪於陰涼通風處自然風乾，直至穀粒水分含量 13.5-14.5 %。接著以風選機將不充實穀粒篩選掉後，將充實穀粒進行脫殼、精白(精白率 85 %)後，供品質項目調查。

6. 品質項目調查:

6-1. 外觀品質:

為提升外觀品質的測定效率，使用穀粒判別器 (RGQI-20A, SATAKE, Japan)進行外觀品質判別，每個樣本分析 1000 粒白米，並重複 3 次，以測定完整米粒數比率、白垩質粒數比率。完整米是米粒形狀完整飽滿，顏色呈現半透明的晶瑩外觀；白垩質粒是米粒有 50 %以上面積為不透明乳白色狀者。此外，使用本判別機量測每顆白米之長度與寬度，再依長度與寬度計算米粒長/寬比值。



6-2. 食味品質:

將白米蒸煮熟後，以熟飯食味計(STA1A, SATAKE, Japan)測定米飯外觀、硬性、黏性、平衡度以及食味總評。外觀數值表示米飯表面的保水膜之完整性；硬性則是米飯入口後的軟硬度；黏性則是在咀嚼時米飯的黏度；平衡度為黏性值與硬性值的比值。

7. 相關性分析:

將上述調查分析之溫度參數，與產量或品質結果以統計軟體「R」(R Development Core Team, 2007)進行線性迴歸或二次式迴歸相關性分析，再依照各自分析之 adjusted R^2 值決定採用線性迴歸或二次式迴歸，並計算其迴歸相關性的 P 值，將 P 值小於 0.05 而大於 0.01 者定為顯著相關；小於 0.01 而大於 0.001 者定為高度顯著相關；小於 0.001 者定為極顯著相關。

參、結果



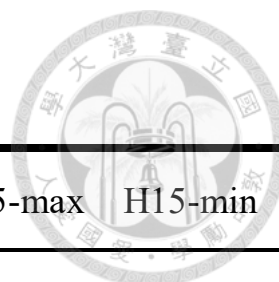
一、溫度環境與積溫

本研究藉由不同的栽培時間與不同的栽培地區，營造不同的栽培溫度環境，依插秧、抽穗、收穫日期，計算各栽培時間或各栽培地區的溫度參數，即全生育期積溫(T)、抽穗後積溫(H)、抽穗後 15 日日均溫(H15-ave)、抽穗後 15 日日最高溫(H15-max)、抽穗後 15 日日最低溫(H15-min)，計算結果如表 3。

藉由改變栽培時間與栽培地區，2007 年與 2008 年共 16 個栽培期及 6 個栽培地區，共計 22 個試驗組，分別涵蓋 1618.3-2165.3 °C-day 的全生育期積溫、371.5-845.4 °C-day 的抽穗後積溫、21.7-29.8 °C 的抽穗後 15 日日均溫、25.4-33.8 °C 的抽穗後 15 日日最高溫以及 16.6-25.4 °C 的抽穗後 15 日日最低溫。

表 3. 不同栽培時間與不同栽培地區之試驗，其個別之溫度環境參數—全生育期積溫(T)、抽穗後積溫(H)、抽穗後 15 日日均溫(H15-ave)、抽穗後 15 日日最高溫(H15-max)、抽穗後 15 日日最低溫(H15-min)。

不同插秧日期	T ^a	H ^a	H15-ave ^b	H15-max ^b	H15-min ^b	
	3/8	1925.2	711.8	27.6	32.8	25.1
	3/27	1867.7	754.9	27.5	33.3	25.2
	4/2	1893.5	782.3	28.4	33.6	25.3
2007	4/12	1960.5	749.3	29.5	33.8	25.4
	4/30	2075.4	816.9	29.8	32.9	24.8
	6/15	2025.4	710.8	27.2	31.3	23.2
	8/2	1702.5	497.8	21.7	25.4	16.6
	2/28	1750.3	606.4	27.2	32.7	23.9
	3/7	1787	676.9	27.2	32.7	23.9
	3/18	1846.6	749.7	27.6	32.7	24.1
	3/28	1814.7	746.1	28.4	33.0	24.4
2008	4/7	1896.7	643.9	27.8	32.6	24.3
	4/17	1962.2	770.1	27.3	32.6	24.4
	5/7	2165.3	845.4	27.5	32.9	24.6
	7/19	1910.9	658.2	24.6	29.2	21.0
	8/7	1714.5	602.7	25.1	27.4	18.4



續表 3.

不同栽培地區	T	H	H15-ave	H15-max	H15-min
桃園區農業改良場	1676.4	506.2	22.3	25.4	19.3
苗栗區農業改良場	1702.5	497.8	21.7	25.4	16.6
臺中區農業改良場	1618.3	371.5	23.5	27.8	19.5
農業試驗所嘉義分所	1764.8	566.2	23.9	28.8	19.6
臺南區農業改良場	1756.4	517.4	24.4	29.0	20.6
臺東區農業改良場	1725.9	688.9	22.9	25.8	18.3

^a積溫單位: °C-day

^b溫度單位: °C

^bH15 溫度資料來源: 吳, 2009。

二、產量

之前研究結果(吳, 2009), 將 16 個栽培期的試驗組進行產量調查, 其中涵蓋了 21.59-27.03 g/hill 的單叢稻穀產量, 依行株距換算後, 等同於 4793-6001 kg/ha 的單位面積稻穀產量, 經分析後, 顯示稻穀產量與抽穗後 15 日日均溫呈現二次式的高度顯著相關(圖 1.)。並由相關圖可知, 當抽穗後 15 日日均溫高於 26°C 時, 稻穀產量將顯著下降。

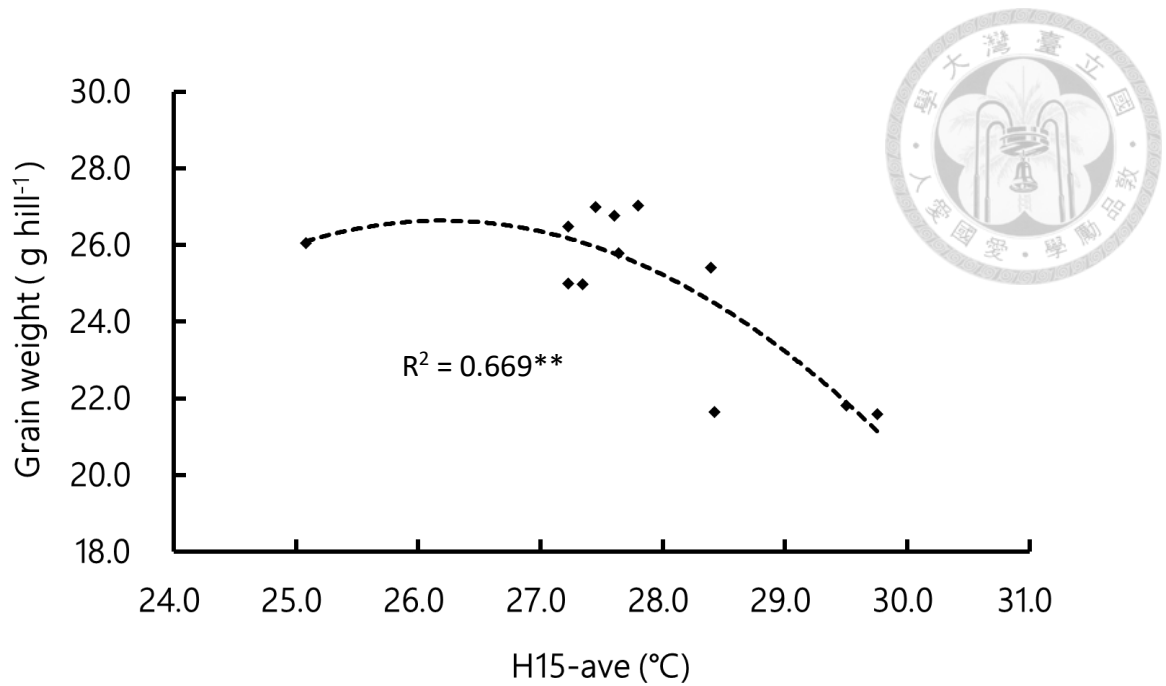


圖 1. 單叢稻穀產量與抽穗後 15 日日均溫之相關性。**表示 P 值 < 0.01 。
 ※資料來源: 吳, 2009。

三、品質

將各項白米外觀品質分析結果(完整米率、白垩質米率、米粒長度、米粒寬度、長寬比)與熟飯食味品質分析結果(米飯外觀、硬性、黏性、平衡度、食味總評)，對溫度參數進行相關性分析，分析結果顯示，除了米粒寬度之外，其他的各項稻米品質皆與抽穗後 15 日的溫度參數呈顯著相關，與積溫參數的相關性較低(表 4.)。故以下將呈現品質項目與抽穗後 15 日日均溫之相關。

表 4. 白米外觀品質、米飯食味品質與溫度參數之迴歸相關分析的 P 值，白米外觀品質部分以二次迴歸分析，米飯食味品質則以一次迴歸分析。

	T	H	H15-ave	H15-max	H15-min	
白米 外觀 品質	完整米率	*	0.496	**	**	**
	白垩質米率	*	0.433	**	**	**
	米粒長度	0.076	0.694	**	*	**
	米粒寬度	0.327	0.317	0.908	0.956	0.725
	長寬比	*	0.286	**	**	**
米飯 食味 品質	外觀	***	*	***	***	***
	硬性	***	**	***	***	***
	黏性	***	0.101	***	***	***
	平衡度	***	*	***	***	***
	總評	***	*	***	***	***

*表示 $0.01 < P$ 值 < 0.05 ；**表示 $0.001 < P$ 值 < 0.01 ；***表示 P 值 < 0.001 。

1. 白米外觀品質：

白米完整米率/白垩質米率與抽穗後 15 日日均溫之相關性如圖 2，完整米率範圍為 52.2-94.0%，白垩質米率範圍為 0.6-37.7%。當溫度越高，完整米率下降而白垩質米率增加，且當溫度高於 25-27 °C 時，完整米率與白垩質米率分別呈現明顯下降與增加。在白米粒形方面，米粒長度/米粒寬度/長寬比與抽穗後 15 日日均溫之相關性如圖 3，米粒長度範圍為 3.92-4.70 mm；米粒寬度範圍為 2.59-2.76 mm；長寬比範圍則為 1.50-1.75。當溫度越高，米粒長度呈現下降，但米粒寬度則無明顯趨勢，因此長寬比則依米粒長度之變化而呈現相似之趨勢。

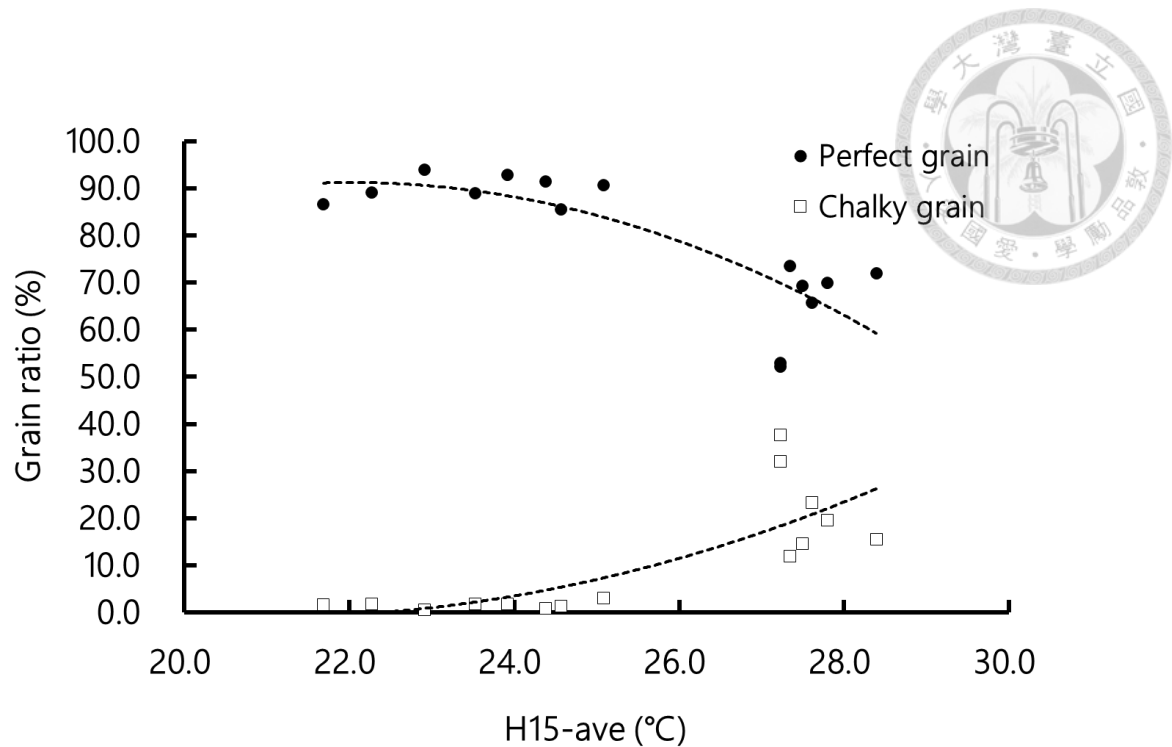


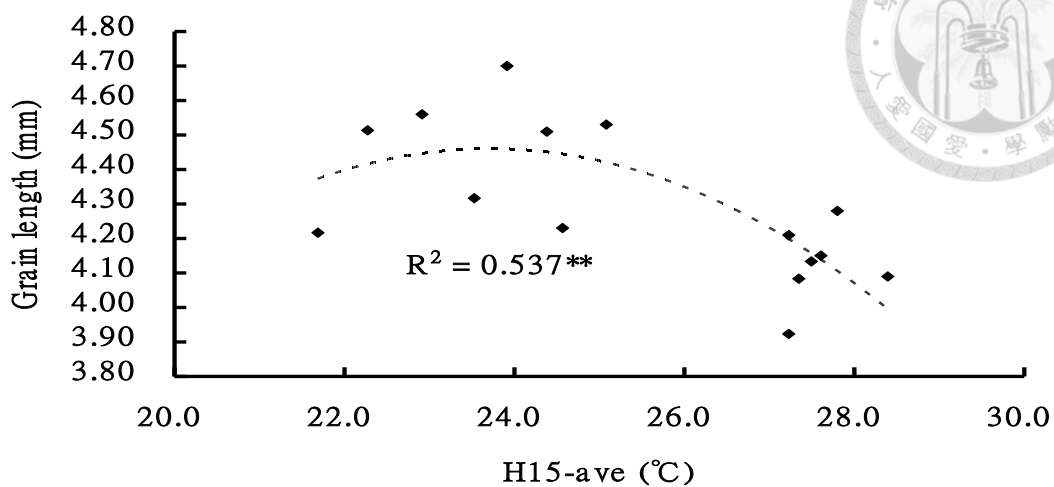
圖 2. 白米完整米率/白垩質米率與抽穗後 15 日日均溫之相關性。黑色實心圓形表示完整米率；白色空心方形表示白垩質粒率。**表示 $0.001 < P \text{ 值} < 0.01$ 。

2. 米飯食味品質：

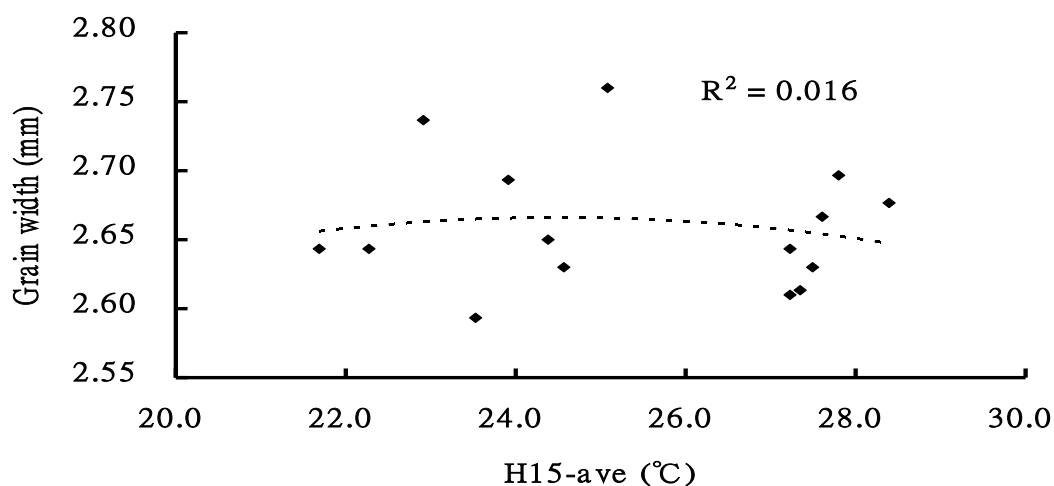
米飯食味品質項目(外觀、硬性、黏性、平衡度與總評)與抽穗後 15 日日均溫的相關性如圖 4。外觀分數範圍為 3.1-7.8 分；硬性分數範圍為 5.8-8.2 分；黏性分數範圍為 3.9-8.6 分；平衡度分數範圍為 3.2-8.1 分；總評分數範圍則是 49-79 分。當溫度越高，外觀、黏性、平衡度都與溫度趨勢呈線性正相關，而硬性則是呈線性負相關，因此食味總評的分數與溫度亦呈線性正相關，意即在溫度增加的狀況，食味總評分數會隨之提升。



(A)



(B)



(C)

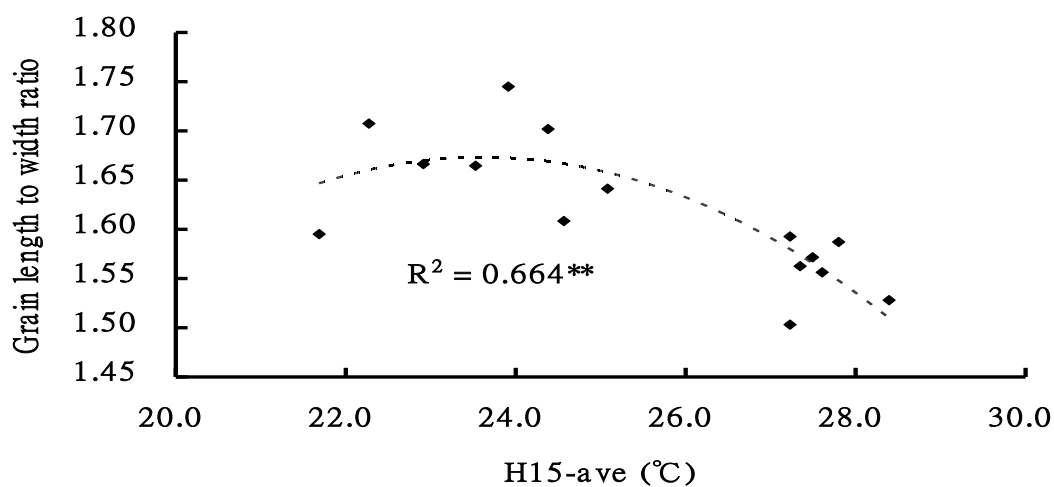


圖 3. 白米米粒長度(A)/米粒寬度(B)/長寬比(C)與抽穗後 15 日日均溫之相關性。**表示 $0.001 < P \text{ 值} < 0.01$ 。

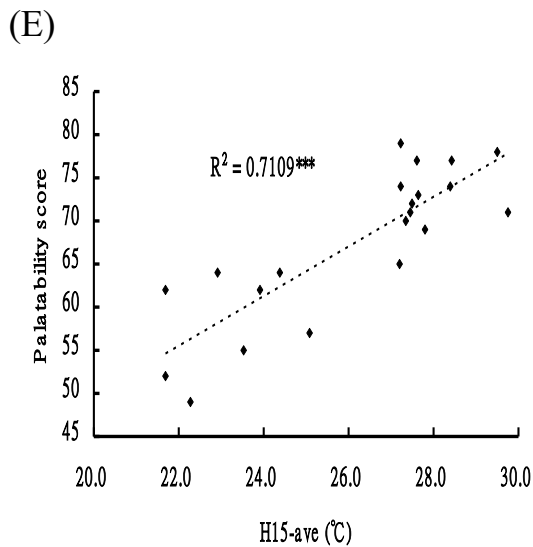
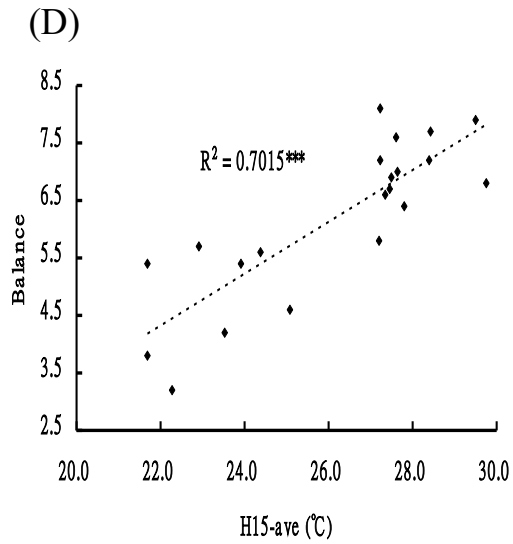
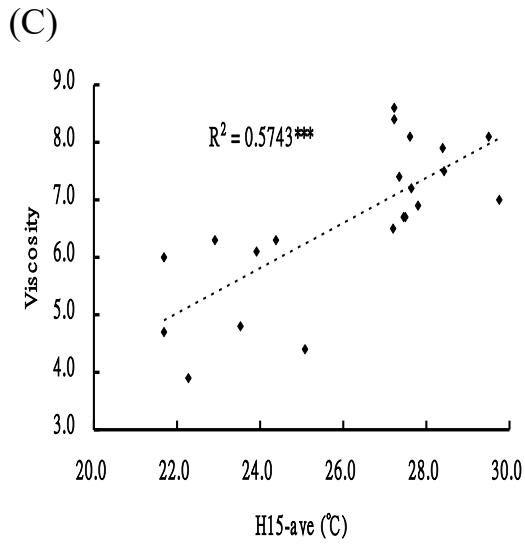
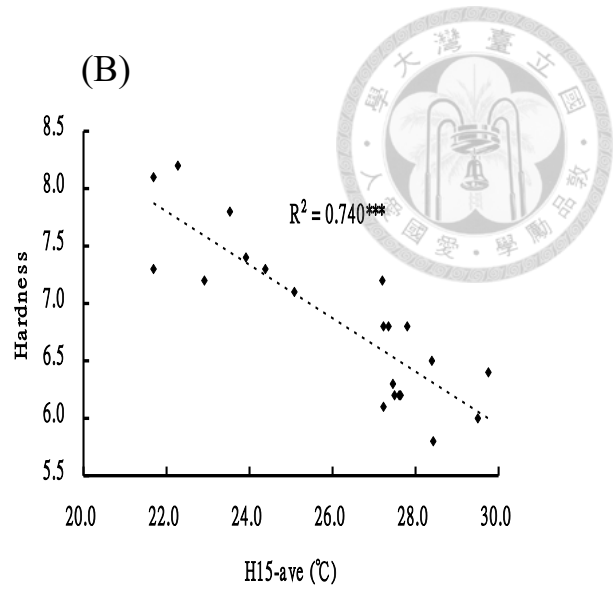
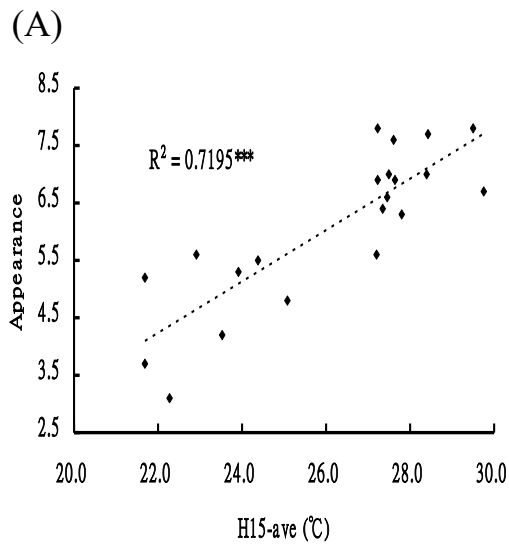



圖 4. 米飯食味品質項目(A)外觀 Appearance、(B)硬性 Hardness、(C)黏性 Stickiness、(D)平衡度 Balance 與(E)總評 Palatability score 與抽穗後 15 日日均溫的相關性。***表示 P 值 < 0.001 。

肆、討論



一、臺灣的兩期作水稻栽培溫度:

臺灣的環境溫度，由一月起逐漸增溫，至七月與八月達到最熱溫度，接著逐漸降低，到十二月與一月時回到最低點，依歷史資料來說，多數年的最冷月為一月，最熱月為八月(中央氣象局，2020)。臺灣的水稻栽培多以兩期作系統進行，一期作在一月至三月插秧，五月至七月收穫；二期作則在七月至八月插秧，十一月收穫(一般來說緯度越低的地區越早插秧及收穫)(農糧署，2018)。兩期作所遭遇的溫度變化截然不同，一期作之營養生長期為低溫，生殖生長期為高溫；二期作則相反。一期作營養生長期的涼爽溫度，有助於稻株的分蘗，進而提升最終的穗數，達到產量的增加(林與陳，1977；魏等，1984)；然而，二期作雖因穗數較少而產量遜於一期作，但由於穀粒充實期溫度較低，外觀品質則顯著較一期作優良(Huang and Lur, 2000)。舉例來說，2008年苗栗公館地區一期作之完整米比率與白垩質米比率分別為53%與32%，二期作則分別為91%與3%，顯示兩期作之稻穀品質差異。因此，生殖生長期的環境溫度，將直接影響稻穀品質(盧等，2006)，由表3.所示，苗栗公館慣行之一期作插秧在三月上旬，24節氣的驚蟄前後，若延後插秧，抽穗期與穀粒充實期之溫度將更明顯上升，直至6月插秧者，其穀粒充實



期溫度仍與一期作相近，因此，一期作延後插秧將導致品質的劣化。而據本研究室之前研究，在 IPCC AR5 的未來氣候預測，水稻在世紀末將因穀粒充實期的升溫，導致品質大幅劣化，建議一期作及二期作分別提前或延後 20-30 天插秧(范，2017)，然而，據本研究結果，現階段提前插秧並無法有效提升稻穀品質，2008 年本研究較一期作慣行插秧期提前 1 週，然而由於此秧苗成活期之日均溫僅為 10-12 °C，此低溫環境僅維持稻株生命存續，無法生長(齊等，2007)，最終仍維持與一期作慣行插秧期相同之生育進度，因此，一期作提前插秧，將提高寒害風險，輕則生育延遲而提高田間管理成本，重則稻株凍死，應審慎評估。另一方面，若二期作延後插秧，前人研究指出，二期作延後插秧 15 日，成熟期將大幅延後 39 日，產量亦嚴重受損 65 % (林與黃，1992)，不可不慎。除不穩定溫度環境之影響外，改變栽培期亦將面對降雨及灌溉水源不足的疑慮，而栽培時序的變動，更可能造成農田生態的衝擊(Chhogyel and Kumar, 2018)，然而目前此方面之研究仍較缺少，有待未來進一步證實。許多水稻生產的東南亞國家(如泰國、印尼、越南、菲律賓、中國華南等)，目前與臺灣相同，皆採用兩期作之栽培系統(Canisius *et al.*, 2007)，本研究之兩期作產量與品質之比較，及提前或延後插秧的影響，可作為其重要參考。



二、穀粒充實期溫度影響稻穀產量及品質:

1. 稻穀產量:

本研究依穀粒充實期日均溫對最終穀粒產量之相關性，發現日均溫高於 26°C 時，穀粒產量將顯著下降，原因在於稔實率及千粒重的減少，抽穗期的高溫會降低稔實率(Lur, 2009)，可能原因來自花粉活性、花粉量、花藥開裂率的降低(Prasad *et al.*, 2006 ; Matsui *et al.*, 2005)。而穀粒充實期的高溫，將抑制光合作用並促進呼吸作用(Long, 1991 ; Makino *et al.*, 1994)，同化作用降低而異化作用提高，導致缺乏乾物質累積，最終造成千粒重的減少與產量的損傷，經由米粒長度與寬度的測量，發現高溫損傷的千粒重，稻穀尺寸變小，主要來自長度的降低，寬度則無顯著變化(圖 3.)，亦表示高溫造成米粒外型的改變，呈現較短圓的粒型。然而，除了稔實率與千粒重，產量仍受其他產量構成要素之影響，如每株穗數與每穗粒數，每株穗數關聯於營養生長期之分蘗狀況及有效分蘗比例，每穗粒數則與幼穗分化期之環境氣象及稻株營養狀態有關，影響各產量構成要素之生育時期不同，意味著影響產量之因子較為複雜，應考慮之層面較廣(朱等，2009)。因此，大多數水稻品種對上升的充實期溫度，皆有產量受損的現象，但其受損程度則有所不同，且其各自產量構成要素受損狀況亦不同(Prasanth *et al.*, 2017)，依據各品種對高溫的反應，調整栽培管理，作為氣候變遷「調適」策略的重要方式。



2. 外觀品質:


前人研究指出，抽穗後的穀粒充實期溫度，將直接影響稻米的品質(盧，2004)。且關鍵期在於抽穗後的 12-16 日內，關鍵日均溫臨界值約為 26 °C (Tashiro and Wardlaw, 1991)。經本研究分析，臺灣水稻的品質影響關鍵期，在於抽穗後 15 日內，此時期約處於生殖生長期的 R6-R8 期，且對環境逆境相對敏感(Counce *et al.*, 2000)，此時期遭遇高溫或低溫，都直接影響白垩質粒率及穀粒外觀品質(Huang and Lur, 2000)，在本研究發表後(Wu *et al.*, 2016)，其他研究亦提出相同結果，指出 2 個粳稻品種的抽穗開花後第 1 週及第 2 週為高溫敏感期，此時期的高溫處理，將顯著衝擊碾米品質(糙米率及白米率)、外觀品質(白米白垩質粒數、白垩質區域、透明度、長寬比)及理化性質(RVA 性質如糊化溫度、最高黏度、破裂黏度及回升黏度)(Siddik *et al.*, 2019)。依本研究結果，當抽穗後 15 日內之日均溫高於 26 °C 時，顯著出現完整粒率下降及白垩質粒率提高之狀況，且溫度越高，改變幅度越大，因此可將臺灣水稻外觀品質影響關鍵期(抽穗後 15 日)之臨界溫度設為 26 °C。為驗證此假設，本研究調查 2010 與 2011 年 16 個農田一期作樣品，2010 與 2011 年之抽穗後 15 日平均溫度分別為 26 與 30 °C，而樣品之平均完整米率分別為 81 %與 52 %，證明抽穗後 15 日之 26 °C 平均溫度作為關鍵之可信度與重要性，並可供未來稻米產業鏈，每期作依氣象預報以規劃收



穫後加工流程、作業細節、穀價訂定之重要參考，同時亦可作為農業保險推行之重要依據。

3. 理化性質及食味品質：

一般來說，若不考慮儲存過久的陳米，米飯的食味品質取決於白米的直鏈澱粉含量與粗蛋白質含量(Webb, 1985 ; Sowbhagya *et al.*, 1987 ; Champagne, 1996)。高直鏈澱粉或粗蛋白質含量將使米飯黏性降低、硬度升高，進而影響嗜口性。本研究結果顯示，目前臺灣的田間穀粒充實期溫度上升，使直鏈澱粉含量降低，提高了食味品質。直鏈性澱粉含量的降低主要由於穀粒充實期高溫所改變的直鏈澱粉代謝反應酵素(GBSS 或 SSS)(Jiang *et al.*, 2003)。本研究之食味品質經儀器測量，評分的增加反應在米飯外觀保水膜、硬性、黏性及平衡度上，皆隨著充實期均溫而有所優化。Hu *et al.* (2020)指出，穀粒充實期平均溫度由 22 °C 提高到 25 °C 時，外觀品質(白垩質粒率)、理化性質(RVA 特性)及食味品質(硬性、黏性及食味總評)都顯著提升，與本研究相同，其食味品質的提升是來自直鏈性澱粉含量比例的降低，而非蛋白質含量的變化，另一方面，外觀品質的增進則由於米粒中大顆粒澱粉的比例增加，降低白垩質粒率，因此，外觀品質方面的充實期均溫臨界值，推測確實為 25-27 °C，惟本研究此次缺少充實期均溫 25.5-26.5 °C 之樣品，無法完整呈現連續性之相關，未來此類研究應加強樣品資料之連續性。前人研究指



出，針對 2 種日本稈稻品種，穀粒充實期溫度超過 26°C 將傷害米飯食味品質(松江，2007)，高溫所降低的米粒直鏈澱粉含量，未必有助促進米飯食味，由於高溫同時影響支鏈澱粉(Amylopectin)的支鏈結構，改變的支鏈結構反而使食味品質劣化(Kato *et al.*, 2019)，但此趨勢並未見於本研究結果，可能原因在於，日本稈稻品種生長於溫帶地區，對於高溫的敏感度較高，而臺灣亞熱帶氣候育成之品種，且台稈 9 號為秈稻與稈稻品系的雜交後代，其高溫耐受性可能較典型日本品種高(Sarsu *et al.*, 2018)，本研究此次涵蓋 22-30°C 的穀粒充實期均溫，或許在超過 30°C 之後，臺灣品種的食味品質方會隨溫度的上升而劣化，前人研究指出，未來升溫的狀態將更顯著，且因降雨不穩所造成的缺水逆境、日射量不足的趨勢導致稻株生理抑制等，顯示水稻的高溫逆境與複合逆境更為險峻(盧等，2008)。再者，高溫造成白堊質粒率的上升，而可能間接引起碎粒率的提高(Bhattacharya, 1969)，進而導致吸水不均及米飯軟硬不均，影響食味表現。因此，高溫與食味品質的關聯性，尚須考慮品種、碾米操作、烹飯作業等因素。



4. 其他品質：

除生產白米供糧食用途之外，目前遵循水稻良種繁殖制度，臺灣每年設置超過 3,000 公頃之原採種田，供應 27 萬公頃之水稻田生產所需稻種。原採種田所生產穀種之發芽活性相當重要。前人研究指出，高溫將損害大麥、油菜與大豆的種子品質(Filho and Ellis, 1991 ; Vieira *et al.*, 1991 ; Sinniah *et al.*, 1998)，在水稻方面，在抽穗後之種子發育期遭遇高溫，若無相對應的灌溉作業提供足以散熱的水分，則稻種在脫水過快的狀況，容易導致種子體積縮小、重量下降、發芽率受損及種子壽命縮短等不良影響(Begcy *et al.*, 2018 ; Rahman and Ellis, 2019)，且稉稻品種相對秈稻品種更為敏感(Rahman and Ellis, 2019)，對臺灣占比 95 % 以上的稉稻原採種田，將是嚴峻的挑戰，稻種繁殖若受影響，更直接衝擊一般水稻生產的種苗，可說是牽一髮動全身，影響層面極其廣泛。

5. 模式圖：

茲將本章結果及討論，歸納為一模式圖(圖 5.)。

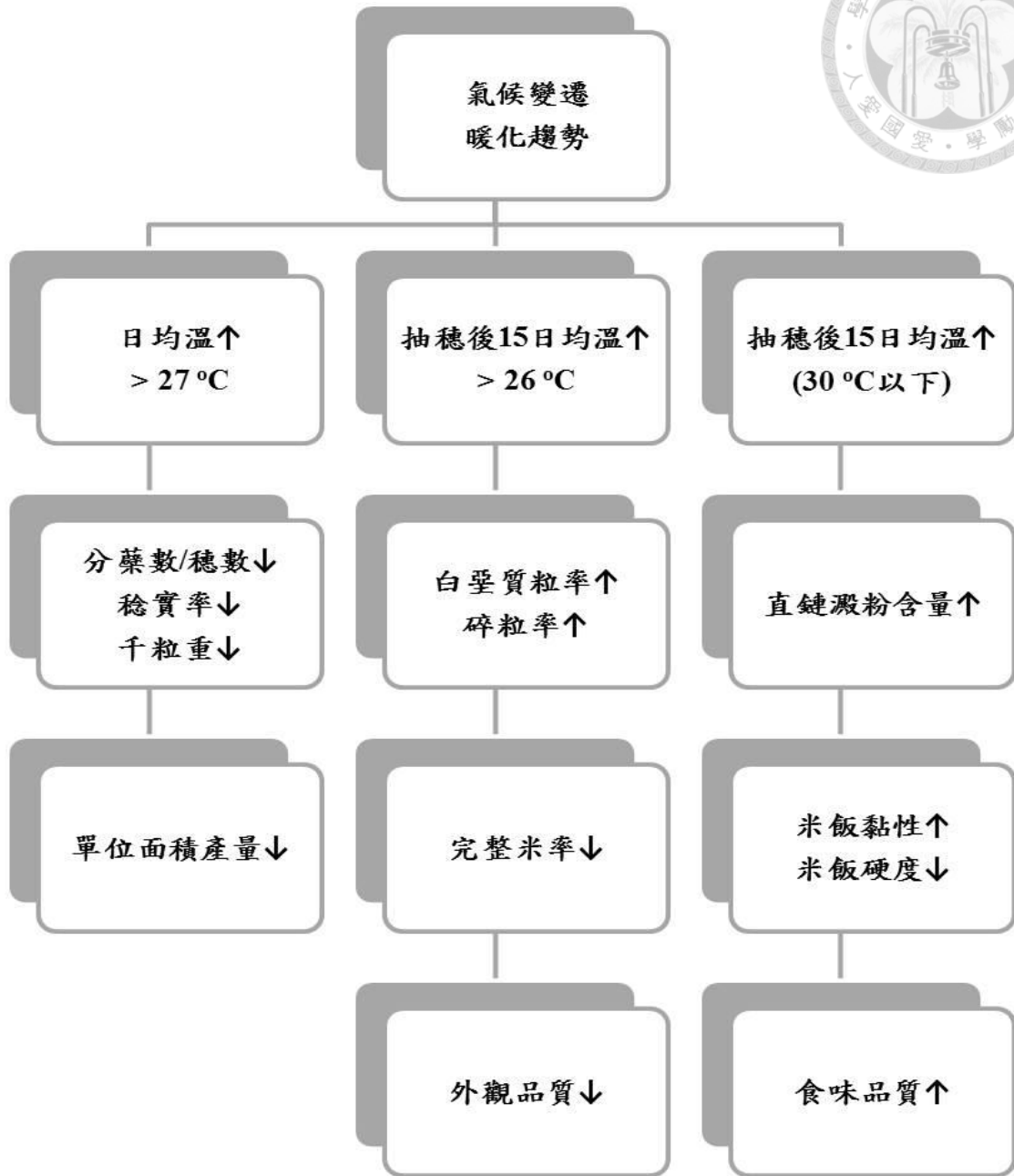


圖 5. 暖化對臺灣水稻產量及品質之影響模式圖

第三章、臺灣稻作生產的環境衝擊




壹、前言

環境衝擊的概念，最早於 1966 年由美國眾議院提出，並於 1970 年正式納為國家環境體制之中，而農業為全球最普遍的產業，本論文第一章已敘述農業生產過程可能的環境衝擊，臺灣農業生產之中，最重要者首推水稻生產，水稻栽培生產過程一直是農業學者所關心的議題。水稻由稻種準備、育苗、整地、灌溉、插秧、施肥、噴藥、收穫，以至乾燥、碾製、加工、包裝、運輸等，每個階段都可能造成環境及資源的衝擊(潘，2008)，據前人研究指出，水稻生產過程的環境衝擊項目中，最顯著的是能源耗用、溫室效應潛勢、優養化潛勢及酸化潛勢等 4 項(Hokazono and Hayashi, 2012)，因此本章將就此 4 項目進行研究探討。

一、能源耗用(Energy Use, EU)


現今的水稻栽培生產，已經高度仰賴機械，生產過程的每個步驟都有其專用的機械，以減少人力的投入(林等，1999)，除此之外，栽培過程中投入的農業資材，其製造過程中，亦藉由工業機具的使用，另外，資材的製程若需要高溫高壓反應者，維持此反應環境亦需要較大量的能源投入，例如作為氮肥使用的尿素，製造時以液態氮作為原料，在高



溫高壓下與 CO₂ 進行脫水反應，再以機械製粒後所得(柴田，1956)。上述機械之動力來源通常是電力、柴油或汽油，機械密集度越高、資材投入越多，或使用製程高度耗能的資材的栽培方式，其整體能源耗用量也越來越多。另外，目前有部分的稻米來自進口，稻米生產後由國外經船運或空運到臺灣，船舶與飛機的運輸過程，帶來的能源耗用亦不可忽視，且耗用量與運輸距離及航行次數有直接相關，「食物里程」的計算，應與生產端共同評估。

二、溫室效應潛勢(Global Warming Potential, GWP)


前述提及，在水稻的栽培生產過程，機械使用與投入資材的製造端都會帶來能源耗用諸如汽油、柴油、電力的消耗，而汽油、柴油或其他燃油在燃燒後，將排放溫室氣體之一的 CO₂，帶來溫室效應潛勢。而水稻在農業生產中，溫室效應潛勢最嚴重的，來自湛水之下的田間土壤。土壤在湛水缺氧狀態下，還原態的土壤電位容易促使有機碳被甲烷生成菌進行無氧分解，產生 CH₄，每單位質量貢獻 21 倍 CO₂ 當量的溫室效應潛勢。也就是「湛水缺氧」與「土壤有機碳」是影響 CH₄ 排放最重要的因子，研究指出，水田湛水的深度、時間長短、水稻品種都會影響 CH₄ 釋放量(Kesheng and Zhen, 1997 ; Aulakh *et al.*, 2001)，甚至有機栽培常用的稻鴨共生法，因鴨子在田間游動使得田水溶氧增加，間接降低



CH₄ 生成(Huang *et al.*, 2005)；然而有機農法施用的有機肥含有大量有機碳，在水田轉為大量 CH₄ 生成(Vibol and Towprayoon, 2010)。此外，有機肥在製造過程的堆肥化步驟中，因堆肥化環境為有氧或無氧，會分別產生 CO₂ 與 CH₄，亦成為溫室氣體的間接排放源(Maeda *et al.*, 2013；Ge *et al.*, 2016)。再者，農業溫室氣體排放，其單位質量溫室效應潛勢最高者為 N₂O，是 310 倍的 CO₂ 當量。研究指出，農田產生的 N₂O 來自土壤氮素的分解，且 N₂O 排放量隨著氮肥施用量增加而上升(Scheer *et al.*, 2008)，在濕潤條件之下更將促進其排放(Weitz *et al.*, 2001)，然而，氮素在土壤中分解為 N₂O 的反應需要氧氣的參與，故水稻田在湛水狀況下，產生的 N₂O 極少，遠不及旱田(Nishimura *et al.*, 2005)，因此水稻生產時的 N₂O 排放，主要集中在栽培中期的排水曬田期，以及遭遇缺水灌溉的情況(錢等，2010)。

三、優養化潛勢(Eutrophication Potential, EP)


除了大氣方面的衝擊，水體的環境影響十分重要，農業對水體影響最大者，莫過於優養化。優養化的主因來自水體中過多的氮化合物與磷化合物，此二者正是水稻栽培時的重要施肥要素。Sutton *et al.* (2013)指出，自 1960 年來，農業氮肥與磷肥的用量分別成長了 9 倍與 3 倍，並顯著影響自然界的氮循環與磷循環。水稻栽培時期的氮、磷流失，可能



來自於下列情況：插秧時的排水，將已施用的基肥溶解與流失(Kaneki, 2003)；施肥後遭逢豪雨的流失(Guo *et al.*, 2004)；中期曬田期的排水(Lee *et al.*, 2014)。也就是說，若要降低優養化的潛勢，可藉由節約施肥量、施用緩釋型肥料以減少肥料溶於田水流失(Kaneki *et al.*, 2013)、調整灌溉排水時期(Peng *et al.*, 2011)等方式。此外，優養化與全球暖化存在交互作用的關係，溫度環境會影響肥料的分解，高溫會增加氮磷的溶解度，並間接提高流失的風險(Leon and Kohyama, 2017)，也就是說，溫室氣體增加引發的暖化效應會加劇優養化的趨勢，而優養化嚴重的話，藻類大量消耗水體中的氧氣，亦會促進 CH_4 的排放，加劇全球暖化(Sepulveda-Jauregui *et al.*, 2018)。

四、酸化(Acidification Potential, AP)

環境酸化(acidification)是指土壤與地表水的酸度增加或 pH 值下降，主要來自大氣中過量的硫氧化物(SO_x)與氮氧化物(NO_x)，在溶於水後挾帶的氫離子，進入土壤與地表水引發的酸鹼度失衡(Cardoso *et al.*, 2009)。此外，人類活動所排放的 NH_3 氣體，也因容易與硫氧化物產生硫酸銨，大幅提高硫氧化物的溶解度，因而間接提高硫氧化物的酸化效應(Matsumoto and Tanaka, 1996)。在水稻栽培生產過程中，使用機械所消耗燃油時，同時氧化燃油中的有機硫與有機氮，造成 SO_x 與 NO_x 的排



放；並在田間栽培過程中，過多的氮素，一部分被土壤微生物轉為 NO_x 與 NH_3 釋放至大氣中。因此酸化潛勢的嚴重與否，關聯於機械密集度、能源種類(高硫或低硫)、氮肥施用效率。另一方面，土壤酸鹼度將影響土壤溫室氣體排放量，前人研究指出，相較於中性土壤，酸性土壤的 CH_4 與 N_2O 排放量將下降(Smith *et al.*, 1983 ; Wang *et al.*, 1993)，再者，土壤中的氮素若被分解為 NO_x 或 NH_3 釋放，則溶於水體的氮素則會減少，間接降低優養化潛勢。也就是說，酸化潛勢可能與溫室效應潛勢及優養化潛勢存在拮抗或消長的關聯性(Cusell *et al.*, 2013)。

五、研究策略

以生命週期評估(life cycle assessment, LCA)方式，對臺灣現行的慣行水稻生產方式進行盤點、衝擊分析及結果評估。除了慣行方式之外，同時進行不同栽培方法(減量施肥、有機栽培、半有機栽培)、不同栽培時期及不同栽培地點三方面進行單位面積與單位白米產量的環境影響評估，評估層面包括能源耗用、溫室效應潛勢、優養化潛勢、酸化潛勢，並分析環境衝擊最顯著的「熱點(Hot spot)」階段。依照熱點所在及栽培變因之環境衝擊差異，探討栽培策略調整之重點方向，以提出環境親和型的水稻栽培系統。



貳、材料與方法

一、試驗方法:

本試驗就水稻栽培生產的 3 種變因分別進行水稻的生命周期評估，分別為栽培方式、栽培期以及栽培地點，在桃園新屋進行不同栽培方式之試驗；在苗栗公館進行不同栽培期之試驗，以及北、南、東三地區進行不同栽培地點之試驗。分述如下：

1. 栽培方式之試驗:

在 2011 與 2012 年，在新屋的陸穀稻米產銷班，進行 4 種栽培方式之兩期作田間試驗，分別為慣行栽培、減量施肥、有機栽培、半有機栽培。其主要差異列於表 5。除表 5 所示差異外，其餘栽培管理(整地、栽培期、施肥時機、灌溉、收穫)皆相同。

表 5. 桃園新屋之栽培方式試驗內容

栽培方式	描述
慣行栽培	依照新屋當地一般農民之慣行栽培管理
減量施肥	施肥量為慣行栽培之 0.8 倍
有機栽培	依照新屋當地有機農民之栽培管理
半有機栽培	慣行栽培之肥料用量之 50 % 改以有機肥施用



2. 栽培地點的試驗:

本試驗於 2012 年選定北部、南部、東部作為栽培地點之變因，試驗地點分別為桃園新屋、臺南後壁、臺東鹿野，分別調查當地的慣行栽培與有機栽培，並於前二者調查半有機栽培(肥料為化學肥與有機肥各半)，後者調查自然農法(不施肥不噴藥)。三地區之經緯度位置如表 7 所示。

3. 栽培期之試驗:

本試驗之田間栽培為前述於苗栗公館進行之周年栽培，除前述之溫度、產量、品質分析之外，並進一步進行各栽培時期的環境影響評估。

二、分析方法—生命週期評估:

生命週期評估起源於 20 世紀中葉，1970 年至 1990 年爆發石油危機，當時的生命週期評估原是為了提高能源的使用效率以節約石油耗用，而發展出此評估方式進行能源使用的分析。隨著時代的演進，環境保護的觀念漸漸發展，「生命週期評估」逐漸受到重視，而在 1993 年正式納入國際標準組織(International Organization for Standardization, ISO) 14000 系統之內。依照 ISO 14040 的規範，「生命週期評估」是指對產品從原料生產、加工、包裝、運輸，以至於後段的上架、販售、使用，以及最後的廢棄處理等所有過程(即生命週期)，進行整個過程中對於環



境的影響評估，其評估面向包括資源使用、人類健康與生態的影響。一般而言，生命週期評估之流程則分為以下四項：1.目標與範圍定義(Goal and Scope Definition)；2.生命周期盤查分析(Life Cycle Inventory Analysis，LCI)；3.生命周期衝擊評估(Life Cycle Impact Assessment，LCIA)；及 4.生命周期闡釋(Life Cycle Interpretation)。也就是藉由定義、調查、評估與闡釋，將產品之生命過程對環境之影響得到詳細的分析(ISO, 2006)。其評估層面包括了：能源消耗、水資源使用、全球暖化影響潛勢、臭氧破壞潛勢、酸雨影響潛勢、優養化潛勢，與光化學污染潛勢等等，依照不同的目標可選擇不同的評估項目。重要的是，生命周期評估除了可分析各產品生產的環境衝擊外，更可積極地篩選出影響此衝擊的關鍵步驟，進而修正關鍵步驟以達到環境親和的目標。

1. 生命周期評估軟體 SimaPro:

生命周期評估在執行時，需要花費大量的人力、財力、物力，因此存在著太高成本與耗費時間的問題，在生命周期資料的收集和闡釋兩方面，是最為耗用成本的階段。所幸已有相關軟體如 SimaPro 的問世。SimaPro 軟體是由荷蘭 Leiden 大學於 1990 年所開發，現今已發展至 SimaPro 8 版本，屬於國際上生命周期評估的應用時相當普遍使用的軟體，這套系統建構了一資料庫，包括各種原料或產品之製程以及環境衝擊的評估，並可比較在不同製程與原物料對環境所產生的衝擊大小。



2. 田間估算軟體 DNDC:

進行農產品之生命週期評估時，田間栽培時期常常是環境衝擊最顯著的階段，然而，田間栽培時期之衝擊常受到氣候、土壤、作物、栽培管理的影響，也就是說，田間栽培階段的環境衝擊是動態的，由上述項目所共同決定，因此，進行田間栽培階段的估算需要一專用之軟體，執行特定條件下的環境衝擊估算。DNDC 模式全名為 Denitrification-Decomposition model，由美國 New Hampshire 大學的李長生教授開發，是一個建立在農業生態系中碳元素與氮元素生化反應系統的模式，所需參數包括氣候資料、土壤理化性質、作物種類、作物栽培管理細項(栽培期、整地、灌溉、施肥等)，再藉由輸入的參數進行時間連續性的排放估算，其輸出的數據，對生命週期評估提供資訊的主要是溫室氣體排放(CO₂、CH₄、N₂O)、氮滲漏(N leaching)、大氣酸化氣體排放(NH₃、NO_x)，分別貢獻於生命週期評估之溫室效應潛勢(GWP)、優養化潛勢(EP)、酸化潛勢(AP)。DNDC 模式由於其估算的便利性與準確度，目前已廣為應用於世界各國的環境衝擊評估，包括美國、日本、英國、中國等 (Katayanagi *et al.*, 2017 ; Ingraham and Salas, 2019 ; Abdalla *et al.*, 2020 ; Shah *et al.*, 2020)。



3. 目標與範圍定義：

「目標與範圍定義」是生命周期評估的第一步，也是最重要的一步，包括決定評估項目及定義評估基礎單位與涵蓋範圍。前人研究指出，水稻生產之環境衝擊主要有溫室效應潛勢、優養化潛勢、酸化潛勢及能源耗用，因此本研究亦針對此四項目進行評估。基礎單位決定作為處理間比較的基礎，本研究將使用單位耕地面積、單位白米產量、單位白米產值作為基礎單位，比較不同試驗處理之間在三種基礎單位之下其環境衝擊的異同。涵蓋範圍則決定後續盤查的項目，若涵蓋範圍訂定過小，則無法確實呈現實際環境衝擊；若涵蓋範圍訂定過大，則將耗費過多無謂的時間與人力在影響較小的項目上。本次研究之系統邊界訂定如圖

6。

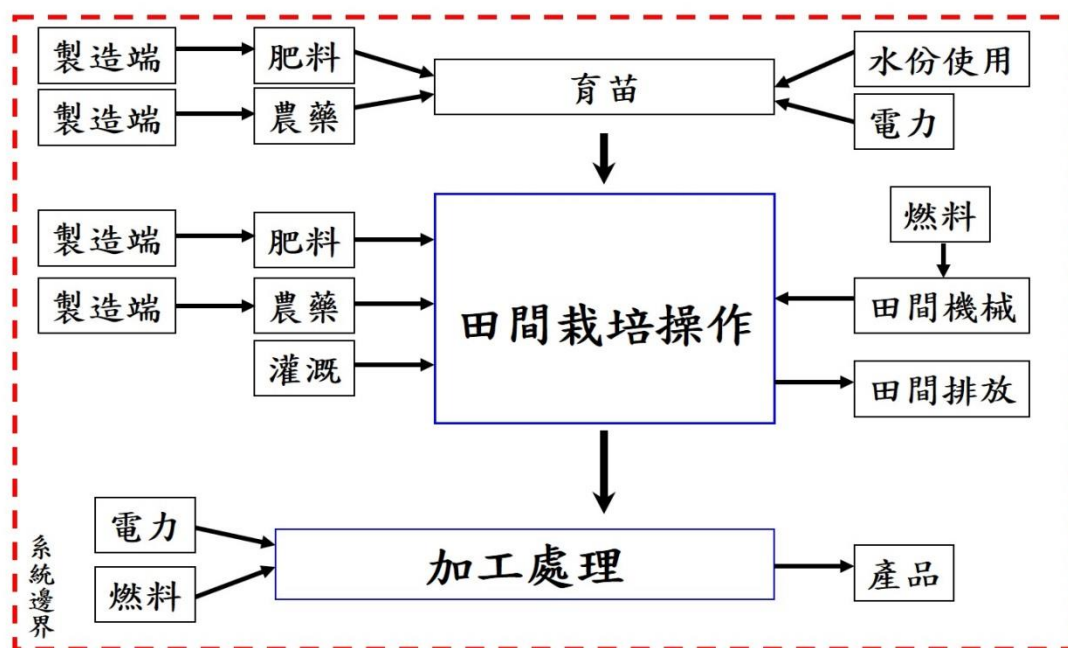


圖 6. 本研究進行生命周期評估之系統邊界



4. 生命週期盤查分析:

依照上述系統邊界，調查範圍內之各項目造成之環境衝擊。資材使用量或消耗能源量之數據來自實際調查，而資材製造端、能源使用過程及田間排放之數據來源如表 6.所述。

表 6. 生命週期盤查項目之數據來源

類型	項目	數據來源
製造端	肥料	SimaPro 8
	有機肥	SimaPro 8
	農藥	SimaPro 8
使用過程	燃油	SimaPro 8
	電力	SimaPro 8
田間排放	溫室氣體	DNDC 估算
	氮滲漏	DNDC 估算
	磷滲漏	Hart <i>et al.</i> , 2004
	酸化氣體	DNDC 估算



4-1. DNDC 所需參數:

4-1-1. 氣候資料:

氣候資料的來源為中央氣象局設於各農試機關的氣象站資料，本研究進行試驗之地區的包括桃園新屋、苗栗公館、臺南後壁、臺東鹿野，分別採用桃園區農業改良場、苗栗區農業改良場、臺南區農業改良場義竹工作站、臺東區農業改良場斑鳩分場之氣象站資料，試驗地區與氣象站地點的經緯度位置如表 7，收集之每日氣象項目為最高溫、最低溫、降雨量、平均日射量等 DNDC 模式分析所需之項目，再整理為純文字檔以輸入 DNDC 模式。

表 7. 栽培地點試驗之各地點與其對應的氣象站之經緯度

試驗地點	緯度	經度	氣象站	緯度	經度
桃園新屋	N24.99	E121.09	桃園區農改場	N24.95	E121.02
苗栗公館	N24.49	E120.83	苗栗區農改場	N24.49	E120.83
臺南後壁	N23.38	E120.32	臺南區農改場 義竹工作站	N23.36	E120.28
臺東鹿野	N22.90	E121.14	臺東區農改場 斑鳩分場	N22.83	E121.08



4-1-2. 土壤調查:

在試驗開始之前，於試驗田的四角及正中央等 5 個取樣點進行土壤取樣，先除去土表植株殘體及石頭，以土鏟將土層挖成 V 形穴，並採取 0-15 cm 深之表土，均勻混合 5 個取樣點的土壤樣品共 1 kg，裝於取樣袋中，即為該試驗田之土壤樣品。土壤調查項目如下:

4-1-2-1. 土壤質地:

使用試驗地的精確經緯度位置，輸入農業試驗所之土壤資訊查詢系統(<http://taiwansoil.tari.gov.tw>)，即可查詢該地點之土壤質地資料。並使用土壤取樣器，取出 10 cm 深之土壤樣品，經 105 °C 烘箱乾燥 48 小時候秤取乾重，即可計算土壤總體密度。

4-1-2-2. 土壤 pH 值:

土壤樣品經風乾過篩後(篩網孔徑 0.84 mm)，秤取 20 g 之樣品置於燒杯內，加入 20 ml 去離子水並攪拌 5 分鐘，靜置 1 小時後，以濾紙過濾取得澄清液，並以 pH 計測定其 pH 值。

4-1-2-3. 土壤總氮、有機碳及成份:

將風乾後之土壤樣品，以鋼珠配合震盪器，研磨為極細之粉末後，包裹錫囊，以元素分析儀(Costech ECS 4010 Elemental Combustion



System)進行分析，即得到土壤總氮含量與總碳含量，可計算土壤碳氮比。而在土壤 pH 值 < 6 時，總碳含量即等同於有機碳含量。有機碳之成份組成，則使用 DNDC 模式內建之有機碳組成。

4-1-3. 作物栽培調查:

4-1-3-1. 種植時間與作物資訊:

記錄各處理田區之一期稻作、二期稻作及綠肥之種植時間與收穫時間，並同時記錄單位面積使用的秧苗片數/種子量。作物資訊則使用 DNDC 內建之資料，包括最大生物量、生物量分布、碳氮比、氮需求、成熟積溫、水需求、氮吸收指數、根深度與最佳生長溫度。

4-1-3-2. 整地:

記錄整地次數與每次整地日期及方式。

4-1-3-3. 施肥:

記錄施肥次數與每次施肥日期、施肥深度、施肥量、施肥種類。

4-1-3-4. 有機肥:

記錄施用有機肥的次數與每次施用日期、有機肥種類、施肥量、施肥方式、有機肥碳氮比。



4-1-3-5. 灌溉:

記錄湛水次數與每次湛水的日期區間、灌溉方式(深水灌溉或間歇性灌溉)及每日水位下降高度。

4-2. 育苗與收穫後處理:

4-2-1. 育苗:

記錄育苗場單一期作之總育苗量、總肥料量、總電力消耗量，再計算每一片秧苗平均使用之肥料與電力。

4-2-2. 收穫後處理:

4-2-2-1. 運輸:

因加工場所在試驗田區距離 3 km 以內，每公噸稻穀之運輸過程消耗柴油低於 1 liter，造成之環境衝擊低於總生命周期之 1%，故運輸過程忽略不計。

4-2-2-2. 加工:

記錄碾米工廠之單一期作進行烘乾、碾糙、精白、選別、包裝處理之稻穀總量、總電力消耗、總油料消耗，再計算每 kg 稻穀之處理過程的電力消耗與油料消耗。



4-3. 水稻產量構成要素分析:

於試驗田的四角及正中央等 5 個取樣點進行樣品割取，每個樣點割取 20 株地上部。測量每個樣品之穗數、稻稈乾重、穀粒乾重，並計算收穫指數單位面積產量。

5. 生命週期衝擊評估

生命週期衝擊評估主要包括分類、特徵化及評價，須先將盤查所得的數據分類至各衝擊項目，再進行特徵化以統一的單位呈現，其中，投入資材(包括肥料、有機肥、油料與電力)的製造端已有生命週期評估資料庫供使用(表 8.)，而田間栽培階段的盤查結果，則依其各別的特徵化因子(表 9.)，在各環境衝擊項目以統一的單位呈現，最後可以比較各種生產方式之間在不同衝擊項目之下的造成程度的異同，並可以不同的基礎進行評估，如單位耕地面積、單位白米(white rice, WR)產量之衝擊，以評價各生產方式之優劣。以表 9.的特徵化因子，可計算單位耕地面積(下標 a)及單位白米產量(下標 y)的溫室效應潛勢(GWP_a 、 GWP_y)、優養化潛勢(EP_a 、 EP_y)、酸化潛勢(AP_a 、 AP_y)及能源耗用(EU_a 、 EU_y)，計算式如表 10.。



表 8. 投入資材的環境衝擊 (資料來源: SimaPro 8)

分類	項目	單位	溫室效應潛勢 (kg CO ₂ eq)	優養化潛勢 (g PO ₄ ³⁻ eq)	酸化潛勢 (g SO ₂ eq)	能源耗用 (MJ)
肥料	硫酸銨	kg N	2.68	2.54	8.71	48.36
	尿素	kg N	3.29	3.80	12.5	48.36
	氯化鉀	kg K ₂ O	0.495	0.77	1.72	8.77
	過磷酸鈣	kg P ₂ O ₅	2.61	11.8	44.8	13.97
有機肥	--	kg	0.311	0.44	2.87	0.35
油料	汽油	liter	3.19	7.29	33.4	32.6
	柴油	liter	2.75	4.72	22.9	36.8
電力	--	kW-hr	0.533	0.88	2.48	3.6



表 9. 本研究之衝擊分類與特徵化

衝擊項目	盤查項目	特徵化因子	衝擊單位
溫室效應潛勢 (GWP)	CO ₂	1	kg CO ₂ equivalents
	CH ₄	21	
	N ₂ O	298	
優養化潛勢 (EP)	N leaching	0.424	g PO ₄ ³⁻ equivalents
	P leaching	3.06	
酸化潛勢 (AP)	NH ₃	1.88	g SO ₂ equivalents
	NO _x	0.7	
能源耗用 (EU)	油料或電力使用	1	MJ

6. 生命週期闡釋

經由上述衝擊評估結果，可得知不同栽培方式、不同栽培期或不同栽培地點之環境衝擊程度，可歸納出各衝擊項目之衝擊熱點，以及影響衝擊程度的最重要盤查項目。再藉由這些熱點進行檢討及調整，並研討如何在產量與品質維持之前提下，有效降低環境衝擊。



表 10. 各環境衝擊加總公式

項目	單位	加總公式
GWP _a	ton CO ₂ eq / ha	$\{1 * \text{CO}_2 \text{ 排放量(kg/ha)} + 21 * \text{CH}_4 \text{ 排放量(kg/ha)} + 298 * \text{N}_2\text{O 排放量(kg/ha)}\} / 1000$
GWP _y	kg CO ₂ eq / kg WR	$\{\text{GWP}_a / \text{白米產量(kg/ha)}\} * 1000$
EP _a	kg PO ₄ ³⁻ eq / ha	$\{0.424 * \text{N leaching (g/ha)} + 3.06 * \text{P leaching (g/ha)}\} / 1000$
EP _y	g PO ₄ ³⁻ eq / kg WR	$\{\text{EP}_a / \text{白米產量(kg/ha)}\} * 1000$
AP _a	kg SO ₂ eq / ha	$\{1.88 * \text{NH}_3 \text{ 排放量(g/ha)} + 0.7 * \text{NO}_x \text{ 排放量(g/ha)}\} / 1000$
AP _y	g SO ₂ eq / kg WR	$\{\text{AP}_y / \text{白米產量(kg/ha)}\} * 1000$
EU _a	GJ / ha	$\{32.6 * \text{汽油用量(liter/ha)} + 36.8 * \text{柴油用量(liter/ha)} + 3.6 * \text{電力消耗(kW-hr/ha)}\} / 1000$
EU _y	MJ / kg WR	$\{\text{EU}_a / \text{白米產量(kg/ha)}\} * 1000$

參、結果



在環境衝擊評估的試驗方面，就水稻生產的 3 種變因進行，分別是桃園新屋的栽培方式試驗、苗栗公館的栽培期試驗及栽培地點試驗。並依照生命週期評估之流程進行，即目標與範圍界定、盤查分析、衝擊評估、闡釋。首先，在前述已說明本研究評估的系統邊界如圖 6，並將以白米生產作為評估目標，同時將以單位面積、單位白米產量進行環境衝擊的評估基準。以下則是上述 3 試驗之盤查分析、衝擊評估結果，並將在討論章節進行結果闡述。

一、栽培方式試驗:

2011 年與 2012 年在桃園新屋進行兩年四期作的栽培方式試驗，試驗處理為慣行栽培、減量施肥、有機栽培、半有機栽培。4 種栽培方式之育苗過程、秧苗用量、整地過程、插秧收穫方式以及碾製加工方面皆相同，田間栽培管理如施肥、噴藥、灌溉管理及病蟲草害防治不同。

1. 生命週期盤查分析:

1-1. 育苗過程:

經實地調查育苗中心，秧苗生產過程之資材消耗與電力使用量如表 11。育苗過程使用少量的液態肥料，以及少量的消毒殺菌藥劑，而



能源使用則全使用人力與電力。調查過程之數據為一期作之總資材用量與總電力用量，並依據總秧苗生產量，換算每片秧苗生產平均資材用量與平均電力用量，再由每公頃的秧苗用量(250 片/ha)，計算每公頃稻田使用的秧苗在育苗階段的盤查結果。

表 11. 秧苗生產過程的資材與電力耗用量，以及換算為每公頃稻田之用量。

資材或能源種類	每片秧苗平均用量(g)	每公頃用量(kg)
液態肥料	0.37	0.09
消毒殺菌藥劑	0.73	0.18

資材或能源種類	每片秧苗平均用電量(kW-hr)	每公頃用電量(MJ)
電力	0.025	6.3

1-2. 田間資材施用紀錄:

2011 年與 2012 年在桃園新屋進行兩年四期作的栽培方式試驗，試驗處理為慣行栽培、減量施肥、有機栽培、半有機栽培。其栽培過程之農業資材施用狀況如表 12。慣行栽培、減量施肥、半有機栽培(部分)的肥料使用化學肥，種類為台肥 1 號(20-5-10)、39 號(12-18-12)或 43 號(15-15-15)；有機栽培與半有機栽培(部分)之肥料使用台肥生技 1 號有機肥(5-2.5-2.5-81)，為植物性原料堆肥。除草劑使用萌前劑型的丁基拉草，每期作施用 1 至 2 次；殺蟲劑則是使用防治福壽螺與水象鼻蟲的



耐克螺與培丹。此外，肥料與農藥的施用皆使用小型動力機具，並消耗汽油，若肥料用量越大，汽油量則消耗越多，故有機與半有機栽培的大量有機肥投入，同時也伴隨大量燃油。

1-3. 田間柴油與碾製加工:

田間大型機具應用於整地、插秧與收穫，消耗柴油。碾製加工過程的烘乾、碾米、選別、包裝作業機具則需要柴油或電力。調查結果如表 13。結果顯示，柴油消耗的大部分在於整地階段；碾製過程的柴油則會隨著進場稻穀濕度而波動，本次調查以鮮穀濕度 24%，烘至濕度 14% 計算，並調查全年的用油量/用電量，並依據總加工穀量換算為單位白米生產的加工用油/用電。

1-4. 田間排放:

農作物生產過程中排放最為顯著者乃是田間的排放(Blengini and Busto, 2009)，如表 6.所示，本研究田間排放使用 DNDC 模式進行估算，經由氣候資料、土壤資料、田間栽培管理(栽培期、整地、灌溉、施肥)等參數的輸入，估算溫室氣體排放(CH_4 、 N_2O)、氮滲漏(N leaching)與大氣酸化氣體排放(NH_3 、 NO_x)，並依照文獻估算施肥後的磷滲漏量(P leaching)約為 5% (Hart *et al.*, 2004)，計算出田間排放如表 14。結果顯示，田間 CH_4 及 N_2O 排放方面，有機栽培與半有機栽培者之 CH_4 排放

表 12. 桃園新屋試驗之 2011 與 2012 年一二期作的農業資材施用紀錄，包括銨態氮肥、磷肥、鉀肥、有機肥、除草劑、殺蟲劑、汽油。

每公頃施用量		一期作		二期作	
		2011	2012	2011	2012
銨態氮 (kg N)	慣行栽培	79	119	93	119
	減量施肥	66	56	60	60
	有機栽培	0	0	0	0
	半有機栽培	18	21	98	0
磷肥 (kg P ₂ O ₅)	慣行栽培	61	71	53	71
	減量施肥	52	42	38	47
	有機栽培	0	0	0	0
	半有機栽培	27	32	47	0
鉀肥 (kg K ₂ O)	慣行栽培	59	79	60	79
	減量施肥	50	41	40	45
	有機栽培	0	0	0	0
	半有機栽培	18	21	58	0
有機肥 (kg)	慣行栽培	0	0	0	0
	減量施肥	0	0	0	0
	有機栽培	2000	2600	2000	2500
	半有機栽培	1000	2175	700	3500



續表 12.

每公頃施用量		一期作		二期作	
		2011	2012	2011	2012
除草劑 (kg 有效 成份)	慣行栽培	1.5	1.5	1.5	1.5
	減量施肥	1.5	1.5	1.5	1.5
	有機栽培	0.0	0.0	0.0	0.0
	半有機栽培	1.5	1.5	0.0	1.5
殺蟲劑 (kg 有效 成份)	慣行栽培	0.62	0.58	0.55	0.58
	減量施肥	0.55	0.51	0.55	0.51
	有機栽培	0	0	0	0
	半有機栽培	0.27	0.51	0.55	0.58
汽油 (liter)	慣行栽培	6	6	6	6
	減量施肥	6	6	6	6
	有機栽培	11	11	11	11
	半有機栽培	9	8	9	8



表 13. 田間大型機具與碾製加工階段的柴油/電力用量，田間機具以每公頃稻田作為調查單位，碾製加工方面則以生產單位白米量作為調查單位。

	每公頃稻田	柴油用量(liter)
田間大型機具	整地	75.0
	插秧	7.5
	收穫	18.0
	每 kg 白米	柴油用量(liter)
碾製加工	烘乾	0.029
	每 kg 白米	電力用量(kW-hr)
	碾米、選別與包裝	0.927

高於慣行栽培與減量施肥，但有機栽培與半有機栽培之 N_2O 排放則較慣行栽培與減量施肥者低，期作之間，2 種溫室氣體排放皆以二期作高於一期作；N 與 P leaching 在栽培方式之間，以減量施肥者排放最少，期作間比較，N leaching 以一期作較高，P leaching 則是二期作較高；田間 NH_3 與 NO_x 排放方面，為慣行栽培與減量施肥者排放高於有機與半有機栽培排放，期作之間則是二期作排放高於一期作。



表 14. 桃園新屋試驗各栽培方式之田間排放之估算值

每公頃耕地排放		一期作		二期作	
		2011	2012	2011	2012
CH ₄ (kg)	慣行栽培	51.4	120.9	78.5	144.4
	減量施肥	54.9	121.9	97.6	154.8
	有機栽培	98.1	218.7	396.2	218.4
	半有機栽培	82.1	179.3	100.6	186.4
N ₂ O (kg)	慣行栽培	5.2	2.2	1.8	14.3
	減量施肥	4.2	0.9	1.2	1.8
	有機栽培	2.1	0.9	1.5	4.3
	半有機栽培	1.9	1.4	4.7	5.6

續表 14.

每公頃耕地排放		一期作		二期作	
		2011	2012	2011	2012
N leaching (kg)	慣行栽培	5.57	9.83	6.04	3.71
	減量施肥	5.61	8.22	6.01	3.68
	有機栽培	6.46	9.14	12.56	3.86
	半有機栽培	7.85	10.69	5.14	3.69
P leaching (kg)	慣行栽培	0.49	0.70	0.51	1.10
	減量施肥	0.33	-0.01	0.05	0.43
	有機栽培	0.46	0.58	0.61	0.80
	半有機栽培	0.37	0.96	0.78	1.23
NH ₃ (kg)	慣行栽培	28.28	45.34	41.70	54.47
	減量施肥	24.03	19.08	27.03	27.48
	有機栽培	0.28	0.45	0.44	0.52
	半有機栽培	4.17	7.36	45.77	0.75
NO _x (kg)	慣行栽培	4.59	1.51	4.59	1.88
	減量施肥	3.86	0.81	0.95	0.83
	有機栽培	0.79	0.76	1.09	1.42
	半有機栽培	0.74	0.72	1.43	1.21



2. 生命週期衝擊評估:

2-1. 特徵化:

依照前人研究，水稻造成之環境衝擊最顯著者，為能源耗用(EU)、溫室效應潛勢(GWP)、優養化潛勢(EP)與酸化潛勢(AP) (Hokazono and Hayashi, 2012)。將上述投入的資材包括銨態氮肥、磷肥、鉀肥、有機肥等製造過程造成之廢棄排放與能源耗用；以及投入的燃油電力使用過程造成的廢棄排放與能源耗量，再加上田間排放量，計算全生命週期所造成的環境衝擊。

2-2. 衝擊評估結果(表 15.與表 16.):

2-2-1. 能源耗用:

單位耕地面積為基準的評估結果，慣行栽培之能源耗用最多，其次是減量施肥者，再其次是半有機栽培，而有機栽培者之能源耗用最少，差距主要來自化學肥料製造端的高能源需求，依表 8.所述，平均每 kg 化學氮肥製造之能源耗用高達 48.36 MJ，而有機肥每 kg 氮換算後約為 7 MJ，儘管有機栽培與半有機栽培在施肥機運作燃油較多，但仍無法彌補肥料製造階段的差距。至於期作之間的能源耗用則無明顯差異。若以單位白米產量為基準，仍以慣行栽培為最高，有機栽培為最低，但其



間的差距縮小了，原因來自有機栽培之白米產量較低，故若以產量為評估基準，有機栽培之環境效益可能會減小。

2-2-2. 溫室效應潛勢:

以單位耕地面積為評估基準，栽培方式之間，與能源耗用之結果相反，有機栽培之溫室氣體排放最高，再其次為半有機栽培、慣行栽培、減量施肥。期作之間，則為二期作顯著高於一期作。進一步分析，發現田間 CH₄ 排放的貢獻度，顯著高於田間 N₂O 排放、資材製造端、燃油使用，因此田間 CH₄ 排放最高的有機栽培，有最高的溫室效應潛勢，若以單位白米產量為基準進行評估，由於有機栽培之產量較低，因此更其溫室效應潛勢將更明顯高於其他栽培方式；同樣狀況也出現在二期作，二期作之產量較一期作低，因此以單位白米產量作評估基準，二期作之溫室效應潛勢更加顯著高於一期作。

2-2-3. 優養化潛勢:

以單位耕地面積為評估基準，栽培方式之間為減量施肥者有最低的優養化潛勢，期作之間則以一期作高於二期作，差距主要來自於田間 N leaching 量。而若以單位白米產量為評估基準，栽培方式之間仍以減量施肥之優養化潛勢最低，而期作之間，因二期作產量較低，故二期作之單位白米產量之優養化潛勢反而些微高於一期作。



2-2-4. 酸化潛勢:

以單位耕地面積為評估基準，栽培方式之間，以施用化學肥料的慣行栽培與減量施肥之酸化潛勢較高，期作之間則以二期作高於一期作。

以單位白米產量為評估基準，亦呈現與單位耕地面積相同之趨勢。

二、栽培地點試驗：

本試驗栽培地點為 2012 年選擇北部、南部、東部 3 地區，其栽培環境與栽培管理各異，北部試驗為前述桃園新屋之兩期作試驗；南部與東部則分別是在臺南後壁與臺東鹿野進行之兩期作的栽培試驗。北部與南部試驗包括慣行栽培、有機栽培與半有機栽培，東部試驗則包括慣行栽培、有機栽培與自然農法。

1. 生命週期盤查分析:

1-1. 育苗過程、田間大型機具、碾製加工:

此 3 階段作業過程近似桃園新屋之試驗，因此盤查結果依前述表 11. 及表 13.。



表 15. 桃園新屋之不同栽培方式的環境衝擊(單位栽培面積)

每公頃耕地		一期作		二期作	
		2011	2012	2011	2012
能源耗用 (GJ)	慣行栽培	14.57	16.86	13.87	14.28
	減量施肥	13.45	13.58	12.71	11.65
	有機栽培	8.87	10.45	7.90	8.60
	半有機栽培	10.70	12.30	14.25	9.62
溫室效應 潛勢 (ton CO ₂ eq)	慣行栽培	3.97	4.53	3.39	8.37
	減量施肥	3.63	4.17	3.56	4.82
	有機栽培	4.09	6.42	10.08	7.24
	半有機栽培	3.60	5.62	4.93	7.02
優養化潛勢 (kg PO ₄ ³⁻ eq)	慣行栽培	6.23	9.43	5.89	7.51
	減量施肥	5.84	6.14	4.15	5.17
	有機栽培	5.20	8.71	6.18	6.74
	半有機栽培	5.03	10.88	8.35	8.57
酸化潛勢 (kg SO ₂ eq)	慣行栽培	68.06	98.01	91.97	113.00
	減量施肥	58.77	48.07	61.52	61.25
	有機栽培	13.92	15.39	13.61	14.44
	半有機栽培	20.40	27.20	99.17	14.63



表 16. 桃園新屋之不同栽培方式的環境衝擊(單位白米產量)

生產每 kg 白米		一期作		二期作	
		2011	2012	2011	2012
能源耗用 (MJ)	慣行栽培	3.72	4.28	4.62	6.82
	減量施肥	3.64	3.14	3.56	4.30
	有機栽培	3.03	2.67	3.54	3.30
	半有機栽培	3.01	2.90	4.87	3.07
溫室效應 潛勢 (kg CO ₂ eq)	慣行栽培	1.01	1.15	1.13	4.00
	減量施肥	1.00	0.97	0.99	1.78
	有機栽培	1.40	1.64	4.51	2.77
	半有機栽培	1.01	1.33	1.68	2.24
優養化潛勢 (g PO ₄ ³⁻ eq)	慣行栽培	1.59	2.39	1.96	3.59
	減量施肥	1.58	1.42	1.16	1.91
	有機栽培	1.79	2.23	2.76	2.58
	半有機栽培	1.42	2.57	2.85	2.73
酸化潛勢 (g SO ₂ eq)	慣行栽培	17.40	24.86	30.63	53.97
	減量施肥	15.89	11.12	17.21	22.60
	有機栽培	4.76	3.94	6.09	5.53
	半有機栽培	5.75	6.42	33.90	4.66




1-2. 田間資材施用紀錄:

除桃園新屋之3種栽培方式試驗外，南部臺南後壁進行之慣行栽培、有機栽培、半有機栽培試驗；東部臺東鹿野進行慣行栽培、有機栽培、自然農法栽培。南部之慣行栽培的肥料使用化學肥種類為台肥寶效5號(16-8-12)與尿素(46-0-0)；半有機栽培的肥料則使用興農牌紫肥勇(12-18-12)、黃肥勇(20-5-10)、藍肥勇(16-8-12)與青肥勇(15-15-15)等有機複合肥；有機栽培則使用福壽牌有夠肥7號(5-3-2-75)與生機栽培426有機肥(4-2-6-70)。東部之慣行栽培的肥料使用化學肥種類為尿素(46-0-0)、台肥1號(20-5-10)與台肥43號(15-15-15)；有機栽培則使用福壽牌522有機肥(5-2-2-70)；自然農法不施用肥料。除草劑使用萌前劑之丁基拉草及萌後的草霸王及克稗；殺蟲劑則使用防治福壽螺與水象鼻蟲的耐克螺與培丹；殺菌劑則使用防治稻熱病的三賽唑。肥料與農藥施用皆使用小型動力機具，並消耗汽油。將各試驗之農業資材施用狀況如表17。

1-3. 田間排放:

如同桃園新屋前述之田間排放估算方式，以DNDC模式估算田間溫室氣體排放(CH_4 、 N_2O)、氮滲漏(N leaching)與大氣酸化氣體排放(NH_3 、 NO_x)，以及依文獻估算磷滲漏量(P leaching)，並總和計算田間排放之 CH_4 、 N_2O 、N leaching、 NH_3 、 NO_x 、P leaching，如表18。田間 CH_4 排放量方



面，地區之間，以桃園新屋與臺東鹿野的排放較高，臺南後壁之排放較低；期作之間，則各地區皆以二期作排放較多。田間 N_2O 排放量方面，以臺南後壁之排放最高，臺東鹿野次之，桃園新屋最少；期作之間則同樣以二期作大抵排放較一期作高。N leaching 方面，地區之間以桃園新屋較高；期作之間 3 地點表現不一，桃園新屋是一期作較高，臺東鹿野則是二期作較高，臺南後壁則是兩期作都排放稀少。P leaching 方面，地區之間以桃園新屋較高；期作之間則是桃園新屋為二期作較高，其他 2 地點則排放稀少。田間 NH_3 與 NO_x 排放方面，以地區之間以臺南後壁之排放顯著高於其他 2 地點，期作之間則大抵以一期作排放較多。

2. 生命周期衝擊評估:

2-1. 特徵化與計算:

本試驗同樣依循桃園新屋的栽培方式試驗之分析方式，以能源耗用、溫室效應潛勢、優養化潛勢與酸化潛勢作為衝擊評估項目。並依前述盤查結果(表 17.)計算投入資材之製造過程與消耗能源過程造成的廢棄排放及能源耗用量，結合田間排放估算值(表 18.)，依據表 10.進行換算，可得到單位耕地面積的環境衝擊(表 19.)，再以單位面積白米產量進行計算，得到單位白米產量的環境衝擊(表 20.)。



表 17. 各栽培地區試驗之一二期作的農業資材施用紀錄，包括銨態氮肥、磷肥、鉀肥、有機肥、除草劑、殺蟲劑、汽油。

每公頃施用量		一期作	二期作		
化學氮肥 (kg N)	慣行栽培	119	119		
	桃園新屋	有機栽培	0	0	
		半有機栽培	21	0	
		慣行栽培	20+184 ^a	20+184 ^a	
	臺南後壁 ¹	有機栽培	0	0	
		半有機栽培	73	84	
		慣行栽培	115+41 ^a	115+41 ^a	
	臺東鹿野 ¹	有機栽培	0	0	
		自然農法	0	0	
		慣行栽培	71	71	
	磷肥 (kg P ₂ O ₅)	桃園新屋	有機栽培	0	0
			半有機栽培	32	0
慣行栽培			20	20	
臺南後壁		有機栽培	0	0	
		半有機栽培	52	44	
		慣行栽培	40	40	
臺東鹿野		有機栽培	0	0	
		自然農法	0	0	
		慣行栽培	40	40	

^a 臺南後壁與臺東鹿野之慣行栽培化學氮肥表示為“a+u”，a 為銨態氮，u 為尿素態氮。其餘栽培方式與栽培地點之化學氮肥數值皆為銨態氮。

續表 17.

每公頃施用量		一期作	二期作	
鉀肥 (kg K ₂ O)	桃園新屋	慣行栽培	79	79
		有機栽培	0	0
		半有機栽培	21	0
	臺南後壁	慣行栽培	30	30
		有機栽培	0	0
		半有機栽培	58	57
	臺東鹿野	慣行栽培	65	65
		有機栽培	0	0
		自然農法	0	0
有機肥(kg)	桃園新屋	慣行栽培	0	0
		有機栽培	2600	2500
		半有機栽培	2175	3500
	臺南後壁	慣行栽培	0	0
		有機栽培	2405	1309
		半有機栽培	273	115
	臺東鹿野	慣行栽培	0	0
		有機栽培	2200	2200
		自然農法	0	0
除草劑 (kg)	桃園新屋	慣行栽培	1.5	1.5
		有機栽培	0	0
		半有機栽培	1.5	1.5
	臺南後壁	慣行栽培	1.58	1.58
		有機栽培	0	0
		半有機栽培	0.03	0.03
	臺東鹿野	慣行栽培	1.5	1.5
		有機栽培	0	0
		自然農法	0	0



續表 17.

每公頃施用量		一期作	二期作	
殺蟲劑 殺菌劑 (kg)	桃園新屋	慣行栽培	0.58	0.58
		有機栽培	0	0
		半有機栽培	0.51	0.58
	臺南後壁	慣行栽培	0.60	1.20
		有機栽培	0	0
		半有機栽培	0.60	0.20
	臺東鹿野	慣行栽培	0.36	0.45
		有機栽培	0	0
		自然農法	0	0
汽油 (liter)	桃園新屋	慣行栽培	6	6
		有機栽培	11	11
		半有機栽培	8	8
	臺南後壁	慣行栽培	10	12
		有機栽培	7	4
		半有機栽培	7	7
	臺東鹿野	慣行栽培	10	12
		有機栽培	7	4
		自然農法	0	0



表 18. 各栽培地點之田間排放估算值

每公頃耕地排放		一期作	二期作	
CH ₄ (kg)	桃園新屋	慣行栽培	120.9	144.4
		有機栽培	218.7	218.4
		半有機栽培	179.3	186.4
	臺南後壁	慣行栽培	60.8	143.3
		有機栽培	64.8	148.1
		半有機栽培	65.6	109.1
	臺東鹿野	慣行栽培	205.3	226.1
		有機栽培	196.1	167.8
		自然農法	76.3	47.6
N ₂ O (kg)	桃園新屋	慣行栽培	2.2	14.3
		有機栽培	0.9	4.3
		半有機栽培	1.4	5.6
	臺南後壁	慣行栽培	54.3	28.6
		有機栽培	5.80	20.6
		半有機栽培	39.0	29.3
	臺東鹿野	慣行栽培	7.8	11.0
		有機栽培	5.4	9.3
		自然農法	3.8	3.1
N leaching (kg)	桃園新屋	慣行栽培	9.83	3.71
		有機栽培	9.14	3.86
		半有機栽培	10.69	3.69
	臺南後壁	慣行栽培	3.05	2.74
		有機栽培	2.04	0.27
		半有機栽培	2.21	4.03
	臺東鹿野	慣行栽培	3.49	13.33
		有機栽培	1.33	20.52
		自然農法	5.71	6.30

續表 18.

每公頃耕地排放		一期作	二期作	
P leaching (kg)	桃園新屋	慣行栽培	0.70	1.10
		有機栽培	0.58	0.80
		半有機栽培	0.96	1.23
	臺南後壁	慣行栽培	-1.02	-0.66
		有機栽培	0.24	-0.40
		半有機栽培	0.38	-0.33
	臺東鹿野	慣行栽培	0.01	0.13
		有機栽培	0.48	0.57
		自然農法	-0.27	-0.24
NH ₃ (kg)	桃園新屋	慣行栽培	45.34	54.47
		有機栽培	0.45	0.52
		半有機栽培	7.36	0.75
	臺南後壁	慣行栽培	155.16	150.20
		有機栽培	1.36	0.56
		半有機栽培	15.56	11.09
	臺東鹿野	慣行栽培	10.13	14.79
		有機栽培	1.20	0.95
		自然農法	3.95	0.56
NO _x (kg)	桃園新屋	慣行栽培	1.51	1.88
		有機栽培	0.76	1.42
		半有機栽培	0.72	1.21
	臺南後壁	慣行栽培	17.55	6.80
		有機栽培	2.45	0.86
		半有機栽培	23.17	12.12
	臺東鹿野	慣行栽培	13.53	4.79
		有機栽培	7.40	0.58
		自然農法	3.29	0.12



2-2. 衝擊評估結果(表 19.與表 20.):

2-2-1. 能源耗用:

以單位耕地面積作為評估基準，臺南後壁的能源耗用最高，而一期作高於二期作，原因為施肥量的差異，肥料製造端的大量耗能所致，自然農法無施用肥料，因此其能源耗用顯著較其他栽培方式低。若以單位白米產量為評估基準，由於臺南後壁的單位面積白米產量頗高，故 3 地點之單位白米產量之能源耗用，呈現相近的狀況。

2-2-2. 溫室效應潛勢:

與能源耗用之狀況類似，臺南後壁之單位面積的溫室效應潛勢最高，主要貢獻者為田間 N_2O 之大量排放；若以單位白米產量為基準進行評估，一期作雖與其他 2 地點之差距縮小，仍是 3 地點中溫室效應潛勢最高者，二期作則由於產量顯著較高，單位白米產量之溫室效應潛勢便與其他 2 地點相近。

2-2-3. 優養化潛勢:

以單位耕地面積作為評估基準，臺南後壁的優養化潛勢顯著低於其他 2 地點，次優者為臺東鹿野，而桃園新屋之優養化潛勢最高。而桃園新屋較低的單位面積白米產量，更將放大此項目之缺點，造成單位白米產量上最嚴重的優養化潛勢。



2-2-4. 酸化潛勢:

與優養化潛勢之結果相反，臺南後壁由於極大量的 NH_3 與 N_2O 排放，導致其酸化潛勢顯著高於其他 2 地點，尤以慣行栽培最為明顯；若以單位白米產量為基準進行評估，雖與其他 2 地點之差距縮小，仍是 3 地點中酸化潛勢最高者。

三、栽培時間試驗:

1. 生命周期盤查分析:

1-1. 栽培管理及田間資材施用紀錄:

本試驗為 2007 與 2008 年於苗栗公館進行之周年栽培，由 3 月至 8 月進行間隔 10-20 日不等的各種栽培期，各自施用相同的灌溉、肥培及病蟲害等栽培管理。依栽培管理，將農業資材施用狀況整理如表 21。育苗過程、田間大型機具、碾製加工 3 階段由於作業過程近似於前述桃園新屋之試驗，因此盤查分析結果依前述表 11.及表 13。



表 19. 各栽培地點之不同栽培方式的環境衝擊(單位栽培面積)

每公頃耕地衝擊		一期作	二期作	
能源耗用 (GJ)	桃園新屋	慣行栽培	16.86	14.28
		有機栽培	10.45	8.60
		半有機栽培	12.30	9.62
	臺南後壁	慣行栽培	23.92	21.62
		有機栽培	11.77	11.56
		半有機栽培	14.65	17.93
	臺東鹿野	慣行栽培	18.32	17.64
		有機栽培	9.39	8.71
		自然農法	5.47	5.28
溫室效應 潛勢 (ton CO ₂ eq)	桃園新屋	慣行栽培	4.53	8.37
		有機栽培	6.42	7.24
		半有機栽培	5.62	7.02
	臺南後壁	慣行栽培	19.55	13.37
		有機栽培	4.88	11.27
		半有機栽培	14.41	12.70
	臺東鹿野	慣行栽培	8.17	9.50
		有機栽培	7.25	7.76
		自然農法	3.11	2.27



續表 19.

每公頃耕地衝擊		一期作	二期作	
優養化潛勢 (kg PO ₄ ³⁻ eq)	桃園新屋	慣行栽培	9.43	7.51
		有機栽培	8.71	6.74
		半有機栽培	10.88	8.57
	臺南後壁	慣行栽培	1.70	2.20
		有機栽培	4.87	1.72
		半有機栽培	5.06	4.13
	臺東鹿野	慣行栽培	4.38	8.76
		有機栽培	4.74	13.02
		自然農法	2.70	3.00
酸化潛勢 (kg SO ₂ eq)	桃園新屋	慣行栽培	98.01	113.00
		有機栽培	15.39	14.44
		半有機栽培	27.20	14.63
	臺南後壁	慣行栽培	318.36	299.54
		有機栽培	20.64	15.04
		半有機栽培	57.81	43.44
	臺東鹿野	慣行栽培	40.13	42.19
		有機栽培	21.26	15.44
		自然農法	14.59	5.83



表 20. 各栽培地點之不同栽培方式的環境衝擊(單位白米產量)

生產每 kg 白米		一期作	二期作	
能源耗用 (MJ)	桃園新屋	慣行栽培	4.28	6.82
		有機栽培	2.67	3.30
		半有機栽培	2.90	3.07
	臺南後壁	慣行栽培	3.53	5.48
		有機栽培	2.36	2.98
		半有機栽培	3.50	4.15
	臺東鹿野	慣行栽培	4.57	4.51
		有機栽培	2.81	2.06
		自然農法	4.36	4.73
溫室效應 潛勢 (kg CO ₂ eq)	桃園新屋	慣行栽培	1.27	4.40
		有機栽培	1.83	3.10
		半有機栽培	1.48	2.49
	臺南後壁	慣行栽培	2.89	2.63
		有機栽培	0.98	2.17
		半有機栽培	3.45	2.03
	臺東鹿野	慣行栽培	2.04	2.74
		有機栽培	2.17	2.65
		自然農法	2.47	2.04



續表 20

生產每 kg 白米		一期作	二期作	
優養化潛勢 (g PO ₄ ³⁻ eq)	桃園新屋	慣行栽培	2.50	3.75
		有機栽培	2.33	2.70
		半有機栽培	2.68	2.85
	臺南後壁	慣行栽培	0.25	0.43
		有機栽培	0.97	0.33
		半有機栽培	1.21	0.66
	臺東鹿野	慣行栽培	1.09	2.52
		有機栽培	1.42	4.45
		自然農法	2.15	2.69
酸化潛勢 (g SO ₂ eq)	桃園新屋	慣行栽培	24.86	53.97
		有機栽培	3.94	5.53
		半有機栽培	6.42	4.66
	臺南後壁	慣行栽培	46.99	58.95
		有機栽培	4.13	2.90
		半有機栽培	13.82	6.93
	臺東鹿野	慣行栽培	10.02	12.15
		有機栽培	6.35	5.28
		自然農法	11.62	5.23



表 21. 苗栗公館之栽培期試驗的農業資材施用紀錄，包括銨態氮肥、磷肥、鉀肥、有機肥、除草劑、殺蟲劑、汽油。

施用資材	每公頃施用量	施用資材	每公頃施用量
銨態氮肥 (kg N)	63.75	有機肥 (kg)	1562.5
尿素態氮肥 (kg N)	20	除草劑 (kg)	1.5
磷肥 (kg P ₂ O ₅)	60	殺蟲劑 (kg)	0.58
鉀肥 (kg K ₂ O)	62	汽油 (liter)	6

1-2. 田間排放估算:

如同桃園新屋前述之田間排放估算方式，以 DNDC 模式估算田間溫室氣體排放(CH₄、N₂O)、氮滲漏(N leaching)與大氣酸化氣體排放(NH₃、NO_x)，以及依文獻估算磷滲漏量(P leaching)，並總和計算田間排放之 CH₄、N₂O、N leaching、P leaching、NH₃、NO_x，如表 22。大抵上，CH₄、N₂O、N leaching、P leaching 等排放隨著插秧日期的推遲而增加，NH₃、NO_x 則較無顯著的趨勢。

2. 生命周期衝擊評估:

2-1. 特徵化與計算:

本試驗同樣依循前 2 試驗之分析方式，以能源耗用、溫室效應潛勢、優養化潛勢與酸化潛勢作為衝擊評估項目。並依前述盤查結果(表 21.)計



算投入資材之製造過程與消耗能源過程造成的廢棄排放及能源耗用量，結合田間排放估算值(表 22.)，依據表 10.進行換算，可得到單位耕地面積的環境衝擊(表 23.)，再以單位面積白米產量進行計算，得到單位白米產量的環境衝擊(表 24.)。

2-2. 衝擊評估結果(表 23.與表 24.):

2-2-1. 能源耗用:

由於各插秧日期的栽培管理皆相同，因此單位面積的能源耗用皆相近。但若以單位白米產量進行評估，白米產量較少的插秧期，將顯示較高的單位白米產量之能源耗用。

2-2-2. 溫室效應潛勢:

隨著插秧時機的推遲，單位面積的溫室效應潛勢呈現增加趨勢，且若考慮單位面積白米產量，則溫室效應潛勢隨延遲插秧而增加的趨勢將更為顯著，其結果為 CH_4 與 N_2O 排放之共同貢獻。

2-2-3. 優養化潛勢:

與溫室效應潛勢之趨勢相近，優養化潛勢隨插秧日期的延遲而增加，若考慮單位面積白米產量，則優養化隨延遲插秧而增加的趨勢將更為顯著，在慣行二期作插秧日期者達到最高之優養化潛勢。



2-2-4. 酸化潛勢:


在單位耕地面積之評估基準下，酸化潛勢並不隨插秧日期而有所增減。然而若以單位白米產量為評估基準，酸化潛勢亦隨延遲插秧而呈現增加的趨勢。主要原因與前述能源耗用相同，為白米產量之差異所致。

表 22. 苗栗公館各栽培時期之每公頃田間排放估算值。

插秧日期	CH ₄	N ₂ O	N leaching	P leaching	NH ₃	NO _x	
	3/8	18.29	26.43	8.2	0.96	8.14	7.40
	3/27	19.57	23.46	7.3	0.92	11.17	6.87
	4/2	20.38	27.91	9.7	1.10	8.86	6.52
2007	4/12	23.19	16.87	9.9	1.10	7.04	8.46
	4/30	27.48	29.47	15.5	1.10	9.71	7.75
	6/15	40.62	55.92	13.3	1.16	7.89	6.17
	8/2	66.62	50.12	30.5	1.22	7.16	13.74
	2/28	20.62	20.24	6.2	0.99	6.44	6.17
	3/7	20.86	15.64	5.7	0.94	7.29	6.87
	3/18	16.81	18.06	5.8	0.93	7.65	5.11
	3/28	13.19	30.83	5.4	0.98	8.74	6.34
2008	4/7	16.71	40.41	6.7	0.92	8.26	7.93
	4/17	19.05	38.97	7.6	0.99	8.86	6.87
	5/7	29.00	43.58	9.2	1.39	8.74	8.99
	7/19	48.67	70.23	10.4	1.35	7.29	10.04
	8/7	67.52	42.52	11.4	0.95	7.65	7.40

※各項排放值之單位皆為 kg

表 23. 苗栗公館各栽培時期的環境衝擊(單位栽培面積)。



插秧日期	能源耗用 (GJ)	溫室效應潛勢 (ton CO ₂ eq)	優養化潛勢 (kg PO ₄ ³⁻ eq)	酸化潛勢 (kg SO ₂ eq)	
	3/8	10.50	10.11	10.00	36.73
	3/27	10.53	9.28	9.55	42.29
	4/2	10.40	10.50	10.87	36.73
2007	4/12	10.40	7.27	10.95	34.69
	4/30	10.40	11.11	13.34	39.18
	6/15	10.36	19.23	12.50	34.33
	8/2	10.32	18.01	19.90	37.91
	2/28	10.48	8.30	9.20	32.53
	3/7	10.51	6.97	8.90	34.89
	3/18	10.52	7.61	8.93	34.40
	3/28	10.49	11.31	8.84	37.07
2008	4/7	10.53	14.28	9.30	37.56
	4/17	10.48	13.85	9.79	37.59
	5/7	10.20	15.15	11.15	36.65
	7/19	10.23	23.53	11.60	34.85
	8/7	10.50	15.95	11.34	35.87

表 24. 苗栗公館各栽培時期的環境衝擊(單位白米產量)

插秧日期	能源耗用 (MJ)	溫室效應潛勢 (kg CO ₂ eq)	優養化潛勢 (g PO ₄ ³⁻ eq)	酸化潛勢 (g SO ₂ eq)	
	3/8	2.63	2.53	2.51	9.21
	3/27	2.52	2.22	2.29	10.13
	4/2	3.11	3.14	3.25	10.97
2007	4/12	3.08	2.16	3.25	10.28
	4/30	3.11	3.33	3.99	11.73
	6/15	3.37	6.25	4.06	11.16
	8/2	3.71	6.47	7.15	13.62
	2/28	2.71	2.15	2.38	8.41
	3/7	2.57	1.70	2.17	8.52
	3/18	2.54	1.84	2.16	8.31
	3/28	2.67	2.88	2.25	9.43
2008	4/7	2.52	3.41	2.22	8.98
	4/17	2.71	3.58	2.53	9.72
	5/7	5.04	7.49	5.51	18.11
	7/19	4.66	10.73	5.29	15.89
	8/7	2.61	3.96	2.81	8.90



肆、討論

水稻生產過程將帶來各種環境衝擊(Blengini and Busto, 2009)，其中最顯著的 4 項為能源耗用(EU)、溫室效應潛勢(GWP)、優養化潛勢(EP)、酸化潛勢(AP) (Hokazono and Hayashi, 2012)，以下將分別就此 4 種環境衝擊，依不同期作、栽培方式、生產地區、種植時間等變因進行探討，以評估臺灣稻米生產的環境效益、衝擊熱點(Hot spot)及建議調整方向。

一、能源耗用:

1. 衝擊熱點:


依前述試驗結果，能源耗用的前 3 大熱點為肥料製造、收穫後加工及田間機具燃油。肥料生產的工業製程是大量耗能，特別是化學氮肥的製造，目前多數的氮肥都來自於哈柏法(Haber-Bosch Process)，即將氮氣與氫氣在 200 大氣壓與 400 °C 的狀態下，以鐵粉作為催化劑，生成氨氣的方式(Smil, 2004)。由於高溫高壓狀態的維持，需要高度耗能，氮肥生產所消耗的能源，就占全球總耗能的 1%，然而，氮肥正是肥料三要素中用量最大者，全球每年使用超過 1 億噸(FAO, 2017)。因此，若能改變氮肥施用量、施用效率、施用種類，將可對能源耗用量有較顯著影響。其次是收穫後加工，運輸、烘乾、碾製、包裝等過程都要使用



燃油或電力，然而目前此階段已有固定標準作業模式，較不易進行大幅度調整。最後是田間機具燃油，為了節約勞力、提高效率，目前大多田間作業都仰賴田間機具，事實上，小型機具如除草機、施肥機所消耗的汽油並不是主要貢獻源，田間機具燃油的重點在於整地、插秧、收穫機具的柴油消耗，如能降低整地深度、改以無人機直播取代插秧、增大田區規模，或許可能減輕柴油的消耗。

2. 各變因比較:

先就兩期作之間的能源消耗進行比較，臺灣目前兩期作之施肥量並無顯著的差距，故期作之間的差異並不明顯。栽培方式之間，由於減量施肥之肥料用量約為慣行的 80%，故減量施肥稍具節能效益，接著，有機栽培使用有機肥，有機肥之製造過程迥異於化學氮肥，有機肥的堆肥化作業，僅需要翻動與撒水，能源需求遠低於化學氮肥(每 kg 7 MJ v.s. 48.36 MJ)，故有機栽培與半有機栽培的能源耗用顯著低於慣行栽培者，然而，有機肥的製造過程耗費時間，平均每批有機肥需要 20-30 日的生產時間(蔡與陳，2014)，化學氮肥僅需數小時(Smil, 2004)，製造效率仍遠不及化學氮肥，是有機肥之一大缺點。地區間之比較方面，調查結果顯示，南部地區(臺南後壁)的施肥量最高、東部地區(臺東鹿野)次之，北部地區(桃園新屋)最少，此結果直接反映於能源耗用量，然而，若考慮單位面積產量，以單位白米產量作為評估基準，由於南部地區單



位面積稻穀產量較高，反而有最低的節能效益。值得一提的是，位於東部的自然農法，儘管未施用任何肥料，單位耕地面積之能源耗用相當低，但由於其單位面積產量亦較少，故生產單位白米之能源耗用，反較南部地區或同地區的有機栽培高。是故自然農法為提升產量，可以豆科作物為綠肥輪作，或力行間歇灌溉以促進根系，增進吸收肥力，促進產能。

二、溫室效應潛勢:

溫室效應潛勢，即溫室氣體直接與間接排放量，將排放的各種溫室氣體，換算為 CO₂ 當量的形式，是故又稱為「碳足跡(Carbon Footprint, CF)」，目前環境保護法規中，碳足跡的影響評估期多訂為 100 年，故常以「GWP₁₀₀」作為表示。因此溫室氣體本身的暖化能力之外，其各自的生命期，在造成暖化衝擊的貢獻度亦扮演重要角色(IPCC, 2001)。舉例來說，CH₄ 具有顯著的溫室效應潛勢，然而其在大氣中的生命期僅 12 年，所以分別以 20 年、100 年、500 年作為評估期，CH₄ 的特徵化因子(換算為 CO₂ 當量的倍率)分別為 62、21、7，而 N₂O 之生命期為 114 年，其 20 年、100 年、500 年作為評估期之特徵化因子分別為 275、296、156 (IPCC, 2007)。



1. 衝擊熱點:

依評估結果，稻米生產過程中，碳足跡最顯著者，在於田間排放、肥料製造及收穫後加工，分別占總量的 70-85 %、10-18 %及 10-15 %，與義大利及日本之前人研究結果相符 (Blengini and Busto, 2009 ; Hokazono and Hayashi, 2012)，其中田間排放的占比超過 70 %，主要來自田間的 CH₄ 與 N₂O 排放，在臺灣，農業部門所排放的 CH₄ 與 N₂O 分別各占全國總排的 16 %與 87 %(姚與陳，2007)，且臺灣的水稻田占全國總耕地面積的 35 %以上(農糧署，2018)，亦即採若是改變栽培方式，降低其田間排放量，帶來的整體碳足跡減量效益將相當顯著(楊，2008)，而調整施肥、灌溉、栽培期、栽培地點，都會造成田間溫室氣體排放的增減(Bouwman, 1996 ; Huang *et al.*, 1998)，不同栽培方式、栽培地點、栽培期的田間排放，將於下文進一步闡述。而肥料製造端與收穫後加工機具的使用，是由於目前能源的耗用，不管是機具的燃煤燃油，或是作為發電主力的火力發電，都顯示碳足跡與能源耗用的高度相關，是故能源耗用高的製程或生產階段，其碳足跡常常較高。

2. 栽培時期之比較:

由兩期作之間的比較，以及改變插秧期的不同栽培時期之間的比較，顯示隨著栽培期的推遲，碳足跡呈現增加的趨勢，主要原因在於田間 CH₄ 與 N₂O 排放，事實上，水稻栽培期的田間 CH₄ 排放主要來自前



期的營養生長期(楊等, 2003), CH_4 的排放量又與日射量、田間溫度、前期作植株殘體量呈正相關(Schütz *et al.*, 1990; Sass *et al.*, 1991), 由各栽培期氣溫分析可知, 一期作之營養生長期田間溫度相對涼爽, 日射量不高, 而隨著栽培期的推遲, 田間溫度逐漸上升, 至慣行二期作栽培期為最高的營養生長期田間溫度, 因此造成 CH_4 的排放量增加, 再者, 一期作之生長期長, 稻株生物量高, 在收穫後又立即進行灌水與二期作栽培, 植株殘體量多再加上來不及被微生物進行有氧分解, 因此二期作栽培前之田間植株殘體量高, 亦導致 CH_4 大量排放。而田間 N_2O 排放則主要集中在施肥作業後(錢等, 2010), 而排放量與該期間的溫度及雨量呈正相關(Cai *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1998), 據氣象資料, 二期作之營養生長期的溫度與雨量都顯著高於一期作, 而全生育期的施肥量有 70-85 % 在營養生長期, 因此導致二期作的高 N_2O 排放。結合 CH_4 與 N_2O 結果, 二期作之田間碳足跡較高的原因在於營養生長期的氣象因素。且由於二期作之稻穀產量一般來說較一期作低(農糧署, 2018), 導致單位產量的碳足跡更顯著高於一期作。然而, 近年研究指出, 對中國南方省分(包括安徽、湖北、浙江、江西、湖南、福建、廣東、廣西、海南)分別進行兩期稻作的碳足跡與氮足跡評估, 結果顯示, 兩期作之碳足跡相當接近, 約為 1.8-2 ton CO_2 eq / ha (Xue *et al.*, 2016), 顯著低於本研究之 4.5-19.6 ton CO_2 eq / ha, 惟此估算結果僅止於農業資材的



製造端，並未考慮田間排放，故兩期作之氣候差異所導致的田間排放差異亦未評估，因此本研究之結果亦可作為中國南方兩期稻作栽培區進一步精算之依據。

3. 栽培方式之比較:

比較慣行栽培、減量施肥、有機栽培、半有機栽培、自然農法等栽培方式，結果顯示其單位面積碳足跡排放量為有機栽培 > 半有機栽培 > 慣行栽培 > 減量施肥。有機栽培之高田間碳足跡主要來自大量的 CH₄ 排放，主要由於土壤有機質含量高，且肥料使用有機肥，有機肥的有機質含量多超過 70%，而水田 CH₄ 排放量正是與土壤有機質及有機肥施用呈正相關(Yagi and Minami, 1990 ; Neue *et al.*, 1996)，此外，有機水稻田為了在不使用除草劑之下防除雜草，常增加湛水的時間與深度，更加劇了 CH₄ 的生成(Adhya *et al.*, 1994)。實際上，有機栽培的栽培方式多元，使用的有機肥種類繁多(禽畜糞肥、植物性堆肥、液態肥、微生物肥)，所造成的 CH₄ 與 N₂O 的排放都有不同(Nugroho *et al.*, 1994)，意即有機栽培的碳足跡變異性大(Hokazono and Hayashi, 2012)，亦意味著有機栽培有可觀的調整空間，舉例來說，改變有機肥的製程，引入濃縮有機氮技術及將原有開放式改為密閉式堆肥空間，將大幅降低有機肥的製造過程排放及施用後的田間排放，整體碳足跡可與慣行栽培法相近(Hayashi *et al.*, 2016)。此外，有機栽培亦可施加生物性資材，幫助



作物生長, Sharma *et al.* (2017) 進行海草萃取物應用在水稻栽培的試驗, 藉由提升產量及降低肥料用量, 最多可降低 43 % 之碳足跡, 且包括能源耗用、水資源耗用、人體毒性、生態毒性、酸化潛勢等都能有所減降。

半有機栽培方面, 減少對有機肥或化學肥的完全依賴, 攫取其中的優點, 是半有機栽培的目標, 儘管碳足跡如預期之介於有機栽培與慣行栽培之間, 實際上有機肥的緩釋性與化學肥的即時性, 現今已被許多農民利用, 例如有緩釋性需求的基肥使用有機肥, 而需要立即肥效的穗肥則使用化學肥, 如此可有效提高肥料的利用效率, 減少肥料的流失, 間接降低肥料的需求, 作為低碳農法的概念(Das and Adhya, 2014)。而慣性栽培與減量施肥方式, 主要差異在於 N_2O 的排放, 減量施肥的氮肥投入量低, 因此有較低的 N_2O 排放(Zou *et al.*, 2007), 此一現象在二期作高溫狀況下更為顯著。至於自然農法, 不施用任何有機肥與化學肥, 因此單位面積的碳足跡極低, 然而其產量不穩定度高, 因此單位產量的碳足跡變動幅度亦相當明顯。此外, 有機栽培的產量常較慣行栽培低, 亦導致單位面積的高碳足跡, 以單位產量為基準來評估之下更為嚴重。

由上述得知, 栽培方式對水稻生產的碳足跡影響十分巨大, 儘管在同一地點與同一時間, 改變施肥量或改變肥料種類及灌溉方式, 最終之碳足跡就有顯著增減, 以本研究結果, 有機水稻的碳足跡較高, 然而, 許多有機農法生產者, 常應用水旱輪作制度, 除避免連作障礙, 亦降低



病蟲草危害，同時更增加農產品多元性(王等，2003)，本研究室過去亦指出，應用稻麥輪作制度，可有效降低生產單位穀物之碳足跡等環境衝擊(陳，2015)，主要原因在於土壤的水旱交替，降低長時湛水的 CH_4 排放，而生產單位小麥穀粒的碳足跡，亦較生產單位水稻為低。此外，近年研究亦發現，連作方式下的水稻碳足跡最高，若將其中一期水稻，替換為綠豆、大豆、蠶豆、油菜、西瓜或休耕，將使剩餘一期的水稻碳足跡顯著減少，且以豆類作物的輪作效果最佳，主要原因在於氮素利用效率的提升，降低氮肥施用及氮素流失(Arunrat *et al.*, 2016 ; Cai *et al.*, 2018)，且在其他環境衝擊如優養化潛勢及酸化潛勢，都有其效益(Ramsden *et al.*, 2017)。

4. 栽培地點的比較

本研究以北部地區(桃園新屋)、南部地區(臺南後壁)與東部地區(臺東鹿野)作為代表以栽培地點之間的差異。三地區氣候上具有顯著差異，北部之溫度最低，南部之溫度最高，而東部之溫度介於中間，但日照時間短且強度低，造成栽培時期延長(表 25.)。由於地區氣候的差異，使得各地水稻的栽培管理亦不相同，南部地區的溫度最高，日射量強，稻株生長旺盛且快速，有最強的產量潛力，但高溫則造成肥料易於流失，為促進產量，南部施肥量大以提供氮素需求；北部地區則由於溫度低，肥料流失小，且大量降雨提供氮素投入，總施肥需求不高，有最低的施



肥量；東部地區則因日照時間短，栽培期長的緣故，對緩釋性肥料如有機肥的需求較大，更有多數以有機方式栽培。因此，氣候環境與栽培管理上的差異，影響整體的碳足跡。CH₄ 方面，南部地區之排放量較低，主要原因可能在南部地區栽培期間常面臨各田區輪灌之狀況，故田區在停灌期間則會短暫處於少水狀態，而使田間有機碳在有氧狀態下被分解以 CO₂ 而非 CH₄ 的形式逸散(Cabangon *et al.*, 2002 ; Islam *et al.*, 2018)；北部地區則由於水分充足，長時處於湛水狀態，缺氧狀態使 CH₄ 排放增加，再者，北部地區的土壤多呈酸性土壤，土壤 CH₄ 之還原量及釋放量將隨酸性的增高(土壤 pH 值的降低)而增加(Hütsch *et al.*, 1994)。東部地區不管慣行或有機栽培田，其土壤有機質的含量都偏高，且東部地區為了管理雜草，可能增加湛水時間與深度，或在生育初期額外施加米糠(林等，2014)，土壤缺氧再加上米糠的額外有機碳投入，使 CH₄ 排放量顯著。然而，在 N₂O 方面，南部地區由於總施肥量高，再加上輪灌狀況下的土壤通氣良好，導致田間產生大量 N₂O(Cai *et al.*, 1997)，另一方面，南部地區農民為了肥料的速效性，以及肥料成本考量，常使用尿素態氮肥，而尿素態氮較銨態氮更容易被分解為 N₂O 揮散(Schellenberg *et al.*, 2012)，提高了 N₂O 的排放量；北部與東部地區，則由於施肥量較低與肥料形式(銨態氮與有機態氮)分解較慢(Meng *et al.*, 2005)，整體 N₂O 排放量遠低於南部地區。綜合分析整體的碳足跡，南



部地區雖然有較低的 CH_4 排放，但由於其大量的田間 N_2O 排放，且 N_2O 之溫室效應潛勢遠高於 CH_4 ，故其慣行栽培有最高的碳足跡。值得注意的是，雖然南部地區的單位耕地面積碳足跡最高，然而由於此地區之產量高，故若以單位產量作為評估基準，儘管其碳足跡仍高於北部與東部地區，但差距則明顯縮小。綜合以上，不同的栽培地區之氣候環境及土壤特性不同，導致整體環境衝擊程度的差異，此外，不同栽培地區的栽培管理方式亦不盡相同，而栽培管理的影響，甚至高於品種及後續加工製程差異所造成者(Motevali *et al.*, 2019)，也就是說，農民會依不同地區的各種氣候調整其栽培管理方式，而各種氣候及各種栽培環境，又各自或共同影響環境衝擊的大小，因此評估不同產地的水稻環境衝擊時，應考慮變因之間的彼此變動可能。


表 25. 不同栽培地點試驗之 3 個地點 2012 年的氣象資料(日均溫、日均高溫、日均低溫、平均日射量)。

	日均溫 ($^{\circ}\text{C}$)	日均高溫 ($^{\circ}\text{C}$)	日均低溫 ($^{\circ}\text{C}$)	日均日射量 (MJ)
桃園新屋	21.91	25.56	19.24	13.44
臺南後壁	23.44	28.56	19.91	12.1
臺東鹿野	22.21	27.03	19.09	6.89



5. 各國評估結果比較:

水稻是農作物中，不論是單位耕地面積，或是單位穀粒產量為基準，碳足跡名列前茅者，且是全球三大作物(玉米、稻米、小麥)之中碳足跡最高者。已有多國研究評估其水稻生產碳足跡的多寡，茲就以義大利、日本、泰國與巴西之評估結果與本研究結果比較(Blengini and Busto, 2009 ; Hokazono and Hayashi, 2012 ; Kasmaprapruet *et al.*, 2009 ; Nunes *et al.*, 2016)，如表 26。慣行栽培方面，臺灣的單位面積碳足跡大多高於日本，且以二期作更為嚴重，推測原因可能為溫度較高，導致 CH₄ 與 N₂O 之田間排放通量提高(Schütz *et al.*, 1990 ; Tsuruta *et al.*, 1997)，而以單位白米產量碳足跡為基準，臺灣一期作之碳足跡與日本之差距縮小了，但二期作仍顯著較高，應與兩期作之產量差異有關；另一方面，臺灣之碳足跡在單位面積上顯著優於義大利，推測原因為雙方的評估系統邊界不同，義大利研究的系統邊界較大，除本研究所評估的項目，尚囊括了稻種準備、田間機具製造端、灌溉操作、運輸、選別、包裝等階段，這些階段耗用相當可觀的能源，證據為臺灣單位白米之能源耗用僅 3.5-5.5 MJ，但義大利單位白米之能源耗用高達 15.7 MJ，若將此等階段之能源耗用扣除，則單位白米產量之碳足跡，將與本研究結果相近。與泰國比較方面，單位耕地面積的碳足跡大致持平，顯示同為熱帶海洋性氣候，高溫高濕狀況下有相近的田間排碳量，但單位白米產量之碳足跡則是臺灣一期作具優勢，但二期作與泰國相近，主要原因在於單位面積



產量是否有差異所致(臺灣一期作 6 ton/ha ; 臺灣二期作 4.5 ton/ha ; 泰國 3.1 ton/ha)(農糧署, 2018; FAO, 2018), 然而, 泰國近年亦有研究指出, 過去的許多碳足跡研究, 常使用 IPCC 的溫室氣體估算公式(IPCC, 2006), 而此公式之估算方式未考慮土壤、灌溉及栽培管理的細部差異, 推測此公式的計算結果可能有低估碳足跡之虞(Yodkhum *et al.*, 2017)。

與巴西研究之比較, 單位面積排碳以臺灣較占優勢, 然而若配合產量分析, 則巴西方面排碳較佳, 推測原因在於位處熱帶地區濕度高的巴西, 栽培過程中將促進 CH₄ 排放, 但該研究使用高產品種, 使得單位產量的排碳得以降低, 另外, 與泰國研究相同, 該巴西研究同樣使用 IPCC 的溫室氣體估算公式, 亦可能有低估碳排之虞。有機栽培方面, 臺灣之單位耕地面積與單位白米產量之碳足跡皆與日本相近, 且大抵優於義大利、泰國與巴西, 推測原因在於臺灣的有機水稻為避免使用化學藥劑, 於雜草管理常以人工方式拔除, 而人力並未列入生命周期評估之項目, 再者, 由於臺灣的有機稻米與一般稻米的價差明顯, 有機稻農願意為了產量而以更精緻化管理, 產量提高之下, 單位白米產量的碳足跡更具有優勢。



表 26. 臺灣 3 個地區與義大利、日本、泰國與巴西之稻米生產碳足跡比較

碳足跡	桃園新屋		臺南後壁		臺東鹿野		義大利 ^a	日本 ^b	泰國 ^{c,d}	巴西 ^e
	一期	二期	一期	二期	一期	二期				
單位耕 慣行	4.53	8.37	19.6	13.4	8.17	9.50	19.0	6.30	--	8.55
地面積 ^f 有機	6.42	7.24	4.88	11.3	7.25	7.76	--	7.00	7.13	10.65
單位白 慣行	1.27	4.40	2.89	2.63	2.04	2.74	2.76	1.46	2.92	1.14
米產量 ^g 有機	1.83	3.10	0.98	2.17	2.17	2.65	3.12	2.00	5.34	2.13

資料來源: ^a Blengini and Busto, 2009 ; ^b Hokazono and Hayashi, 2012 ; ^c Kasmaprapruet *et al.*, 2009 ;

^d Mungkung *et al.*, 2019 ; ^e Nunes *et al.*, 2016

^f 單位 ton CO₂ eq / ha

^g 單位 kg CO₂ eq / kg 白米



6. 可能的調整策略:


稻米生產過程的碳足跡，來自 CH_4 、 N_2O 及 CO_2 的貢獻，因此，減碳策略應就此 3 氣體之減排著手。

6-1. CH_4 :

CH_4 排放主要來自於田間栽培階段，而田間階段的排放則相關於氣象因子及栽培管理，也就是品種、灌溉、施肥等皆扮演重要角色，品種方面，早在 20 年以前，已有學者提出栽培不同水稻品種的田間 CH_4 排放量具有差異(Shao and Li, 1997)，近年栽培品種同樣具有差異性(Riya *et al.*, 2012)，品種造成 CH_4 排放量差異的原因在於稻株的形態，包括根系活性、根系多寡、莖葉多寡、根部通氣組織大小(曹等，2005；葛，2016)，因此可以推測，根系吸水力、通氣組織、莖葉多寡等皆相關於稻株吸水與蒸散效率，效率越高者， CH_4 排放量越大，也由於吸水蒸散效率相關於根、莖、葉及整體植株生理，因此無法單就地上部株型作為品種篩選的依據(Zhang *et al.*, 2015)，育種上的挑戰較為複雜。灌溉方面，水稻為水田式栽培，為抑制雜草，常執行深水灌溉，但深水灌溉之土壤缺氧狀態導致 CH_4 產生，故若適當應用間歇灌溉，即湛水後讓田水自然消退，待水位降至土面無水再進行灌溉，提高土壤氧氣含量，將有效降低 CH_4 的生成(黃等，2000；Cabangon *et al.*, 2002；Islam *et al.*, 2018；Rahman *et al.*, 2019)，且在最高分蘗期與成熟期進行間歇灌溉，



效果更加顯著(Yagi *et al.*, 1997)，此外，間歇灌溉亦具有降低水資源耗用、能源耗用、優養化潛勢等優點(Gathorne-Hardy *et al.*, 2016)，間歇灌溉的減碳效益，近年已在國際稻米研究中心(IRRI)、泰國、孟加拉的研究中證實(表 27.)，在有機栽培之下甚至可減降 60% 的 GWP(Maneepitak *et al.*, 2019 ; Islam *et al.*, 2020 ; Islam *et al.*, 2020)。然而，過度進行間歇灌溉，將由於降低最終稻穀產量，而 CH₄ 排放未呈現持續減量，導致環境效益反而降低(Fertitta-Roberts *et al.*, 2019)。另一方面，例如稻鴨共生方式，鴨隻在田間游水過程增加田水溶氧，或是活水灌溉(流水灌溉)，都能降低土壤還原電位，減少 CH₄ 排放(Huang *et al.*, 2005 ; Xiang *et al.*, 2006 ; Zhang *et al.*, 2011)，再者，許多有機水稻栽培會在田水種植滿江紅(*Azolla* 屬浮水植物)，作為覆蓋作物及生物性肥料，滿江紅可藉由在田水中釋放氧氣的方式，間接降低田間 CH₄ 排放(Bharati *et al.*, 2000 ; Ali *et al.*, 2015)。施肥方面，一般來說，化學肥的有機質含量較低，較少有機碳的投入，將減少生成 CH₄ 的原料，進而降低其生成排放，然而，有機肥的種類繁多，包括植物性堆肥、動物糞便堆肥、沼渣肥、綠肥、作物殘體等，不同的有機肥將有不同的 CH₄ 的排放影響(劉等, 1999 ; Bacenetti *et al.*, 2016 ; Fusi *et al.*, 2017)，施用完全腐熟的堆肥較新鮮有機質(作物殘體、綠肥)有較低的 CH₄ 排放(Yagi and Minami, 1990 ; Jeong *et al.*, 2018)，且不管在有機栽培或半有機栽培都呈現相同趨勢(Jeong *et*



al., 2019)。推測原因在於堆肥過程將使其總有機碳、碳氮比降低，使得施用時的碳投入減少，降低 CH₄ 生成，另一方面，堆肥化亦將提高有機肥的 pH 值、總氮含量(陳，2007)，除增加施肥效率外，增加的 pH 值更可抑制 CH₄ 及 N₂O 的生成。再者，一般堆肥的碳氮比約在 20-30 (Guo *et al.*, 2012)，而沼渣肥的碳氮比則多在 10 上下(Rejis *et al.*, 2005)，沼渣肥的低碳氮比，將降低 CH₄ 的生成(Li *et al.*, 1997)，但卻可能增加 N₂O 的排放風險(Vallejo *et al.*, 2006)。若是一般慣行栽培法，施用化學肥，則可施用含有硫酸根的氮肥或磷肥，例如硫酸銨，將可抑制 CH₄ 的生成，原因為硫酸根的投入，能減緩土壤在湛水過程的還原電位，進而降低 CH₄ 的生成反應 (Ro *et al.*, 2011)。另外，亦可增施過磷酸鈣作為 CH₄ 生成反應的抑制劑以降低 CH₄ 田間排放(Adhya *et al.*, 1998)，然而若同時施用鉀肥，則將抵銷過磷酸鈣的抑制作用(Banik *et al.*, 1995)，因此，田間 CH₄ 的產生，與反應物、氧化還原電位、微生物活性等因素密切相關，任何栽培管理皆可能帶來影響，且管理之間亦可能存在交感。



表 27. 間歇灌溉在熱帶亞洲國家稻田的減碳效益

田間階段		IRRI ^a		泰國 ^b		孟加拉 ^c	
		傳統灌溉	間歇灌溉	傳統灌溉	間歇灌溉	傳統灌溉	間歇灌溉
單位耕	慣行	2.89	1.59	5.51	4.01	8.86	5.74
地面積	有機	8.90	2.80	--	--	--	--
	^d						
單位白	慣行	0.41	0.24	1.53	0.96	1.56	1.05
米產量	有機	1.61	0.49	--	--	--	--
	^e						

資料來源: ^aIslam *et al.*, 2020a ; ^bMancepitak *et al.*, 2019 ; ^cIslam *et al.*, 2020b

^d單位 ton CO₂ eq / ha

^e單位 kg CO₂ eq / kg 白米



6-2. N₂O:

N₂O 是農業活動上最普遍的溫室氣體，土壤原有氮素及人為施用的氮肥，在農業生產過程中，會轉變為 N₂、N₂O、NO、NO_x、NH₃ 等氣體逸散至大氣(Korsakov *et al.*, 2012)，因此，與 N₂O 排放最相關的正是肥培管理，過去已有相當多研究證實 N₂O 排放與氮肥施用量呈高度正相關 (MacKenzie *et al.*, 1998 ; McSwiney and Robertson, 2005 ; Halvorson *et al.*, 2008)，也就是說，減量施肥可有效降低 N₂O 排放(Cole *et al.*, 1997 ; Freney, 1997)，除了施肥量，施肥時機亦決定 N₂O 的排放量(Hao *et al.*, 2001)，前述試驗結果指出二期作的排放高於一期作，是由於施肥時機的溫度較高，氮肥礦化反應速度快所導致，應盡可能選擇在氣溫涼爽的時機施肥。此外，氮肥與空氣的接觸將促進其氧化作用並造成氮氧化物(包括 N₂O)的釋放(Millar *et al.*, 2010)，除減少氮肥製造與儲存時與空氣的接觸之外(Hasler *et al.*, 2015)，水稻田在施肥後立即灌溉，隔絕氮肥與空氣也是一個方式(賴，1997 ; Cai *et al.*, 1997)，或是使用土壤深層施肥技術，除增加氮素利用效率，更可減低 N₂O 排放(Liu *et al.*, 2006)，再者，許多國家應用不整地或低度整地栽培，降低下層土壤與空氣接觸，亦可減緩土壤氮素被分解為 N₂O 散失(Mummey *et al.*, 1998)，且更有助於土壤有機碳的累積，降低 CO₂ 及 CH₄ 的排放(Alam *et al.*, 2019)。施用的氮肥種類也與 N₂O 排放息息相關，臺灣水稻栽培



常用的氮肥有銨態氮及尿素，前人研究指出，尿素較容易被礦化生成 N_2O ，故使用分解較慢的硫酸銨作為氮肥為佳(Tenuta and Beauchamp, 2003 ; Schellenberg et al., 2012)，若仍要使用尿素，則可在尿素中添加尿素酶抑制劑及硝化抑制劑，將可減緩 N_2O 排放(Mosier *et al.*, 1996)，此外，為提高氮素利用效率與節約施肥次數，農業上常使用緩釋性肥料，對 N_2O 減量同樣有助益(Yan *et al.*, 2000)，主要原因在於緩慢釋放的有效氮素，被作物吸收的比率提高，即降低氮素被礦化分解的可能(Snyder *et al.*, 2007)。

6-3. CO_2 :

田間栽培階段的作物及土壤之 CO_2 排放，為碳循環的一部分，一般來說不計入整體碳足跡的排放計算(Hokazono and Hayashi, 2012)，因此 CO_2 排放調整應就化石燃料消耗的評估。由試驗結果顯示，能源耗用的熱點在於資材製造端、收穫後加工、運輸過程，不同肥料的製造過程的耗能存在差異，舉例來說，依 SimaPro 資料庫，單位氮素的尿素製造過程溫室氣體排放，較硫酸銨高出 23 % (表 8.)，而各種肥料製造端的環境衝擊亦不盡相同(Hasler *et al.*, 2015)，選擇低碳的資材使用是重要的第一步。其次，收穫後加工的階段，最主要的耗能在於稻穀的烘乾，然而，耗能多寡取決於烘乾的時間長短，烘乾時間則由收穫後的稻穀含水率決定，因此若能在田間稻穀完全成熟後，即稻穀含水率在 24-28 %



再進行採收，將可降低此階段的 CO₂ 排放，值得注意的是，碾米過程的副產物—稻殼，近年來常直接置於在烘穀機內燃燒，替代熱能來源，間接降低化石燃料耗用，減少 CO₂ 排放，前人研究指出，將稻殼直接燃燒替代能源之下，每 kg 稻殼可獲得 1 kg 的 CO₂ 減排效益(何, 2001)，就生命周期評估的整體觀點，在溫室效應潛勢、酸化潛勢及優養化潛勢則分別有 97 %、88 %及 80 %的減量效益(Quispe *et al.*, 2019)，再者，應用稻殼的乾燥系統更可能結合預熟米的製程，傳統預熟米的預熟處理之溫室效應潛勢占總量的 23-24%(Roy *et al.*, 2007 ; Nunes *et al.*, 2017)，新型稻穀乾燥系統可降低預熟米加工過程超過 85 %的溫室效應潛勢(Kwofie and Ngadi, 2017)，甚至燃燒後的稻殼灰，可作為水泥的添加物，改善水泥的製造成本、溫室效應潛勢及工業特性(Gursel *et al.*, 2016 ; Henry and Lynam, 2020)。最後，是變動幅度最大的運輸階段，此階段的碳足跡關聯到運輸的距離，一般來說，臺灣的水稻生產，不管是原料與資材的運移，或是收穫後稻穀載至碾米廠，大抵符合在地作業的模式，然而在工廠產出白米產品，運送至販售地點的階段，其里程則大幅增加，臺灣的人口集中在北部，但主要稻米產區則在中南部，產品由南向北運輸的流向顯著，目前多以貨車運輸，實際上，火車運輸的單位貨物碳足跡僅有貨車的 10 % (Reich, 2012)，原因在於單次輸送貨物量大，但火車運輸較偏向於長距離與共同目的地，仍需要系統性的規畫。亦有其他



研究指出，除了減少進口農產品的依賴，城市農業或城郊農業，將可大幅減少食物里程(food mileage)而降低運輸的碳足跡(Lee *et al.*, 2015)。

三、優養化潛勢:

優養化是水體藻類大量孳生的現象，而其殘體分解耗盡溶氧，導致生物無法生存的結局，正如「死區(Dead Zone)」之名(Nixon, 1995)，潛勢主要來自氮化合物或磷化合物溶於水以後的滲漏，在稻米生產之整體生命週期中，排放氮/磷化合物至水體，最終導致藻類優養化的可能性(Lawrence *et al.*, 1998)。而氮與磷正式肥料三要素中的其中之一，故肥料施用的多寡，將相關於田間未被吸收的氮/磷滲漏流失量，且越多的氮、磷肥的使用，在製造端亦帶來顯著的優養化潛勢物質。此外，未吸收的氮/磷的多寡，除施用肥料量之外，與作物吸收效率密切相關，而影響作物吸收氮/磷效率的因素，除品種之外，氣溫、雨量、土壤質地、土壤成份皆扮演重要角色(李與王，2007；Aulakh *et al.*, 2003；Li *et al.*, 2013)，此外，施用肥料的種類(化學肥或有機肥)亦需要考量在內(Cui *et al.*, 2020)，是故，栽培時期、栽培方式及栽培地點的不同，而有氣象因子、土壤、施肥種類的差異，導致優養化潛勢的不同，應是可以預期。



1. 衝擊熱點:

由評估結果顯示，貢獻優養化潛勢最大的 3 階段，分別是田間排放與田間燃油、肥料製造、收穫後加工，分別占總和的 65-75 %、14-15 %、10-18 %，最顯著熱點依然是田間階段，事實上，水田的栽培方式，灌溉水及營養鹽滲漏及逕流的比例遠較其他旱作物高，因此所造成之優養化潛勢存在頗大的差異，舉例來說，水稻與小麥的每公頃耕地的優養化潛勢分別是 33.0 與 3.5 kg PO₄³⁻當量(Charles *et al.*, 2006 ; Hokazono and Hayashi, 2012)。其次，氮肥與磷肥製造過程中的氮磷耗損以及生產所需的能源消耗過程的氮磷排放，也造成一些優養化潛勢，但衝擊尚不及田間階段。

2. 栽培時期與栽培地點比較:

由兩期作及苗栗地區改變栽培時期的試驗評估結果，顯示二期作的優養化潛勢高於一期作，而一期作若延後插秧，至 5 月之後插秧者的優養化潛勢方才有顯著增加，顯示優養化潛勢隨栽培期的變化趨勢，不若溫室效應潛勢是呈連續性變化，而是有一閾值之變化，超過 5 月插秧者則明顯增排；另一方面，南部地區與東部地區的優養化潛勢則較北部的桃園與苗栗地區低，尤以一期作的差異更大。推測原因在於稻株生物量的差異，稻株生物量越小，其中所包含的磷元素則越少，由於磷



不會轉為氣體散失，故稻株未吸收的磷，除保留在土壤中的固定含量外，其餘將滲漏至水體成為優養化潛勢的貢獻者，前人研究亦證實了高產品種的磷吸收效率顯著較高(Aulakh *et al.*, 2003)，然而，本研究之磷滲漏僅以文獻公式估算，未考慮品種、土壤、氣候等環境因子，估算結果誤差較不穩定，甚至有負值之滲漏量(表 14.)，未來可建立臺灣本地之磷滲漏估算公式，供優養化潛勢估算與精準施肥之應用。此外，北部地區與南部地區及東部地區的土壤性質差異頗大，北部地區的土壤屬酸性土，磷在酸性土壤中更易溶於水而呈易移動的形態，意即容易隨水分滲漏而流失，造成優養化潛勢(Weaver and Ritchie, 1994)。另一方面，北部地區的氣象因子較不同於南部及東部地區，北部的氣溫較低、雨量較高，溫度較低使得氮較不易以氣體形式逸散，雨量較高則增加滲漏及逕流的發生，因此提高氮貢獻的優養化潛勢(Zhang *et al.*, 2007)。

3. 栽培方式比較:

比較各地區的慣行栽培、有機栽培、半有機栽培及自然農法，其優養化潛勢大抵上以自然農法最低，慣行農法次之，有機及半有機栽培較高，原因可能來自施肥等級的差異及有機肥的施用。前人研究指出，不施用肥料的農田，其優養化物質的滲漏與逕流降低了 50 %以上(Wang *et al.*, 2019)。而在施肥等級相近之下，施用化學肥或有機肥則是影響優養化的重要因子，若改以有機肥替代慣行之化學肥施用將造成土壤可




溶性磷的增加(Gao *et al.*, 2014), 增加磷的滲漏與逕流, 且水田的趨勢較旱田更為明顯(Wang *et al.*, 2019), 進而加劇優養化(Khan *et al.*, 2018); 但改為有機肥後, 氮的滲漏與逕流則無顯著趨勢, 應與氣象因子相關較大(Zhou *et al.*, 2019), 然而, Zhao *et al.* (2016a)的試驗結果指出, 將水稻栽培時施用的尿素以不同比例替換為有機肥, 則有機肥比例越高者, 其氮滲漏及氮逕流越低, 因此化學肥與有機肥的種類, 可能也扮演重要角色。事實上, 不同有機氮肥施用後的氮素滲漏程度並不一樣, 意即將導致不同程度的田間優養化潛勢, 因此選用正確的有機肥, 也是一種減降的策略(Bacenetti *et al.*, 2016)。然而, 若僅以有機肥替代部分化學肥施用, 即半有機的栽培方式, 其減緩優養化的優勢較不一定, 取決於有機肥與化學肥的施用時機分配(Gao *et al.*, 2020)。另外, 本研究之估算並未考量有機栽培之下的田間雜草之影響, 有機栽培由於不得使用除草劑, 因此田區雜草較多, 田間土壤的覆蓋率高, 除作物外, 雜草亦同時在吸收氮與磷, 因此氮與磷不易滲漏與逕流, 可能降低優養化潛勢(Askegaard *et al.*, 2011), 但雜草卻未必降低含氮氣體的排放, 前人研究指出, 若施用除草劑抑制雜草, 則 N₂O 排放反而可獲得減降(Jiang *et al.*, 2015), 可能原因在於植株本身的生理反應及蒸散作用排放(Cheng *et al.*, 2010)。然而, He *et al.* (2018)指出, 多年穩定的有機水稻系統除了在降低碳足跡的效益較差之外, 其餘包括優養化潛勢、酸化潛勢、人體毒性



潛勢及水體毒性潛勢都有其環境親和效益，與本研究在優養化潛勢的結果不盡相同，推測原因可能是本研究之有機栽培試驗時間稍嫌不足，若可持續 5 年、10 年甚至更長期，整體生態系統穩定之下，將更提升有機水稻系統的環境效益(Hokazono and Hayashi, 2012 ; He *et al.*, 2018)。

4. 可能的調整策略

與溫室效應潛勢類似，優養化潛勢的排放熱點在於田間階段，因此調整栽培管理方式作為「減輕」之策略應最為有效。如前文所述，優養化潛勢的由氮磷所貢獻，而氮的滲漏與氮肥施用量成正比(Jiao *et al.*, 2018)，磷也是呈現相同的狀況(Lansing *et al.*, 2001)，因此，在每期作栽培前，檢驗土壤內的氮磷含量，再依結果施用最適量的氮肥及磷肥，避免過量造成流失及優養化風險。甚至在土壤磷含量充足的狀況下，不施用磷肥，直接種植作物，由作物吸收土壤磷，反而減少原本可能排放的優養化物質，且水稻在吸收磷的能力方面，更優於其他作物(Duersch *et al.*, 2020)，若有需要施用磷肥，亦可應用肥料包覆氧化鈣-生物碳的新技術，使用緩效磷肥，將可顯著降低磷肥流失引發的優養化衝擊(Liu *et al.*, 2019)。此外，藉由種植高生物量的品種，或應用覆蓋作物，增加土壤的覆蓋率，減少雨水的滲漏與地面水逕流，亦可降低優養化潛勢(Aulakh *et al.*, 2003)。再者，旱田的優養化潛勢，由於其磷滲漏量遠低於水田，因此可將慣行的水稻連作方式，改以例如稻麥輪作的水旱輪作



方式(Liu *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2019) , 除減少優養化潛勢外, 更可降低病蟲害風險。而半有機栽培, 可依照氣溫及雨量的狀況, 決定施用有機肥或化學肥, 增加栽培管理的彈性, 以降低優養化潛勢, 更可增加土壤營養、微生物相、土壤生化反應, 並增進作物產量(Zhao *et al.*, 2016b)。

四、酸化潛勢:

環境酸化潛勢的貢獻者, 在農業活動下, 主要來自資材製造工業及機械燃油使用後的硫氧化物, 及田間氮肥施用後, 經分解而產生的氮氧化物(NO_x)及氨氣(NH_3)。由本研究試驗結果, 田間階段的優養化潛勢與酸化潛勢, 在相同作物栽培之下, 應存在消長之關聯性, 意即優養化潛勢高者, 酸化潛勢將較低(Cusell *et al.*, 2013), 原因在於氮素進入田間系統後(包括施肥、降雨、生物固氮), 未被作物吸收的部分, 由於氮的高移動性, 可能被轉為氣態的 NO_x 及 NH_3 , 或溶於水以滲漏或逕流形式離開田間, 前者即為酸化潛勢的貢獻者, 後者則是優養化潛勢。事實上, 已貢獻在優養化潛勢的水溶氮, 仍可能在優養化水體中轉變為 NH_3 揮發至大氣, 成為酸化潛勢的一部分。再者, 本研究在田間階段僅就 NO_x 及 NH_3 評估酸化潛勢, 實際上, 含硫化學肥(例如硫酸銨、過磷酸鈣、裹硫尿素)在田間仍可能被轉變為 H_2S 或硫氧化物之形式排放, 或在期作間燃燒稻田時以硫氧化物揮發, 都將導致酸化風險。因此, 確切的酸化潛勢量值可能被低估。



1. 衝擊熱點:

酸化潛勢主要的衝擊熱點，與溫室效應潛勢及優養化潛勢相同，都來自於田間階段的排放，超過 82 % 的排放來自田間階段，位居次位的是肥料製造階段，僅佔總酸化潛勢的 6 % 以下，也就是說，田間環境(包括氣象與土壤因子)及栽培管理扮演重要角色。相較其他國而言，臺灣水稻的酸化潛勢中田間階段排放占比顯著較高，而優養化潛勢中的田間占比則較低，日本水稻的田間排放在酸化潛勢及優養化潛勢的占比分別是 76 % 及 88 %，義大利則是 40 % 及 75 % (Blengini and Busto, 2009 ; Hokazono and Hayashi, 2012)，前述提及田間階段的酸化潛勢與優養化潛勢之間存在消長關係，而影響二者之間何者消何者長的，推測應與氣象因子之溫度及濕度有關聯，前人研究指出，溫度與相對濕度越高，田間土壤的氮素越容易被分解為 NH_3 與 NO_x 而揮發到大氣(Freney *et al.*, 1981 ; Sommer *et al.*, 1991)，也就是說，位居亞熱帶海洋型氣候的臺灣，由於環境溫度與濕度皆高，其水稻栽培田間的酸化潛勢將較高，另一方面，優養化潛勢則較溫帶地區的日本及義大利為低。

2. 栽培時期及栽培地點比較:


苗栗地區的周年栽培結果顯示，酸化潛勢的變化趨勢並不明顯。而依據桃園新屋兩期作試驗結果，二期作之酸化潛勢較高；地區間的比較



方面則以臺南後壁最高，可能原因在於 NH_3 與 NO_x 的排放隨溫度、日射量、濕度的上升而增加(Freney *et al.*, 1981 ; Sommer *et al.*, 1991 ; Yang *et al.*, 2020)，因此高溫、強日射、高濕度的南部地區便具有較高的酸化潛勢。期作之間，則上述 3 個氣象因子的變化趨勢不同，因此期作之間的相異，則是在於稻株生長階段的氣象因子差異，前人研究指出，大多數的水田 NH_3 排放是經由稻株蒸散作用，也就是說，稻株同時是 NH_3 的吸收者與排放者(Hayashi *et al.*, 2008)，而排放高峰期在於分蘖期，分蘖期的 NH_3 排放高於穀粒充實期 1 倍以上，且受到日照強度的影響更為顯著(Yang *et al.*, 2020)，也就是說，臺灣各地二期作大抵為 7 月至 8 月插秧，分蘖期正值 8 月至 9 月，高溫、強日照及高濕度的狀況下，導致二期作的高酸化潛勢。

3. 栽培方式比較:

從各地的栽培方式比較，可看出慣行栽培的酸化潛勢都高於有機栽培、半有機栽培及自然農法，由於慣行栽培施用的氮肥為硫酸銨或尿素，都容易快速轉為 NH_3 或 NO_x 排放，甚至反應過程所排放的 CO_2 ，同時造成溫室效應潛勢，其反應式如表 28.，因此，若不施用肥料，則可預期地 NH_3 及 NO_x 排放都可顯著降低，前人研究亦指出田間含氮氣體的排放與施用肥料等級呈高度正相關(Lin *et al.*, 2012 ; Yu *et al.*, 2013 ; Chen *et al.*, 2015a)，而使得完全不施加任何肥料的自然農法有最佳的酸



化潛勢，若施用有機肥，有機態氮尚需微生物的參與方能礦化，在緩慢礦化的過程中，稻株可穩定吸收氮素，降低氮素被分解為含氮氣體散失的機會，故有機肥的 NH_3 與 NO_x 的排放較化學肥少(Akiyama *et al.*, 2004)，然而若全使用有機肥，亦將使產量及品質不穩定，因此半有機方式則可兼顧產量及氮素利用效率，有效降低含氮氣體排放，然而如同優養化潛勢的減降策略，有機肥與化學肥的施用時機，其稻株生育時期、田間整地及灌溉管理配合等，都將影響氮素的利用效率及後續的氮素流失比例(Gao *et al.*, 2020)。




表 28. 尿素((NH₂)₂CO)或硫酸銨(NH₄⁺ + SO₄²⁻)施用至土壤後，被分解為氣體排放的反應式及環境衝擊(Terman, 1980 ; Knowles, 1981)。

反應式	排放氣體	環境衝擊
$(\text{NH}_2)_2\text{CO} + 2 \text{H}_2\text{O} + 2 \text{H}^+ \rightarrow 2 \text{NH}_4^+ + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	CO ₂	溫室效應潛勢
$\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$	NH ₃	酸化潛勢
$2 \text{NH}_4^+ + 3 \text{O}_2 \rightarrow 4 \text{H}^+ + 2 \text{H}_2\text{O} + 2 \text{NO}_2^- \rightarrow 2 \text{NO}$	NO	酸化潛勢
$\text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O}$	N ₂ O	溫室效應潛勢



4. 可能的調整策略

臺灣水稻生產所帶來的酸化潛勢，有 8 成以上都來自田間階段的排放，就栽培管理進行調整可能是最有效策略。早在 40 年前，學者就對化學肥、有機肥、作物殘體混拌土壤進行田間 NH_3 排放之比較，有機肥及作物殘體的 NH_3 排放較少(Terman, 1980)，而前述亦提及，施肥量與 NH_3 與 NO_x 的排放量成正相關(Lin *et al.*, 2012 ; Yu *et al.*, 2013 ; Chen *et al.*, 2015a)，也就是說，若能整合肥料種類分配、施肥等級、灌溉管理，將具有顯著減排效益，因此，研究指出，應用「整合型高效管理(Integrated High-Efficiency Practice)」，融合合理化施肥及精準間歇灌溉管理，可在維持產量的前提下，提高氮素利用效率(薛等，2011)，藉由改變氮肥利用效率，進而降低含氮氣體的排放(Cao *et al.*, 2013)，甚至近年已有開發智慧化的手機 app，可直接在田間速判葉色及葉面積，並動態評估氮肥施用，使精準施氮更容易(Bacenetti *et al.*, 2020)。此外，此整合型管理方式更可提高稻米外觀品質及食味品質，達到豐產優質的成果(張等，2018)。間歇灌溉之所以可以抑制 NH_3 的排放，主要由於應用間歇灌溉可以降低土壤 pH 值，因而提高 NH_4^+ 的溶解度，驅使氮素轉為水溶的硝酸鹽或亞硝酸鹽，最終降低 NH_3 的排放(Dong *et al.*, 2012)，另外，有部分國家栽培水稻應用地下滴灌技術，可同樣藉由土壤水分的調節，相對傳統湛水灌溉，降低高達 66 % 的酸化潛勢，且溫室效應潛勢、優養



化潛勢、能源耗用等都有顯著的減降(Coltro *et al.*, 2017), 惟技術需求性較高, 應用在大田水稻生產, 仍需進一步評估。除栽培管理策略外, 大量的 NH_3 是由稻株排放, 若可藉由育種方式, 選拔根部吸收氮素效率高, 且氮素轉為植株體而較低排放的品系(Chen *et al.*, 2015b; Xu *et al.*, 2020), 且不同品種之間, 可能與土壤微生物具交互作用, 影響土壤氮的氧化作用(Azziz *et al.*, 2016), 藉由適合品種的栽種, 則可有效降低無機氮流失, 除降低酸化潛勢外, 對溫室效應潛勢及優養化潛勢的緩排都能有所助益(Gogoi and Baruah, 2012; Chen *et al.*, 2015b)。再者, Dastan *et al.* (2019)對轉殖水稻及一般栽培稻進行栽培試驗及環境衝擊評估, 顯示因投入資材的節約, 轉殖水稻有較低的優養化潛勢及酸化潛勢, 且最值得注意的是, 其生態毒性及人體毒性都能有效降低, 惟轉殖水稻的安全性仍未確定, 故其結果僅止於試驗階段。

五、模式圖

茲將本章結果及討論, 依能源耗用、溫室效應潛勢、優養化潛勢及酸化潛勢等 4 種環境衝擊, 分別歸納 4 個模式圖(圖 7.-圖 10.)。

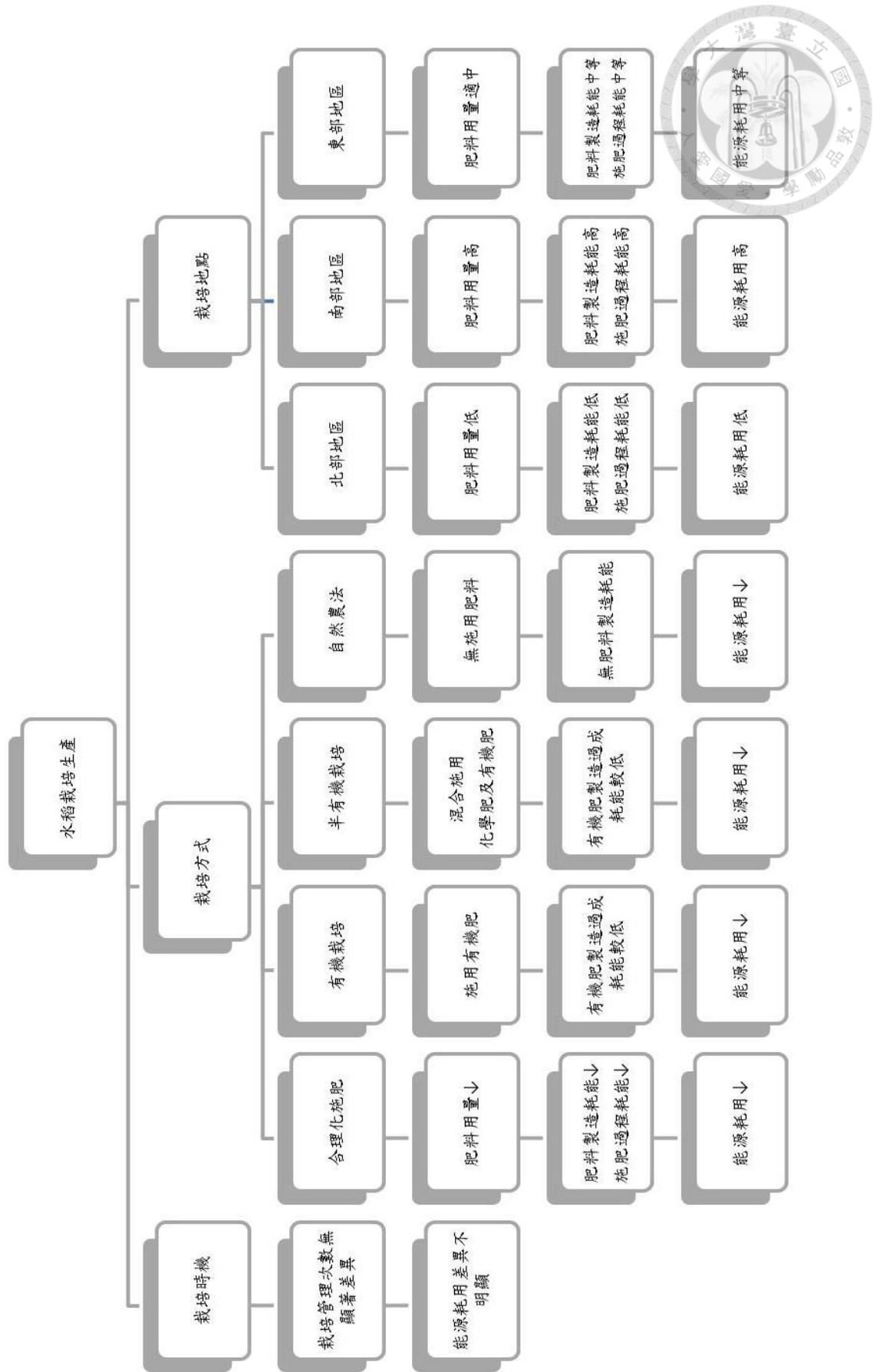


圖 7. 水稻栽培時機、栽培方式及栽培地點之能源耗用影響模式圖

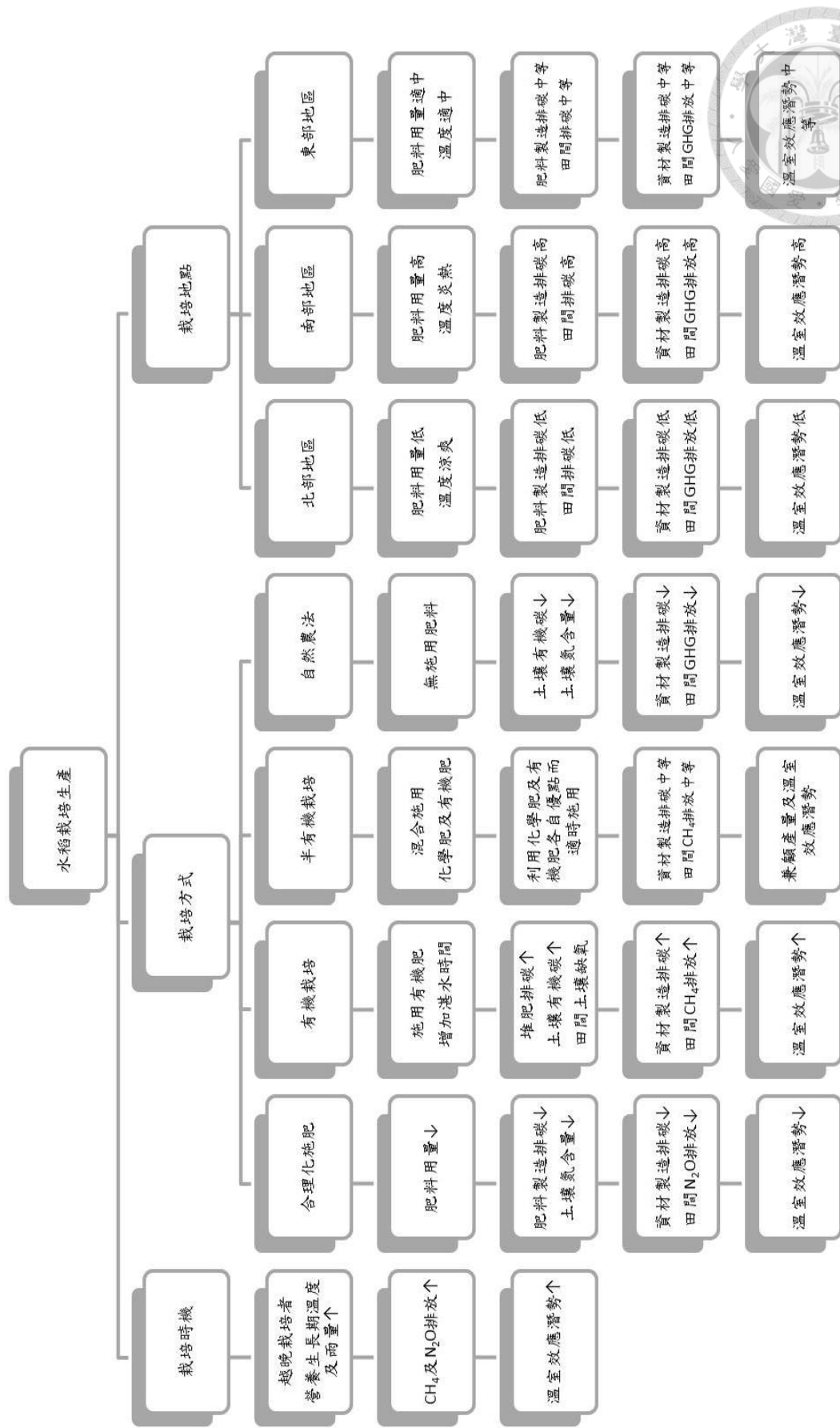


圖 8. 水稻栽培時機、栽培方式及栽培地點之溫室效應潛勢影響模式圖

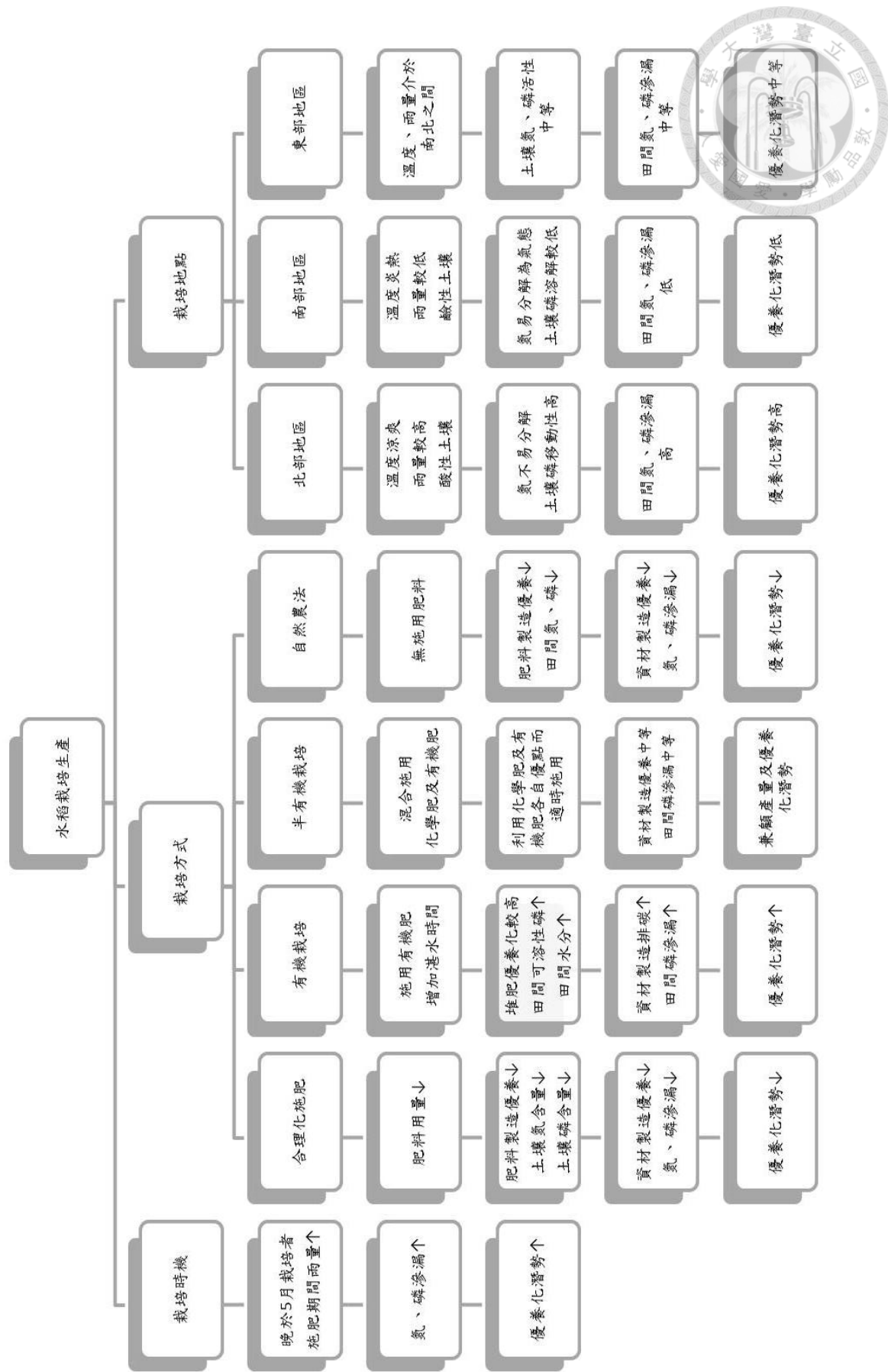


圖 9. 水稻栽培時機、栽培方式及栽培地點之優養化潛勢影響模式圖

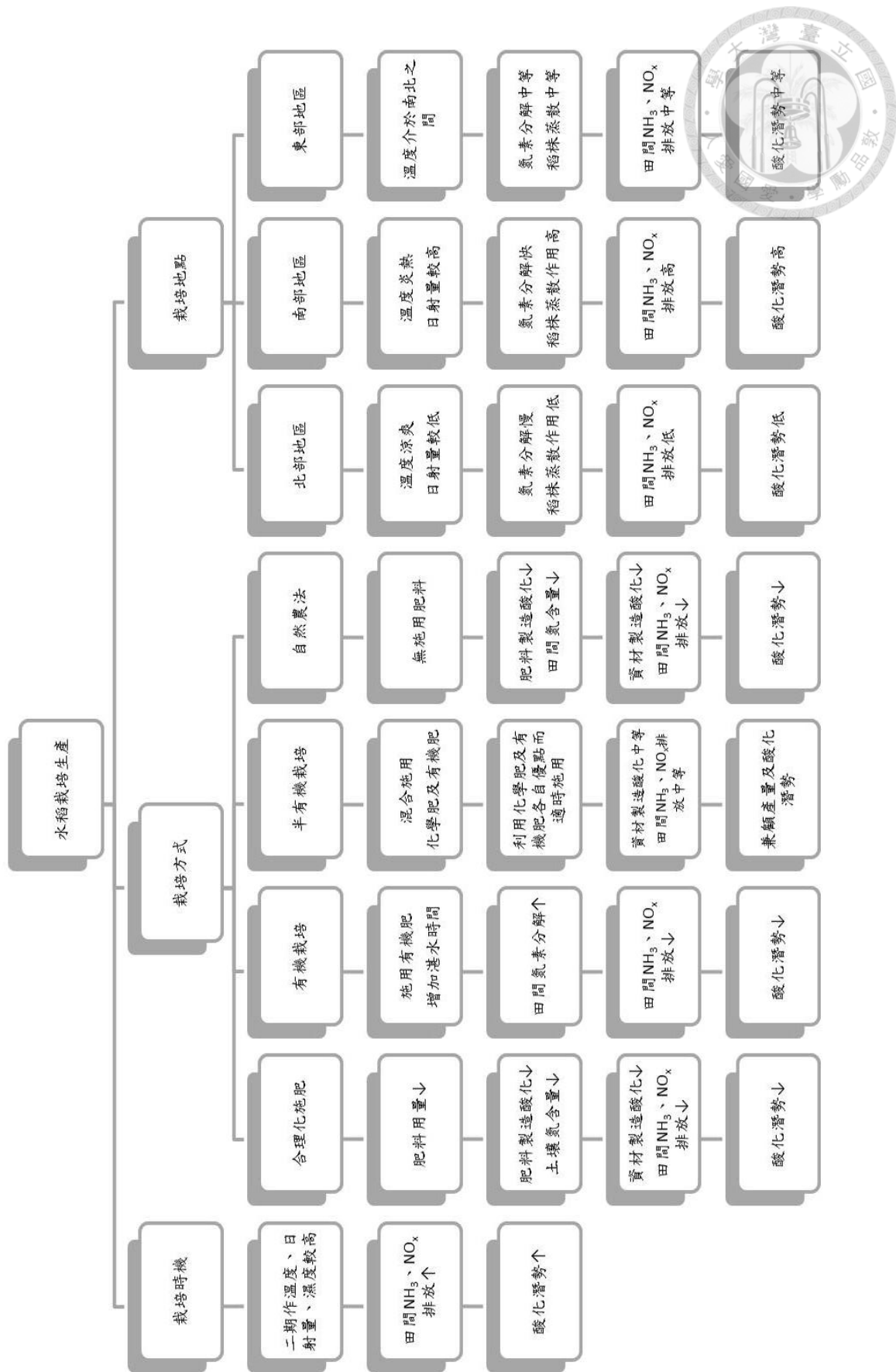


圖 10. 水稻栽培時機、栽培方式及栽培地點之酸化潛勢影響模式圖

第四章、結論




氣候變遷與全球暖化是世界各地共同面對的挑戰，農業生產與氣候環境密不可分，是所有產業中受到氣候變遷的衝擊最為直接且顯著者，因此，因應日漸嚴峻的農業栽培環境，整合氣候變遷下調適策略及減輕氣候變遷加劇的「氣候智慧型農業」，正為現今農業生產者所迫切需要。水稻是全球三大作物之一，供給亞洲地區人口主要糧食，同時也是臺灣最重要的農作物，本研究進行水稻生產的氣候智慧型農業之探討，包括氣候變遷下的因應暖化調適管理，及設法減輕水稻生產過程中的環境衝擊。

面對暖化之下，本研究結果顯示，在超過平均溫度 26-27 °C 的閾值之後，水稻的產量及外觀品質呈現顯著劣化，目前臺灣的一期作水稻已處於此高溫逆境下，在氣候變遷預測模型的評估之下，在 2100 年最有可能增溫 1.7-4.4 °C，屆時連穀粒充實期相對涼爽的二期作，平均溫度都將高於上述閾值，雖可藉由提前一期作或延後二期作插秧緩解其影響，但仍需適合品種、水利系統、種苗供應、收購市場及政策的配合，並且及早因應潛在的寒害、鳥害、颱風、豪雨、病蟲害等風險。另一方面，本研究僅討論暖化之下的水稻栽培調適，然而水稻屬高耗水農作物，改變栽培期首要克服的，是臺灣主要稻作區冬季的少雨及春夏的不穩定降雨，因此，臺灣稻作生產針對氣候變遷的調適，仍應整合各方面的



氣候預測，並研擬全面性的系統化生產策略。

水稻生產除受到環境氣候變遷之影響外，同時亦對環境帶來衝擊，本研究針對能源耗用、溫室效應潛勢、優養化潛勢及酸化潛勢等衝擊項目進行評估，不同的栽培方式、栽培時期及栽培地點，其各項衝擊表現不盡相同，機械密集度越高者，燃油或電力耗用越多，也帶來越高的各項環境衝擊；而肥料施用越多者，除了其製造端累加環境衝擊外，施用後田間階段的排放更顯著增加；一期作或南部地區雖然因溫度較高，有較高的單位面積溫室效應潛勢及酸化潛勢，但由於其產量較高，若以單位產量進行評估，其環境效益未必呈現劣勢；而有機栽培的環境衝擊範圍較廣，主要由於栽培方式與栽培地點之交感，以及有機資材的多元性之因。另一方面，品種的混雜，尤其是雜草型稻的混雜，更間接加劇各項環境衝擊，因此不只是直接的田間排放，品種純度的維持，亦十分重要(Durand-Morat *et al.*, 2018)。總合而言，栽培管理的改變，對各種衝擊可能帶來減輕或加劇，整體的環境衝擊評價(overall score)，尚需將各衝擊項目進行標準化及加總(Sleeswijk *et al.*, 2008)，然而，在不同的國家或地區，所重視的或敏感性高的衝擊項目並不相同，故未來在環境影響評估上，應考慮各衝擊項目的重要性及加權(李等, 2009)，舉例來說，降水量及水資源都較少的大陸性氣候地區，若以水稻取代小麥或馬鈴薯作為主食，其水資源耗用及溫室效應潛勢都大幅提高，相較多雨的海



洋性氣候，其水稻生產更應審慎評估栽培管理(Hess *et al.*, 2016)。以建立最佳的地域特殊性環境親和栽培法，此外，本研究並未探討水資源耗用(Water Use)、人體毒性潛勢(Human Toxicity Potential)及水體毒性潛勢(Aquatic Toxicity Potential)等衝擊，尚待未來進一步評估，以建立更完善的水稻生命週期評估資料庫。

事實上，水稻的產量、品質及環境衝擊與品種、栽培管理及環境因子存在交互作用，任一因子改變或調整，都可能有顯著的影響，因此許多農業學者正積極研擬整合型的栽培管理體系，融合品種、氣候環境、肥料管理、灌溉管理，在維持產量品質之下，應用合理化施肥及精準灌溉技術，提高資材及水資源利用效率，降低過剩資材造成的環境傷害，未來的栽培環境將日益嚴峻，而人類對糧食的需求卻不停地增加，本研究謹就臺灣稻米的「氣候智慧型栽培」進行初步探討，文末將依據上述溫度對水稻產量品質的影響，以及水稻生產過程的環境衝擊評估，綜合探討未來氣候變遷的趨勢之下，應用「調適」及「減輕」策略，兼顧產量、品質及環境衝擊之氣候智慧型水稻栽培法(表 29.)，供作未來研發動態的因應策略之基礎，以確保臺灣稻米的永續生產。

表 29. 臺灣之氣候智慧型水稻栽培法作業曆

栽培管理	時機	作業要點	原理	備註
綠肥輪作	前期 作收 穫後	選擇豆科作物作為綠肥輪作，增加土壤營養	1. 降低氮肥用量，提高氮素利用效率 2. 增加覆蓋，減少降雨淋洗之 EP ^a	北部與東部地區種植綠肥應注意冬季降雨後的田間排水
栽培時期選擇	--	盡量以一期作為主，二期輪作其他作物 ※北部: 2 月中至 2 月底插秧； ※中部: 2 月初至 2 月中插秧； ※南部: 1 月底至 2 月初插秧； ※東部: 2 月初至 2 月中插秧	1. 勿過早種植，降低寒害風險 2. 勿過遲種植: i. 降低營養生長期溫度，降低 CH ₄ 、N ₂ O、NH ₃ 的釋放，降低 GWP ^b 及 EP ii. 降低抽穗後 15 日內均溫，維持在安全溫度 26 °C 以內	二期作若仍要種植水稻，建議插秧日期: ※北部: 8 月初 ※中部: 7 月底至 8 月初 ※南部: 7 月底至 8 月中 ※東部: 7 月初至 8 月初
品種選擇	--	採用氮素利用效率高、CH ₄ 排放低、產量良好、對高溫鈍感之品種	1. 氮素利用效率高，減少肥料用量、降低氮流失，減少 GWP、EP、AP ^c 、EU ^d 2. 產量良好，降低單位產量之下的環境衝擊 3. 高溫鈍感品種，在暖化趨勢下，仍可維持產量及品質	應選擇生育期不長者，降低生育期間之田間環境衝擊；但早熟品種的產能較低亦應衡量
育苗	插秧前 15-25 日	採用合格採種與臨近之育苗中心	1. 減少雜草稻混雜，提高外觀品質 2. 降低秧苗運送過程的環境衝擊	妥善管理種原與育苗介質，將可有效降低品種混雜

續表 29.

栽培管理	時機	作業要點	原理	備註
施基肥	插秧前 10 日	依土壤檢驗結果，施用適量的有機肥或緩效性肥料	<ol style="list-style-type: none"> 1. 肥效緩慢釋出，提高氮素利用，降低流失為溫室氣體、滲漏或酸化氣體，降低 GWP、EP、AP 2. 若使用有機肥，應採用完全腐熟堆肥，避免生禽畜糞(降低氮效率)及碳氮比過高的莖葉肥(增加 GWP) 	前期作或裡作有種植蔬菜或豆科綠肥者，基肥應減量施用
粗整地(第一次整地)	插秧前 7-10 日	均勻犁碎田間土壤，淺耕犁(10-15cm)，勿過早整地	<ol style="list-style-type: none"> 1. 幫助土壤均質，提高稻株吸收營養效率 2. 淺耕犁及較晚整地以避免土壤碳及氮素分解而排放，降低 GWP 3. 將基肥犁至土下，減少空氣接觸，降低肥料分解，降低 GWP 及 AP 	粗整地作業亦有助於雜草管理
湛水及細整地	插秧前 3 日	細整地前再進行湛水。將土壤犁細及整平	<ol style="list-style-type: none"> 1. 田間整平，確保施肥及灌溉均勻度，提高氮素利用效率，增進稻米品質 2. 細整地之前才湛水，降低湛水時間，減少 CH₄ 排放，降低 GWP 	未來可應用雷射整平系統，幫助田區整地平整度
插秧	插秧日	插秧前排去田水，插秧行株距 30 * 21 cm，每叢秧苗約 5-8 支	<ol style="list-style-type: none"> 1. 排去田水，增加土壤通氣，降低 CH₄ 排放 2. 適當行株距及秧苗支數，幫助通風散熱，避免高溫傷害米質 	

續表 29.

栽培管理	時機	作業要點	原理	備註
間歇灌溉	營養 生長 期至 曬田 止	至田面無水才灌溉 至水深 5 cm	<ol style="list-style-type: none"> 1. 幫助根系呼吸，促進根系健康及發育，增加營養效率，提高最終產量及品質 2. 增加土壤氧氣，降低 CH₄ 排放，減少 GWP 3. 減少灌溉補水次數，降低 EU 4. 降低田水滲漏，抑制 EP 5. 降低土壤 pH 值，提高 NH₄⁺ 溶解，降低 NH₃ 排放，減輕 AP 	二期作營養生 長期若長時湛 水易引發稻株 窒息病，間歇 灌溉之重要性 更高
第一次追肥及第二次追肥	插秧 後 15-18 日及 30-35 日	依照土壤檢測結果 及稻株生長狀況合 理施用適量肥料	<ol style="list-style-type: none"> 1. 提供分蘖所需營養，提高日後的穗數，增加產量 2. 適量肥料，降低過多肥料流失之 GWP、EP、AP 3. 施肥後應灌溉，減少 N₂O 排放風險，降低 GWP 	
曬田	每叢 稻株 約 20-25 支時	排乾田水，至田土 龜裂，裂縫寬度約 1 cm	<ol style="list-style-type: none"> 1. 增加土壤通氣，幫助根系呼吸，促進根系健康及發育，提高最終產量及品質 2. 增加土壤氧氣，降低 CH₄ 排放，降低 GWP 3. 減少湛水，降低滲漏，抑制 EP 	若稻株呈現缺 水症狀(例如稻 葉捲曲)，應即 時走水灌溉 1 次

續表 29.

栽培管理	時機	作業要點	原理	備註
間歇灌溉	曬田 結束 至收 穫前 7-10 日	至田面無水才灌溉 至水深 5 cm，灌溉 時機在清晨為佳	<ol style="list-style-type: none"> 1. 提供稻株生殖生長所需水分 2. 清晨灌溉，水溫較低，幫助緩解高溫逆境，提高產量及品質，特別是抽穗後 15 日內，切不可缺水 3. 增加土壤氧氣，降低 CH₄ 排放，減少 GWP 4. 減少灌溉補水次數，降低 EU 5. 降低田水滲漏，抑制 EP 6. 降低土壤 pH 值，提高 NH₄⁺ 溶解，降低 NH₃ 排放，減輕 AP 	南部地區可能須配合灌溉溝渠之供水日期
施穗肥	插秧 後約 60-65 日	在稻株內部幼穗開始發育，長度約 1 cm 時施用。以化學氮肥為主，避免施用磷肥	<ol style="list-style-type: none"> 1. 幫助幼穗分化，增加每穗粒數，提高產量 2. 化學肥較有機肥佳，穗肥講求速效，有機肥較緩效，且該時期溫度高，有機肥易分解為 CH₄ 排放，引起 GWP 之風險 3. 化學氮肥中硫酸銨較尿素佳，較不易被分解為 N₂O，降低 GWP 	建議勿直接以插秧後日數判定施肥時機，應至田間拔取稻株確認幼穗長度再決定施肥
葉面肥 (粒肥)	抽穗 開花 後 1 周內	抽穗後，穀粒充實前期，可選擇葉面噴灑微量之液態速效肥	<ol style="list-style-type: none"> 1. 幫助穀粒充實，增加千粒重，降低白堊質 2. 在抽穗開花後立即施用，且施用微量即可，避免多餘肥料增加環境衝擊 	粒肥施用僅可微量施用，過多將提高穀粒蛋白質含量，傷害食味品質

續表 29.

栽培管理	時機	作業要點	原理	備註
收穫	稻穗僅基部 2-3 粒青粒時	以聯合收穫機進行收割	1. 勿過早收穫，避免青米影響外觀品質 2. 待穀粒水分含量較低才收穫，降低烘乾時間，減少 EU 及 GWP	穀粒水分含量為 24-28 % 為採收適期
乾燥及碾製	收穫後	選擇鄰近碾米廠以稻殼複合烘乾機進行乾燥	1. 選擇鄰近碾米廠，降低運輸過程之 EU 及 GWP 2. 應用稻殼複合烘乾，降低 EU 及 GWP	複合烘乾機之廢棄碳化稻殼，可作為土壤改良劑使用
運輸	碾製後	選擇鄰近販售，或以火車及船運取代貨車及飛機	提高運輸效率以降低 EU 及 GWP	在地生產、在地消費將可降低食物里程之環境衝擊

^aEP: Eutrophication potential 優養化潛勢

^bGWP: Global warming potential 溫室效應潛勢

^cAP: Acidification potential 酸化潛勢

^dEU: Energy use 能源耗用


第五章、參考文獻



1. 王瑋晶、韓德宏、李國良、姚章村 (2003) 水旱田輪作初步研究。黑龍江水專學報 30(2): 23-25。
2. 中央氣象局 (2020) 農業氣象旬報。檢自：
https://www.cwb.gov.tw/V8/C/L/agri_pdf.html
3. 朱練峰、禹盛苗、歐陽由男、許德海、金千瑜 (2009) 播栽期對水稻生長和產量及產量構成因素的影響 中國稻米 30(3): 13-17。
4. 何錦城 (2001) 生質能源之經濟與環保效益研究-以稻殼氣化發電為例。國立交通大學碩士論文。
5. 李聯葆、王利平 (2007) 外界環境對作物吸收養分的影響及果樹施肥特點。內蒙古農業科技 7: 290-292。
6. 李孟穎、陳必晟、洪明龍、馬鴻文 (2009) 環境加權物質流指標於國家永續物質管理之應用。中華民國環境工程學會 2009 環境規劃與管理研討會。斗六，臺灣。
7. 吳以健 (2009) 溫度環境與水稻穀粒產量及品質之相關性。國立臺灣大學碩士論文。
8. 松江勇次 (2007) 栽培條件對食味的影響。In. 崔晶、森田茂紀 主編。水稻食味學。天津教育出版社，中國。



9. 林安秋、陳建山 (1977) 第二期稻作低產原因之研究。III. 不同溫度持續對水稻之分蘗及光合作用能力之影響。中華農學會報 98: 55-60。
10. 林再發、黃富美 (1992) 第二期作水稻品種台中私 10 號之移植期對產量及米質之影響。臺中區農業改良場研究彙報 34: 27-33。
11. 林明仁、盛中德、王明茂、鄭榮瑞、陳寶川 (1999) 台灣稻米栽培之歷史背景及環境與期作性。在張彩泉編，台灣稻作發展史 (頁 563-625)。臺灣，臺北：臺灣省政府農林廳。
12. 林泰佑、吳文欽、宣大平、黃佳興、潘昶儒 (2014) 施用米糠對於有機水稻田初期雜草防治之效果。花蓮區農業改良場研究彙報 32: 1-13。
13. 林經偉、黃山內、陳文雄、劉瑞美、陳世雄 (2005) 水稻連作與綠肥輪作制度下甲烷氣體之釋放及減量研究。臺南區農業改良場研究彙報 46: 1-9。
14. 近藤始彥、石丸努、三王裕見子、梅本貴之 (2005) イネの高温登熟研究の今後の方向。農業技術 60: 462-470。
15. 若松謙一、佐々木修、上菌一郎、田中明男 (2007) 暖地水稻の登熟期間の高温か玄米品質に及ぼす影響。日作紀 76: 71-78。
16. 姚銘輝、陳守泓 (2007) 全球溫暖化趨勢對臺灣地區溫室氣體排放量之影響。作物、環境與生物資訊 5: 52-59。
17. 姚銘輝、陳守泓 (2009) 氣候變遷下水稻生長及產量之衝擊評估。作物、環境與生物資訊 6:141-156。

- 
18. 范澤昀 (2017) 利用品質適裁度模型探討氣候變遷對水稻外觀品質之衝擊與調適策略。國立臺灣大學碩士論文。
19. 柴田勝太郎 (1956) 尿素合成工業の現状と将来。有機合成化学協会誌 14: 75-79。
20. 張學琨 (1999) 台灣稻米栽培之歷史背景及環境與期作性。在張彩泉編，台灣稻作發展史 (頁 259-264)。臺灣，臺北：臺灣省政府農林廳。
21. 張萬來、陳一心 (1999)。稻之品種改良及示範推廣，第一節，私稻。在張彩泉編，台灣稻作發展史 (頁 145-180)。臺灣，臺北：臺灣省政府農林廳。
22. 張宏路、朱安、胡昕、姚磊、方燁琦、夏仕明、劉立軍 (2018) 稻田常用節水灌溉方式對水稻產量和米質影響的研究進展。中國稻米 24: 8-12。
23. 曹云英、許錦彪、朱慶森 (2005) 水稻植株狀況對甲烷傳輸速率的影響及其品種間差異。華北農學報 20: 105-109。
24. 陳顛竹 (2007) 堆肥製作過程二氧化碳及甲烷排放量測。國立臺灣大學博士論文。
25. 陳泓如 (2015) 氣候智慧型稻麥輪作之建立。國立臺灣大學碩士論文。
26. 郭秋伶 (2008) 全球暖化對農業及開發中國家之影響。經建會部門計畫處新聞稿。檢自：
<http://ws.ndc.gov.tw/Download.ashx?u=LzAwMS9hZG1pbmlzdHJhdG9yLzEwL3JlbGZpbGUvNjIwMC8xODQyNS8wMDEwMTQzLnBkZg%3D%3D&n=OTcwNDI0LnBkZg%3D%3D&icon=..pdf>



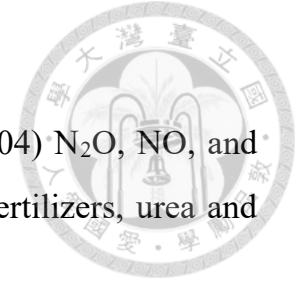
27. 曾東海 (1999) 稻之品種改良及示範推廣，第二節，粳稻。在張彩泉編，
台灣稻作發展史 (頁 181-208)。臺灣，臺北：臺灣省政府農林廳。
28. 黃山內、林經偉、劉瑞美 (2000) 全期湛水與間歇灌水對台灣水稻田甲烷
釋放之影響。土壤與環境 3: 217-226。
29. 齊尚紅、王冰潔、武作書 (2007) 農業生產與溫度的關係。河南科技學院
學報 35:20-23。
30. 葛會敏 (2016) 稻田甲烷排放水稻品種間差異及機理。揚州大學碩士論文
31. 農糧署 (2018) 農糧統計資料庫。檢自：
<http://210.69.71.166/Pxweb2007/Dialog/statfile9L.asp>
32. 經建會 (2008) 新聞稿-全球暖化對農業及開發中國家之影響。
33. 經建會 (2012) 國家氣候變遷調適政策綱領。臺灣，臺北：行政院。
34. 楊盛行、劉清標、賴朝明、黃山內、陳顛竹、魏嘉碧、王銀波、楊秋忠、
譚鎮中、劉瑞美、張讚昌 (2003) 台灣農業生產時甲烷排放量測及減量對
策。全球變遷通訊雜誌 40: 15-35。
35. 楊純明 (2008) 減降農作生產排放溫室氣體對策之淺見。作物、環境與生
物資訊 5: 297-305。
36. 潘滢如 (2008) 台灣地區稻米生產之生命週期評估。國立臺北大學碩士論
文。



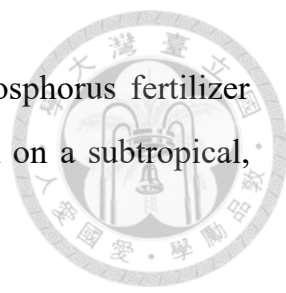
37. 盧守耕 (1965) 稻作學。正中書局。臺北，臺灣。
38. 盧虎生 (2004) 水稻之發育過程與健康管理。農業試驗所特刊 111: 17-32。
39. 盧虎生、劉韻華、中央氣象局第三組農業氣象科 (2006) 臺灣優質水稻栽培之環境挑戰與因應措施。作物、環境與生物資訊 3: 297-306。
40. 盧孟明、陳雲蘭、陳圭宏 (2008) 全球暖化趨勢對臺灣水稻栽培環境之影響。作物、環境與生物資訊 5: 60-72。
41. 劉瑞美、林經偉、黃山內 (1999) 不同有機質肥料對台灣水稻田甲烷釋放之影響。中華農業氣象學報 6: 139-147。
42. 蔡宜峯、陳俊位 (2014) 生物性堆肥之開發與應用。臺中區農業專訊 87: 20-22。
43. 賴朝明 (1997) 台灣地區氧化亞氮及二氧化碳釋放及其影響因子。全球變遷通訊雜誌 14: 31-32。
44. 錢元皓、賴朝明、楊盛行 (2010) 台灣水田、旱田與濕地土壤氧化亞氮之釋放通量及其減量對策。土壤與環境 13: 23-42。
45. 薛亞光、王康君、顏曉元、尹斌、劉立軍、楊建昌 (2011) 不同栽培模式對雜交粳稻常優 3 號產量及養分吸收效率的影響。中國農業科學 44: 4781-4792。
46. 環保署 (2020) 台灣產品碳足跡資訊網。檢自：
<https://cfp.epa.gov.tw/CARBON/EZCFM/FUNCTION/PLATFORMINFO/F LABELPRODUCT/FLPRODUCTINFO.ASPX>

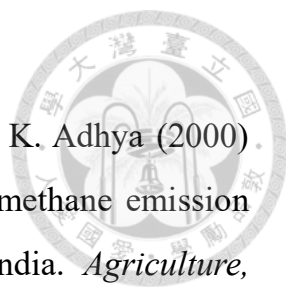


47. 魏夢麗、劉大江、M. L. Wei、D. J. Liu (1984) 期作間水稻光合成物質生產、分配及產量之比較。 *農業試驗所特刊* 16: 143-152。
48. 繆進三 (1947) 台灣「蓬萊稻」改良之歷史及檢討。 *農報* 1: 16-19。
49. 羅正宗、陳榮坤、張素貞 (2008) 苗栗地區水稻生育積溫度數與生育時期之關係。 *苗栗區農業專訊* 42: 5-8。
50. Abdalla, M., X. Song, X. Ju, C. F. E. Topp and P. Smith (2020) Calibration and validation of the DNDC model to estimate nitrous oxide emissions and crop productivity for a summer maize-winter wheat double cropping system in Hebei, China. *Environmental Pollution*. 262: 114199.
51. Abiko, M., K. Akibayashi, T. Sakata, M. Kimura, M. Kihara, K. Itoh, E. Asamizu, S. Sato, H. Takahashi and A. Higashitani (2005) High-temperature induction of male sterility during barley (*Hordeum vulgare* L.) anther development is mediated by transcriptional inhibition. *Sexual Plant Reproduction*. 18: 91-100.
52. Adhya, T. K., A. K. Rath, P. K. Gupta, V. R. Rao, S. N. Das, K. M. Parida, D. C. Parashar and N. Sethunathan (1994) Methane emission from flooded rice fields under irrigated conditions. *Biology and Fertility of Soils*. 18: 245-248.
53. Adhya, T. K., P. Pattnaik, S. N. Satpathy, S. Kumaraswamy and N. Sethunathan (1998) Influence of phosphorus application on methane emission and production in flooded paddy soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 30: 177-181.



54. Akiyama, H., I. P. MrTaggart, B. C. Ball and A. Scott (2004) N₂O, NO, and NH₃ emissions from soil after the application of organic fertilizers, urea and water. *Water, Air, and Soil Pollution*. 156: 113-129.
55. Alam, M. K., R. W. Bell and W. K. Biswas (2019) Decreasing the carbon footprint of an intensive rice-based cropping system using conservation agriculture on the Eastern Gangetic Plains. *Journal of Cleaner Production*. 218: 259-272.
56. Ali, M. A., P. J. Kim and K. Inubushi (2015) Mitigating yield-scaled greenhouse gas emissions through combined application of soil amendments: A comparative study between temperate and subtropical rice paddy soils. *Science of The Total Environment*. 529: 140-148.
57. Arunrat, N., C. Wang and N. Pumijumnong (2016) Alternative cropping systems for greenhouse gases mitigation in rice field: a case study in Phichit province of Thailand. *Journal of Cleaner Production*. 133: 657-671.
58. Askegaard, M., J. E. Olesen, I. A. Rasmussen and K. Kristensen (2011) Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 142: 149-160.
59. Aulakh, M. S., R. Wassmann and H. Rennenberg (2001) Methane emissions from rice field squantification, mechanisms, role of management, and mitigation options. *Advances in Agronomy*. 70:193-260.

- 
60. Aulakh, M. S., N. S. Pasricha and G. S. Bahl (2003) Phosphorus fertilizer response in an irrigated soybean–wheat production system on a subtropical, semiarid soil. *Field Crops Research*. 80: 99-109.
61. Azziz, G., T. Trasante, J. Monza and P. Irisarri (2016) The effect of soil type, rice cultivar and water management on ammonia-oxidizing archaea and bacteria populations. *Applied Soil Ecology*. 100: 8-17.
62. Bacenetti, J., A. Fusi, M. Negri, S. Bocchi and M. Fiala (2016) Organic production systems: Sustainability assessment of rice in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 225: 33-44.
63. Bacenetti, J., L. Paleari, S. Tartarini, F. M. Vesely, M. Foi, E. Movedi, R. A. Ravasi, V. Bellopede, S. Durello, C. Ceravolo, F. Amicizia and R. Confalonieri (2020) May smart technologies reduce the environmental impact of nitrogen fertilization? A case study for paddy rice. *Science of the Total Environment*. *In press*.
64. Banik, A., M. Sen and S. P. Sen (1995) Methane emission from paddy soils fertilized with cowdung and farmyard manure. *Chemosphere*. 30: 1193-1208.
65. Begcy, K., J. Sandhu and H. Walia (2018) Transient heat stress during early seed development primes germination and seedling establishment in rice. *Frontiers in Plant Science*. 9: 1768.
66. Behnke, G. D., S. M. Zuber, C. M. Pittelkow, E. D. Nafziger and M. B. Villamil (2018) Long-term crop rotation and tillage effects on soil greenhouse gas emissions and crop production in Illinois, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 261: 62-70.

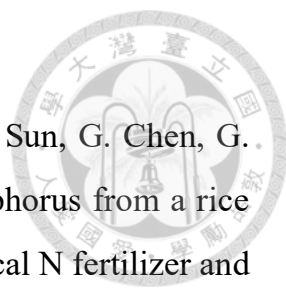
- 
67. Bharati, K. S. R. Mohanty, D. P. Singh, V. R. Rao and T. K. Adhya (2000) Influence of incorporation or dual cropping of Azolla on methane emission from a flooded alluvial soil planted to rice in eastern India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 79: 73-83.
68. Bhattacharya, K. R. (1969) Breakage of rice during milling, and effect of parboiling. *Cereal Chemistry*. 46: 478-485.
69. Blengini, G. A. and M. Busto (2009) The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of Environmental Management*. 90: 1512-1522.
70. Bouwman, A. F. (1996) Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 46:53-70.
71. Cabangon, R. J., T. P. Tuong and N. B. Abdullah (2002) Comparing water input and water productivity of transplanted and directseeded rice production systems. *Agricultural Water Management*. 57: 11-31.
72. Cai, Z., G. Xing, X. Yan, H. Xu, H. Tsuruta, K. Yagi and K. Minami (1997) Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. *Plant and soil*. 196: 7-14.
73. Cai, S., C. M. Pittelkow, X. Zhao and S. Wang (2018) Winter legume-rice rotations can reduce nitrogen pollution and carbon footprint while maintaining net ecosystem economic benefits. *Journal of Cleaner Production*. 195: 289-300.




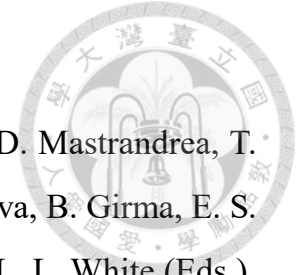
74. Canisius, F., H. Turrall and D. Molden (2007) Fourier analysis of historical NOAA time series data to estimate bimodal agriculture. *International Journal of Remote Sensing*. 28: 5503-5522.
75. Cao, Y. S., Y. H. Tian, B. Yin and Z. L. Zhu (2013) Assessment of ammonia volatilization from paddy fields under crop management practices aimed to increase grain yield and N efficiency. *Field Crops Research*. 147: 23-31.
76. Cardoso, A. C., G. Free, P. Nørges, Ø. Kaste, S. Poikane and A. L. Solheim (2009) Lake management, criteria. In: G. E. Likens (ed.) *Encyclopedia of Inland Waters*. (pp. 310-331). US: Academic Press.
77. Champagne, E. T. (1996) Rice starch composition and characteristics. *Cereal Foods World*. 41: 833-837.
78. Charles, R., O. Jolliet, G. Gaillard and D. Pellet (2006) Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 113: 216-225.
79. Chen, A. Q., B. K. Lei, W. L. Hu, Y. Lu, Y. T. Mao, Z. Y. Duan and Z. S. Shi (2015a) Characteristics of ammonia volatilization on rice grown under different nitrogen application rates and its quantitative predictions in Erhai Lake Watershed, China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 101: 139-152.
80. Chen, G., Y. Chen G. H. Zhao, W. D. Cheng, S. W. Guo, H. L. Zhang and W. M. Shi (2015b) Do high nitrogen use efficiency rice cultivars reduce nitrogen losses from paddy fields? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 209: 26-33.



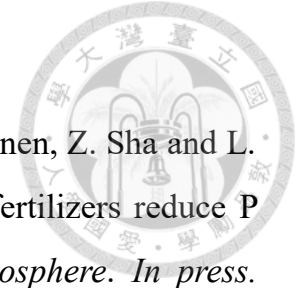
81. Cheng, W., H. Sakai, K. Yagi and T. Hasegawa (2009) Interactions of elevated [CO₂] and night temperature on rice growth and yield. *Agricultural and Forest Meteorology* 149: 51-58.
82. Cheng, W. G., H. Sakai, S. Nishimura, K. Yagi and T. Hasegawa (2010) The lowland paddy weed *Monochoria vaginalis* emits N₂O but not CH₄. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 137: 219-221.
83. Chhogyel, N. and L. Kumar (2018) Climate change and potential impacts on agriculture in Bhutan: a discussion of pertinent issues. *Agriculture and Food Security*. 7: 79.
84. Cole, C. V., J. Duxbury, J. Freney, O. Heinemeyer, K. Minami, A. Mosier, K. Paustian, N. Rosenberg, N. Sampson, D. Sauerbeck and Q. Zhao (1997) Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49: 221-228.
85. Coltro, L., L. F. M. Marton, F. P. Pilecco, A. C. Pilecco and L. F. Mattei (2017) Environmental profile of rice production in Southern Brazil: A comparison between irrigated and subsurface drip irrigated cropping systems. *Journal of Cleaner Production*. 153: 491-505.
86. Counce, P. A., T. C. Keisling and A. J. Mitchell (2000) A uniform, objective, and adaptive system for expressing rice development. *Crop Science*. 40: 436-443.

- 
87. Cui, N., M. Cai, X. Zhang, A. A. Abdelhafez, L. Zhou, H. Sun, G. Chen, G. Zou and S. Zhou (2020) Runoff loss of nitrogen and phosphorus from a rice paddy field in the east of China: Effects of long-term chemical N fertilizer and organic manure applications. *Global Ecology and Conservation*. In press. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01011>.
88. Cusell, C., L. P. M. Lamers, G. Wirdum and A. Kooijman (2013) Impacts of water level fluctuation on mesotrophic rich fens: acidification vs. eutrophication. *Journal of Applied Ecology*. 50: 998-1009.
89. Das, S. and T. K. Adhya (2014) Effect of combine application of organic manure and inorganic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a tropical flooded soil planted to rice. *Geoderma*. 213: 185-192.
90. Dastan, S., B. Ghareyazie and S. H. Pishgar (2019) Environmental impacts of transgenic Bt rice and non-Bt rice cultivars in northern Iran. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 20: 101160.
91. Desjardins, R. L., M. V. K. Sivalumar and C. de Kimpe (2007) The contribution of agriculture to the state of climate: workshop summary and recommendations. *Agricultural and Forest Meteorology*. 142: 314-324.
92. Dong, N. M., K. K. Brandt, J. Sørensen, N. N. Hung, C. V. Hach, P. S. Tan and T. Dalsgaard (2012) Effects of alternating wetting and drying versus continuous flooding on fertilizer nitrogen fate in rice fields in the Mekong Delta, Vietnam. *Soil Biology and Biochemistry*. 47: 166-174.

- 
93. Duersch, B. G., J. H. Bhadha, T. L. Root and J. W. Louda (2020) The role of rice (*Oryza sativa* L.) in sequestering phosphorus compounds and trace elements: Speciation and dynamics. *Science of The Total Environment*. *In press*.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138366>
94. Durand-Morat, A., L. L. Nalley and G. Thomas (2018) The implications of red rice on food security. *Global Food Security*. 18: 62-75.
95. Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, J. C. Minx, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlomer, C. von Stechow and T. Zwickel (Eds.). (2014) *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Cambridge, UK: IPCC.
96. FAO (2010) “Climate-Smart” Agriculture: Policies, Practices and Financing for Food Security, Adaptation and Mitigation. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 41pp. Retrieved from <http://www.fao.org/docrep/013/i1881e/i1881e00.pdf>.
97. FAO (2017) World fertilizer trends and outlook to 2020. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 38pp. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-i6895e.pdf>
98. FAO (2018) FAOSTAT. Retrieved from <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>
99. Fertitta-Roberts, C., P. Y. Oikawa and G. D. Jenerette (2019) Evaluation the GHG mitigation-potential of alternate wetting and drying in rice through life cycle assessment. *Science of the Total Environment*. 653: 1343-1353.



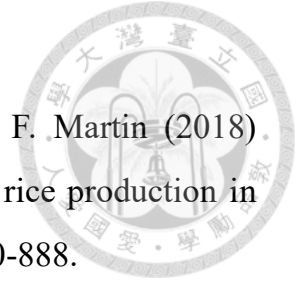
100. Field, C. B., V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea and L. L. White (Eds.). (2014) *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global Sectoral Aspects*. Cambridge, UK: IPCC.
101. Filho, C. P. and R. H. Ellis (1991) The development of seed quality in spring barley in four environments. I. Germination and longevity. *Seed Science Research*. 1: 163-177.
102. Freney, J. R., O. T. Denmead, I. Watanabe and E. T. Craswell (1981) Ammonia and nitrous oxide losses following applications of ammonium sulfate to flooded rice. *Australian Journal of Agricultural Research*. 32: 37-45.
103. Freney, J. R. (1997) Strategies to reduce gaseous emissions of nitrogen from irrigated agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*. 48: 155-160.
104. Fusi, A., S. Gonzalez-Garcia, M. T. Moreira, M. Fiala and J. Bacenetti (2017) Rice fertilized with urban sewage sludge and possible mitigation strategies: an environmental assessment. *Journal of Cleaner Production*. 140: 914-923.
105. Gao, Y., B. Zhu, N. P. He, G. R. Yu, T. Wang, W. Chen and J. Tian (2014) Phosphorus and carbon competitive sorption–desorption and associated non-point loss respond to natural rainfall events. *Journal of Hydrology*. 517: 447-457.



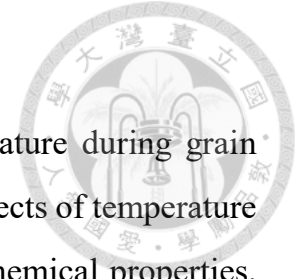
106. Gao, H., W. Dai, K. K. Fang, X. M. Yi, N. Chen, P. Penttinen, Z. Sha and L. K. Cao (2020) Rice-duck co-culture integrated different fertilizers reduce P losses and Pb accumulation in subtropical China. *Chemosphere*. *In press*.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125571>
107. Gathorne-Hardy, A., D. N. Reddy, M. Venkatanarayana and B. Harriss-White (2016) System of Rice Intensification provides environmental and economic gains but at the expense of social sustainability — A multidisciplinary analysis in India. *Agricultural System*. 143: 159-168.
108. Ge, J., G. Huang, J. Huang, J. Zeng and L. Han (2016) Particle-scale modeling of methane emission during pig manure/wheat straw aerobic composting. *Environmental Science and Technology*. 50: 4374-4383.
109. Gogoi, B. and K. K. Baruah (2012) Nitrous oxide emissions from fields with different wheat and rice varieties. *Pedosphere*. 22: 112-121.
110. Guo, H. Y., J. G. Zhu, X. R. Wang, Z. H. Wu and Z. Zhang (2004) Case study on nitrogen and phosphorus emissions from paddy field in Taihu region. *Environmental Geochemistry and Health*. 26: 209-219.
111. Guo, R., G. Li, T. Jiang, F. Schuchardt, T. Chen, Y. Zhao and Y. Shen (2012) Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology*. 112: 171-178.
112. Gursel, A. P., H. Maryman and C. Ostertag (2016) A life-cycle approach to environmental, mechanical, and durability properties of “green” concrete mixes with rice husk ash. *Journal of Cleaner Production*. 112: 823-836.



113. Halvorson, A. D., S. J. Del Grosso and C. A. Reule (2008) Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems. *Journal of Environmental Quality*. 37: 1337–1344.
114. Hanjra, M. A. and M. E. Qureshi (2010) Global water crisis and future food security in an era of climate change. *Food Policy*. 35: 365-377.
115. Hao, X., C. Chang, J. M. Carefoot, H. H. Janzen and B. H. Ellert (2001) Nitrous oxide emissions from an irrigated soil as affected by fertilizer and straw management. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*. 60:1–8.
116. Hart, M.R., B. F. Quin and M. L. Nguyen (2004) Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. *Journal of Environmental Quality*. 33: 1954-1972.
117. Hasler, K., S. Bröring, S. W. F. Omta and H.-W. Olf (2015) Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. *European Journal of Agronomy*. 69: 41-51.
118. Hayashi, K., S. Nishimura and K. Yagi (2008) Ammonia volatilization from a paddy field following applications of urea: rice plants are both an absorber and an emitter for atmospheric ammonia. *Science of the Total Environment*. 390: 485-494.
119. Hayashi, K., Y. Nagumo and A. Domoto (2016) Linking environment-productivity trade-offs and correlated uncertainties: Greenhouse gas emissions and crop productivity in paddy rice production systems. *Science of the Total Environment*. 571: 134-141.



120. He, X. Q., Y. H. Qiao, L. Liang, M. T. Knudsen and F. Martin (2018) Environmental life cycle assessment of long-term organic rice production in subtropical China. *Journal of Cleaner Production*. 176: 880-888.
121. Henry, C. S. and J. G. Lynam (2020) Embodied energy of rice husk ash for sustainable cement production. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. In press.
122. Hess, T., J. Chatterton, A. Daccache and A. Williams (2016) The impact of changing food choices on the blue water scarcity footprint and greenhouse gas emissions of the British diet: the example of potato, pasta and rice. *Journal of Cleaner Production*. 112: 4558-4568.
123. Hokazono S. and K. Hayashi (2012) Variability in environmental impacts during conversion from conventional to organic farming: a comparison among three rice production systems in Japan. *Cleaner Production*. 28: 101-112.
124. Houghton, R. A., J. L. Hackler and K. T. Lawrence (1999) The U.S. carbon budget: contribution from land-use change. *Science*. 285:574-578.
125. Hu, Y., L. Li, J. Tian, C. Zhang, J. Wang, E. Yu, Z. Xing, B. Guo, H. Wei, Z. Huo and H. Zhang (2020) Effects of dynamic low temperature during the grain filling stage on starch morphological structure, physicochemical properties, and eating quality of soft japonica rice *Cereal Chemistry*. 97: 540-550.
126. Huang, S. N., R. M. Liu and C. W. Lin (1998) Emission and mitigation of methane from paddy soil in Southern Taiwan. National Science Council Project Report. Project No. NSC-EPA-Z-067F001. EPA, Taipei.



127. Huang, J. J. and H. S. Lur (2000) Influences of temperature during grain filling stages on grain quality in rice (*Oryza sativa* L.) 1. Effects of temperature on yield components, milling quality, and grain physico-chemical properties. (in Chinese) *Journal of Agricultural Association China*. 1: 370-389.
128. Huang, Y., H. Wang, H. Huang, Z. W. Feng, Z. H. Yang and Y. C. Luo (2005) Characteristics of methane emission from wetland rice–duck complex ecosystem, *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 105: 181-193.
129. Hütsch, B. W., C. P. Webster and D. S. Powlson (1994) Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. *Soil Biology and Biochemistry*. 26: 1613-1622.
130. Ingraham, P. A. and W. A. Salas (2019) Assessing nitrous oxide and nitrate leaching mitigation potential in US corn crop systems using the DNDC model. *Agricultural Systems*. 175: 79-87.
131. IPCC (2001) Intergovernmental panel on climate change 2001: 6.12.2 Direct GWPs. In: IPCC Third Assessment Report Climate Change 2001: The Scientific Basis. Available from: <http://www.ipcc.ch/>.
132. IPCC (2006) Volume 4 agriculture, forestry and other land use. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Japan.

133. IPCC (2007) IPCC Fourth Assessment Report: The Physical Science Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), p. 212. Available from: <http://www.ipcc.ch/>.



134. Islam, S. F., J. W. Groenigen, L. S. Jensen, B. O. Sander and A. Neergaard. (2018) The effective mitigation of greenhouse gas emissions from rice paddies without compromising yield by early-season drainage. *Science of the Total Environment*. 612: 1329-1339.

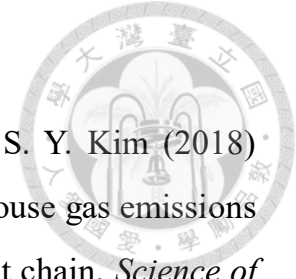
135. Islam, S. F., A. Neergaard, B. O. Sander, L. S. Jensen, R. Wassmann and J. W. Groenigen (2020a) Reducing greenhouse gas emissions and grain arsenic and lead levels without compromising yield in organically produced rice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 295: 106922.

136. Islam, S. M. M. Y. K. Gaihre, M. R. Islam, M. Akter, A. A. Mahmud, U. Singh and B. O. Sander (2020b) Effects of water management on greenhouse gas emissions from farmers' rice fields in Bangladesh. 734: 139382.

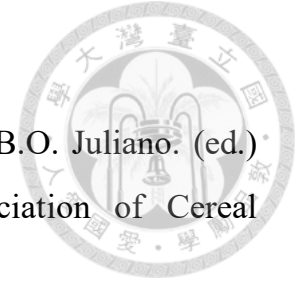
137. ISO (2006) ISO 14040: Environmental management: Life cycle assessment, Principles and guidelines. International Organization for Standardization, Geneva.

138. ISO (2018) ISO 14067: Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification. International Organization for Standardization, Geneva.

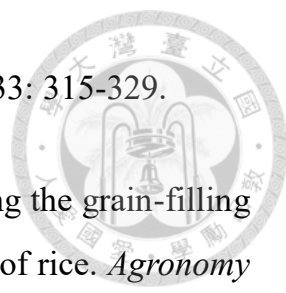
139. Jagadish, S., P. Craufurd and T. Wheeler, T. (2007) High temperature stress and spikelet fertility in rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Experimental Botany*. 58: 1627-1635.

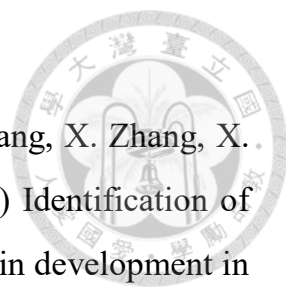


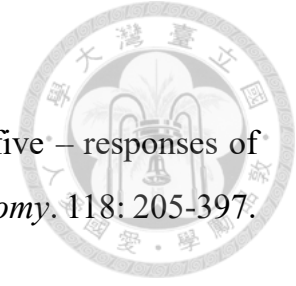
140. Jeong, S. T., G. W. Kim, H. Y. Hwang, P. J. Kim and S. Y. Kim (2018) Beneficial effect of compost utilization on reducing greenhouse gas emissions in a rice cultivation system through the overall management chain. *Science of the Total Environment*. 613-614: 115-122.
141. Jeong, S. T., S. R. Cho, J. G. Lee, P. J. Kim and G. W. Kim (2019) Composting and compost application: trade-off between greenhouse gas emission and soil carbon sequestration in whole rice cropping system. *Journal of Cleaner Production*. 212: 1132-1142.
142. Jiang, H., W. Dian and P. Wu (2003) Effect of high temperature on fine structure of amylopectin in rice endosperm by reducing the activity of the starch branching enzyme. *Phytochemistry*. 63: 53-59.
143. Jiang, J. Y., L. M. Chen, Q. Sun, M. M. Sang and Y. Huang (2015) Application of herbicides is likely to reduce greenhouse gas (N₂O and CH₄) emissions from rice–wheat cropping systems. *Atmospheric Environment*. 107: 62-69.
144. Jiao, J. G., K. Shi, P. Li, Z. Sun, D. L. Chang, X. S. Shen, D. Wu, X. C. Song, M. Q. Liu, H. X. Li, F. Hu and L. Xu (2018) Assessing of an irrigation and fertilization practice for improving rice production in the Taihu Lake region (China). *Agricultural Water Management*. 201: 91-98.
145. Johansen, B. E. (2006) *Global warming in the 21th century Vol.1*. Santa Barbara, US: Praeger.



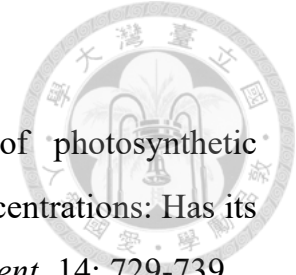
146. Juliano, B. O. (1985) Biochemical property of rice. *In*: B.O. Juliano. (ed.) Rice: Chemistry and technology. US: American Association of Cereal Chemistry.
147. Kaneki, R. (2003) Reduction of effluent nitrogen and phosphorus from paddy fields. *Paddy and Water Environment*. 1: 133-138.
148. Kaneki, R., K. Iwama, A. Minagawa, M. Sudo, H. Odani, A. Kobayashi, A. Tanaka, K. Ikeda and M. Muranaga (2013) Effects of mass balance in paddy fields and rice plant yields by reduced fertilizer use and non-puddling cultivation. *Journal of Japan Society of Hydrology and Water Resources*. 26: 201-211.
149. Kasmaprapruet, S., W. Paengjuntuek, P. Saikhwan and H. Phungrassami (2009) Life cycle assessment of milled rice production: case study in Thailand. *European Journal of Scientific Research*. 30: 195-203.
150. Katayanagi, N., T. Fumoto, M. Hayano, Y. Shirato, Y. Takata, A. Leon and K. Yagi (2017) Estimation of total CH₄ emission from Japanese rice paddies using a new estimation method based on the DNDC-Rice simulation model. *Science of The Total Environment*. 601-602: 346-355.
151. Kato, K., Y. Suzuki, Y. Hosaka, R. Takahashi, I. Kodama, K. Sato, T. Kawamoto, T. Kumamaru and N. Fujita (2019) Effect of high temperature on starch biosynthetic enzymes and starch structure in japonica rice cultivar 'Akitakomachi' (*Oryza sativa* L.) endosperm and palatability of cooked rice. *Journal of Cereal Science*. 87: 209-214.

- 
152. Knowles, R. (1981) Denitrification. *Ecological Bulletins*. 33: 315-329.
153. Kobata, T. and N. Uemuki (2004) High temperatures during the grain-filling period do not reduce the potential grain dry matter increase of rice. *Agronomy Journal*. 96: 406-414.
154. Korsakov, H. R., G. Rubio and R. S. L. Lavado (2012) Fate of the nitrogen from fertilizers in field-grown maize. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 93: 253-263.
155. Kesheng, S. and L. Zhen (1997) Effect of rice cultivars and fertilizer management on methane emission in a rice paddy in Beijing. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49: 139-146.
156. Khan, M. N., M. Mobin, Z. K. Abbas and S. A. Alamri (2018) Fertilizers and their contaminants in soils, surface and groundwater. *Encyclopedia of the Anthropocene*. 5: 225-240.
157. Kong, L. , U. Ashraf, S. Cheng, G. Rao, Z. Mo, H. Tian, S. Pan and X. Tang (2017) Short-term water management at early filling stage improves early-season rice performance under high temperature stress in South China, *European Journal of Agronomy*. 90: 117-126.
158. Kwofie, E. M. and M. Ngadi (2017) A comparative lifecycle assessment of rural parboiling system and an integrated steaming and drying system fired with rice husk. *Journal of Cleaner Production*. 140: 622-630.
159. Lal, R. and J. M. Kimble (1997) Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49: 243-253.

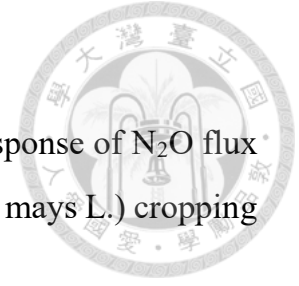
- 
160. Lan, Y., N. Su, Y. Shen, R. Zhang, F. Wu, Z. Cheng, J. Wang, X. Zhang, X. Guo, C. Lei, J. Wang, L. Jiang, L. Mao and J. Wan (2012) Identification of novel MiRNAs and MiRNA expression profiling during grain development in indica rice. *BMC genomics*. 13: 264.
161. Lansing, J. S., J. N. Kremer, V. Gerhart, P. Kremer, A. Arthawiguna, S. K. P. Surata, Suprpto, I. B. Suryawan, I. G. Arsana, V. L. Scarborough, J. Schoenfelder and K. Mikita (2001) Volcanic fertilization of Balinese rice paddies. *Ecological Economics*. 38: 383-390.
162. Lawrence, E., A. R. W. Jackson and J. M. Jackson (1998) Eutrophication. *In*. Longman Dictionary of Environmental Science. (pp.144-145). London: Longman.
163. Lee, H., T. Masuda, H. Yasuda and Y. Hosoi (2014) The pollutant loads from a paddy field watershed due to agricultural activity. *Paddy and Water Environment*. 12: 439-448.
164. Lee, G.-G., H.-W. Lee and J.-H. Lee (2015) Greenhouse gas emission reduction effect in the transportation sector by urban agriculture in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning*. 140: 1-7.
165. Leon, A. and K. Kohyama (2017) Estimating nitrogen and phosphorus losses from lowland paddy rice fields during cropping seasons and its application for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. 15: 963-979.
166. Li, J., M. Wang and D. Chen (1997) Studies on mitigation of methane emission from rice field. *Chinese Journal of Agrometeorology*. 18: 9-14.



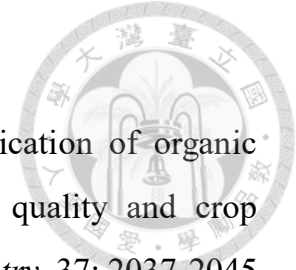
167. Li, S. X., Z. H. Wang and B. A. Stewart (2013) Chapter five – responses of Crop plants to ammonium and nitrate N. *Advances in Agronomy*. 118: 205-397.
168. Lin, C. J., C. Y. Li, S. K. Lin, F. H. Yang, J. J. Huang, Y. H. Liu and H. S. Lur (2010) Influence of high temperature during grain filling on the accumulation of storage proteins and grain quality in rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 58: 10545–10552.
169. Lin, Z. C., Q. G. Dai, S. C. Ye, F. G. Wu, Y. S. Jia, J. D. Chen L. S. Xu, H. C. Zhang, Z. Y. Huo, K. Xu and H. Y. Wei (2012) Effects of nitrogen application levels on ammonia volatilization and nitrogen utilization during rice growing season. *Rice Science*. 19: 125-134.
170. Liu, X., A. Mosier, A. Halvorson and F. Zhang (2006) The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from a clay loam soil. *Plant Soil*. 280: 177–188
171. Liu, J., Q. Zuo, L. M. Zhai, C. Y. Luo, H. B. Liu, H. Y. Wang, S. Liu, G. Y. Zou and T. Z. Ren (2016) Phosphorus losses via surface runoff in rice-wheat cropping systems as impacted by rainfall regimes and fertilizer applications. *Journal of Integrative Agriculture*. 15: 667-677.
172. Liu, X. N., F. Shen and X. H. Qi (2019) Adsorption recovery of phosphate from aqueous solution by CaO-biochar composites prepared from eggshell and rice straw. *Science of The Total Environment*. 666: 694-702.
173. Lobell, D. B. and G. P. Asner (2003) Climate and management contributions to recent trends in U.S. agricultural yields. *Science*. 299: 1032.



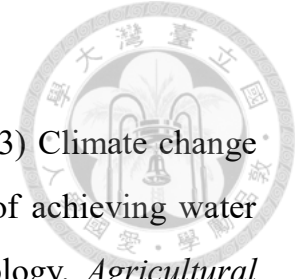
174. Long, S. P. (1991) Modification of the response of photosynthetic productivity to rising temperature by atmospheric CO₂ concentrations: Has its importance been underestimated? *Plant Cell and Environment*. 14: 729-739.
175. Lur, H. S. (2004) Development Physiology and health management in rice. *In*: S. S. Lin (ed.) Proceeding of 2004 symposium on rice health management. (pp.17-32). Taipei, Taiwan: Integrated Agricultural Development Foundation.
176. Lur, H. S. (2009) Effects of high temperature on yield and grain quality of rice in Taiwan. In MARCO Symposium 2009–Challenges for Agro-Environmental Research in Monsoon Asia. National Institute for Agro-Environmental Science, Japan. Retrieved from <http://www.niaes.affrc.go.jp/marco/marco2009/english/W2-06Huu-ShengLurP.pdf>
177. Lur, H. S., C. L. Hsu, C. W. Wu, C. Y. Lee, C. L. Lao, Y. C. Wu, S. J. Chang, C. Y. Wang and M. Kondo (2009) Changes in temperature, cultivation timing and grain quality of rice in Taiwan in recent years. *Crop, Environment and Bioinformatics*. 6: 175-182.
178. MacKenzie, A. F., M. X. Fan and F. Cadrin (1998) Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, cornsoybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality*. 27:698–703.
179. Maeda, K., D. Hanajima, R. Morioka, S. Toyoda, N. Yoshida and T. Osada (2013) Mitigation of greenhouse gas emission from the cattle manure composting process by use of a bulking agent. *Soil Science and Plant Nutrition*. 59: 96-106.



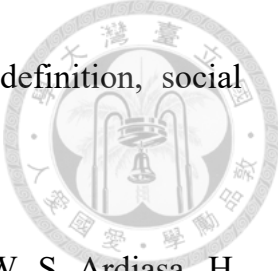
180. McSwiney, C. P. and G. P. Robertson (2005) Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Global Change Biology*. 11: 1712–1719.
181. Makino, A., H. Nakano and T. Mae. (1994) Effects of growth temperature on the responses of ribulose-1,5-biphosphate carboxylase, electron transport components, and sucrose synthesis enzymes to leaf nitrogen in rice, and their relationships to photosynthesis. *Plant Physiology*. 105: 1231-1238.
182. Maneepitak, S., H. Ullah, A. Datta, R. P. Shrestha, S. Shrestha and B. Kachenchart (2019) Effects of water and rice straw management practices on water savings and greenhouse gas emissions from a double-rice paddy field in the Central Plain of Thailand. *European Journal of Agronomy*. 107: 18-29.
183. Matsui, T., K. Omasa and T. Horie. (2001) The difference in sterility due to high temperatures during the flowering period among Japonica-rice varieties. *Plant Production Science*. 4: 90-93.
184. Matsui, T., K. Kobayasi, H. Kagata and T. Horie (2005) Correlation between viability of pollination and length of basal dehiscence of the theca in rice under a hot-and-humid condition. *Plant Production Science*. 8: 109-114.
185. Matsumoto, K. and H. Tanaka (1996) Formation and dissociation of atmospheric particulate nitrate and chloride: An approach based on phase equilibrium. *Atmospheric Environment*. 30: 639-648.

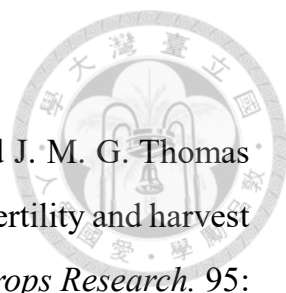



186. Meng, L., W. Ding and Z. Cai (2005) Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 37: 2037-2045.
187. Millar, N., G. P. Robertson, P. R. Grace, R. J. Gehl and J. P. Hoben (2010) Nitrogen fertilizer management for nitrous oxide (N₂O) mitigation in intensive corn (Maize) production: an emissions reduction protocol for US Midwest agriculture. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 15: 185-204.
188. Mosier, A. R., J. M. Duxbury, J. R. Freney, O. Heinemeyer and K. Minami (1996) Nitrous oxide emission from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. *Plant and Soil*. 181: 95-108.
189. Motevali, A., S. J. Hashemi, R. Tabatabaeekolour (2019) Environmental footprint study of white rice production chain-case study: northern of Iran. *Journal of Environmental Management*. 241: 305-318.
190. Mummey, D. L., J. L. Smith and G. Bluhm (1998) Assessment of alternative soil management practices on N₂O emissions from US Agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 70: 79-87.
191. Mungkung, R., P. Pengthamkeerati, R. Chaichana, S. Watcharothai, K. Kitpakornsanti and S. Tapananont (2019) Life cycle assessment of Thai organic Hom Mali rice to evaluate the climate change, water use and biodiversity impacts. *Journal of Cleaner Production*. 211: 687-694.

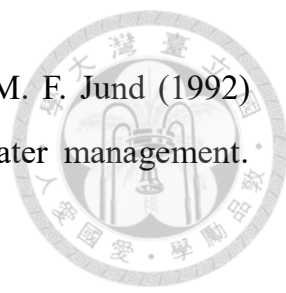


192. Mushtaq, S., T. N. Maraseni and K. Reardon-Smith (2013) Climate change and water security: Estimating the greenhouse gas costs of achieving water security through investments in modern irrigation technology. *Agricultural Systems*. 117: 78-89.
193. Nagarajan, S., S. V. K. Jagadish, A. S. Hari Prasad, A. K. Thomar, Anjali Anand, Madan Pal and P. K. Agarwal (2010) Local climate affects growth, yield and grain quality of aromatic and non-aromatic rice in northwestern India. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 138: 274-281 Volume 138, Issues 3–4,
194. Nakamoto, H., S. H. Zheng, K. Tanaka, A. Yamazaki, T. Furuya, M. Iwaya-Inoue and M. Fukuyama (2004) Effect of carbon dioxide enrichment during different growth periods on flowering, pod set and seed yield in soybean. *Plant Production Science*. 7: 11-15
195. Neue, H. U., R. Wassmann, R. S. Lantin, M. C. Alberto, J. B. Aduna and A. M. Javellana (1996) Factors affecting methane emission from rice fields. *Atmospheric Environment*. 30: 1751-1754.
196. Nijs, I. and I. Impens (1996) Effects of elevated CO₂ concentration and climate-warming on photosynthesis during winter in lolium perenne. *Journal of Experimental Botany*. 47: 915-924
197. Nishimura, S., T. Sawamoto, H. Akiyama, S. Sudo, W. Cheng and K. Yagi (2005) Continuous, automated nitrous oxide measurements from paddy soils converted to upland crops. *Soil Science Society of America Journal*. 69: 1977-1986.

- 
198. Nixon, S. W. (1995) Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*. 41: 199-219.
199. Nugroho, S. G., J. Lumbanraja, H. Suprpto, Sunyoto, W. S. Ardjasa, H. Haraguchi and M. Kimura (1994) Methane emission from an Indonesian paddy field subjected to several fertilizer treatments. *Soil Science and Plant Nutrition*. 40: 275-281.
200. Nunes, F. A., M. Seferin, V. G. Maciel, S. H. Flores and M. A. Z. Ayub (2016) Life cycle greenhouse gas emissions from rice production systems in Brazil: A comparison between minimal tillage and organic farming. *Journal of Cleaner Production*. 139: 799-809.
201. Nunes, F. A., M. Seferin, V. G. Maciel and M. A. Z. Ayub (2017) Life Cycle Assessment comparison between brown parboiled rice produced under organic and minimal tillage cultivation systems. *Journal of Cleaner Production*. 161: 95-104.
202. Oh-e, I., K. Saitoh and T. Kuroda (2007) Effects of high temperature on growth, yield and dry-matter production of rice grown in the paddy field. *Plant Production Science*. 10: 412-422.
203. Peng, S., J. Huang, J. E. Sheehy, R. C. Laza, R. M. Visperas, X. Zhong, G. S. Centeno, G. S. Khush and K. G. Cassman (2004) Rice yields decline with higher night temperature from global warming. *PNAS*. 101: 9971-9975
204. Peng, S., S. Yang, J. Xu, Y. Luo and H. Hou (2011) Nitrogen and phosphorus leaching losses from paddy fields with different water and nitrogen managements. *Paddy and Water Environment*. 9: 333-342.

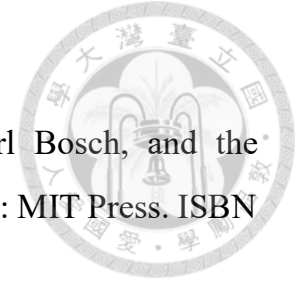
- 
205. Prasad, P. V. V., K. J. Boote, L. H. Allen, J. E. Sheehy and J. M. G. Thomas (2006) Species, ecotype and cultivar differences in spikelet fertility and harvest index of rice in response to high temperature stress. *Field Crops Research*. 95: 398-411
206. Prasanth, V. V., M. S. Babu, R. K. Basava, V. G. N. T. Venkata, S. K. Mangrauthia, S. R. Voleti and S. Neelamraju (2017) Trait and marker associations in *Oryza nivara* and *O. rufipogon* derived rice lines under two different heat stress conditions. *Frontiers in Plant Science*. 8: 1819.
207. Quispe, I., R. Navia and R. Kahhat (2019) Life Cycle Assessment of rice husk as an energy source. A Peruvian case study. *Journal of Cleaner Production*. 209: 1235-1244.
208. Rahman, S. M. A. and R. H. Ellis (2019) Seed quality in rice is most sensitive to drought and high temperature in early seed development. *Seed Science Research*. 29: 238-249.
209. Rahman, M. H. A., S. S. Chen, P. R. A. Razak, N. A. A. Bakar, M. S. Shahrin, N. Z. Zawawi, A. A. M. Mujab, F. Abdullah, F. Jumat, R. Kamaruzaman, S. A. Saidon and S. A. A. Talib (2019) Life cycle assessment in conventional rice farming system: Estimation of greenhouse gas emissions using cradle-to-gate approach. *Journal of Cleaner Production*. 212: 1526-1535.
210. Ramsden, S. J., P. Wilson and B. Phrommarat (2017) Integrating economic and environmental impact analysis: The case of rice-based farming in northern Thailand. *Agricultural Systems*. 157: 1-10.

- 
211. Reich, A. A. (2012) Transportation efficiency. *Strategic Planning for Energy and the Environment*. 32(2): 32-43.
212. Rejis, J. W., M. P. W. Sonneveld, P. Sorensen, R. L. M. Schils, J. C. J. Groot and E. A. Lantinga (2005) Utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland as affected by diet composition.
213. Riya, S., S. Zhou, Y. Watanabe, M. Sagehashi, A. Terada and M. Hosomi (2012) CH₄ and N₂O emissions from different varieties of forage rice (*Oryza sativa* L.) treating liquid cattle waste. *Science of the Total Environment*. 419: 178-186.
214. Ro, S., P. Seanjan, T. Tulaphitak and K. Inubushi (2011) Sulfate content influencing methane production and emission from incubated soil and rice-planted soil in Northeast Thailand. *Soil Science and Plant Nutrition*. 57: 833-842.
215. Roy, P., N. Shimizu, H. Okadome, T. Shiina and T. Kimura (2007) Life cycle of rice: Challenges and choices for Bangladesh. *Journal of Food Engineering*. 79: 1250-1255.
216. Sarsu, F., A. M. A. Ghanim, P. Das, R. N. Bahuguna, P. M. Kusolwa, M. Ashraf, S. L. Singla-Pareek, A. Pareek, B. P. Forster and I. Ingelbrecht (2018) Pre-Field Screening Protocols for Heat-Tolerant Mutants in Rice. pp. 1-7.
217. Sass, R. L., F. M. Fisher, F. T. Turner and M. F. Jund (1991) Methane emission from rice fields as influenced by solar radiation, temperature, and straw incorporation. *Global Biogeochemical Cycles*. 5: 335-350.

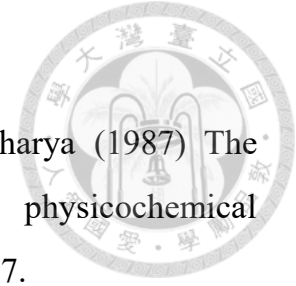
- 
218. Sass, R. L., F. M. Fisher, Y. B. Wang, F. T. Turner and M. F. Jund (1992) Methane emission from rice fields: the effect of floodwater management. *Global Biogeochemical Cycles*. 6: 249-262.
219. Scheer, C., R. Wassmann, K. Kienzler, N. Ibragimov, R. Eschanov (2008) Nitrous oxide emissions from fertilized, irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.) in the Aral Sea Basin, Uzbekistan: Influence of nitrogen applications and irrigation practices. *Soil Biology and Biochemistry*. 40: 290-301.
220. Schellenberg, D. L., M. M. Alsina, S. Muhammad, C. M. Stockert, M. W. Wolff, B. L. Sanden, P. H. Brown and D. R. Smart (2012) Yield-scaled global warming potential from N₂O emissions and CH₄ oxidation for almond (*Prunus dulcis*) irrigated with nitrogen fertilizers on arid land. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 155: 7-15.
221. Schütz, H., W. Seiler and R. Conrad (1990) Influence of soil temperature on methane emission from rice paddy fields. *Biogeochemistry*. 11: 77-95.
222. Sepulveda-Jauregui, A., J. Hoyos-Santillan, K. Martinez-Cruz, K. M. W. Anthony, P. Casper, Y. Belmonte-Izquierdo and F. Thalasso (2018) Eutrophication exacerbates the impact of climate warming on lake methane emission. *Science of The Total Environment*. 636: 411-419.
223. Shah, S. H. H., Y. Li, J. Wang and A. L. Collins (2020) Optimizing farmyard manure and cattle slurry applications for intensively managed grasslands based on UK-DNDC model simulations. *Science of The Total Environment*. 714: 136672.



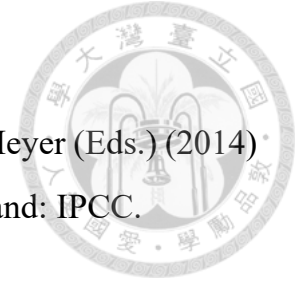
224. Shao, K. and Z. Li (1997) Effect of rice cultivars and fertilizer management on methane emission in a rice paddy in Beijing. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49: 139-146.
225. Sharma, L., M. Barnerjee, G. C. Malik, V. A. K. Gopalakrishnan, S. T. Zodape and A. Ghosh (2017) Sustainable agro-technology for enhancement of rice production in the red and lateritic soils using seaweed based biostimulants. *Journal of Cleaner Production*. 149: 968-975.
226. Sheehy, J. E., P. L. Mitchell and A. B. Ferrer (2006) Decline in rice grain yields with temperature: models and correlations can give different estimates. *Field Crops Research*. 98: 151-156.
227. Siddik, M. A., J. Zhang, J. Chen, H. Qian, Y. Jiang, A. kareem Raheem, A. Deng, Z. Song, C. Zheng and W. Zhang (2019) Response of *indica* rice yield and quality to extreme high and low temperatures during the reproductive period. *European Journal of Agronomy*. 106: 30-38.
228. Sinniah, U. R., R. H. Ellis and P. John (1998) Irrigation and seed quality development in rapid-cycling brassica: seed germination and longevity. *Annals of Botany*. 82: 309-314.
229. Sleeswijk, A. W., L. F. C. M. van Oers, J. B. Guinee, J. Struijs, M. A. J. Huijbregts (2008) Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of The Total Environment*. 390: 227-240.



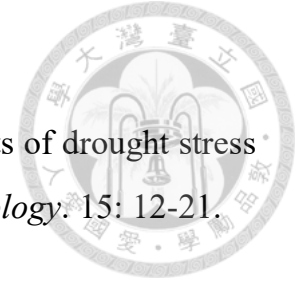
230. Smil, V. (2004) *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the Transformation of World Food Production*. Cambridge, MA: MIT Press. ISBN 978-0-262-69313-4.
231. Smith, C. J., M. F. Wright and W. H. Patrick Jr. (1983) The effect of soil redox potential and pH on the reduction and production of nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality*. 12: 186-188.
232. Smith, K. A. P. E. Thompson, H. Clayton, I. P. McTaggart and F. Conen (1998) Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric Environment*. 32: 3301-3309.
233. Smith, V. H., S. B. Joye and R. W. Howarth (2006) Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*. 51: 351-355.
234. Sommer, S. G., J. E. Olesen and B. T. Christensen (1991) Effects of temperature, wind speed and air humidity on ammonia volatilization from surface applied cattle slurry. *The Journal of Agricultural Science*. 117: 91-100.
235. Snyder, C. S., T. W. Bruulsema and T. L. Jensen (2007) Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management—a literature review. International Plant Nutrition Institute, Norcross



236. Sowbhagya, C. M., B. S. Ramesh and K. R. Bhattacharya (1987) The relationship between cooked-rice texture and the physicochemical characteristics of rice. *Journal of Cereal Science*. 5: 287-297.
237. Sutton, M. A., A. Bleeker, C. M. Howard, M. Bekunda, B. Grizzetti, W. de Vries, H. J. M. van Grinsven, Y. P. Abrol, T. K. Adhya, G. Billen, E. A. Davidson, A. Datta, R. Diaz, J. W. Erisman, X. J. Liu, O. Oenema, C. Palm, N. Raghuram, S. Reis, R. W. Scholz, T. Sims, H. Westhoek, F. S. Zhang, with contributions from, S. Ayyappan, A. F. Bouwman, M. Bustamante, D. Fowler, J. N. Galloway, M. E. Gavito, J. Garnier, S. Greenwood, D. T. Hellums, M. Holland, C. Hoysall, V. J. Jaramillo, Z. Klimont, J. P. Ometto, H. Pathak, V. Plocq Fichelet, D. Powlson, K. Ramakrishna, A. Roy, K. Sanders, C. Sharma, B. Singh, U. Singh, X. Y. Yan and Y. Zhang (eds.) (2013) Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution. global overview of nutrient management. Edinburgh, UK: Centre for Ecology and Hydrology.
238. Tashiro, T. and I. F. Wardlaw (1991) The effect of high temperature on kernel dimensions and the type and occurrence of kernel damage in rice. *Australian Journal of Plant Physiology*. 42: 485-496.
239. Tenuta, M. and E. G. Beauchamp (2003) Nitrous oxide production from granular nitrogen fertilizers applied to a silt loam. *Canadian Journal of Soil Science*. 83:521–532
240. Terman, G. L. (1980) Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues. *Advances in Agronomy*. 31: 189-223.



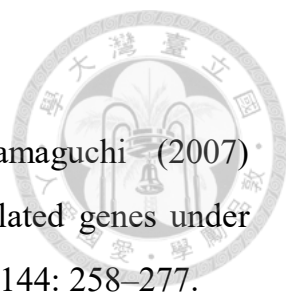
241. The core writing team of IPCC, R. K. Pachauri and L. A. Meyer (Eds.) (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Geneva, Switzerland: IPCC.
242. Tsukaguchi, T. and Y. Iida (2008) Effects of Assimilate Supply and High Temperature during Grain-Filling Period on the Occurrence of Various Types of Chalky Kernels in Rice Plants (*Oryza sativa* L.). *Plant Production Science*. 11: 203-210.
243. Tsuruta, H., K. Kanda and T. Hirose (1997) Nitrous oxide emission from a rice paddy field in Japan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49: 51-58.
244. UNFCCC (1992) United nations framework convention on climate change. Retrieved from <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>.
245. United Nations Environment Programme (2019) Emissions gap report 2019.
246. Vallejo, A., U. M. Skiba, L. Garcia-Torres, A. Arce, S. Lopez-Fernandez and I. Sanchez-Martin (2006) . Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biology and Biochemistry*. 38: 2782-2793.
247. Venterea, R. T., M. Burger and K. A. Spokas (2005) Nitrogen oxide and methane emissions under varying tillage and fertilizer management. *Journal of Environmental Quality*. 34:1467–1477
248. Vibol, S. and S. Towprayoon (2010) Estimation of methane and nitrous oxide emissions from rice field with rice straw management in Cambodia. *Environmental Monitoring and Assessment*. 161: 301-313.

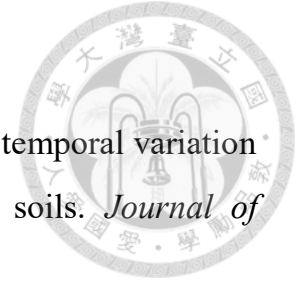


249. Vieira, R. D., D. M. Tekrony and D. B. Egli (1991) Effects of drought stress on soy-bean germination and vigor. *Journal of Seed Technology*. 15: 12-21.
250. Wang, Z. P., R. D. DeLaune, W. H. Patrick and P. H. Masscheleyn (1993) Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. *Soil Science Society of America Journal*. 57:382-385.
251. Wang, L., X. Zhao, J. X. Gao, C. R. Butterly, Q. H. Chen, M. Q. Liu, Y. W. Yang, Y. G. Xi and X. J. Xiao (2019) Effects of fertilizer types on nitrogen and phosphorous loss from rice-wheat rotation system in the Taihu Lake region of China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. In press.
252. Weaver, D. M. and G. S. P. Ritchie (1994) Phosphorus leaching in soils amended with piggery effluent or lime residues from effluent treatment. *Environmental Pollution*. 84: 227-235.
253. Webb, B. D. (1985) Criteria of rice quality in the United State. In B.O. Juliano (ed.) *Rice: Chemistry and technology*. American Association of Cereal Chemistry. USA.
254. Weitz, A. M., E. Linder, S. Frohling, P. M. Crill and M. Keller (2001) N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil Biology and Biochemistry*. 33: 1077-1093.
255. Weslien, P., A. K. Klemetsson, G. Borjesson and L. Klemetsson (2009) Strong pH influence on N₂O and CH₄ fluxes from forested organic soils. *European Journal of Soil Science*. 60: 311-320.

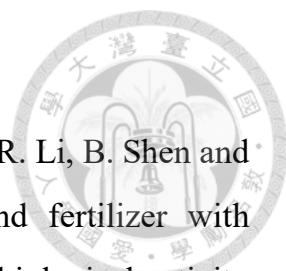


256. William, G. H. and P. A. H. Norman (2015) *Introduction to Plant Physiology* 4th edition. New Jersey, US: John Wiley & Sons, Inc.
257. Wu, Y. C., S. J. Chang and H. S. Lur (2016) Effects of field high temperature on grain yield and quality of a subtropical type *japonica* rice—Pon-Lai rice. *Plant Production Science*. 19: 145-153.
258. Xiang, P. A., H. Huang, M. Huang, D. X. Gan, Y. Zhou and Z. Q. Fu (2006) Studies on technique of reducing methane emission in a rice-duck ecological system and the evaluation of its economic significance. *Agricultural Sciences in China*. 5: 758-766.
259. Xu, C. M., L. P. Chen, S. Chen, G. Chu, D. Y. Wang and X. Zhang (2020) Rhizosphere aeration improves nitrogen transformation in soil, and nitrogen absorption and accumulation in rice plants. *Rice Science*. 27: 162-174.
260. Xue, J. F., C. Pu, S. L. Liu, X. Zhao, R. Zhang, F. Chen, X. P. Xiao and H. L. Zhang (2016) Carbon and nitrogen footprint of double rice production in southern China. *Ecological Indicators*. 64: 249-257.
261. Yagi, K. and K. Minami (1990) Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil science and plant nutrition*. 36: 599-610.
262. Yagi, K., H. Tsuruta and K. Minami (1997) Possible options for mitigating methane emission from rice cultivation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 49: 213-220

- 
263. Yamakawa, H., T. Hirose, M. Kuroda and T. Yamaguchi (2007) Comprehensive expression profiling of rice grain filling related genes under high temperature using DNA microarray. *Plant Physiology*. 144: 258–277.
264. Yan, X., L. Du, S. Shi and G. Xing (2000) Nitrous oxide emission from wetland rice soil as affected by the application of controlled-availability fertilizers and mid-season aeration. *Biology and Fertility of Soils*. 32: 60-66.
265. Yang, S., S. Peng, J. Xu, Y. Luo and D. Li (2012) Methane and nitrous oxide emissions from paddy field as affected by water-saving irrigation. *Physics and Chemistry of the Earth*. 53-54: 30-37.
266. Yang, W. L., H. L. Que, S. W. Wang, A. N. Zhu, Y. J. Zhang, Y. He, X. L. Xin, X. F. Zhang and S. J. Ding (2020) High temporal resolution measurements of ammonia emissions following different nitrogen application rates from a rice field in the Taihu Lake Region of China. *Environmental Pollution*. In press.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113489>
267. Yodkhum, S., S. H. Gheewala and S. Sampattagul (2017) Life cycle GHG evaluation of organic rice production in northern Thailand. *Journal of Environmental Management*. 196: 217-223.
268. Yu, Q. G., J. Ye, S. N. Yang, J. R. Fu, J. W. Ma, W. C. Sun, L. N. Jiang and Q. Wang (2013) Effects of nitrogen application level on rice nutrient uptake and ammonia volatilization. *Rice Science*. 20: 139-147.



269. Zhang, M. K., L. P. Wang and Z. L. He (2007) Spatial and temporal variation of nitrogen exported by runoff from sandy agricultural soils. *Journal of Environmental Science*. 19: 1086-1092.
270. Zhang, J. E., Y. Ouyang, Z. X. Huang and G. M. Quan (2011) Dynamic emission of CH₄ from a rice-duck farming ecosystem. *Journal of Environmental Protection*. 2: 537-544.
271. Zhang, Y., Y. Jiang, Z. Li, X. Zhu, X. Wang, J. Chen, X. Hang, A. Deng, J. Zhang and W. Zhang (2015) Aboveground morphological traits do not predict rice variety effects on CH₄ emissions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 208: 86-93.
272. Zhang, M., Y. L. Yao, Y. H. Tian, K. Ceng, M. Zhao, M. Zhao and B. Yin (2018) Increasing yield and N use efficiency with organic fertilizer in Chinese intensive rice cropping systems. *Field Crops Research*. 227: 102-109.
273. Zhao, L., K. Kobayasi, T. Hasegawa, C. L. Wang, M. Yoshimoto, J. M. Wan and T. Matsui (2010) Traits responsible for variation in pollination and seed set among six rice cultivars grown in a miniature paddy field with free air at a hot, humid spot in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 139: 110–115.
274. Zhao, Z., Z. M. Sha, Y. B. Liu, S. H. Wu, H. L. Zhang, C. S. Li, Q. Zhao and L. K. Cao (2016a) Modeling the impacts of alternative fertilization methods on nitrogen loading in rice production in Shanghai. *Science of The Total Environment*. 566-567: 1595-1603.

- 
275. Zhao, J., T. Ni, J. Li, Q. Lu, Z. Fang, Q. Huang, R. Zhang, R. Li, B. Shen and Q. Shen (2016b) Effects of organic–inorganic compound fertilizer with reduced chemical fertilizer application on crop yields, soil biological activity and bacterial community structure in a rice–wheat cropping system. *Applied Soil Ecology*. 99: 1-12.
276. Zhou, J., B. Li, L. L. Xia, C. H. Fan and Z. Q. Xiong (2019) Organic-substitute strategies reduced carbon and reactive nitrogen footprints and gained net ecosystem economic benefit for intensive vegetable production. *Journal of Cleaner Production*. 225: 984-994.
277. Zou, J., Y. Huang, X. Zheng and Y. Wang (2007) Quantifying direct N₂O emissions in paddy fields during rice growing season in mainland China: dependence on water regime. *Atmospheric Environment*. 41: 8030-8042.