

國立臺灣大學工學院環境工程學研究所

碩士論文

Graduate Institute of Environmental Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Master Thesis



整合物質流分析與氮磷足跡

探討臺灣農畜系統養分管理策略

Integrating substance flow analysis with nitrogen and phosphorus footprints to investigate nutrient management strategies in the agri-food system: A case study of Taiwan

李亦鄉

Yi-Hsiang Lee

指導教授：闕培德 博士

Advisor: Pei-Te Chiueh, Ph.D.

中華民國 111 年 9 月

September, 2022



誌謝



兩年研究所接觸與大學時期不同的領域，無論是知識上或思考上皆得到一番成長與收穫。現在回首，在進行碩士論文研究期間，雖充滿焦慮與痛苦，卻又格外珍惜這個摸索的過程。

謝謝一路上許多人的支持，尤其感謝指導教授闕蓓德老師以自身所學與經驗對學生的引導栽培，耐心且細心地指導我更縝密同時收斂地進行論文研究，並時時關心我學習與生活的平衡，也提醒我抱持著對環境領域的熱忱為支持我研究的動力。此外，也特別感謝馬鴻文老師與潘述元老師在口試中的指導，兩位老師給予我研究的建議與鼓勵，使本論文能更加完善，也促使我有更大信心面對研究這件事。

在闕研究室的大家是我研究路上不可或缺的夥伴。謝謝子羿學姊予我的種種幫助，從研究、求學規劃到生活小事的建議，總能讓我在迷惘時重拾方向與動力；謝謝學姊桓瑜、學姍、子琦為實驗室的重要依靠，並提供我在研究發想上的刺激；謝謝均澤、亮均、柏歲、晗施、悅蓉，在我碩一時從你們身上看到如何一步步完成論文研究，也總是不吝解答我在求學期間在各方面遇到的問題；謝謝芝瑩、詩雅、俞鈞和我在同一時期走過兩年碩士，能和你們一同面對各個階段、分享當下的各個煩惱與喜悅讓一切都變得更容易、更美好一些；謝謝朝旭、郁慈、泓勳、煜程、芳瑜，在與你們的相處上受到許多幫助、也學習許多；還有，特別謝謝政睿，當我感到特別煎熬與挫折時，總是第一時間聆聽陪伴、鼓勵著我。

感謝家人在我就學期間的包容與大大小小事件的照應，長期以來支持我在求學的路上，讓我能全心投入於學習研究中無後顧之憂。謝謝怡安、繼唯總是不忘聯繫向我加油打氣，陪我放鬆心情。最後，由衷感謝所有在就讀碩士班期間陪伴、協助我的人，這些一點一滴都是促成我完成學業、成長的養分。

李亦薌

謹誌於中華民國 111 年 9 月

摘要

養分循環議題近年來受到農畜資源永續利用相關研究重視，主要係因養分利用轉換為食物供應鏈之運作基礎，並耗用有限的自然資源（如：磷），且養分管理不當將有環境污染之虞，故其於各階段之輸入產出與循環利用需進一步進行探討。臺灣雖具有豐富的農畜產業，然長期倚賴大量飼料與肥料原料進口，因此我國積極推動「循環農業」政策以促進永續發展目標之達成，然而相關策略擬定需基於對當前農畜系統資源利用情形有較全面的認識，惟目前國內尚未有透過養分觀點評估食物生產至消費過程資源流布情形的相關分析，亟需建構一完整評估架構作為提升農業養分資源循環利用效能之基礎。

本研究以 2016 年至 2020 年為時間背景，以物質流分析方法，評估農業關鍵養分——氮、磷元素在臺灣農畜系統（農業初級生產、農產加工、消費與剩餘資材管理）中的流動情況，辨識養分投入、代謝轉換與損失熱點，並探討養分供需的空間分布差異、分析養分回收情境。本研究最後並將物質流分析結果連結氮、磷足跡指標，以作為檢視、比較各類食物養分資源使用效率的基準。

物質流分析中，臺灣農畜系統的氮、磷最大輸入來源為飼料進口 (169 kt N/yr；87 kt P/yr)、肥料投入 (105 kt N/yr；23 kt P/yr) 與食物淨進口 (67 kt N/yr；8 kt P/yr)；氮、磷最主要輸出途徑為加工、生活廢水 (130 kt N/yr；30 kt P/yr)、畜牧排泄 (82 kt N/yr；20 kt P/yr) 與耕地排放損失 (50 kt N/yr；5 kt P/yr)。評估耕地養分需求與潛在可回收剩餘資材養分，顯示臺灣可供給養分量大於耕地需求，隱含系統內部養分累積與封閉養分迴圈的挑戰，主要原因為畜牧糞肥產出與飼料種植地空間切割所致。

另與其他國家比較，臺灣化學肥料氮、磷平均施用率與耕地氮、磷剩餘量普遍高於多數國家。剩餘資材回收情境分析中，以提高畜牧糞尿採用沼渣沼液處理比例對氮、磷肥分回收的增量最大，惟需克服沼液儲存輸送問題。氮、磷足跡指標評估中，國人從動物性與植物性食物獲取的氮、磷元素量相近，然動物性食物占總食物



消費的氮、磷足跡約 80%，顯示植物性食物養分利用效率較高。比較氮、磷在農畜系統中的流失情況，磷損失主要集中在生產階段，氮於生產、消費階段的損失量則相對平均，因此各階段進行養分回收對系統氮、磷回收的成效不同。綜合本研究發現，建議農畜系統氮、磷資源循環提升，需重視消費至生產結構的多元面向管理。

關鍵字：農畜系統、養分循環、物質流分析、氮、磷、足跡

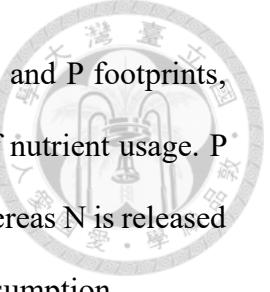
Abstract

With the growing threats of environmental pollution (e.g., eutrophication) and resource scarcity due to the overuse of fertilizers, nutrient cycling has been becoming an essential issue for the agri-food system's sustainability. Although a wide range of farm products is produced domestically, Taiwan has long been dependent on imported resources. The "Circular agriculture" approach, therefore, was adopted by the government to conserve and restore resources within the food supply chain. To inform policy decisions on related aspects, a more holistic view of resource flows in the agri-food system is necessary.

Firstly, by using substance flow analysis (SFA), the study took Taiwan as a case study for the year 2016-2020 to map and quantify nitrogen (N) and phosphorus (P) flows in the agri-food system and to investigate the potential factors for improving nutrient circularity. Secondly, the SFA results were integrated into N and P footprints to characterize the efficiency of nutrient usage in different food categories.

The SFA results suggested that the two main N and P inputs sources of agri-food system were animal feed in the value of 169 kt N/yr and 87 kt P/yr, respectively, and synthetic fertilizers in the value of 105 kt N/yr and 23 kt P/yr respectively. The two major N and P outputs were from wastewater in the value of 130 kt N/yr and 30 kt P/yr, and from manure management loss in the value of 82 kt N/yr and 20 kt P/yr, respectively. Due to the spatial decoupling of feed production and animal farming, the potential nutrient supply from local excreta and processing by-products was found to be significantly greater than the required in farmland, indicating that nutrients had accumulated in the system.

In the N and P footprints analysis, the average Taiwanese consumer consumed around the same amount of N and P nutrients from both animal and vegetable food



products. However, animal products accounted for 80% of all food N and P footprints, demonstrating that plant-based products exhibited higher efficiency of nutrient usage. P is released in greater relative amounts during the production stages, whereas N is released more evenly throughout the various stages of food production and consumption.

These results show that enhancing nutrient cycling in Taiwan requires a change in both food production and consumer behavior.

Keywords : agri-food system, nutrient cycling, substance flow analysis, nitrogen, phosphorus, footprint

目錄



誌謝	iii
摘要	ii
Abstract.....	iv
目錄	vi
圖目錄	viii
表目錄	x
第一章 緒論.....	1
1.1 研究緣起	1
1.2 研究動機與目的	2
1.3 研究流程	3
第二章 文獻回顧.....	5
2.1 農畜系統養分循環架構	5
2.1.1 養分循環模型	5
2.1.2 物質流分析應用於農畜系統養分評估	7
2.2 農業養分管理與隱憂	9
2.2.1 農業與氮、磷資源	10
2.2.2 農畜系統養分管理策略	13
2.3 農畜系統剩餘資材再利用	15
2.3.1 農畜剩餘資材量化	15
2.3.2 國內農畜剩餘資材管理情況	16
2.4 物質流不確定性分析	18
2.5 氮磷足跡	19
第三章 研究方法.....	22
3.1 研究範疇與評估對象	22



3.2 農畜系統物質流分析	24
3.2.1 耕地單元	26
3.2.2 畜牧單元	33
3.2.3 加工單元	37
3.2.4 消費單元	40
3.2.5 有機副資材管理	42
3.3 不確定性分析	43
3.4 循環情境分析	44
3.5 食物氮磷足跡	45
第四章 結果與討論	47
4.1 臺灣農畜系統養分物質流分析	47
4.1.1 農畜系統氮、磷物質流	47
4.1.2 數據驗證	53
4.1.3 副資材養分回收評估	55
4.1.4 不確定性分析	60
4.2 農畜系統養分平衡區域比較	62
4.3 副資材回收情境分析	66
4.4 氮磷足跡評估	68
4.4.1 各類食物氮磷足跡比較	68
4.4.2 臺灣整體食物消費氮磷足跡	74
第五章 結論與建議	76
5.1 結論	76
5.2 建議	78
參考文獻	81
附錄	90



圖 目 錄

圖 1-1 研究流程圖	4
圖 2-1 物質流系統人類圈與環境關係概念圖	7
圖 2-2 GRAFs 養分資源循環架構	8
圖 2-3 氮磷資源流在農業活動與環境流布關係	10
圖 2-4 植物性與動物性食品的氮足跡計算流程示意	21
圖 3-1 農畜系統養分物質流評估範疇概念圖	24
圖 3-2 農畜系統氮、磷物質流架構	25
圖 3-3 耕地單元養分流關係圖	26
圖 3-4 畜牧單元養分流關係圖	33
圖 3-5 畜禽糞尿處理流程	36
圖 3-6 加工單元養分流關係圖	37
圖 3-7 消費單元養分流關係圖	40
圖 3-8 物質流不確定性分析流程	43
圖 4-1 臺灣農畜系統氮物質流 (單位 : kt N/year)	49
圖 4-2 臺灣農畜系統磷物質流 (單位 : kt P/year)	49
圖 4-3 加工單元各項目氮投入與輸出比例	50
圖 4-4 加工單元各項目磷投入與輸出比例	51
圖 4-5 畜牧單元氮物質流	52
圖 4-6 全國化學肥料投入與副資材產出氮、磷流量	57
圖 4-7 臺灣各地區化學肥料投入與副資材產出及回收氮流量	59
圖 4-8 臺灣各地區化學肥料投入與副資材產出及回收磷流量	59
圖 4-9 各地區合成氮肥與磷肥施用量	63
圖 4-10 各地區耕地氮剩餘量	65
圖 4-11 各地區耕地磷剩餘量	65



圖 4-12 肥料與飼料氮回收之情境分析比較.....	67
圖 4-13 肥料與飼料磷回收之情境分析比較.....	67
圖 4-14 各類食物單位重量氮足跡.....	70
圖 4-15 各類食物單位重量磷足跡.....	70
圖 4-16 攝取食物每單位氮養分之氮足跡.....	72
圖 4-17 攝取食物每單位磷養分之磷足跡.....	72
圖 4-18 國人平均飲食消費中各類食物氮足跡占比.....	75
圖 4-19 國人平均飲食消費中各類食物磷足跡占比.....	75

表目錄



表 2-1 農畜系統子單元組成	6
表 2-2 農畜系統剩餘資材產源與種類	16
表 2-3 資料適合性判定標準	19
表 3-1 農產品盤查範疇	23
表 3-2 豆科作物固氮係數	27
表 3-3 果樹類以外作物收穫副資材與經濟收穫氮含量關係	29
表 3-4 收穫副資材處理去向假設	30
表 3-5 肥料施用氮損失因子	31
表 3-6 畜禽生產氮磷含量	34
表 3-7 畜禽糞尿管理方案假設	35
表 3-8 家畜廢水處理階段養分流向參數	37
表 3-9 加工副產物氮、磷流量計算假設	39
表 3-10 加工副產物含元素比例	40
表 3-11 資料適合度不確定性量化參數	44
表 4-1 物質流不確定性分析結果	61
表 4-2 攝取每單位養分氮磷足跡研究比較	73

第一章 緒論

1.1 研究緣起

聯合國糧食暨農業組織 (Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO) 於 2018 年所發布的報告中指出，未來全球農業將在需求與供給兩方面臨巨大挑戰。在食物需求上，由於人口持續成長，加上所得提高及飲食習慣變遷等社會因素，不僅食物需求總量增加，飲食消費結構中對能資源密集型食物占比亦提高，預估全球總熱量需求於 2010 年至 2050 年間將成長 35% 到 56% 不等 (Papangelou and Mathijs, 2021; van Dijk et al., 2021)；而食物供給上，則受限於自然資源枯竭、氣候變遷對農業的衝擊，以及長期非永續農業操作對土壤地力的損害，而連帶影響農業收成量與穩定性。

食物生產同時是耗費全球大量能資源，以及造成嚴重環境污染的人類活動，農業對環境的影響在化學肥料大量製造後更為顯著，然化學肥料的大量施用未與食物產量成正比，導致食物生產效率長期低下 (Foley et al., 2011)。與食物生產活動有關的溫室氣體排放占人為排放總量的近 26%；營養鹽流失對土地酸化及水體優養化影響占 32% 與 78% (Poore and Nemecek, 2018)，足見農畜系統 (agri-food/agro-food system) 的永續轉型是全球面對氣候變遷、環境品質降低需正視的一項重要課題，也呼應聯合國 2030 年永續發展目標 (sustainable development goals, SDGs) 中消除飢餓 (SDG 2) 目標，以及其他與食物生產消費間接相關之目標，包括責任消費與生產 (SDG 12)、氣候行動 (SDG 13) 與生態保育 (SDG 14, 15) 等。

今日，農畜系統面臨的環境問題與供需窘境已無法限於透過施行集約化生產模式來維持人口營養需求，應考量食物生產資源與環境負荷的平衡發展 (FAO, 2018; Foley et al., 2011)。近來，多國開始立下效法大自然零廢棄原則的「循環農業」政策目標，以循環經濟概念改變食物鏈原有「開採-生產-使用-棄置」的線性消費模式，實現資源於農畜系統的再生恢復，並提升食物系統的韌性與農業經濟價值。

具體上 van der Wiel et al. (2019) 指出農畜系統資源循環的實踐可由養分觀點切入，由於養分是作物生長所不可或缺且可開採存量有限的資源要素（如：元素磷），另一方面，在農畜系統中所投入的養分僅少部分最後作為食物供應，大量的養分包含在有機副資材如作物莖稈、畜牧糞尿與食品加工副產物中，或經由大氣與水體損失，原可替代化學肥料的資源因此遭到錯置也進一步導致負面環境影響。有鑑於此，從兼顧食物生產需求與資源及環境面向，養分資源是農畜系統永續管理的重要考量。

在我國 2050 淨零排放宣示行動中，「資源循環零廢棄」為重要策略之一，農業生物質的循環利用亦包含於其中的發展項目。臺灣雖生產豐富的農產品，然合成肥料及飼料之原料近乎完全仰賴進口。2020 年初 COVID-19 疫情致使全球供應鏈中斷，便曾引起國內畜牧業對飼料進口受阻而供應不足的擔憂，顯示臺灣農畜系統缺乏資源的自主性將可能構成糧食安全疑慮。現階段雖就國內自然資源、比較利益與市場偏好等各方面而言，提高食物自給率的訴求近於不切實際，卻無可諱言，強化地方農畜資源利用以緩解國際原物料貿易波動壓力，是國內應思考的農業轉型方向，同時亦可減少有限資源耗用與錯置帶來的環境與經濟成本。

1.2 研究動機與目的

循環農業推動在即，各地循環策略的擬定有賴於對當前農畜系統資源流動情形的瞭解，以從資源循環供需缺口提出改善建議 (van der Wiel et al., 2019)。由前小節所述，養分是維繫農畜系統運作的必要資源之一，但目前尚未有研究針對本土農畜系統進行較完整的養分資源利用評估，故本研究期從養分觀點探討臺灣農畜系統資源循環議題，研究將對農業主要倚賴的養分——氮與磷元素以物質流分析方法，根據國內食物生產消費現況探討食物供應鏈養分的流向、存量關係，評估臺灣農業生產活動的養分資源利用與環境損失，求得農業循環策略與減緩環境排放的改善基礎，並提出增進農畜系統養分循環的參考建議。主要研究目的如下：

- 
1. 以物質流分析方法建立臺灣農畜系統養分資源循環架構與盤查流程，提供系統性對食物供應鏈進行永續資源管理的研究基礎。
 2. 在所建立的循環架構下，以氮、磷元素進行農畜系統養分物質流的盤點計算，藉由檢視氮、磷投入、代謝轉換與損失熱點，並由區域氮、磷供需分布、副資材回收情境分析，討論養分資源管理的優先策略。
 3. 根據物質流盤查結果，以氮、磷足跡量化各項食物對養分資源的消耗與環境排放，作為各類食物養分資源使用效率的比較基準，期能為食物生產至消費提供結構性調整的見解。

1.3 研究流程

本研究利用物質流分析方法，根據臺灣食物供需現況，選用氮、磷為關注物質建立農畜系統養分流，並串連物質流分析結果於氮、磷足跡計算，綜合評估農業生產至消費過程養分資源的投入與產出情形，期探討提昇農畜系統養分循環的策略，研究流程如圖 1-1。論文各章節內容如以下說明：

第一章 緒論

本章節說明研究緣起、研究動機及目的。

第二章 文獻回顧

本章節將統整相關文獻以作為後續研究與討論基礎。內容包含介紹農畜系統養分循環評估、氮磷足跡與物質流不確定性量化之概念及方法；並說明農業活動經由氮、磷元素施用的潛在環境負面影響，以及簡介國內農畜剩餘資材管理概況。

第三章 研究方法

本章節首先簡介研究範疇與農畜系統養分循環架構，接續為氮、磷物質流盤查計算與不確定性量化過程說明，最後根據物質流計算基礎進行副資材回收情境方案的調整，並說明食物氮、磷足跡指標的計算。



第四章 結果與討論

呈現臺灣農畜系統氮、磷物質流分析與氮、磷足跡相關結果，就氮、磷資源投入、損失熱點與回收情況，進一步闡釋國內農畜系統結構與養分資源循環關聯，並討論可增進農畜系統養分循環的調整方向。

第五章 結論與建議

彙整本研究主要發現，並根據研究限制提出未來研究可參考之改善建議。

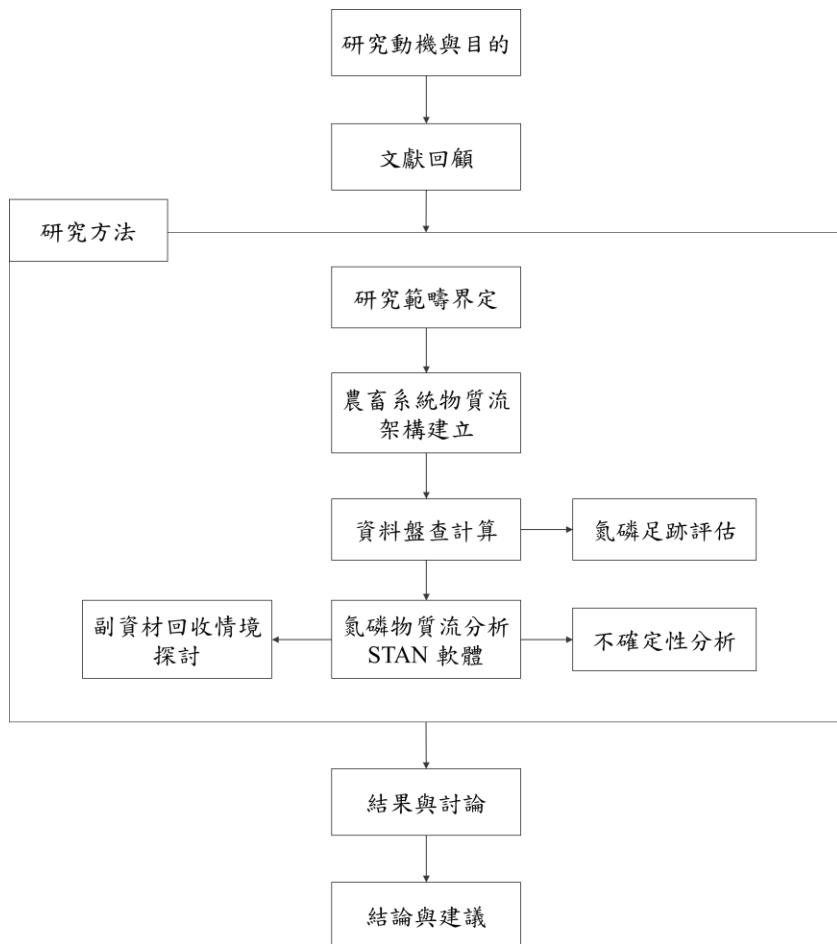


圖 1-1 研究流程圖

第二章 文獻回顧



本章在 2.1 節首先以養分觀點，回顧建立農畜系統養分循環架構的概念與方法；於 2.2 節彙整氮、磷元素在近代農業中所衍生的環境影響，以說明養分管理的重要性與相關策略；2.3 節回顧農畜剩餘資材盤查之相關文獻與國內管理情況；2.4 節說明物質流不確定性分析方法；最後於 2.5 節簡介氮磷足跡的應用與計算。

2.1 農畜系統養分循環架構

農畜系統是以系統性思維描述農業活動與環境關聯性的概念框架，農畜系統涵蓋了為滿足人類對農、林、漁、牧業食用與非食用需求之所有權益相關人，以及其所提供附加價值的過程，涉及生物圈與人類技術之間的互動；而農畜系統狹義上之定義，則是以供應食物需求為範疇，又稱作食物系統 (food systems)，該定義強調農業所提供之營養攝取的功能 (FAO, 2021; von Braun et al., 2021)，此也是多數循環農業以及本研究採用的評估範疇，本章節將依此範疇從養分循環角度回顧評估農畜系統資源循環性的概念與方法。

2.1.1 養分循環模型

農畜系統養分循環模型的建立目前並沒有一致性的適用規範，van der Wiel et al. (2019) 與 von Braun et al. (2021) 即指出實務上，應根據研究或政策目標，以及各地區資源特性、空間尺度等因素彈性建構農畜系統，惟模型須反映出該地農畜資源在人類與環境互動中的主要流向，以及資源潛在上可達封閉循環的環節 (子系統)，以有助於對當地提出具可行性的循環策略。

在強調以養分循環為目標下，農畜系統架構原則上應包括：作物生長、動物飼養、食品加工、消費與廢棄物管理過程 (如表 2-1)，其中食品加工環節用以表示農畜產品原始型態轉換為人類消費及畜禽飼料的中間處理過程，亦可作為系統中與範疇外地區產品貿易往來的樞紐。子系統的建立可協助研究者獨立檢視系統中各環節資源的輸入與輸出，瞭解資源轉換、損失與回收的過程，然而農畜系統相關的

研究並不一定完整包含如上所述各單元，可能缺乏某一單元，而較簡化的系統其缺點即為減少對農畜系統內部資源流動的辨識，可能遺漏對具循環潛力資源的判斷，因此對於循環策略的擬定，建立簡要但俱全的子單元是研究者應注意的面向。此外，農畜系統資源流主要是以養分作為流量表示，然可依據研究者所關注資源提供的功能或循環目標，選擇不同項目作為流量計算標的，如熱量或重量等。

表 2-1 農畜系統子單元組成

子系統	描述
作物生產	施肥、耕種與收穫等牽涉土壤養分改變之活動，包含直接供給為糧食用途與作為飼料之作物，此單元並為農畜系統運作基礎。在溫帶放牧國家此階段通常會分別建立耕地與草原兩單元，由於後者與放牧牲畜的排泄直接相關，有別於一般耕地。
畜牧生產	畜產品養殖單元，包含牲畜養分攝取、排泄與畜產品生產。多數研究僅納入牲畜養殖，整合水產養殖的農畜系統研究相當缺乏。
加工	承接作物與畜牧生產，加工處理初級產品後提供下游消費使用。多數研究將食物與飼料製造合併為加工單元，在歐美地區研究中，一般認為加工單元副資材因相較其他階段便於追蹤管理，回收利用率亦較高。
消費	食物消費與使用食物產品之階段，包含家戶與餐飲業。多數研究以地理範圍內的消費需求劃定農畜系統的資源範疇。
廢棄物管理	一般承接加工與消費單元，針對地區特性整併有機廢棄物處理技術在此單元，多包含固體廢棄物與廢水處理。

參考來源：van der Wiel et al. (2019)

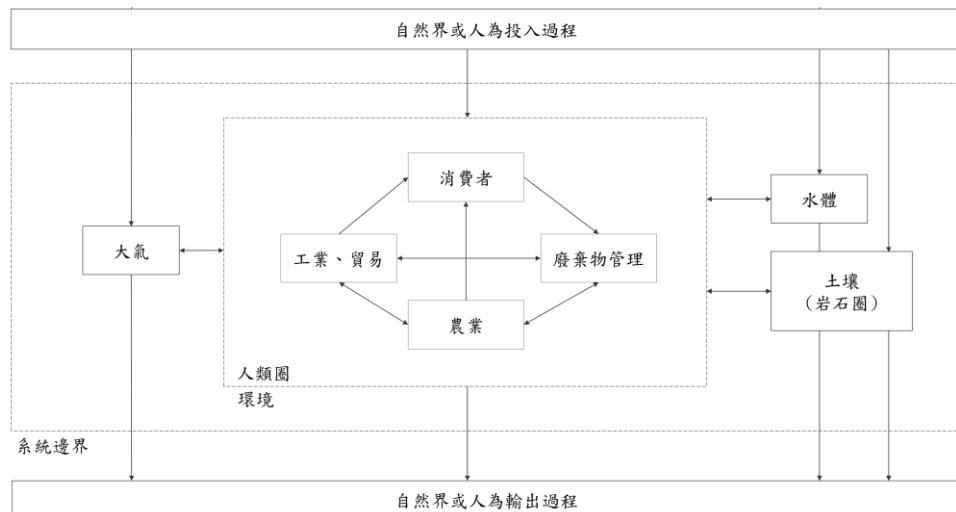
基於農畜資源多具有含水率高、體積大與養分密度易隨時間變化之特性，長距離的運輸並不利於養分的有效回收，因此劃定適當的農畜系統空間尺度，同時滿足運輸距離的合理性，又可包括足夠多元的資源供需方以提高農畜資源循環的可能性將是研究者需考量的，van der Wiel et al. (2019) 便認為參考各區域農業專業化與



消費特性的實際情況，選定具有循環潛力的空間範圍作為研究範疇，應優先於以既有行政地理邊界作空間劃分，也由此可知空間範疇並未有一定的適合面積標準，取決於各地產業經濟結構。

2.1.2 物質流分析應用於農畜系統養分評估

物質流分析 (material/substance flow analysis, MFA) 發展於工業生態學，可評估物質在人類圈 (anthroposphere) 與環境之間的流布關係 (如圖 2-1)，是以質量守恆原則，對產品或產業，系統性追蹤在定義的時間與空間範疇內，關注物質在各階段流動情形的方法。



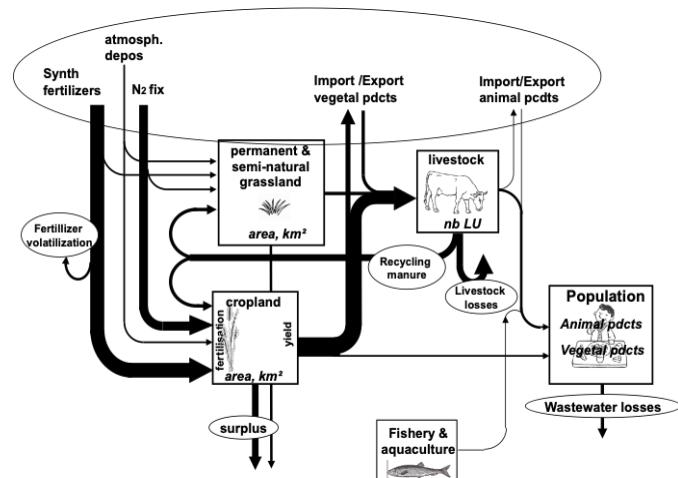
參考來源：Brunner and Rechberger (2004)，本研究繪製

圖 2-1 物質流系統人類圈與環境關係概念圖

在完整的物質流模型中，基本要素包含程序 (process)、存量 (stock) 與流量 (flow) 三者，程序定義為物質發生轉換、傳輸或儲存的過程，程序可以是自然現象或人為活動；存量則定義為物質可進行貯存的環節，存量可增加、減少或維持不變，存量並屬於程序中的分支；程序 (存量) 之間則由具有方向性的流量 (flow) 連接。物質流系統透過上述要素構成，即可呈現物質在系統中的來源、中間轉換至去向 (最終流向) 關係。MFA 藉由識別與量化物質在其生命週期的損失熱點，以及揭示

物質損失至環境的流向形式，有助於決策者瞭解提升資源利用效率、降低廢棄物生成的關鍵因素，亦被廣泛應用於國家至全球區域尺度的資源永續管理與循環議題，包括重金屬管理、農業養分管理與水體污染管制等 (Brunner and Rechberger, 2004)。

MFA 為強調人類活動與環境關聯的物質追蹤量化方法。農業養分施用對土壤、水體至空氣品質的影響密不可分，MFA 遂成為農畜系統養分評估相關研究最主要採用的方法，而近期多數研究主要參考 Billen et al. (2014) 以 MFA 概念所建立的 GRAFs (Generic Representation of Agro-Food Systems) 養分模型基礎加以延伸，GRAFs 適用於全球不同類型的食物供應－消費鏈 (農畜系統結構)，模型考慮在全球貿易下，地區食物生產消費活動在全球食物網絡的嵌入性，流量組成包括系統外的資源投入、輸出與系統內部單元間的流動，並參照生物地質化學循環 (biogeochemical cycle) 概念，將所考慮的資源轉換為氮元素一致性單位，建立耕地 (含草原)、畜牧、消費活動與環境之間養分傳遞轉換的系統性方法，以反映農畜系統從資源提取 (肥料)、供應消費 (食物) 至環境損失的關係，如圖 2-2 為作者以氮為資源流所描繪的農畜系統。Billen et al. (2014) 進一步透過 GRAFs 方法對全球主要農業結構型態進行比較，歸納出 (1) 耕地養分投入與作物產量關係、(2) 飼料作物與畜牧生產之間的養分轉換效率及地理連結性 (3) 飲食消費中的食物組成，三者是形塑各地區農畜系統養分循環情況的重要因子。



參考來源：Le Noë et al. (2017)

圖 2-2 GRAFs 養分資源循環架構



GRAFs 方法的開發關注於全球尺度，提供系統性量化養分在農畜系統與環境之間流動的基礎，但因缺少廢棄物管理單元，僅關注畜牧排泄的養分回收，並無法對養分循環提出更全面的見解。後續，Le Noë et al. (2017) 調整 GRAFs 方法，在氮元素之外增加磷與碳的養分評估，以法國為研究地區，將國內各農業區依照農業及畜牧的專業化與集約化程度分類，並納入食物消費後的廢水污泥回收，探討農業結構類型與養分利用、環境損失的關聯性。Billen et al. (2021) 進一步應用 GRAFs 模型建立歐洲經濟體農畜系統的養分流量現況，在既有可行技術下，尋求歐洲地區如何透過耕作結構（如輪耕、有機農業）、畜牧頭數密度與飲食習慣調整，而達到糧食自給自足與農畜系統的養分封閉循環。

NUFER (Nutrient flows in Food chains, Environment and Resources use) 則較早於 GRAFs 提出，NUFER 為針對中國地區所開發，包含當地農業活動資料與環境排放參數。其農畜系統養分循環架構包含：耕種、畜牧、食品與飼料加工以及消費四個單元 (Ma et al., 2010)，同樣是根據 MFA 概念建立農業活動與環境間的養分流布關係。

2.2 農業養分管理與隱憂

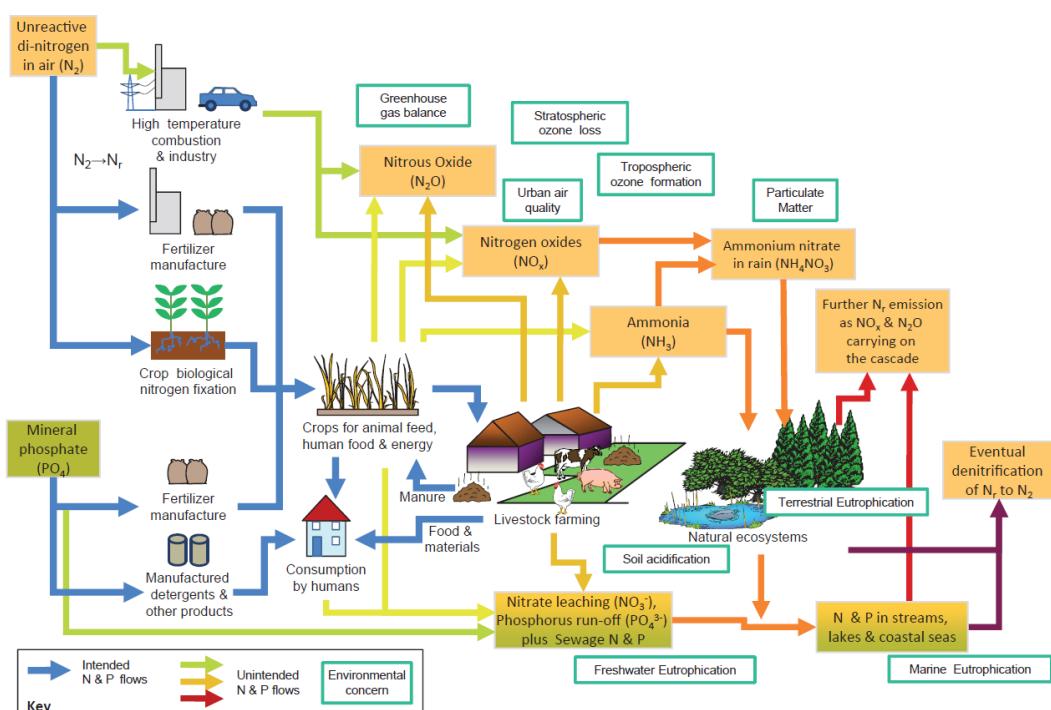
食物生產無可避免仰賴養分的利用，氮、磷與鉀為植物生長所必須的主要三項元素，其中，鉀元素相對於磷肥和氮肥在製備上較無原料稀缺與高耗能問題，目前也被認為無嚴重的環境疑慮，因此鉀肥管理較少受研究關注，農業的氮與磷管理則廣泛受研究討論。Steffen et al. (2015) 指出人類活動對環境氮、磷流量的貢獻遠大於自然界的週期代謝，干擾已超過自然界固有對氮磷循環的調節能力。有鑑於農業是影響全球氮、磷養分循環的主要產業，且未來幾年食物需求仍為成長趨勢，農業需要急迫地改變管理策略，以提高養分資源的使用效率並減少環境損失。本章節將由氮及磷元素觀點討論農業活動對環境的關聯影響，並梳理目前國際上對養分管理的相關研究與改善策略建議。

2.2.1 農業與氮、磷資源



過去多國政策僅重視食物增產目標，缺乏對肥料的合理施用管制，導致肥料過度施用現象頻仍；同時，隨人均所得提高，對動物性食品的消費量增加，種植作物用於餵養動物再供人類消費的過程無可避免降低營養在食物鏈的轉換效率 (Poore and Nemecek, 2018)，更因畜禽排泄物含有大量的氮、磷、鉀等成分，未經妥善管理便釋放於環境。種種因素導致投入至食物生產的氮、磷多半最後並無轉化為食物養分由人類攝取，而是大量累積於土壤、水體與大氣等介質，並改變自然界原有的氮、磷循環平衡，如圖 2-3 為農業活動影響自然界氮磷循環的主要途徑。

首先就氮循環討論，作物可吸收的氮為氨、銨離子與硝酸鹽形式，仰賴固氮細菌或閃電作用將大氣中的氮氣轉換為含氮化合物，作物將所吸收的氮合成為蛋白質供生物利用後，最終再經由自然界中的硝化與脫氮細菌將生物體分解，使氮化合物轉為安定的氮氣，如此達到氮循環，並維持自然界中氮氣與其他含氮化合物的恆定，而另一方面，自然界氮的恆定也因此成為食物生產的重要限制。



圖片來源：Sutton et al. (2013)

圖 2-3 氮磷資源流在農業活動與環境流布關係

近代農業革命約起於工業革命時期，此時農業走向集約化與專業化，過程中哈伯法製氮技術 (Haber-Bosch process) 的成熟對人口成長貢獻極為關鍵，該方法突破過去仰賴微生物固氮提供土壤氮源或硝石提煉僅能少量生產氮肥的瓶頸，氮肥的大量製造為食物增產帶來巨大突破，並為全球農業施用量最高的肥分，全球合成氮肥年生產量超過 189 百萬公噸 (FAO, 2019)，直至今日全球糧食的生產有一半以上仰賴於氮肥產品的使用 (Erisman et al., 2008; Kuypers et al., 2018)。

農畜系統中氮的損失透過以不同含氮物種進入土壤、水體與大氣等介質，使環境中活性氮 (reactive nitrogen, Nr) 濃度大幅增加 (Hayashi et al., 2021)。Nr 是指 N_2 以外之含氮物種，用以表示具化學、生物與光化學等活性之化合物，Nr 一方面作為植物可吸收利用的重要氮形式，同時過量的 Nr 將對環境與生態構成影響，環境中 Nr 並會經由連鎖 (cascade) 反應轉換為不同含氮化合物形式在環境介質中轉換、傳輸，衍伸多方面的環境影響。根據統計，全球 1860 年至 2005 年之間，環境中 Nr 濃度由 15 Tg N/yr 大幅增加至 187 Tg N/yr，穀類與肉類增產是主要原因 (Bodirsky et al., 2014; Galloway et al., 2008)，Nr 更進一步透過興盛繁榮的農產品 (包括肥料與飼料) 跨國貿易，相當程度地改變全球陸域、水體與大氣中活性氮的濃度及空間分布，包括森林與海洋。

目前對於完整的氮循環機制尚未有透徹的瞭解，環境中 Nr 濃度增加對陸域、大氣整體的影響程度也未有定論，然普遍存在科學共識的 Nr 影響層面包括：過多的 Nr 累積於土壤中，長期將可能使土壤酸化更不利於作物生長，並可能以易於土壤中移動的硝酸鹽 (NO_3^-) 或移動速度較緩的銨 (NH_4^+) 型態淋洗損失至地表或地下水體，造成水體營養鹽濃度升高；抑或以氨、硝酸鹽類或氮氧化物 (NO_x) 逸散至大氣中，而改變對流層至平流層的臭氧濃度平衡，間接衝擊生態系統以及人類健康 (Erisman et al., 2008)，且經研究分析，在主要農業地區，氮肥的低使用效率造成大量 NH_3 排放，並形成二次污染物，造成硝酸鹽致大氣中細懸浮微粒污染事件影響顯著 (Wu et al., 2016)。另外，農業作為高暖化潛勢氣體——氧化亞氮 (N_2O)



的重要排放源，若缺乏監管可能進一步使氣候變遷惡化而逆向導致農業生產力降低 (Zhang et al., 2015)。

農業在氮利用管理上，除存在氮釋放至環境的潛在危害外，氮肥的製造本身即為整個農業生命週期的環境衝擊熱點，主要原因為首先需在高溫水蒸氣環境下由有機物產製分離出 H_2 再與 N_2 反應，目前主要是以天然氣與煤為有機物原料與能源來源，而燃燒過程不可避免將產生 CO_2 與 CH_4 等氣體，即使在當前最佳可行技術下，哈伯法製氮仍為消耗大量能源與排量大量溫室氣體的工業生產活動 (Fúnez Guerra et al., 2020)。全球氮的合成碳足跡相當於人類總溫室氣體排放的 1.5%，所消耗的天然氣相當於全球總能源需求的 1% 至 2%，而所產製的氮近 80% 為供給農業利用 (IFIA, 2009; Wang et al., 2018)。

磷對於作物生長的重要性相匹於氮，自然界中磷以緩慢的速度由岩石風化成土壤，再由植物吸收進入食物鏈，最終再經由排泄與動物殘體回歸土壤，陸地中一部分磷則隨土壤侵蝕與逕流進入水體。在農業生產規模擴增下，磷肥用量自 20 世紀起大幅增長，並以磷礦 (磷酸鹽) 為全球最主要的磷肥提取來源，合成肥料同時也為全球磷礦開採的最大產品流向 (90%)。磷礦屬於不可再生資源，並集中在少數國家 (美國、中國與摩洛哥為全球最大的磷礦出口國)，全球磷的穩定供應不僅可能受產區出口量與價格的限制，研究亦預估未來在食物生產擴增下，可開採的磷礦將在 50 至 100 年內用盡 (Cordell et al., 2009)，因此避免仰賴磷礦作為農業磷肥唯一來源、提升磷的回收是農業需迫切重視改善的問題之一。

就化學性質上，磷較氮穩定，並不存在氣體形式，因此磷的損失一般而言僅限於透過水體介質。磷主要以吸附型態或沉積在礦物中的形式存在於土壤中，僅少部分可被植物吸收利用或以可溶性的磷酸鹽溶出，並通常與降雨事件有關，然化學肥料的出現改變此情況，磷肥與氮肥同在工業化生產後因過度施用而大量損失，磷透過入滲與逕流途徑進入土壤、地下水與河川水體，造成水體磷濃度過高、藻類大量繁殖而缺氧，磷已被證實是導致全球多處淡水、沿海地區水中缺氧的主要因子，從



而破壞生態系統 (Suh and Yee, 2011)，表層土壤的磷並由損失過程逐漸流失致使土壤養分降低而不適於耕種 (Liu et al., 2008)。

2.2.2 農畜系統養分管理策略

養分利用的線性模式與低效是當前農畜系統面臨的主要問題。在種植階段，養分投入量往往遠高於作物可吸收量，土壤遂為食物鏈中發生氮、磷經氣體揮發與隨逕流損失的主要環節，Kanter and Brownlie (2019) 指出全球的氮、磷損失一半以上發生於耕地土壤，故改善農畜系統的養分循環首要之務為合理化施肥。養分利用率 (nutrient use efficiency, NUE) 為投入養分對收穫產品養分移除的比例，用於衡量資源利用的效率。養分盈餘 (nutrient surplus, Nu_{sur}) 為單位面積養分投入與作物輸出的差值， Nu_{sur} 愈高反映養分環境損失機率愈高，因此可作為環境退化的指標，NUE 與 Nu_{sur} 兩者為相關研究與政策所倡導可協助增進養分利用與環境保護的農業標準，並建議可對不同地區、不同食物種類逐年設下 NUE 改善目標，最終達到食物生產與環境品質退化的脫鉤 (Zhang et al., 2015)。

在養分循環方面，維持土壤中植物可吸收的氮、磷可謂農畜系統運作的基礎，土壤中的養分隨農作物採收，流向動物飼養及人類消費，而今因農業專業化加上都市化發展，造成農業、畜牧與食物消費地區距離的增加，跨國貿易雖改善地區自然資源分布差異下的供需不平衡問題，並可能將氮、磷污染集中在部分區域而可針對該些區域進行專業管理 (Galloway et al., 2008)，然另一方面產生養分供給地與主要養分剩餘地的空間切割問題，使回收動物排泄物、食物殘渣中養分於耕地補償土壤養分衰減的作為，較過去小型農業社會變得更加困難 (Billen et al., 2019; van der Wiel et al., 2019)。

畜牧與人類排泄物氮、磷密度高，是食物鏈中可從事養分回收相對有效率的來源，尤其因磷的穩定性，在食物鏈的損失明顯低於氮，牲畜與人類排泄因此為食物鏈中便於集中回收磷的來源。畜牧糞肥的回收在全球商業化養殖中已廣泛使用並

配合沼氣發電生產；生活污水中的養分回收則相對發展較晚，今主要發展障礙在於對污水中重金屬污染的考量以及缺乏相應的立法 (Harder et al., 2019)，實際上目前已有多種技術可回收污水系統中養分，包括透過澄清液結晶、污泥焚燒後回收。目前在歐美國家與日本已將生活廢水處理廠產所產生之有機污泥（又稱作生物固形物 biosolids）視為重要的肥分與填埋材料。歐盟委員會早於 2000 年前後有鑑於對廢水排放標準的提升將使污泥產量大幅增加，遂鼓勵城市廢水污泥的農業再利用，至今仍持續推動並修正相關立法 (江康鈺等，2014)；美國聯邦政府亦陸續修正於 1993 所公告「污泥利用與處置標準 (Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, 40 CFR Part 503)」中之廢水污泥再利用相關管理與風險評估作法，2019 年美國產出之 biosolids 中有 30% 用於農業 (US EPA, 2022)；日本政府也積極從法律規範與硬體設施推動循環型社會，興建多座厭氧消化設備將下水道污泥與廚餘進行共消化處理，將消化後污泥肥料化再投入至農業生產 (郭乃文，2018)。

糞源性有機物也常與其他植物性有機資材共同進行堆肥處理，然不論有機肥組成為何，有機肥品質不如化學肥料穩定是導致目前農民施用意願較低的主要原因之一。此外，氮於有機肥儲存過程中易發生氣體損失，為達到作物的氮需求而增加有機肥的施用可能導致磷施用過量問題 (van der Wiel et al., 2021)，另一方面，有機肥的不當管理同樣有可能造成土壤養分過剩問題，亦需要配合法規訂定合理的施用標準。再者，多篇研究提到未來農畜系統應著重於：畜牧飼料配方調整以提高動物養分吸收轉換率，並降低養分由糞尿排出，以及人類飲食消費降低對動物性食品的攝取，透過源頭減量達到養分生產效率與循環率的提升。

綜合以上，農畜系統養分管理，應同時採取源頭減量與剩餘資材回收作法，其思維包含於循環經濟概念中，英國循環經濟智庫 Ellen MacArthur Foundation (EMF) 以「在系統中，藉由再生與恢復，盡可能維持原料、組件與產品的最大效用與價值」歸納出循環經濟 (circular economy, CE) 的核心內涵 (EMF, 2015)。EMF 並依循環資源性質提出「蝴蝶圖 (butterfly diagram)」架構，將循環系統分為工業循環

(technical cycle) 與生物循環 (biological cycle)，生物循環是農畜系統實踐循環的主要方式，其關注的目標資源為生物質，生物質一般具生物可分解性，主要經由堆肥、厭氧消化轉換成有價值的能源或資源回歸至土地。



2.3 農畜系統剩餘資材再利用

農畜系統從生產至消費使用的完整過程包含多個階段，各階段皆有部分生物質資源並不進入下一階段供作食物使用，而是以剩餘資材形式產出，並由生產者根據其價值另作其他用途。農畜剩餘資材的盤點是邁向農畜循環的初步關鍵，以瞭解剩餘資材產出熱點作為優先管理對象，並有利於長期農畜系統循環規劃。本節將對農畜剩餘資材盤點與國內管理現況作簡要介紹。

2.3.1 農畜剩餘資材量化

農畜系統每年產生大量的有機剩餘資材，然目前各地區對於農業剩餘資材的盤點仍未有全面的研究，由於食物供應鏈的複雜多元性導致第一手資料的取得相當耗費時間與資源，尤其在耕種與畜牧的初級生產 (primary production) 階段難以對各個農牧業進行系統性的實質調查 (Hartikainen et al., 2018)，故國內外研究主要對作物產量依少數經驗調查數據推估作物剩餘資材產出量，再依照農民慣用剩餘資材處理方式假設利用去向；畜牧業產出之糞尿則以飼養數量與單位排泄量推估，並依飼養型態 (如放養、圈養) 計算畜牧糞尿處理去向比例。

食物供應鏈後端 (加工至消費過程) 產出的剩餘資材因各國多有發展收集處理系統，相關量化資料相對於初級生產階段較為充足，但量化過程仍具有諸多不確定性。參考 Corrado and Sala (2018) 與 Teigiserova et al. (2020) 對食物廢棄物主題的回顧型研究，研究指出由於對於食物廢棄物的認知可包含多個維度，而不同維度即牽涉不同的經濟、環境至社會議題，也因此目前國際上對於食物廢棄物的定義尚未達成共識。

各方研究對食物廢棄物之定義主要從「資源損失的可避免性」以及「去向」兩方面界定，部分研究加以區分浪費（waste）與損失（loss），或其他更細緻的分類以個別提出改善建議。可避免性包含對於食物本身的可食用性與否，以及對於食物損失是否由人為因素造成來界定範疇；去向則是針對資源的利用去向劃定盤查對象，如對於作為飼料原料利用的食品加工副產物各研究即有不同的歸類標準。範疇標準的不一致與資料欠缺代表性是構成量化食物廢棄物研究的兩大挑戰，並導致不同地區與供應鏈之間結果比較與驗證的困難性，故進行研究時應格外注意引用資料的範疇與計算方式。

2.3.2 國內農畜剩餘資材管理情況

農畜系統剩餘資材依性質屬於有機生物質，根據其在供應鏈產出的位置，大致可分為初級生產、加工、零售與使用階段，對照國內「廢棄物清理法」（以下簡稱廢清法）廢棄物資源管理架構，初級生產至零售階段，以及部分餐飲業產出之食物相關廢棄物屬於事業廢棄物管理範疇，並由環保署授權各目的事業主管機關訂立各項有機資材管理辦法（如表 2-2）。

表 2-2 農畜系統剩餘資材產源與種類

供應鏈階段	產業或製程	有機剩餘資材種類	主管機關或目的事業主管機關
初級生產	農林漁牧業	畜禽糞、稻桿、廢棄菇包等	農委會
	屠宰場	屠宰下腳料	農委會
加工	食品製造	食品加工污泥、蔗渣、動植物性廢渣等	經濟部
	果菜批發市場	果菜殘渣	農委會
販售	超市、量販業	廚餘	經濟部
	餐館、旅宿業	廚餘、廢食用油	衛福部
使用	家戶及一般機構	廚餘、下水污泥、水肥	環保署、內政部

消費階段產出之有機廢棄物可分為廚餘與生活污水污泥。由廚餘回收量與廚餘推估產量計算，長期臺灣廚餘平均回收率約為 1/3，其他未回收廚餘便與一般垃圾進入焚化系統處理，而回收廚餘中堆肥化與養豬利用大約各占一半，近年因非洲豬瘟疫情考量，部分縣市限制廚餘進行養豬利用，導致廚餘去化管道受阻，廚餘回收率有些微下降趨勢（環保署，2020a）。在生活污水方面，公共下水道污水廠產出之污泥或未接管家戶產出之水肥，依據廢清法許可再利用途徑包含材料化、能源化與肥料化，然目前資源化管道皆尚未明朗，遂以安定掩埋或焚燒為主要的最終處置方式（營建署，2019）。

而在食物生產階段，農政單位（農委會）為著手管理農畜系統最大宗副資材的部門，農委會對有機廢棄物管轄範疇涵蓋初級生產至加工，近年為因應全球對循環經濟與再生能源的重視與發展，再利用法規逐步鬆綁以實踐資源再利用許可管道的多元化（農委會，2018）。「農業事業廢棄物再利用管理辦法」即為農委會訂定、規範我國農業廢棄物再利用種類與用途之主要法規，該法訂立處理技術成熟且已於業界廣泛使用的再利用方法為「公告再利用」，凡符合公告再利用的項目即不需經個案申請可逕行再利用，目前允許再利用農業廢棄物包括：畜禽糞、農業污泥、畜禽屠宰下腳料、死廢畜禽、果菜殘渣、等共 11 項；再利用管道可大致分為：肥料化、飼料化與能源化，並以作為肥料原料許可最為普遍。其他階段屬經濟部管轄範疇之有機剩餘資材亦同農業廢棄物，以作為有機肥料原料許可最為常見。

上述農畜剩餘資材統計主要可參考農委會綠色國民所得帳瞭解妥善處理率，然該報告對於各地區、各子產業（不同牲畜養殖）一併統計假設再利用比例，實際上應有地區與產業差異，未來需再確認實際處理情況，另外，再利用實質成效應與再利用比例推估下結果有落差，基於國內有機資材囿於各廠在以自行處理方式下，就設備技術、原料量方面容易因缺乏規模經濟效益，致使成效難以提升，因此還有待未來對處理技術的盤點以對國內農畜剩餘資材有較全面的掌握。



2.4 物質流不確定性分析

物質流分析 (MFA) 作為廣泛使用的環境管理工具之一，在資料盤查來源與假設推導過程均存在侷限性，這將導致分析結果與真實情況存在偏差，故需要經由不確定性探討，提供決策者更全面的資訊以降低決策風險，並確立往後應補強的資訊層面。Le Noë et al. (2017); Oenema et al. (2003) 指出物質流分析研究中，不確定性主要可以分為模型結構性誤差與操作性 (operational) 誤差兩種，前者是由計算流程設計導致的偏差 (如設定國內生產食物優先供應國內需求、剩餘部分才出口國外的條件)，此類誤差可能是影響研究結果與現實情況差異的主要原因，然而結構性誤差因難以量化，少有研究進行分析。操作性誤差則是發生於盤查階段，因數據選用導致的資料或參數誤差，操作性誤差因可透過所收集數據假設真實數據的分布進行量化，在統計方法上較為簡易，也是多數研究進行不確定性分析時所針對的面向。以下即介紹 MFA 研究進行操作性誤差分析時常見的做法。

MFA 應用於環境資源管理領域，盤查階段容易面臨各方數據不一致問題，為避免使用單一資料來源造成嚴重偏誤，Cooper and Carliell-Marquet (2013) 以交叉比對做法 (cross-checking)，在盤查過程對各項流量計算採用兩筆以上數據來源，檢測不同來源的數值是否有相同的數量級以確立準確度。然而多數時候並未有多個適合的資料來源可進行交叉比對，另一方面，為進一步衡量不確定性區間，尚需要一套可廣泛適用於物質流分析的不確定性分析量化方法，目前已在多數 MFA 研究中使用的不確定性量化工具是由 Hedbrant and Sörme (2001) 所建立的 HS model。

HS model 是隱含主觀判斷，同時對系統中各流量不確定性的量化過程保有一致性評估的方法。方法是將各項引用數據依照對研究命題的適用性區分為五個等級，由研究者自行依照 HS model 中的指引對其採用的研究資料進行資料品質級別判斷，等級可經由公式得到不確定性百分比區間估計值供後續分析討論。Laner et al. (2016) 並參考其他不確定性量化標準與方法 (主要為 Pedigree 矩陣) 修正 HS model，提出如表 2-3 五項指標，各指標皆包含 1 至 4 的分數級別 (資料適合度最

理想為 1)，分數級別經過指數公式可轉換得到變異係數建立不確定性估計範圍。此方法經由資料模擬檢測後，認定數據在不確定性區間範圍內大致符合常態分布，Laner et al. (2016) 指出在不確定性小於 30% 且已知實際數據並無明顯不對稱的情況下，資料可良好適用高斯分布假設。

表 2-3 資料適合性判定標準

指標	定義
可靠性 (reliability)	引用的研究數據本身在調查樣本、方法嚴謹性與代表性上的可信度。一般，對於政府報告或經同儕審查之研究發表認定為有較高的可靠性。
完整性 (completeness)	資料調查涵蓋本研究欲探討範疇對象的程度。例如，以研究地區 90% 人口進行抽樣調查的完整性高於對 60% 人口抽樣結果。
時間關聯性 (temporal correlation)	引用的資料時間背景與本研究的相近性，具體上是以年代遠近差異為評估標準。
空間關聯性 (geographical correlation)	引用資料的研究地區在社會經濟各方面性質與本研究區域的近似性。
其他關聯性 (other correlation)	在技術與產品特性等其他方面與本研究目標的一致性。

參考來源：Laner et al. (2016)，本研究整理

2.5 氮磷足跡

氮、磷足跡 (footprints) 為衡量氮、磷資源損失的指標，包含在環境足跡範疇底下。應用上能作為制訂協同人類生產消費與環境發展的政策參考，以提供優先改善建議 (Leip et al., 2013)。環境足跡是多項指標的合稱，各項足跡指標是針對某項資源耗用或某方面環境衝擊，並主要由消費者觀點，以生命週期思維進行產品或服務的環境影響量化。而隨著全球環保意識的提升，新興足跡指標不斷被提出或對過往指標計算方式進行修正。環境足跡的應用價值，包含從消費者角度，提供衡量不同產品環境影響的參考標準；另可對企業體、國家乃至全球，提供追蹤人類活動造

成環境負荷的基礎資訊，並可作為永續發展目標下的改善檢核指標 (Matuštík and Kočí, 2021)。

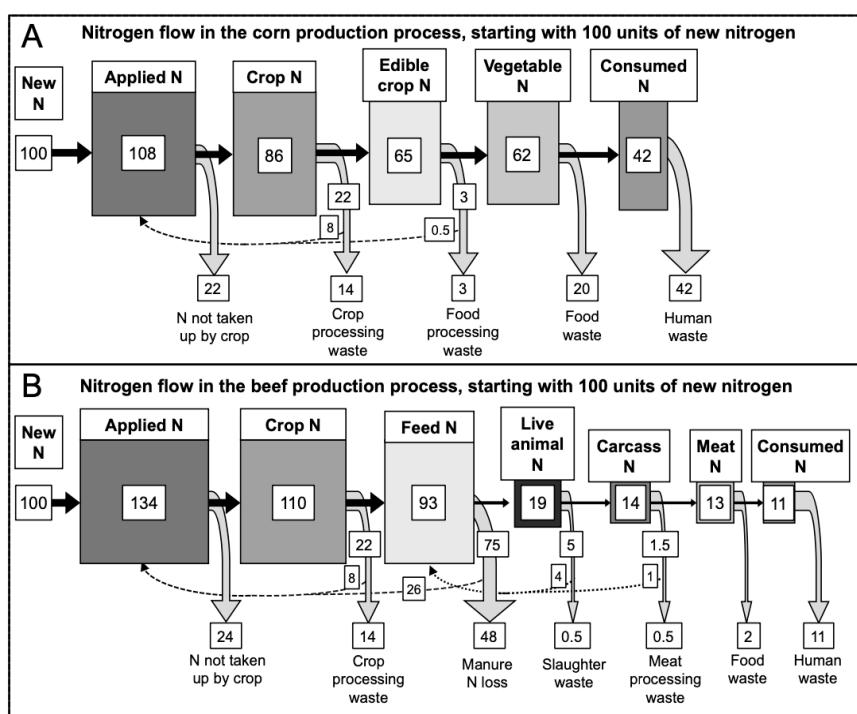
在眾多指標中，碳足跡與水足跡是研究與應用發展最為成熟的指標，氮、磷足跡則是目前研究相對較少的新興指標，其概念最早是由 Leach et al. (2012) 所提出的氮足跡發展而來，磷足跡計算方法主要參考氮足跡概念，亦同氮足跡於相近時期提出，但與氮足跡相比目前累積的研究討論又較稀少 (Metson et al., 2020)。氮、磷足跡可應用於農業與食物、能源、交通等領域，而由於人類對氮、磷資源的使用與農業活動高度相關，且根據研究，將生活中主要活動之氮足跡加總，飲食構成其中最大之比例 (Pierer et al., 2014)，也因此氮、磷足跡相關研究目前最主要針對食物面向進行探討。綜上所述，以下文獻回顧遂針對食物產品，介紹 Leach et al. (2012) 所提出食物氮足跡的計算方法，用以說明本研究欲藉由食物氮、磷足跡探討各類食物對氮、磷資源利用效率的基礎概念。

氮足跡被定義為消費者在一段時間內因對商品與能源的消耗所造成的活性氮 (Nr) 環境排放，並稱為虛擬氮 (virtual nitrogen)，用以表示隱含於產品中的氮資源損失量。具體上，以食物供應鏈而言，指標代表投入至該食物生產消費活動中最終未被回收利用於食物生產的總養分量，亦即環境損失量，環境損失是以生命週期觀點計算，因此包含產品製造與使用過程的環境影響。氮足跡主要由兩部分組成，其一為生產該食物期間所損失的養分；其二為消費階段的氮損失，一般以食物本身的養分計算，由於在消費（食入）後，此部分將以廢棄物或廢水型態進入環境 (Cattell Noll et al., 2020)。如圖 2-4 為藉由氮在食品生命週期中的流量變化對氮足跡的計算說明，由作物肥分投入為起始至食物消費，將食物鏈中一階段至下一階段養分的傳遞轉換所造成的可用養分減少計算為環境損失（如畜牧飼料轉換為動物生長），將過程中各階段損失至環境的氮加總，並扣除回收再投入至供應鏈的氮即得到該食物的氮足跡。

氮足跡作為衡量人類活動影響氮循環的指標工具，已被眾多學者、政府與組織

視為應提高重視並推廣的環境指標，然而部分學者亦針對氮足跡應用的侷限性提出批判。氮足跡的主要侷限性在於，其數值是以活性氮物質的總氮量表示，並無法從指標得出不同活性氮物質 (NH_3 、 N_2O 或 NH_4 等) 經不同損失途徑的個別損失量，亦缺乏與環境衝擊的連結，因此相同氮足跡下衍伸的環境衝擊與結果可能有很大差異。

目前已有將活性氮排放對生態系統服務乃至對人類福祉影響轉換為經濟成本的研究 (Compton et al., 2011)，未來尚有待將相關研究與氮足跡指標整合，建立可說明活性氮排放與其環境相關性的指標，但實際操作上，因氮的高度反應性，氮排放牽涉一連串活性氮物質的轉換 (cascading effects)，也導致在評估氮排放的環境影響上構成諸多困難 (Einarsson and Cederberg, 2019)。磷足跡同樣僅以磷資源損失量表示，雖亦於計算操作，然指標缺乏與環境衝擊的連結亦為未來需要思考改善的面向，而事實上，對於其他諸多環境足跡指標亦同樣面臨相似挑戰。



^註 填色方塊為各階段可利用氮元素；黑色箭頭為投入至下一階段的氮流量；灰色箭頭表示氮環境損失量；虛線表示氮回收量

參考來源：Leach et al. (2012)

圖 2-4 植物性與動物性食品的氮足跡計算流程示意

第三章 研究方法



本研究以氮、磷元素探討臺灣農畜系統養分循環議題。研究主要分為兩部分，第一部分為農畜系統氮磷物質流分析，透過系統性量化食物供應鏈投入與產出資源之氮與磷元素流量，評估食物生產至消費過程養分的利用與環境損失情形；此部分首先說明農畜系統範疇的訂定，接續為氮、磷物質流的盤查計算與假設，以及副資材回收情境設定，最後為不確定性分析。研究第二部分是，將物質流盤查結果導入氮、磷足跡指標計算，分析各項食物養分利用效率的差異，以瞭解不同食物種類如何組成農畜系統的養分流布情形，本章最後將說明氮磷足跡的計算方法。

3.1 研究範疇與評估對象

本研究將農畜系統探討的地理範圍定義為臺灣本島，關注於研究區域內食物生產與消費活動中養分資源的利用情形。研究時間背景為 2016 年至 2020 年，並以五年平均值表示研究期間的平均概況。農產品盤查範疇的劃定參考我國農委會糧食平衡表（農委會，2020a）中主要農產品以劃定研究對象，採計項目包含：穀類、薯類、子仁及油籽類、蔬菜類、果品類、肉類、蛋類與奶類，並考慮在該類別中國內生產量累積百分比前 90-95% 項目（如表 3-1），而茶葉、咖啡等經濟作物並不納入考量。

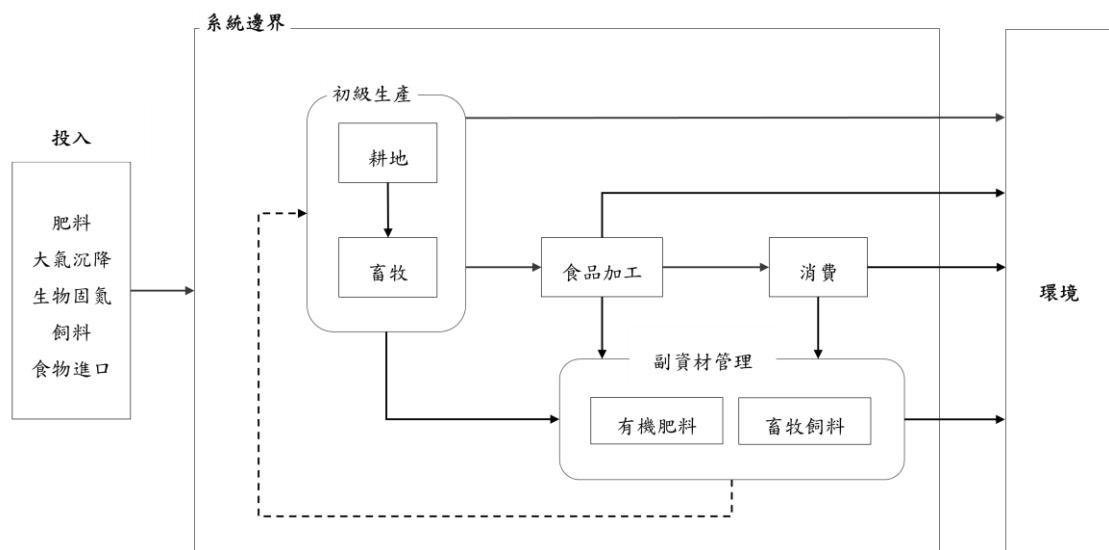
在採計的農產品項目中，首先確立地理範圍內之食物生產量與需求量為本研究資源投入與副資材產出與損失計算之根據，再以如圖 3-1 農畜系統範疇進行氮、磷物質流分析。農畜系統主要可分為初級生產、加工、消費與副資材（剩餘資材）管理四個階段，流量盤查包含各階段之系統外養分投入、輸出與系統內各階段之間的流動，包括肥分、飼料與食物之間的轉換，以及伴隨食物供應產生的剩餘資材與環境損失等。副資材在本研究中指食物生產至消費過程中不可避免產生的生物質副產物資源，未進入供應鏈下一階段進行增值利用，狹義上為不具有市場經濟價值者，在法律上則以廢棄物稱之。

表 3-1 農產品盤查範疇



大類	小類	項目
1. 穀類	米	稻穀(糙米)
	雜糧	食用玉米、飼料玉米、小麥
2. 薯類	-	甘薯(地瓜)、馬鈴薯
3. 子仁及油籽類	-	落花生、紅豆、大豆、芝麻(胡麻)
4. 蔬菜類	根菜類	蘿蔔、胡蘿蔔、牛蒡、豆薯
	莖菜類	竹筍、蔥、蒜頭、芋、茭白筍、洋蔥、蔥頭、蓮藕、薑
	葉菜類	甘藍、不結球白菜、萵苣、蘿蔔(空心菜)、結球白菜、菠菜、大芥菜、芹菜、芥藍
	花果菜類	毛豆、南瓜、番茄、絲瓜、胡瓜、青花菜、花椰菜、苦瓜、四季豆、甜椒、茄子、辣椒、冬瓜、長豇(菜)豆
5. 果品類	-	香蕉、鳳梨
	柑橘類	椪柑、柳橙、文旦柚、桶柑、檸檬、茂谷柑、白柚、葡萄柚、其他柑橘類
	瓜果類	西瓜、洋香瓜、香瓜
	其他果品	芒果、龍眼、荔枝、番石榴、梨、柿、梅、蓮霧、番荔枝(釋迦)、葡萄、紅龍果、木瓜、可可椰子、桃、棗、李、生食甘蔗、草莓
6. 肉類	家畜	豬、牛、羊
	禽類	雞、鴨、鵝
7. 蛋類	-	雞蛋、鴨蛋
8. 乳類	-	牛乳、羊乳

剩餘資材的利用方面，由於本研究設定以農畜系統養分循環為目標，因此系統邊界限於作為以提供食物生產或消費為目的之養分投入、產出與再利用，故本研究所考慮循環流量僅包含作為耕地肥分與動物飼料利用的養分資源流，其他非投入至農畜系統的養分再利用則視為系統損失。



^註箭頭表示養分資源流向，虛線為循環回收的養分流向

圖 3-1 農畜系統養分物質流評估範疇概念圖

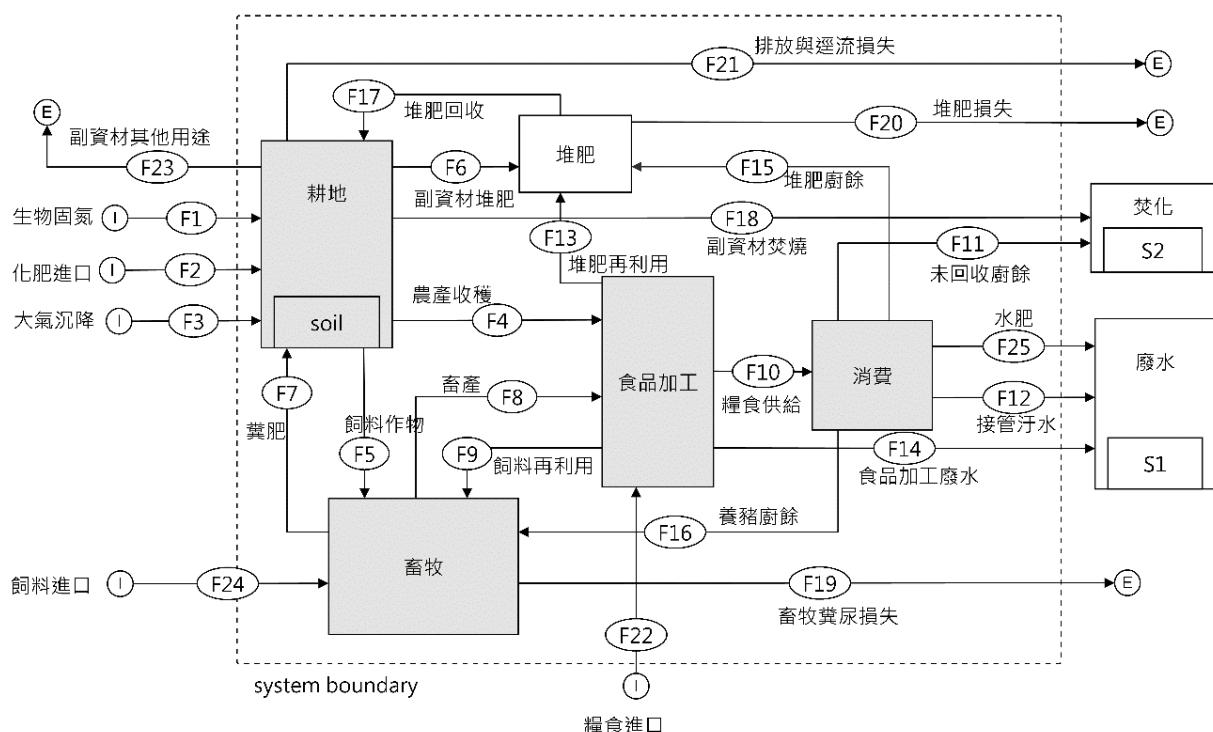
3.2 農畜系統物質流分析

農畜系統養分流的架構建立與盤查計算主要參考 2.1.2 節 GRAFs 方法 (Billen et al., 2014)，本研究建立農畜系統氮、磷物質流架構如圖 3-2，各流量將以元素重「千公噸氮 (磷)/年」為單位表示。

農畜系統物質流盤查以農委會統計資料為基礎，提取國內農畜生產數據與國內人均糧食供給量，本研究以此供給量表示國人食物消費量，並假設人均飲食消費型態與消費量並無地區差異，該數值是我國依循 FAO 糧食平衡表 (food balance sheet) 編制準則所計算提供，作為以評估國家食物供需情形之國際通用統計資料，該糧食供給量之計算是由國內生產量校正庫存變動、進出口平衡後的初級農產品供應量，再扣除種子用、工業用與飼料用所得到的供食品加工或直接以食材型態作

為飲食用之供應量，原則上包含進口原料於國內加工的食品。另參考 Le Noë et al. (2017) 以滿足當地食物自給為優先的假設：國內生產量優先供給國內食物需求，自產與國內需求量的差異則由進出口量平衡。

上述農產資料本研究是以縣市為最小單位進行統計盤查，未取得縣市尺度資料者以國家尺度資料換算替代。掌握研究範疇內初級生產量與食物消費量後，接著建立生產資源投入、資源在各階段的轉換與損失等流量關係，並將資源均轉換為氮、磷元素表示，受限於資料取得，計算參數部分引用國外研究資料。農畜系統中各單元養分流量詳細計算方式與資料來源將於接續小節進行說明。



^註 灰底框為農畜系統生產至消費單元，白底框為副資材管理單元；單元中之方框表示存量；I 表示系統外投入；E 表示輸出至系統外

圖 3-2 農畜系統氮、磷物質流架構



3.2.1 耕地單元

耕地單元考慮糧食與飼料生產過程的養分進出，單元流量如圖 3-3 所示，各項養分投入與輸出估算如以下說明：

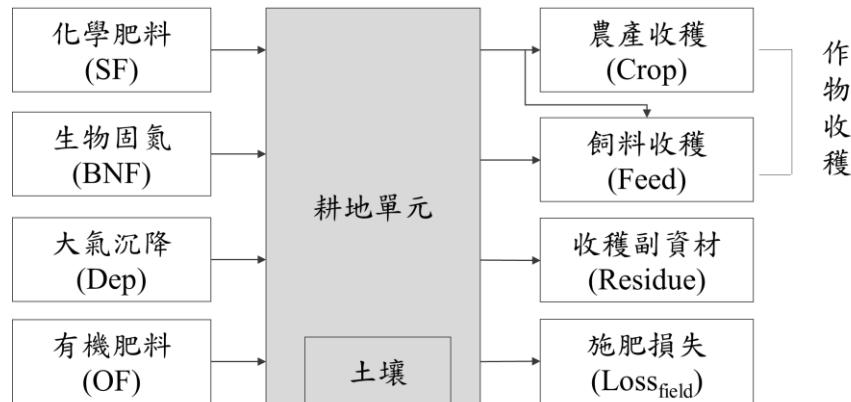


圖 3-3 耕地單元養分流關係圖

(一) 化學肥料

耕地單元化學肥料元素 e 投入量 (SF_e ; kt N/year or kt P/year) 計算如式 1：

$$SF_e = \sum_i Area_i \times Fer_{i,e} \times 10^{-6} (\text{kt/kg}) \quad \text{式 1}$$

$Area_i$ 為農作物 i 年收穫面積 (ha/year); $Fer_{i,e}$ 為作物 i 每公頃元素 e 建議施用量 (kg N/ha or kg P/ha)，其中磷施用量經由磷酐 (P_2O_5) 中磷元素質量百分比 0.436 轉換為 P 元素重量計算。

收穫面積資料取自各縣市年度收穫面積統計 (農委會, 2020b)，作物施肥率主要參考「作物施肥手冊 (農糧署, 2005)」中對各項作物氮、磷元素建議施肥量，若建議量為一範圍時則取中間值表示，並假設各地區施肥率一致，缺少施肥建議資料之作物則以相近物種平均值替代。除果品類外，各項農作物一年中多有一、二 (春、秋) 期作之分，不同期作建議施肥量不同，考慮稻米為臺灣種植面積最高的作物，本研究區分稻作之一期與二期計算化學肥料施用量，其餘作物則合併不同期作計



算年收穫量，並假設各期作施肥率一致。另由於該手冊中果樹類建議施肥量是以一株表示，故再配合果樹種植密度資料（吳等，2008）計算每公頃要素需求量。本研究採用各項作物施肥率詳見附錄 A。

（二）生物固氮

本研究中生物固氮投入僅估計根瘤菌與豆科作物所行共生性固氮，考量作物包含子仁類與花果菜類中的莢果（如表 3-2）。根瘤菌透過固氮酵素可將大氣中游離的氮氣固定轉換為可被植物吸收利用的氮態氮（Ferguson et al., 2019），而實際上，固氮量因根瘤菌種類與植物生長條件不同而有極大差異，由作物收穫氮量與大氣固氮比例推算較準確（Lassaletta et al., 2014a）。然考量國內豆科作物生產量低，本研究採較簡易粗估方式（式 2）：

$$BNF = \sum_i Area_{L,i} \times RN_i \times 10^{-6} \text{ (kt/kg)} \quad \text{式 2}$$

BNF 表示年生物固氮量 (kt N/year)；Area_{L,i} 表示豆科作物 i 年收穫面積 (ha)；RN_i 為豆科作物固氮能力係數 (kg N/ha/year)（如表 3-2）。

表 3-2 豆科作物固氮係數

作物	大豆、毛豆 ^a	落花生 ^b	紅豆 ^b	四季豆 ^a	長豇豆 ^a
固氮能力係數 (kg N/ha/year)	90	80	60	40	55

參考來源：^aVasconcelos et al. (2020); ^bHerridge et al. (2008); ^bSmil (1999)

（三）大氣沉降

大氣沉降在快速工業化與農業發展後對全球氮循環與磷循環構成不容忽略的影響，成為生態系統養分輸入的重要來源（Galloway et al., 2008; Zhu et al., 2018），有鑑於此，本研究亦考慮大氣沉降對農地的氮、磷元素投入。實際上大氣沉降量易受地形、氣候與產業活動因素導致區域性差異，然受限於目前國內未有陸域氮及磷沉降的定期監測，本研究以亞洲地區平均沉降量計算，並假設研究範圍內氮、磷沉



降係數一致，大氣元素 e 年沉降量 (Dep_e ; kt N/year or kt P/year) 計算如式 3：

$$Dep_e = \sum_i Area_i \times R_{Dep,e} \times 10^{-6} \text{ (kt/kg)}$$

$R_{Dep,e}$ 為大氣元素 e 沉降係數：氮沉降採用 23.6 kg N/ha/year (Wen et al., 2020)、磷沉降參考 Pan et al. (2021) 假設為 0.74 kg P/ha/year。

(四) 作物收穫

作物收穫養分移出包含供應消費之農產收穫與供畜牧飼養用之飼料收穫，飼料收穫考慮牧草、飼料玉米原先即以供畜牧利用而栽種之農作物，農產收穫為其他供人類消費而栽種之作物，然稻米、薯類及油籽類糧食作物中國內生產量大於需求量，本研究因考慮以滿足國內食物自給為優先，遂將其併入飼料收穫。農產與飼料收穫的元素 e 流量 ($Crop(Feed)_e$; kt N/year or kt P/year) 計算如式 4，其中作物氮含量可由慣用蛋白質對氮元素比值 6.25 (Mariotti et al., 2008) 換算。各項農作物養分比例主要參考國內數據，輔以國外研究數據，數值如附錄 B 整理。

$$Crop(Feed)_e = \sum_i Crop(Feed)_{i,e} = \sum_i Yield_i \times C_{harvest,i,e} \quad \text{式 4}$$

$Yield_i$ 為作物 i 之年收穫產量 (kt/year)； $C_{harvest,i,e}$ 為作物 i 含元素 e 比例 (%)。

(五) 收穫副資材

上述牧草以外之農作物收穫，尚考慮主要收成品（經濟收穫）以外的植株部分如稻稈與玉米莖等，是為收穫副資材，本研究將收穫副資材養分流量區別果品類與其他農作物分別估算。

果品類

果樹類副資材考慮修剪產生的枝葉 (環保署，2008)，果樹類產出收穫副資材元素 e 流量 ($Residue_{fruit,e}$; kt N/year or kt P/year) 如式 5：

$$Residue_{fruit,e} = \sum_i Yield_i \times TI_i \times C_{Res,i,e} \quad \text{式 5}$$



TI_i 為水果類作物 i 收穫副資材與果實產量比值； $C_{Res,i,e}$ 為作物 i 收穫副資材含元素 e 比例（%），參數如附錄 C。

非果品類之作物

果樹外作物之收穫副資材磷流量 ($Residue_{crop,P}$; kt P/year) 根據歐盟國家對收穫副資材磷含量的估計研究 (Panagos et al., 2022) 如式 6 假設計算。收穫副資材氮流量 ($Residue_{crop,N}$; kt N/year) 則藉由採收剩餘資材與經濟產量比率由生產量推估作物採收殘餘量，再由其養分比例計算，然考量推估含氮量將受分析作物含水率影響明顯，為去除參考研究與本研究生產量數據的含水率差異，先將參考文獻數據統一換算為剩餘資材與經濟產品氮含量比值 (如表 3-3) 後，再由前述求得之作物收穫氮含量推估 (如式 7)。

$$Residue_{crop,P} = \sum_i Crop_{i,P} \times 0.064 \quad \text{式 6}$$

$$Residue_{crop,N} = \sum_i Crop_{i,N} \times Ratio_{Res,N} \quad \text{式 7}$$

表 3-3 果樹類以外作物收穫副資材與經濟收穫氮含量關係

作物	收穫副資材氮含量與經濟產品氮含量比值
	($Ratio_{Res,N}$)
稻穀 ^b	0.70
小麥 ^a	0.42
玉米 ^a	0.46
芝麻 ^a	1.09
落花生 ^a	0.59
大豆 ^b	0.33
紅豆 ^a	0.43
馬鈴薯 ^b	4.81
甘藷 ^c	5.86
蔬菜類 [*]	0.46

*以馬鈴薯及甘藷以外作物平均值計算

參考來源：^aGu et al. (2015)；^bYan et al. (2014)；^cLiu et al. (2007)，本研究計算

因目前國內未有確切統計農作採收殘體流向的調查報告，本研究遂參考綠色國民所得帳中稻稈（稻蒿）再利用去向的數據比例（如表 3-4），假設該比例大致符合臺灣各項作物收穫副資材的處理去向，並僅關注肥料及飼料利用為本研究的農畜系統循環範疇。

表 3-4 收穫副資材處理去向假設

處理方式分配 (%)	就地翻耕掩埋	焚燒	堆肥	其他利用*
	82	2.5	2	13.5

*包括倉庫墊料及栽培覆蓋利用

**飼料再利用比例小於 0.1% 故不予考慮

參考來源：農委會 (2020d)

(六) 耕地養分損失

土壤中氮、磷物質經由氣體揮發與逕流沖蝕、進入大氣與水體環境為自然循環的過程，農業活動對土壤活性氮、磷含量的補充則顯著增加土壤營養鹽損失的速度，農業因此為評估國家污染排放的重要部門。本研究考慮耕地氮、磷損失來源包含：肥料施用與作物殘體（收穫副資材）就地翻耕掩埋過程兩項。其中，氮損失包含氣體逸散與逕流兩種損失途徑，磷損失則僅含沖蝕（erosion）方式，計算如下說明：

肥料施用

施肥衍生的氮損失量與其機制受施用肥料成分、土壤性質、降雨事件及氣候等諸多因素影響，基於取得農業活動與氣象詳細資料的困難性，且國內尚未建立完整的相關氮排放參數，故本研究參考政府間氣候變化專門委員會（Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC）所發布國家溫室氣體排放盤查指南中的方法 1 (Tier 1) 建議公式與參數，以較簡化估計方式計算國家尺度研究下的耕地氮損失量，是假設研究範圍內之土壤與氣候等條件一致。



本研究計算肥料施用的 Nr 氣體排放量 ($\text{Loss}_{\text{field,fer,N}}$; kt N/year) 如式 8，經由淋溶逕流的損失量 ($\text{Loss}_{\text{field,leach,N}}$; kt N/year) 如式 9。Nr 氣體排放加以考慮化學肥料種類為影響 Nr 氣體排放強度的最主要因素 (EEA, 2019)，進一步以國內各類化學肥料年施用量作為耕地化學肥料氮素施用種類的權重修正，估算國內農民慣用肥料產品結構下的 Nr 氣體排放。

$$\text{Loss}_{\text{field,fer,N}} = \text{SF}_N \times \sum_r \text{EF}_{r,\text{field,SF}} + \text{OF}_N \times \sum_r \text{EF}_{r,\text{field,OF}} \quad \text{式 8}$$

$$\text{Loss}_{\text{field,leach,N}} = (\text{SF}_N + \text{OF}_N) \times \text{Frac}_{\text{leach,N}} \quad \text{式 9}$$

SF_N 為耕地化學肥料投入氮元素量 (kt N/year)； $\text{EF}_{r,\text{field,SF}}$ 為施用化學肥料中因 Nr 氣體 r 挥發導致的氮損失比例 (%)； OF_N 為耕地有機肥料 (糞肥、堆肥) 投入的氮元素量 (kt N/year)； $\text{EF}_{r,\text{field,OF}}$ 為施用有機肥料中因 Nr 氣體 r 挥發之氮損失比例 (%)； $\text{Frac}_{\text{leach,N}}$ 為施用氮肥之淋溶逕流損失比例 (%)。氮損失係數如表 3-5。

表 3-5 肥料施用氮損失因子

氮排放來源	氮排放參數	數值 (%)
化學肥料 ^a	$\text{EF}_{\text{NH}_3-\text{N},\text{field,SF}}$	4.7
	$\text{EF}_{\text{NO}_x-\text{N},\text{field,SF}}$	1.9
	$\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}-\text{N},\text{field,SF}}$	0.6
有機肥料	$\text{EF}_{\text{NH}_3-\text{N},\text{field,OF}}$	19.7
	$\text{EF}_{\text{NO}_x-\text{N},\text{field,OF}}$	1.5
	$\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}-\text{N},\text{field,OF}}$	0.6
淋溶逕流	$\text{Frac}_{\text{leach,N}}$	24

^a 依照臺灣施用化學氮肥種類比例計算 (如附錄 D)

*皆選用濕氣候 (wet climate) 條件下參數

*在此 NO_x 指 NO 與 NO_2

參考來源：IPCC (2019)，本研究計算



肥料施用過程 N_2O 包含直接排放與間接排放，間接排放是由部分已揮發或再沉降至土壤的 NH_3 與 NO_x 經硝化與脫硝作用所衍生的 N_2O 排放，由於間接排放為已估計損失的含氮氣體轉換，為避免重複計算氮損失量，本研究不另計算 N_2O 間接排放量。

磷施肥損失 ($\text{Loss}_{\text{field,P}}$; kt P/year) 考慮耕地最主要的損失途徑——土壤侵蝕，磷侵蝕率與土壤長期磷存量有關，相對於氮並無法直接以肥分投入量推估，故在此引用 Alewell et al. (2020) 對全球進行土壤磷損失率的研究報告，如式 10 計算：

$$\text{Loss}_{\text{field,P}} = \sum_i \text{Area}_i \times \text{RP}_{\text{erosion}} \times 10^{-6} (\text{kt/kg}) \quad \text{式 10}$$

$\text{RP}_{\text{erosion}}$ 為亞洲地區磷平均土壤侵蝕率 (7.8 kg P/ha/year)。

收穫副資材掩埋

收穫副資材採就地翻耕掩埋處理相較於移除處理可保留土壤養分，然部分氮將以 N_2O 或 NH_3 損失，收穫副資材 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放係數根據 IPCC (2019) 報告採用 0.01， $\text{NH}_3\text{-N}$ 排放係數參考 Leip et al. (2011) 由副資材氮含量依照實驗公式計算，兩者合併後收穫副資材氮損失量 ($\text{Loss}_{\text{field,Res,N}}$; kt N/year) 如式 11，另需注意，此數據是假設副資材並不特別翻耕至土壤下層，而是置放於土壤表層使之逐漸分解，研究中提到前者作法將顯著減少氮氣體損失。

$$\text{Loss}_{\text{field,Res,N}} = \text{Residue}_N \times \left(0.01 + \frac{0.41 \times C_{\text{Res,N}} - 5.42}{100} \right) \quad \text{式 11}$$



3.2.2 畜牧單元

畜牧單元亦即動物性食品的生產階段，養分進出流量如圖 3-4 所示，包含畜禽飼料、畜牧生產與畜禽排泄，養分投入、輸出詳細計算如以下說明：

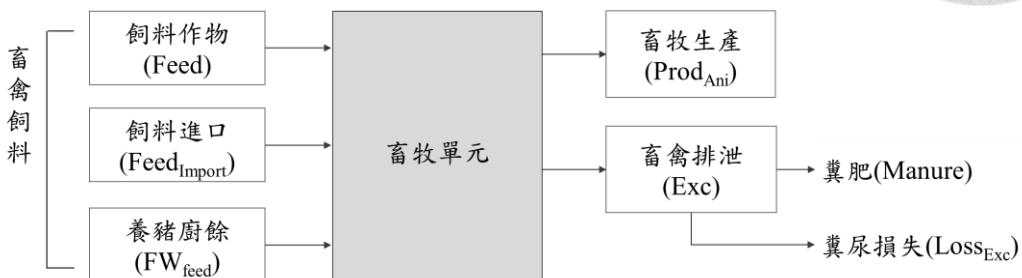


圖 3-4 畜牧單元養分流關係圖

(一) 畜禽飼料

為合理表示飼料、排泄與畜牧生產三者養分流量，本研究以質量守恆原則，由畜牧生產 ($Prod_{Ani}$) 加上畜禽排泄 (Exc) 推估畜禽飼料養分總投入量。畜牧飼料來源包含國內自行生產之飼料作物 (Feed)：牧草與其他農作物 (如耕地單元所述)，以及養豬廚餘 (FW_{feed})，養豬廚餘流量將於消費單元說明，飼料養分總投入量扣除國內供給飼料作物與養豬廚餘養分量後即為飼料進口 ($Feed_{Import}$) 流量。

(二) 畜禽生產

在此畜禽生產是指畜牧單元供應至加工 (屠宰) 單元的初級畜產品，包括活體動物及蛋品與鮮乳。畜禽生產元素 e 流量 ($Prod_{Ani,e}$; kt N/year or kt P/year) 經由可食用與不可食用部分之養分量計算 (如式 12)，援引 Le Noë et al. (2017) 對動物可食用部分之定義及各部位氮、磷比例數值，並依國人飲食習慣修正，本研究定義畜禽可食用部分包含各部位肉品、50% 內臟與脂肪，豬與禽類尚包含血液；蛋類可食用部分為扣除蛋殼之部分。



式 12

$Prod_{Ani,e} = \sum_k W_k \times (C_{edi,k,e} + C_{in-edi,k,e})$

W_k 為畜禽 k 年供應屠宰活體重或蛋品、乳品重 (kt/year)，供肉用之畜禽以年度畜禽供應屠宰數量與每隻平均活體重計算，蛋類與乳品類則直接以農委會供應個數及重量計算 (農委會, 2020e)； $C_{edi,k,e}$ 為畜禽 k 生產重量中可食用元素 e 比例 (%)； $C_{in-edi,k,e}$ 為畜禽 k 生產重量中含不可食用之元素 e 比例 (%)，參數如表 3-6。

表 3-6 畜禽生產氮磷含量

畜產品	$C_{edi,k,N}$	$C_{in-edi,k,N}$	$C_{edi,k,P}$	$C_{in-edi,k,P}$	單位
豬 ^a	2.27	1.08	0.14	0.64	
牛 ^a	1.18	1.44	0.08	0.67	
羊 ^a	1.10	1.33	0.08	0.54	
禽類 ^a	1.71	1.72	1.33	0.1	g/100g live weight (%)
蛋類 [*]	1.79 ^a	0.1 ^c	0.16 ^a	0.01 ^c	
牛乳 ^a	0.53	-	0.091	-	
羊乳 ^b	0.54	-	0.088	-	

^c蛋殼以 11% 雞蛋重量，含氮磷量 0.84%、0.1% 計算 (Tombarkiewicz et al., 2022)。

^{*}雞蛋以每公斤 18 個、鴨蛋每公斤 16 個將數量折算為重量 (農委會, 2020d)

參考來源：^aLe Noë et al. (2017)；^b衛福部食藥署(2021)，本研究計算

(三) 畜禽排泄

畜禽元素 e 年排泄量 (Exc_e ；kt N/year or kt P/year) 計算如式 13：

$$Exc_e = \sum_k Exc_{k,e} = \sum_k Q_k \times M_{exc,k,e} \times 10^{-6} \text{ (kt/kg)} \quad \text{式 13}$$

Q_k 為畜禽 k 年在養量或家禽 k 年供應屠宰隻數 (heads)； $M_{exc,k,e}$ 為每單位畜禽 k 年平均糞尿元素 e 排泄量 (kg N/head/year or kg P/head/year)，如附錄 E 彙整。

本研究假設家畜與產蛋禽類長期飼養量維持一致，因此以每頭動物每日平均糞尿養分排量乘以年 365 天計算表示每頭動物年平均排泄量；對於肉用家禽考慮國內採分期批次統進統出飼養，因此以平均飼養天數乘以每日平均排泄量表示為年平均排泄值後，再乘以年屠宰供應隻數計算肉禽類年平均排泄量。

參考農委會綠色國民所得帳統計，資料指出國內產出的畜禽糞接近 100% 採堆肥化管理，故本研究假設畜牧糞尿並無直接排放情況，而是經適當處理後將所回收的養分供耕作應用，然加以考量國內畜牧糞尿資源化政策，本研究進一步依照飼養管理型態對家畜與禽類分別假設糞尿管理情況，以詳細計算可回收的養分與損失。各類畜禽糞尿管理方案假設如表 3-7 整理，家畜糞尿經由廢水處理系統回收，禽類排泄處理原則上無廢水產生，排泄物由禽舍清出後採原地或集中堆肥處理。

國內家畜廢水絕大多數採畜產試驗所研發的三段式廢水處理程序，是以處理畜牧廢水至符合放流水標準為主要目的，近幾年，鑑於歐美國家在畜牧糞尿資源化管理的成功案例，104 年起環保署陸續推動畜牧糞尿資源化措施，利用廢水處理過程產生的沼氣進行再生能源發電，並將處理後畜牧糞尿回歸農地作為有機肥分取代部分化學肥料，資源化措施主要包含三種途徑：沼渣沼液、個案再利用與放流水回收。參考 2020 年豬牛糞尿資源化已核准資源化頭數統計，取各縣市資源化頭數與本研究盤查豬牛在養量計算再利用方案比例（如附錄 G），並合併個案再利用同沼渣沼液方案計算，放流水回收方案則一同納入其餘飼養家畜量採三段式廢水程序管理，兩者差異在於申請案之放流水有回歸農田利用，一般案例則排入河川。

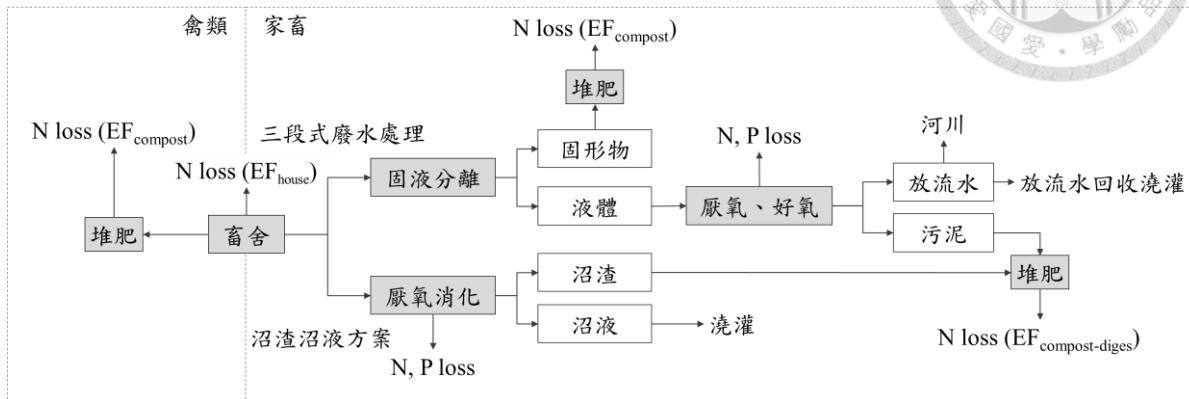
表 3-7 畜禽糞尿管理方案假設

畜禽種類	糞尿管理方式假設
豬、牛	以各縣市豬牛糞尿資源化核准數量計算沼渣沼液方案比例，剩餘採三段式廢水處理。
羊	羊類因無相關統計資料，假設均採三段式廢水處理。
禽類	皆採堆肥化處理

養分於糞肥管理過程的流失與轉換分為畜舍與廢水處理兩個階段考慮，係根據國內處理技術參考有關文獻，以文獻中氣體排放參數，與各處理單元去除率、進出流量與濃度資訊，由本研究糞尿盤查產出量為起始依序分階段計算各程序養分流變化，以得到最終可回收養分量，畜牧糞尿處理詳細流程如圖 3-5。由於磷並



不以氣體形式逸散，故假設糞尿中磷回收率僅受廢水處理技術影響，於其他階段並無損失。



^註灰底框為畜牧糞尿處理過程發生養分損失的階段；EF 表示各階段氮損失參數

圖 3-5 畜禽糞尿處理流程

畜舍 (housing) 階段

尚未集中處理的糞尿在畜舍階段氮損失 ($LOSS_{Exc,house,N}$; kt N/year) 如式 14 計算，剩餘的養分假設經沖洗收集進入處理程序前並無損失。

$$LOSS_{Exc,house,N} = \sum_k (EXC_{k,N} \times \sum_r EF_{r,house,k}) \quad \text{式 14}$$

$EF_{r,h,k}$ 為畜禽 k 糞尿於畜舍階段氮因氣體 r 挥發的損失係數 (kg N/kg N_{input})，參數如附錄 F。

糞尿處理階段

三段式廢水處理程序主要分為固液分離、厭氧發酵與活性污泥處理三階段，處理後放流水排入河川，固液分離之固體與厭氧好氧處理單元產生的沉澱污泥則假設採堆肥處理。沼渣沼液方案是直接將糞尿廢水攪拌混合的泥漿 (slurry) 行厭氧消化，消化後的剩餘物為消化物 (digestate)，消化物經固液分離後固體與液體分別為沼渣與沼液，沼渣採堆肥化後作為肥料使用；沼液因養分密度較沼渣低可直接施灌於農地。故糞尿養分回收分為液體及固體型態，本研究假設固體均經過堆肥處理，包含家畜廢水處理後的固形物、污泥以及禽糞，並根據表 3-8 與附錄 F 糞尿管

理排放參數計算。廢水處理過程的損失與存量為質量平衡結果，包含廢水儲存過程的氣體散失與部分污泥迴流，然因無法區分來源在此合併計算。



表 3-8 家畜廢水處理階段養分流向參數

處理系統	階段	項目	氮流向 (%)	磷流向 (%)	參考來源
三段式 廢水處理	固液分離	固形物	8	18	Moller et al. (2000)
		液體	92	82	
	厭氧與好氧處理	放流水	46	66	林志高與陳文興 (2010)；郭猛德與蕭
		廢棄污泥*	17	17	
		損失與存量**	37	17	庭訓 (2010)
	沼渣沼液 資源化	沼液	85.9	86.0	屏東縣環保局 (2017)
		沼渣	9.5	9.6	
		損失與存量**	4.6	4.4	

*厭氧與好氧階段污泥合計

**以質量平衡計算，因參考研究是以國內實場分析數據計算，損失可能為處理操作不佳導致，其中亦包含含氮氣體排放與污泥迴流存量。

3.2.3 加工單元

本研究以質量守恆概念建立農畜系統養分物質流，為維持所考慮的農畜產品在研究中皆有一致的供應鏈模式以簡化系統流量計算與呈現，研究中以加工單元連接初級生產（耕地、畜牧）單元與消費單元。加工單元養分流量如圖 3-6 所示，包含假設經過加工處理以及未經加工的所有食品與初級農產品流量，並同時作為調節當地生產與進出口的單元。

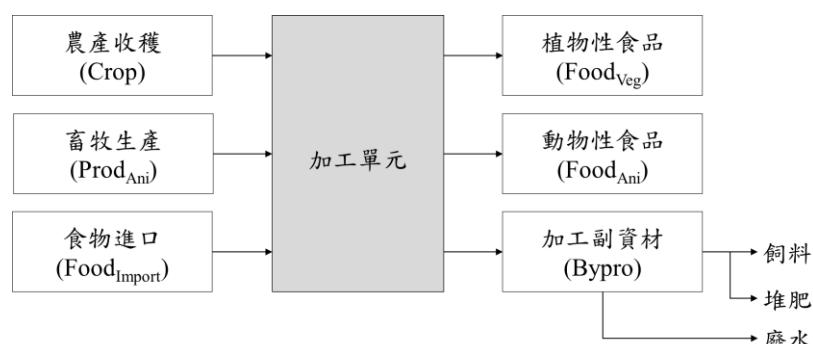


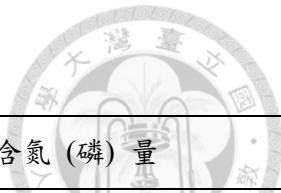
圖 3-6 加工單元養分流關係圖

本研究參考糧食平衡表中消費產品型態的假設（農委會, 2020f），以及 Caldeira et al. (2019) 對食品加工副產物 (Byproduct) 的量化方法來計算加工單元產生的副產物，加工階段所產生的副產物主要考慮不可食用（如稻殼）部分的加工處理，而部分食物種類因取得可食用與不可食用養分含量的困難性，遂假設可食用與不可食用養分比例相同，即等同於農作物養分比例。加工副產物流量計算詳見表 3-9。

食物進口流量 (Food_{import}) 依國內各類食物生產與需求量分別計算，值為本土生產優先供給國內食物需求下可供輸出與需求缺口量換算為養分的相減淨值，由於食物進口養分平衡受加工前後食物型態所影響，為便於計算，本研究假設除肉類是以可食用部分進口，其餘食物種類皆以原初級產品進口計算，後者即包含在加工單元副產物產出的計算中。加工單元養分進流量扣除上述加工副資材養分之剩餘量即為供應消費的食品養分流量。

在副產物去向方面，稻殼處理參考綠色國民所得帳統計假設（農委會, 2020d），10% 進行堆肥、15% 作為飼料原料、禽舍墊料 25%，因稻殼作為禽舍墊料後最終將伴隨禽糞一同進行堆肥，故在此假設稻殼堆肥總比例為 35% 以便於養分流量計算。對於其他加工副產物本研究假設食品加工單元皆符合「廢棄物清理法」中應申報事業廢棄物產出與處理情形之對象，故在此由環保署事業廢棄物申報管理系統年統計資料（環保署，2020c）作為國內食品加工廢棄物的再利用處理量，根據本研究範疇採計之廢棄物種類與養分含量如表 3-10 整理。由於資料未詳載處理方式，參考事業廢棄物再利用詳細辦法，農畜相關廢棄物種類以有機質肥料為主要許可再利用用途，故假設食品加工廢棄物均採堆肥處理作為肥料原料再利用，剩餘養分則假設進入廢水系統處理。

表 3-9 加工副產物氮、磷流量計算假設



種類	加工副產物	加工副產物產生量假設	加工副產物含氮(磷)量
穀類	稻殼、麥麩	穀類考慮稻米與小麥加工，本研究假設兩者皆分別以白米及麵粉形式供應需求，並參考農委會食用率表示初級原料製成產品重量比例計算加工前後重量變化，差異即為副產物量。白米食用率為 88%、小麥粒製成麵粉率為 73.5%。	白米加工副產物氮含量以稻穀總生產氮含量扣掉白米氮含量計（參數如附錄 B）；麥麩氮、磷含量為 2.78%、1.15% ^a
大豆	豆渣	假設所有供食用黃豆（非飼料與榨油用）均磨為豆漿進行豆製品加工後供消費利用。1 公斤黃豆加工約產生 1.1 公斤豆渣 ^b 。	豆渣氮、磷含量假設為 1% 與 0.14% ^b
花生	花生殼	假設國內 20% 花生以帶殼方式銷售，其餘 80% 以加工製品或脫殼花生粒等形式供應，後者加工副產物即為花生殼參考農委會以帶殼花生重量 25% 計算。	花生殼氮、磷含量為 1.28%、0.07% ^a
薯類		由國家攝食資料庫 ^{*c} 果蔬汁及蔬果加工製品調查攝取量根據農產品轉換係數 ^d 還原為	
蔬菜	以原料損失率計算	初級農產重量後，再與初級農產攝食量比較，以此假設為我國蔬果加工後販售量與直接販售量比例。薯類、蔬菜與果品加工比例分別為 25%、10% 與 27%；薯類與蔬果類加工損失率假設為 15% ^e 及 20% ^f 。	同作物收穫氮、磷含量（如附錄 B）
肉品	屠宰下腳料	同表 3-8 畜產單元假設的非食用部位產出量，亦即屠宰切下內臟、油脂、骨等不進入消費市場的部分。	如表 3-8 畜產品相關參數
蛋類	蛋殼	由於蛋類廣泛應用於烘焙食品，難以從國內相關產品推估加工用量，遂參考歐盟市場研究 ^g 假設 35% 新鮮蛋品供給食品加工業。蛋殼重如表 3-8 以雞蛋 11% 計。	蛋殼含氮量 0.84%、0.1%（表 3-8）
乳品	以原料損失率計算	考慮原料乳皆須經過安全滅菌處理，故假設所有乳品皆經過加工處理。加工副產物量以相當於原料損失 1.2% 計算 ^e 。	如表 3-8 畜產品相關參數

*以 108 年 19-65 歲所有受訪者調查結果為本研究參考資料

參考來源：^a 農委會畜產試驗所 (2011)；^b Vong and Liu (2016)；^c 國衛院 (2019)；^d FAO (2003)；^e APEC (2019)；^f Corrado et al. (2020)；^g Caldeira et al. (2019)

表 3-10 加工副產物含元素比例

廢棄物名稱	氮元素分析量 (%)	磷元素分析量 (%)
食品加工污泥 ^a	3.8	0.73
植物性廢渣 ^b	6	2.52
動物性廢渣與畜禽屠宰下腳料 ¹	1.39	0.77
動植物性殘渣混合物 ²	5.26	1.78
羽毛 ^{c,3}	4.36	0.07

¹ 以畜牧單元肉品不可食用養分量平均值計算

² 以植物性與動物性廢渣氮磷含量依據年再利用量權重計算

³ 豬毛因相對少量，與羽毛合併計算

參考來源：^a 環保署 (2020d)；^b 陳仁炫 (2006)；^c 經濟部工業局 (2005)

3.2.4 消費單元

消費單元合併販售 (批發市場) 與食物使用階段，養分出入流量如圖 3-7 所示。

消費單元輸入如加工單元植物性與動物性食物輸出計算結果。

為滿足系統質量守恆，本研究假設食物消費養分量 (輸入) 與消費單元輸出量相等，Corrado et al. (2020) 與 Cordell et al. (2009) 指出人類長期平均攝入的氮、磷量與排出量大致平衡，可支持上述假設。原則上消費量應大於民眾實際攝取量，兩者差異包含損失、浪費與非食用部分，然此差別並不在本研究討論範疇，故並未詳加區分、量化不同生成因素造成的食物廢棄物，僅將消費單元輸出分為污水與固體廢棄物兩項。由於消費單元為食物供應鏈末端，無下一階段生產利用，故所有輸出項目合計即為消費單元產出的副資材。

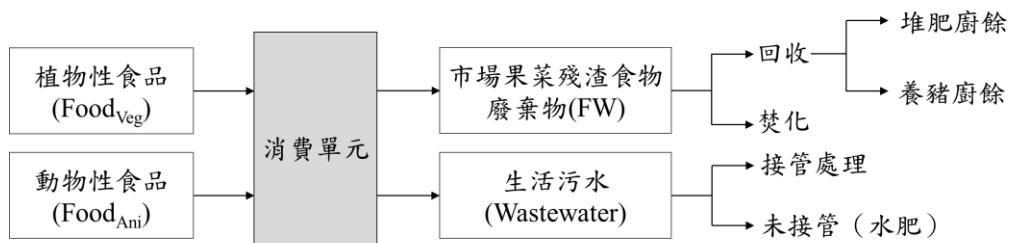


圖 3-7 消費單元養分流關係圖

消費單元養分輸出於販售階段主要考慮果菜批發市場的果菜殘渣，使用階段養分產出則分為污水與固體廢棄物兩個途徑。流量計算方法是將消費養分總輸出量扣除果菜殘渣養分後，剩餘量再根據國內各縣市污水處理情況與廚餘統計資料計算。果菜殘渣養分計算由各縣市事業廢棄物年申報產出量乘上氮、磷比例為 0.25% 與 0.03% (經濟部工業局，2005) 計算，並依照綠色國民所得帳資料分配去向，堆肥、畜牧餵飼與焚燒比例分別為 77%、19% 與 4% (農委會，2020d)。

使用階段氮流量計算概念是先行計算污水養分流量後，再以質量守恆計算廚餘養分流量，並以各縣市統計數據個別假設計算。首先參考污水下水道設計指南中生活污水總氮推估參數，修正為本研究考慮食物範疇下蛋白質供給占國內總供應蛋白質之比例為 91% (農委會，2020a)，以此計算縣市 q 消費單元輸出之生活污水總氮量 ($\text{Wastewater}_{q,N}$; kt N/year)，如式 15：

$$\text{Wastewater}_{q,N} = \text{N_load} \times 0.91 \times 365 \times \text{pop}_q \times 10^{-9} (\text{kt/g}) \quad \text{式 15}$$

N_load 為每人每日產生污水總氮量參數 (12 g N/person/day) (營建署，2004)； pop_q 為縣市 q 戶籍人口數 (people/year)。

推估生活污水總氮量後再依據各縣市公共污水下水道接管率 (營建署，2019) 分配生活污水去向。消費單元總氮輸出扣除上述果菜殘渣與生活污水氮流量後即為食物固體廢棄物氮流量，接續由各縣市廚餘回收與未回收廚餘量分配去向 (環保署，2020a)。相關參數如附錄 H 整理。

使用階段的磷流量，本研究考慮污水中磷包括非食物性產品來源 (如：清潔劑)，因此以氮質量分配結果對磷物質流進行假設，計算消費單元輸出扣除果菜殘渣後的污水與固體廢棄物的磷去向。



3.2.5 有機副資材管理

此小節承接農畜系統各階段所產出剩餘資材，進一步討論剩餘資材養分回收情況、損失與可利用肥分（不包括已於畜牧單元討論的畜禽糞尿管理）。

耕地、加工與消費單元所回收的副資材進入堆肥系統後，可回收氮元素量參考 Zhao et al. (2020) 對多國堆肥氮損失率的統計研究，假設平均氮損失率為 31.4% (17.2% NH₃-N 與 1.4% N₂O-N)，而堆肥過程氮損失率與堆肥方式、初始原料碳氮比、pH 值與溫度等因素有關，本研究為簡化計算並未詳細討論堆肥技術差異，然該研究指出可透過原料配比調整與發酵條件控制，降低至少 30% 堆肥氮損失，顯示尚有待未來深入探討堆肥技術對氮回收量的影響。磷回收方面，Larney et al. (2006) 指出堆肥過程磷幾乎無損失，惟在戶外環境下有可能以逕流方式損失，本研究假設堆肥過程於室內進行且並無液體損失情形，遂假設磷於堆肥過程無損失。

消費單元經生活污水產出之污水廠污泥與水肥最終處置方式在國內目前以掩埋安定、焚化為主，部分污水廠亦開始推動材料化利用，整體上，國內公共污水系統處於接管初期，受限於進流污水屬性與污水處理廠維運操作方式，下水污泥在產量與質量上皆未如預期，資源化發展因此受到限制，另外，因相對缺乏再利用案例，目前下水污泥是採取個案再利用審核方式，法律核准程序較為繁複，故技術與法律層面綜合導致我國下水污泥肥料化尚未普及（未及 1%）(營建署，2015)。未回收廚餘進入焚化程序後，國內焚化底渣處理後之再生粒料目前法律並未准許農綠地使用，主要限於路面與建築材料使用。故進入廢水與焚化處理的養分在本研究中視為並無在農畜系統中循環，因此未進一步計算處理過程的養分損失與接續流量。

然為考量未來可由污水廠污泥回收生活污水養分，另經由污水廠日平均進流量計算可經由生活污水污泥回收的氮、磷量，污泥回收量以二級處理廠平均處理一萬立方公尺廢水產出 0.44 公噸污泥餅之乾重計算，其中可回收氮、磷含量以污泥平均乾基氮含量 5% 與磷含量 3% 推估（曾迪華、潘時正，2007）。



3.3 不確定性分析

本研究進行農畜系統的氮、磷物質流分析係根據各項統計資料與研究數據假設計算，資料與計算方法的選用未必能與研究目的所探討的實際情況契合，誤差來源包含引用資料本身的不確定性與對本研究進行數據外推的適用性，因此應經由不確定性分析評估結果的可能範圍。

本研究採用 Laner et al. (2016) 修正 HS 模型的方法 (如 2.4 節所述) 進行物質流不確定性量化，執行流程如圖 3-8。此方法包含可靠性、完整性、時間關聯性、空間關聯性、其他關聯性五個由不同面向評估資料適合度的指標 (如表 2-3)，利用指標的分級評估結果可將點資料轉為連續性分布以估計誤差範圍。

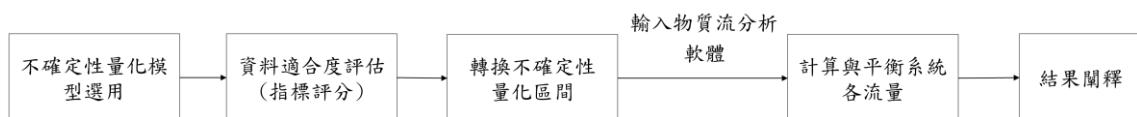


圖 3-8 物質流不確定性分析流程

本研究由於對農畜系統各物質流大多是由多筆數據與公式整合計算，如畜糞的排泄處理計算先加以區分不同牲畜糞便型態，並分階段計算廢水處理與堆肥程序的養分損失，過程仰賴多項資料來源，因此為避免不確定性分析的複雜性，本研究並未對各項數據來源單獨進行不確定性量化，而是針對所計算後的各項流量就其運算過程包含的資料給定整體的資料適合度判定分數，評估結果如附錄 I，再經由表 3-11 對照可得到每項物質流分別在五項指標的變異係數 (coefficient of variation, CV)，並由式 16 計算整體的 CV。CV 為標準差與平均值的比值，其無因次特性可適用於不同組資料離散程度的統一比較。

求得各項物質流的變異係數後，接著利用 STAN (提供物質流視覺化與計算服務的免費軟體) 進行分析，STAN 可將所輸入的已知流量依照使用者建立的單元與流量關係依據質量守恆原則，推估未知流量與其變異係數，並將已知流量相互對照進行誤差值校正。

表 3-11 資料適合度不確定性量化參數

指標	評分	1	2	3	4
		變異係數 (CV ; %)			
可靠性 ^a		2.3	6.8	20.6	62.3
完整性、時間關聯性、空間關聯性、 其他關聯性 ^b	0	4.5	13.7	41.3	

^a 計算公式為 $CV = 0.75 \times e^{(1.105 \times score)}$

^b 計算公式為 $CV = 1.5 \times e^{1.105 (score-1)}$

參考來源： Laner et al. (2016)

$$CV = \sqrt{CV_{\text{可靠性}}^2 + CV_{\text{完整性}}^2 + CV_{\text{時間關聯性}}^2 + CV_{\text{空間關聯性}}^2 + CV_{\text{其他關聯性}}^2} \quad \text{式 16}$$

3.4 循環情境分析

為進一步評估農畜副資材管理方案對農畜系統氮、磷養分循環的影響，本研究根據臺灣資源再利用情況與國內外農業循環策略設立三種情境，是假設資源利用與副資材產出情況短期內維持一致，僅透過副資材回收調整農畜系統中養分流量。

情境零為農畜資源處置現況；情境一針對既有資源再利用措施提高執行率；情境二考慮目前臺灣尚屬於試驗階段的回收管道：採納歐美國家與日本已推行多時的生活污水養分回收方案。情境設定如下說明：

情境零（基礎情境）：國內農畜副資材回收現況（如 3.2 章敘述）。

情境一：各縣市畜廢水採用沼渣沼液方案比例增加至 20%（目前各縣市採用率平均不到 5%）；廚餘回收比例提高至總廚餘產量之 50%（全國平均廚餘回收率目前約為 27%），其中堆肥利用與養豬廚餘利用各占廚餘回收量的一半。

情境二：於情境一下增加生活廢水污泥養分回收方案，假設污泥全數回收於農作養分利用。



3.5 食物氮磷足跡

食物氮、磷足跡一般以研究地區人均足跡表示（單位如： $\text{kg N}/\text{per capita/year}$ ），用以表示人均食物消費隱含的氮、磷環境排放（損失）量，是由人均消費量配合各食物之虛擬氮（磷）因子（virtual N/P factor, VF）計算，可用以比較不同地區或飲食消費習慣下的人均氮、磷損失總量。

虛擬氮（磷）因子為消費每單位食物所對應的氮（磷）元素損失量，一般以食物單位重量或食物可提供單位養分量為基準表示（如： $\text{g N released}/\text{kg product}$ 或 $\text{kg N released}/\text{kg N in product}$ ），提供不同食物種類對氮磷資源利用效率比較的量化基準。而在各研究中，實際上氮、磷足跡與虛擬氮、磷因子在名詞使用上並未有明確區分，主要是透過單位表示來說明該指標的意義。

本研究對氮、磷足跡的計算是根據如 2.5 節所述由 Leach et al. (2012) 所建立的食物氮足跡評估方法，並關注於食物供應鏈中養分資源的利用，並不考慮農業活動中能源與運輸等其他亦牽涉氮、磷排放的生產要素。食物氮、磷足跡計算概念建立在以維持農畜系統中可利用於食物生產的養分資源為目標，計算始於種植階段農畜系統外養分資源的投入，進一步對供應鏈養分損失與回收量進行定義，並假設各項食物於生產、消費各階段所回收的養分量再利用於該項食物本身的生產供應鏈，最終流失於農畜系統的養分資源便為該食物之氮、磷足跡。氮磷足跡計算如式 17 至式 19。

各項食物在各階段的相關氮、磷損失與回收數據取自 3.2 節物質流計算過程，其中畜牧飼料假設是以國內種植飼料作物提供，以飼料玉米（硬質玉米）計算，牛、羊飼料則假設為 30% 牧草與 70% 飼料玉米組成。



$$VF_{j,e} = \frac{Nu_{release,j,e} - Nu_{recovery,j,e}}{M_j}$$

$$Nu_{release,j,e} = (Input_{j,e} - Harvest_{j,e}) + Exc_{j,e} + Processing_{j,e} + Food_{j,e} \quad \text{式 18}$$

$$\text{Food footprint}_e = \sum_j VF_{j,e} \times Consumption_j \quad \text{式 19}$$

VF_{j,e}為食物 j 的虛擬元素 e 因子 (g N released/kg product or g P released /kg product)；
 Nu_{release,j,e}為食物 j 供應鏈各階段所投入與輸出至下一階段元素 e 的差異量 (g N or g P)；Nu_{recovery,j,e}為 Nu_{release,j,e}中各階段回收至食物 j 供應鏈的元素 e 量 (g N or g P)；M_j為食物 j 可供消費的重量 (kg)；Input_{j,e}為食物 j 種植階段系統外元素 e 投入量 (含合成肥料、大氣沉降與生物固氮)，動物性食品即為生產其所需飼料作物的元素 e 投入量 (g N or g P；以下參數單位皆相同)；Harvest_{j,e}為食物 j 作物 (飼料) 收穫的元素 e 量；Exc_{j,e}為食物 j 在飼養階段的元素 e 排泄量 (當 j 為動物性食物才需考慮)；Processing_{j,e}為食物 j 在加工階段產出之副產物含元素 e 量；Food_{j,e}為食物 j 供給消費的元素 e 量；Food footprint_e為人均食物年總消費下的元素 e 足跡 (g N/person/year or g P/person/year)；Consumption_j為食物 j 每人平均年消費量 (kg/person/year)。

第四章 結果與討論



本研究以物質流分析方法為基礎，建立氮、磷元素在臺灣農畜系統生命週期的流布情形，並結合食物足跡指標，綜合討論國內食物供需下的養分資源利用與環境損失表現。本章節將說明研究結果並進行相關討論，首先說明農畜系統基礎情境中氮、磷投入與輸出結果，並比較臺灣與其他地區農畜系統養分平衡差異，接續為不確定性分析與副資材養分回收情境探討。最後根據物質流盤查數據呈現氮磷足跡計算結果。

4.1 臺灣農畜系統養分物質流分析

4.1.1 農畜系統氮、磷物質流

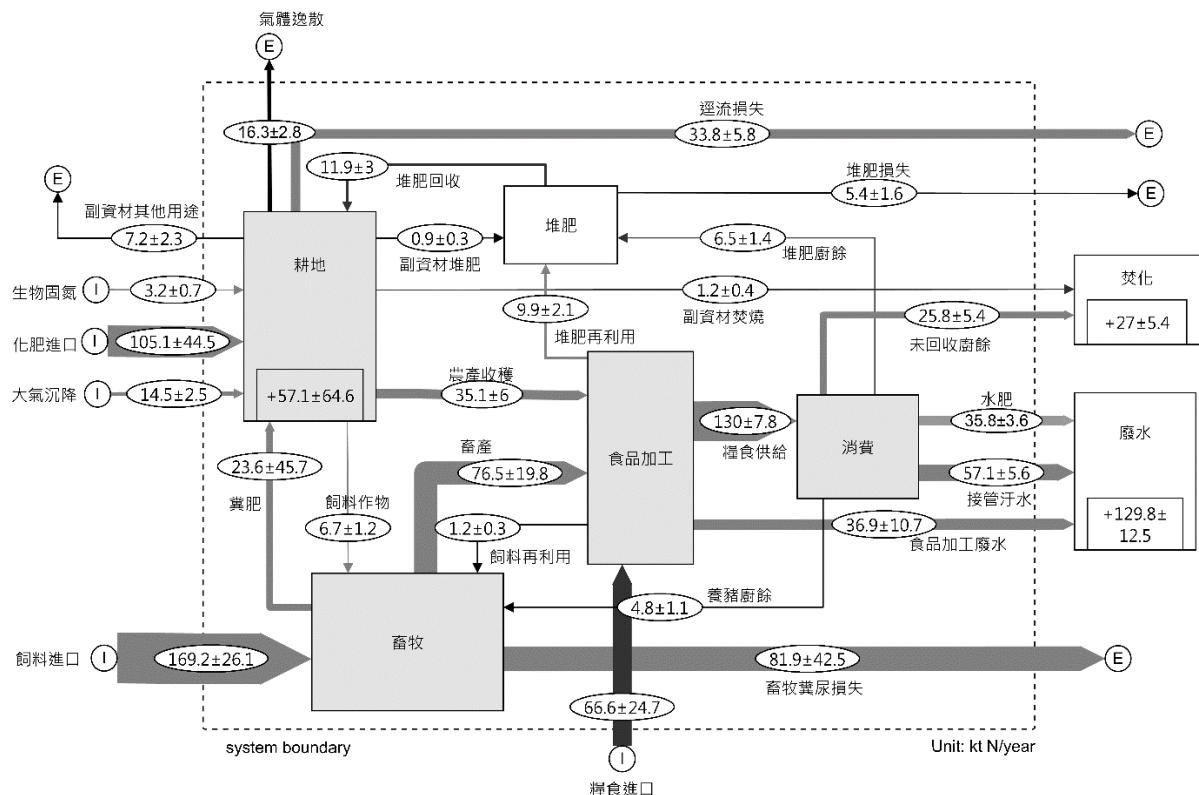
(一) 農畜系統整體性評估

據國內農畜資源投入與副資材處置情況（情境零）所盤查之氮、磷物質流結果如圖 4-1 與圖 4-2 所示。首先以整體系統來看，臺灣農畜系統氮、磷總投入量（包含化肥、飼料、食物淨進口、大氣沉降與生物固氮）分別為 358.6 kt N/year 與 118.3 kt P/year，以畜牧飼料進口為最大宗的氮（47.2%）、磷（73.3%）投入項目，其次為化學肥料（29.3% 與 19.8%）與食物淨進口（18.6%、6.5%）。系統氮、磷總輸出量分別為 301.4 kt N/year 及 56.6 kt P/year，以廢水為最大氮（43.1%）、磷（52.5%）輸出途徑，接續為畜牧糞尿處置損失（27.2%、34.8%）與耕地損失（16.6%、8.7%）。

從中可發現氮在各項目的投入比例較為接近，而在磷系統中，飼料進口占總投入之比例明顯高於次高的化學肥料投入，原因為畜牧生長對磷的利用效率低於氮，因此生產單位養分相對需較高的飼料磷投入，而在肥料施用上，磷肥用量一般低於氮肥，致使飼料磷需求量相對於磷肥需求量較高。在系統養分輸出方面，氮容易經由氣體逸散損失，而磷未存在氣體形式，僅透過土壤侵蝕方式損失，因此磷相對於氮在耕地的損失比例較少，而廢水與畜牧糞尿管理損失合計則占比相對高於氮物質流。

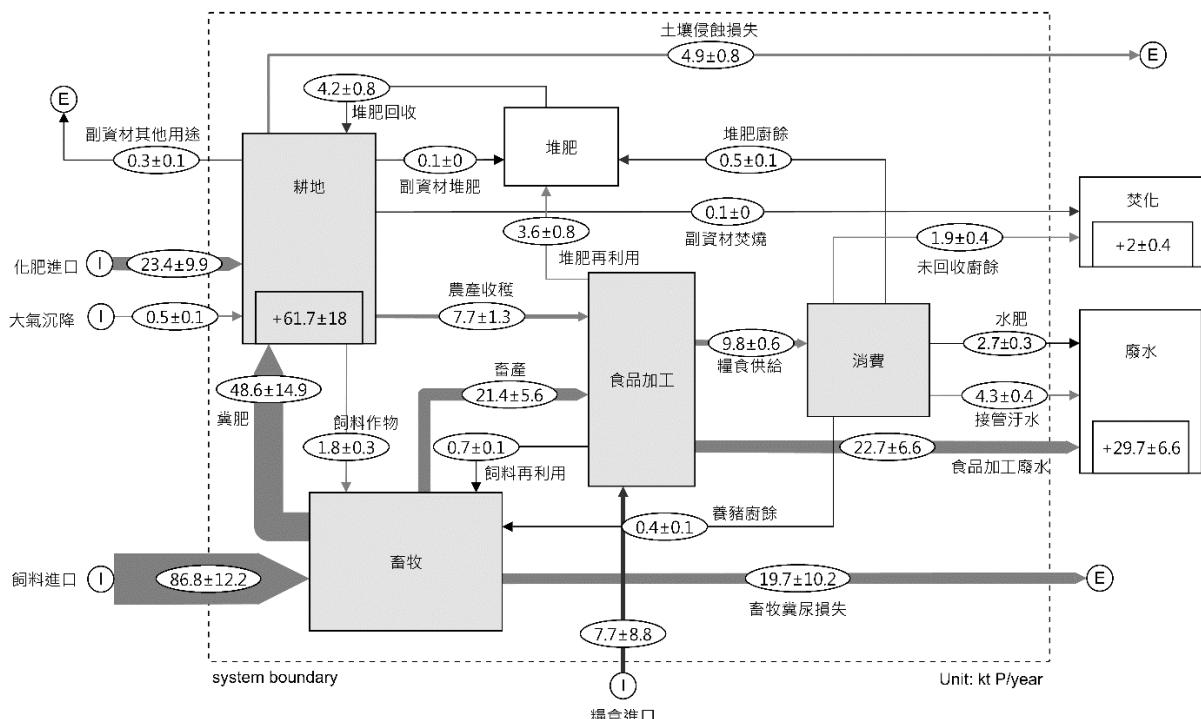
系統氮、磷總輸出與總輸入量差距為系統存量變化，農畜系統存量增加 57.1 kt N/year 與 61.7 kt P/year，亦等同耕地子單元的存量變化，當中包含就地掩埋的收穫副資材，在流量圖上因將其視為耕地子單元的內部循環故未呈現，耕地養分存量增加一方面補充收穫移出的土壤養分，同時過多的存量可能造成往後潛在的損失；而系統外，污水與焚化處置流向考慮處置後污泥與焚化底渣具有養分回收潛力，故以存量表示污水與焚化環節，但應注意處置過程尚包括環境損失，然此部分並非本研究討論範疇，未計算後續相關流量。

整體而言，臺灣近乎仰賴養分的進口以維持農畜系統運作。本研究以畜牧動物所需養分扣除國內牧草與飼料玉米生產，以及穀類供民眾消費後的剩餘量作為國內可供給飼料養分計算，所計算飼料養分自給率小於 5%，符合國內大量仰賴國外進口玉米與大豆為飼料原料實情。飼料需求中，以豬與禽類（含產蛋禽）所需飼料消耗占比最高：豬所需飼料氮、磷占總畜牧需求之 49% 與 42%，禽類飼料氮、磷需求則占 44% 與 55%。而國內製肥原料（液氮、硝酸與磷酸等）與歐洲與東亞多數國家情況相同，主要仰賴進口再於國內製成肥料產品，其中，蔬果類、穀類為肥料施用總量最高的作物，蔬果類施用占總化學肥料氮投入之 62%、磷投入之 66%；穀類施用占總化學肥料氮需求 35%、磷需求 27%，穀類其中並以稻米所需肥料量最大。食物進口中以植物性食物養分進口量（55.5 kt N/year 與 6.9 kt P/year）高於動物性食品（11 kt N/year 與 0.8 kt P/year）；其中以小麥與大豆為食物進口氮、磷量最高的項目（合計大於植物性食物進口養分量 80%），動物性食物中，主要以牛肉與禽肉進口氮、磷占比最高，因為肉牛飼養數量少、牛肉自給率低，禽肉自給率雖可達到 70%，然而因總需求量大，導致禽肉為進口重量最高的肉類。



^註 灰底框為農畜系統生產至消費單元，白底框為副資材管理單元；箭頭粗細反映流量大小；耕地、焚化與廢水單元中的方塊表示存量；正負區間數值為標準差

圖 4-1 臺灣農畜系統氮物質流 (單位 : kt N/year)



^註 同圖 4-2 氮物質流系統說明

圖 4-2 臺灣農畜系統磷物質流 (單位 : kt P/year)



(二) 養分損失熱點分析

廢水

廢水為農畜系統中最大的養分輸出途徑，來源包括生活污水（含接管與未接管）與食品加工廢水，然而在氮、磷物質流中兩者比例有明顯差異，廢水中氮以生活污水貢獻比例較大（72%），廢水中磷則是以食品加工廢水來源為主（76%），主要原因為加工副產物的磷含量高於可供給至食物消費的磷含量，尤以畜產品差距明顯，畜牧生產中磷大部分存在於骨骼等非食用部位，而氮對畜產品的轉換率較高，並主要以可食用蛋白質形式存在（Metson et al., 2020）。

由圖 4-3 與圖 4-4 單獨檢視食品加工單元各項投入與產出比例可發現，區分動物性與植物性食物來源來看，加工單元的畜產與農產總投入量中僅分別有 19% 與 39% 的磷可供給至消費單元（土黃色），其餘為屠宰下腳料與作物非食用部位等加工副產物，而依據環保署事業廢棄物申報量計算加工單元養分回收量，換算後動物性與植物性加工副產物中僅分別有 5% 與 39% 的磷回收進行堆肥化或飼料利用，其餘養分本研究則假設進入廢水系統；相對於氮物質流系統中，加工單元畜產與農產總投入氮中則分別約有 69% 與 77% 可供給至消費單元，隨加工副產物產出的氮流量較少，而有較高比例的氮流向消費單元，並進入生活污水系統。

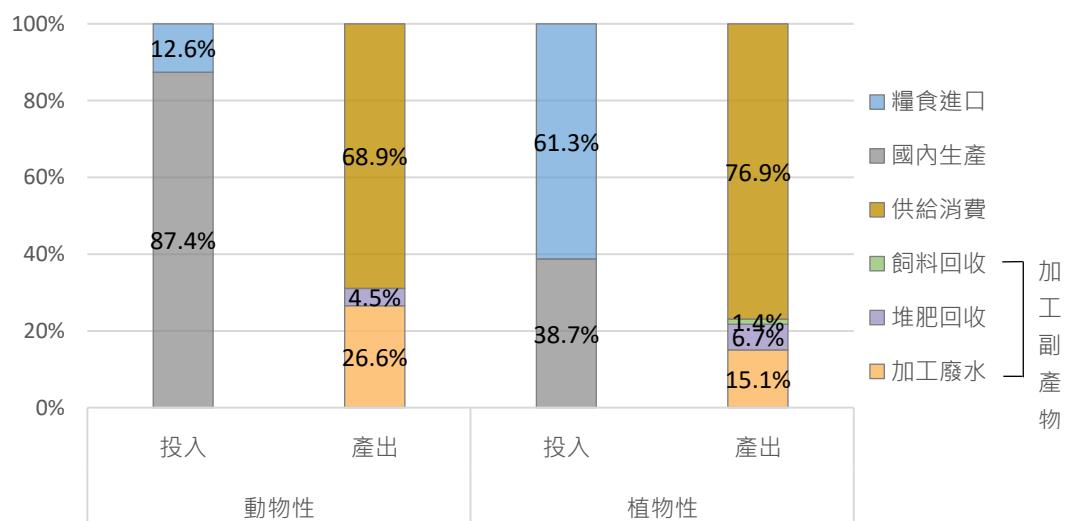


圖 4-3 加工單元各項目氮投入與輸出比例

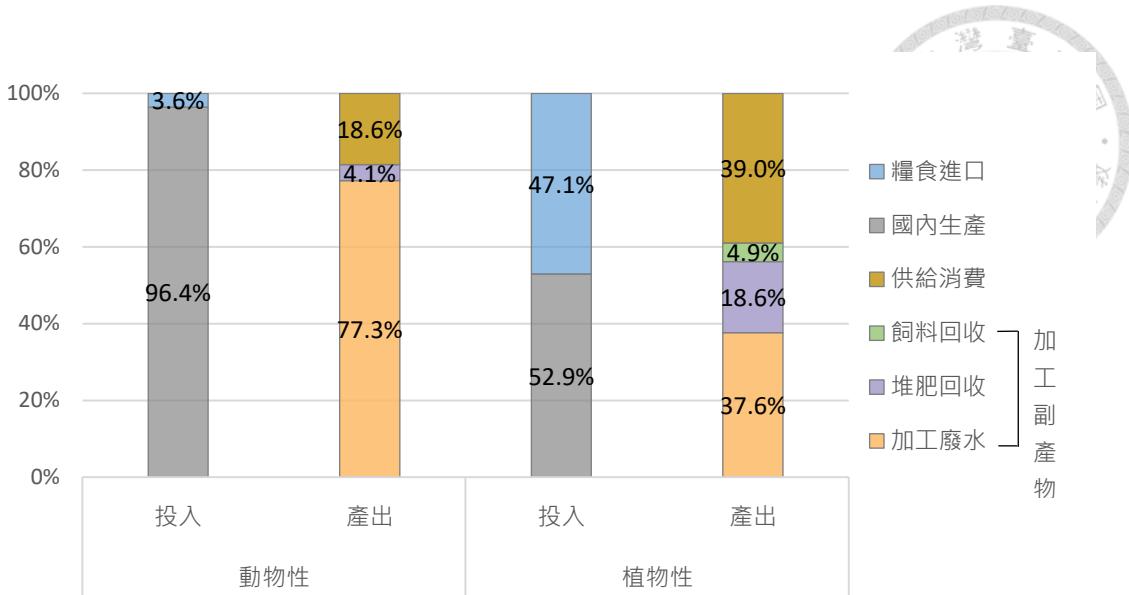


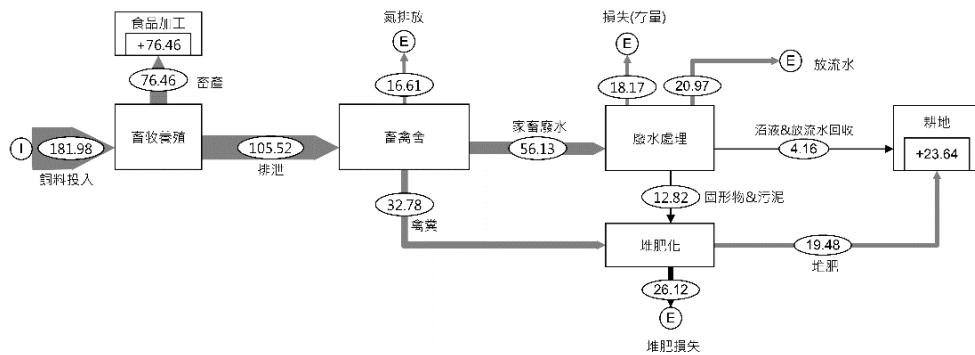
圖 4-4 加工單元各項目磷投入與輸出比例

畜牧糞尿損失

畜牧糞尿管理為農畜系統中養分損失次高的來源，首先由飼料轉換率來看，氮、磷轉換為畜產比例僅為 43% 與 24% (尚未考慮加工損失)，其餘養分成為畜牧排泄，可知畜牧養分投入最終多以糞尿輸出，也因此畜牧排泄被認為是促成農畜系統養分循環應優先著手管理的環節。

本研究假設畜牧糞尿無直接排放情況，遂依目前畜禽糞處理形式，計算可回收的養分量。在尚未考慮糞肥施用於農田可能發生的潛在損失下，畜牧糞尿處理後可回收氮、磷占新鮮糞尿 22% 與 71%，養分於農畜系統損失氮、磷養分回收比例差異在於磷並無氣體損失，磷的損失主要為三段式廢水處理後的未回收放流水，與少部分廢水處理技術上的損失。圖 4-5 為單獨檢視畜牧糞尿處理過程的氮流量，家畜廢水需經過廢水處理階段，禽糞則是於收集後直接進行堆肥處理，由圖中可知在畜舍儲存與固形物、污泥堆肥化過程皆會發生大量氮損失 (占總畜牧糞尿損失之 52%)，其中以 NH_3 為最主要的損失氣體，占氮排放損失總量 90% 以上，也因此部分研究僅考慮 NH_3 排放損失來計算可回收的糞肥氮含量。在廢水處理階段因國內大部分畜牧場是採用三段式廢水處理技術 (各縣市採用比例平均為 95%)，其處理後放流水一般直接排入河川，目前申請放流水回收澆灌之農戶比例低，且在處理過

程因經過厭氧與好氧兩階段，好氧處理過程將發生部分氮損失，最後僅部分養分可於污泥中回收，造成三段式廢水處理可回收氮量比例平均低於沼渣沼液方案。沼渣沼液方案因不需經過固液分離直接行厭氧消化，厭氧消化處理程序僅有少部分損失，養分主要以沼液形式回收，少部分養分存在於沼渣，因假設沼液以密閉槽體儲存，期間無氣體損失，故此方案可回收較高比例的氮。根據本研究假設，以豬糞尿計算在相同廢水處理量下，沼渣沼液方案可回收氮量約為三段式廢水處理的 9 倍，與本研究群所計算結果接近（葉亮均，2021）。



^註廢水處理階段的損失尚包括污泥迴流視為存量

圖 4-5 畜牧單元氮物質流

耕地養分損失

耕地損失是考慮肥料與收穫副資材施用於土壤後，資源供給養分部分釋出至環境的損失，使土壤層中可被作物吸收利用的養分低於實際投入量，為農畜系統中僅次於畜牧糞尿氮、磷損失量的途徑。

氮元素總損失中，氮經逕流與淋溶途徑損失為最高比例 67.6% (NO_3^- 為主要型態)，其餘損失為活性氮 (Nr) 氣體的揮發，包括 NH_3 (24.8%)、 N_2O (5.1%) 與 NO_x (2.5%)，儘管化學肥料提供氮量為有機肥料之 3 倍左右，兩者所導致氮氣體損失量仍相當，係因於有機氮肥有較高的氮損失比例所致。耕地氮平衡管理可經由將肥料施用於土壤較深層、施用緩效型肥料或採分次施肥達到降低 Nr 排放成效 (Pan et al., 2022)，如此並可進一步減少肥料投入量。其中值得注意是，本研究以國內化肥

施用種類計算之 Nr 排放係數低於 IPCC 依據全球施用化肥種類用量計算之建議值，由於各類化學氮肥中以尿素為引起 NH_3 撐發程度最高 (14.2% as N) 之種類，且同時為全球施用氮量最高之化肥產品 (50%)，因此尿素是影響 IPCC 建議值較高之關鍵，而國內是以 NH_3 撐發強度較低 (2.3% as N) 之複合肥料為最主要化學氮肥來 (75%)，硫酸銨與尿素次之 (約 12%)。

磷在土壤中的移動、損失速度相對緩慢，年損失率較低，但也意味施用過量的磷將長期累積於土壤中，故定期監測土壤磷含量與作物生長情況以施予適量肥分為磷肥施用的重要管理策略。

4.1.2 數據驗證

化學肥料施用

因農委會對化學肥料施用量的統計報告包含所有糧食生產及花卉種植等其他超出本研究範疇的用途，本研究遂以作物建議施肥量代替化學肥料氮、磷投入量，但考量農民為提高單位面積產量，過度施用肥料情形普遍，本研究所計算化學肥料投入值可能低估。參考農委會統計臺灣 105 年至 109 年化學肥料氮、磷年平均施用量分別為 160 kt N/year 與 26 kt P/year (農委會，2020g)，而本研究計算化學磷肥施用量 23.4 kt P/year 與農委會統計接近，氮施用量 105.1 kt N/year 與官方統計結果差距較大，推測本研究對化學肥料氮投入量低估程度較大。

食品加工階段

加工單元氮、磷輸出剩餘資材去向以廢水占比最高 (N: 77%、P: 84%)，接續是堆肥利用與飼料原料，因本研究假設加工單元養分總產出量扣除堆肥與飼料利用量後剩餘養分皆進入廢水系統。在加拿大與歐盟研究 (Boh and Clark, 2020; Corrado et al., 2020) 中則顯示食品加工副產物以供飼料原料為最主要用途，與本研究有明顯差異，導致差異的主要原因為本研究是以事業廢棄物申報資料計算回收養分量，而國外研究是對加工副資材產出端考量國內產業實情假設分配去向；本研究作法上可能受申報完成率低而低估實際再利用量，且生物性副資材重量明顯受

水分多寡影響，在由副資材重量轉換為氮、磷量的過程，因難以校正含水率，容易導致養分估計量的偏差。綜合上述，因盤查與計算方法不同，難以在一致性標準下進行不同地區加工階段副資材處置的比較，但不論是國內外研究，目前在食品加工副產物回收方面皆缺乏充分的第一手調查資料，研究皆仰賴諸多簡化假設，導致相當程度的不確定性。

畜牧排泄管理

本研究以國內畜產報告計算之各類動物年排泄量，與 Le Noë et al. (2017) 以法國為研究地區引用的畜禽排泄數據比較，並未有整體偏高或偏低情形，兩者數值之數量級相同，顯示不同地區並未因畜牧品種、飼料成分與飼養環境等差異因素，導致畜牧養分排泄量有明顯差異。

在糞肥回收計算上，所參考加拿大 Boh and Clark (2020) 及法國 Le Noë et al. (2017) 研究均無考慮磷管理損失，意即新鮮糞尿中的磷可全數回收。在本研究中部分磷則經由三段式廢水處理後於放流水損失，另在氮方面，本研究計算家畜產出新鮮糞尿至糞肥回收過程氮平均損失為 80%，禽糞氮損失平均為 70%。Le Noë et al. (2017) 則是僅以 NH_3 損失係數估計糞尿於畜舍與儲存階段的氮損失，損失後之剩餘量即為可回收糞肥，其假設家畜新鮮糞尿氮平均損失約為 30%，禽類排泄氮平均損失 40%，與本研究有很大差異。推測主要原因為歐洲地區畜牧場多已採用密閉厭氧消化方式處理動物排泄物，且技術發展成熟，故原則上可估計氮損失僅發生在飼養畜舍與固形物發酵堆肥階段，相對於臺灣傳統廢水處理方式，氮損失率明顯較少，另一部分原因為本研究引用糞便堆肥（貯存）過程的氮損失數據較為保守，然因影響氮損失的不確定性甚多，單一數據未能涵蓋各樣的處理條件，數據本身即有一定的不確定性，目前亦缺乏較完整的本土研究，尚無法根據相關基礎資料討論數值的準確性。



消費階段

消費單元的輸出本研究是由氮計算結果對磷流量以同等比例分配，故在此將氮、磷合併討論。本研究生活污水（接管與未接管合併）占消費單元養分總輸出流量約 71%，其他養分則以固體廢棄物型態進入回收及焚化程序，與歐盟地區研究 (Corrado et al., 2020) 所計算廢水占消費總氮輸出之 83% 結果有相當差異。主因為本研究所引用家庭污水總氮污染量參數 (4.0 kg N/person/yr) 低於該研究估計人均年氮排泄量 5.9 kg N/person/yr 所致。考慮本研究所引用數值發表年代已相隔甚遠，可能無法反映近年食物攝取總量與蛋白質攝取比例增加的飲食變化，導致本研究預估消費單元以固體廢棄物（廚餘）形式輸出比例偏高。但因個體飲食習慣差異極大，計算一地人均氮排泄量本身即有困難性與不確定性。另外，在廚餘處理上，Corrado et al. (2020) 研究亦計算出焚化與掩埋比例高於其他資源化處理，然資源化除堆肥外尚包含厭氧消化處理方式。

4.1.3 副資材養分回收評估

為探討農畜系統可經由有機副資材回收以減少倚賴合成肥料的潛力，本節將化學肥料投入量和副資材產出量及目前回收量進行比較，而在飼料回收方面，由於副資材回收作為飼料再利用量相對於肥料再利用低，且飼料再利用量相比於畜牧養分總需求量相當稀少，故在此僅討論作為肥料的養分回收。副資材養分產出量在此視為潛在可回收的最大養分量，回收量則是根據目前副資材回收策略與考慮處理損失計算後的養分回收量。

全國農畜系統副資材養分供應與合成肥料養分投入比較

多數探討農畜系統養分循環研究中，僅以農產品的採收為耕地的養分移除量，並未另行計算收穫副資材養分流量，耕地養分存量因此包含收穫副資材。本研究因考慮實際上收穫副資材並不會全數保留在耕地，農民將考量下一期的種植規劃來處置收穫副資材，而經研究證實收穫副資材回收可提升土壤養分量與作物產量，有

助於土壤的養分循環 (Delgado, 2010)，遂將收穫副資材養分流量計算納入研究範疇。然研究也指出收穫副資材釋出養分的效果緩慢，因此收穫副資材管理主要是從土壤性質改善、水土保持方面進行討論，較少研究實際計算其可替代化學肥料投入的效益，故本研究在此僅呈現收穫副資材養分流量，並未進一步討論收穫副資材對化學肥料的可替代性。

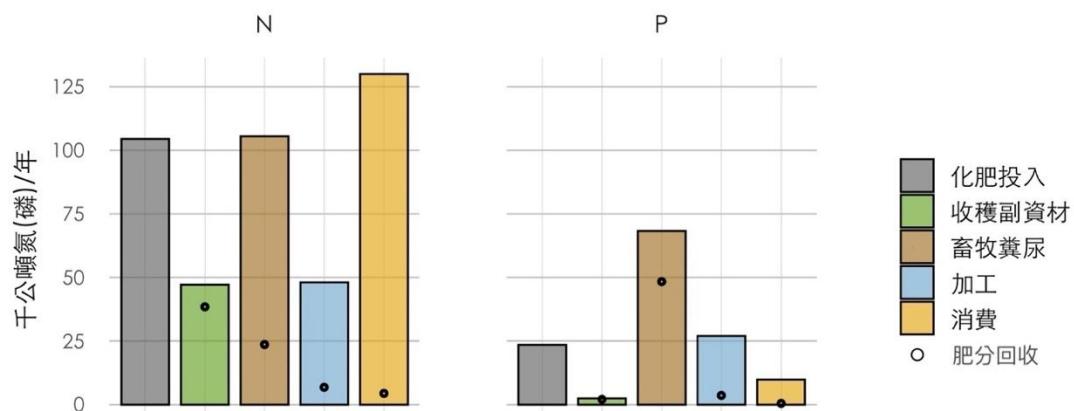
由圖 4-6 全國化學肥料投入與副資材產出養分情況來看，收穫副資材產出養分量為 47.1 kt N/year 與 2.5 kt P/year，作物 (經濟部位) 收穫移出養分為 35.1 kt N/year 7.7 kt P/year，其中尤以香蕉、鳳梨等草本科水果類產出副資材養分貢獻最大 (19.6 kt N/year 與 1.5 kt P/year)，顯示收穫副資材養分量可與作物收穫移出養分量相比擬，收穫副資材的處理利用因此對於土壤養分存量有重要影響。圖中收穫副資材回收量為本研究以就地掩埋比例為 82% (以及少部分堆肥利用) 計算所得，是參考稻稈在綠色國民所得帳中的處理比例進行假設，推斷對所有收穫副資材依此假設應有高估情況，因各項作物副資材適用處置方式不同，如香蕉屬草本類水果易於將莖葉進行翻耕掩埋，木本類果樹產生的木材則必須先行破碎化後再利用。

將畜牧糞尿、加工及消費單元輸出的副資材養分量與化學肥料投入比較，此階段產出之有機副資材經堆肥化或厭氧消化後原則上可視作肥料產品，故在此討論副資材利用對化學肥料的替代潛力。將此三個階段副資材氮、磷潛在可供量加總之結果 (283.6 kt N/year 與 105.1 kt P/year) 遠大於化學肥料投入養分量 (105.1 kt N/year 與 23.4 kt P/year)。若假設化學肥料施用量接近於作物養分需求量，則國內農畜副資材可供給養分大於耕地需求，一方面，表示剩餘資材有相當餘裕可替代部分化學肥料，另一方面，也隱含農畜系統內部的養分累積問題，由於國內大部分畜牧飼料原料以及部分食物是由他國進口，這些飼料、農作物種植地因此與畜牧、食物消費地產生空間分割，長距離運輸的困難使糞肥與消費養分回收無法返回至作物生產地，導致臺灣如其他飼料與食物淨進口國家，假使國內養分回收可達到最佳狀態，農畜系統養分迴圈仍無法達到封閉循環。

承上段敘述，詳細就此三階段副資材產出與回收現況 (圖中圓圈) 討論，可發

現各階段副資材產出換算為氮、磷含量後趨勢並不相同，副資材含磷量依序在畜牧、加工至消費單元遞減，表示實際供給食物消費的磷相對少於隨供應鏈副資材產出的磷；氮物質流同樣在畜牧與加工單元有大量副資材產出，然可供給食物消費的總氮量仍相對高於畜牧單元副資材產出，表示氮在食物供應鏈的轉換效率高於磷的利用。

在養分回收方面，畜牧排泄養分回收量與回收比例 (N: 22%、P: 71%) 最高，未回收部分如 4.1.1 節所述為糞尿處理過程的養分損失；加工副產物養分回收量與回收比例 (N: 14%、P: 13%) 次之，其中以稻殼、食品加工汙泥與植物性廢渣可提供養分回收量較高；消費單元養分輸出由於以生活污水占比最大，而臺灣尚未推動下水汙泥養分回收，且總廚餘產出全國平均僅有 25% 回收，導致消費單元整體養分回收比例最低 (N: 1.7%、P: 2.5%)。



^註長條圖為化學肥料投入與副資材總產出的養分流量；圓圈為副資材回收現況中作為肥料使用的養分流量；消費階段之副資材等於消費單元總輸出（等同總輸入），包含廚餘與生活污水及水肥。

圖 4-6 全國化學肥料投入與副資材產出氮、磷流量

副資材養分供應與合成肥料養分投入的空間分布

本小節進一步探討耕地養分需求與副資材可供給養分量在國內的空間分布情況，以探討區域之間是否需經由調整養分供需地關係以提升全國農畜系統的養分循環，假設化學肥料投入相當於耕地養分需求，副資材養分量則為潛在可供給的有機肥料，結果如圖 4-7 與圖 4-8，並由單位收穫面積表示，以有一致的比較基礎。

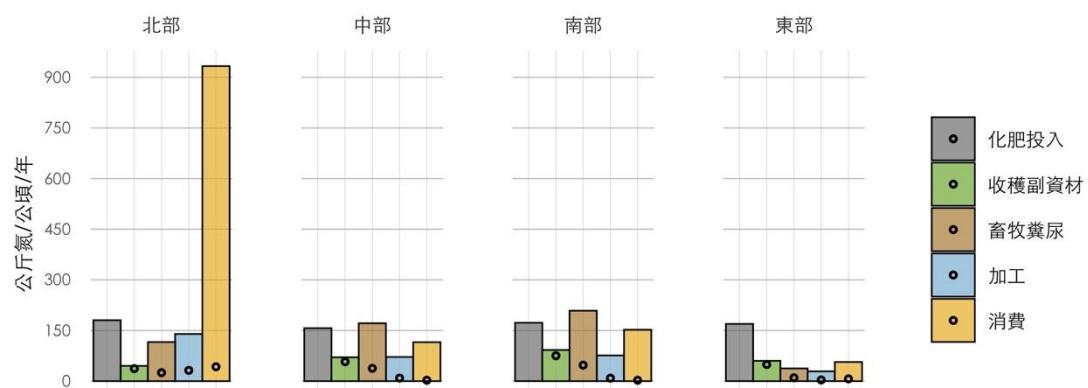
各地區單位耕地面積化學肥料投入量接近，表示各地區需肥量主要與收穫面積相關，全國單位耕地面積年平均需肥量為 167 kg N/ha 與 37 kg P/ha。在副資材產出方面，如上段敘述本研究假設收穫副資材主要以就地翻耕掩埋方式處理，而此方式也是維持養分土壤平衡的作法，故原則上不需要另外採取空間分配。在其他副資材中，中、南部每公頃收穫面積潛在可分得的畜牧排泄養分較高，由於此地區為國內畜牧業較集中區域；在加工副產物方面，因本研究假設食品加工副產物鄰近於初級產品產地設廠，各地區加工副產物遂依照該地作物與畜牧生產量計算，而由國外進口農產品則假設於需求地區進行加工生產，國內大豆與小麥原物料近乎仰賴進口，兩者加工副產物包含大量氮磷元素，加上北部耕地相對稀少緣故，導致北部單位收穫面積對應較高的加工副產物養分，而實際上北部加工副資材產出應高於本研究假設，其他地區加工副資材則少於本研究估計，因根據經濟部工廠營運調查（經濟部統計處，2022）顯示北部食品加工廠數量與中、南部地區相當，主要位於新北市與桃園市，其中屠宰業家數也相當，表示部分食品加工設廠亦選擇鄰近消費地而非農產地。消費單元養分輸出則與人口成正比，是假設全國人均食物消費量相同，不考慮地區差異，北部人口數最高因此單位收穫面積也對應最高的消費剩餘資材養分量。

將畜牧、加工與消費三階段的副資材養分加總，各區域單位耕地面積可分配副資材養分量有明顯差異，又以氮元素的區域差異較大，全國單位耕地面積年平均副資材養分量為 451 kg N/ha 與 167 kg P/ha，北部單位耕地面積副資材可分配氮、磷量為全國平均的 2.6 倍與 1.2 倍，中、南部單位耕地面積副資材養分量與全國接近，東部單位耕地面積副資材養分量則最低 (123 kg N/ha 與 42 kg P/ha)，與化學肥料投入比較，東部單位耕地養分需求與潛在副資材養分供給量最為相近，然東部可供給氮量小於需求量，北部地區單位耕地養分需求與潛在供給差異最高，表示臺灣各地農業養分需求與供給地連結性應進行調整，包含縮短供應鏈距離推廣在地化飲食，或將一地有機肥產品運送至他地，可促成較佳養分循環，並避免養分施用過量。

最後考慮副資材實際養分回收，假設本研究所計算現況養分回收量皆應用於

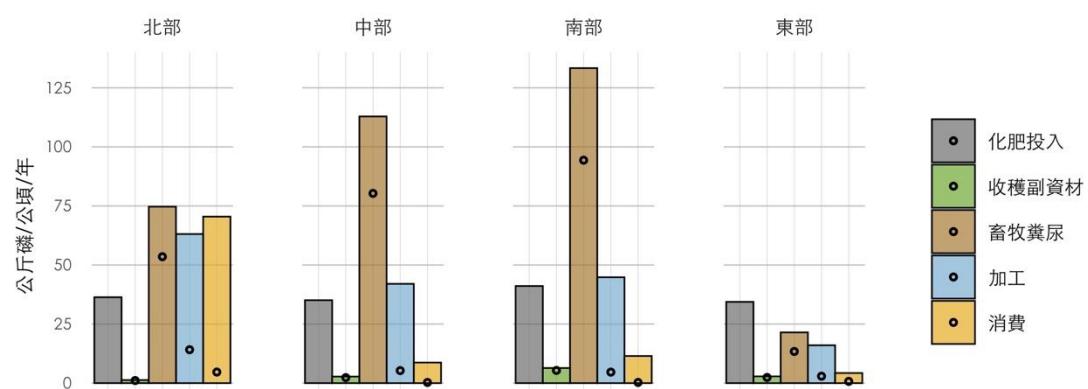


研究範疇內耕地，目前全國平均副資材氮回收量約為化肥投入量的 33%，各地區與全國平均接近，而東部僅有 12%，原因為相對於其他地區東部畜牧糞肥產出較少，致使耕地可分配之副資材養分較少。副資材磷回收方面，由於磷無氣體損失途徑，可回收比例高於氮元素，全國平均副資材磷回收量約為化學肥料投入磷之 2.2 倍，東部較低為 0.5 倍。然反觀英國、加拿大安大略省地區研究 (Boh and Clark, 2020; Cooper and Carliell-Marquet, 2013) 顯示，地區仰賴於肥料進口磷比例仍大於區域內由副資材回收磷量，原因即為前段所述臺灣畜牧業飼料大量仰賴於進口緣故。



^註長條圖為化學肥料投入量與副資材總產出量換算的養分流量；圓圈為副資材再利用作為肥料使用的養分流量；並根據各地區收穫面積計算單位收穫面積所分配的養分

圖 4-7 臺灣各地區化學肥料投入與副資材產出及回收氮流量



^註同圖 4-7 說明

圖 4-8 臺灣各地區化學肥料投入與副資材產出及回收磷流量



4.1.4 不確定性分析

本研究以 Laner et al. (2016) 所修正 HS model 方法進行物質流不確定性量化分析，此方法假定不確定性區間呈常態分布，故以變異係數表示不確定性結果並進行各項物質流比較，結果如表 4-1 (標準差可見圖 4-1 與圖 4-2)。由於氮、磷物質流的計算方法與盤查資料來源相同 (或資料出處不同但資料類型相近，如同為學術期刊或技術報告)，在資料適合度評估階段採共同標準，因此在氮、磷物質流系統中相同流量 (除由系統依質量平衡計算推估的流量) 所對應的 CV 相同，並等同本研究經由資料適合度指標評估所換算的 CV，然部分流量經物質流分析計算後，其 CV 與原始 CV 估計值有差異，係因於分析軟體將檢核系統內相關流量之不確定性分布是否違反質量平衡，並為使相關流量符合統計一致性而校正原始設定的 CV。

由表中可知在自行評估流量資料適合度並計算其變異係數的流量中 (未標示者)，變異係數最大值位於畜牧糞尿損失 (51.9%) 與化學肥料進口 (42.3%)，因為計算上因缺乏較近期的資料而引用較早時期的資料，導致在時間相關性層面有較大的不確定性，又畜牧糞尿損失流量包含多道程序，當中仰賴多項資料，且引用資料部分為歐洲地區的研究數據，本研究推斷不同地區在畜牧糞尿管理過程與臺灣就自然與人為條件方面應存在諸多差異，故在技術相關性與地理相關性層面也貢獻一定的不確定性。耕地副資材處理變異係數亦相對高 (31.7%)，因為副資材產出量的推估數據包含中國與歐洲地區，並對缺乏資料的作物種類以其他作物替代，而在去向的假設上，僅由稻桿數據估計且資料來源未說明調查統計方式，導致流量的估計在資料可靠性、空間代表性與完整性 (涵蓋欲研究項目的程度) 方面皆有較大的不確定性。

接著考慮系統根據質量守恆原則依據其他自行輸入數值與誤差的流量加以計算者 (標示)，該流量誤差是經由誤差傳遞 (error propagation) 概念計算，也因此氮、磷物質流變異係數並不相同。其中變異係數最大者為氮物質流中的糞肥回收流量 (193%) 與耕地存量變化 (113%)，因為氮元素在畜牧糞尿管理階段發生大量損失，接續導致糞肥可回收氮的變異係數大於糞肥可回收磷；而固堆肥過程尚須估計

含氮氣體損失，進一步導致堆肥回收與耕地存量變化流量在氮物質流系統中的變異係數大於磷物質流系統。

表 4-1 物質流不確定性分析結果

項目	流向		變異係數 (CV ; %) ^a		
	起始	結束	原評估結果	氮物質流	磷物質流
生物固氮	-	耕地	21.5	21.5	X
化肥進口	-	耕地	42.3	42.3	42.3
大氣沉降	-	耕地	17.2	17.2	17.2
農產收穫	耕地	食品加工	17.2	17.2	17.2
飼料作物收穫	耕地	畜牧	17.2	17.2	17.2
耕地副資材堆肥	耕地	堆肥	31.7	31.7	31.7
糞肥 ^b	畜牧	耕地		193.3	30.7
畜產	畜牧	食品加工	25.9	25.9	25.9
加工副產物飼料再利用	食品加工	畜牧	21.0	21.0	21.0
食物供給	食品加工	消費	11.3	6.0	6.0
未回收廚餘	消費	焚化	22.0	20.8	20.8
接管汙水	消費	廢水	10.3	9.7	9.7
水肥	消費	廢水	10.3	10.1	10.1
加工副產物堆肥再利用	食品加工	堆肥	21.0	21.0	21.0
食品加工廢水	食品加工	廢水	29.0	29.0	29.0
堆肥廚餘	消費	堆肥	22.0	22.0	22.0
養豬廚餘	消費	畜牧	22.0	22.0	22.0
堆肥回收 ^b	堆肥	耕地		25.2	18.5
副資材焚燒	耕地	焚化	31.7	31.7	31.7
畜牧糞尿損失	畜牧	-	51.9	51.9	51.9
堆肥損失	堆肥	-	29.0	29.0	X
耕地養分損失 ^c	耕地	-	17.2	17.2	17.2
食物進口 ^b	-	食品加工		37.1	114.1
副資材其他用途	耕地	-	31.7	31.7	31.7
飼料進口 ^b	-	畜牧		15.4	14.1
耕地存量 ^b				113.0	29.2
廢水單元 ^b				9.6	22.2
焚化單元 ^b				19.9	20.2

^a 原評估結果：經由指標評分換算後（輸入 STAN 軟體）的 CV；氮磷物質流：由 STAN 計算後的 CV

^b 由其他流量以質量平衡原則計算

^c 包含氣體逸散與逕流沖蝕損失



4.2 農畜系統養分平衡區域比較

在探討農畜系統永續管理的相關研究中，諸多研究關注於耕地養分的輸入輸出情況 (Billen et al., 2014; Zhang et al., 2015)，由於作物是供人類食物消費與畜禽生長的營養來源基礎，因此可將維繫耕地單元的養分平衡視為農畜系統養分循環的目標；換言之，農畜系統中各階段養分的回收用於補充收穫移出的養分，而不需倚賴系統外資源的投入，達到農畜系統養分的封閉循環。本研究因此藉由耕地單元的養分收支情形與各地區研究比較以檢視各地養分管理差異，考慮化學肥料施用率、養分施用剩餘 (surplus) 量兩項指標，並以每公頃耕地養分分配量為比較基準，以克服不同國家人口規模與農業面積不一致問題，然受限於資料取得，比較案例未必與本研究有相同的時間背景。

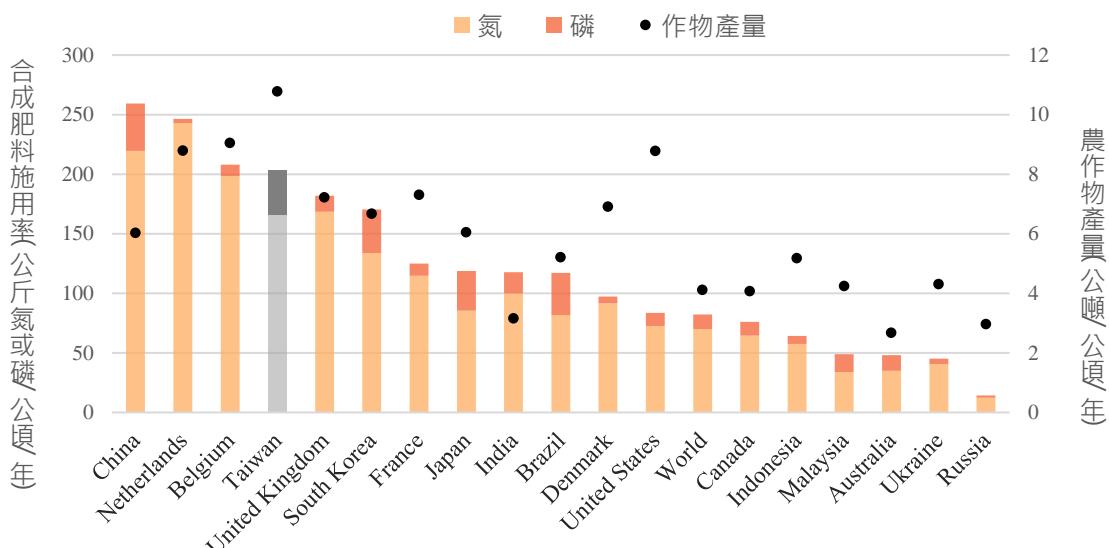
化學 (合成) 肥料施用情形

如圖 4-9 為臺灣與已開發及鄰近國家的合成肥料施用量與作物產量比較。由圖中可見不同地區合成肥料施用率具有很大差異，歐洲與東亞國家（含臺灣）單位耕地面積施用量普遍高於美洲與其他亞洲國家，然而，合成氮肥與磷肥施用量趨勢並未完全一致，歐洲國家主要由於氮肥施用率高導致合成肥料施用量偏高，但合成磷肥施用率相對低，圖中除英國之外，其他歐洲地區單位耕地面積合成磷肥施用率皆低於全球平均，東亞國家則是氮肥與磷肥施用率皆高。因由 Ritchie and Roser (2013) 報告顯示歐洲國家合成磷肥施用率是在近 20 年間逐漸降低，推斷歐盟合成磷肥施用量低應與近年歐盟國家立法推動磷回收策略有關。

進一步將單位面積合成肥料施用量與作物產量比較，大致上兩者符合正向關係，當合成肥料施用量高，該地區單位面積作物產量亦高，然而，由圖中美國與丹麥情形，可知透過增加合成肥料施用來提高單位面積產量並不是唯一辦法，美國地廣人稀，農業管理方式具相當規模與商業化，逐步造就資源利用效率高之農業，並成為全球農產出口大國 (Billen et al., 2014)；丹麥養分管理成效推測則與政策立法有關，自 1980 年起丹麥政府推動一系列提高農業肥分利用效率、糞肥回收與控制

環境養分負荷的相關作法，且設下明確目標，逐漸邁向農業生產與肥料施用量的脫鉤 (Mazza et al., 2013)。反觀中國為合成肥料施用率最高之國家，然單位面積產量明顯低於多數國家，顯示其化學肥料施用過量導致資源利用效率低情形，另外一部分原因可能為中國於近年大幅提升經濟作物 (cash crop) 的種植比例，需肥量相對較少之穀物種植比例降低 (Kahrl et al., 2010)，而在此引用研究之生產量統計是以糧食作物為主，可能未能捕捉到完整的經濟作物所貢獻產量。

本研究計算之臺灣合成肥料氮、磷施用情形，在東亞國家中僅低於中國，且如前所述，本研究所計算合成肥料施用量推測低於農民慣用量，顯示臺灣尚有待透過有機質肥料補貼等政策與合理化施肥輔導，減少對化學肥料的倚賴。在單位面積作物產量的估計上，本研究自行計算數值與各國比較皆偏高，可能導致原因為參考研究對農產品的統計型態與農糧署統計方式不同 (如新鮮與乾燥型態)，以及各國的整合統計資料與個別國家自行統計的完整性不同，因不確定因素甚多，且未能有明確的校正標準，在此僅提供整體比較趨勢參考。



^註長條圖為單位耕地面積合成肥料換算為氮、磷元素的施用率 (對照左側座標軸)；圓圈為單位耕地面積作物產量 (對照右側座標軸)；肥料投入不考慮飼料作物種植；臺灣數據為本研究計算

參考來源： Ritchie and Roser (2013); FAO (2020)，本研究繪製

圖 4-9 各地區合成氮肥與磷肥施用量

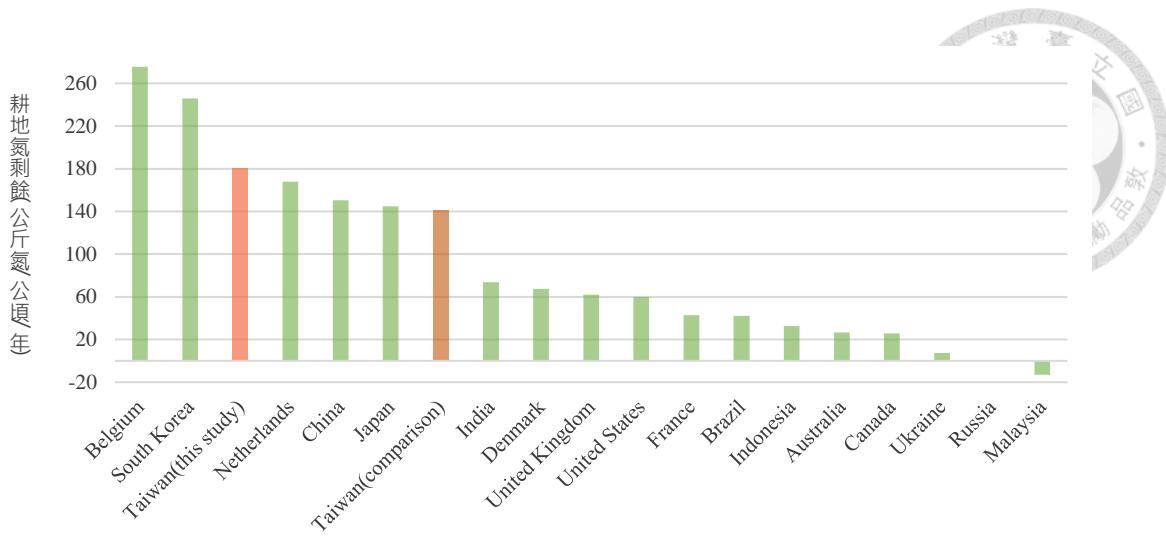
耕地養分平衡



圖 4-10 與圖 4-11 分別為各地區耕地氮、磷剩餘量。土壤養分剩餘是評估耕地養分平衡的一項重要指標，是以耕地養分輸入量（包含合成肥料、有機肥料與大氣沉降等）扣除經濟收穫養分移出量計算，代表作物吸收利用與投入養分量的差異，過高的養分剩餘量意味著營養鹽經大氣、土壤或水體損失的機率增加，造成環境與生態系統的污染負荷：若養分剩餘量為負值，則長期可能導致土壤肥力衰退。

本研究以 4.1.3 節所述計算，在有機肥料投入上並未考慮收穫副資材的回收。首先，比較本研究自行計算與參考研究中之臺灣數據，本研究所估算值高於 Ritchie and Roser (2013) 研究，一部份原因為其研究範疇僅考慮全球主要糧食作物，包含穀類、薯類、糖類與油籽類，並不包括需肥量較高之蔬果類；另在化學肥料、糞肥投入與大氣沉降量等計算上，因兩研究所參考的報告來源與年份不同，資料詳細程度亦導致數據不一致，而本研究估計磷剩餘量高於其他地區甚多，推斷為本研究計算動物排泄含磷量較高，並假設糞肥皆回收於耕地利用，此分配假設方式與參考研究不同所致。然因無法取得參考研究之各階段原始數據，無法確認主要差異因素，但仍可以確認臺灣耕地單位面積養分剩餘量與各國比較結果為偏高。

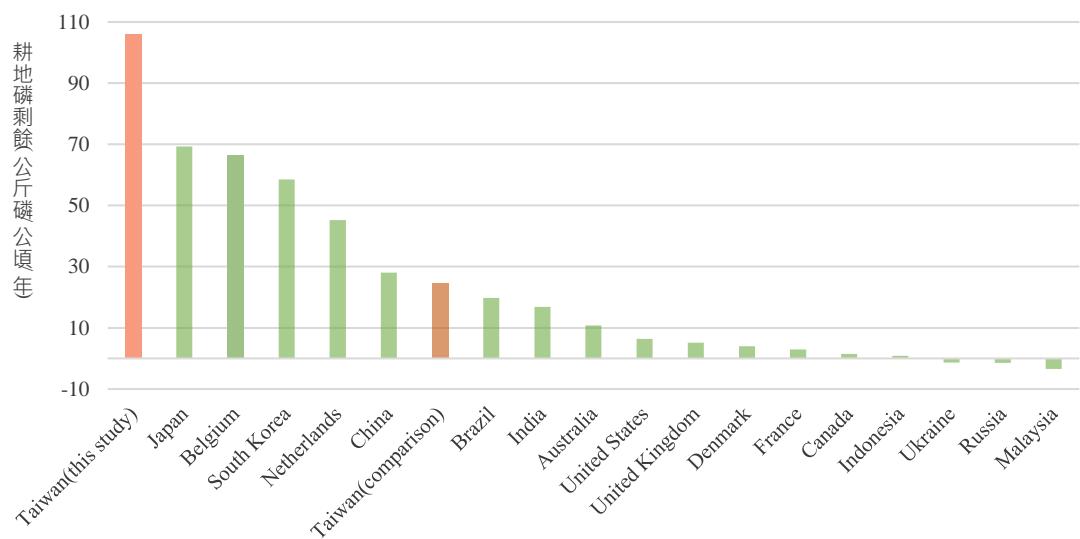
圖中耕地氮、磷剩餘量較高地區主要為東亞國家，以及比利時與荷蘭，與前段化學肥料施用率結果有關，另外，根據該研究計算方式，糞肥回收將依照各國耕地與放牧地面積比例進行分配（原則上放牧飼養之排泄物即以原地處理），而歐洲與美洲國家採行放牧比例高於亞洲地區，所飼養動物產出的糞肥分配予耕地的比例因此較少。



^註臺灣數據其一為本研究計算，另一為引用自參考研究

參考來源：Ritchie and Roser (2013); West et al. (2014)，本研究繪製

圖 4-10 各地區耕地氮剩餘量



^註臺灣數據其一為本研究計算，另一為引用自參考研究

參考來源：Ritchie and Roser (2013); West et al. (2014)，本研究繪製

圖 4-11 各地區耕地磷剩餘量



4.3 副資材回收情境分析

考慮透過調整農畜系統剩餘資材管理方案，將剩餘資材養分回收後再投入至農牧初級生產，從而減少系統外的資源投入，圖 4-12、圖 4-13 為副資材管理情境分析比較，其中耕地養分的回收量並不包含收穫副資材就地掩埋。本研究假設替代情境的養分回收可取代基礎情境下化學肥料與飼料進口投入，並考量糞肥及堆肥施用於耕地後氮損失情形與化學肥料不同，遂以計算耕地氮損失後可供作物吸收的養分量為肥料替代標準。

情境一包含畜牧糞尿與廚餘管理方案的調整，情境二則是在情境一下增加生活廢水污泥的養分回收，對於國內現況可視為新興的副資材回收管道。首先，將情境一與基礎情境比較，畜牧糞尿沼渣沼液方案比例提升至 20%，所增加養分回收量可替代基礎情境化學肥料氮、磷投入量之 4.0% (4.2 kt N/year) 與 10.0% (2.3 kt P/year)；而提高廚餘回收率至 50%，並假設其中堆肥廚餘與養豬廚餘各占一半，堆肥廚餘回收量可替代化學肥料氮、磷投入比例分別為 1.3% (1.3 kt N/year) 與 0.9% (0.2 kt P/year)，養豬廚餘可替代原進口飼料氮、磷投入比例分別為 2.6% (4.4 kt N/year) 與 0.4% (0.3 kt P/year)，顯示由於飼料養分需求總量大，採飼料回收可替代的飼料進口養分比例相對低。接續比較情境二與情境一，此方案假設將污水廠污泥（僅考慮納入接管用戶）全數回收於耕地利用，回收養分增加量可替代基礎情境化學肥料投入氮、磷比例為 1.7% (1.8 kt N/year) 與 6.7% (1.6 kt P/year)。

由於採肥料化或飼料化兩種形式進行副資材再利用缺乏比較一致性，在此謹比較肥料化方案的差異。根據上述，可發現情境一養分回收增量較高，其中又以畜牧糞尿替代管理方案對於農畜系統有最大的氮、磷肥分回收增量，原因為，同時考慮副資材的氮、磷含量，畜牧糞尿為農畜系統中潛在可回收養分量最高的副資材，而傳統三段式廢水處理是以處理水質至許可放流水標準為目標，養分回收並不在當初設計考量，因此大量養分經由放流水損失，僅部分養分可透過廢水污泥與固形物回收，且污泥與固形物尚需經過堆肥過程而造成氮損失；相對於沼渣沼液方案強

調資源化，採固液不分離直接進行密閉厭氧消化，養分主要以沼液形式輸出，少部分為沼渣，本研究因假設設灌前沼液以密閉槽體貯存，使沼渣沼液方案取代傳統處理方式可減少大量養分損失，提高養分回收量。然沼渣沼液方案具體推動上，沼液目前面臨貯存與運輸不易、季節性供需難以均衡等問題，有賴於畜牧業者與農民的穩定合作。國內、外已有沼液逆滲透濃縮研發試驗，可有利於沼液發展為商業化肥料產品，亦便於保存與減少運輸體積，但有鑑於技術成本過高與操作技術要求，目前尚難以於國內畜牧廠推動（屏東縣環保局，2017）。

在污水廠污泥回收方面，本研究計算污水廠氮回收率小於 5%，磷回收率可達 29%，然因磷主要經由食品加工廢水損失，本研究僅針對民生污水廠污泥回收進行情境分析，故可透過接管生活污水回收的磷總量有限。最後，農畜系統養分回收應採多元管理，情境分析僅提供各方案養分回收的量化參考，可作為優先改善建議，情境一、二之間並無相互競爭關係。

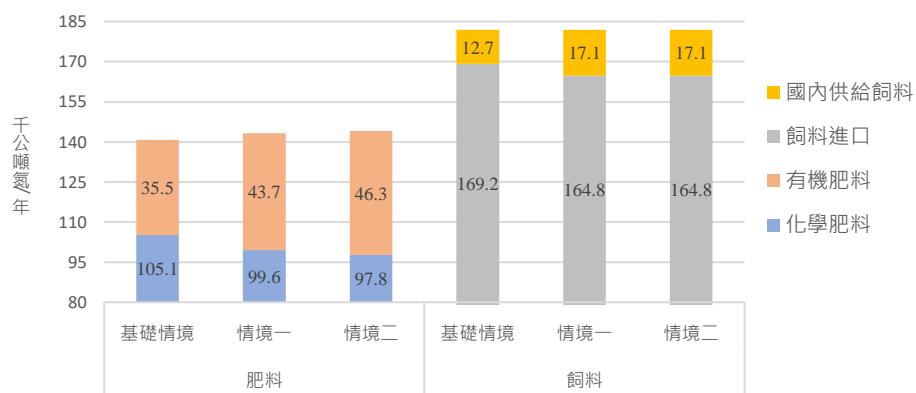


圖 4-12 肥料與飼料氮回收之情境分析比較

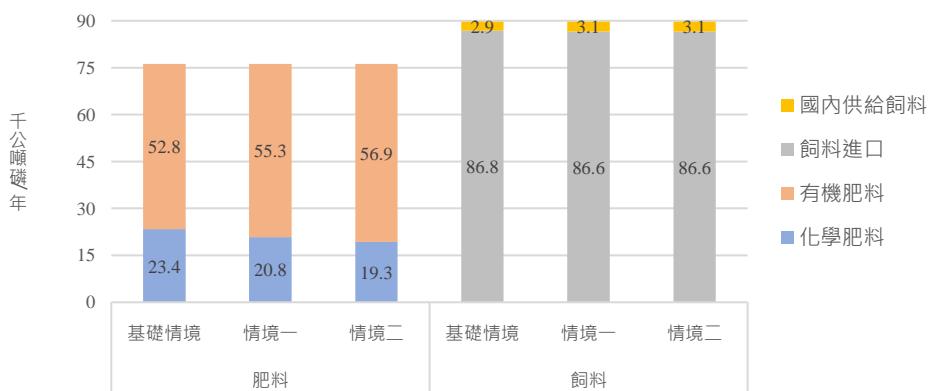


圖 4-13 肥料與飼料磷回收之情境分析比較



4.4 氮磷足跡評估

在農畜系統物質流中，是以單元與單元間的流量來描述整體的資源流動情況，並無法得知流量的細部組成，實際上不同食物種類的養分耗用存在明顯差異，在進行養分管理前應先瞭解各項食物對養分資源需求的異質性。本節將以前述農畜系統物質流計算為基礎，評估國內各類食物的氮、磷足跡，以從消費者觀點，提供檢視各項食物之生命週期中的養分損失量，討論食物種類與養分利用效率的差異。

4.4.1 各類食物氮磷足跡比較

食物每單位重量氮、磷足跡

圖 4-14 及圖 4-15 為依據國內農業生產及副資材回收現況假設所計算的各項食物氮、磷足跡，足跡反映農畜系統中氮、磷的損失量，是扣除回收肥分於農畜系統再利用所計算的結果。在氮足跡、磷足跡中各類食物排序大致相同，僅部分食物種類排序有變化但差距並不大，表示比較不同食物時，氮足跡相對高者也有較高的磷足跡，因此從食物消費結構調整而言，改變飲食選項對於增加或減少氮、磷資源的損失有一致的趨勢。

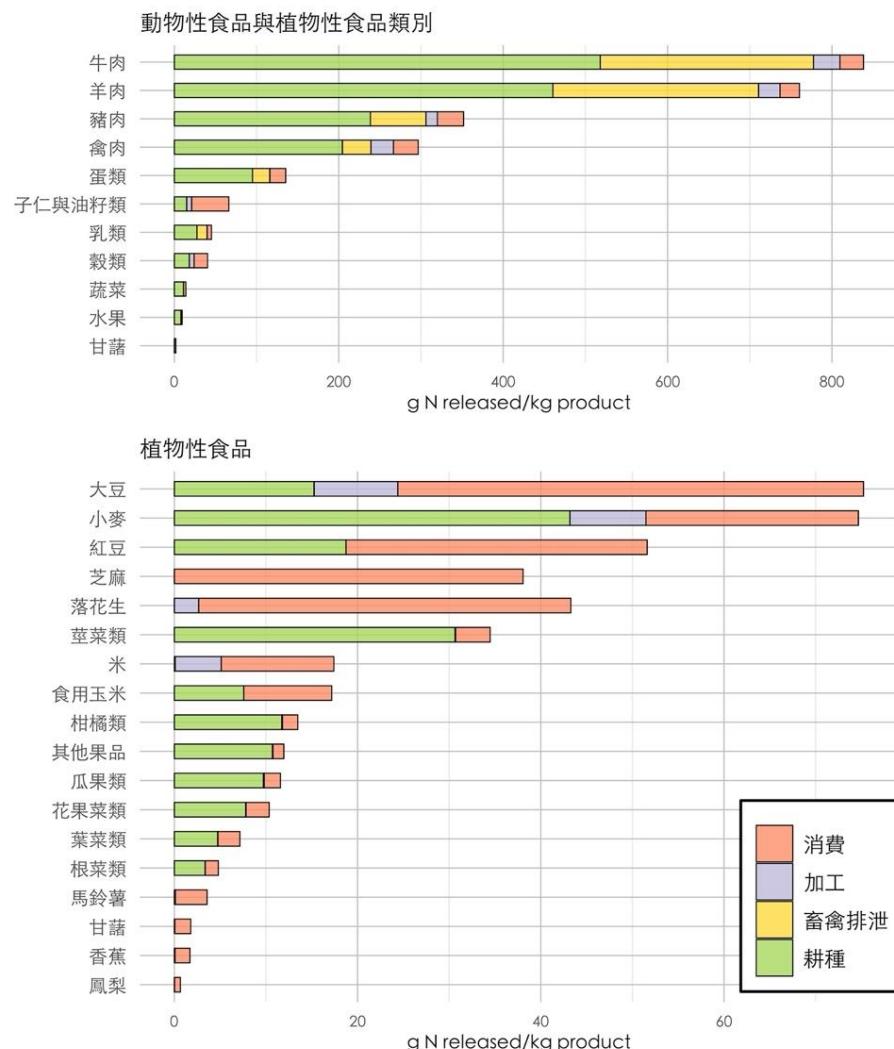
由圖中明顯可見每公斤動物性食物氮、磷足跡高於植物性食物，且兩類食物氮、磷足跡差異大於一個數量級，其中動物性食物內部差異又大於植物類食物之間的差異，牛肉氮磷足跡高於豬、禽肉約 500 g N/kg 與 63 g P/kg ，而植物性食物氮磷足跡最高者（大豆）與最低者差距僅為 75 g N/kg 與 23 g P/kg 。蛋奶類則相對和植物性食物間氮、磷足跡差距較小，乳類為動物性食物中氮、磷足跡最低者，豆類、油籽類蛋白質含量較豐富的食物其氮、磷足跡則相對高於其他植物性食物，甚至大於乳類，穀類氮、磷足跡亦與乳類接近，原因為每頭乳牛可提供的牛奶產量高於每頭肉牛可提供之肉類產量，致使每單位食物所分配到的養分損失差異明顯不同，若以單位頭數比較，乳牛的飼養過程所衍生的氮、磷損失量仍高於一般家畜，甚至高於肉牛。



接續討論食物供應鏈各階段對氮磷足跡的影響。種植為多數食物生命週期中氮、磷足跡貢獻比例最大的階段，代表肥料投入與作物收穫的養分差異量，多數食物在此階段的養分損失對於整體占比甚至大於一半以上。本研究中，部分作物如甘藷、鳳梨與香蕉等在耕種階段氮、磷損失為零，原因為，考慮副資材就地翻耕掩埋後可作為往後耕種的養分利用，因此並不納入農畜系統損失計算，而這些作物收穫副資材可提供養分高於肥料投入與收穫移除的養分差異量，然原則上氮、磷足跡並不會有小於零的情況，故在此修正為零表示。

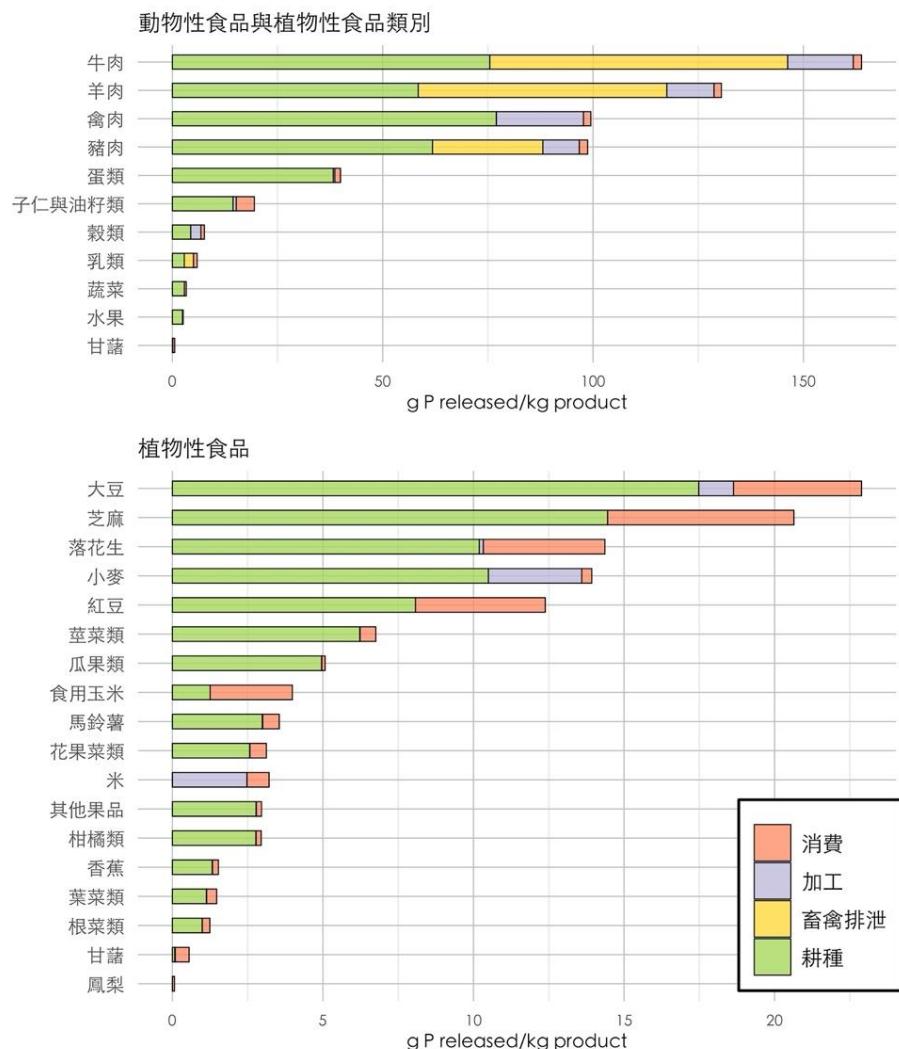
動物性食物氮、磷足跡平均高於植物性食物主要原因即在於：飼料養分轉換至畜禽生長過程的效率低下。由於動物活動對養分、熱量的消耗高於實際保留在動物體內可供人類攝取的營養與熱量，因此需要大量的飼料養分投入供動物生長，又飼料作物生長與肥料投入之間存在可觀的養分損失，如此即構成動物性食物在耕種階段的氮、磷足跡。飼料養分也因此有很大比例為動物排出體外，排泄階段因此對動物性食物的氮、磷足跡有相當貢獻，而在禽類上，由於禽糞採直接堆肥回收，本研究假設堆肥過程未發生磷損失，回收的磷可再投入至禽類的飼料種植，因此在禽肉的磷足跡中並無排泄階段的貢獻。又因飼料養分實際轉換為動物供人類食用部位的效率低，導致畜產品在加工階段的養分損失高於消費階段的養分損失（即消費的食物本身所含養分量）。

觀察供應鏈各階段對食物氮、磷足跡的相對貢獻，可發現各類食物種植至加工階段在磷足跡中的占比普遍高於在氮足跡中的占比，顯示在農畜系統中磷的損失主要發生在消費階段之前，亦同 4.1 節討論，在所投入食物生產的磷中，僅少部分磷最後供給至消費，磷資源的管理與回收因此需相對著重在供應鏈前端。氮在生產與消費階段的損失則相對平均，因此更有賴於在農畜系統中各階段採取多元的氮管理策略，包含對消費產出生活污水的氮回收，然而，比較動物性與植物性食物，動物性食物中氮在供應鏈的損失仍主要發生在消費階段之前。



^{††}單位：每公斤食物重所對應的農畜系統氮損失

圖 4-14 各類食物單位重量氮足跡



^{††}單位：每公斤食物重所對應的農畜系統磷損失

圖 4-15 各類食物單位重量磷足跡

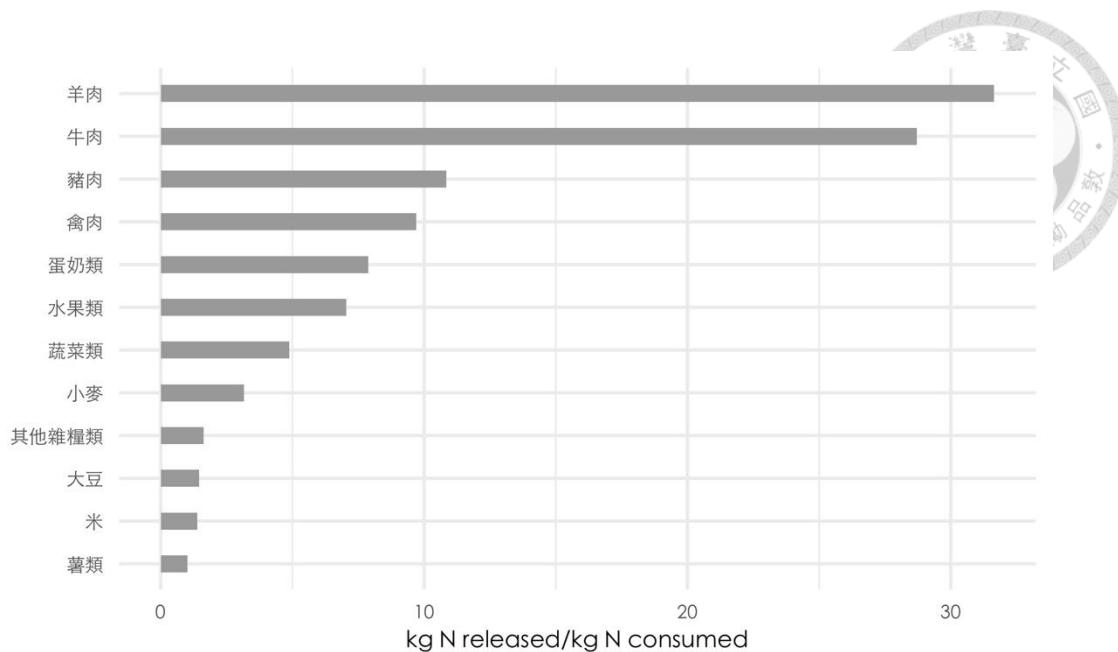


食物每單位養分之氮磷足跡

因各類食物功能與價值不同，為避免以單位重量衡量不同食物的氮、磷足跡，缺乏比較的一致性，接續考慮各類食物可提供養分量，計算食物可供給每單位氮、磷的農畜系統損失，如圖 4-16 及圖 4-17。

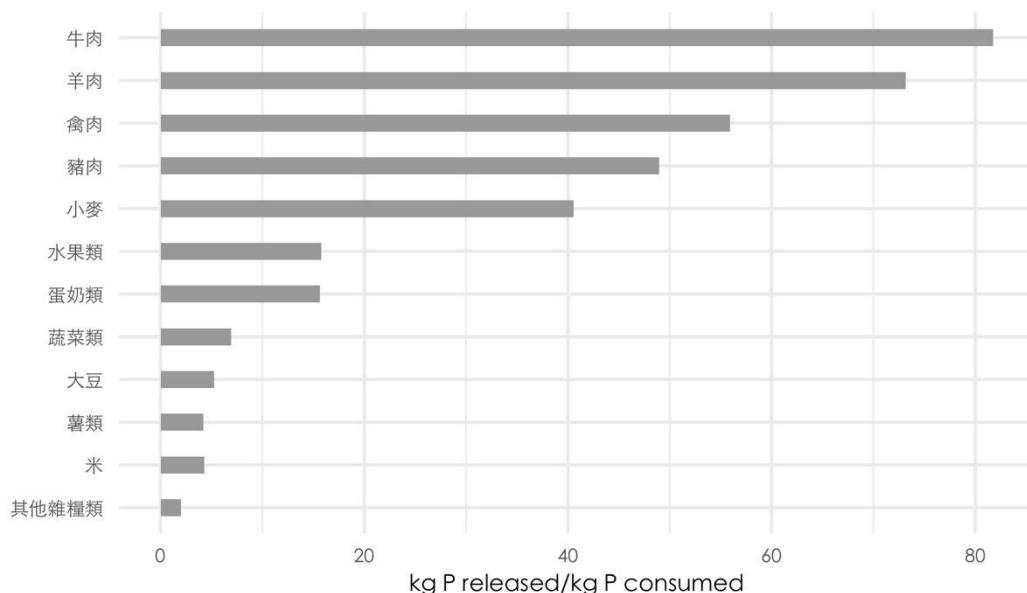
由圖中可發現，在植物類食物中，原以食物單位重量表示之氮磷足跡，氮磷足跡最高者為大豆油籽類、穀類，改以食物可提供單位養分表示後，則由大豆油籽類與穀類為氮、磷足跡最低者，蔬菜與水果類變為氮磷足跡最高的種類，而整體上並使動物性與植物性食物兩者的氮磷足跡差距倍數減少，以牛肉與水果類為例，兩者以單位重量表示之氮足跡相差約 90 倍，調整為可供單位養分計算後，兩者差異變為 5 倍。以上差異即由於動物性食物每單位重量普遍有較高的氮、磷含量，而植物性食物的氮、磷密度較低，尤以蔬果最低，導致以每單位重量養分計算之氮磷足跡，相較於以單位重量表示之足跡，食物種類有排序與差距大小的轉變。

以食物每單位養分為基準表示之氮磷足跡，可作為評估長期飲食習慣變遷下的環境影響指標，由本研究結果可知在以滿足氮、磷攝取需求量為目標下，薯類、米類與大豆是提供攝取單位氮磷養分其生命週期氮、磷損失量相對較低之食物選項。



^註單位為食物中每公斤氮養分所對應的農畜系統氮損失；以國內各項食物消費量為權重計算各類別食物之氮足跡

圖 4-16 攝取食物每單位氮養分之氮足跡



^註單位為食物中每公斤磷養分所對應的農畜系統磷損失；以國內各項食物消費量為權重計算各類別食物之磷足跡

圖 4-17 攝取食物每單位磷養分之磷足跡

數據比較

將本研究食物氮、磷足跡結果與歐洲、美國研究 (Leip et al., 2013; Metson et al., 2020) 比較，各類食物相對排名基本上一致，但本研究數值整體高於參考研究平均值 (表 4-2)。因參考研究未提供食物供應鏈各階段的養分損失量數據，僅呈現累加後結果，無法與本研究進行詳細的比較討論，推斷之間的差異主要為臺灣種植階段化學肥料投入量、大氣沉降量較高，以及國外地區在消費階段，生活污水部分養分可經由污水廠污泥回收所致。動物性食物方面，由於飼料種植對氮磷足跡有重要影響，動物飼料的組成因此亦是構成兩地食物氮磷足跡差異的重要因素，本研究假設畜牧飼料為國內生產之硬質玉米，Metson et al. (2020) 採用大豆、大麥與高粱等為飼料組成，而各類飼料作物之肥料養分利用效率不同，溫帶與熱帶地區需肥量亦不同。

除上述考量外，氮磷足跡評估結果在不同的假設與盤查來源下，可能包含研究者的主觀意見，而可能導致系統性的誤差，故進行不同研究之間的結果比較時，有一定的限制，應注意各研究假設條件與資料盤查的不確定性。

表 4-2 攝取每單位養分氮磷足跡研究比較

食物種類	氮足跡		磷足跡	
	本研究	Metson et al. (2020)	本研究	Metson et al. (2020)
牛肉	28.71	13.44	81.76	54.93
豬肉	10.85	5.69	48.94	15.26
禽肉	9.70	5.08	55.93	15.0
蛋類	6.96	4.06	29.22	10.98
乳類	8.51	3.9	6.48	2.52
水果類	7.04	5.88	15.76	4.32
蔬菜類	4.49	5.07	6.86	8.2
穀類	2.15	1.7	18.50	1.66

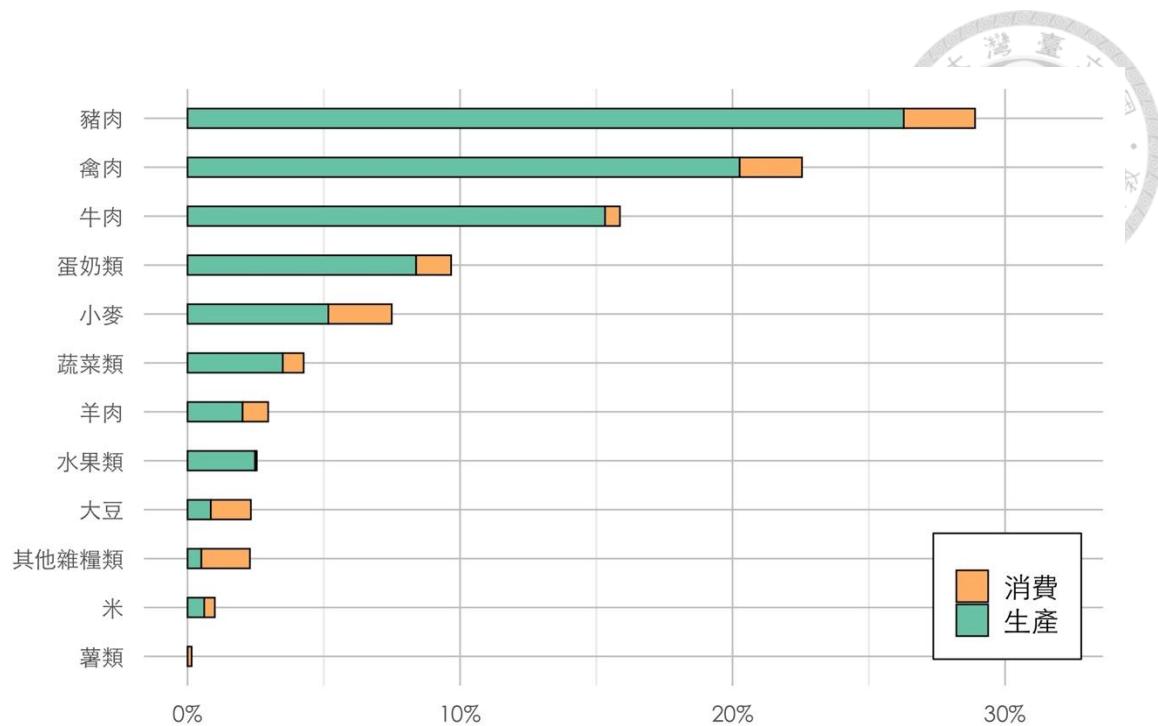
單位：kg N released/kg N consumed 與 kg P released/kg P consumed

4.4.2 臺灣整體食物消費氮磷足跡

接著以國人年平均食物消費量計算人均總食物消費氮、磷足跡，是假設國內食物消費皆為國內生產之農產品，然實際上大豆、小麥與玉米等雜糧與牛肉全國需求近乎仰賴國外進口，以國內生產條件計算結果可能造成誤差。在本研究考量食物範疇下，每人每年食物總消費氮足跡為 37.6 kg N/year、磷足跡為 9.8 kg P/year，各類食物在氮、磷足跡中的占比如圖 4-18、圖 4-19。

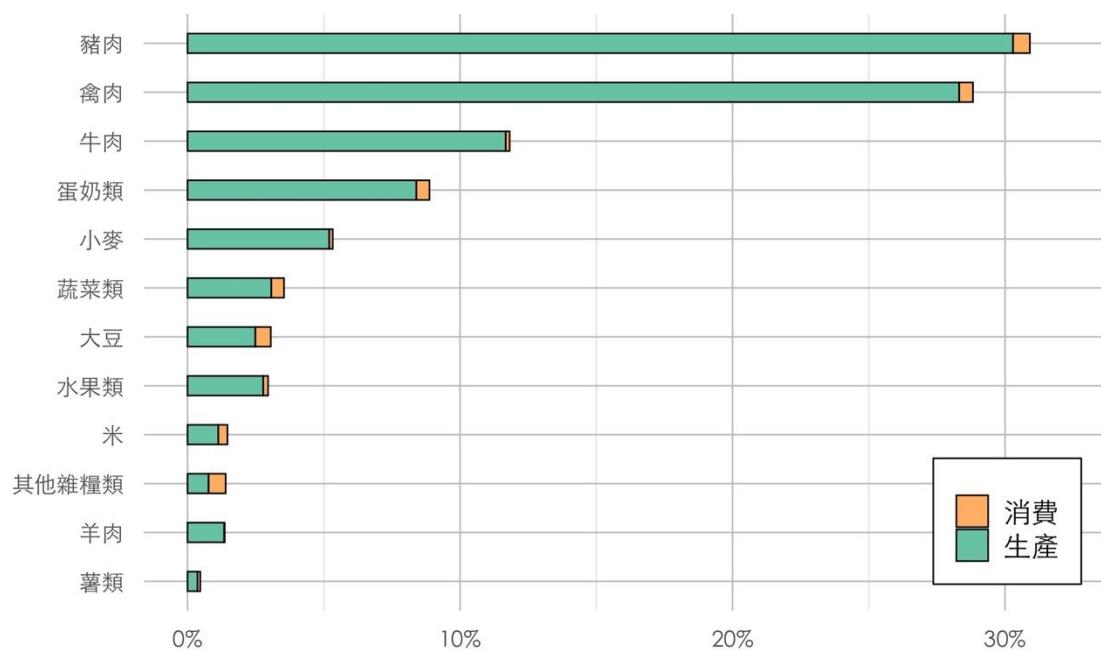
在每人每年總食物消費中，動物性食物可提供氮、磷為 2.6 kg N 與 0.18 kg P，而植物性食物可提供氮、磷量為 3.0 kg N 與 0.24 kg P，兩者可提供養分量接近，且植物類食物提供養分略高於動物性食物，然動物性食物占總食物消費氮、磷足跡之 80% 與 82%，顯示在臺灣目前的食物消費結構中，動物性食物對農畜系統養分損失有較大影響。而從此結果可支持，在諸多研究中所指出飲食結構調整——減少動物性食物消費比例為降低農畜系統養分損失的重要策略。

本研究結果與 Metson et al. (2020) 以美國為研究區域，所計算動物性食物對食物總消費氮、磷足跡占比接近，但臺灣為豬肉與禽肉占比最大，兩者合計分別占總氮、磷足跡之 51% 與 60%，不同於美國地區以牛肉為食物消費氮、磷足跡最大來源 (近 50%)，顯示我國食用肉類對整體飲食之氮磷足跡貢獻比例與西方國家接近，但以較低氮、磷足跡之豬肉與禽肉占比較大，若兩地農牧業養分使用情況接近，則臺灣整體上應有較低的人均食物消費氮、磷足跡，但該研究計算每人每年食物消費氮、磷足跡為 22.4 kg N/year 與 4.4 kg P/year，低於本研究結果，考慮各研究氮磷足跡評估過程不同，缺乏一致的比較基礎，尚有待在相同研究方法架構下確認食物生產資訊，以合理比較不同地區食物氮、磷足跡差異，並針對臺灣農畜生產至消費結構的特性進行改善。



^註生產包括耕地、畜牧與加工單元

圖 4-18 國人平均飲食消費中各類食物氮足跡占比



^註生產包括耕地、畜牧與加工單元

圖 4-19 國人平均飲食消費中各類食物磷足跡占比

第五章 結論與建議



養分為支持農業發展的基礎，本研究遂由養分資源循環觀點切入農業循環議題。研究根據臺灣農畜資源耗用與回收現況，建立農業初級生產至加工再到消費的農畜系統養分循環架構，並以作物生長關鍵要素——氮、磷元素進行農畜系統養分物質流的盤查計算，經由養分損耗熱點辨識與養分回收情境分析，探討可增進養分封閉循環的策略，最後並將物質流分析結果整合氮磷食物足跡，提供檢視各類食物養分利用效率的參考。本研究期綜合物質流分析至氮、磷足跡結果，評估臺灣農畜系統養分利用、循環及環境損失情形，以下根據研究結果彙整結論，並由研究限制闡述可供未來研究參考之改善建議。

5.1 結論

1. 本研究以氮、磷為關注物質建立農畜系統養分資源循環架構與盤查流程，其重要性為：在強調維持食物供應鏈營養供給的功能下，藉由檢視養分流量瞭解農業資源循環的缺口，結果可提供往後研究與相關策略參考，但限於本土資料不足與農業的高度複雜多元性，本研究依據可取得資料提出臺灣循環農業評估架構與分析觀察，尚有待往後取得更完整的國內現況資料，以提高研究結果的可信度以貼合實際政策應用。
2. 根據對臺灣食物供應鏈的資源投入與副資材回收現況盤查，臺灣農畜系統年平均氮、磷輸入量分別為 358.6 kt N/year 與 118.3 kt P/year 。系統中主要氮磷資源投入項目由高至低依序為飼料原料、化學肥料原料、食物淨進口，分別占系統總氮投入量 47.2%、29.3% 與 18.6%，磷投入量的 73.3%、19.8% 與 6.5%，顯示我國食物供應鏈對養分進口的高度倚賴性。系統年平均輸出氮為 301.4 kt N/year 、磷為 56.6 kt P/year ，以廢水、畜牧糞尿管理損失、耕地損失為主要途徑，依序占系統總氮輸出量之 43.1%、27.2% 與 16.6%，磷輸出量之 52.5%、34.8% 及 8.7%。



3. 承第 2 點結論，依據系統輸出結果，在以國內廢水養分回收技術與法律規範尚未完善下，應優先改善傳統畜牧糞尿管理與耕地的養分損失，畜牧業朝沼渣沼液資源化發展，並避免畜牧糞尿中氮在收集前經 Nr 逸散損失。耕地可經由增加肥料施用土壤深度、控制肥效延緩釋放，並加強土壤磷存量監測，減少養分排放損失，並可進一步減少肥料施用。
4. 本研究假設所估計化學肥料投入量與作物種植氮、磷需求量接近，計算國內副資材可供給養分量大於耕地需求，主要原因為國內畜牧飼料主要仰賴進口，導致糞肥回收地與飼料種植地的空間切割，隱含臺灣農畜系統內部養分累積問題，然而亦顯示剩餘資材對減少化學肥料施用的潛力。以各區域來看，東部單位耕地面積可分配副資材養分量與需求量最為相近，而其他地區潛在養分供給高於需求，因此可透過推廣食物短距離供應、有機肥料產品由其他地區送往東部改善各地養分收支平衡，並避免養分施用過量情形。
5. 以耕地養分平衡為農畜系統的養分利用指標與已開發國家比較。臺灣在單位耕地面積化學肥料氮、磷投入量，以及氮、磷剩餘量兩項指標上皆屬於偏高之國家，顯示對土壤養分進行定期監測、對化學肥料與有機肥料的合理施用為國內農畜系統養分管理應注重的目標。
6. 副資材回收方案情境分析中，設定情境一為畜牧糞尿採沼渣沼液資源化比例增加至 20%、廚餘回收比例增至 50%，當中堆肥與餵養豬隻各占一半；情境二為回收生活污水處理之污泥。以情境養分回收量對化學肥料替代量比較，結果顯示，情境一較情境二有較大的氮、磷回收可替代化學肥料增量，其中又以情境一中畜牧糞尿處理技術調整貢獻較大，但需克服沼液儲存輸送問題。惟本研究設定情境之間並無競爭關係，僅提供養分管理策略的優先性參考。
7. 氮、磷足跡提供比較各類食物在生產至消費過程的養分耗用（潛在損失）基準。本研究以每單位重量或每單位可供養分計算結果皆顯示：動物性食物之氮、磷足跡明顯大於植物性食物。若以每人每年總食物消費考慮，動物性食物與植物性食物可提供氮、磷量相近，然動物性食物占總食物消費氮、磷足跡之 80%

與 82%，表示植物性食物養分利用效率較高，因此飲食習慣改變對農畜系統的養分損失有關鍵影響。

8. 綜合氮、磷物質流分析與氮、磷足跡評估結果，顯示磷在農畜系統中的損失主要發生在耕種至加工階段，磷的回收因此應優先著重在消費階段之前；氮在供應鏈各階段的損失量則相對平均，且氮容易經由氣體逸散方式損失、回收效率較低，應重視各方面的多元管理策略。

5.2 建議

(一) 資料盤查建議

資料盤查是影響物質流分析研究準確性的重要因素，本研究於盤查過程相當受制於資料的取得，多項引用數據來源就時間與空間條件皆與臺灣農業現況有所差異。目前臺灣在農牧業的產量資訊已相當完整，在相關資源的投入與廢棄物統計上則相對缺乏，建議未來應累積更完整的食物供應鏈本土數據，增加評估結果對臺灣農畜現況提出資源循環改善建議的適用性。以下提出本研究認為不確定性較大且對農畜系統養分資源評估有重要影響的資料限制，可作為優先改善參考：

1. 本研究以施肥建議量來表示化學肥料施用量，並假設各項作物在不同期作與地區之間肥料投入量皆一致，此作法未能反映農民施用習慣與不同區域條件下的實際化學肥料施用情形，且肥料實際施用量高於建議施用量為多數情況。建議往後可透過肥料銷售相關統計資料瞭解臺灣肥料施用實情，以較能評估耕地養分利用現況並提出改善策略。
2. 本研究以糧食平衡表中供應量表示食物消費量，此資料就食物種類與消費量而言皆可能與民眾的實際消費有落差，然目前國內仍未有調查民眾食物消費狀況的相關資料。因此建議可將糧食平衡表與攝食資料庫對照，檢視兩者在各類食物的統計量趨勢是否一致、互相補足，差異量並可作為食物浪費的估計納入研究評估，從中進一步討論可透過減少食物浪費對農畜系統養分物質流的影響。

3. 副資材管理上，本研究僅考慮堆肥化與畜牧廢水處理兩種耕地養分回收方式，且對於可回收養分量的估計有很高的不確定，建議未來可與實廠合作取得實際排放數據，並考慮較多元的副資材處理方式，包含密閉式高效堆肥，畜牧糞便與廚餘共消化等處理管道；另外，副資材作為飼料原料應用的情形在本研究中相對缺乏充分探討，建議未來可從食品與飼料加工業者端取得相關資訊，以更準確描述國內有機副資材管理情況。

（二）農畜系統調整與其他應用建議

本研究以初級生產、加工、消費與剩餘資材管理四大階段建立農畜系統養分物質流架構，並以此為基礎探討物質流盤查結果的應用；而各階段可再有更細緻的分析以增加政策參考性。故以下針對研究範疇、相關情境分析之應用等面向，提出本研究認為可調整之相關研究建議：

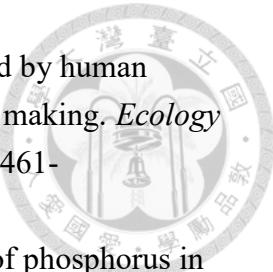
1. 本研究範疇因未考慮其加工副產物大量作為飼料原料的食用油產品，故簡化以飼料進口流量描述畜牧養分需求。建議未來可調整農畜系統架構，將畜牧飼料生產包含於食品加工單元，由於畜牧飼料一般為複合配方，且混合穀物與食品加工副產物（以油籽渣粕為大宗）製造是國內常見做法，因此養分來源一部份與食物進口相同，將兩者整併為同一單元較符合現實中食品與飼料製造業的緊密關係，並可提供較完整的食品加工副資材產出與利用方面的流量資訊。
2. 本研究在進行副資材養分回收評估時是對氮、磷元素個別探討，然氮、磷元素在各階段的損失情況與回收效率皆不同，副資材再利用除顧及單一養分供應量是否滿足耕地需求外，也應避免其他營養素失衡，因此建議往後應同時考量氮、磷元素在副資材中的相對比例關係，以瞭解副資材應用管理應注意的面向。
3. 將臺灣以區域為單位進行耕地養分需求與副資材潛在可提供養分的探討上，僅能作為初步瞭解國內養分供需空間分布的參考，由於農業副資材的利用相當受限於長距離運輸的困難性與缺乏經濟效益性，並強調養分需求與供給的地理連

結關係，因此建議未來應採用更高解析度的地理劃分（如：鄉鎮市區），以有助於擬定養分循環策略。

- 
4. 在情境分析上，本研究著重於：藉由調整副資材回收方案探討對化學肥料的替代性。然各研究皆顯示單純透過養分回收對農畜系統養分循環與利用效率的改善成效有限，故建議往後可從食物消費至生產端擬定農畜系統整體結構調整的替代情境，以檢視國內如何真正提高糧食自給率，並增進養分封閉循環的作法。
 5. 承上第 4 點對於農畜系統養分封閉循環的情境設定，由食物消費端設定情境時，應考量滿足基本營養需求與維持同現階段一定比例的飲食習慣，再連結生產端所需的資源投入量計算替代情境。而非再生資源（如化學肥料）的投入減量、有機農法的替代對於農畜產品產量的影響是需要考量的，因此建議參考國內試驗研究報告，或追蹤歷年肥料投入量與作物產量關係，估計未來因品種改良、耕種技術等因素變化對農業資源投入的改善空間。
 6. 農業（含畜牧業）副資材量化首要之務為定義何為副資材，本研究主要以不具有提供食物消費價值者為副資材定義進行物質流計算，並不考慮食物供應鏈其他因素造成的損失與浪費，此部分流量因此包含於供應鏈中，且依據研究應有相當產生量。而對於不同來源（因素）產生的食物廢棄物（副資材）雖可一併進行資源再生處理，然具體上需針對不同廢棄物擬定不同的最適管理策略與目標，故建議往後研究可分析各項食物種類在食物供應鏈各階段的特性與限制，深入盤點農畜系統養分流的來源去向，擬定減量與再利用策略建議。

參考文獻

- 
- Aleweli, C., Ringeval, B., Ballabio, C., Robinson, D. A., Panagos, P., & Borrelli, P. (2020). Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. *Nature Communications*, 11(1), Article 4546. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
- APEC (2019). *APEC-FLOWs database: Loss ratio*.
- Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Le Noë, J., & Sanz-Cobena, A. (2021). Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: The potential of combining dietary change, agroecology, and circularity. *One Earth*, 4(6), 839-850. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.05.008>
- Billen, G., Lassaletta, L., & Garnier, J. (2014). A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3(3-4), 209-219. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003>
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., Le Noë, J., Aguilera, E., & Sanz-Cobena, A. (2019). Opening to distant markets or local reconnection of agro-food systems? Environmental consequences at regional and global scales. In *Agroecosystem Diversity* (pp. 391-413). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811050-8.00025-x>
- Bodirsky, B. L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J. P., Rolinski, S., Weindl, I., Schmitz, C., Muller, C., Bonsch, M., Humpenoder, F., Biewald, A., & Stevanovic, M. (2014). Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nature Communications*, 5, Article 3858. <https://doi.org/10.1038/ncomms4858>
- Boh, M. Y., & Clark, O. G. (2020). Nitrogen and phosphorus flows in Ontario's food systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 154. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104639>
- Brunner, P. H., & Rechberger, H. (2004). Practical handbook of material flow analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(5), 337-338. <https://doi.org/10.1007/BF02979426>
- Caldeira, C., De Laurentiis, V., Corrado, S., van Holsteijn, F., & Sala, S. (2019). Quantification of food waste per product group along the food supply chain in the European Union: a mass flow analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 149, 479-488. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.011>
- Cattell Noll, L., Leach, A. M., Seufert, V., Galloway, J. N., Atwell, B., Erisman, J. W., & Shade, J. (2020). The nitrogen footprint of organic food in the United States. *Environmental Research Letters*, 15(4). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7029>
- Compton, J. E., Harrison, J. A., Dennis, R. L., Greaver, T. L., Hill, B. H., Jordan, S. J.,



- Walker, H., & Campbell, H. V. (2011). Ecosystem services altered by human changes in the nitrogen cycle: a new perspective for US decision making. *Ecology Letters*, 14(8), 804-815. [https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01631.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01631.x)
- Cooper, J., & Carliell-Marquet, C. (2013). A substance flow analysis of phosphorus in the UK food production and consumption system. *Resources, Conservation and Recycling*, 74, 82-100. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.03.001>
- Cordell, D., Drangert, J.-O., & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19(2), 292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Corrado, S., & Sala, S. (2018). Food waste accounting along global and European food supply chains: State of the art and outlook. *Waste Management*, 79, 120-131. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.032>
- Corrado, S., Caldeira, C., Carmona-Garcia, G., Korner, I., Leip, A., & Sala, S. (2020). Unveiling the potential for an efficient use of nitrogen along the food supply and consumption chain. *Global Food Security*, 25, Article 100368. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100368>
- Delgado, J. A. (2010). Crop residue is a key for sustaining maximum food production and for conservation of our biosphere. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65(5), 111A-116A. <https://doi.org/10.2489/jswc.65.5.111A>
- EEA (2019). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory Guidebook 2019*.
- Einarsson, R., & Cederberg, C. (2019). Is the nitrogen footprint fit for purpose? An assessment of models and proposed uses. *Journal of environmental management*, 240, 198-208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.083>
- EMF (2015). *Towards a circular economy: Business rationale for an accelerated transition*
- Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., & Winiwarter, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1(10), 636-639. <https://doi.org/10.1038/ngeo325>
- FAO (2020). *FAOSTAT Inputs: Fertilizers by Nutrient and Land Use*. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/>
- FAO (2003). *Technical conversion factors for agricultural commodities*.
- FAO (2018). *The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050*.
- FAO (2019). *World fertilizer trends and outlook to 2022*.
- FAO (2021). *The State of Food and Agriculture 2021. Making agrifood systems more resilient to shocks and stresses*.
- Ferguson, B. J., Mens, C., Hastwell, A. H., Zhang, M., Su, H., Jones, C. H., Chu, X., & Gresshoff, P. M. (2019). Legume nodulation: The host controls the party. *Plant*,

- Cell & Environment*, 42(1), 41-51. <https://doi.org/10.1111/pce.13348>
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., . . . Zaks, D. P. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Fúnez Guerra, C., Reyes-Bozo, L., Vyhmeister, E., Jaén Caparrós, M., Salazar, J. L., & Clemente-Jul, C. (2020). Technical-economic analysis for a green ammonia production plant in Chile and its subsequent transport to Japan. *Renewable Energy*, 157, 404-414. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.041>
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z. C., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320(5878), 889-892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- Gu, B., Ju, X., Chang, J., Ge, Y., & Vitousek, P. M. (2015). Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 112(28), 8792-8797. <https://doi.org/10.1073/pnas.1510211112>
- Harder, R., Wielemaker, R., Larsen, T. A., Zeeman, G., & Öberg, G. (2019). Recycling nutrients contained in human excreta to agriculture: Pathways, processes, and products. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(8), 695-743. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1558889>
- Hartikainen, H., Mogensen, L., Svanes, E., & Franke, U. (2018). Food waste quantification in primary production - The Nordic countries as a case study. *Waste Management*, 71, 502-511. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.026>
- Hayashi, K., Shibata, H., Oita, A., Nishina, K., Ito, A., Katagiri, K., Shindo, J., & Winiwarter, W. (2021). Nitrogen budgets in Japan from 2000 to 2015: Decreasing trend of nitrogen loss to the environment and the challenge to further reduce nitrogen waste. *Environmental Pollution*, 286, Article 117559. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117559>
- Hedbrant, J., & Sörme, L. (2001). Data vagueness and uncertainties in urban heavy-metal data collection. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1(3), 43-53.
- Herridge, D. F., Peoples, M. B., & Boddey, R. M. (2008). Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil*, 311(1-2), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9668-3>
- Hutchings, N. J., Sommer, S. G., Andersen, J. M., & Asman, W. A. H. (2001). A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment*, 35(11), 1959-1968. [https://doi.org/10.1016/s1352-2310\(00\)00542-2](https://doi.org/10.1016/s1352-2310(00)00542-2)
- IFIA (2009). *Fertilizers, climate change and enhancing agricultural productivity*

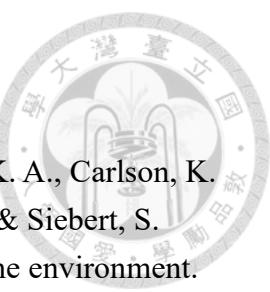
- sustainably.* https://issuu.com/efma2/docs/2009_climate_change_brief_1
- IPCC (2019). *2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories.*
- Kahrl, F., Li, Y., Su, Y., Tennigkeit, T., Wilkes, A., & Xu, J. (2010). Greenhouse gas emissions from nitrogen fertilizer use in China. *Environmental Science & Policy*, 13(8), 688-694. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.07.006>
- Kanter, D. R., & Brownlie, W. J. (2019). Joint nitrogen and phosphorus management for sustainable development and climate goals. *Environmental Science & Policy*, 92, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.10.020>
- Kuypers, M. M. M., Marchant, H. K., & Kartal, B. (2018). The microbial nitrogen-cycling network. *Nature Reviews Microbiology*, 16(5), 263-276. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2018.9>
- Laner, D., Feketitsch, J., Rechberger, H., & Fellner, J. (2016). A novel approach to characterize data uncertainty in material flow analysis and its application to plastics flows in Austria. *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1050-1063. <https://doi.org/10.1111/jiec.12326>
- Larney, F. J., Sullivan, D. M., Buckley, K. E., & Eghball, B. (2006). The role of composting in recycling manure nutrients. *Canadian Journal of Soil Science*, 86(4), 597-611.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Anglade, J., & Garnier, J. (2014a). 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters*, 9(10), Article 105011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105011>
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A. M., & Galloway, J. N. (2014b). Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118(1), 225-241. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9923-4>
- Le Noë, J., Billen, G., & Garnier, J. (2017). How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes: The generalized representation of agro-food system applied at the regional scale in France. *Science of the Total Environment*, 586, 42-55. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>
- Leach, A. M., Galloway, J. N., Bleeker, A., Erisman, J. W., Kohn, R., & Kitzes, J. (2012). A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environmental Development*, 1(1), 40-66. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2011.12.005>
- Leip, A., Britz, W., Weiss, F., & de Vries, W. (2011). Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution*, 159(11), 3243-3253. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.040>

- Leip, A., Weiss, F., Lesschen, J. P., & Westhoek, H. (2013). The nitrogen footprint of food products in the European Union. *The Journal of Agricultural Science*, 152(S1), 20-33. <https://doi.org/10.1017/s0021859613000786>
- Li, Y., Han, Y., Zhang, Y., Fang, Y., Li, S., Li, G., & Luo, W. (2020). Factors affecting gaseous emissions, maturity, and energy efficiency in composting of livestock manure digestate. *Science of the Total Environment*, 731, Article 139157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139157>
- Liu, C., Watanabe, M., & Wang, Q. (2007). Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 80(1), 19-37. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9118-2>
- Liu, Y., Villalba, G., Ayres, R. U., & Schroder, H. (2008). Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 12(2), 229-247. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00025.x>
- Ma, L., Ma, W. Q., Velthof, G. L., Wang, F. H., Qin, W., Zhang, F. S., & Oenema, O. (2010). Modeling nutrient flows in the food chain of China. *Journal of Environmental Quality*, 39(4), 1279-1289. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0403>
- Mariotti, F., Tomé, D., & Mirand, P. P. (2008). Converting nitrogen into protein—beyond 6.25 and Jones' factors. *Critical reviews in food science and nutrition*, 48(2), 177-184.
- Matuštík, J., & Kočí, V. (2021). What is a footprint? A conceptual analysis of environmental footprint indicators. *Journal of Cleaner Production*, 285. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124833>
- Mazza, L., Fedrigo-Fazio, D., Withana, S., & Lopes, A. F. (2013). Evaluating existing policy mixes to Identify solutions for EU resource efficiency - Summary report of 15 real world policy mix evaluations. *Institute for European Environmental Policy (IEEP): DYNAMIX project*.
- Metson, G. S., MacDonald, G. K., Leach, A. M., Compton, J. E., Harrison, J. A., & Galloway, J. N. (2020). The U.S. consumer phosphorus footprint: where do nitrogen and phosphorus diverge? *Environmental Research Letters*, 15(10). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba781>
- Moller, H. B., Lund, I., & Sommer, S. G. (2000). Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost [Article]. *Bioresource Technology*, 74(3), 223-229. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(00\)00016-x](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(00)00016-x)
- Oenema, O., Kros, H., & de Vries, W. (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20(1-2), 3-16. [https://doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00067-4](https://doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00067-4)

- Pan, S.-Y., He, K.-H., Lin, K.-T., Fan, C., & Chang, C.-T. (2022). Addressing nitrogenous gases from croplands toward low-emission agriculture. *npj Climate and Atmospheric Science*, 5(1), 43. <https://doi.org/10.1038/s41612-022-00265-3>
- Pan, Y., Liu, B., Cao, J., Liu, J., Tian, S., & Du, E. (2021). Enhanced atmospheric phosphorus deposition in Asia and Europe in the past two decades. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, 14(5). <https://doi.org/10.1016/j.aosl.2021.100051>
- Panagos, P., Muntwyler, A., Liakos, L., Borrelli, P., Biavetti, I., Bogonos, M., & Lugato, E. (2022). Phosphorus plant removal from European agricultural land. *Journal of Consumer Protection and Food Safety*, 17(1), 5-20. <https://doi.org/10.1007/s00003-022-01363-3>
- Papangelou, A., & Mathijs, E. (2021). Assessing agro-food system circularity using nutrient flows and budgets. *Journal of environmental management*, 288, Article 112383. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112383>
- Pierer, M., Winiwarter, W., Leach, A. M., & Galloway, J. N. (2014). The nitrogen footprint of food products and general consumption patterns in Austria. *Food Policy*, 49, 128-136. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2014.07.004>
- Poore, J., & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987-992. <https://doi.org/10.1126/science.aaq0216>
- Public Health England (PHE) (2021). *McCance and Widdowson's composition of foods integrated dataset*. <https://www.gov.uk/government/publications/composition-of-foods-integrated-dataset-cofid#full-publication-update-history>
- Ritchie, H., & Roser, M. (2013). *Fertilizers* <https://ourworldindata.org/fertilizers>
- Smil, V. (1999). Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global biogeochemical cycles*, 13(2), 647-662. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1029/1999GB900015>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sorlin, S. (2015). Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), Article 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Suh, S., & Yee, S. (2011). Phosphorus use-efficiency of agriculture and food system in the US. *Chemosphere*, 84(6), 806-813. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.051>
- Sutton M.A., Bleeker A., Howard C.M., Bekunda M., Grizzetti B., de Vries W., van Grinsven H.J.M., Abrol Y.P., Adhya T.K., Billen G., Davidson E.A., Datta A., Diaz R., Erisman J.W., Liu X.J., Oenema O., Palm C., Raghuram N., Reis S., ... Zhang

- Y. (2013). *Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution*. <http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/500700>
- Teigiserova, D. A., Hamelin, L., & Thomsen, M. (2020). Towards transparent valorization of food surplus, waste and loss: Clarifying definitions, food waste hierarchy, and role in the circular economy. *Science of the Total Environment*, 706, Article 136033. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136033>
- Tombarkiewicz, B., Antonkiewicz, J., Lis, M. W., Pawlak, K., Trela, M., Witkowicz, R., & Gorczyca, O. (2022). Chemical properties of the coffee grounds and poultry eggshells mixture in terms of soil improver. *Scientific Reports*, 12(1), Article 2592. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06569-x>
- US EPA (2022). *Basic Information about Biosolids*. <https://www.epa.gov/biosolids/basic-information-about-biosolids>
- van der Wiel, B. Z., Weijma, J., van Middelaar, C. E., Kleinke, M., Buisman, C. J. N., & Wichern, F. (2019). Restoring nutrient circularity: A review of nutrient stock and flow analyses of local agro-food-waste systems. *Resources, Conservation & Recycling: X*, 3. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2019.100014>
- van der Wiel, B. Z., Weijma, J., van Middelaar, C. E., Kleinke, M., Buisman, C. J. N., & Wichern, F. (2021). Restoring nutrient circularity in a nutrient-saturated area in Germany requires systemic change. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 121(2-3), 209-226. <https://doi.org/10.1007/s10705-021-10172-3>
- van Dijk, M., Morley, T., Rau, M. L., & Saghai, Y. (2021). A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. *Nature Food*, 2(7), 494-501. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00322-9>
- Vasconcelos, M. W., Grusak, M. A., Pinto, E., Gomes, A., Ferreira, H., Balázs, B., Centofanti, T., Ntatsi, G., Savvas, D., & Karkanis, A. (2020). The biology of legumes and their agronomic, economic, and social impact. In M. Hasanuzzaman, S. Araújo, & S. S. Gill (Eds.), *The Plant Family Fabaceae* (pp. 3-25). Springer.
- von Braun, J., Afsana, K., Fresco, L., Hassan, M., & Torero, M. (2021). *Food Systems—definition, concept and application for the UN food systems summit*.
- Vong, W. C., & Liu, S.-Q. (2016). Biovalorisation of okara (soybean residue) for food and nutrition. *Trends in Food Science & Technology*, 52, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2016.04.011>
- Wang, L., Xia, M., Wang, H., Huang, K., Qian, C., Maravelias, C. T., & Ozin, G. A. (2018). Greening Ammonia toward the Solar Ammonia Refinery. *Joule*, 2(6), 1055-1074. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2018.04.017>
- Wen, Z., Xu, W., Li, Q., Han, M., Tang, A., Zhang, Y., Luo, X., Shen, J., Wang, W., Li, K., Pan, Y., Zhang, L., Li, W., Collett, J. L., Jr., Zhong, B., Wang, X., Goulding, K., Zhang, F., & Liu, X. (2020). Changes of nitrogen deposition in China from 1980 to

2018. *Environment International*, 144, Article 106022.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106022>
- West, P. C., Gerber, J. S., Engstrom, P. M., Mueller, N. D., Brauman, K. A., Carlson, K. M., Cassidy, E. S., Johnston, M., MacDonald, G. K., Ray, D. K., & Siebert, S. (2014). Leverage points for improving global food security and the environment. *Science*, 345(6194), 325-328. <https://doi.org/doi:10.1126/science.1246067>
- Wu, Y. Y., Gu, B. J., Erisman, J. W., Reis, S., Fang, Y. Y., Lu, X. H., & Zhang, X. M. (2016). PM2.5 pollution is substantially affected by ammonia emissions in China. *Environmental Pollution*, 218, 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.027>
- Yan, X., Ti, C., Vitousek, P., Chen, D., Leip, A., Cai, Z., & Zhu, Z. (2014). Fertilizer nitrogen recovery efficiencies in crop production systems of China with and without consideration of the residual effect of nitrogen. *Environmental Research Letters*, 9, Article 095002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/095002>
- Zhang, X., Davidson, E. A., Mauzerall, D. L., Searchinger, T. D., Dumas, P., & Shen, Y. (2015). Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*, 528(7580), 51-59. <https://doi.org/10.1038/nature15743>
- Zhao, S., Schmidt, S., Qin, W., Li, J., Li, G., & Zhang, W. (2020). Towards the circular nitrogen economy - A global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses. *Science of the Total Environment*, 704, Article 135401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135401>
- Zhu, Q., Castellano, M. J., & Yang, G. (2018). Coupling soil water processes and the nitrogen cycle across spatial scales: Potentials, bottlenecks and solutions. *Earth-Science Reviews*, 187, 248-258. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.10.005>
- 內政部營建署 (2004)。污水下水道設計指南。
- 內政部營建署 (2015)。第五期下水道建設計畫下水污泥減量和再利用整體規劃。
- 內政部營建署 (2019)。民國 108 年度污水下水道統計要覽。
- 江康鈺、陳雅馨、葛家賢、呂承翰 (2014)。都市下水污泥轉換能源技術之回顧與評析，工業污染防治，128，31-63。
- 行政院戶政司 (2021)。年度縣市及全國統計資料。內政部戶政司全球資訊網。
- 行政院主計處 (2020)。綠色國民所得帳編製報告。
- 行政院農業委員會 (2018)。法規鬆綁，加速及擴大農業廢棄物資源化再利用。行政院農委會農業全球資訊網。
- 行政院農業委員會 (2019)。2019 年中華民國國家溫室氣體排放清冊報告。
- 行政院農業委員會 (2020a)。105 年-109 年糧食平衡表。
- 行政院農業委員會 (2020b)。105 年-109 年農產品生產面積統計。
- 行政院農業委員會 (2020c)。105 年-109 年農產品生產量值統計。
- 行政院農業委員會 (2020d)。綠色國民所得帳農業固體廢棄物歷年表。
- 行政院農業委員會 (2020e)。105 年-109 年畜禽產品生產量值統計。



- 行政院農業委員會 (2020f)。109 年糧食供需年報：個別產品推估方法。
- 行政院農業委員會 (2020g)。105 年-109 年臺灣地區肥料產銷量值。
- 行政院農業委員會畜產試驗所 (2011)。臺灣飼料成分手冊 (第三版)。
- 行政院農業委員會農糧署 (2005)。作物施肥手冊 (第 6 版)。
- 行政院環境保護署 (2008)。農業廢棄物(果樹類)多元化再利用調查與源頭減量管理推動計畫，計畫編號：EPA-97-H103-02-146。
- 行政院環境保護署 (2020a)。廚餘能資源化減碳設施操作成效提升研析計畫期末報告，計畫編號：108A417。
- 行政院環境保護署 (2020b)。109 年畜牧糞尿資源處理利用推動計畫成果報告，計畫編號：109A213。
- 行政院環境保護署 (2020c)。105 年-109 年各事業廢棄物代碼申報流向統計年報。事業廢棄物申報及管理資訊系統。
- 行政院環境保護署 (2020d)。有機生質廢棄物處理與再利用評估計畫期末報告，計畫編號：109E028。
- 林志高、陳文興 (2010)。畜牧污泥厭氧消化對溫室氣體減量之評估。<https://www.grb.gov.tw/search/planDetail?id=2160842&docId=347704>
- 林訓仕、郭建志、郭雅紋 (2018)。小麥新品種台中 35 號之育成。臺中區農業改良場研究彙報，138，53-61。
- 林義福、施柏齡、林茂荃、劉曉龍 (2009)。雞排泄物量及其成分含量之研究。畜產研究，42(4)，291-298。
- 邱禮弘 (2010)。紅龍果合理化施肥技術。作物合理化施肥專輯，100，313-314。
- 屏東縣政府環境保護局 (2017)。屏東縣禽畜糞尿沼氣中心設置規劃設計計畫。
- 財政部關務署 (2020)。貿易統計資料庫。
- 張繼中 (2009)。鳳梨釋迦果園合理化施肥。台東區農業改良場。
- 莊順興 (2016)。我國推動下水道污泥磷回收之效益與策略。
- 郭乃文 (2016)。能資源循環型社會之永續物質管理。農業生技產業季刊，46，臺灣經濟研究院生物科技產業研究中心。
- 郭猛德、蕭庭訓、王政騰 (2008)。養豬三段式廢水與污泥處理技術，畜牧半月刊，81(5)，29-38。
- 陳仁炫 (2006)。有機質肥料的特性及選用要領。豐年半月刊，56(13)，54-58。
- 曾迪華、潘時正 (2007)。下水道污泥處理處置之現況與展望，臺灣下水道工程實務研討會論文集。
- 經濟部工業局 (2005)。堆肥技術與設備手冊及案例彙編。
- 經濟部統計處 (2022)。工廠校正及營運調查。
- 葉亮均 (2021)。整合性生命週期評估探討循環農業下的豬糞肥管理策略，碩士論文，國立臺灣大學工學院環境工程學研究所。
- 蘇天明、李免蓮、吳遵文、蕭庭訓、李恒夫、廖宗文、郭猛德 (2009)。不同體重肉豬糞尿排泄量及其成分調查。中國畜牧學會會誌，38(2)，97-107。

附錄

附錄一 農畜系統參數

A. 各項作物每單位面積施肥建議量 (單位 : kg N/ha or kg P₂O₅/ha)

種類	項目	氮建議量	磷鉀建議量	種類	項目	氮建議量	磷鉀建議量
穀類	稻米一二期	125、105	50、35	花果 菜類	甜椒、辣椒	135	135
	飼料玉米	180	75		南瓜	135	135
	食用玉米	120	70		絲瓜	105	97.5
	小麥	120	55		長豇(菜)豆	90	75
薯類	甘藷	60	30		毛豆	97.5	75
	馬鈴薯	190	175		四季豆	105	75
子仁及 油籽類	大豆	20	75	果品類	香蕉	300	150
	落花生	30	75		鳳梨	225	55
	紅豆、芝麻	40	130	瓜果類	西瓜	210	180
根菜類	蘿蔔	150	90		香瓜、洋香瓜	130	230
	胡蘿蔔	220	125		椪柑	240	120
	豆薯	75	105		柳橙	300	150
	牛蒡	200	130		文旦柚	180	100
莖菜類	竹筍	550	250		其他柑橘類	250	140
	洋蔥	175	175	其他 果品	草莓	195	160
	茭白筍	225	120		生食甘蔗	750	150
	蒜頭	260	135		龍眼	75	30
	蔥、蔥頭	255	100		芒果、李	120	80、60
	芋	400	100		番石榴	170	100
	薑	220	120		桃	210	105
	蓮藕	200	100		柿	110	65
葉菜類	甘藍	250	80		木瓜	130	240
	結球白菜	225	120		蓮霧	250	250
	大芥菜	210	105		葡萄	140	125
	甕菜	150	70		梅	75	30
	芹菜	190	50		荔枝	90	120
	菠菜	165	105		梨	300	150
	萐苣、芥藍	110	75		棗	215	115
	葉菜其他	165	80		番荔枝	350	165
花果 菜類	番茄	225	175		可可椰子	65	30
	花椰菜	240	120		紅龍果	250	190
	青花菜	210	100		鳳梨釋迦	330	110
	胡瓜、苦瓜	300	150、125	牧草	盤固草、長期牧草	400	150
	冬瓜	110	100		狼尾草	800	170
	茄子	610	800		短期牧草	175	80

參考來源：農糧署 (2005)；林訓仕等 (2018)；邱禮弘 (2010)；張繼中 (2009)

B. 農作物與牧草氮、磷含量

種類	項目	氮含量 (%)	磷含量 (%)	種類	項目	氮含量 (%)	磷含量 (%)
穀類	稻穀、白米	1.34、1.25	0.32、0.08	花果菜類	茄子	0.14	0.029
	飼料玉米	1.20	0.290		辣椒	0.32	0.037
	食用玉米	0.98	0.280		甜椒	0.13	0.023
	小麥	2.47	0.330		南瓜	0.24	0.046
薯類	甘藷	0.18	0.047		絲瓜	0.16	0.022
	馬鈴薯	0.35	0.056		長豇(菜)豆	0.34	0.039
子仁及油籽類	大豆	6.27	0.590		毛豆	0.48	0.204
	帶殼落花生	3.56	0.345		四季豆	0.37	0.061
	紅豆	3.34	0.442	果品類	香蕉	0.16	0.020
根菜類	芝麻	3.87	0.635		鳳梨	0.06	0.007
	蘿蔔	0.10	0.017		西瓜、(洋)香瓜	0.18	0.010
莖菜類	胡蘿蔔、豆薯	0.18	0.029		柚	0.12	0.017
	牛蒡	0.23	0.093		葡萄柚	0.10	0.012
	竹筍	0.36	0.051	柑橘類	檸檬	0.19	0.022
葉菜類	洋蔥	0.18	0.043		萊姆	0.11	0.015
	茭白筍	0.21	0.038		其他柑橘類	0.18	0.014
	蒜頭	0.88	0.172		草莓	0.10	0.023
	蔥、蔥頭	0.27、0.21	0.025、0.07		生食甘蔗	0.06	0.014
	芋	0.24	0.064		龍眼	0.21	0.029
	薑	1.46	0.022		芒果	0.08	0.012
	蓮藕	0.32	0.064		番石榴	0.13	0.013
	甘藍	0.25	0.034		李	0.13	0.036
花果菜類	結球白菜	0.22	0.034		桃	0.14	0.021
	不結球白菜	0.19	0.029		柿	0.09	0.013
	大芥菜	0.26	0.025		木瓜、蓮霧	0.10	0.010
	甕菜	0.34	0.041		葡萄	0.11	0.020
	芹菜	0.13	0.036		梅	0.13	0.010
	菠菜	0.34	0.052		荔枝	0.09	0.025
	萐苣	0.22	0.032		梨	0.07	0.011
	芥藍	0.27	0.037		棗	0.19	0.023
	葉菜其他	0.25	0.036		番荔枝	0.27	0.032
	番茄	0.14	0.028		可可椰子	0.27	0.100
花果菜類	花椰菜	0.43	0.040		紅龍果	0.16	0.025
	青花菜	0.58	0.071	牧草	盤固草	0.19	0.16
	胡瓜	0.14	0.015		狼尾草	0.42	0.14
	苦瓜	0.16	0.031		長期牧草	0.38	0.17
	冬瓜	0.07	0.016		短期牧草	0.27	0.2

參考來源：衛福部食藥署 (2021)；農委會畜產試驗所 (2011)；USDA (2022)；Lassaletta et al. (2014b)；PHE (2021)

C. 果樹枝葉產出因子與含氮、磷比例

果樹種類	枝葉產出因子 (TI_i) (枝葉乾重/果實重)	果樹枝葉含氮比例 ($C_{Res,i,N}$) (%)	果樹枝葉含磷比例 ($C_{Res,i,P}$) (%)
鳳梨	1.66	0.90	0.08
香蕉	2.10	1.92	0.1
木瓜	1.05	0.94	0.28
可可椰子	0.15	1.47	0.13
龍眼	0.48	0.35	0.17
芒果	0.42	0.22	0.13
番石榴	0.06	0.32	0.09
李	0.17	0.50	0.14
桃	0.28	0.90	0.14
柿	0.43	0.70	0.14
蓮霧	1.75	0.45	0.14
葡萄	0.05	0.80	0.14
梅	0.45	0.70	0.14
荔枝	0.18	0.81	0.21
梨	0.18	0.47	0.17
棗	0.50	0.68	0.04
番荔枝	0.42	1.36	0.18
紅龍果 ^a	0.41	0.70	0.14
椪柑	0.20	0.67	0.06
柳橙	0.11	0.67	0.06
桶柑	0.21	0.67	0.06
文旦柚	0.30	0.39	0.04
檸檬	0.31	0.67	0.06
其他柑橘類	0.23	0.67	0.06

^a由其他木本果樹平均值推估

參考來源：環保署 (2008)，本研究計算

D. 化學氮肥臺灣施用比例與 Nr 排放參數

化學肥料種類	換算為氮素施用比例 ^a (%)	N 損失比例 ^b (%)	
		NH ₃ -N	NO _x -N
硫酸銨	13.4	9.5	0.7
尿素	12.0	14.2	1.1
硝酸銨鈣	0.1	1.6	1.6
複合肥料 ¹	74.5	2.3	2.25

¹假設為 50% 硝酸銨與 50% 硝酸銨鈣組成

參考來源：^a 農委會 (2020g)；^b IPCC (2019)，本研究計算整理

E. 畜禽糞尿養分排泄量

種類	項目	糞尿氮排量 (kg N/year)	糞尿磷排量 (kg P/year)	種類	項目	糞尿氮排量 (kg N/year)	糞尿磷排量 (kg P/year)	
豬	種豬			禽類	肉雞 ^b	0.06	0.05	
	公種豬 ^a	15.47	8.65		蛋雞	0.30	0.31	
	母種豬	25.10	12.33		肉鴨 ^c	0.08	0.09	
	肉豬				蛋鴨	0.61	0.47	
	小於 30 公斤	6.46	2.82		鵝 ^d	0.17	0.23	
	30-60 公斤	8.88	5.03	羊	乳羊	13.22	2.58	
	大於 60 公斤	15.47	8.65		肉羊	5.93	1.66	
牛	乳牛			牛	肉牛			
	泌乳期	71.18	16.10		水牛	14.40	7.44	
	非泌乳期	50.49	16.39		黃雜牛	27.66	8.36	
*以每頭(隻)計								
^a 假設與 60 公斤以上肉豬相同								
^b 由白肉雞與有色肉雞以年屠宰數為權重計算平均，平均飼養天數假設為 35 天								
^c 由土番鴨、北京鴨與番鴨以年屠宰數為權重計算平均，平均飼養天數假設為 60 天								
^d 鵝平均飼養天數假設為 80 天								
參考來源：蘇天明等 (2009)；畜產試驗所 (2010)；林義福等 (2009)，本研究整理								

F. 畜禽糞尿管理氮氣體排放參數 (單位：kg N/kg Ninput)

階段	氣體排放參數	豬	牛	羊	禽類	參考來源
畜舍	EF _{NH₃-N,house,k}	0.15	0.05	0.15	0.2 (0.1 ^a)	Hutchings et al. (2001)
	EF _{N₂O-N,house,k}	0.002	0.01	0.01	0.001	IPCC (2019)
	EF _{N₂-N,house,k}	0.006	0.03	0.03	0.003	IPCC (2019)
處理	EF _{NH₃-N,compost-diges}		0.314		-	Li et al. (2020)
	EF _{N₂O-N,compost-diges}		0.009		-	Li et al. (2020)
	EF _{N₂-N,compost-diges}		0.06		-	Li et al. (2020)
固形物堆肥 ^c	EF _{NH₃-N+NO_x-N,compost,k}	0.6	0.45	0.18	0.6	IPCC (2019)
	EF _{N₂O-N,compost,k}		0.005			IPCC (2019)
	EF _{N₂-N,compost,k}		0.015			IPCC (2019)
^a 括號內為蛋雞參數，蛋雞為籠飼，其他禽類假設為平飼						
^b 包含沼渣與污泥						
^c 包含固液分離固形物與禽糞堆肥，選用技術為 Composting-Passive windrow						
*表中 NO _x 代表 NO 與 NO ₂						

G. 各縣市家畜糞尿管理方案現況

縣市	沼渣沼液方案比例 (%)	放流水回收方案比例 (%)
花蓮縣	22.13	1.08
嘉義市	15.64	0.00
臺東縣	15.62	9.06
新竹縣	11.62	2.68
嘉義縣	9.17	18.29
臺中市	6.76	7.39
雲林縣	6.68	6.65
高雄市	6.36	1.81
屏東縣	6.00	7.74
新竹市	5.21	4.54
苗栗縣	4.16	1.94
新北市	4.07	0.72
彰化縣	3.06	0.89
南投縣	2.96	9.01
桃園市	2.95	1.28
宜蘭縣	2.41	2.24
臺南市	2.35	6.20
基隆市	0	0
臺北市	0	0

參考來源：環保署 (2020b)，本研究整理

H. 各縣市生活污水與廚餘處理情況

縣市	生活污水 ^a		食物固體廢棄物 ^b		
	接管率 (%)	未接管率 (%)	養豬廚餘 (%)	堆肥廚餘 (%)	未回收廚餘 (%)
新北市	90.50	9.50	10.13	23.15	66.71
臺北市	84.83	15.17	5.49	56.84	37.68
桃園市	62.84	37.16	17.51	0.20	82.29
臺中市	62.96	37.04	10.10	2.87	87.02
臺南市	45.57	54.43	27.33	18.11	54.56
高雄市	64.12	35.88	11.73	2.60	85.67
宜蘭縣	52.18	47.82	12.84	6.80	80.35
新竹縣	65.28	34.72	24.63	0.10	75.27
苗栗縣	42.31	57.69	18.27	17.76	63.98
彰化縣	35.61	64.39	7.43	4.67	87.90
南投縣	22.38	77.62	22.61	7.49	69.90
雲林縣	26.80	73.20	1.62	58.63	39.74
嘉義縣	20.51	79.49	14.77	20.02	65.21
屏東縣	28.98	71.02	17.90	2.51	79.59
臺東縣	13.46	86.54	6.06	70.44	23.50
花蓮縣	42.65	57.35	1.17	54.48	44.35
基隆市	69.02	30.98	15.77	0.00	84.23
新竹市	60.35	39.65	25.25	1.85	72.91
嘉義市	19.66	80.34	17.21	6.57	76.22

參考來源：^a營建署 (2019)；^b環保署 (2020a)，本研究整理

I. 不確定性分析資料品質判定分數

流量 代號	流量名稱	流量計算描述	資料適合度指標評分結果					變異係數 (%)
			可靠性	完整性	時間關聯性	空間關聯性	其他關聯性	
F1	生物固氮	豆科作物面積 x 單位面積固氮係數	2	2	3	3	2	21.50
F2	化肥進口	作物面積 x 單位面積施肥建議量	2	2	4	1	2	42.34
F3	大氣沉降	作物面積 x 單位面積沉降係數	2	2	2	3	2	17.17
F4	農產收穫	作物生產量 x 作物氮磷含量	2	2	2	3	2	17.17
F5	飼料作物收穫	牧草、飼料玉米產量 x 氮磷含量	2	2	2	3	2	17.17
F6	耕地副資材堆肥	副資材量推估 x 參考綠色國民所得帳假設耕地 副資材從事堆肥比例	3	3	3	3	2	31.74
F7	糞肥	畜牧氮磷年排泄量扣掉畜牧糞尿排放	-	-	-	-	-	-
F8	畜產	供屠宰重量、副產品(蛋奶)產量 x 氮磷含量	3	2	2	3	2	25.94
F9	加工副產物飼料 再利用	稻穀推估量 x 氮磷含量 x 飼料利用比例	2	2	3	1	3	21.02
F10	食物供給	糧食平衡表每人每年各項食物平均供應量 x 食物氮磷含量	2	2	2	2	2	11.28
F11	未回收廚餘	消費單元輸出扣除果菜殘渣、生活污水後，依各縣市廚餘未回收量比例分配	3	2	2	1	2	22.03
F12	接管汙水	每人每年生活污水總氮污染量 x 各縣市人口 x 各縣市接管率	2	2	2	1	2	10.34
F13	加工副產物堆肥	食品加工廢棄物申報處理量 x 廢棄物氮磷含量	2	2	3	1	3	21.02
F14	食品加工廢水	由本研究推估加工副產物氮磷量扣除堆肥與飼料再利用氮磷量	3	3	2	3	2	28.99
F15	堆肥廚餘	消費單元輸出扣除果菜殘渣、生活污水後，依各縣市堆肥廚餘回收量比例分配	3	2	2	1	2	22.03

流量 代號	流量名稱	流量計算描述	資料適合度指標評分結果					變異係數 (%)
			可靠性	完整性	時間關聯性	空間關聯性	其他關聯性	
F16	養豬廚餘	消費單元輸出扣除果菜殘渣、生活污水後，依各縣市養豬廚餘回收量比例分配	3	2	2	1	2	22.03
F17	堆肥回收	堆肥利用量扣除堆肥氮損失	-	-	-	-	-	-
F18	副資材焚燒	副資材量推估 x 參考綠色國民所得帳假設耕地副資材焚燒比例	3	3	3	3	2	31.74
F19	畜牧糞尿損失	對畜禽氮磷年排泄量計算個處理階段養分損失比例	3	3	4	3	3	51.9
F20	堆肥損失	堆肥量 x 氮損失率	3	3	2	3	2	28.99
F21	耕地養分損失	N：肥料施用量 x Nr 排放係數 P：耕地面積 x 亞洲地區土壤平均磷侵蝕率	2	2	2	3	2	17.17
F22	食物進口	以加工單元其他進出流量以質量平衡計算	-	-	-	-	-	-
F23	收穫副資材其他用途	副資材量推估 x 參考綠色國民所得帳假設從事非農畜系統中再利用之其他利用方式比例	3	3	3	3	2	31.74
F24	飼料進口	由畜牧糞尿排放與牲畜生產量加總以質量平衡計算，再扣除國內飼料供給量與養豬廚餘	-	-	-	-	-	-
F25	水肥	每人每年生活污水總氮污染量 x 各縣市人口 x 各縣市未接管率	2	2	2	1	2	10.34
-	畜禽年排泄	畜牧飼養數量 x 單位動物氮磷年排泄量	2	1	3	1	2	15.94

分數範圍為 1-4 級分，其中 1 分為資料適合度最高，4 分為最低。

附錄二 物質流盤查結果 (單位 : kt N/year or kt P/year)

耕地單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
穀類	4.49	0.76	16.68	2.82	11.45	1.99	3.75	0.62	36.37	6.19
子仁及油籽類	0.01	0.02	0.59	0.64	0.4	0.28	0.02	0.02	1.03	0.97
蔬菜類	5.17	1.07	15.48	3.43	11.52	2.81	1.29	0.31	33.46	7.63
水果類	1.65	0.44	9.45	2.48	14.13	3.92	3.62	0.81	28.84	7.64
薯類	0.04	0.01	0.75	0.23	0.25	0.08	0.03	0.01	1.08	0.33
牧草	0.38	0.05	1.40	0.20	2.13	0.34	0.43	0.06	4.34	0.64
總計	11.74	2.35	44.35	9.80	39.88	9.42	9.14	1.82	105.11	23.40

耕地單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
生物固氮量	0.05		1.73		1.32		0.06		3.16	

耕地單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
大氣沉降	1.49	0.05	6.54	0.21	5.23	0.16	1.25	0.04	14.52	0.46

耕地單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
作物收穫	3.89	0.81	17.03	3.98	11.14	2.31	3.00	0.63	35.06	7.72
農產收穫	0.00	0.00	3.08	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	3.09	0.12
飼料作物	0.16	0.11	0.84	0.43	1.41	0.81	0.35	0.15	2.75	1.49
牧草	0.00	0.00	0.05	0.01	0.80	0.19	0.01	0.00	0.86	0.21
飼料玉米										

畜牧單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
新鮮糞尿										
畜禽糞尿	3.61	1.92	25.92	13.61	25.92	13.50	1.31	0.69	56.75	29.71
豬	2.92	2.44	11.86	10.38	10.79	9.46	0.32	0.29	25.88	22.58
禽類	0.17	0.06	0.91	0.30	1.25	0.41	0.13	0.04	2.46	0.80
牛	0.02	0.01	0.27	0.07	0.22	0.06	0.03	0.01	0.53	0.15
羊	0.44	0.11	2.48	0.61	3.20	0.78	0.17	0.04	6.29	1.53
乳類	0.24	0.24	6.74	6.75	6.53	6.41	0.08	0.09	13.59	13.48
糞尿養分回收										
沼液、放流水	0.17	0.11	1.62	1.04	2.12	1.36	0.25	0.15	4.16	2.66
固形物堆肥	1.42	3.33	9.02	21.62	8.75	20.40	0.29	0.59	19.48	45.93

畜牧單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
豬	2.11	0.49	15.42	3.60	15.02	3.51	0.76	0.18	33.30	7.79
禽類	3.28	1.26	14.53	5.61	13.62	5.26	0.46	0.18	31.88	12.31
牛	0.03	0.01	0.19	0.06	0.26	0.07	0.02	0.01	0.50	0.14
羊	0.00	0.00	0.04	0.01	0.05	0.01	0.00	0.00	0.10	0.03
乳類	0.17	0.03	0.94	0.16	1.08	0.18	0.06	0.01	2.25	0.39
蛋類	0.10	0.01	4.28	0.39	4.00	0.36	0.05	0.00	8.43	0.76
總計	5.68	1.80	35.41	9.83	34.01	9.40	1.36	0.38	76.46	21.41

加工單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
食物進口										
植物性	34.64	4.25	8	0.96	13.16	1.61	-0.29	0.05	55.51	6.87
動物性	24.33	1.67	-7.92	-0.51	-5.9	-0.39	0.55	0.04	11.06	0.8

加工單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
副產物										
植物性	6.58	2.45	7.66	3.52	5.58	2.39	1.07	0.55	20.9	8.91
→飼料利用	0.14	0.08	0.65	0.37	0.32	0.19	0.11	0.07	1.23	0.71
→堆肥利用	1.63	0.63	2.32	1.13	1.81	0.79	0.27	0.16	6.02	2.71
動物性	2.34	1.58	12.45	8.29	11.9	7.9	0.49	0.32	27.18	18.09
→堆肥利用	1.35	0.27	1.4	0.36	1.16	0.28	0	0	3.91	0.92
加工廢水	5.8	3.04	15.74	9.95	14.19	9.03	1.18	0.64	36.91	22.66

消費單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
食物供給										
植物性	31.94	2.61	17.37	1.42	18.72	1.53	1.64	0.13	69.67	5.69
動物性	27.67	1.89	15.04	1.03	16.22	1.11	1.42	0.1	60.34	4.13

消費單元	北部		中部		南部		東部		全國	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
輸出										
接管汙水	33.43	2.52	10.93	0.83	12.1	0.91	0.68	0.05	57.13	4.31
水肥 (未接管)	9.18	0.69	12.23	0.92	12.87	0.97	1.51	0.11	35.78	2.7
養豬廚餘	2.08	0.16	0.96	0.07	1.77	0.13	0.03	0	4.83	0.37
堆肥廚餘	3.96	0.3	1.08	0.08	0.89	0.07	0.53	0.04	6.46	0.49
未回收廚餘	10.97	0.83	7.21	0.54	7.31	0.55	0.31	0.02	25.8	1.95