

施灌厭氧消化之牛糞尿水於盤固拉草地對土壤性狀及地下水水質之影響⁽¹⁾

黃雅玲⁽²⁾ 張世融⁽²⁾ 蘇天明⁽³⁾ 李欣蓉⁽²⁾⁽⁴⁾

收件日期：113 年 7 月 4 日；接受日期：115 年 5 月 12 日

摘 要

本試驗旨在探討長期施灌經厭氧消化後之牛糞尿水於盤固拉草地對土壤性狀及地下水水質之影響。試驗於 2018 至 2025 年進行，將 34.89 公頃的盤固拉草地依地形和地貌區分為 A10、A13 和 A14 等三區，每月以槽車載運牛糞尿水輪流施灌於其中一區，另 A13 區部分地號自 2022 年起搭配管線進行施灌，各試區之施灌間隔約為 3 個月。施灌量依據盤固拉草的氮肥需求量計算，期間每 3 個月分析一次牛糞尿水及各區土壤，以及每 2 個月分析一次上游井與下游井的地下水，土壤及地下水並分別與 2017 年土壤監測值及 2017 – 2018 年枯水期的監測值做為背景值進行比較。結果顯示，試驗期間施灌的糞尿水平均總氮含量為 669 mg/L，銅含量為 1.55 mg/L，鋅含量為 3.18 mg/L。A10、A13 與 A14 區土壤平均 pH 值分別為 5.4、5.4 及 5.9 (背景值分別為 5.1、5.1 及 6.0)，EC 值分別為 44.5、77.3、63.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (背景值分別為 146、114 及 214 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，總銅含量分別為 7.38、6.29、7.85 mg/kg (背景值分別為 6.27、5.24 及 7.11 mg/kg)，總鋅含量分別為 40.8、27.7、41.9 mg/kg (背景值分別為 42.5、29.9 及 41.6 mg/kg)。下游監測井 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 與 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度分別為 0.59 mg/L (背景值 0.77 mg/L) 以及 0.14 mg/L (背景值 0.11 mg/L)，試驗期間皆無顯著變化。綜上所述，本試驗長期施灌牛糞尿水對土壤及地下水水質無明顯影響，亦尚未見鹽分及金屬累積於土壤，或污染地下水等情形。

關鍵詞：牛糞尿水、厭氧消化、土壤、地下水。

緒 言

國內畜牧場多以集約式飼養，畜牧場產生大量的廢水，包含糞尿及畜舍沖洗水等。畜牧廢水富含植物生長所需的營養分，依作物需氮量施用於農地時，可提供植物所需肥分、土壤改良劑及灌溉農作物，對農民而言，可降低施用化學肥料的支出並提高作物產量 (Lee *et al.*, 2024)；環境方面，可增加土壤有機質、改善土壤的物理條件以促進植物生長，並減少廢水排放至地面水體導致水體優養化；枯水期亦可替代灌溉水，減輕農民無水可用的壓力。因此，以肥水回田，不僅兼顧社會福祉，也兼具環境保護之效益。在國內，環境部 (2017) 已規定飼養豬隻、牛隻之畜牧業應採行畜牧糞尿資源化處理措施，飼養豬隻 2,000 頭以上或牛隻 500 頭以上之畜牧業，其畜牧糞尿資源化處理比率，自 2017 年 12 月 27 日起 5 年內應達總廢水產生量 5%、10 年內應達總廢水產生量 10%；飼養豬隻 20 頭以上未滿 2,000 頭或牛隻 40 頭以上未滿 500 頭之畜牧業，其畜牧糞尿資源化處理比率，自 2017 年 12 月 27 日起 8 年內應達總廢水產生量 5%、12 年內應達總廢水產生量 10%。

(1) 農業部畜產試驗所研究報告第 2854 號。

(2) 農業部畜產試驗所飼料作物組。

(3) 農業部畜產試驗所畜產經營組 (退休)。

(4) 通訊作者，E-mail: hjlee@mail.tlri.gov.tw。

然而，廢水中過量的營養物質、重金屬、鹽分、病原微生物及抗生素等，可能會對土壤和水質產生不良影響 (Bradford *et al.*, 2008)，此外，Kunhikrishnan *et al.* (2012) 指出，銅及鋅常被添加於動物飼料、生長促進劑及疾病預防與治療等，致使畜牧廢水中銅及鋅含量可能偏高，然廢水經過處理，可降低重金屬含量，後續用於灌溉或其他用途使用被視為安全的。Hu *et al.* (2021) 指出，厭氧消化處理為最有效處理豬糞尿的方法之一。廢水透過厭氧消化處理可穩定降解廢水中可生物降解的部分，且效率高達 80 – 90%，不僅可去除污染物，同時可產生再生能源 (甲烷)；此外，處理過程無需提供氧氣可節省處理成本，處理後污泥產生量少，此方法適合處理有機物濃度高的廢水 (Bella and Rao, 2023)。

本試驗自 2015 年起，施灌經厭氧消化後的牛糞尿水於盤固拉草地，並持續進行土壤性狀及地下水水質之追蹤監測。前期研究已針對 2015 年至 2017 年間之監測資料進行分析 (黃等, 2021)。本研究延續既有試驗架構，進一步分析 2018 年至 2025 年間之長期監測結果，以建立長期施灌養牛糞尿水對土壤及地下水水質之變化情形，試驗結果可作為政府政策實證基礎，並為法規修訂及農民實踐提供參考依據。

材料與方法

I. 施灌地與施灌方式

- (i) 施灌地位於臺南市新化區農業部畜產試驗所之盤固拉草地，共 34.89 公頃，依地形地貌分為 A10、A13 及 A14 等三區，土壤質地分別為壤土、壤土及極細砂土，面積分別為 13.63、15.11 及 6.15 公頃。經厭氧消化後之牛糞尿水取自畜產試驗所乳牛試驗場，以槽車載運至施灌地，每車次約 5.5 m³；此外，A13 區部分地號因緊鄰乳牛試驗場之廢水處理場，於 2021 年申請通過沼液沼渣農地肥分使用計畫，並自 2022 年起透過管線配置進行施灌。盤固拉草氮肥需求量參考作物施肥手冊 (農業部農糧署, 2005) 之推薦量 (320 – 480 kg/ha/yr)，並依據試驗期間糞尿水之平均總氮含量換算施灌量。
- (ii) 本試驗於 2018 年至 2025 年間進行，並以黃等 (2021) 之 2017 年的土壤監測值，以及 2017 – 2018 枯水期的地下水監測值進行比較。試驗前已依農業部 (2013) 農業事業廢棄物再利用管理辦法規定，取得個案再利用許可，以及依環境部 (2017) 水污染防治措施及檢測申報管理辦法，取得沼液沼渣農地肥分使用計畫許可，期間依規定申辦展延許可並依照規定執行施灌及相關停灌作業。

II. 分析項目及方法

(i) 監測項目與頻率

試驗監測自 2018 年起至 2025 年止，期間牛糞尿水及土壤每 3 個月採樣分析 1 次，共分析 32 次，地下水每 2 個月採樣分析 1 次，共分析 48 次。三區試驗地每區逢機選擇 5 – 8 處採樣點，以距離表土 0 – 20 cm 進行土壤採樣並混合。地下水抽取上游井 1 (upstream 1)、上游井 2 (upstream 2) 及下游井 (downstream) 等 3 口監測井 (圖 1)、3 口監測井深度分別為 112、51 及 78 m，並區分枯水期 (dry period, D) 及豐水期 (wet period, W)。

(ii) 牛糞尿水及地下水水質分析

於每次施灌前依據環境部公告之水質檢測方法進行水質分析。pH 值以 NIEA W424.52A (環境部國家環境研究院, 2008)、EC 值以 NIEA W203.51B 測定 (環境部國家環境研究院, 2000)、總磷以 NIEA W427.53B 測定 (環境部國家環境研究院, 2010)、NO₃⁻-N 以 NIEA W419.51A 測定 (環境部國家環境研究院, 2006)、NH₄⁺-N 以 NIEA W448.51B (環境部國家環境研究院, 2005)、總氮以 NIEA W423.52C 計算 (環境部國家環境研究院, 2004)、銅及鋅以 NIEA W306.55A 測定 (環境部國家環境研究院, 2016)。

(iii) 土壤採集與分析

以長 1 m、內徑 5.4 cm、外徑 6 cm 的土鑽，逢機採集 5 – 8 個點、深度 0 – 20 cm 的土壤，均勻混合後取樣，每區 3 重複。分析項目與方法：pH 值以 pH meter 測定 pH 值 (土水比 = 1 : 1)；以電導度計測定 EC 值 (土水比 = 1 : 5)；總磷以燒灼法灰化後以 1N 硫酸震盪萃取，濾液以分光光度計測定 (土壤分析手冊, 1995)；銅及鋅含量以 NIEA S321.65B (環境部國家環境研究院, 2018) 消化後定量過濾，再以 NIEA M111.01C (環境部國家環境研究院, 2012) 測定。

III. 統計分析

以 Excel 2016 計算牛糞尿水、土壤化學性質及地下水質之平均值與標準差。利用 GraphPad Prism 9 軟體 (GraphPad Software, USA) 的二因子變異數分析 (two-way ANOVA) 進行統計分析，以 Tukey's test 檢定差異顯著性

($P < 0.05$)。

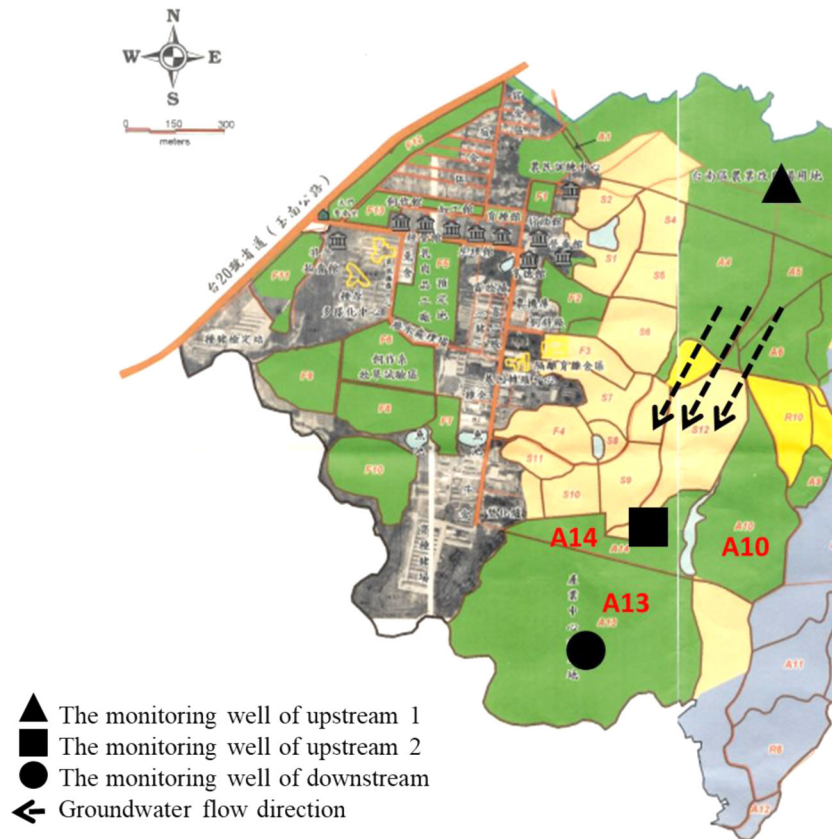


圖 1. 三區 (A10、A13 及 A14) 施灌地及地下水監測井位置圖。(A10、A13 及 A14 等三區面積分別為 13.63、15.11 及 6.15 公頃)。

Fig. 1. Locations of irrigation areas (A10, A13, and A14) and groundwater monitoring wells (with respective areas of 13.63, 15.11, and 6.15 ha).

結果與討論

I. 牛糞尿水水質及施灌量

為避免施灌牛糞尿水而導致土壤鹽分及重金屬的累積，定期分析牛糞尿水水質是必要的 (Angin *et al.*, 2005)。試驗期間牛糞尿水水質如表 1 所示，平均 pH 值為 7.8，EC 值為 3.78 mS/cm，總氮含量為 669 mg/L，總磷含量為 76 mg/L，銅含量為 1.55 mg/L，鋅含量為 3.18 mg/L。試驗施灌量依盤固拉草氮肥需求量及牛糞尿水總氮量計算，試驗期間之施灌量如圖 2 所示，A10 區平均 59.9 ton/ha/yr，以 2020 年施灌量最高約 138 ton/ha/yr，2024 年施灌量最低約 14.9 ton/ha/yr；A13 區平均 250 ton/ha/yr，以 2022 年施灌量最高約 402 ton/ha/yr，2020 年施灌量最低約 75.2 ton/ha/yr；A14 區平均 76.6 ton/ha/yr，以 2020 年施灌量最高約 177 ton/ha/yr，2023 年施灌量最低約 4.47 ton/ha/yr。

試驗期間，收集交通部中央氣象署農業氣象站—畜產試驗所測站 (Station No: B2N890) 降雨量資料 (圖 3)，2018 至 2025 年之全年累計降雨量以 2024 年最高約 2,901 mm，依序分別為 2021 年 (2,759 mm)、2025 年 (2,196 mm)、2018 年 (2,167 mm)、2019 年 (2,099 mm)、2020 年 (1,544 mm)、2022 年 (1,201 mm)，以及 2023 年 (1,166 mm)，年雨量 1,166 – 2,901 mm。因此，每公頃最大雨水注入量為 11,660 – 29,010 m³/ha/year，與平均施灌量 4.47 – 250 ton/ha/yr 比較，施灌量為雨水注入量之 1/100 以下，對淺層 0 – 20 cm 土壤之鹽度及重金屬累積影響極小。此外，國內豐水期 (每年 5 月至 10 月) 與枯水期 (每年 11 月至隔年 4 月) 之降雨量有明顯差異，降雨主要集中於 5 – 9 月，近年來受全球氣候變遷影響，豐、枯水期之降雨量差異更加懸殊，此種高度集中降雨強度，使殘留於土壤中之可溶性離子易隨大量雨水產生淋洗作用 (Leaching)，從而維持土壤環境之動態平衡，降低蓄積風險。

本試驗期間各監測區之施灌量呈現波動與區位差異，係因天氣因素與施灌模式差異所致。氣候環境為施

灌作業直接之限制因素，若逢颱風或連日降雨導致土地含水飽和，為避免糞尿水隨雨水逕流，並符合計畫規範，必須暫停施灌。其次，槽車維護與糞尿水載運量能亦影響作業連續性，槽車例行檢修或設備異常常導致施灌暫停，而 A13 區因鄰近廢水處理場自 2022 年起新增管線方式施灌，降低對槽車載運之依賴，其作業連續性優於需仰賴槽車載運之其他試區，故其歷年平均施灌量 (249 ton/ha/yr) 遠高於 A10 區 (59.9 ton/ha/yr) 及 A14 區 (76.6 ton/ha/yr)。

表 1. 試驗八年期間牛糞尿水之水質分析

Table 1. Characteristics of irrigation with anaerobically treated dairy wastewater during three-year experimental period (n = 4/yr)

Items	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	Average	SEM
n	4	4	4	4	4	4	4	4		
pH	7.4	7.9	7.5	7.7	8.0	7.9	7.9	8.1	7.8	0.1
EC, mS/cm	3.04	3.79	2.10	2.52	4.47	4.68	5.28	4.35	3.78	0.2
Total-N, mg/L	746 ^c	857 ^b	472 ^f	519 ^{ef}	606 ^d	630 ^{cd}	964 ^a	560 ^{de}	669	50.1
NH ₄ ⁺ -N, mg/L	204 ^b	254 ^b	135 ^c	274 ^b	213 ^b	218 ^b	340 ^a	279 ^a	237	26.1
NO ₃ ⁻ -N, mg/L	109 ^a	157 ^a	90.4 ^{ab}	149 ^a	182 ^a	128 ^a	35.8 ^{bc}	87.8 ^b	117	14.6
Total-P, mg/L	81.4	57.4	57.1	64.5	92.6	80.2	98.2	76.6	76.0	9.39
Cu, mg/L	1.75	2.18	1.66	0.78	2.64	1.86	1.35	0.16	1.55	0.19
Zn, mg/L	3.03	2.10	3.02	2.55	4.53	5.22	4.25	0.76	3.18	0.66

a, b, c, d, e, f Means in the same column with different superscripts are significantly different ($P < 0.05$).

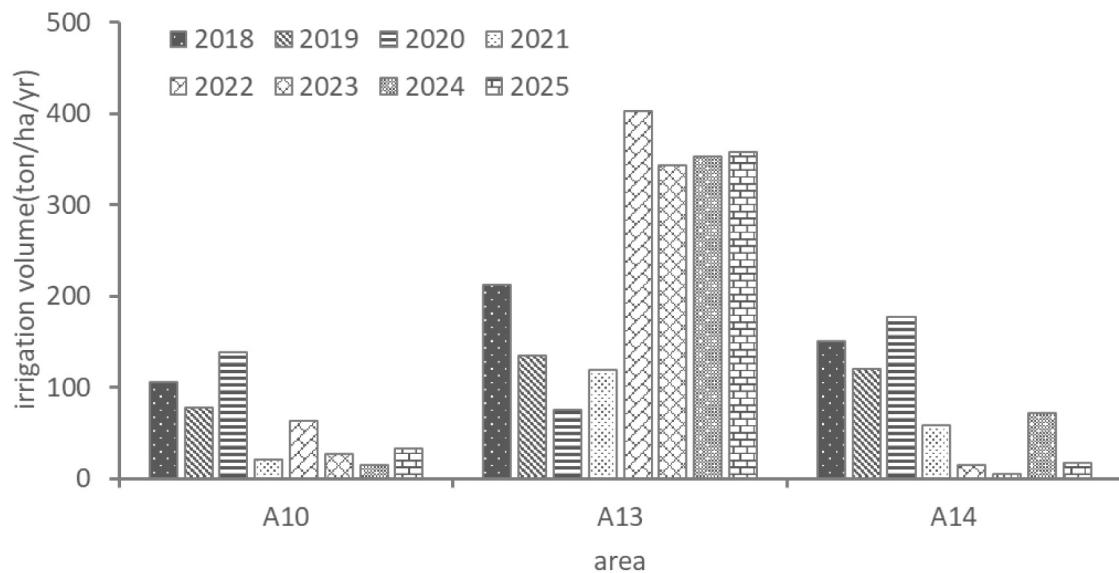


圖 2. 試驗期間 (2018 至 2025 年) 三區 (A10、A13 及 A14) 施灌地之單位面積施灌量。

Fig. 2. Irrigation amount in three irrigation areas (A10, A13 and A14) during the irrigation period (2018 to 2025).

II. 施灌牛糞尿水對盤固拉草地土壤品質之影響

以黃等 (2021) 於 2017 年監測數據做為背景值與本試驗結果進行比較 (表 2 至表 4)。試驗期間 A10、A13 及 A14 區土壤 pH 值平均分別為 5.4、5.4 及 5.9，與背景值 (5.1、5.1、6.0) 差異不大，各年度間亦無顯著差異，顯示以本試驗條件操作下，長期以牛糞尿水施灌盤固草地對土壤酸鹼度影響有限，並未造成明顯酸化或鹼化。

EC 值方面，A10 區平均 44.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，各年度皆顯著 ($P < 0.05$) 低於背景值 (146 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，其中 2021 至 2025 年 (15.4 – 20.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$) 又顯著 ($P < 0.05$) 低於 2018 至 2020 年 (86.3 – 90.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$)；A13 區平均為 77.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，2021 年及 2023 至 2025 年 (61.6 – 71.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) 之 EC 值顯著 ($P < 0.05$) 低於背景值 (114 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，以及 2018 至

2020 年與 2022 年 (76.1 – 114 $\mu\text{S}/\text{cm}$)；A14 區平均 63.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，各年度顯著 ($P < 0.05$) 低於背景值 (214 $\mu\text{S}/\text{cm}$)。而 2021 至 2025 年 (18.5 – 35.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$) 顯著 ($P < 0.05$) 低於 2018 至 2020 年 (121 – 135 $\mu\text{S}/\text{cm}$)。Ofori *et al.* (2021) 指出，土壤 EC 值為評估灌溉水適用性及衡量土壤鹽度的一項重要指標，透過測定土壤飽和抽出液的 EC 值了解鹽分累積程度，土壤 EC 值高表示土壤中的可溶性鹽類含量高。以廢水灌溉可能會因其廢水中所含的鹽分而導致土壤暫時性或長期的鹽化。本試驗 A10 及 A14 區 2021 至 2025 年 EC 值顯著低於背景值及 2018 – 2020 年，推測原因為單位面積施灌量下降以及降雨產生的淋洗作用導致土壤 EC 值下降。Vergine *et al.* (2017) 以處理過的廢水灌溉番茄，發現在夏季期間表現暫時性的鹽化，但在冬季結束後便回復至正常值，作者表示此一暫時性的鹽化係因高施灌量與缺乏降雨所致。Abunada and Nassar (2015) 亦指出，表層土壤之養分與鹽分累積與施灌量呈正相關，儘管廢水施灌易導致鹽分於表層蓄積，但降雨對鹽分的分布與移動具關鍵作用，雨季期間，表層累積之鹽分可經由降雨的淋洗作用移向次地表層 (Subsurface layer)，進而緩解表層土壤之鹽分負荷。

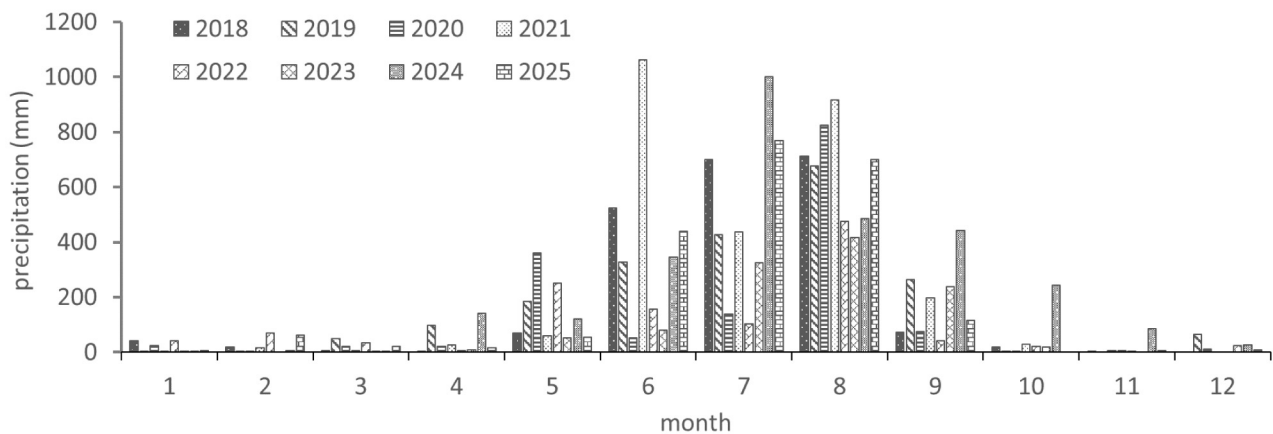


圖 3. 試驗期間 (2018 至 2025 年) 每月降雨量 (資料來源：交通部中央氣象署－畜產試驗所測站)。

Fig. 3. Monthly rainfall during the irrigation period (2018 to 2025) (Source: Central Weather Administration, Ministry of Transportation and Communications - Station No: B2N890).

表 2. 施灌厭氧處理後牛糞尿水對 A10 區盤固拉草地土壤之影響 (n = 4 次 / 年)

Table 2. Effects of irrigation with anaerobically treated dairy wastewater on the soil of Pangolagrass pasture in the A10 area (n = 4/yr)

Items	pH	EC ¹	TP ²	TCu ³	TZn ⁴
		$\mu\text{S}/\text{cm}$	mg/kg		
2017 ⁵	5.1	146 ^a	218 ^b	6.27	42.5
2018	4.8	89.2 ^b	220 ^b	10.6	37.3
2019	5.5	90.3 ^b	307 ^a	6.94	39.9
2020	5.1	86.3 ^b	289 ^a	7.25	48.6
2021	5.2	20.0 ^c	217 ^b	7.56	42.5
2022	5.4	17.6 ^c	167 ^c	7.80	44.3
2023	5.5	17.3 ^c	158 ^c	5.78	37.2
2024	5.7	20.9 ^c	154 ^c	6.88	38.8
2025	5.8	15.4 ^c	144 ^c	6.22	37.8
Average ⁶	5.4	44.5	207	7.38	40.8
SEM	0.1	4.83	20.8	0.43	2.01

¹ EC: electrical conductivity; ² TP: total phosphorus; ³ TCu: total copper; ⁴ TZn: total zinc; ⁵ 黃等, 2021; ⁶ Average: from 2018 to 2025.

^{a, b, c} Means in the same column with different superscripts are significantly different ($P < 0.05$).

表 3. 施灌厭氧處理後牛糞尿水對 A13 區盤固拉草地土壤之影響 (n = 4 次 / 年)

Table 3. Effects of irrigation with anaerobically treated dairy wastewater on the soil of Pangolagrass pasture in the A13 area (n = 4/yr)

Items	pH	EC ¹	TP ²	TCu ³	TZn ⁴
		μS/cm	----- mg/kg -----		
2017 ⁵	5.1	114 ^a	197 ^b	5.24	29.9
2018	4.8	103 ^a	279 ^a	9.06	23.8
2019	5.9	93.0 ^a	283 ^a	7.65	29.9
2020	5.3	87.2 ^a	169 ^b	5.03	35.5
2021	5.2	62.3 ^b	169 ^b	5.44	27.5
2022	5.4	76.1 ^a	171 ^b	5.55	27.8
2023	5.3	61.6 ^b	197 ^b	5.51	25.2
2024	5.8	71.2 ^b	191 ^b	5.83	24.7
2025	5.9	63.4 ^b	204 ^b	6.22	26.9
Average ⁶	5.4	77.3	208	6.29	27.7
SEM	0.2	10.1	11.1	0.37	2.51

¹ EC: electrical conductivity; ² TP: total phosphorus; ³ TCu: total copper; ⁴ TZn: total zinc; ⁵ 黃等, 2021; ⁶ Average: from 2018 to 2025.

^{a, b} Means in the same column with different superscripts are significantly different ($P < 0.05$).

表 4. 施灌厭氧處理後牛糞尿水對 A14 區盤固拉草地土壤之影響 (n = 4 次 / 年)

Table 4. Effects of irrigation with anaerobically treated dairy wastewater on the soil of Pangolagrass pasture in the A14 area (n = 4/yr)

Items	pH	EC ¹	TP ²	TCu ³	TZn ⁴
		μS/cm	----- mg/kg -----		
2017 ⁵	6.0	214 ^a	322 ^b	7.11	41.6
2018	5.7	130 ^b	335 ^{ab}	8.70	45.6
2019	5.9	135 ^b	354 ^a	9.23	40.7
2020	5.6	121 ^b	284 ^c	7.49	50.6
2021	5.8	22.9 ^c	257 ^{cd}	9.54	43.5
2022	6.1	35.0 ^c	175 ^c	7.94	43.0
2023	6.0	23.6 ^c	156 ^c	6.52	36.4
2024	6.1	25.4 ^c	230 ^d	6.66	36.3
2025	6.2	18.5 ^c	196 ^c	6.74	39.0
Average ⁶	5.9	63.8	248	7.85	41.9
SEM	0.1	13.1	10.5	0.46	2.19

¹ EC: electrical conductivity; ² TP: total phosphorus; ³ TCu: total copper; ⁴ TZn: total zinc; ⁵ 黃等, 2021; ⁶ Average: from 2018 to 2025.

^{a, b, c, d, e} Means in the same column with different superscripts are significantly different ($P < 0.05$).

總磷方面，A10 區平均 207 mg/kg，以 2019 與 2020 年較高 (307、289 mg/kg)，並顯著 ($P < 0.05$) 高於背景值 (218 mg/kg)，而 2022 至 2025 年 (144 – 167 mg/kg) 顯著 ($P < 0.05$) 低於背景值；A13 區平均 208 mg/kg，2018 與 2019 年 (279、283 mg/kg) 顯著 ($P < 0.05$) 高於背景值 (197 mg/kg)，而 2020 至 2025 年 (169 – 204 mg/kg) 則與背景值無顯著差異。A14 區平均 248 mg/kg，其中 2019 年最高 (354 mg/kg)，顯著 ($P < 0.05$) 高於背景值 (322 mg/kg)，而 2020 至 2025 年 (156 – 284 mg/kg) 顯著 ($P < 0.05$) 低於背景值。Sharpley *et al.* (2004) 指出，施用含磷有機資材常導致表層土壤磷暫時性累積，但其是否造成環境風險，需視施灌頻率、土壤吸附能力與後續管理措施而定。本試驗 A10 及 A14 區分別於 2020 及 2022 年後總磷濃度顯著 ($P < 0.05$) 下降，推測可能與施灌量降低、作物吸收及土壤固定作用，顯示合理管理下，磷累積風險有限。Cuadro *et al.* (2022) 研究指出，比較 0 – 7.5 cm 與 0 – 15 cm 兩種採樣深度的土壤磷含量，指出在施肥集中於表層且未混勻的情況下，磷具有明顯的垂直分層現象，並證實淺層 (0 – 7.5 cm) 採樣的土壤磷測值變異顯著大於 0 – 15 cm 採樣，顯示淺層樣本更容易受表層高磷區的影響而出現較高且變動較大的數值。2019 年本試驗三區在灌溉量並無增加的情況下，總磷含量上升的

情形，推測為早期磷累積疊加採樣深度略偏表層或位置落在高磷帶所造成的結果，而非短期內實際輸入或淋洗條件劇烈改變。

土壤重金屬方面，三區 (A10、A13 及 A14) 總銅含量平均分別為 7.38、6.29 及 7.85 mg/kg，試驗期間各試區均無顯著變化。總鋅含量平均分別為 40.8、27.7 及 41.9 mg/kg 於試驗期間各試區變化均不具顯著性，仍遠低於銅及鋅停灌標準規定，即未達土壤污染監測標準 (食用作物農地) (銅 120 mg/kg、鋅 260 mg/kg)，顯示在適度施灌量與長期監測條件下，其環境風險仍屬可控。

III. 施灌牛糞尿水對地下水水質之影響

長期施灌廢水於土壤可能會因過量的養分，超過植物根部所能吸收的範圍，透過淋洗作用進入地下水層，進而影響地下水質，影響因子包含地下水位的深度、土壤的物理和化學特性、土壤的排水能力、廢水灌溉的管理方式、地下水的本身質量以及廢水灌溉的規模 (Hamilton *et al.*, 2007; Abaidoo *et al.*, 2010)。試驗期間，定期監測上游 (2 口) 及下游 (1 口) 地下水質，監測結果如表 5 至表 7 所示。上游井 1、上游井 2 與下游井之 pH 值平均分別為 7.6、7.1 及 7.9，期間各監測點數值穩定，無顯著變化。EC 值方面，上游井 1、上游井 2 與下游井平均分別為 627、546、598 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，三口地下水井整體介於約 500 – 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。儘管下游井位於受試驗區施灌影響之範圍內，但其多年 EC 值平均 598 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 落於上游 2 口監測值之範圍內 (498 – 702 $\mu\text{S}/\text{cm}$)，與上游井差異不大。因此，顯示本試驗施灌牛糞尿水後，其鹽分在通過土壤進入地下水的過程中，受到了作物吸收及良好的截留，未對施灌區之地下水體造成影響，EC 值仍維持在區域水平，無異常攀升現象。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量平均分別為 0.16、0.08 及 0.59 mg/L，下游監測井之 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量於試驗期間 (0.26 – 1.01mg/L) 與背景值 (0.77 mg/L) 無顯著差異； $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量平均分別為 0.12、0.35 及 0.14 mg/L，下游監測井之 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量於試驗期間 (0.03 – 0.21 mg/L) 與背景值 (0.13 mg/L) 無顯著差異。重金屬方面，銅含量平均分別為 0.02、0.01、0.01 mg/L，鋅含量平均分別為 0.03、0.02、0.02 mg/L，試驗期間與背景值 (銅：0.01、0.02、0.02 mg/L；鋅：0.03、0.03、0.03 mg/L) 亦皆無顯著變化。重金屬在土壤中的移動能力以及是否會污染地下水，取決於重金屬在土壤溶液中之型態，而土壤中有機物含量、溶解性有機物的濃度與質量，以及淋洗溶液的 pH 值亦會影響重金屬的淋洗率 (Kunhikrishnan *et al.*, 2012)。此外，本試驗區 3 口地下水之監測井皆深達 50 米以上，較無影響地下水之疑慮。

表 5. 施灌期間上游 1 地下水水質分析 (n = 3 次 / 年)

Table 5. Water quality analysis of groundwater at upstream 1 during the irrigation period (n = 6)

Items		pH	EC ¹	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	TP ²	Cu	Zn
Upstream 1			$\mu\text{S}/\text{cm}$	-----	-----	mg/L	-----	-----
2017 – 2018 ³	D ⁴	7.7	548 ^c	0.22	0.10	0.08	0.01	0.03
2018	W ⁵	7.2	539 ^c	0.27	0.19	0.10	0.02	0.02
2018 – 2019	D	7.6	674 ^{ab}	0.17	0.11	0.09	0.01	0.02
2019	W	7.6	636 ^{bc}	0.11	0.13	0.06	0.03	0.03
2019 – 2020	D	7.6	562 ^{de}	0.08	0.15	0.16	0.00	0.02
2020	W	7.4	611 ^{cd}	0.09	0.04	0.08	0.02	0.03
2020 – 2021	D	7.2	634 ^{bc}	0.07	0.02	0.09	0.01	0.03
2021	W	7.7	564 ^{de}	0.09	0.08	0.03	0.01	0.05
2021 – 2022	D	7.5	567 ^{de}	0.22	0.17	0.14	0.03	0.03
2022	W	7.5	702 ^a	0.05	0.06	0.29	0.06	0.03
2022 – 2023	D	7.6	690 ^a	0.10	0.11	0.06	0.01	0.02
2023	W	7.5	677 ^{ab}	0.12	0.07	0.08	0.02	0.04
2023 – 2024	D	7.7	680 ^{ab}	0.23	0.10	0.17	0.00	0.02
2024	W	7.7	672 ^{ab}	0.24	0.13	0.01	0.01	0.05
2024 – 2025	D	8.0	648 ^{bc}	0.26	0.19	0.08	0.00	0.02
2025	W	7.8	635 ^{bc}	0.21	0.24	0.08	0.00	0.03
Average ⁶		7.6	627	0.16	0.12	0.10	0.02	0.03
SEM		0.1	16.8	0.02	0.02	0.01	0.01	0.00

¹ EC: electrical conductivity; ² TP: total phosphorus; ³ 2017-2018: monitoring value; ⁴ D: dry period, November - April (next year); ⁵ W: wet period, May - October; ⁶ Average: from 2018W to 2025W.

a, b, c, d, e Means in the same column with different superscripts are significantly different ($P < 0.05$).

表 6. 施灌期間上游 2 地下水水質分析 (n = 3 次 / 年)

Table 6. Water quality analysis of groundwater at upstream 2 during the irrigation period (n = 6)

Items		pH	EC ¹	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TP ²	Cu	Zn
Upstream 2			μS/cm	-----		mg/L	-----	
2017 — 2018 ³	D ⁴	7.4	498 ^d	0.07	0.18	0.10	0.02	0.03
2018	W ⁵	7.0	500 ^d	0.13	0.21	0.11	0.02	0.02
2018 — 2019	D	7.2	502 ^d	0.15	0.32	0.13	0.02	0.01
2019	W	6.9	498 ^d	0.03	0.46	0.09	0.03	0.02
2019 — 2020	D	7.0	518 ^{cd}	0.03	0.43	0.17	0.01	0.02
2020	W	6.6	544 ^{cd}	0.16	0.21	0.10	0.02	0.02
2020 — 2021	D	6.6	542 ^{cd}	0.01	0.60	0.09	0.01	0.03
2021	W	6.9	509 ^d	0.05	0.20	0.04	0.02	0.02
2021 — 2022	D	6.7	539 ^{cd}	0.07	0.42	0.11	0.04	0.02
2022	W	7.6	559 ^{bc}	0.08	0.30	0.15	0.03	0.04
2022 — 2023	D	7.2	618 ^a	0.04	0.09	0.04	0.01	0.01
2023	W	6.9	584 ^{abc}	0.03	0.19	0.04	0.02	0.04
2023 — 2024	D	7.2	594 ^{ab}	0.13	0.52	0.17	0.01	0.02
2024	W	6.8	624 ^a	0.06	0.26	0.01	0.01	0.04
2024 — 2025	D	7.6	559 ^{bc}	0.18	0.63	0.05	0.00	0.03
2025	W	7.2	557 ^{bc}	0.07	0.65	0.13	0.01	0.03
Average ⁶		7.1	546	0.08	0.35	0.10	0.01	0.02
SEM		0.1	6.80	0.02	0.05	0.02	0.00	0.00

¹ EC: electrical conductivity; ² TP: total phosphorus; ³ 2017-2018: monitoring value; ⁴ D: dry period, November - April (next year); ⁵ W: wet period, May - October; ⁶ Average: from 2018W to 2025W.

a, b, c, d Means in the same column with different superscripts are significantly different (P < 0.05).

表 7. 施灌期間下游地下水水質分析 (n = 3 次 / 年)

Table 7. Water quality analysis of groundwater at downstream during the irrigation period (n = 6)

Items		pH	EC ¹	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TP ²	Cu	Zn
Downstream			μS/cm	-----		mg/L	-----	
2017 — 2018 ³	D ⁴	8.0	525 ^d	0.77	0.11	0.13	0.02	0.03
2018	W ⁵	7.4	550 ^d	0.66	0.13	0.16	0.02	0.01
2018 — 2019	D	7.8	580 ^{cd}	0.92	0.15	0.14	0.02	0.01
2019	W	7.9	564 ^d	0.44	0.14	0.15	0.02	0.02
2019 — 2020	D	7.8	586 ^{cd}	0.37	0.15	0.18	0.01	0.03
2020	W	7.6	592 ^{cd}	0.35	0.05	0.15	0.02	0.02
2020 — 2021	D	7.5	585 ^{cd}	0.41	0.05	0.13	0.01	0.02
2021	W	7.9	596 ^{cd}	0.36	0.06	0.03	0.01	0.01
2021 — 2022	D	7.7	594 ^{cd}	0.48	0.19	0.19	0.01	0.02
2022	W	8.2	594 ^{cd}	0.44	0.09	0.19	0.03	0.03
2022 — 2023	D	8.0	626 ^{bc}	0.38	0.10	0.10	0.02	0.01
2023	W	7.8	632 ^{abc}	0.26	0.35	0.15	0.01	0.04
2023 — 2024	D	8.0	695 ^a	0.61	0.10	0.21	0.00	0.02
2024	W	8.0	601 ^{bcd}	0.96	0.12	0.07	0.01	0.03
2024 — 2025	D	8.5	630 ^{ab}	1.01	0.20	0.08	0.00	0.03
2025	W	8.0	627 ^{abc}	0.97	0.22	0.17	0.00	0.03
Average ⁶		7.9	598	0.59	0.14	0.14	0.01	0.02
SEM		0.1	6.64	0.04	0.03	0.01	0.00	0.00

¹ EC: electrical conductivity; ² TP: total phosphorus; ³ 2017-2018: monitoring value; ⁴ D: dry period, November - April (next year); ⁵ W: wet period, May - October; ⁶ Average: from 2018W to 2025W.

a, b, c, d Means in the same column with different superscripts are significantly different (P < 0.05).

結 論

以厭氧消化後之牛糞尿水連續施灌盤固拉草地 11 年，期間定期監測土壤及地下水質，未見土壤鹽分和重金屬累積，以及影響地下水之疑慮，考量國內畜牧糞尿資源化利用已入法，透過長期土壤及地下水監測資料可降低民眾對長期施灌對環境危害之疑慮，更可作為政策制定之參據，而持續施灌恐有累積疑慮，故將繼續進行土壤及地下水定期監測。

參考文獻

- 中華土壤肥料學會。1995。土壤分析手冊。農業部農糧署。臺北市。
- 黃雅玲、劉主欣、蘇天明、蕭庭訓、李欣蓉。2021。養牛廢水施灌盤固拉草地對土壤性狀及地下水水質之影響。畜產研究 54：282-291。
- 農業部。2013。農業事業廢棄物再利用管理辦法。中華民國 102 年 6 月 3 日修正。https://law.coa.gov.tw/glrsnewsout/LawContentHistory.aspx?hid=1484。
- 農業部農糧署。2005。作物施肥手冊。中華肥料協會，臺中市，第 152 頁。
- 環境部。2017。水污染防治措施及檢測申報管理辦法。中華民國 106 年 12 月 27 日修正公告。
- 環境部國家環境研究院。2000。水中導電度測定方法－導電度計法 (NIEA W203.51B)。中華民國 89 年 11 月 23 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2004。水中總氮檢測方法 (NIEA W423.52C)。中華民國 93 年 8 月 9 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2005。水中氨氮檢測方法－靛酚比色法 (NIEA W448.51B)。中華民國 94 年 8 月 15 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2006。水中硝酸鹽氮檢測方法－分光光度計法 (NIEA W419.51A)。中華民國 95 年 8 月 8 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2008。水中氫離子濃度指數 (pH 值) 測定方法－電極法 (NIEA W424.52A)。中華民國 97 年 9 月 18 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2010。水中磷檢測方法－分光光度計 / 維生素丙法 (NIEA W427.53B)。中華民國 99 年 9 月 15 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2012。火焰式原子吸收光譜法 (NIEA M111.01C)。中華民國 2012 年 7 月 31 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2016。水中銀、鎘、鉻、銅、鐵、錳、鎳、鉛及鋅檢測方法－火焰式原子吸收光譜法 (NIEA W306.55A)。中華民國 105 年 9 月 12 日公告。
- 環境部國家環境研究院。2018。土壤中重金屬檢測方法－王水消化法 (NIEA S321.65B)。中華民國 107 年 11 月 8 日公告。
- Abaidoo, R. C., B. Keraita, P. Drechsel, P. Dissanayake, and A. S. Maxwell. 2010. Soil and crop contamination through wastewater irrigation and options for risk reduction in developing countries. Soil biology and agriculture in the tropics. pp. 275-297. Berlin, Heidelberg, Germany.
- Abunada, Z., and A. Nassar. 2015. Impacts of wastewater irrigation on soil and alfalfa crop: Case study from Gaza strip. Environ. Prog. Sustain. Energy. 34(3): 648-654.
- Angin, I., A. V. Yaganoglu, and M. Turan. 2005. Effects of long-term wastewater irrigation on soil properties. J. Sustain. Agric. 26: 31-42.
- Bella, K., and P. V. Rao. 2023. Anaerobic digestion of dairy wastewater: Effect of different parameters and co-digestion options—A review. Biomass Conversion and Biorefinery. 13(4): 2527-2552.
- Bradford, S. A., E. Segal, W. Zheng, Q. Wang, and S. R. Hutchins. 2008. Reuse of concentrated animal feeding operation wastewater on agricultural lands. J. Environ. Qual. 37(S5): S-97.
- Cuadro, R., M. Cadenazzi, and J. A. Quincke. 2022. Soil sampling depth and phosphorus extraction method for phosphorus in leguminous pastures. Agrocienc. Urug. 26: 1-11.
- Hamilton, A. J., F. Stagnitti, X. Xiong, S. L. Kreidl, K. K. Benke, and P. Maher. 2007. Wastewater irrigation: the state of play. Vadose Zone J. 6: 823-840.
- Lee, H. J, C. T. Chang, G. J. Fan, T. R. Li, Y. L. Huang, and Z. Y. Hseu. 2024. Effects of irrigating Napiergrass with cattle wastewater on the environment, crop growth, and cattle health. Proceedings of the 35th Biennial Conference of the

- Australian Association of Animal Sciences and the 20th Asian-Australasian Association of Animal Production Societies. Vol. 35: 177-178.
- Hu, Y., M. Kumar, Z. Wang, X. Zhan, and D. B. Stengel. 2021. Filamentous microalgae as an advantageous co-substrate for enhanced methane production and digestate dewaterability in anaerobic co-digestion of pig manure. *Waste Manage.* 119: 399-407.
- Kunhikrishnan, A., N. S. Bolan, K. Müller, S. Laurenson, R. Naidu, and W. I. Kim. 2012. The influence of wastewater irrigation on the transformation and bioavailability of heavy metal (loid)s in soil. *Adv. Agron.* 115: 215-297.
- Ofori, S., A. Puškáčová, I. Růžicková, and J. Wanner. 2021. Treated wastewater reuse for irrigation: pros and cons. *Sci. Total Environ.* 760: 144026.
- Sharpley, A. N., R. W. McDowell, and P. J. A. Kleinman. 2004. Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. *J. Environ. Qual.* 33(1): 303-320.
- Vergine, P., C. Salerno, A. Libutti, L. Beneduce, G. Gatta, G. Berardi, and A. Pollice. 2017. Closing the water cycle in the agro-industrial sector by reusing treated wastewater for irrigation. *J. Clean. Prod.* 164: 587-596.

Impacts of long-term irrigation with anaerobically digested dairy wastewater on soil properties and groundwater quality in a Pangolagrass pasture ⁽¹⁾

Ya-Ling Huang ⁽²⁾ Shyh-Rong Chang ⁽²⁾ Tein-Ming Su ⁽³⁾ and Hsin-Jung Lee ⁽²⁾⁽⁴⁾

Received: July 4, 2024; Accepted: May 12, 2026

Abstract

This study investigated the effects of long-term irrigation with anaerobic-digested dairy wastewater on soil properties and groundwater quality in the Pangolagrass pasture. The experiment was conducted from 2018 to 2025 across a 34.89-hectare area of Pangolagrass pasture, divided into three sections (A10, A13, and A14) based on topography. The wastewater was irrigated to one section per month in turn via tanker trucks, resulting in a 3-month irrigation interval for each area; additionally, a pipeline system was integrated into parts of A13 starting in 2022. Irrigation volumes were determined by the nitrogen requirement of the Pangolagrass. During the period, the dairy wastewater and soil by region were analyzed every 3 months, with the groundwater quality from upstream well and downstream well analyzed every 2 months. The soil and groundwater quality were compared with the soil monitoring values in 2017 and the monitoring value measured during the dry season between 2017-2018, as the background values. The results shows that the dairy wastewater contained average concentrations of 669 mg/L in total nitrogen, 1.55mg/L copper (Cu), and 3.18 mg/L zinc (Zn). The average soil pH in areas A10, A13, and A14 was 5.4, 5.4, and 5.9 (background values: 5.1, 5.1, and 6.0), while electrical conductivity (EC) averaged 44.5, 77.3, and 63.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (background values: 146, 114, and 214 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Average soil total Cu contents were 7.38, 6.29, and 7.85 mg/kg (background values : 6.27, 5.24, and 7.11 mg/kg, and total Zn contents were 40.8, 27.7, and 41.9 mg/kg (background values: 42.5, 29.9, and 41.6 mg/kg). In downstream monitoring wells, concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ were 0.59 mg/L and 0.14 mg/L, respectively (background values: 0.77 mg/L and 0.11 mg/L), showing no significant changes throughout the period. In conclusion, long-term irrigation with dairy wastewater had no significant changes adverse effects on soil or groundwater quality, with no evidence of salt or heavy metal accumulation or groundwater pollution.

Key words: Dairy wastewater, Anaerobic digestion, Soil properties, Groundwater quality.

(1) Contribution No. 2854 from Taiwan Livestock Research Institute (TLRI), Ministry of Agriculture (MOA).

(2) Forage Crops Division, MOA-TLRI, Tainan 71246, Taiwan, R. O. C.

(3) Livestock Management Division, MOA-TLRI, Tainan 71246, Taiwan, R. O. C. (Retired)

(4) Corresponding author, E-mail: hjlee@mail.tlri.gov.tw.