

國立臺灣大學生物資源暨農學院農業化學系



碩士論文

Department of Agricultural Chemistry
College of Bioresources and Agriculture
National Taiwan University
Master Thesis

施用石灰與堆肥對水稻及青梗白菜中銅和鋅相互作用
之影響

The Effect of Applying Lime and Compost on Copper and
Zinc Interaction of Rice and Bok Coy

許嘉珍

Chia-Chen Hsu

指導教授：陳尊賢 博士

Advisor: Zueng-Sang Chen, Ph.D.

中華民國 102 年 6 月

June, 2013

誌謝

碩士兩年生涯中，非常開心能進入土調實驗室，接受陳尊賢教授的指導。在老師身上學習到的不僅是學者風範，更多的是做人處事的道理。許多話語從老師口中說出是那般的稀鬆平常，但仔細回味後，才體會到那些話語是老師多年人生經驗所淬煉出來的。老師的大方、熱心助人、用心照顧學生與待人著想都是學生學習的榜樣。非常感謝老師兩年來的指導，老師謝謝您！

口試當天正逢颱風，但國立中興大學土壤環境科學系 陳仁炫教授與黃裕銘教授，明道大學精緻農業系 賴鴻裕教授，仍不畏風雨前來替學生口試，真是感激不盡！三位口委皆非常細心斧正學生論文的錯誤及提供寶貴的建議，學生非常受用！謝謝口委的審閱，使學生論文更加完善。

論文得以順利完成，首先要感謝實驗室的成員，謝謝大家在實驗上給予的協助，也很開心能和大家一起出去採樣。另外，謝謝我的所有朋友們，謝謝你們在我陪我吃飯、聊天、分享生活一切的喜怒哀樂，沒有你們，我的生活會枯燥許多。非常感激能進入資源豐富的臺大就讀，謝謝學校所提供的資源，使我在就學期間可聆聽演講、參與各種活動及工作坊等，在知識或者心靈方面都有非常多的收穫。最後，謝謝我的摯友及我最親愛的家人，謝謝你們總是在背後支持我，幫我加油打氣。謝謝你們的包容及滿滿的愛，給予我自由讓我能做自己喜歡的事情，且支持及尊重我的每一項決定。有你們真好，我愛你們。

施用石灰與堆肥對水稻及青梗白菜中銅和鋅相互作用之影響

許嘉珍

中文摘要

化學固定法可用於整治銅鋅汙染土壤，進而降低作物體中銅和鋅的含量。然而，前人研究多著重於尋找有效改良劑以降低作物體中銅和鋅的濃度，並未探討施用改良劑後，作物體中銅和鋅之相互作用。本研究目的為瞭解施用石灰與堆肥後，作物體與土壤中銅和鋅之相互作用，並以三種萃取劑預測作物體中銅和鋅的濃度。本研究選用水稻臺南 11 號 (*Oryza sativa* L. Tainan 11) 及青梗白菜 (*Brassica chinensis* L. cv. Ching-Geeng) 兩種作物，種植於國立臺灣大學人工氣候實驗室。土壤添加三種銅濃度分別為 0、75 與 150 mg/kg，添加三種鋅濃度分別為 0、200 與 400 mg/kg，添加三種改良劑分別為未施用、施用石灰（調整 pH 至 6.8）與施用堆肥（60 ton/ha），所有處理均施用化學肥料，並進行四重複。

研究結果顯示，未施用改良劑與施用石灰下，銅和鋅的相互作用對穀粒產量無影響。然而施用堆肥下，銅和鋅的相互作用對穀粒產量有顯著影響，且混合添加銅和鋅會使穀粒產量下降。銅和鋅的相互作用影響水稻各部位中銅和鋅的程度為：糙米 > 地上部 ≥ 稻根。不管有無施用石灰或堆肥，添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 400 mg/kg，會促進糙米吸收銅。添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg 的土壤，再添加銅 75 或 150 mg/kg，大致上不會促進糙米吸收鋅。所以添加鋅對糙米吸收銅的影響較大，添加銅對糙米吸收鋅的影響較小。

未施用改良劑下，銅和鋅的相互作用會影響青梗白菜的重量，混合添加銅和鋅會使青梗白菜重量降低。施用石灰與堆肥後，添加銅或鋅則對青梗白菜重量無影響。未施用改良劑下，添加銅濃度 75 mg/kg 或 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 或 400 mg/kg，會抑制青梗白菜吸收銅。不管有無施用石灰或堆肥，添加鋅濃度 0、

200 或 400 mg/kg 的土壤，再添加銅 75 或 150 mg/kg，不會促進青梗白菜吸收鋅。所以添加鋅會抑制青梗白菜吸收銅，添加銅不會影響青梗白菜吸收鋅。

大致上，不管有無施用改良劑，添加銅並不會促進或抑制 0.05 M EDTA 與 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度，反之亦然。未施用改良劑下，添加鋅會促進 0.01 M CaCl_2 可萃取銅濃度，添加銅也會促進 0.01 M CaCl_2 可萃取鋅濃度。施用石灰與堆肥後，添加鋅或銅則不會促進 0.01 M CaCl_2 可萃取銅或鋅濃度。

不管有無施用改良劑，0.05 M EDTA 及 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度可預測糙米及青梗白菜中銅的濃度。未施用改良劑下，0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 及 0.01 M CaCl_2 可萃取鋅濃度可預測糙米中鋅的濃度。不管有無施用改良劑，0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 及 0.01 M CaCl_2 可萃取鋅可預測梗白菜中鋅的濃度。

關鍵詞：銅、鋅、相互作用、水稻、青梗白菜、可萃取銅和鋅、化學固定法

The Effect of Applying Lime and Compost on Copper and Zinc Interaction of Rice and Bok Coy

Chia-Chen Hsu

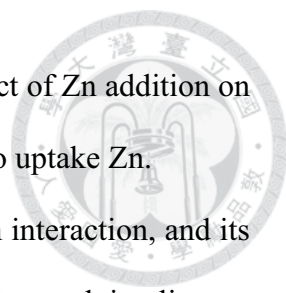


Abstract

Chemical stabilization have been used to remediate copper (Cu) and zinc (Zn) contaminated soil for the purpose of reducing the Cu and Zn concentration of crops. However, previous studies emphasized on finding efficient amendments to reduce Cu and Zn concentration of crops, few of them investigated Cu-Zn interaction of crops and soil after applying lime or compost. The objective of this research aims to understand the Cu-Zn interaction of crops and soil after applying lime or compost, as well as predicting Cu and Zn concentration of crops by using three extractants. Rice (*Oryza sativa* L. Tainan 11) and Bok Coy (*Brassica chinensis* L. cv. Ching-Geeng) were chosen. Three spiked Cu concentration are 0 mg/kg, 75 mg/kg, and 150 mg/kg; three spiked Zn concentration are 0 mg/kg, 200 mg/kg, and 400 mg/kg; three amendments are no amendment (NA), lime, and compost. Chemical fertilizer was applied to every treatment, and conducted in four replicates.

Results indicated that in NA and lime treatment, grain yield was not affected by Cu-Zn interaction. While under compost treatment, grain yield was significantly affected by Cu-Zn interaction, and grain yield was reduced markedly when soil was mixed with the combination of Cu and Zn.

The effect of Cu-Zn interaction on Cu and Zn concentration in different parts of rice are as follows: brown rice > shoot \approx root. Whether amendments were applied or not, adding Zn 400 mg/kg to soil spiked with Cu 75 or 150 mg/kg may stimulate brown rice to uptake Cu. Application of Cu 75 or 150 mg/kg to soil spiked with Zn 200 or 400



mg/kg doesn't stimulate brown rice to uptake Zn. Therefore, the effect of Zn addition on brown rice to uptake Cu is stronger than Cu addition on brown rice to uptake Zn.

In NA treatment, the weight of Bok Coy was affected by Cu-Zn interaction, and its weight was decreased after using combined Cu and Zn treatment. After applying lime or compost, Zn addition or Cu addition had no effect on Bok Coy's weight. In NA treatment, adding Zn 200 mg/kg or 400 mg/kg to soil spiked with Cu 75 mg/kg or 150 mg/kg inhibited Bok Coy to uptake Cu, while the situation didn't occur after applying lime or compost. With or without applying lime or compost, adding Cu 75 mg/kg or 150 mg/kg to soil spiked with Zn 0 mg/kg, Zn 200 mg/kg or Zn 400 mg/kg didn't stimulate Bok Coy to uptake Zn. To sum up, Zn addition can inhibit Bok Coy to uptake Cu; Cu addition can't affect Bok Coy to uptake Zn.

In general, whether amendments were applied or not, 0.05 M EDTA and 0.005 M DTPA extractable Zn concentration wasn't stimulated or inhibited by Cu addition, and vice versa. In NA treatment, Zn addition stimulates 0.01 M CaCl₂ extractable Cu concentration, and vice versa. After applying lime and compost, Zn addition or Cu addition doesn't stimulate 0.01 M CaCl₂ extractable Cu and Zn concentration.

Whether amendments were applied or not, 0.05 M EDTA, 0.005 M DTPA and 0.01 M CaCl₂ extractable Cu concentration can be used to predict Cu concentration of brown rice and Bok Coy. In NA treatment, 0.05 M EDTA, 0.005 M DTPA and 0.01 M CaCl₂ extractable Zn concentration can be used to predict Zn concentration of Brown rice. Whether amendments were applied or not, 0.05 M EDTA, 0.005 M DTPA and 0.01 M CaCl₂ extractable Zn concentration can be used to predict Zn concentration of Bok Coy.

Key words : copper, zinc, interaction, rice, Bok Coy, extractable copper and zinc, chemical stabilization

目錄



誌謝	II
中文摘要	III
Abstract	V
目錄	VII
表目錄	X
圖目錄	XI
第一章 前言	1
第二章 前人研究	3
第一節、銅和鋅	3
第二節、銅鋅污染來源及現況	3
第三節、整治銅鋅污染土壤之方法	4
一、生物整治方法	5
二、物理整治方法	8
三、化學整治方法	8
第四節、銅和鋅的相互作用	10
一、植體	10
二、土壤	11
第五節、水稻	12
第六節、單一萃取法	14
第三章 材料與方法	16
第一節、試驗土壤	16
第二節、試驗土壤基本理化性質分析	16
一、土壤水分含量：重量法	16
二、pH值：電極測量法	16
三、土壤質地：吸管法	16
四、土壤有機碳含量：Walkley-Black 溼式氧化法	17
五、石灰需要量：SMP 方法	17
六、土壤全量銅和鋅：王水消化法	18
第三節、試驗堆肥基本性質分析	18
一、電導度	18

第四節、盆栽處理.....	18
一、單一或混合添加銅鋅濃度.....	18
二、施用改良劑 (NA、Compost、Lime)	19
第五節、盆栽試驗.....	20
一、水稻.....	20
二、青梗白菜.....	20
三、植體前處理.....	21
四、植體分解： $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$	21
五、土壤生物可萃取銅鋅濃度測定.....	21
第六節、統計分析.....	22
第四章 結果與討論.....	23
第一節、供試土壤基本理化性質.....	23
第二節、試驗用堆肥性質.....	23
第三節、不同處理下水稻之生長情形.....	26
第四節、銅鋅相互作用對水稻生長之影響.....	28
第五節、不同處理對水稻中銅濃度的影響.....	31
一、糙米.....	31
二、水稻地上部.....	33
三、稻根.....	33
第六節、銅鋅相互作用對水稻中銅濃度之影響.....	36
一、糙米.....	36
二、水稻地上部.....	40
三、稻根.....	44
四、總結.....	47
第七節、不同處理對水稻中鋅濃度的影響.....	47
一、糙米.....	47
二、水稻地上部.....	49
三、稻根.....	49
第八節、銅鋅相互作用對水稻中鋅濃度之影響.....	52
一、糙米.....	52
二、水稻地上部.....	55
三、稻根.....	59
四、總結.....	62
第九節、不同處理下青梗白菜生長情形.....	63
第十節、銅鋅相互作用對青梗白菜乾重之影響.....	63
第十一節、不同處理下青梗白菜中銅的濃度.....	67

第十二節、銅鋅相互作用對青梗白菜中銅的影響	70
一、添加銅濃度 0 mg/kg.....	70
二、添加銅濃度 75 mg/kg.....	73
三、添加銅濃度 150 mg/kg.....	73
第十三節、不同處理下青梗白菜中鋅的濃度	74
第十四節、銅鋅相互作用對青梗白菜中鋅的影響	76
一、添加鋅濃度 0 mg/kg.....	76
二、添加鋅濃度 200 mg/kg.....	76
三、添加鋅濃度 400 mg/kg.....	76
第十五節、不同處理下土壤中可萃取銅和鋅濃度	79
一、0.05 M EDTA 可萃取銅和鋅	79
二、0.005 M DTPA 可萃取銅和鋅	79
三、0.01 M CaCl ₂ 可萃取銅和鋅	83
四、總結	83
第十六節、土壤可萃取銅和鋅之相互作用	85
一、銅.....	85
二、鋅.....	93
第十七節、土壤中可萃取銅濃度與作物中銅濃度的關係	101
第十八節、土壤中可萃取鋅濃度與作物中鋅濃度的關係	109
第五章 結論.....	116
參考文獻	118
附錄	127

表目錄

表 1、不同體重下銅鋅每日容許攝取量	13
表 2、試驗土壤之理化性質	24
表 3、試驗用堆肥之基本性質	25
表 4、不同處理下銅和鋅二因子分析對穀粒重量的影響	29
表 5、不同處理下銅和鋅相互作用對穀粒乾重的影響	30
表 6、不同處理下銅和鋅二因子分析對糙米中銅濃度的影響	37
表 7、不同處理下銅和鋅二因子分析對水稻地上部中銅濃度的影響	41
表 8、不同處理下銅和鋅二因子分析對水稻根部中銅濃度的影響	45
表 9、不同處理下銅和鋅二因子分析對糙米中鋅濃度的影響	53
表 10、不同處理下銅和鋅二因子分析對水稻地上部中鋅濃度的影響	56
表 11、不同處理下銅和鋅二因子分析對稻根中鋅濃度的影響	60
表 12、不同處理下銅和鋅二因子分析對青梗白菜乾重的影響	66
表 13、不同處理下銅和鋅相互作用對青梗白菜乾重的影響	68
表 14、不同處理下銅和鋅二因子分析對青梗白菜中銅濃度的影響	71
表 15、不同處理下銅和鋅二因子分析對青梗白菜中鋅濃度的影響	77
表 16、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.05 M EDTA 可萃取銅濃度的影響	86
表 17、不同處理下 0.05 M EDTA 可萃取銅濃度	87
表 18、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度的影響	88
表 19、不同處理下 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度	90
表 20、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.01 M CaCl ₂ 可萃取銅濃度的影響	91
表 21、不同處理下 0.01 M CaCl ₂ 可萃取銅濃度	92
表 22、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度的影響	94
表 23、不同處理下 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度	95
表 24、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度的影響	96
表 25、不同處理下 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度	98
表 26、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.01 M CaCl ₂ 可萃取鋅濃度的影響	99
表 27、不同處理下 0.01 M CaCl ₂ 可萃取鋅濃度	100



圖目錄

圖 1、植生穩定機制的示意圖	6
圖 2、植生萃取機制的示意圖	7
圖 3、不同處理下水稻穀粒乾重	27
圖 4、不同處理下糙米中銅濃度	32
圖 5、不同處理下水稻地上部中銅濃度	34
圖 6、不同處理下水稻根部中銅濃度	35
圖 7、不同處理下隨著鋅濃度的增加糙米中銅濃度的變化	38
圖 8、不同處理下隨著鋅濃度的增加水稻地上部中銅濃度的變化	42
圖 9、不同處理下隨著鋅濃度的增加稻根中銅濃度的變化	46
圖 10、不同處理下糙米中鋅濃度	48
圖 11、不同處理下水稻地上部中鋅濃度	50
圖 12、不同處理下稻根中鋅濃度	51
圖 13、不同處理下隨著銅濃度的增加糙米中鋅濃度的變化	54
圖 14、不同處理下隨著銅濃度的增加水稻地上部中鋅濃度的變化	58
圖 15、不同處理下隨著銅濃度的增加稻根中鋅濃度的變化	61
圖 16、不同處理下青梗白菜乾重	64
圖 17、水稻收穫後不同處理下土壤 pH 值	65
圖 18、不同處理下青梗白菜中銅濃度	69
圖 19、不同處理下隨著鋅濃度的增加青梗白菜中銅濃度的變化	72
圖 20、不同處理下青梗白菜中鋅濃度	75
圖 22、不同處理下 0.05 M EDTA 可萃取銅和鋅的濃度	80
圖 23、不同處理下 0.005 M DTPA 可萃取銅和鋅的濃度	82
圖 24、不同處理下 0.01 M CaCl ₂ 可萃取銅和鋅的濃度	84
圖 25、0.05 M EDTA 可萃取銅濃度與糙米中銅濃度的關係	103
圖 27、0.01M CaCl ₂ 可萃取銅濃度與糙米中銅濃度的關係	105
圖 28、0.05 M EDTA 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的關係	106
圖 29、0.05 M DTPA 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的關係	107
圖 30、0.01 M CaCl ₂ 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的關係	108
圖 31、0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度的關係	110
圖 32、0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度的關係	111
圖 33、0.01 M CaCl ₂ 可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度的關係	112
圖 35、0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度與青梗白菜中鋅濃度的關係	114
圖 36、0.01 M CaCl ₂ 可萃取鋅濃度與青梗白菜中鋅濃度的關係	115


第一章 前言



銅和鋅是作物體中不可或缺的微量元素，作物必須攝取適量銅和鋅，才能維持其基本生理功能。銅對於作物的光合作用、呼吸作用、蛋白質代謝等均扮演著重要角色；鋅則和作物體中碳水化合物、蛋白質及磷酸的代謝有關，也參與生長素和 RNA 合成(Fox and Guerinot, 1998)。不過，銅和鋅在作物體中雖扮演著重要角色，一旦作物吸收過量銅和鋅，反而會有葉片黃化的毒害情況，亦可能導致產量減少。更有甚者，人體若攝食含過量銅鋅之作物還會產生噁心、嘔吐、腹瀉等症狀，嚴重者會引起肝炎、昏迷、急性腎衰竭等併發症。

為了降低人類攝食含過量銅鋅作物之風險，首先必須瞭解造成作物體吸收大量銅和鋅的原因。作物吸收大量銅和鋅的主要原因，是作物生長於銅鋅污染的土壤，土壤中銅和鋅污染的來源主要是不當的土地管理方式造成，例如施用含銅或鋅之真菌殺蟲劑、汙泥及廐肥於土壤中。此外，銅鋅礦的開採和冶煉、金屬加工、機械製造、鋼鐵生產也是土壤中銅鋅污染的來源。

瞭解土壤中銅鋅污染的原因後，接下來便需考慮如何才能最有效地解決問題。解決土壤中銅和鋅污染的方法包括翻土稀釋法 (soil turnover)、土壤淋洗法 (soil leaching)、化學固定法 (chemical stabilization)、植生復育 (phytoremediation) 等。其中，學術界普遍認為化學固定法是成本較低廉的整治技術，其原理為添加改良劑至土壤，使土壤中的重金屬與改良劑產生吸附、錯合與沉澱作用，從而降低土壤中重金屬的有效性及移動性，減少作物吸收重金屬的機會(Chen et al., 2000)。改良劑可區分為無機及有機兩種，無機改良劑包括石灰、沸石、氧化物及黏土礦物；有機改良劑則包括生物汙泥、離子交換樹脂及有機肥料。在無機改良劑方面，學者已指出石灰(Geebelen et al., 2003)、沸石(Oste et al., 2002)、磷酸鹽(Basta and MCGOWEN, 2004)可降低土壤中重金屬的有效性。至於有機改良劑，施用豬廐肥、稻稈及綠肥可有效降低銅和鎘的溶解度(Mohamed et al., 2010)。另研究亦顯示施用堆



肥於銅、鉛及鋅污染之土壤，可降低銅、鉛及鋅的有效性(Paradelo et al., 2011)。從上述研究可知，化學固定法所使用的無機及有機改良劑，均可降低土壤中重金屬的有效性。

前述化學固定法的研究往往著重於尋找有效改良劑，以降低土壤中銅和鋅的有效性，進而減少作物體中銅和鋅的含量，甚少研究探討添加改良劑後，作物體中銅和鋅的相互作用。迄今為止，作物體中銅和鋅的相互作用仍不甚明朗，其相互作用既可能為拮抗作用 (antagonism)，亦可能為協同作用 (synergism)。Kabata-Pendias 及 Pendias (2001) 指出銅鋅的相互作用為拮抗作用，即當有一元素存在時，會降低另一元素的吸收。Kim 和 McBride (2009) 也提出相似的見解，其研究指出銅和鋅的相互作用會造成大豆中鋅濃度的減少。然而，Luo 和 Rimmer (1995) 的研究卻顯示，作物中銅和鋅的相互作用為協同作用，大麥生長於混合添加銅和鋅的土壤，大麥中鋅的濃度會提高。由此可見，學界對於作物體中銅和鋅究屬拮抗或協同作用，至今尚未有定見，仍待進一步探討銅和鋅的相互作用，是否會促進或抑制作物吸收銅和鋅，進而影響作物生長。

本研究目的為以水稻及青梗白菜為例，瞭解施用石灰和堆肥兩種改良劑後，作物體與土壤中銅和鋅的相互作用，探討添加銅是否會促進或抑制作物吸收鋅，反之亦然。此外本研究選用三種萃取劑萃取土壤中銅和鋅，並以可萃取銅和鋅預測作物體中銅和鋅的濃度。

第二章 前人研究



第一節、銅和鋅

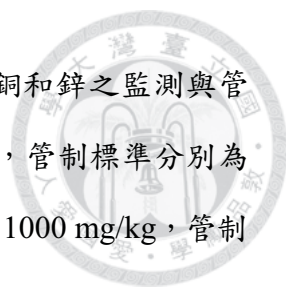
銅和鋅為植物所需的必要微量元素，植物攝取適當銅和鋅可維持植物生理機能。銅在植物體中氧化還原的過程扮演著重要角色，如呼吸作用中扮演電子傳遞角色的細胞色素氧化酶，光合作用中的質體藍素、植物細胞壁木質化的漆氧化酵素；鋅為 300 多種酵素（如乙醇脫氫酶、銅鋅超氧歧化酶和碳酸脫氫酶）的組成，和作物體中碳水化合物、蛋白質及磷酸的代謝有關，也參與生長素和 RNA 合成 (Fox and Guerinot, 1998)。

銅和鋅同時也是行政院環境保護署列管的八大重金屬，一旦作物吸收過量銅和鋅，反而會產生毒害情況。作物若受到銅毒害，作物的分蘖則會受阻、根短且厚、葉片會先呈深綠色，之後轉為鐵缺乏（新葉黃白化）的症狀 (Kabata-Pendias and Pendias, 2000)，嚴重時葉片變黑及枯萎，開花亦受影響。至於作物若受到鋅毒害，作物的葉尖和新葉的節間會呈現黃色或出現黃色斑點、葉片變小及新葉叢生。更有甚者，人體若攝食含過量銅鋅之作物還會產生噁心、嘔吐、腹瀉等症狀，嚴重者會引起肝炎、昏迷、急性腎衰竭等併發症。有鑒於人體攝食過量銅和鋅會對人體健康產生威脅，我們必須瞭解造成作物體累積大量銅和鋅的原因，進而解決該問題。作物吸收大量銅和鋅的主要原因，是作物生長於銅鋅污染土壤，因此下一節將介紹土壤中銅和鋅污染的來源。

第二節、銅鋅污染來源及現況

銅污染的來源大致可區分為工業與非工業來源，工業來源為冶煉廠、銅礦開採、金屬加工及木材、石油與煤炭燃燒所釋放出的懸浮物。非工業來源則是施用含銅資材如肥料、真菌殺蟲劑與廢肥於土壤中。鋅污染的來源和銅污染來源相似，主要為鋅礦開採、冶煉廠、施用污泥與廢肥至土壤。

隨著國人環保意識高漲及土壤污染情況越趨嚴重，政府從 1983 年開始進行



土壤重金屬含量調查，並於 2001 年公告一般土壤及農地土壤銅和鋅之監測與管制標準，農地土壤銅和鋅的監測標準分別為 120 與 260 mg/kg，管制標準分別為 200 與 600 mg/kg；一般土壤銅和鋅的監測標準分別為 220 與 1000 mg/kg，管制標準則分別為 400 與 2000 mg/kg。

據臺灣環保署 99 年整治會報，農地重金屬污染土壤的控制場址以彰化縣居多，列管場址主要為銅污染的農地；工廠部分，列管場址數為 21 處，土壤檢測分析顯示土壤中含有機或無機污染物，有機污染物大多以苯、總石油碳氫化合物、1,2-二氯乙烷等為主，無機污染物以銅、鋅與鉛居多；非法棄置場址列管場址數共 6 處，面積約為 4.49 公頃，無機污染物種類主要為銅、鉻、鎳、鉛、鋅及鎘。各國文獻也均有刊載無機污染物銅或鋅的污染事件，法國與義大利的葡萄園土壤，持續施用真菌殺蟲劑 50 - 100 年，土壤中銅的濃度分別介於 100 - 1500 mg/kg 及 220 mg/kg (Besnard et al., 1999; Deluisa et al., 1996)。Zhang et al. (2012) 回顧近十年來中國鎘—鉛礦區及冶煉造成的污染情況，發現中國的南方污染情形較為嚴重，水與土壤皆受到鎘、鉛、鋅或銅不同程度的污染，且這些污染土壤不適合種植作物。中國西北方與內陸地區的污染情形則較輕微，原因為此地區為鹼性土壤且雨量少，因而限制土壤中重金屬的移動。俄羅斯的可拉半島為土壤中銅污染最嚴重的地區，土壤中的銅的含量高達 4500 mg/kg (Barcan and Kovnatsky, 1998)。

由上述得知，世界各國銅鋅污染的狀況層出不窮，選擇適宜的污染土壤整治技術刻不容緩，下一節將介紹整治銅鋅污染土壤之技術。

第三節、整治銅鋅污染土壤之方法

選擇整治方法時，應以成本低和效果佳為考量，並依據整治目的選擇適宜的方法。整治銅和鋅污染土壤的方法，依原理可分為生物、物理和化學方法，以下將分別說明此三種不同原理的整治方法。



一、生物整治方法

生物整治方法包括植生穩定 (phytostabilization) 與植生萃取法 (phytoextraction)，優點為成本低廉、民眾接受度高、適用於大面積土地與可進行環境綠美化，但仍有些缺點如整治時間長、不適用於淺層地下水、植物生長於嚴重汙染土壤易受毒害、植物通常只能累積單一重金屬。

植生穩定法使用能忍受重金屬之植物吸收或累積重金屬於根部、根部吸附重金屬或重金屬於根圈內形成沉澱，降低土壤中重金屬的生物移動性(Wong, 2003) (圖 1)。選用此植物的目的為 (1) 降低土壤中水的滲漏，以免水將毒害物質淋洗出來 (2) 防止土壤沖蝕及毒害物質再移動至其他區域(Raskin and Ensley, 2000)。

添加改良劑可提高植生穩定技術的效果，前人研究指出同時添加有機質與石灰可提高土壤 pH 值，固定土壤中的重金屬，進而達到改善土壤環境與利於植被覆蓋汙染土(Kuo et al., 1985)。Rizzi et al. (2004) 種植 *Lolium italicum* 與 *Festuca arundinaceae*於鉛和鋅汙染土壤，發現施用堆肥皆可降低此兩種植物地上部與根部中鉛和鋅的濃度。地上部中鉛的濃度由 218 mg/kg 降低至 32 mg/kg，鋅則由 4190 mg/kg 降低至 624 mg/kg；根部中鉛的濃度由 7232 mg/kg 降低至 1196 mg/kg，鋅則由 7120 mg/kg 降低至 1993 mg/kg。Accioly et al. (2004) 評估不同石灰施用量對 *Eucalyptus camaldulensis* 生長於鎘鋅汙染土的影響，結果顯示施用石灰可提高土壤 pH 值至中性、降低土壤中可萃取鎘和鋅的濃度、降低地上部鋅的濃度與促進作物生長。

植生萃取 (phytoextraction) 為在汙染土種植能累積高濃度重金屬之植物，植物吸收重金屬並累積於地上部 (圖 2)，再將植物從土壤移除、焚化或掩埋，並反覆此步驟數次，即可將土壤中汙染物漸漸移除。這些能累積高濃度重金屬之植物常稱為超級累積植物 (hyperaccumulator)，具累積高濃度汙染物及可將重金屬由根部往地上部傳輸等特性。Baker et al. (1994) 將超級累積植物定義為能累積鋅與錳超過 1%、銅、鉛、鈷與鎳超過 0.1% 及鎘超過 0.01% 的植物 (乾重為基準)。

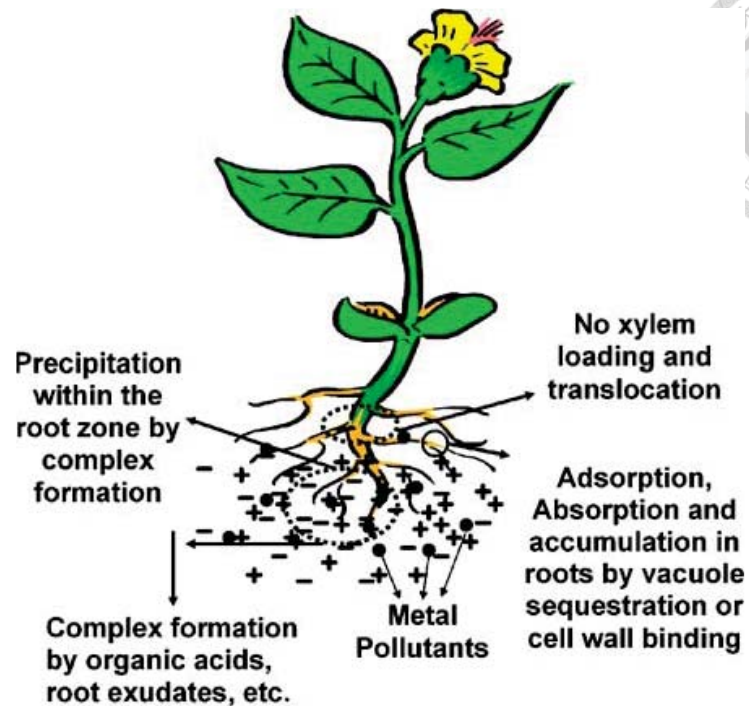


圖 1、植生穩定機制的示意圖

Fig. 1. Schematic mechanism of phytostabilization
(Padmavathiamma and Li, 2007)

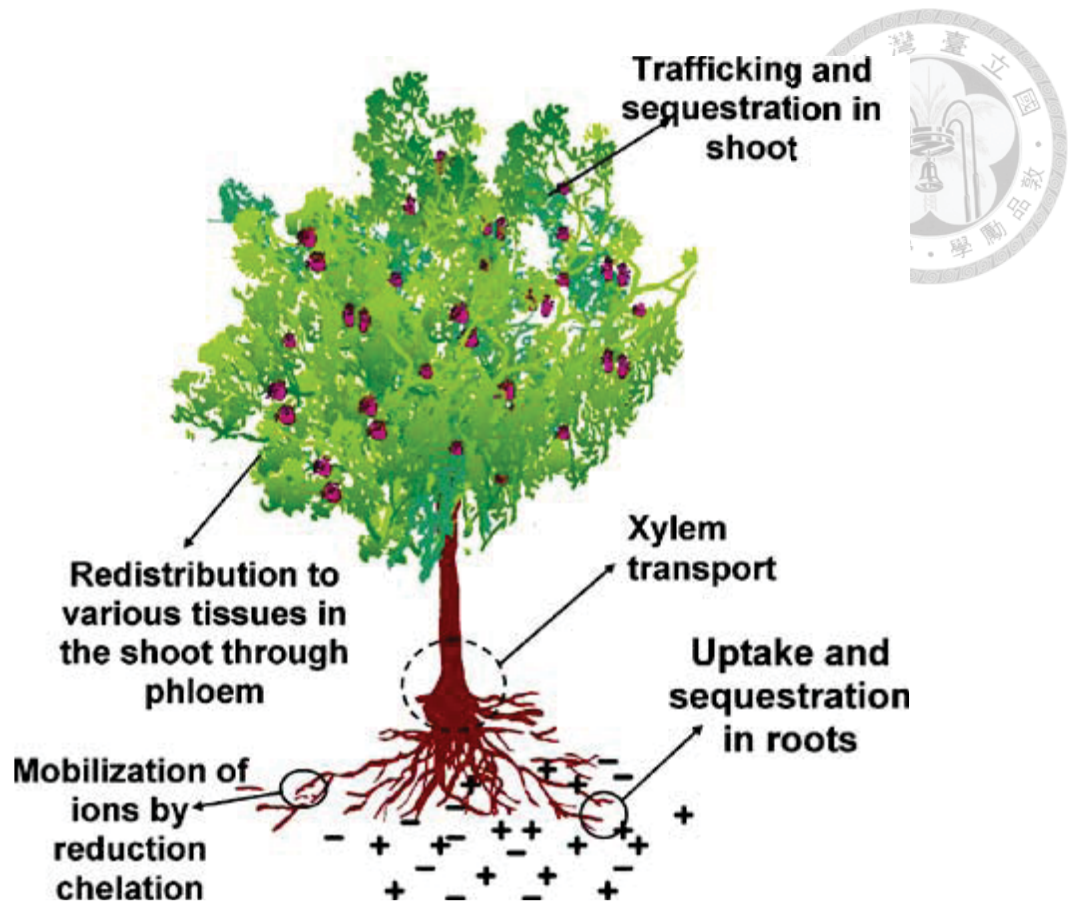



圖 2、植生萃取機制的示意圖

Fig. 2. Schematic mechanism of phytoextraction (Padmavathiamma and Li, 2007)



植生萃取的效率可藉由添加螯合劑，提高土壤中重金屬有效性達成，目前用於植生萃取的螯合劑包括 EDTA、HEDTA、EDDS、EDGA、EDDHA、DTPA、檸檬酸及腐植酸等(Johnson and Singhal, 2010)。Chen et al. (2006) 種植銅累積植物 (*Elsholtzia splendens*) 及非銅累積植物 (*Trifolium repens*) 於銅污染區，結果發現無螯合劑、檸檬酸與葡萄糖的處理，*Elsholtzia splendens* 中銅的濃度分別為 *Trifolium repens* 的 2.6、1.9 與 2.9 倍。


二、物理整治方法

物理整治方法包括翻土稀釋法、排土客土法和土壤清洗法。首先，以翻土稀釋法來說，此方法為混合未污染的底土與污染的表土，使土壤中銅和鋅的濃度稀釋至可接受的程度，降低作物吸收銅和鋅的機會。翻土稀釋法的優點為快速，然而此方法的缺點 (1) 並不會降低土壤中銅和鋅的全量，土壤中仍存有大量銅和鋅 (2) 土壤翻動的過程中，會破壞土壤構造及原有的微生物菌相 (3) 不適用於地下水水位高的土壤。

至於排土客土法，則是將污染土移出污染地區，之後再將乾淨土覆蓋於污染地區上。雖然此方法可解決污染地區的污染問題，但此方法成本較高。最後，以土壤清洗法來說，此方法的原理包含物理及化學原理，其步驟為先利用土壤粒子大小不同的特性，進行粒子分離 (物理原理)。分離後的土壤粒子大致可分為砂粒及黏粒，砂粒較不易吸附銅和鋅，相反地黏粒較易吸附銅和鋅。因此，整治銅鋅污染土的關鍵便是黏粒。先以淋洗液 (如酸或鹼溶液、螯合劑或界面活性劑) 清洗吸附較多銅和鋅之黏粒，之後再處理含銅和鋅之溶出液 (化學原理)。此方法的優點為整治效果佳，但所採用的淋洗液可能對土壤造成二次污染，且水田土壤不適用此整治方法。

三、化學整治方法

化學整治方法包括電動力學法 (electrokinetics) 及化學固定法 (chemical



stabilization)。電動力法的步驟為在銅鋅污染土中埋設一組電極，並通以電流。在電場的作用下，帶電荷離子會往相反電極移動（例如銅為二價陽離子，其將往陰極移動），並累積在電極上，之後再移除電極上的離子，便可達到整治效果。此法可應用於現地處理，且可整治的污染物種類較廣泛，但是若土壤為酸性或土壤不均質皆會影響整治效果。

其次為化學固定法，亦是本研究採用的整治方法。相較上述所提的物理整治方法、生物整治方法及電動力學法，此方法成本低、效果快、環境友善、易操作及較不具破壞性。化學固定法的原理為添加改良劑至土壤中，使重金屬與改良劑產生吸附、錯合與沉澱作用，降低土壤中重金屬的有效性及移動性，減少作物吸收重金屬的機會(Chen et al., 2000)。改良劑可區分為無機改良劑與有機改良劑，無機改良劑包括石灰、磷酸鹽、氧化物與沸石等，有機改良劑則有汙泥、有機質肥料（如堆肥）或其他有機資材等。上述這些改良劑均有學者提出可用於整治重金屬污染土壤(Bhattacharyya et al., 2006; Cao et al., 2009; Chen et al., 2000; Lee et al., 2009; Wang et al., 2009)。

改良劑的選用大多以能夠提高土壤 pH 值、具有高表面電荷及能和目標重金屬產生吸附等特性為考量。選擇能提高土壤 pH 值改良劑的原因為，多數陽離子重金屬（如鎘、鎳、銅及鋅）的溶解度隨著 pH 值升高而下降，一旦重金屬的溶解度下降，作物便不易吸收重金屬。眾多改良劑中能有效提高土壤 pH 值為石灰，因為石灰（ CaCO_3 ）的 CO_3^{2-} 會和 H^+ 中和而形成 H_2O 與 CO_2 ，且 Ca^{2+} 會置換造成土壤酸性的 H^+ 與 Al^{3+} 。至於選擇能和目標重金屬產生吸附行為之改良劑原因為，改良劑吸附重金屬後，重金屬的移動性降低，作物吸收重金屬的機會便減少。具有和重金屬產生吸附行為之改良劑為有機質，其具有高比表面積且富含官能基如酚基、羧基與羥基，這些官能基可與土壤中的重金屬吸附與錯合(Alloway, 1995; Lee et al., 2004)。此外，堆肥具有鹼基化功能，也可增加土壤 pH 值，降低土壤中重金屬的有效性。基於上述原因，本研究即選用石灰與屬於有機質的堆肥

作為本試驗之改良劑。


雖然已有研究指出施用石灰與堆肥可降低作物中銅和鋅的濃度，但少有研究探討施用石灰或堆肥是否會影響作物體中銅和鋅的相互作用，進而影響作物生長狀況。作物體中銅和鋅的相互作用仍未有定見，以下第四節將就目前已知的作物體與土壤中銅鋅相互作用進行探討。

第四節、銅和鋅的相互作用

一、植體

作物體中銅和鋅的相互作用可能為拮抗作用或協同作用。拮抗作用為當有一元素存在時，會降低另一元素的吸收。相反的，協同作用為當有一元素存在時，會促進另一元素的吸收。關於拮抗作用的文獻，Chaudhry et al. (1973) 研究單一或混合添加硫酸銅與硫酸鋅肥料於鹼性鈣質壤土，其結果顯示添加鋅肥會減少水稻地上部中銅的含量，鋅肥施用量為 64 mg/pot 時，水稻地上部中銅濃度最低且水稻生長受抑制。1976 年，前人水耕液實驗的結果顯示增加養液中銅的濃度會抑制小麥吸收鋅(Brar and Sekhon, 1976)。2001 年 Kabata - Pendias 與 Pendias 統整前人文獻，指出銅和鋅的相互作用為拮抗作用，且銅和鋅的相互作用可能出現在細胞、細胞膜表面及植物根部附近。Kim 和 McBride 於 2009 年使用兩種土壤（砂質壤土與坩質黏壤土）進行單一或混合添加銅鋅的田間試驗，並以最佳擬合模式預測大豆產量與大豆中銅和鋅的濃度，其結果顯示添加銅或鋅皆會使大豆減產，可能為銅鋅加成的植物毒性所致。此外，銅和鋅的相互作用對植體中銅的濃度無影響；銅和鋅的相互作用則會降低植體中鋅的濃度。

相反的，也有學者陸續指出銅和鋅的相互作用為協同作用。Wallace et al. (1977) 種植矮生菜豆於含硼、錳與鋅的養液中，發現於高濃度的鋅處理下，菜豆根中銅的濃度隨鋅的增加而增加。1989 年，Sarkunan et al. 研究混合添加三種不同濃度的重金屬，分別為銅（50、100 與 200 mg/kg）、鋅（200、400 與 800 mg/kg）



與鎳 (25、50 與 100 mg/kg)，其結果顯示大致上添加鋅會促進穀粒與稻稈吸收銅；添加銅也會促進穀粒與稻稈吸收鋅。Luo 和 Rimmer (1995) 的研究顯示，大麥生長於額外添加銅和鋅的土壤，添加銅會促進大麥吸收鋅，且此協同作用與土壤中 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅和鋅的相互作用吻合。

亦有學者指出銅和鋅的協同作用與拮抗作用同時出現於植物體中 (Weis et al., 2004)，當鋅存在時會增加蘆葦下位葉、稈與根部中銅的濃度，然而存在銅時，會降低下部葉片中鋅的濃度，顯示鋅存在會增加銅的累積，銅存在則會降低鋅的累積。銅鋅會與含硫的金屬硫蛋白 (Metallothioneins) 及植物螯合素 (phytochelatins) (Grill et al., 1985) 以 -SH 鍵形成鍵結，又銅相較於鋅有較高的鍵結常數，因此會取代鋅 (Weast, 1977)。

二、土壤

土壤中銅和鋅的相互作用同樣的也有分歧結果，不過大致上土壤中銅和鋅的相互作用可能為協同作用，亦即銅存在會促進鋅的溶出，鋅存在也會促進銅溶出。Sarkunan et al. (1989) 結果發現添加鋅濃度低於 800 mg/kg 下，再添加銅會增加 DTPA 可萃取鋅的濃度。但是添加鋅濃度高於 800 mg/kg 時，添加銅會增加或降低 DTPA 可萃取鋅的濃度。至於土壤中可萃取銅部分，添加鋅可能會增加或降低 DTPA 可萃取銅濃度。1995 年，前人研究指出添加銅會增加 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度，而添加鋅則可降低或增加 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度 (Luo and Rimmer, 1995)。Luo et al. (2001) 沒文獻 單一及混合添加銅 100 mg/kg 與鋅 150 mg/kg 至土壤，再使用 γ 射線消除土壤中微生物。結果顯示不管是否有使用 γ 射線，添加銅會促進土壤溶液中鋅，添加鋅會促進土壤溶液中銅。Kim 和 McBride (2009) 也指出不管是砂質壤土或坩質黏壤土，添加銅會大幅促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度，添加鋅則些微促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度，推測可能原因為 (1) 相較於鋅，銅會強烈的吸持在土壤固相 (2) 銅鋅處於競爭的情況下，鋅吸附在土壤的

能力較弱 (3) 金屬濃度增高時，競爭金屬會降低鋅的吸持力。

雖然作物體與土壤中銅和鋅的相互作用已被廣泛研究，但銅和鋅的相互作用仍不明朗。此外，甚少研究探討水稻及青梗白菜中銅和鋅的相互作用，銅和鋅的相互作用是否會影響水稻及青梗白菜生長及兩種作物中銅和鋅的食用安全濃度，仍尚待進一步評估。

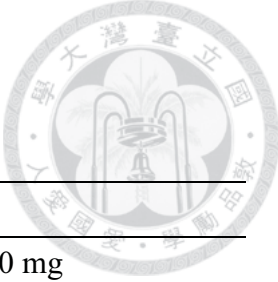
第五節、水稻

水稻是世界上重要的糧食作物之一，全球有一半人口以稻米為主食，主要位於亞洲、歐洲南部、熱帶美洲及非洲部分地區。2010 年水稻的總產量僅次於甘蔗與玉米，位居第三位。水稻大部分種植於亞洲地區，以中國及印度水稻的產量最高(Faostat, 2012)。由於水稻為亞洲人的主要食用作物，因此近年來與稻米有關的土壤汙染、稻米食用安全議題越來越受到國際的重視。

前人研究指出穀類作物對銅鋅的缺乏及毒害相當敏感(Kabata-Pendias and Pendias, 2000)。當土壤中銅濃度高於 320 mg/kg 時，稻米會減產 30 %。若土壤中銅濃度高於 600 mg/kg 時，稻米則會減產 50 %。在此兩種銅濃度下，糙米中銅濃度皆低於 17 mg/kg (Liu et al., 1998)。至於鋅的部分，前人研究指出土壤鋅濃度達 500 mg/kg 時，稻米會減產 30 %，糙米中鋅濃度介於 50 - 80 mg/kg。土壤鋅濃度達 800 mg/kg 時，稻米會減產 50 %，糙米中鋅濃度低於 30 mg/kg，原因為水稻受鋅毒害因而減少鋅的吸收 (Liu et al., 1998)。Hseu et al. (2010) 調查臺灣中部 19 處重金屬汙染之水稻田，土壤與水稻中銅和鋅濃度，結果顯示土壤中全量銅的平均濃度介於 122 - 145 mg/kg，糙米中銅的濃度皆低於 12.5 mg/kg；土壤中全量鋅的平均濃度介於 295 - 367 mg/kg，糙米中鋅的濃度介於 13.4 - 48.0 mg/kg。雖然臺灣食品衛生管理法並未公告的食品中銅鋅含量之限量標準，然而世界衛生組織已公告了銅和鋅每日容許攝取量 (acceptable daily intake) (表 1)。

表 1、不同體重下銅鋅每日容許攝取量

Table 1. Acceptable daily intake of Cu and Zn in different weight



體重 (kg)	銅§	鋅
30	1.5 - 15 mg	9.0 - 30.0 mg
40	2.0 - 20 mg	12 - 40 mg
50	2.5 - 25 mg	15 - 50 mg
60	3 - 30 mg	18 - 60 mg
70	3.5 - 35 mg	21 - 70 mg
80	4.0 - 40 mg	24 - 80 mg
90	4.5 - 45 mg	27 - 90 mg
100	5 - 50 mg	30 - 100 mg

§ 銅每日容許量：每 1 kg 為 0.05 - 0.5 mg

鋅每日容許量：每 1 kg 為 0.3 - 1.0 mg

(WHO, 2012)

第六節、單一萃取法

土壤中重金屬大致上可區分為五種型態：(1) 水溶性 (如土壤溶液) (2) 交換態 (3) 有機態 (4) 氧化物與黏土礦物結合態 (5) 原生礦物結合態(Ure, 1995)。通常第一及第二種型態為植物可利用的部分，然而目前卻是以土壤中重金屬全量來評估土壤汙染潛在情況，測定土壤中重金屬全量使用王水消化法，王水會將植物較無法利用的型態如原生礦物結合態、氧化物與黏土礦物結合態及有機鍵結態溶出，因此使用王水消化法並無法評估植體吸收重金屬的情況，也無法反映出土壤中重金屬危害風險的高低。為解決此問題，學者致力於找尋適合的方法評估土壤中重金屬的有效性，並以此方法企求預測植體中重金屬的濃度。

目前可用來評估土壤重金屬有效性的方法有單一萃取法、序列萃取法、擴散梯度薄膜技術 (diffusive gradients in thin films)。單一萃取法具有簡單、易操作之優點，因此常被用於評估重金屬之有效性。單一萃取法使用的萃取劑包括 EDTA、DTPA、CaCl₂、NH₄OAc 與低分子有機酸等。

Hooda et al. (1997) 使用四種不同萃取劑預測小麥、菠菜與紅蘿蔔中重金屬的濃度，發現 0.05 M EDTA、0.005 M DTPA、1 M NH₄NO₃ 與 0.05 M CaCl₂ 大致上皆能預測植體中銅、鎘、鎳、鉛與鋅的濃度，其中又以 0.05 M EDTA 預測效果最佳。Gupta 與 Sinha (2006) 的研究也同樣指出 0.05 M EDTA 可預測芝麻中鋅、鐵、鎳與鎘的濃度。另外，前人文獻指出 DTPA 可萃取鋅與小麥中鋅的濃度相關性最佳，小麥中銅的濃度則與可萃取銅無相關性(Gatti et al., 1991)。

雖然前人研究顯示 0.05 M EDTA 與 0.005 M DTPA 預測植體中重金屬濃度效果較佳，然而 Soriano-Disla et al. (2010) 卻指出 EDTA、DPTA 與 HCl 與植體的相關性不佳，0.01 M CaCl₂、0.1 M NaNO₃ 及 1.0 M NH₄OAc 可適用於評估重金屬的生物有效性。Zhang et al. (2010) 同樣的也支持此論點，作者使用 6 種不同萃取劑 (Mehlich-3、Mehlich-1、EDTA、DTPA、NH₄OAc 與 CaCl₂) 萃取水田土壤中有效性鎘、銅、鉛及鋅，6 種萃取劑萃取的重金屬含量與穀粒、稻稈中重金屬

的濃度皆呈顯著正相關，其中又以 NH_4OAc 與 CaCl_2 的相關性最佳。此外 McBride et al. (2009) 研究顯示 0.01 M CaCl_2 較 Mehlich-3、DTPA、Morgan、modified Morgan 可準確預測植體吸收銅和鋅的情況，且 0.01 M CaCl_2 可反映不同土壤質地對土壤中有效性銅和鋅的影響。

綜合上述文獻的結果，本篇研究挑選出三種萃取劑，分別為 EDTA、DTPA 與 CaCl_2 ，以評估土壤中銅和鋅的有效性濃度及瞭解土壤中有效性銅和鋅的相互作用，並以土壤有效性銅和鋅的濃度預測植體中銅和鋅的濃度。



第三章 材料與方法

第一節、試驗土壤

本試驗採集的土壤位於桃園 (278166 mE, 2761344 mN)，採取距離土表 > 20 cm 的土壤，將土壤的石塊及植物殘體挑除，再將土壤混合均勻，以待進行後續盆栽試驗。研磨風乾土壤，過 2 mm 的篩網，測定土壤物理及化學基本性質。

第二節、試驗土壤基本理化性質分析

一、土壤水分含量：重量法 (Gardner, 1986)

秤取乾淨的含蓋秤量瓶 W_1 ，加入約 1/3 - 1/2 滿的土壤，秤得重量為 W_2 ，並將秤量瓶與土壤置於烘箱以 $105 \pm 5^\circ\text{C}$ 烘乾 (約 24 小時)，取出後置於玻璃乾燥器中冷卻至室溫，再秤其中重量得 W_3 ，最後以下列公式計算即可求得土壤水分含量 (θ_m)。

$$\theta_m = \frac{W_2 - W_3}{W_3 - W_1} \times 100$$

二、pH 值：電極測量法 (Thomas, 1996)

將土壤與去離子水以水土比 1:1 充分混合攪拌，靜置一小時後 (間或攪拌二次)，再以玻璃電極 (pH meter: PHB-9901) 測定。

三、土壤質地：吸管法 (Gee and Bauder, 1986)

取 10 g 的風乾土壤置於 500 mL 燒杯中，加入少量水使土壤濕潤，再加入 10 mL 30% 雙氧水，加熱至 90°C ，直至溶液煮乾前，再加入雙氧水，反覆此步驟直至沒有氣泡為止，之後持續加熱以去除多餘的雙氧水。再以 DCB 法去除土壤中游離鐵和鋁，接著將已去除有機質、游離鐵和鋁的土壤置於攪拌杯中，並加水至 6-7 分滿，再加入 10 mL 5% 的六偏磷酸鈉，以電動攪拌機攪拌 10 分鐘，土壤混合液過 300 mesh 篩網，未通過篩網的砂粒烘乾並秤重，通過篩網的粉粒和黏粒則

以去離子水洗入 1 L 之沉降筒，定量至 1 L。依 Stokes' Law 算出該溫度下，2 μm 以下的土壤顆粒沉降至 10 cm 所需時間，並以 25 mL 吸量管吸取 10 cm 處的土壤溶液，烘乾並秤其黏粒含量，最後計算出砂粒、粉粒及粘粒的重量百分比。

四、土壤有機碳含量：Walkley-Black 溼式氧化法(Nelson and Sommers, 1996)

秤取 0.5 g 風乾土置於 500 mL 錐形瓶中，以吸量管吸取 10 mL 1 N 的 $K_2Cr_2O_7$ 加入其中，搖勻且迅速加入濃硫酸，再搖勻並靜置 30 分鐘（另做空白試驗）。30 分鐘後，加入 200 mL 去離子水及 85 % 的磷酸，待冷卻後，加入 30 滴二苯胺指示劑，並以 0.5 N 硫酸亞鐵銨溶液滴定至終點。其顏色變化為暗褐色→濁藍色→鮮明藍色→綠色（滴定終點）。

$$OC \% = 10 \text{ mL} \times \left[1 - \left(\frac{S}{B} \right) \right] \times 1.0 \text{ N} \times \frac{12}{4000} \times \left(\frac{1}{0.77} \right) \times \frac{100}{W}$$

S：土壤樣品滴定體積（mL）

B：空白樣品滴定體積（mL）

W：土壤樣品重（g）

1/0.77：本試驗方法回收率的轉換因子

五、石灰需要量：SMP 方法(Shoemaker et al. 1961)

SMP 緩衝溶液配製：秤取 p-nitrophenol 1.8 g、Triethanolamine 2.5 g、 K_2CrO_4 3.0 g、 $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 53.1g 與 $Ca(CO_2CH_3)_2 \cdot H_2O$ 2 g 置於燒杯，並溶於 950 mL 去離子水中，攪拌均勻。再將溶液調整至 pH 7.5，最後加去離子水定量至 1000 mL。

將 10 g 土壤加入 10 mL 的去離子水及 20 mL SMP 緩衝溶液，攪拌均勻後，靜置約 20 分鐘，再用玻璃電極（pH meter：PHB-9901）測定 pH 值。根據下表決定石灰施用量（將土壤的 pH 值調整至 6.8）。

Soil - buffer pH	6.7	6.6	6.5	6.4	6.3	6.2	6.1	6.0
Pure $CaCO_3$ ton/acre	1.4	1.9	2.5	3.1	3.7	4.2	4.8	5.4

六、土壤全量銅和鋅：王水消化法（行政院環保署，2003）

精秤 1 g 風乾土於燒杯中，以少量去離子水潤溼（約 1 - 2 mL），緩慢加入 1 mL 鹽酸及 9 mL 硝酸搖晃均勻，蓋上表玻璃加熱至 95 °C，使迴流 10 - 15 分鐘。待其冷卻後，再加入 5 mL 王水，迴流 30 分鐘，重複此步驟，直至有機物分解完全，溶液呈澄清狀。在不沸騰的情況下，持續加熱至溶液近乾狀態（約 5 mL）。待冷卻至室溫，以去離子水將溶液洗入 50 mL 定量瓶，並定量至標線。再以 Whatman No. 42 濾紙過濾。最後使用原子吸收光譜儀（Hitachi 180 - 30 型）測定重金屬含量。

第三節、試驗堆肥基本性質分析

一、電導度（中華土壤肥料學會，2006）

秤取堆肥 10 g 放入於燒杯中，加入 50 mL 去離子水，攪拌均勻後靜置 60 分鐘（靜置期間攪拌 2 - 3 次）。再以 Whatman No. 1 濾紙過濾，濾液使用電導度計測定。

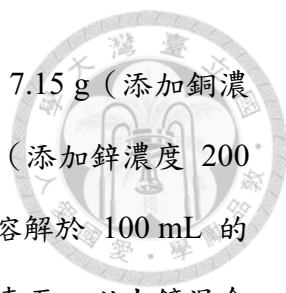
第四節、盆栽處理

本試驗共 27 種處理，每處理進行 4 重複，總盆數共 108 盆。本試驗處理如下：

一、單一或混合添加銅鋅濃度

本試驗選用三種銅濃度，分別為 0、75 與 150 mg/kg，三種鋅濃度分別為 0、200 與 400 mg/kg。單一添加或混合添加銅鋅至土壤，因此共有九種不同濃度的處理。每一種濃度的處理有二個大塑膠盆（共 9 × 2 盆），且每一個大塑膠盆裡盛裝約 20 公斤的風乾土壤。

試驗土壤含有少量的銅和鋅，因此將欲配製的目標濃度扣去土壤原有的銅和鋅，即可回推得到每一個大塑膠盆（20 公斤的土壤）加入氯化銅（ $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ）



0 g (添加銅濃度 0 mg/kg)、3.13 g (添加銅濃度 75 mg/kg) 與 7.15 g (添加銅濃度 150 mg/kg)，氯化鋅 ($ZnCl_2$) 0 g (添加鋅濃度 0 mg/kg)、7 g (添加鋅濃度 200 mg/kg) 與 15.3 g (添加鋅濃度 400 mg/kg)。將秤重之銅和鋅，溶解於 100 mL 的去離子水當中，待添加時再溶於 6 L 水當中，均勻潑灑於土壤表面，以土鏟混合均勻。本試驗土壤進行為期一個月的孵育，孵育過程中，添加去離子水至每一大塑膠盆的土壤，使土壤達到田間含水量，待土壤乾燥時，反覆上述動作。

大塑膠盆中的土壤孵育完成後，將土壤分裝至圓形白色塑膠盆中(直徑 16 公分，高約 19 公分，面積為五千分之一公畝)，再施用改良劑至塑膠盆中。

二、施用改良劑 (NA、Compost、Lime)

NA：未施用改良劑

Compost：本研究選用田樂 1 號禽畜糞堆肥。堆肥施用量為 60 ton/ha，供試盆栽面積為五千分之一公畝，推算得知每一盆栽堆肥施用量為 120 g。

Lime：將土壤之 pH 值調整至 7。由 SMP 方法得知石灰推薦量為 1.96 ton/acre，推算得知每一盆栽碳酸鈣施用量為 9.69 g。

27 種處理簡單示意圖

NA	Lime	Compost
• Cu 0 + Zn 0	• Cu 0 + Zn 0	• Cu 0 + Zn 0
• Cu 75 + Zn 0	• Cu 75 + Zn 0	• Cu 75 + Zn 0
• Cu 150 + Zn 0	• Cu 150 + Zn 0	• Cu 150 + Zn 0
• Cu 0 + Zn 200	• Cu 0 + Zn 200	• Cu 0 + Zn 200
• Cu 0 + Zn 400	• Cu 0 + Zn 400	• Cu 0 + Zn 400
• Cu 75 + Zn 200	• Cu 75 + Zn 200	• Cu 75 + Zn 200
• Cu 75 + Zn 400	• Cu 75 + Zn 400	• Cu 75 + Zn 400
• Cu 150 + Zn 200	• Cu 150 + Zn 200	• Cu 150 + Zn 200
• Cu 150 + Zn 400	• Cu 150 + Zn 400	• Cu 150 + Zn 400

註：銅鋅濃度的單位為 mg/kg



第五節、盆栽試驗

本研究地點位於臺灣大學人工氣候室，水稻日/夜室溫為 30/25°C，青梗白菜日/夜室溫為 25/20°C。

一、水稻

本研究所選擇的水稻品種為臺南 11 號 (*Oryza sativa* L., Tainan. 11)，臺南 11 號屬於中晚熟品種，為目前臺灣栽種面積最廣的水稻品種，栽種面積主要分布於南部、花東及苗栗等地。其優點為抗倒伏、肥效佳及產量高，缺點為耐寒性差與對部分病蟲害不具抗性。水稻種植前 4 日，所有盆栽 (108 盆) 施用基肥，並進行淹水，使盆栽之水面高度維持 3 公分。化肥施用量參考作物施肥手冊(中華肥料協會，2005)，本研究的基肥施用量為推薦施肥用量之 2 倍 (N - P₂O₅ - K₂O 施肥用量為 240 - 120 - 120 kg/ha)，推算每盆栽施用量分別為 1.04、0.42 及 0.20 g(氮、磷及鉀肥來源分別為尿素、磷酸氫鈣及氯化鉀)。在幼穗形成期施用追肥，N - K₂O 推薦施肥用量為 20 - 20 kg/ha，每盆栽施用尿素 0.087 g及氯化鉀 0.066 g。

水稻於移植前 2 - 3 週育苗，待其長至 2 - 3 子葉後，移植於盆栽內。每盆種植 1 株，種植初期水稻若有生長不佳情況，再移植新的水稻苗數株，待生長穩定再疏苗至 1 株。種植期間土壤維持淹水狀態。水稻於 2011 年 4 月 1 日種植，2011 年 8 月 24 日及 25 日收成。

二、青梗白菜

水稻收穫後，將土壤風乾 (約 1 個月)，重新混勻種植青梗白菜 (*Brassica chinensis* L. cv. Ching-Geeng)，每一盆栽種植青梗白菜 3 株。種植期間，待土壤乾燥時再澆水。N - P₂O₅ - K₂O 推薦施肥用量為 165 - 285 - 108 kg/ha，盆栽之肥料施用量為推薦施用量之 3 倍，氮、磷及鉀肥分基肥 (60%) 及追肥 (40%) 施用。基肥每盆栽施用尿素 1.296 g、磷酸二氫鉀 1.55 g 與氯化鉀 0.108 g。追肥每盆栽施用尿素 0.864 g、磷酸二氫鉀 1.032 g 與氯化鉀 0.072 g。基肥於青梗白菜種植

前 5 天施用，追肥則是於種植 14 天後施用。青梗白菜於 2011 年 10 月 1 日種植，2011 年 10 月 31 日收成。



三、植體前處理

水稻植體分成三部份，分別為糙米、地上部（稻稈與葉）與根部。青梗白菜則只採收地上部（葉部）。用自來水將取出來的稻根清洗乾淨，並重覆該步驟數次，直至稻根無附著土壤顆粒。清洗完的稻根，再以去離子水沖洗乾淨，於 70 °C 下烘乾三天，再進行植體分解。水稻及青梗白菜之其它部位植體也以 70 °C 烘乾三天，烘乾後的植體全部放入研磨機，研磨均勻。

四、植體分解： $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (Jones and Case, 1990)

秤取 0.5 g 乾燥植體置於分解管，加入 2.5 mL 濃硝酸，靜置過夜。將分解管置入加熱槽，於 80°C 下分解 1 小時，取出冷卻至室溫。再加入 2.5 mL 濃過氯酸並將分解管置入加熱槽，以 180 - 200°C 分解 2 - 3 小時，直至分解液澄清。澄清之分解液繼續於 80°C 下加熱至過氯酸之白煙不再冒出，取出分解管冷卻至室溫，分解液以去離子水定量至 25 mL，再使用 Whatman No. 42 濾紙過濾，最後以原子吸收光譜儀 (Hitachi 180 - 30 型 及 GBC 908 AA) 測定。

五、土壤生物可萃取銅鋅濃度測定

(一) 0.05 M EDTA (pH 7.0) 萃取法(Mench et al., 1994)

萃取劑配製：秤取 106.343 g 的 $\text{C}_{10}\text{H}_{14}\text{N}_2\text{Na}_2\text{O}_8 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (EDTA) 溶解於去離子水中，並用稀醋酸及稀氨水調整至 pH 至 7.0，再以去離子水定量至 6.5 L。

萃取步驟：秤取 5 g 土壤於 125 mL 三角錐形瓶中，加入 50 mL 0.05M EDTA，置於震盪器以 120 rpm 震盪 1 小時，再使用 Whatman No.42 濾紙過濾，最後以原子吸收光譜儀 (Hitachi 180 - 30 型 及 GBC 908 AA) 測定銅和鋅的濃度。

(二) 0.005 M DTPA (pH 7.3) 萃取法(Lindsay and Norvell, 1978)

萃取劑配製：稱取 52.15 g 的 $N(CH_2CH_2OH)_3$ (TEA)、6.895 g $C_{14}H_{23}N_3O_{10}$ (DTPA) 及 5.145 g 氯化鈣，溶解於去離子水中，並用 6 N 鹽酸調整至 pH 至 7.3，再以去離子水定量至 3.5 L。

萃取步驟：稱取 5 g 土壤於 125 mL 三角錐形瓶中，加入 25 mL 0.05M DTPA，置於震盪器以 120 rpm 震盪 1 小時，使用 Whatman No. 42 濾紙過濾，再以原子吸收光譜儀 (Hitachi 180 - 30 型 及 GBC 908 AA) 測定銅和鋅的濃度。

(三) 0.01 M 氯化鈣 ($CaCl_2 \cdot 2H_2O$) 萃取法 (Novozmsky et al., 1993)

萃取劑配製：稱取 11.026 g 的氯化鈣溶於去離子水，並定量至 7.5 L。

萃取步驟：稱取 5 g 土壤於 125 mL 三角錐形瓶中，加入 50 mL 0.01 M 氯化鈣，置於震盪器以 120 rpm 震盪 1 小時，使用 Whatman No. 42 濾紙過濾，再以原子吸收光譜儀 (Hitachi 180 - 30 型 及 GBC 908 AA) 測定銅和鋅的濃度。

第六節、統計分析

使用統計軟體 SAS Enterprise Guide 4.3 進行統計分析。先以 GLM 程序進行變方分析，若處理達 5% 顯著水準時，再以特奇公正顯著差異法 (Tukey's honest significant difference: HSD) 進行處理間比較。所有統計方法的 p value 定為 0.05，當 $p < 0.05$ 時，為顯著相關 (*); $p < 0.01$ 時，為極顯著相關 (**); $p < 0.001$ 時，為極顯著相關 (***)。

第四章 結果與討論



第一節、供試土壤基本理化性質

本研究所選擇的土壤屬於圓墩坡系 (Yantunpo)，在美國土壤分類系統屬於新成土綱 (Entisols)，亞類名稱為石質型濕潤正常新成土 (Lithic Udorthent) (Soil Survey Staff, 2010)。粒徑分析結果顯示，此土壤的砂粒、粉粒及黏粒含量分別占 16.4 %、49.4 % 及 34.3 % (表 2)，對照質地三角圖得知，土壤質地為粉質黏壤土。土壤 pH 值為 6.14，屬於微酸性土壤，此 pH 值下，土壤中磷、鈣、鎂和鉀的有效性佳，亦較不會發生鐵與錳毒害。土壤中有機質的含量為 2.76 %。全量銅和鋅的濃度分別為 16.8 mg/kg 及 32.1 mg/kg，皆低於臺灣土壤平均全量銅 (21.6 mg/kg) 和鋅 (190 mg/kg) (Chen and Lee, 1995)，亦遠低於環保署所公告的一般農地土壤銅和鋅的管制標準，顯示本試驗土壤未受到銅鋅汙染。

第二節、試驗用堆肥性質

本研究所使用的堆肥為田酪股份有限公司生產之「田樂 1 號」堆肥，此堆肥的來源禽畜糞與菇類培植廢棄包。堆肥的 pH 值 (土水比=1:5) 為 8.3 (表 3)。電導度值為 5.8 dS/m。有機碳含量為 333 g/kg。堆肥重金屬濃度為 0.07 mg/kg (鎘)、33.4 mg/kg (鉻)、42.2 mg/kg (銅)、164 mg/kg (鋅)、2.20 mg/kg (鉛) 及 10.9 mg/kg (鎳)，均低於堆肥中重金屬的管制標準 (鎘 2 mg/kg、鉻 150 mg/kg、銅 100 mg/kg、鋅 500 mg/kg、鉛 150 mg/kg 和鎳 25 mg/kg) (行政院農委會農糧署, 2012)。

表 2、試驗土壤之理化性質

Table 2. Physical and chemical properties of the studied soil



Soil properties	
Texture	Silty clay loam
Sand, %	16.4
Silt, %	49.4
Clay, %	34.3
pH _{water} , soil : water = 1 : 1	6.1
Organic matter, %	2.76
Total Cu, mg/kg	17
Total Zn, mg/kg	32

表 3、試驗用堆肥之基本性質

Table 3. Basic properties of compost

Properties	Value	regulation
pH _{water, soil : water = 1 : 5}	8.3	
EC (w/v 1:5), dS/m	5.8	
Organic matter, %	57.4	
Total Cd, mg/kg	0.07	2
Total Cr, mg/kg	33	150
Total Cu, mg/kg	42	100
Total Zn, mg/kg	164	500
Total Pb, mg/kg	2.2	150
Total Ni, mg/kg	11	25



第三節、不同處理下水稻之生長情形

穀粒乾重（圖 3）的結果可進一步得知，施用石灰及堆肥至未添加銅和鋅的土壤，穀粒乾重由 23.9 ± 4.2 g/pot 分別降低至 22.8 ± 7.9 g/pot 及上升至 34.2 ± 8.5 g/pot，但並未達到統計上 5% 顯著水準，表示施用石灰與堆肥於未添加銅鋅之土壤，並無法促進水稻生長。一般而言，與未施用改良劑相比，施用石灰於單一添加或混合添加銅和鋅的土壤，穀粒乾重皆無顯著差異，可能原因為本實驗土壤為坩質黏壤土，銅和鋅較易被固定。

然而，施用堆肥至混合添加銅鋅的土壤，會導致穀粒重量顯著減少。本研究種植的水稻品種為臺南 11 號，第一期作每公頃平均稻穀產量為 7497 公斤（林國清，2004），推算每一盆栽的平均產量為 15.0 g/pot。對照本研究的結果發現，未施用改良劑與施用石灰的處理，穀粒平均產量皆超過 15.0 g/pot。只有施用堆肥於混合添加銅和鋅的土壤，穀粒產量未達臺南 11 號的平均穀粒產量。由此可知，於本試驗條件下，施用堆肥於混合添加銅和鋅的土壤，水稻穀粒確實會減產。

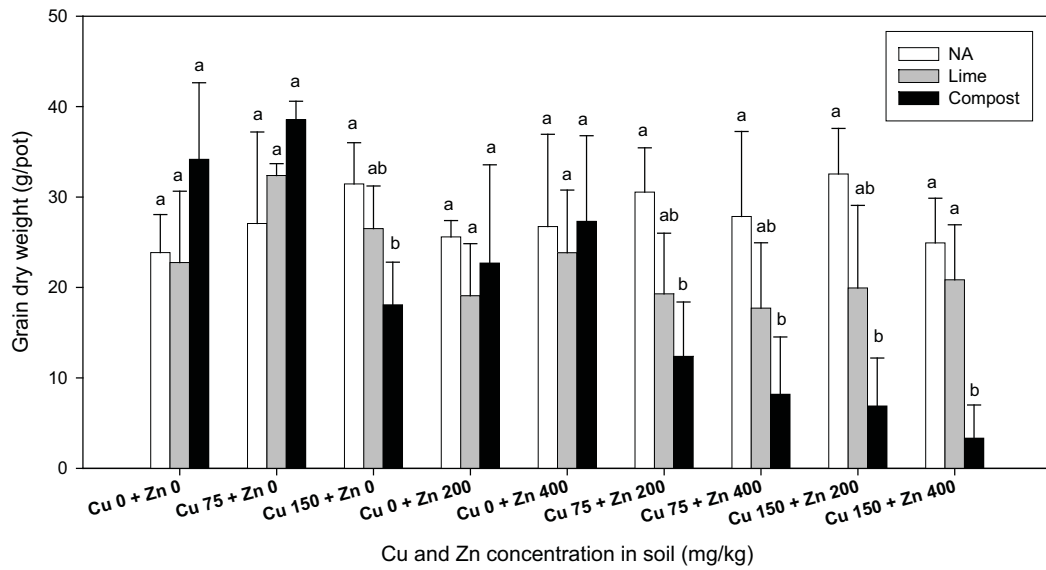
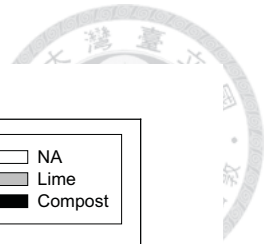
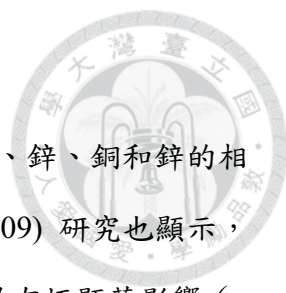


圖 3、不同處理下水稻穀粒乾重 (g/pot) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 ; 0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 3. Dry weight of rice grain (g/pot) in different treatment. Values represent mean \pm standard deviation (n=4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at $p = 0.05$. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration(mg/kg))

第四節、銅鋅相互作用對水稻生長之影響



二因子分析的結果得知(表 4)，未施用改良劑的處理，銅、鋅、銅和鋅的相互作用皆對穀粒重量無顯著影響($p > 0.05$)。Kim 和 McBride (2009) 研究也顯示，銅和鋅的相互作用對大豆生長無顯著影響，但銅或鋅對大豆產量有極顯著影響 ($p < 0.001$)；Luo 和 Rimmer (1994) 則顯示，銅、銅和鋅的相互作用對大麥生長皆有顯著影響($p < 0.05$)。施用石灰後，銅、銅和鋅相互作用對穀粒重量無顯著影響。但是，添加鋅對穀粒重量極顯著影響 ($p < 0.001$)。施用堆肥後，銅、鋅、銅和鋅的相互作用會顯著影響穀粒重量 ($p < 0.05$)。

未施用改良劑的情況下，不管是單一或混合添加銅鋅的土壤，穀粒的平均重量介於 23.9 - 32.6 g/pot，所有處理間皆未達顯著差異 ($p > 0.05$) (表 5)。此結果顯示，當單一或混合添加供試銅鋅濃度時，水稻生長皆顯著差異。然而，Luo 和 Rimmer (1995) 的研究卻顯示，種植大麥於單一或混合添加銅鋅的土壤，大麥地上部產量大致上皆降低。

施用石灰的情況下，當添加鋅濃度分別為 0 mg/kg、200 mg/kg 及 400 mg/kg 的土壤，隨著銅濃度的增加，穀粒重量皆無顯著差異 ($p > 0.05$)。添加銅濃度分別為 0 mg/kg 及 150 mg/kg 的土壤，隨著鋅濃度的增加，穀粒重量皆未達顯著差異 ($p > 0.05$)。然而，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 與 400 mg/kg，穀粒重量顯著減少。綜合上述結果，於本實驗條件下，大致上石灰處理下，單一或混合添加銅鋅不會影響穀粒重量。

施用堆肥後，添加鋅濃度為分別為 0 mg/kg、200 mg/kg 與 400 mg/kg 的土壤時，隨著銅濃度的增加，穀粒重量大致呈遞減趨勢。同樣的，當銅濃度分別為 0 mg/kg、75 mg/kg 與 150 mg/kg 時，大致上添加鋅也會使穀粒重量降低，顯示於堆肥處理下，添加銅或鋅會造成水稻減產。

表 4、不同處理下銅和鋅二因子分析對穀粒重量 (g/pot) 的影響

Table 4. A two - way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on grain dry weight (g/pot) in different treatment

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	NS	NS	***
Zn	NS	***	***
Cu × Zn	NS	NS	*

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.

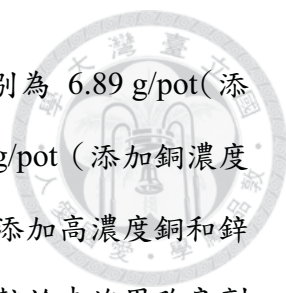
表 5、不同處理下銅和鋅相互作用對穀粒乾重 (g/pot) 的影響

Table 5. The effect of Cu - Zn interaction on grain dry weight (g/pot)

Treatment§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	23.9 ± 4.2 a#	22.8 ± 7.9 ab	34.2 ± 8.5 ab
	Zn 200	25.6 ± 1.8 a	19.1 ± 5.8 b	22.7 ± 10.9 cd
	Zn400	26.7 ± 10.2 a	23.8 ± 6.9 ab	27.3 ± 9.5 bc
Cu 75	Zn0	27.1 ± 10.1 a	32.4 ± 1.3 a	38.5 ± 2.1 a
	Zn 200	30.5 ± 4.9 a	19.3 ± 6.7 b	12.4 ± 6.0 def
	Zn 400	27.9 ± 9.4 a	17.7 ± 7.2 b	8.19 ± 6.34 ef
Cu 150	Zn 0	31.5 ± 4.5 a	26.5 ± 4.7 ab	26.5 ± 4.7 cde
	Zn 200	32.6 ± 5.0 a	19.9 ± 9.1 b	6.89 ± 5.31 f
	Zn 400	24.9 ± 5.0 a	20.8 ± 6.1 b	3.33 ± 3.68 f

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.



混合添加銅和鋅的土壤，穀粒重量皆最低，平均穀粒重量分別為 6.89 g/pot(添加銅濃度為 150 mg/kg及鋅濃度 200 mg/kg 的處理)與 3.33 g/pot(添加銅濃度 150 mg/kg 及鋅濃度 400 mg/kg 的處理)，顯示施用堆肥於混合添加高濃度銅和鋅的土壤，穀粒重量會降低。造成水稻減產的原因可能為(1)相較於未施用改良劑與施用石灰，施用堆肥於水稻田土壤後，土壤 Eh 值降低，銅和鋅轉變為硫化物型態，危害水稻根系生長。李等(2005)資料顯示，施用有機質於水稻田，土壤氧化還原電位顯著降低，土壤中鐵與錳的溶解度提高，不利水稻根系生長。(2)堆肥中的屬於小分子的可溶性有機碳會增加銅和鋅的溶出量，又銅和鋅具有相似的行爲，銅和鋅可以彼此取代，如添加鋅會增加銅的溶出，添加銅也會增加鋅的溶出(Luo et al., 2001)，使得土壤中銅和鋅溶出量上升，抑制水稻根系生長，進而影響水稻的分蘗數、抽穗數與穀粒產量。

第五節、不同處理對水稻中銅濃度的影響

一、糙米

總體而言，施用石灰及堆肥皆可降低糙米中銅的濃度(圖 4)，此結果與前人研究相似(Wang et al., 2009)。施用石灰後，糙米中銅濃度降低的原因則為土壤 pH 值提高，土壤溶液中銅濃度降低(Wang et al., 2009)。至於施用堆肥後，糙米中銅濃度降低的原因可能為銅和堆肥的部分官能基形成鍵結及土壤 pH 值提高，使得銅轉變成較不可溶態(Huang et al., 2011)。Mohamed et al. (2010) 施用稻稈、綠肥與豬廐肥於污染土壤，發現土壤中銅和鎘由交換態轉變為沉澱態，與土壤 pH 值、有機質、EC 值 及有效性磷增加有關。

堆肥與石灰降低糙米中銅濃度的效果不同則與銅本身的特性有關，Kabata-Pendias 與 Pendias (2000) 指出固定銅的因子有吸附、共沉澱、有機質鉗合與錯合、生物固定作用，其中又以有機質鉗合與錯合主宰銅在土壤中的行爲。因此相較於施用石灰提升土壤 pH 值而言，銅較易與有機質形成鍵結，所以施用堆

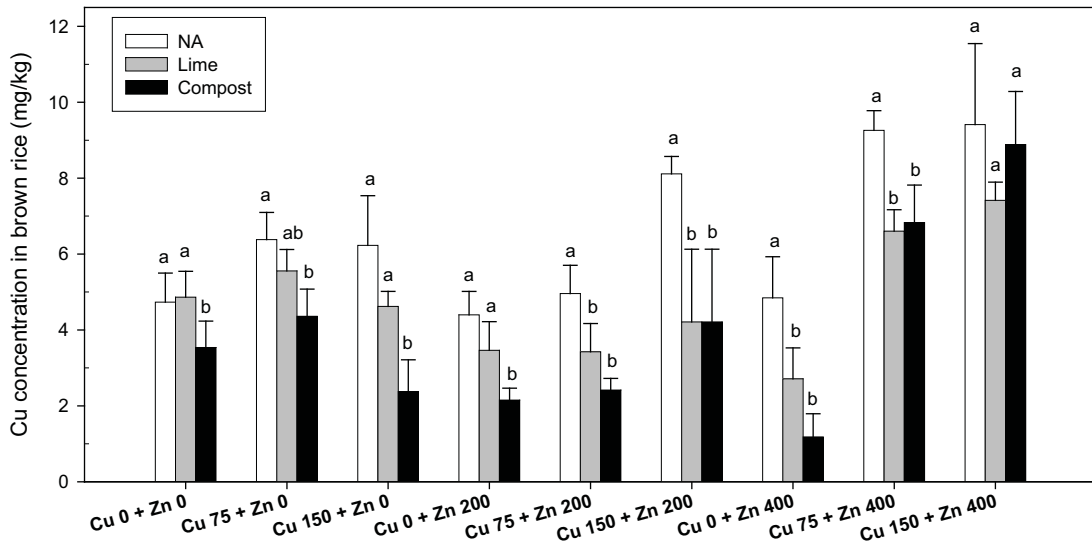


圖 4、不同處理下糙米中銅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 4. Cu concentration (mg/kg) of brown rice in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))



肥後，糙米中銅的濃度也降低較多。

糙米中銅濃度一般約介於 ND - 6.20 mg/kg (以乾重為基準)(農作物中重金屬監測基準資料之建立, 1999)。Römkens et al. (2009) 的研究結果也顯示，土壤中全量銅平均濃度介於 122 - 145 mg/kg 的土壤，糙米中銅的含量也低於 6.00 mg/kg。此外，Zhao et al. (2011) 研究調查中國浙江省 92 處水田土壤，發現水稻穀粒中銅的濃度分別介於 0.71 - 5.79 mg/kg。對照本實驗的結果可知，單一添加銅或鋅濃度時，糙米中銅的濃度大致皆低於 6.20 mg/kg，屬於正常濃度範圍內。然而，當銅鋅濃度混合添加 (Cu 75 + Zn 400、Cu 150 + Zn 200、Cu 150 + Zn 400) 時，未施用改良劑的土壤，糙米中銅的濃度卻上升至 8 mg/kg 左右。雖然糙米中銅的濃度高於 8 mg/kg，但此銅濃度應仍屬於食品安全濃度範圍內。各國仍不乏有糙米中銅濃度超過 8 mg/kg 的案例，加拿大糙米中銅含量可高達 16.5 mg/kg (Pip, 1993)，美國菰米銅含量為 8.7 mg/kg (Nriagu, 1995)。

二、水稻地上部

大致上，於各別處理下 (未施用改良劑、施用石灰與施用堆肥)，水稻地上部中銅的濃度隨著添加銅濃度的增加而隨之增加 (圖 5)。所有處理下，水稻地上部中銅的平均濃度介於 1.16 - 15.8 mg/kg。

施用石灰與堆肥可降低水稻地上部中銅的濃度，然而施用石灰與未施用改良劑的處理間大多未達到統計上顯著差異 ($p > 0.05$)，施用堆肥與未施用改良劑的處理則有達到顯著差異；顯示施用堆肥對於降低地上部中銅的濃度效果較佳，此結果大致與糙米中銅濃度的結果相似，其原因為有機質與銅的鍵結能力較強。

三、稻根

單一添加銅的土壤，施用石灰及堆肥並不會顯著降低稻根中銅的濃度 (圖 6)。然而，卻有研究顯示施用石灰石、鈣鎂磷肥、矽酸鈣、紫雲英、豬廄肥與泥炭，稻根中銅的濃度降低 24.8 - 75.3%，且石灰石為最佳的改良劑 (Wang et al., 2009)。

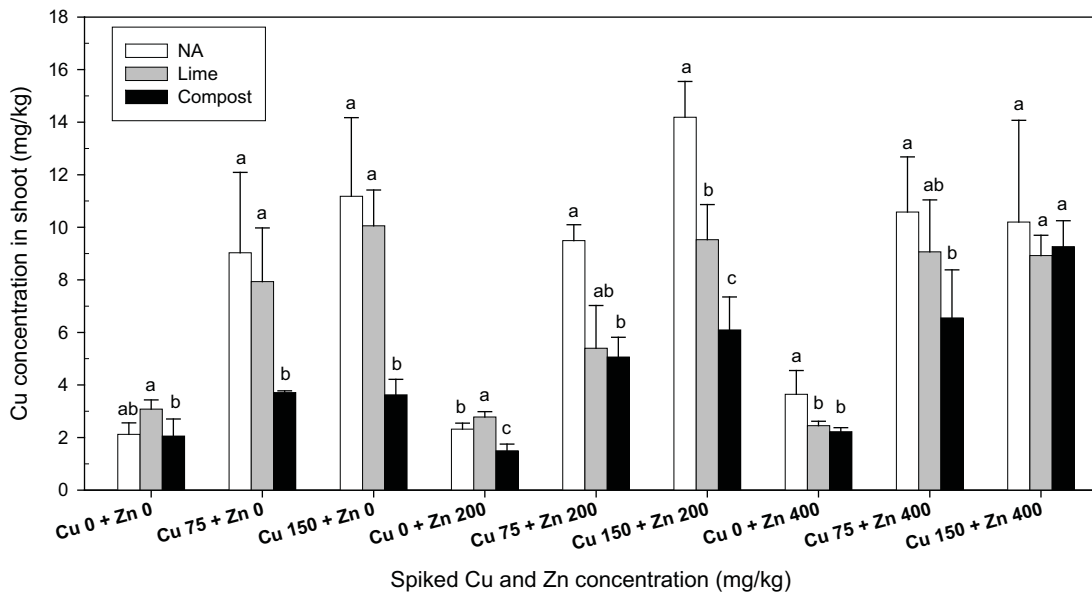


圖 5、不同處理下水稻地上部中銅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 5. Cu concentration (mg/kg) of rice shoot in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))

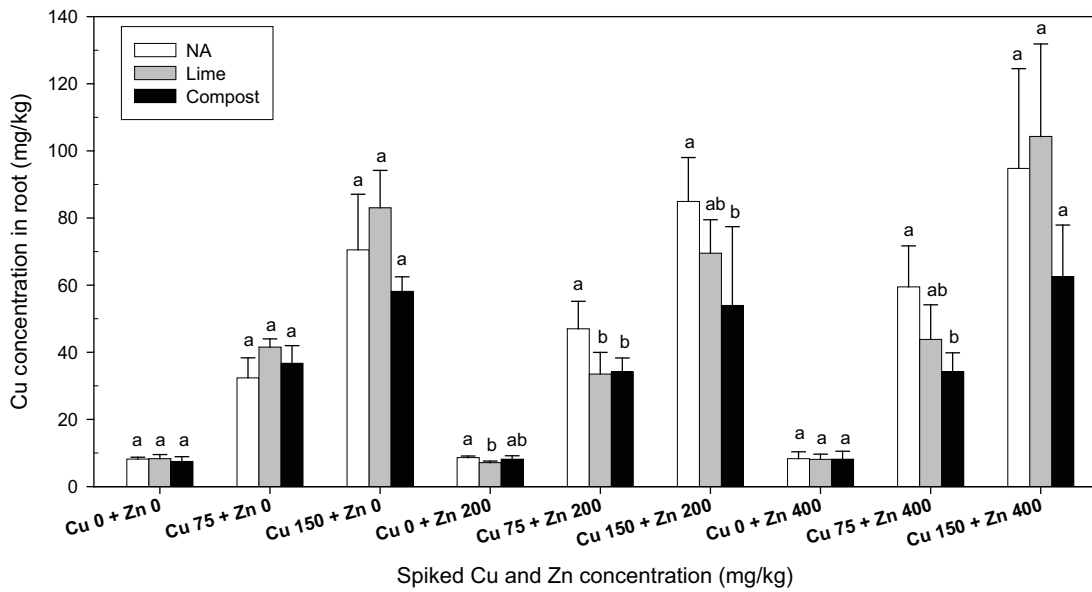


圖 6、不同處理下水稻根部中銅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 6. Cu concentration (mg/kg) of rice root in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))

本研究結果與其相異，可能為本試驗土壤的 pH 值非強酸性及本試驗土壤並非為嚴重銅污染土壤，所以施用改良劑後稻根中銅的濃度降低幅度不大。不同部位中銅的濃度為：稻根 > 地上部 \approx 穀粒 (圖 4-6)。前人研究也指出水稻各部位中銅濃度的順序為：稻根 > 葉 > 莖 > 穀粒 (Gu et al., 2011; Wang et al., 2009)。

第六節、銅鋅相互作用對水稻中銅濃度之影響

一、糙米

未施用改良劑、施用石灰與施用堆肥的處理，銅、鋅、銅和鋅的相互作用皆會極顯著影響糙米中銅的濃度 (表 6)。本研究的結果與前人研究不盡相同，Sarkunan et al. (1989) 指出銅、鋅、銅和鋅的相互作用皆會影響穀粒中銅的濃度；Kim 和 McBride (2009) 的研究顯示除了銅和鋅的相互作用外，銅、鋅皆會顯著影響大豆中銅的濃度。

(一) 添加銅濃度 0 mg/kg

未施用改良劑下，未添加銅的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 或 400 mg/kg，糙米中銅的平均濃度介於 4.40 - 4.84 mg/kg，統計上未達到 5% 顯著水準 (圖 7a)，結果顯示當土壤未額外添加銅濃度，即原本土壤中全量銅濃度為 16.8 mg/kg 時，再額外添加鋅並不會影響糙米中銅的濃度。

施用石灰後，隨著鋅濃度的增加，糙米中銅的濃度呈現下降趨勢，糙米中銅的濃度由 4.86 ± 0.68 mg/kg (Cu 0 + Zn 0) 分別降低至 3.46 ± 0.76 mg/kg (Cu 0 + Zn 200) 與 2.71 ± 0.81 mg/kg (Cu 0 + Zn 400)，但只有添加鋅濃度 400 mg/kg 的處理有達到顯著差異。由此可知施用石灰下，土壤未額外添加銅濃度時，再添加鋅 400 mg/kg 會抑制糙米吸收銅。

施用堆肥的結果與施用石灰的結果相似，糙米中銅的濃度隨著鋅的增加而降低。添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg 至未添加銅的土壤，糙米中銅濃度分別為 2.15 mg/kg 及 1.18 mg/kg。由此顯示，施用堆肥後，添加鋅至未添加銅的土壤，鋅會

表 6、不同處理下銅和鋅二因子分析對糙米中銅濃度(mg/kg)的影響

Table 6. A two - way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on Cu concentration (mg/kg) of brown rice in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	***	***
Zn	***	***	***
Cu × Zn	**	***	***

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

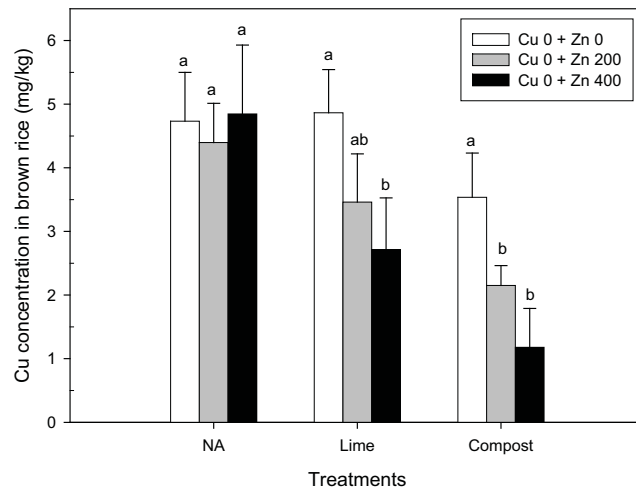
** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

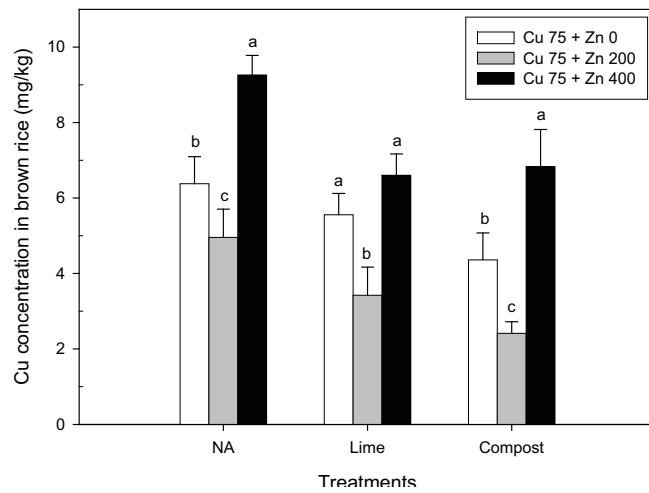
§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(a) Cu 0



(b) Cu 75



(c) Cu 150

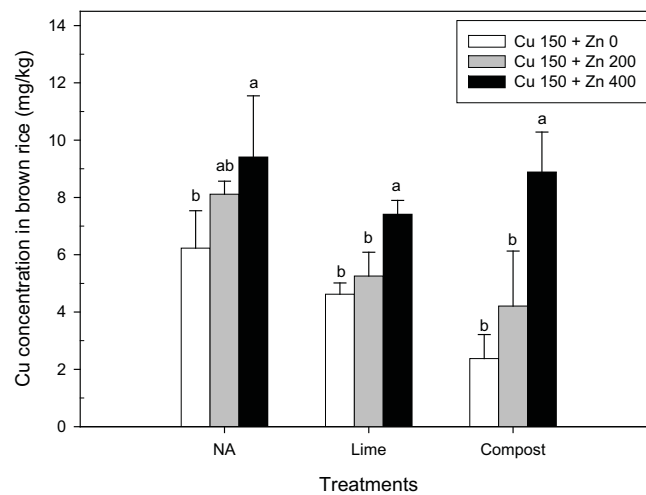


圖 7、不同處理下隨著鋅濃度的增加糙米中銅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 銅濃度 0 mg/kg, (b) 銅濃度 75 mg/kg, (c) 銅濃度 150 mg/kg

Fig. 7. Cu concentration (mg/kg) of brown rice with Zn addition in different treatments (a) Cu 0 mg/kg, (b) Cu 75 mg/kg, and (c) Cu 150 mg/kg



抑制糙米吸收銅。

(二)添加銅濃度 75 mg/kg

未施用改良劑下，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 會顯著降低糙米中銅的濃度，糙米中銅的濃度由 6.38 ± 0.72 mg/kg 降至 4.96 ± 0.75 mg/kg (圖 7b)；然而，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加 400 mg/kg 鋅卻會促進糙米吸收銅。添加鋅濃度 200 mg/kg 時，銅鋅的相互作用為拮抗作用，然而添加鋅濃度為 400 mg/kg 時，銅和鋅的相互作用則轉為協同作用。另一研究則指出混合添加鋅 (200、400 與 800 mg/kg)、銅 (50、100 與 200 mg/kg)、鎳 (25、50 與 100 mg/kg) 的土壤，穀粒中銅的濃度隨著鋅的增加而增加(Sarkunan et al., 1989)。不同的條件下，穀粒中銅和鋅的相互作用不同，可能為協同或拮抗作用。

施用石灰及堆肥後，糙米中銅濃度的趨勢與未施用改良劑的處理相同。添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 會抑制糙米中吸收銅。添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 400 mg/kg 則會促進糙米吸收鋅。

(三)添加銅濃度 150 mg/kg

未施用改良劑的情況下，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg，糙米中銅的濃度由 6.23 ± 1.31 mg/kg 上升至 8.11 ± 0.46 mg/kg (圖 7c)，但在統計上卻無顯著差異($p > 0.05$)。若再添加鋅 400 mg/kg，糙米中銅的濃度上升至 9.41 ± 2.14 mg/kg，且在統計上達到 5% 顯著水準。由此結果得知，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 400 mg/kg 會促進糙米吸收銅，本研究結果與 Sarkunan et al. (1989) 相似。

施用石灰與堆肥的結果也與未施用改良劑的處理一樣，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 並不會影響糙米對銅的吸收 ($p > 0.05$)，但是添加鋅濃度 400 mg/kg 會促進糙米吸收銅。綜合上述結果顯示，不管有無施用改良劑，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅濃度 400 mg/kg，鋅會促進糙米吸收銅。



(四)總結

雖然土壤添加銅濃度 0、200 或 400 mg/kg 時，再添加鋅 200 mg/kg 或鋅 400 mg/kg，鋅會促進或抑制糙米吸收銅。但大致上可歸納出，添加銅 75 mg/kg 或 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 400 mg/kg，鋅會促進糙米吸收銅。

二、水稻地上部

未施用改良劑的情況下，只有銅會顯著影響水稻地上部中銅的濃度，鋅、銅和鋅的相互作用則對水稻地上部中銅的濃度無影響(表 7)，Luo 和 Rimmer (1995) 的研究則顯示，銅、鋅不會影響大麥地上部中銅的濃度，銅和鋅的相互作用會顯著影響大麥中銅的濃度。另一研究則顯示，銅、鋅、銅和鋅的相互作用對稻稈中銅的濃度有顯著影響(Sarkunan et al., 1989)。施用石灰或施用堆肥下，銅和鋅的相互作用對水稻地上部中銅有顯著影響。

(一) 添加銅濃度 0 mg/kg

未施用改良劑的情況下，未添加銅的土壤，再添加鋅 200 或 400 mg/kg，會促進水稻地上部吸收銅(圖 8a)。另一研究卻顯示未添加銅的土壤，若添加鋅 10 mg/kg，大麥中銅的濃度會上升，但若鋅提高至 100 mg/kg，大麥地上部中銅的濃度則會下降(Luo and Rimmer, 1995)。Fageria (2002) 的研究結果則顯示添加鋅會抑制水稻地上部吸收銅、鈣與氮；添加鋅則會促進菜豆吸收銅。

施用石灰與堆肥下，未添加銅的土壤，再添加鋅 200 或 400 mg/kg，大致上並不會促進或抑制水稻地上部吸收銅。不同處理下水稻地上部中銅的平均濃度為 2.45 - 3.08 mg/kg (施用石灰) 與 1.49 - 2.22 mg/kg (施用堆肥)。

(二) 添加銅濃度 75 mg/kg

圖 8b 結果顯示未施用改良劑的情況下，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 或 400 mg/kg，並不會影響地上部中銅的濃度。Luo 和 Rimmer (1995) 的結果和本研究結果相似，其結果顯示添加銅 50 mg/kg 的土壤，再添加

表 7、不同處理下銅和鋅二因子分析對水稻地上部中銅濃度(mg/kg)的影響
 Table 7. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on Cu concentration (mg/kg) of shoot in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	***	***
Zn	NS	NS	***
Cu × Zn	NS	*	***

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

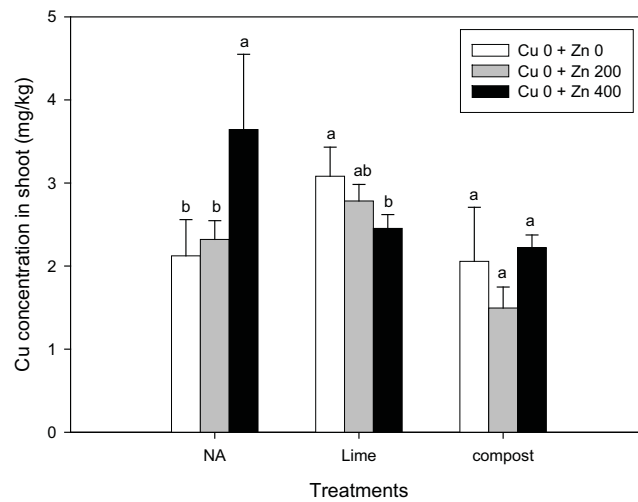
** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

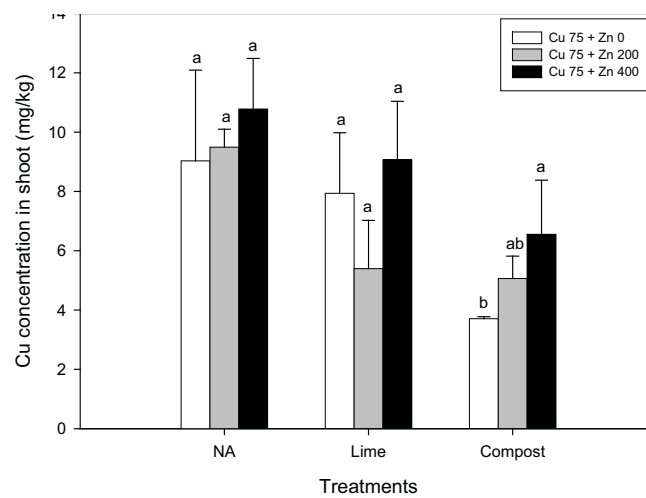
§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(a) Cu 0



(b) Cu 75



(c) Cu 150

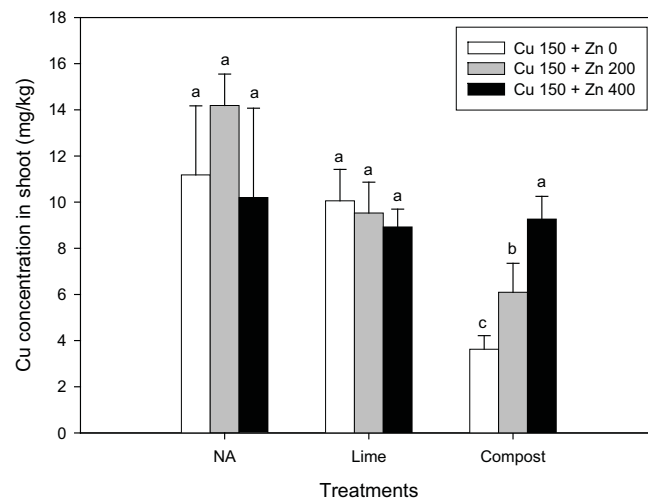


圖 8、不同處理下隨著鋅濃度的增加水稻地上部中銅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 銅濃度 0 mg/kg, (b) 銅濃度 75 mg/kg, (c) 銅濃度 150 mg/kg

Fig. 8. Cu concentration (mg/kg) of rice shoot with Zn addition in different treatments (a) Cu 0 mg/kg, (b) Cu 75 mg/kg, and (c) Cu 150 mg/kg

鋅濃度 10 或 100 mg/kg，大麥地上部中銅的濃度皆不受影響。然而 Sarkunan et al. (1989) 的結果卻發現，添加鋅會降低稻稈中銅的濃度。

施用石灰的處理，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅同樣的也不會促進或抑制水稻地上部吸收銅。然而施用堆肥後，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 400 mg/kg 會促進地上部吸收銅，此為協同作用。添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，水稻地上部中銅的濃度為 3.71 ± 0.07 mg/kg。再添加鋅濃度 200 mg/kg 及 400 mg/kg，水稻地上部中銅的濃度分別上升至 5.06 ± 0.75 mg/kg 及 6.55 ± 1.83 mg/kg，但只有添加鋅濃度 400 mg/kg 的處理有達統計上 5% 顯著差異。

(三) 添加銅濃度 150 mg/kg

未施用改良劑下，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，水稻地上部中銅的平均濃度介於 10.2 - 14.2 mg/kg (圖 8c)，且各處理間在統計上並無顯著差異。施用石灰後，雖然隨著鋅濃度的增加，水稻地上部中銅的濃度呈現下降趨勢，但是統計上未達到 5% 顯著差異。由上述得知，不管是未施用改良劑或施用石灰，水稻地上部中銅的濃度皆不受添加鋅濃度的影響。

施用堆肥下水稻地上部中銅的濃度有顯著變化。添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，水稻地上部中銅的濃度為 3.63 ± 0.58 mg/kg。隨著鋅濃度添加至 200 或 400 mg/kg，水稻地上部中銅的濃度分別增加至 6.09 ± 1.26 mg/kg 及 9.26 ± 0.96 mg/kg，且三種濃度處理間均達到 5% 顯著差異。由此結果可知施用堆肥下，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 或 400 mg/kg，鋅會促進水稻地上部吸收銅。

(四) 總結

大致上，未施用改良劑與施用石灰的情況下，不管土壤添加銅濃度為何，再添加鋅 200 或 400 mg/kg 並不會促進或抑制水稻地上部吸收銅。然而，施用堆肥後，添加銅濃度高於 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 或 400 mg/kg 會促進水稻地上部吸收銅。



三、稻根

綜合銅鋅二因子分析的結果(表 8)，不管有無施用石灰或堆肥，銅皆會影響稻根中銅的濃度($p < 0.001$)，銅和鋅的相互作用則不會對稻根中銅的濃度有影響。未施用改良劑與施用石灰下，鋅會顯著影響稻根中銅的濃度。

(一) 添加銅濃度 0 mg/kg

不管有無施用改良劑，所有處理下稻根中銅的濃度大約為 8 mg/kg (圖 9a)。未施用改良劑、施用石灰或施用堆肥下，銅鋅濃度處理間皆未達 5% 顯著差異。此結果顯示，稻根中銅的濃度並未受添加鋅的影響。

(二) 添加銅濃度 75 mg/kg

未施用改良劑下，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，稻根中銅的濃度最低，濃度為 32.4 ± 5.96 mg/kg (圖 9b)。再額外添加鋅濃度 200 mg/kg 或 400 mg/kg 時，稻根中銅的濃度分別上升至 47.0 ± 8.18 mg/kg 與 59.5 ± 12.2 mg/kg，但只有添加鋅濃度 400 mg/kg 的處理有顯著差異($p < 0.05$)。綜合上述結果得知，添加銅濃 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅濃度 400 mg/kg，鋅才會促進稻根吸收銅。

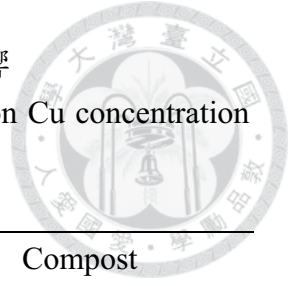
施用石灰與施用堆肥的結果相差不大。施用石灰下，稻根中銅的濃度為 41.5 ± 2.44 mg/kg (Cu 75 + Zn 0)、 33.5 ± 6.42 mg/kg (Cu 75 + Zn 200) 及 43.8 ± 10.3 mg/kg (Cu 75 + Zn 400)，且處理間未達顯著差異 ($p > 0.05$)。施用堆肥下，稻根中鋅的濃度也未達統計上 5% 顯著差異。結果顯示，施用石灰與施用堆肥後，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再額外添加鋅濃度 200 mg/kg 或 400 mg/kg，鋅不會促進或抑制稻根吸收銅。

(三) 添加銅濃度 150 mg/kg

未施用改良劑、施用石灰與施用堆肥下，雖然添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅濃度 200 mg/kg 或 400 mg/kg，稻根中銅的濃度有上升或下降的情形(圖 9c)，但是於各別處理(未施用改良劑、施用石灰或施用堆肥)下，不同銅鋅濃度

表 8、不同處理下銅和鋅二因子分析對水稻根部中銅濃度的影響

Table 8. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on Cu concentration (mg/kg) of rice root in different treatments



Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	***	***
Zn	*	**	NS
Cu × Zn	NS	NS	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

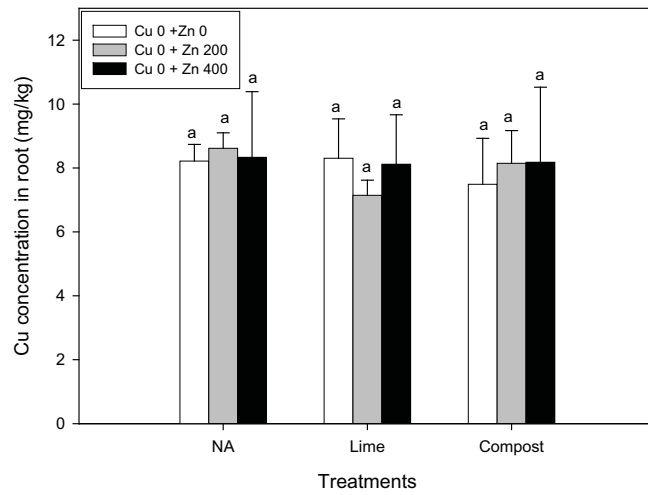
** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

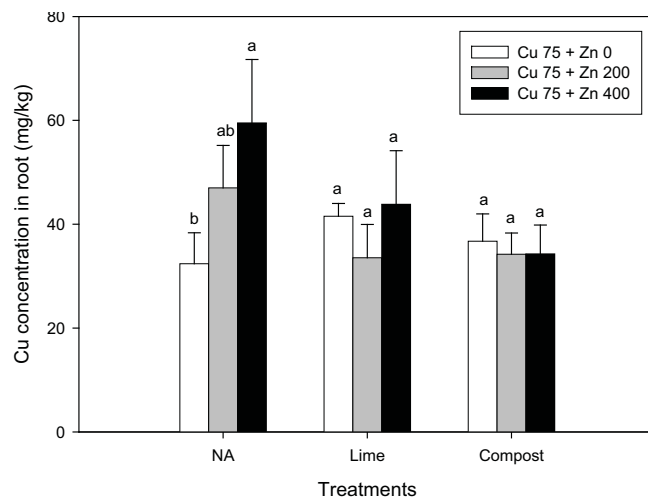
§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(a) Cu 0



(b) Cu 75



(c) Cu 150

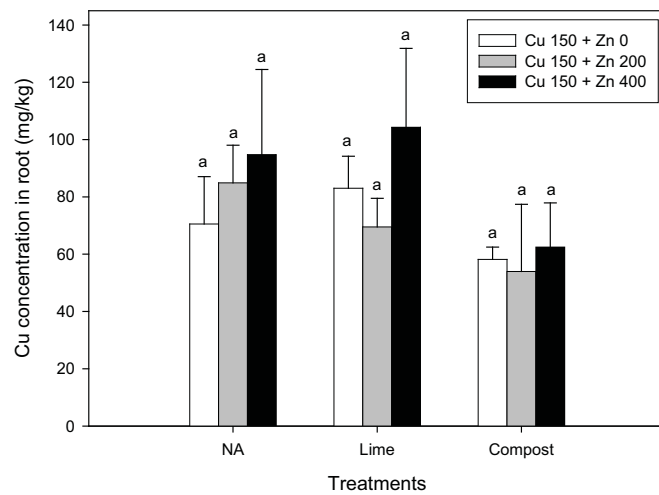


圖 9、不同處理下隨著鋅濃度的增加稻根中銅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 銅濃度 0 mg/kg, (b) 銅濃度 75 mg/kg, (c) 銅濃度 150 mg/kg

Fig. 9. Cu concentration (mg/kg) of rice root with Zn addition in different treatments (a) Cu 0 mg/kg, (b) Cu 75 mg/kg, and (c) Cu 150 mg/kg

處理間，稻根中銅的濃度皆未達統計上 5% 顯著水準。由此結果可知，不管有無施用改良劑，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 或 400 mg/kg 不會促進或抑制稻根吸收鋅。

四、總結

綜合銅和鋅相互作用對糙米、水稻地上部及稻根中銅的影響，可發現有無施用改良劑的情況下，添加鋅較會促進或抑制糙米吸收銅，其次為水稻地上部，再來為稻根，因此可知銅和鋅的相互作用對水稻各部位中銅的影響程度大致為糙米 > 水稻地上部 > 稻根。推測可能的原因為稻根先接觸到銅鋅，並累積大量銅鋅於根部或水稻根表面吸附銅鋅，阻擋大部分的金屬傳輸至穀粒中，因而土壤同時存有鋅時，並不會促進或抑制稻根吸收銅。水稻地上部（稻稈與葉）在水稻生理扮演的功能為傳輸養分，不易累積銅濃度，所以添加鋅也不會對水稻地上部中銅的濃度有太大影響。大部分的養分會運送至糙米，銅因而隨鋅的增加而有協同或拮抗作用。至於為何不同銅添加量下，水稻中銅和鋅的相互作用為協同或拮抗作用，則需進一步研究。

第七節、不同處理對水稻中鋅濃度的影響

一、糙米

本研究所有處理下糙米中鋅的平均濃度介於 31.2 - 47.3 mg/kg (圖 10)。根據臺灣地區農作物中重金屬含量調查結果(林浩潭, 1991)，臺灣地區糙米中鋅含量為 1.99 - 80 mg/kg (乾重為基準)，鋅的平均濃度為 39.2 ± 12.1 mg/kg。與上述文獻的結果對照，本研究糙米中鋅的濃度皆介於正常濃度範圍內。由此可知，水稻生長於銅濃度低於 150 mg/kg 及鋅濃度低於 400 mg/kg 的土壤，糙米應無食品安全之疑慮。

與糙米中銅的濃度相比，糙米中鋅的含量較高，因為相較於銅，鋅較易往地上部傳輸。大致而言，施用石灰及堆肥並不會降低糙米中鋅的濃度，糙米中鋅的

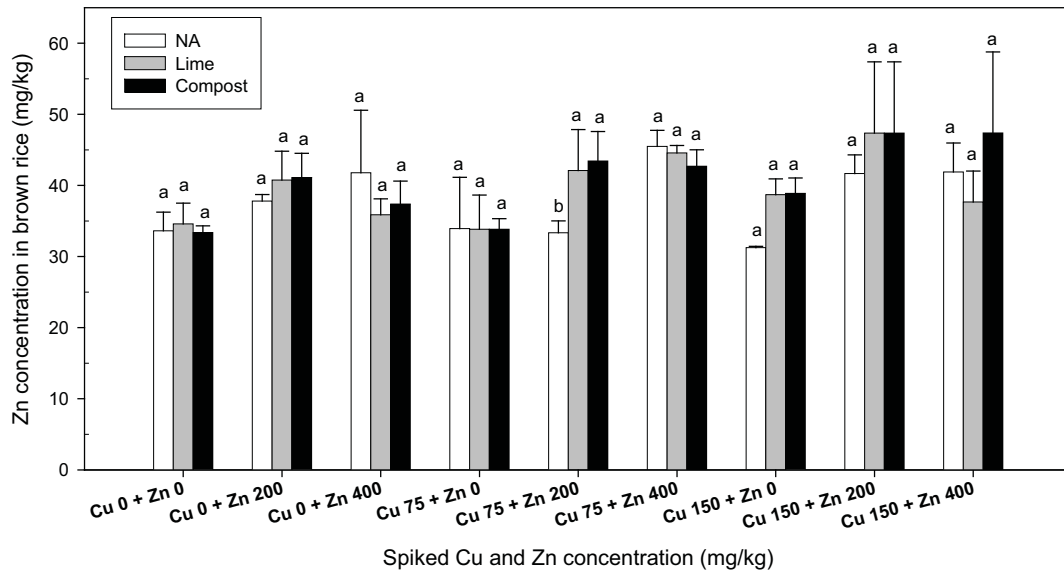
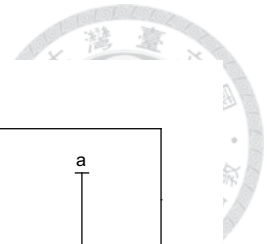


圖 10、不同處理下糙米中鋅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 10. Zn concentration (mg/kg) of brown rice in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))

濃度與未施用改良劑的處理大多未達統計上顯著差異。然而，卻有研究顯示施用石灰、綠肥與汙泥可降低番茄中鋅的濃度(Khan and Jones, 2008)。該研究的土壤為嚴重銅鋅污染的砂質壤土且 pH 值為 3.35，鋅的有效性高，作物不適合於此環境下生長。若施用改良劑後，土壤中有效性鋅降低，因而作物體中鋅的濃度也降低。反觀本研究的土壤為粉質黏壤土且為低度銅鋅污染土壤，所以施用石灰或堆肥對於降低糙米中鋅的濃度較無效果。

二、水稻地上部

未施用改良劑的情況下，添加鋅濃度 0 mg/kg 的處理，水稻地上部中鋅的平均濃度大約為 22.6 - 43.7 mg/kg，且隨著鋅濃度的增加，水稻地上部中鋅濃度也隨之增加（圖 11）。又由圖中可明顯得知，施用石灰及堆肥於添加鋅的土壤，大致上都可顯著降低水稻地上部中鋅的濃度，此結果與前人研究相似(Gu et al., 2011)。該研究指出施用飛灰與爐渣可降低稻稈與葉中鋅的含量。

三、稻根

未添加鋅的處理，稻根中鋅的平均濃度介於 37.3 - 56.8 mg/kg（圖 12）。當添加鋅濃度時，稻根中鋅的平均濃度上升至 140 - 380 mg/kg。施用石灰及堆肥幾乎都可以顯著降低稻根中鋅的濃度（未添加鋅的處理除外），此結果與水稻地上部中鋅的結果相似，原因為（1）施用石灰（ CaCO_3 ）後， Ca^{2+} 將土壤膠體上的 H^+ 及 Al^{3+} 置換出來，土壤 pH 值提高，釋出的 CO_3^{2-} 和鋅形成沉澱，使得鋅溶解度降低。（2）堆肥有鹼基化作用，所以土壤 pH 值會提高，鋅的溶解度下降。此外堆肥表面所富含的各種官能基如酚基、羧基與羥基，可與鋅形成鍵結(Alloway, 1995; Lee et al., 2004)

與水稻地上部及糙米中鋅濃度相比，稻根中鋅的濃度最高，其次為地上部，最後為糙米（圖 10 - 12）。前人研究也指出鋅在水稻體內濃度依序為：稻根 > 莖葉 > 稻穀 > 糙米 > 白米(許永瑜, 1990)。

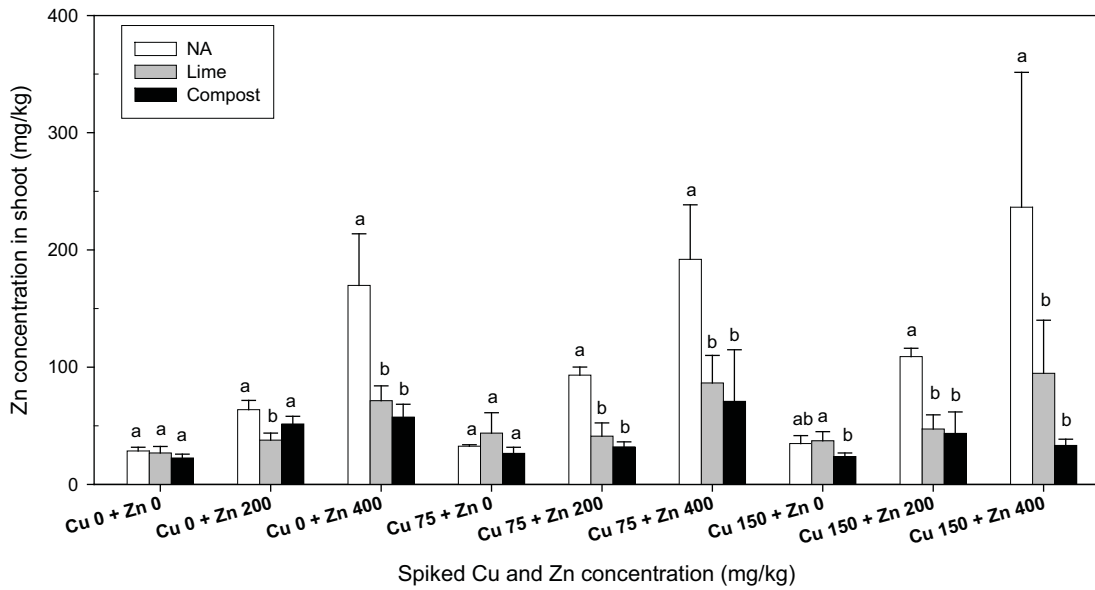
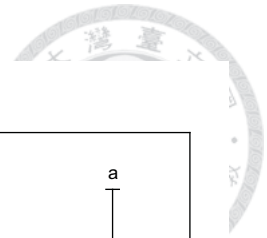


圖 11、不同處理下水稻地上部中鋅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 11. Zn concentration (mg/kg) of rice shoot in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))

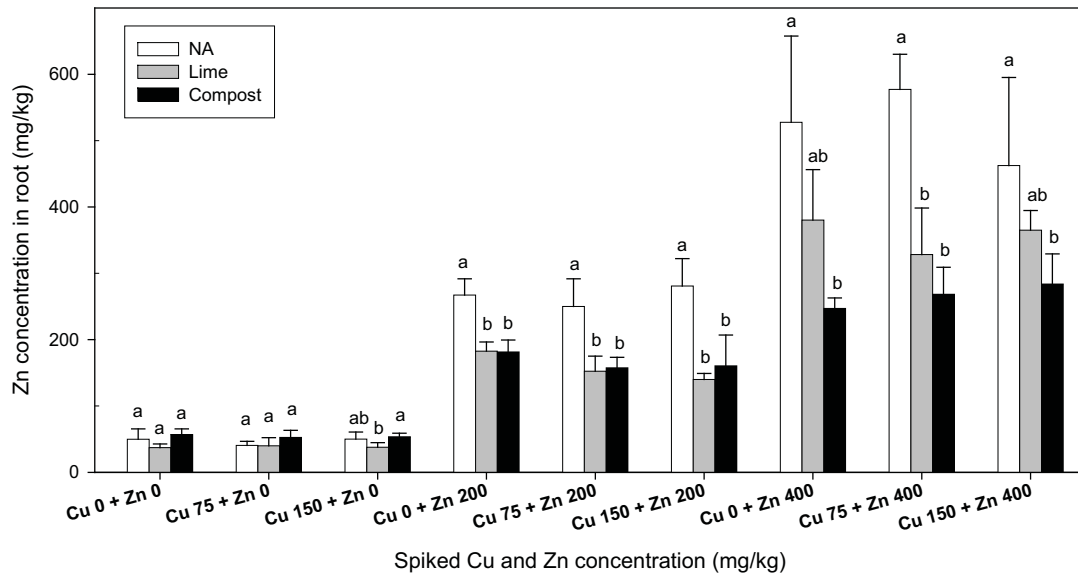
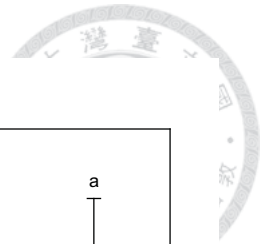


圖 12、不同處理下稻根中鋅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 12. Zn concentration (mg/kg) of rice root in different treatments.. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))



第八節、銅鋅相互作用對水稻中鋅濃度之影響

一、糙米

銅和鋅二因子分析對糙米中鋅濃度的結果顯示(表 9)，未施用改良劑的情況下，銅、鋅、銅和鋅的相互作用對糙米中鋅的濃度皆有極顯著影響($p < 0.01$)，此結果於前人研究相符(Sarkunan et al., 1989)。石灰及堆肥處理下，添加鋅會影響糙米中鋅的濃度，但只有在石灰處理，銅和鋅的相互作用對糙米中鋅的濃度有顯著影響。

(一) 添加鋅濃度 0 mg/kg

不管有無施用改良劑，未添加鋅的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，大致上不會促進或抑制糙米吸收鋅(圖 13a)。不同處理下糙米中鋅的平均濃度為 31.2 - 33.9 mg/kg(未施用改良劑)、33.8 - 38.7 mg/kg(施用石灰)與 33.4 - 38.9 mg/kg(施用堆肥)。

(二) 添加鋅濃度 200 mg/kg

由圖 14b 結果得知，未施用改良劑的情況下，添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，糙米中鋅濃度為 37.8 ± 0.92 mg/kg，若再添加銅濃度 75 mg/kg 會顯著降低糙米中鋅的濃度，鋅濃度為 33.3 ± 1.68 mg/kg。然而，提高添加銅濃度至 150 mg/kg 時，糙米中鋅濃度卻由 37.8 ± 0.92 mg/kg 上升至 41.7 ± 2.63 mg/kg，且達顯著差異($p < 0.05$)。結果顯示，添加銅濃度 75 mg/kg 會抑制糙米吸收鋅；但是添加銅濃度 150 mg/kg 卻會促進糙米吸收鋅。Sarkunan et al. (1989) 研究混合添加不同濃度銅(50、100 與 200 mg/kg)、鋅(200、400 與 800 mg/kg)與鎳(25、50 與 100 mg/kg)對水稻穀粒中銅濃度影響，發現添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，再額外添加銅 50、100 或 200 mg/kg 會促進穀粒吸收鋅。施用石灰或堆肥後，再添加銅 75 或 150 mg/kg 至添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，糙米中鋅的平均濃度為 40.2 - 42.1 mg/kg(施用石灰)與 41.1 - 47.4 mg/kg(施用堆肥)，且同一處理內，不同銅鋅濃

表 9、不同處理下銅和鋅二因子分析對糙米中鋅濃度(mg/kg)的影響

Table 9. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on Zn concentration (mg/kg) of brown rice in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	NS	*
Zn	***	**	***
Cu × Zn	*	*	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

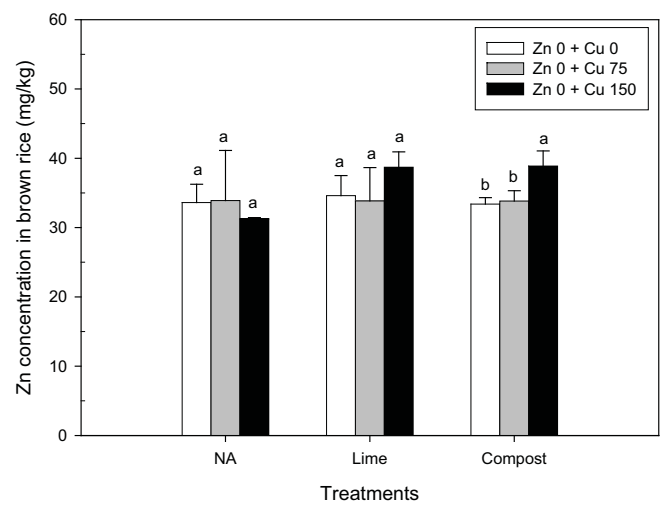
** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

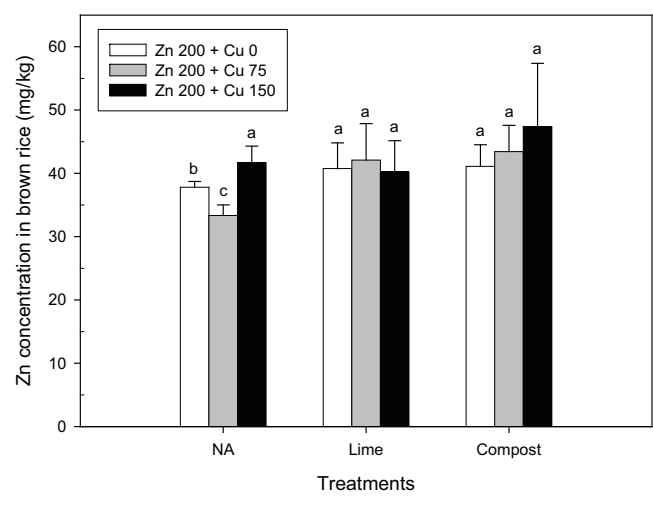
§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(a) Zn 0



(b) Zn 200



(c) Zn 400

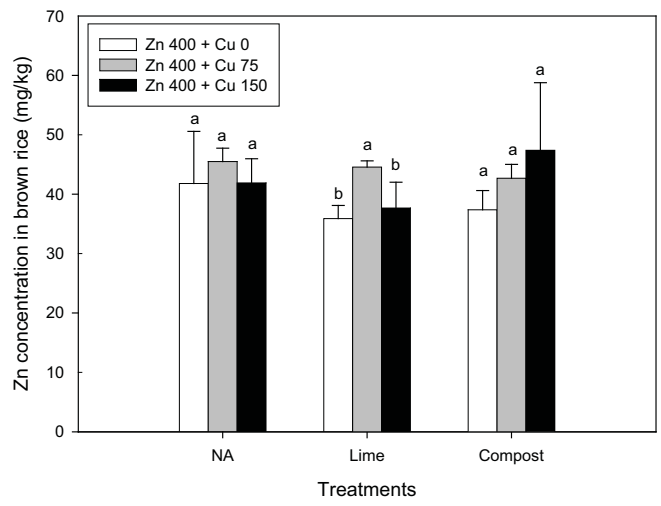


圖 13、不同處理下隨著銅濃度的增加糙米中鋅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 鋅濃度 0 mg/kg, (b) 鋅濃度 200 mg/kg, (c) 鋅濃度 400 mg/kg
Fig. 13. Zn concentration (mg/kg) of brown rice with Cu addition in different treatments (a) Zn 0 mg/kg, (b) Zn 200 mg/kg, and (c) Zn 400 mg/kg



度處理間並未達到 5% 顯著水準差異。

(三) 添加鋅濃度 400 mg/kg

添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，糙米中鋅的濃度為 41.8 ± 8.79 mg/kg (圖 13c)。若再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 至添加鋅 400 mg/kg 的土壤，糙米中鋅的濃度分別上升至 45.5 ± 2.25 mg/kg 及 41.9 ± 4.08 mg/kg，但在統計上未達顯著差異 ($p > 0.05$)。結果顯示，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅並不會促進或抑制糙米吸收鋅。前人的研究結果則顯示添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再添加銅會促進或抑制穀粒吸收鋅(Sarkunan et al., 1989)。

施用石灰下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再添加銅濃度 75 mg/kg 會促進糙米吸收鋅，然而再添加銅濃度 150 mg/kg 則不會促進糙米吸收鋅。施用堆肥下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，銅不會促進或抑制糙米吸收鋅，糙米中鋅的濃度介於 37.4 ± 3.23 mg/kg - 47.4 ± 11.4 mg/kg。

(四) 總結

大致上而言，不管有無施用改良劑，未添加鋅、添加鋅 200 mg/kg 或添加鋅 400 mg/kg 的土壤，再添加銅 75 mg/kg 或 150 mg/kg，不會促進或抑制糙米吸收鋅，推測原因為糙米較易累積鋅，所以添加銅對糙米中鋅濃度較無影響。

二、水稻地上部

未施用改良劑、施用石灰及施用堆肥的處理，鋅會顯著影響水稻中鋅的濃度 (表 10)。銅、銅和鋅的相互作用對水稻地上部中鋅的濃度則無顯著影響 ($p > 0.05$)。但是前人研究卻顯示銅和鋅的相互作用皆會顯著影響大豆、大麥地上部、稻稈中鋅的濃度(Luo and Rimmer, 1995; McBride and Kim, 2009; Sarkunan et al., 1989)。

表 10、不同處理下銅和鋅二因子分析對水稻地上部中鋅濃度(mg/kg)的影響
 Table 10. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on Zn concentration (mg/kg) of rice shoot in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	NS	NS	NS
Zn	***	***	***
Cu × Zn	NS	NS	NS

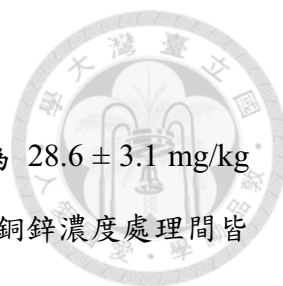
NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(一) 添加鋅濃度 0 mg/kg

未施用改良劑下，未添加鋅的土壤，水稻地上部鋅的濃度為 28.6 ± 3.1 mg/kg (圖 14a)，且地上部中鋅的濃度隨著銅的添加而上升，但不同銅鋅濃度處理間皆未達統計上 5% 顯著水準。結果顯示，添加銅並無法促進或抑制水稻地上部吸收鋅。然而卻有研究顯示，添加鋅 0 mg/kg 的土壤，再添加銅可促進大麥吸收鋅(Luo and Rimmer, 1995)。

施用石灰和堆肥後，雖然水稻地上部中鋅的濃度隨著銅的增加呈現先上升後下降之趨勢，但在石灰或堆肥下，各銅鋅濃度處理間皆未達到統計上顯著差異。此結果顯示施用石灰或堆肥，銅的存在並不會抑制或促進水稻地上部吸收鋅。

(二) 添加鋅濃度 200 mg/kg

未施用改良劑的處理，添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，水稻地上部中鋅的濃度由 63.8 ± 7.8 mg/kg 分別增加至 93.2 ± 6.8 mg/kg 及 109 ± 7 mg/kg (圖 14b)。Sarkunan et al. (1989) 的結果顯示，添加鋅 200 mg/kg 的土壤，再添加銅會促進稻稈吸收銅；Luo 和 Rimmer (1995) 的研究也同樣顯示，種植於單一或混合添加銅鋅的土壤，額外添加銅會促進大麥地上部吸收鋅。

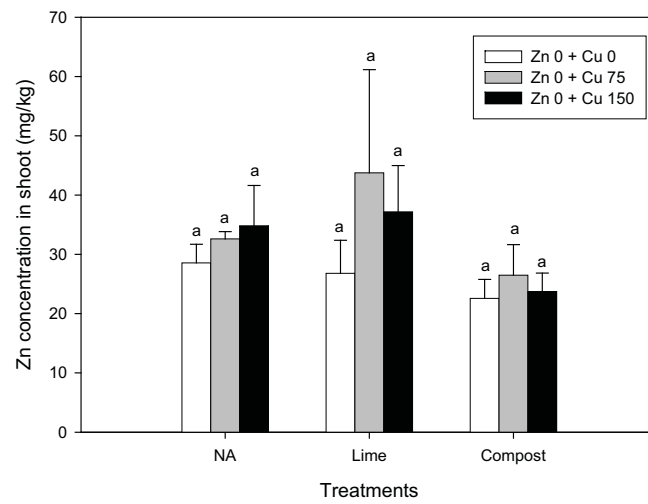
施用石灰與堆肥的處理，地上部中鋅的平均濃度分別介於 37.8 - 7.3 mg/kg 與 32.0 - 51.6 mg/kg。石灰或堆肥處理下，銅鋅濃度處理間皆未達顯著差異($p > 0.05$)，由此可知，施用石灰或堆肥下，添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，再額外添加銅 75 或 150 mg/kg 並不影響水稻地上部吸收鋅。

(三) 添加鋅濃度 400 mg/kg

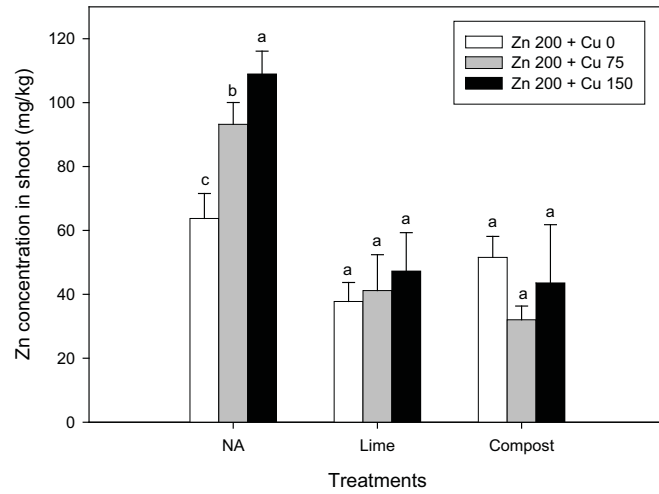
未施用改良劑下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅 75 或 150 mg/kg，水稻地上部中鋅的濃度由 170 ± 44 mg/kg 分別增加至 192 ± 47 mg/kg 及 236 ± 115 mg/kg，但是此三種濃度處理間皆未達顯著差異 ($p > 0.05$) (圖 14c)，表示添加銅並不會促進水稻地上部吸收鋅。然而卻有研究顯示，添加銅會促進稻



(a) Zn 0



(b) Zn 200



(c) Zn 400

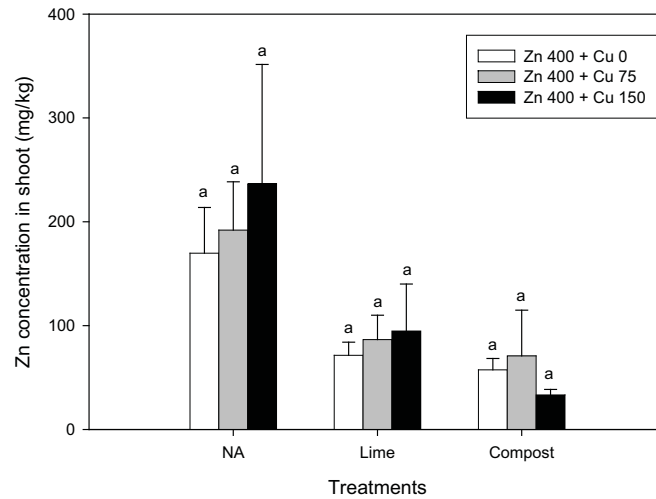


圖 14、不同處理下隨著銅濃度的增加水稻地上部中鋅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 鋅濃度 0 mg/kg, (b) 鋅濃度 200 mg/kg, (c) 鋅濃度 400 mg/kg

Fig. 14. Zn concentration (mg/kg) of rice shoot with Cu addition in different treatments (a) Zn 0 mg/kg, (b) Zn 200 mg/kg, and (c) Zn 400 mg/kg

稈吸收鋅(Sarkunan et al., 1989)，本研究結果與其相異的原因可歸咎於水稻品種不同及該文獻有再添加鎳於土壤，鎳可能會影響銅和鋅的相互作用。

施用石灰下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，水稻地上部中鋅的濃度為 71.4 ± 12.7 mg/kg。再添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 至鋅 400 mg/kg 的土壤，水稻地上部中鋅的濃度分別上升至 86.5 ± 23.5 mg/kg 及 94.8 ± 45.2 mg/kg，但均未達到顯著差異 ($p > 0.05$)。

施用堆肥的處理，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，水稻地上部中鋅的濃度先上升至 70.9 ± 44.0 mg/kg，之後降低至 33.2 ± 5.3 mg/kg，但此兩種處理卻未達顯著差異($p > 0.05$)。綜合前面二段的結果可知，不管有無施用改良劑，添加銅並不會促進或抑制水稻地上部吸收鋅。

三、稻根

由表 11 二因子分析結果可清楚得知，未施用改良劑與施用堆肥的結果相同，銅、銅和鋅的相互作用皆不會影響稻根中鋅的濃度 ($p > 0.05$)，但是鋅對稻根中鋅的濃度有極顯著影響。施用石灰後，銅、鋅、銅和鋅的相互作用皆會顯著影響稻根中鋅的濃度。

(一) 添加鋅濃度 0 mg/kg

未施用改良劑的情況下，未添加鋅的土壤，稻根中鋅的濃度 49.8 ± 15.7 mg/kg (圖 15a)。再添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，稻根中鋅的濃度分別為 40.6 ± 6.2 mg/kg 與 50 ± 11 mg/kg，此三種銅鋅濃度處理未達統計上顯著差異 ($p > 0.05$)。

施用石灰下，稻根中鋅的濃度分別為 37.3 ± 5.5 mg/kg (Zn 0 + Cu 0)、40.1 ± 12.2 mg/kg (Zn 0 + Cu 75) 與 37.8 ± 7.0 mg/kg (Zn 0 + Cu 150)，且皆未達顯著差異 ($p > 0.05$)。施用堆肥的處理，未添加鋅的土壤，再額外添加銅濃度 75 mg/kg，稻根中鋅的濃度由 56.8 ± 8.61 mg/kg 降低至 52.7 ± 10.7 mg/kg ($p > 0.05$)。若再

表 11、不同處理下銅和鋅二因子分析對稻根中鋅濃度(mg/kg)的影響

Table 11. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on Zn concentration (mg/kg) of rice root in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	NS	**	NS
Zn	***	***	***
Cu × Zn	NS	*	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

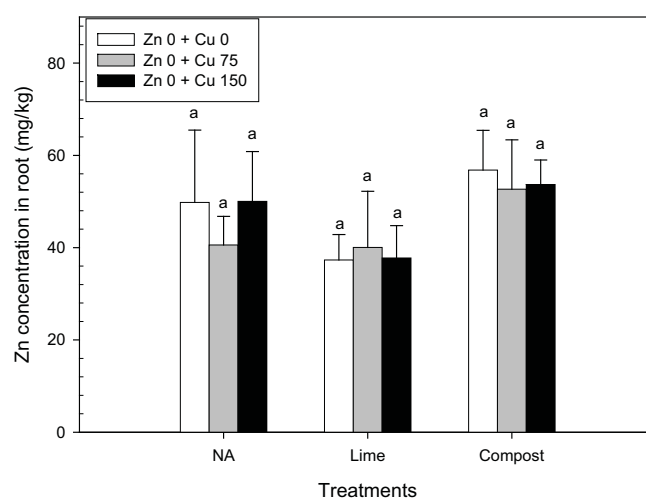
** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

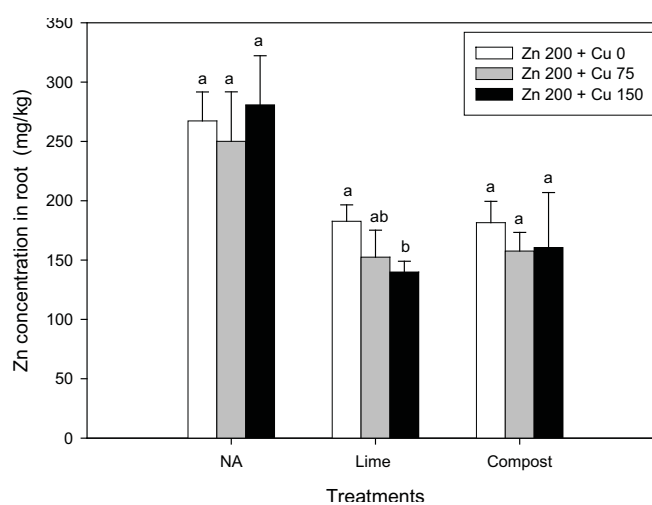
§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(a) Zn 0



(b) Zn 200



(c) Zn 400

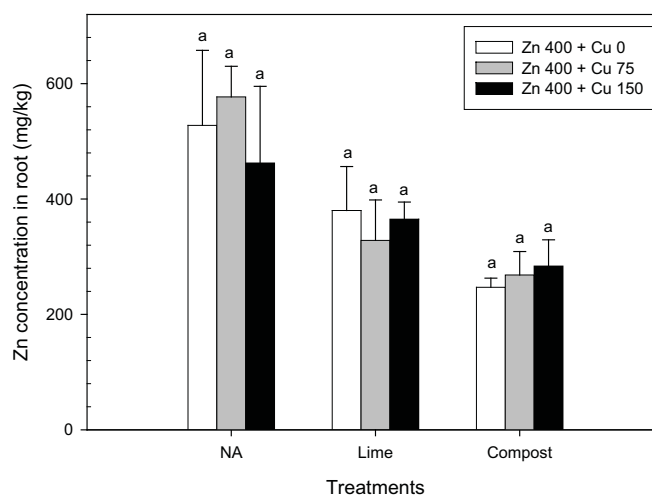


圖 15、不同處理下隨著銅濃度的增加稻根中鋅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 鋅濃度 0 mg/kg, (b) 鋅濃度 200 mg/kg, (c) 鋅濃度 400 mg/kg

Fig. 15. Zn concentration (mg/kg) in rice root with Cu addition in different treatments (a) Zn 0 mg/kg, (b) Zn 200 mg/kg, and (c) Zn 400 mg/kg

添加銅濃度 150 mg/kg，稻根中鋅的濃度為 53.7 ± 5.3 mg/kg，同樣的也未達統計上 5 % 顯著水準。總括而言，未施用改良劑、施用石灰或施用堆肥下，再添加銅至未添加鋅的土壤，並不會促進或抑制稻根吸收鋅。

(二)添加鋅濃度 200 mg/kg

添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，稻根中鋅的平均濃度分別為 250 - 281 mg/kg (未施用改良劑)、140 - 183 mg/kg (施用石灰) 與 140 - 183 mg/kg (施用堆肥) (圖 15b)。大致上，同一鋅濃度處理間未達顯著差異 ($p > 0.05$)，顯 不管有無施用石灰或堆肥，添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，銅不會促進或抑制稻根吸收鋅。然而，前人研究的水耕試驗發現，鋅濃度分別為 0.5、1.0 與 2.0 μ M 時，再添加銅會抑制小麥根部吸收鋅(Brar and Sekhon, 1976)。

(三)添加鋅濃度 400 mg/kg

未施用改良劑與施用石灰、施用堆肥的結果相似，添加鋅 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 並不會促進或抑制稻根吸收鋅 (圖 15c)。未施用改良劑下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，稻根中鋅的濃度為 528 ± 130 mg/kg。若再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，稻根中鋅的濃度分別為 577 ± 53 mg/kg 與 462 ± 133 mg/kg，上述三種不同銅鋅濃度處理間皆未達 5 % 顯著差異。

施用石灰下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，稻根中鋅的濃度由 380 ± 76 mg/kg 分別降低至 328 ± 70 mg/kg 及 365 ± 30 mg/kg，然而此三種處理間卻無顯著差異 ($p > 0.05$)。施用堆肥的情況下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，稻根中鋅的平均濃度介於 247 - 284 mg/kg，且不同銅鋅濃度處理間皆未達統計上 5 % 顯著水準。

四、總結

綜合銅和鋅相互作用對糙米、水稻地上部及稻根中鋅的結果，可發現不管有

無施用施用改良劑，添加銅較易促進或抑制糙米吸收鋅，相反的添加銅較不易促進或抑制糙米吸收鋅，所以銅和鋅的相互作用對水稻各部位中鋅的影響程度為糙米 > 水稻地上部 \approx 稻根。相較於添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 400 mg/kg 會促進糙米中銅濃度而言，添加銅較不會影響糙米中鋅的濃度，可推知鋅對銅的影響比銅對鋅的影響大。

第九節、不同處理下青梗白菜生長情形

青梗白菜種植期間為 2011 年 10 月，臺北天候狀況不佳，時陰時晴。所以於少數處理之青梗白菜葉片呈現灼燒現象，但這並不影響青梗白菜生長。單一添加或混合添加銅鋅的土壤，施用堆肥與未施用改良劑的青梗白菜乾重大都未達顯著差異 ($p > 0.05$) (圖 16)，且生長期間未受蚜蟲危害。然而施用石灰後，不管單一添加或混合添加銅鋅的土壤，青梗白菜的乾重大致上皆顯著低於未施用改良劑的處理，青梗白菜的植株皆矮小，生長狀況最差且易受到蚜蟲危害。由於本實驗有測定土壤 pH 值 (圖 17) 發現施用石灰的土壤，土壤平均 pH 值介於 6.51 - 7.06，大致都顯著高於未施用改良劑 (pH 4.85 - 5.78) 與施用堆肥 (pH 5.70 - 6.60) 的處理，推知應是土壤 pH 值為鹼性，造成青梗白菜生長狀況欠佳。

第十節、銅鋅相互作用對青梗白菜乾重之影響

二因子分析結果顯示 (表 12) 未施用改良劑的處理，銅、鋅、銅和鋅的相互作用皆會顯著影響青梗白菜乾重。但施用石灰後，銅、鋅、銅和鋅的相互作用則不會影響青梗白菜乾重，原因為青梗白菜生長不佳以致無法吸收銅和鋅。施用堆肥後，銅、鋅、銅和鋅的相互作用也不會影響青梗白菜乾重，應為堆肥與銅或鋅產生鍵結。

未施用改良劑的情況下，添加銅濃度 0 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 mg/kg 或 400 mg/kg，青梗白菜乾重由 2.27 ± 0.47 g/pot 分別降低至 1.16 ± 0.37 g/pot 與 1.92 ± 0.76 g/pot (表 13)。添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 或

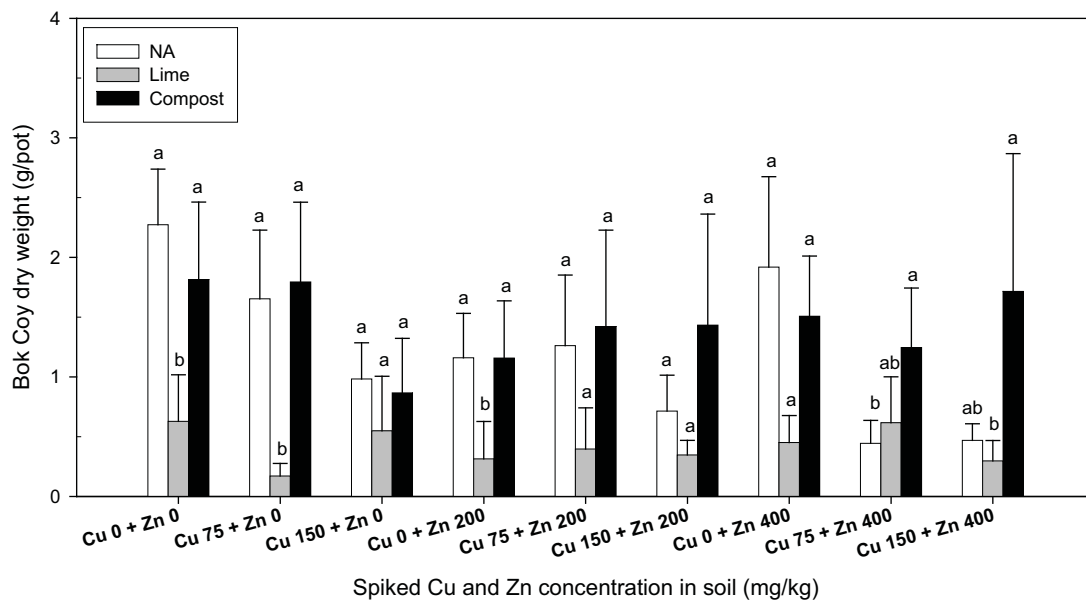


圖 16、不同處理下青梗白菜乾重 (g/pot) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 16. Dry weight of Bok Coy (g/pot) in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration)

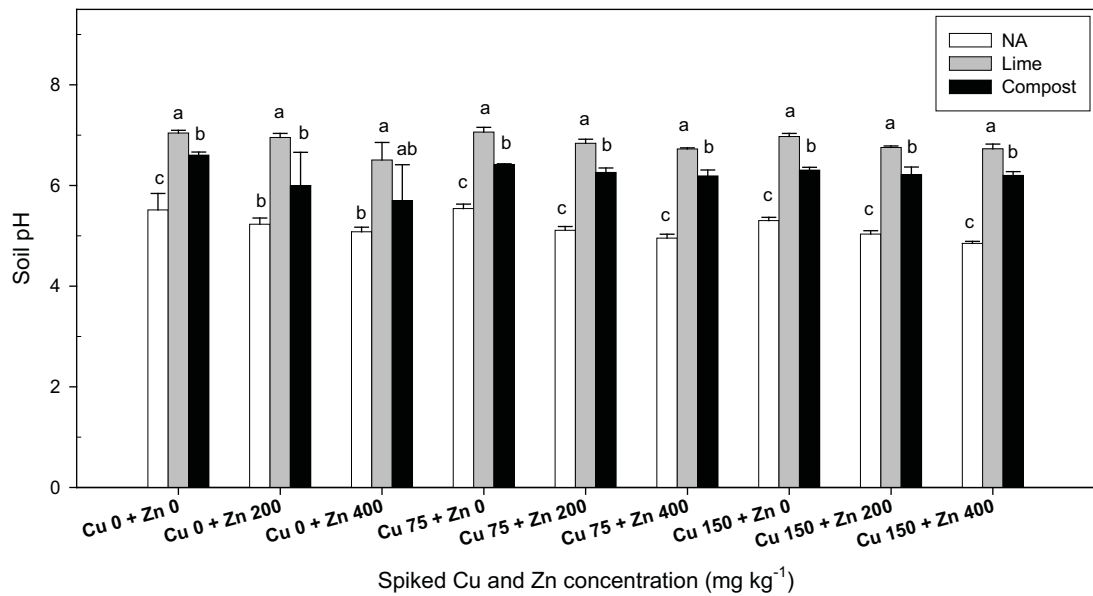


圖 17、水稻收穫後不同處理下土壤 pH 值

Fig. 17. Soil pH in different treatments after rice was harvested. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration)

表 12、不同處理下銅和鋅二因子分析對青梗白菜乾重(g/pot)的影響

Table 12. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the Bok Coy dry weight (g/pot) in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	NS	NS
Zn	**	NS	NS
Cu ×Zn	*	NS	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.

400 mg/kg, 青梗白菜乾重隨著鋅的增加而呈現下降趨勢。此外, 分別添加鋅濃度 0、200 或 400 mg/kg 的土壤, 青梗白菜之乾重也隨著銅的增加呈現下降趨勢。顯示, 添加銅或鋅會使青梗白菜重量減少。混合添加銅鋅濃度時, 青梗白菜的乾重最低, 乾重分別為 0.44 ± 0.19 g/pot(混合添加銅濃度 75 mg/kg 與鋅 400 mg/kg) 及 0.47 ± 0.14 g/pot (混合添加銅濃度 150 mg/kg 與鋅 400 mg/kg)。此結果顯示未施用改良劑下, 混合添加銅鋅會使青梗白菜乾重減少。

施用石灰後, 未添加銅、添加銅 75 mg/kg 或添加銅 150 mg/kg 的土壤, 再分別添加鋅 200 mg/kg 或鋅 400 mg/kg, 青梗白菜乾重並未隨著鋅的增加而降低。未添加鋅、添加鋅 200 mg/kg 或鋅 400 mg/kg 的土壤, 再分別額外添加銅 75 mg/kg 或 150 mg/kg, 青梗白菜乾重並未隨著銅的增加而降低。所有處理下, 青梗白菜之平均乾重介於 0.17 - 0.63 g/pot, 且所有處理間皆未達顯著差異 ($p > 0.05$)。施用堆肥的結果與施用石灰的結果相似, 青梗白菜之平均乾重介於 0.55 - 1.81 g/pot, 且所有處理間皆未達顯著差異 ($p > 0.05$)。由結果可知施用石灰或施用堆肥下, 單一或混合添加銅鋅並不會抑制青梗白菜生長。

第十一節、不同處理下青梗白菜中銅的濃度

不管有無施用石灰或堆肥, 未添加銅的土壤(Cu 0 + Zn 0、Cu 0 + Zn 200 與 Cu 0 + Zn 400 的處理), 青梗白菜中銅的濃度皆低於 10 mg/kg (圖 18)。土壤添加銅 75 或 150 mg/kg 後, 青梗白菜中銅的濃度增加。施用堆肥於添加銅的土壤, 青梗白菜中銅的平均濃度大致低於未施用改良劑的處理。施用石灰則可顯著降低青梗白菜中銅的濃度, 造成此結果原因為施用石灰的處理, 青梗白菜生長不佳, 以致青梗白菜無法吸收銅。

表 13、不同處理下銅和鋅相互作用對青梗白菜乾重(g/pot)的影響
 Table 13. The effect of Cu - Zn interaction on Bok Coy dry weight (g/pot)

Treatments§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	2.27 ± 0.47 a#	0.63 ± 0.39 a	1.81 ± 0.65 a
	Zn 200	1.16 ± 0.37 cde	0.31 ± 0.31 a	1.16 ± 0.48 a
	Zn 400	1.92 ± 0.76 ab	0.45 ± 0.23 a	1.51 ± 0.50 a
Cu 75	Zn 0	1.65 ± 0.57 abc	0.17 ± 0.11 a	1.79 ± 0.67 a
	Zn 200	1.26 ± 0.59 bcd	0.40 ± 0.34 a	1.42 ± 0.81 a
	Zn 400	0.44 ± 0.19 e	0.62 ± 0.38 a	1.25 ± 0.50 a
Cu 150	Zn 0	0.98 ± 0.30 cde	0.55 ± 0.46 a	0.55 ± 0.46 a
	Zn 200	0.67 ± 0.30 de	0.35 ± 0.12 a	1.43 ± 0.93 a
	Zn 400	0.47 ± 0.14 e	0.30 ± 0.17 a	1.72 ± 1.15 a

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

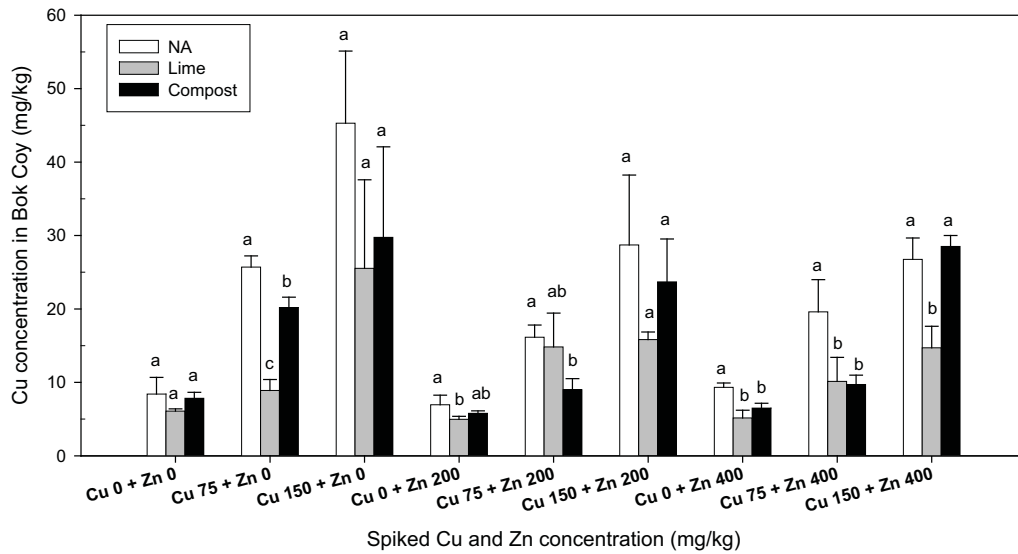
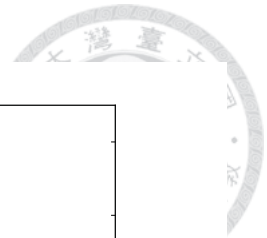



圖 18、不同處理下青梗白菜中銅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 18. Cu concentration (mg/kg) of Bok Coy in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))



不管有無施用改良劑，未添加銅的處理，青梗白菜中銅的濃度大致皆低於 10 mg/kg。若再額外添加銅 75 mg/kg 或 150 mg/kg，青梗白菜中銅的濃度則超過 10 mg/kg。一般葉菜中銅的濃度大約為 4.64 mg/kg (乾重) (林浩潭, 1991)，本實驗所有處理大致都超過此濃度。雖然青梗白菜種植期間有控制水分，但本實驗進行過程中為了抽取土壤溶液，而加入水直至可順利抽取土壤溶液，因而土壤處於濕潤的狀態。此外本實驗於 2011 年 10 月進行，此期間臺北天候不佳，10 月日照時數僅有 53.3 小時 (中央氣象局, 2012)，因此土壤難以乾燥。在此濕潤土壤的情況下，銅容易溶解出來並以離子態存在，因而青梗白菜吸收大量銅。林浩潭 (1991) 指出植物體中銅的毒害濃度為 25 - 30 mg/kg，對照本實驗結果可知，青梗白菜可能受到銅毒害。

第十二節、銅鋅相互作用對青梗白菜中銅的影響

未施用改良劑的處理，銅、鋅、銅和鋅對青梗白菜中銅的濃度有顯著影響 (表 14)。施用石灰的處理，銅、銅和鋅的相互作用對青梗白菜中銅的濃度無影響。施用堆肥的情況下，銅與鋅則對青梗白菜中銅的濃度有顯著影響

一、添加銅濃度 0 mg/kg

未施用改良劑下，未添加銅的土壤，青梗白菜中銅的濃度為 8.41 ± 2.26 mg/kg。再額外添加鋅 200 或 400 mg/kg，青梗白菜中銅的濃度分別為 6.95 ± 1.31 mg/kg 及 9.33 ± 0.59 mg/kg，且均未達顯著差異 (圖 19a)。施用石灰後，青梗白菜中銅的平均濃度介於 4.94 - 6.09 mg/kg，且各濃度處理間未達顯著差異 ($p > 0.05$)。

施用堆肥後，青梗白菜中銅的濃度隨著鋅的增加而顯著下降。未添加銅的土壤，青梗白菜中銅的濃度為 8.41 ± 2.26 mg/kg，再添加鋅 200 或 400 mg/kg，青梗白菜中銅的濃度分別降低至 5.79 ± 0.34 mg/kg 及 6.50 ± 0.67 mg/kg，且均達

表 14、不同處理下銅和鋅二因子分析對青梗白菜中銅濃度(mg/kg)的影響

Table 14. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the Cu concentration (mg/kg) of Bok Coy in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	***	***
Zn	***	NS	*
Cu ×Zn	**	*	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

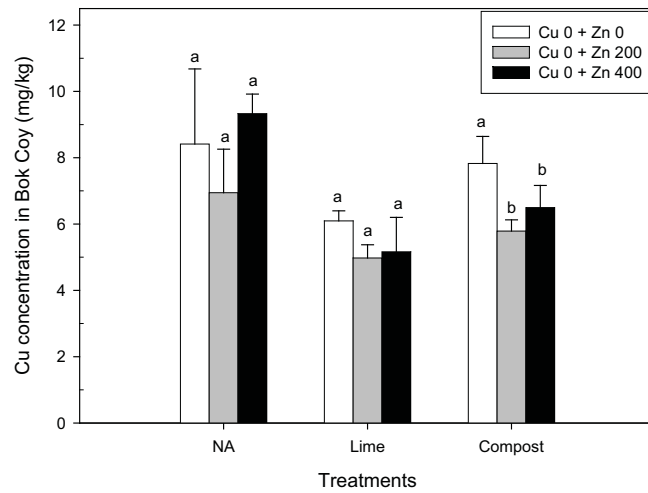
** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

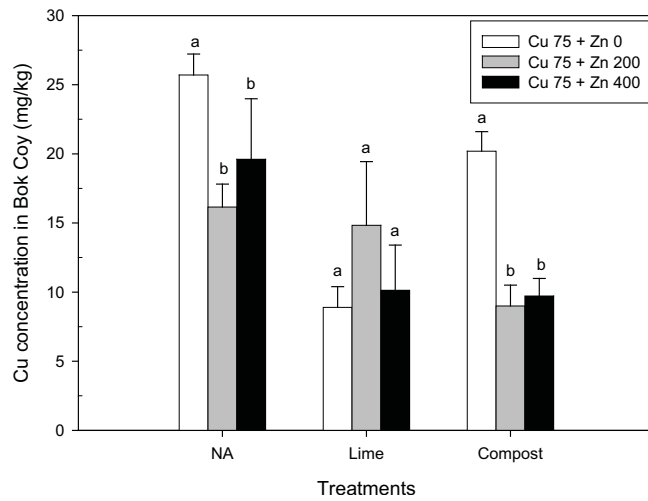
§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(a) Cu 0



(b) Cu 75



(c) Cu 150

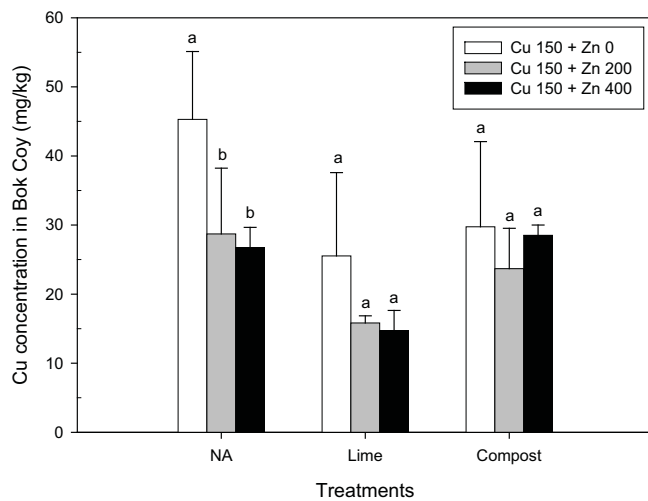


圖 19、不同處理下隨著鋅濃度的增加青梗白菜中銅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 銅濃度 0 mg/kg, (b) 銅濃度 75 mg/kg, (c) 銅濃度 150 mg/kg

Fig. 19. Cu concentration (mg/kg) of Bok Coy with Zn addition in different treatments (a) Cu 0 mg/kg, (b) Cu 75 mg/kg, and (c) Cu 150 mg/kg

統計上 5% 顯著水準，此結果與糙米中銅濃度的結果相似。綜合上述兩段的結果可知，未施用改良劑與施用石灰，添加鋅並不會影響青梗白菜中銅的濃度。但若施用堆肥，添加鋅則會抑制青梗白菜吸收銅。



二、添加銅濃度 75 mg/kg

未施用改良劑的情況下，添加銅 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 或 400 mg/kg，青梗白菜中銅的濃度由 25.7 ± 1.5 mg/kg 分別降低至 16.1 ± 1.7 mg/kg 及 19.6 ± 4.38 mg/kg，且均達顯著差異 ($p < 0.05$) (圖 19b)，顯示添加鋅會抑制青梗白菜吸收銅，此為拮抗作用。

施用石灰下，添加銅 75 mg/kg 的土壤，再額外添加鋅 200 或 400 mg/kg，鋅則不會抑制青梗白菜吸收銅。施用堆肥的結果與未施用改良劑的結果相似，添加鋅皆可降低青梗白菜中銅的濃度，青梗白菜中銅的濃度由 20.2 ± 1.4 mg/kg (Cu 75 + Zn 0) 分別顯著降低至 9.00 ± 1.51 mg/kg (Cu 75 + Zn 200) 與 9.72 ± 1.27 mg/kg (Cu 75 + Zn 400)。

總括而言，未施用改良劑下，添加銅 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅 200 或 400 mg/kg 會抑制青梗白菜吸收銅。對照本實驗水稻的結果可發現，不管有無施用石灰或堆肥，添加銅 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅濃度 200 mg/kg 會抑制糙米吸收銅；添加鋅濃度 400 mg/kg 則會促進糙米吸收銅，由此可知添加鋅對青梗白菜與糙米吸收銅 (圖 7) 有不同的影響，銅和鋅的相互作用在水稻及青梗白菜之間有極大差別。

三、添加銅濃度 150 mg/kg

未施用改良劑的情況下，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，青梗白菜中銅的濃度為 45.3 ± 9.82 mg/kg (圖 19c)，再添加鋅 200 或 400 mg/kg，青梗白菜中銅的濃度分別顯著降低至 28.7 ± 9.52 mg/kg 與 26.7 ± 2.91 mg/kg。由此可知，未施用改良劑下，添加鋅 200 或 400 mg/kg 會抑制青梗白菜吸收銅。然而，本試驗糙

米中銅濃度的結果卻與此結果相反，添加鋅會促進糙米吸收鋅。

反觀施用石灰與堆肥後，添加鋅則對青梗白菜中銅濃度沒有影響。施用石灰的處理，青梗白菜中銅的平均濃度介於 14.7 - 25.5 mg/kg，且未達顯著差異 ($p > 0.05$)。施用堆肥的處理，青梗白菜中銅的平均濃度介於 23.8 - 29.7 mg/kg，且未達顯著差異。

第十三節、不同處理下青梗白菜中鋅的濃度

未添加鋅的土壤 (Cu 0 + Zn 0、Cu 75 + Zn 0 與 Cu 150 + Zn 0)，青梗白菜中鋅的平均濃度低於 55 mg/kg (圖 20)，高於一般蔬菜的平均鋅濃度 38.1 mg/kg(乾重) (林浩潭，1991)。不管有無施用石灰或堆肥，隨著添加鋅濃度的增加，青梗白菜中鋅的濃度也隨之增加。

未施用改良劑下，添加鋅的土壤，青梗白菜中鋅的平均濃度介於 223 - 751 mg/kg。大致上而言，施用堆肥於添加鋅的土壤，青梗白菜中鋅的濃度低於與未施用改良劑的處理。施用石灰可顯著降低青梗白菜中鋅的濃度，原因為青梗白菜生長狀況不佳，導致鋅的吸收量下降。雖然施用石灰與堆肥可降低青梗白菜中鋅的濃度，但青梗白菜中鋅的濃度仍高於一般蔬菜平均鋅濃度。造成青梗白菜累積大量鋅的原因為實驗過程中收集土壤溶液。Paugh et al. (2002) 與林浩潭 (1991) 分別指出植物體受鋅毒害的濃度為 > 100 mg/kg 及 500 - 1500 mg/kg，與本實驗結果對照可知，幾乎所有的處理下，青梗白菜受到鋅的毒害而減產。此外，Kabata-Pendias 與 Pendias (2000) 也指出鋅濃度介於 150 - 200 mg/kg 會使鋅敏感作物減產，且當鋅濃度介於 100 - 500 mg/kg，作物產量會減少 10%。

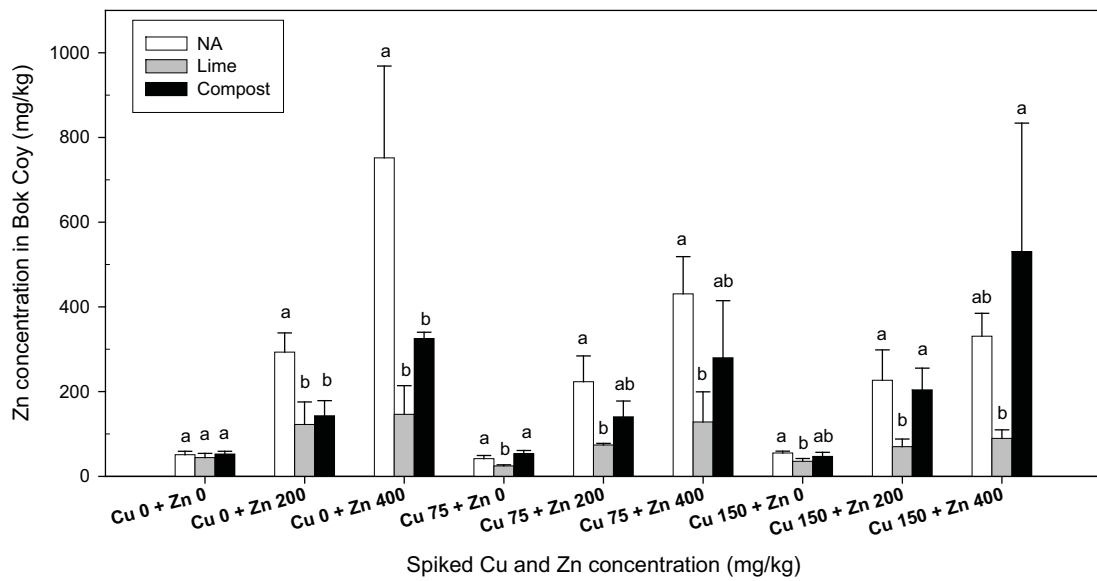


圖 20、不同處理下青梗白菜中鋅濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 20. Zn concentration (mg/kg) of Bok Coy in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))

第十四節、銅鋅相互作用對青梗白菜中鋅的影響

二因子分析對青梗白菜中鋅濃度的結果(表 15)顯示，不管有無施用改良劑，鋅皆會顯著影響青梗白菜中鋅的濃度。未施用改良劑的處理，銅和鋅的相互作用會影響青梗白菜中鋅的濃度，施用石灰與堆肥後，銅和鋅的相互作用消失。

一、添加鋅濃度 0 mg/kg

未施用改良劑下，未添加鋅的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，青梗白菜中鋅的濃度分別下降至 41.7 ± 7.6 mg/kg 及上升至 55.1 ± 4.3 mg/kg，但是皆未達顯著差異 ($p > 0.05$) (圖 21a)，結果顯示添加銅並不會促進或抑制青梗白菜中吸收鋅。施用石灰與堆肥後，未添加鋅的土壤，再添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，大致上也不會促進或抑制青梗白菜吸收鋅。青梗白菜中鋅的平均濃度為 24.1 - 44.7 mg/kg (石灰處理) 與 47.0 - 53.6 mg/kg (堆肥處理)。

二、添加鋅濃度 200 mg/kg

總括而言，不管有無施用石灰或堆肥，添加銅並不會影響青梗白菜中鋅的濃度(圖 21b)。青梗白菜中鋅的平均濃度分別介於 223 - 293 mg/kg (未施用改良劑)、69.9 - 122 mg/kg (施用石灰) 和 140 - 204 mg/kg (施用堆肥)，且同一鋅濃度處理間均未達顯著差異 ($p > 0.05$)，此結果與糙米中鋅濃度的結果相似。顯示不管有無施用石灰或堆肥，添加鋅 200 mg/kg 的土壤，再額外添加銅 75 或 150 mg/kg，銅不會抑制或促進青梗白菜吸收鋅。

三、添加鋅濃度 400 mg/kg

未施用改良劑的情況下，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，大致上銅不會抑制青梗白菜吸收鋅 (圖 21c)。施用石灰後，青梗白菜中鋅的平均濃度介於 89.4 - 146 mg/kg，處理間皆未達統計上 5% 顯著水準。施用堆肥後，青梗白菜中鋅的平均濃度介於 280 - 530 mg/kg，處理間皆未達顯著差異。此結果與糙米中鋅濃度的結果相同。

表 15、不同處理下銅和鋅二因子分析對青梗白菜中鋅濃度(mg/kg)的影響

Table 15. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the Zn concentration (mg/kg) of Bok Coy in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	NS	NS
Zn	***	***	***
Cu ×Zn	***	NS	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

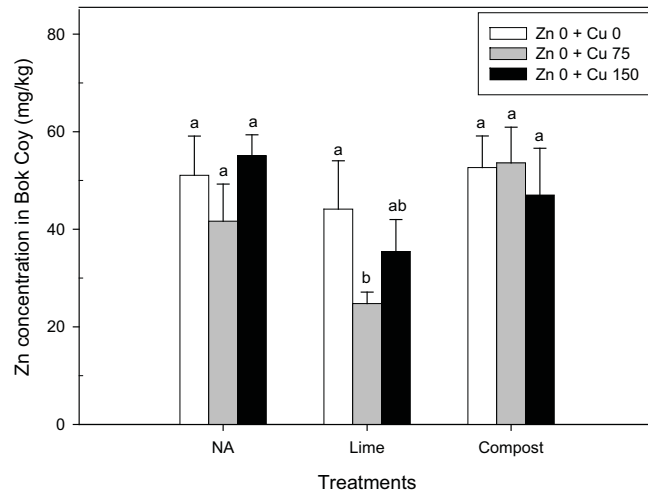
** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

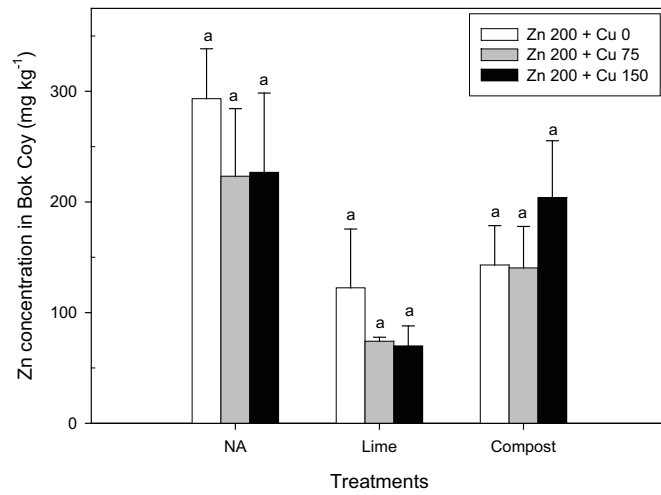
§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



(a) Zn 0



(b) Zn 200



(c) Zn 400

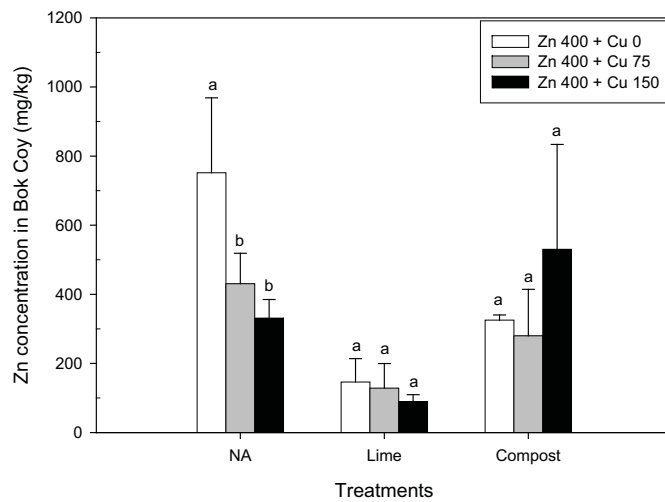


圖 21、不同處理下隨著銅濃度的增加青梗白菜中鋅濃度 (mg/kg) 的變化 (a) 鋅濃度 0 mg/kg, (b) 鋅濃度 200 mg/kg, (c) 鋅濃度 400 mg/kg

Fig. 21. Zn concentration (mg/kg) of Bok Coy with Cu addition in different treatments (a) Zn 0 mg/kg, (b) Zn 200 mg/kg, and (c) Zn 400 mg/kg



第十五節、不同處理下土壤中可萃取銅和鋅濃度

一、0.05 M EDTA 可萃取銅和鋅

使用 0.05 M EDTA 萃取土壤中可萃取銅的結果發現(圖 22)，不管是單一或混合添加銅鋅的處理，施用石灰並無法降低 0.05 M EDTA 可萃取銅濃度。然而，施用堆肥後，0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度大致都顯著高於未施用改良劑與石灰的處理，表示施用堆肥可增加 0.05 M EDTA 可萃取銅濃度，本研究結果與前人結果相同(Madejon et al., 2009; Zeng et al., 2011)。施用堆肥後 0.05 M EDTA 可萃取銅濃度增加的原因可能為，0.05 M EDTA 萃取劑可萃取出與金屬鍵結的有機質態(Ure 1995)，因而測得較高濃度的 0.05 M EDTA 可萃取銅。

施用石灰於添加鋅的土壤，0.05 M EDTA 可萃取鋅的濃度顯著低於未施用改良劑。但施用石灰於添加銅的土壤，0.05 M EDTA 可萃取銅濃度卻無顯著降低，由此可知相較於 0.05 M EDTA 可萃取銅，施用石灰對於降低 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度效果較佳。主要原因為 pH 值，鋅在 pH 值高於 6.2 時，有效性變低，銅對土壤 pH 值則較不敏感(Cavallaro and McBride, 1978; Martinez and Motto, 2000)，也有文獻指出添加有機碳對土壤中有效鋅的影響較 pH 值小(Yoo and James, 2003)。所以施用石灰後，土壤 pH 值提高，鋅的溶解度降低，導致 0.05 M EDTA 可萃取鋅降低。

二、0.005 M DTPA 可萃取銅和鋅

由 0.005 M DTPA 可萃取銅的結果可發現(圖 23)，不管是單一添加或混合添加銅和鋅的土壤，施用石灰可降低 0.005 M DTPA 可萃取銅的濃度，然而施用堆肥無法降低 0.005 M DTPA 可萃取銅的濃度，原因為 DTPA 會萃取出與有機質鍵結的銅。

施用石灰於添加鋅的土壤，0.005 M DTPA 可萃取鋅的濃度皆顯著低於未施用改良劑。Khan 與 Jones (2009) 研究施用石灰、綠肥、汙泥與磷酸二銨於嚴重汙染

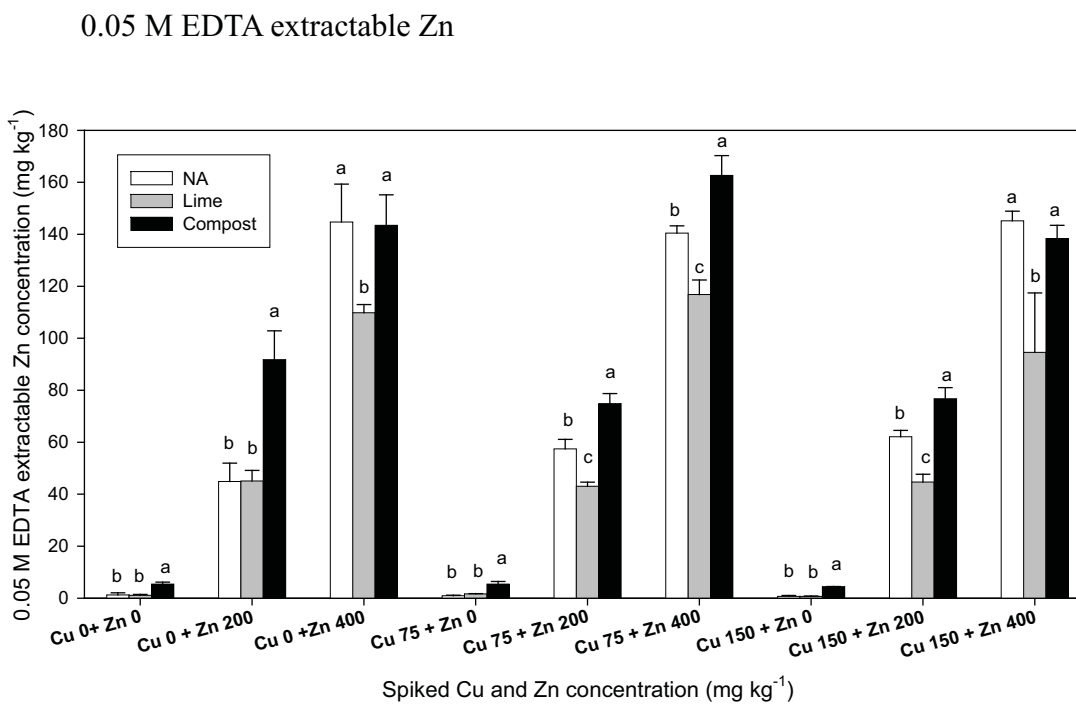
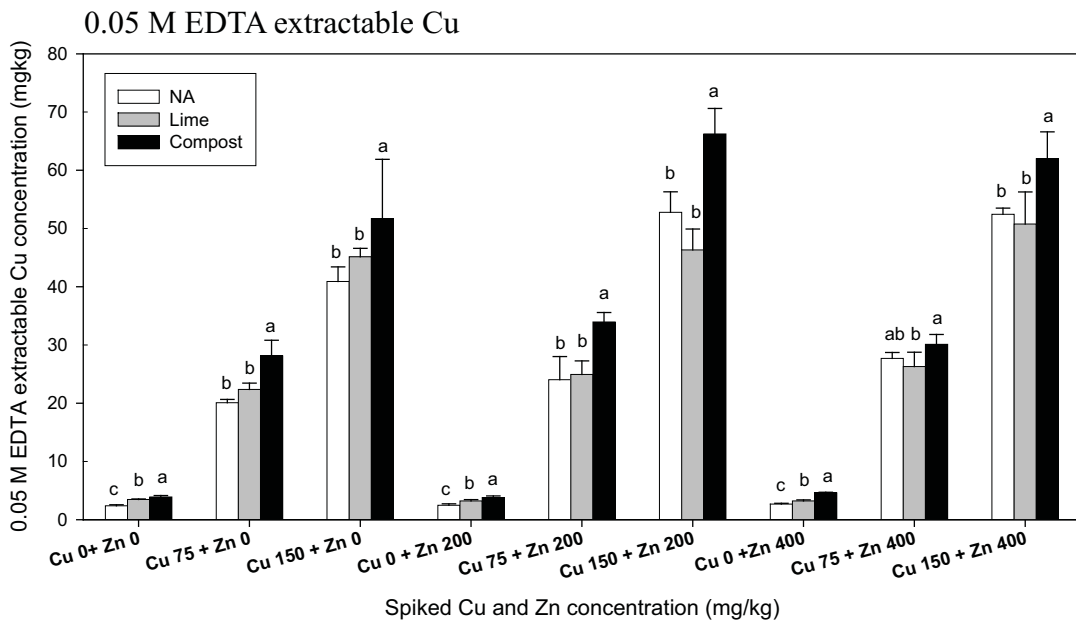
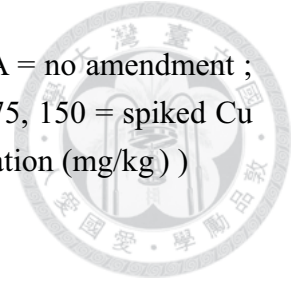


圖 22、不同處理下 0.05 M EDTA可萃取銅和鋅的濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑；Lime = 施用石灰；Compost = 施用堆肥；0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg)；0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 22. 0.05 M EDTA extractable Cu and Zn concentration (mg/kg) of different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly

different after ANOVA and Tukey's HSD at $p = 0.05$. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))



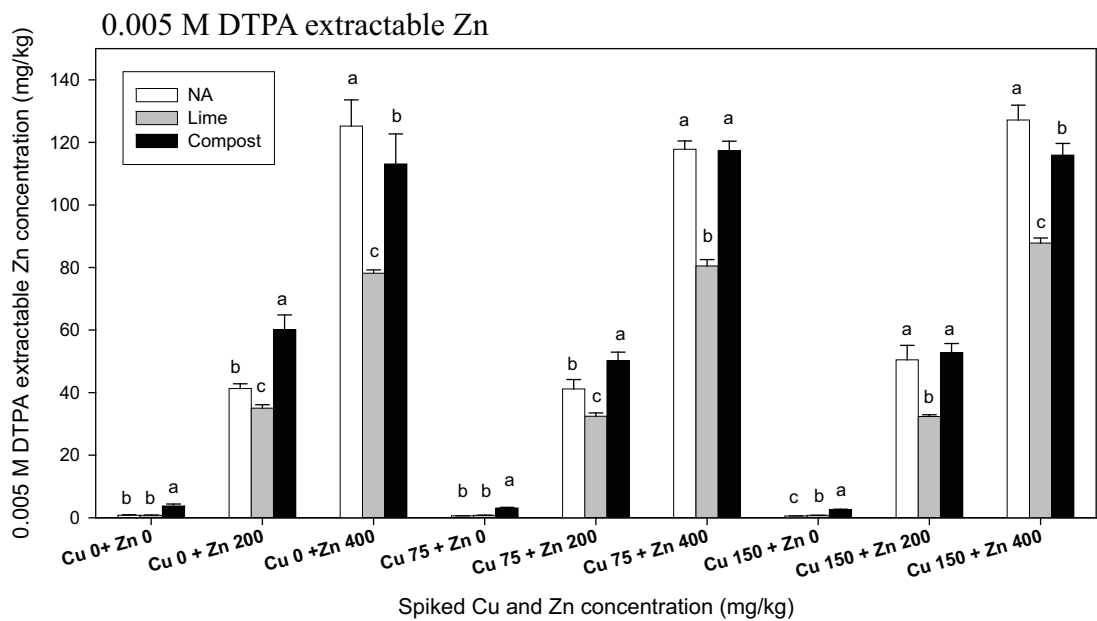
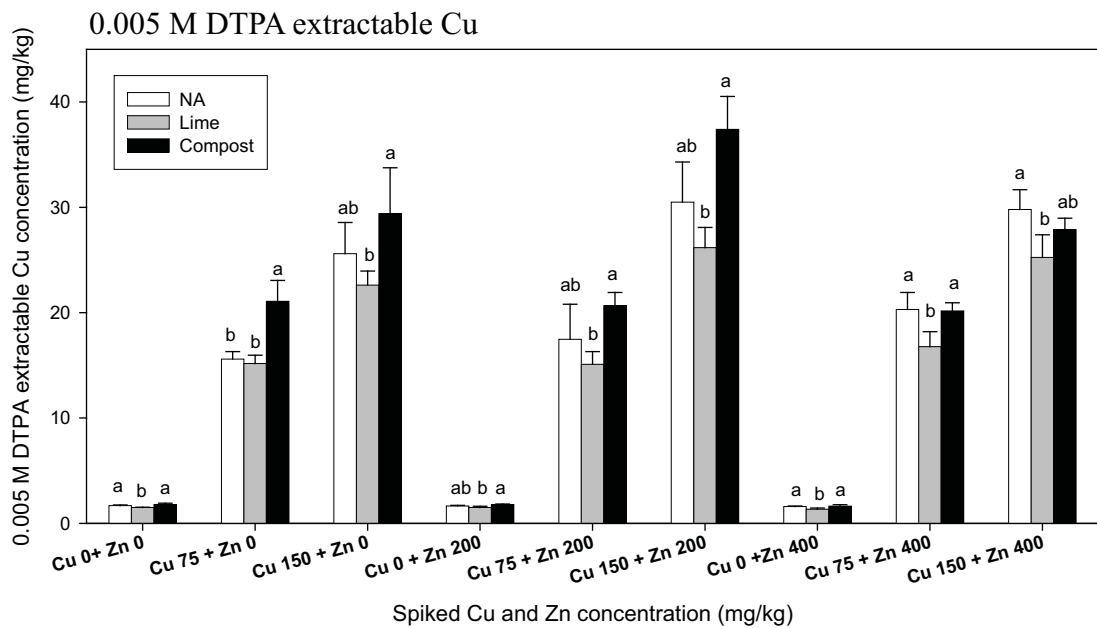



圖 23、不同處理下 0.005 M DTPA可萃取銅和鋅的濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 23. 0.005 M DTPA extractable Cu and Zn concentration (mg/kg) of different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))



的土壤，並探討施用改良劑後有效性金屬的量。結果顯示，施用石灰最能降低 0.005 M DTPA 可萃取鋅的濃度，原因為石灰和鋅形成菱鋅礦 ($ZnCO_3$)，使得鋅的溶解度下降(Nriagu, 1984)。綜合 0.005 M DTPA 可萃取銅和鋅的結果，可知相較於堆肥，施用石灰可降低 0.005 M DTPA 可萃取銅和鋅。

三、0.01 M $CaCl_2$ 可萃取銅和鋅

施用石灰及堆肥於添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 的土壤，皆可顯著降低 0.01 M $CaCl_2$ 可萃取銅的濃度 (圖 24)。同樣的，施用石灰及堆肥於添加鋅的土壤，也可顯著降低 0.01 M $CaCl_2$ 可萃取鋅的濃度，原因可能為 (1) 土壤 pH 值與碳酸根緩衝力增加，導致重金屬和碳酸根形成沉澱(McBride, 1989) (2) 富含鹼性物質的改良劑，施入土壤可增加土壤膠體的負電荷，進而增加土壤粒子吸附重金屬，降低重金屬溶解度(McBride et al. 1997) (3) 有機質富含酚基、羧基與羥基，可與土壤中的重金屬吸附與錯合(Alloway, 1995; Lee et al., 2004)。此外，施用堆肥和石灰後，銅和鋅可能由交換態轉變成有機質結合態、碳酸根結合態、鐵錳結合態及殘餘態(Bhattacharyya et al., 2006; Lee et al., 2009; Mohamed et al., 2010)，所以 0.01 M $CaCl_2$ 可萃取銅和鋅的濃度降低。

四、總結

綜合此三種萃取劑萃取土壤中可萃取銅和鋅的結果，大致可歸納出 (1) 施用石灰可降低 0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 及 0.01 M $CaCl_2$ 可萃取銅和鋅濃度，其中又以鋅濃度降低幅度最大 (2) 施用堆肥可降低 0.01 M $CaCl_2$ 可萃取銅濃度，並無法有效降低 0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 可萃取銅濃度。施用堆肥可降低 0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 及 0.01 M $CaCl_2$ 可萃取鋅濃度。總括而言，對於降低土壤中可萃取銅和鋅來說，施用石灰是較好的選擇。

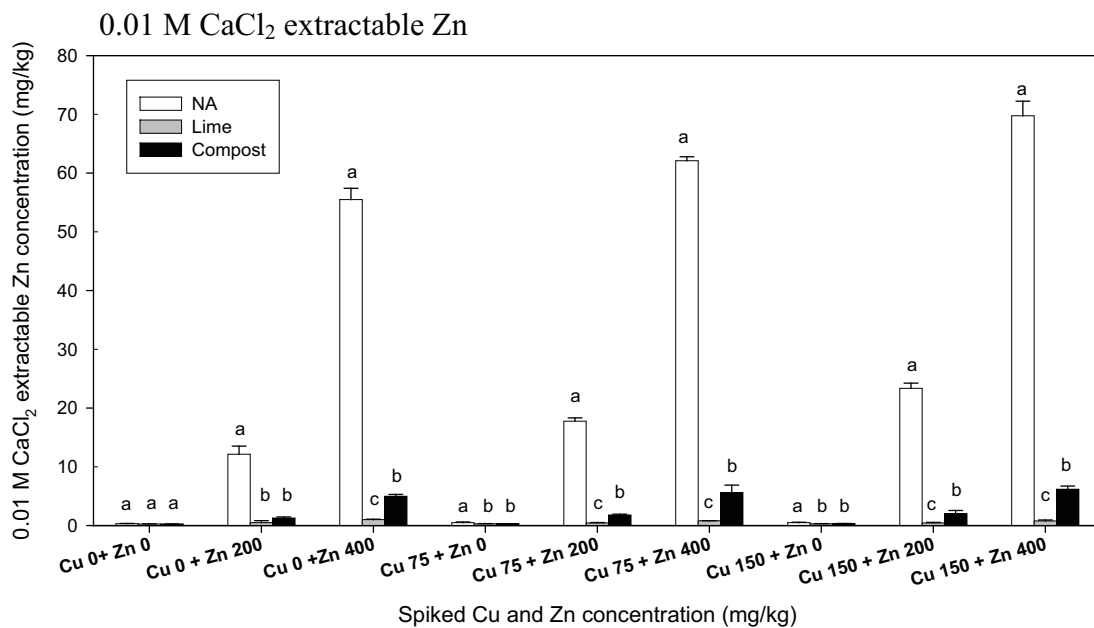
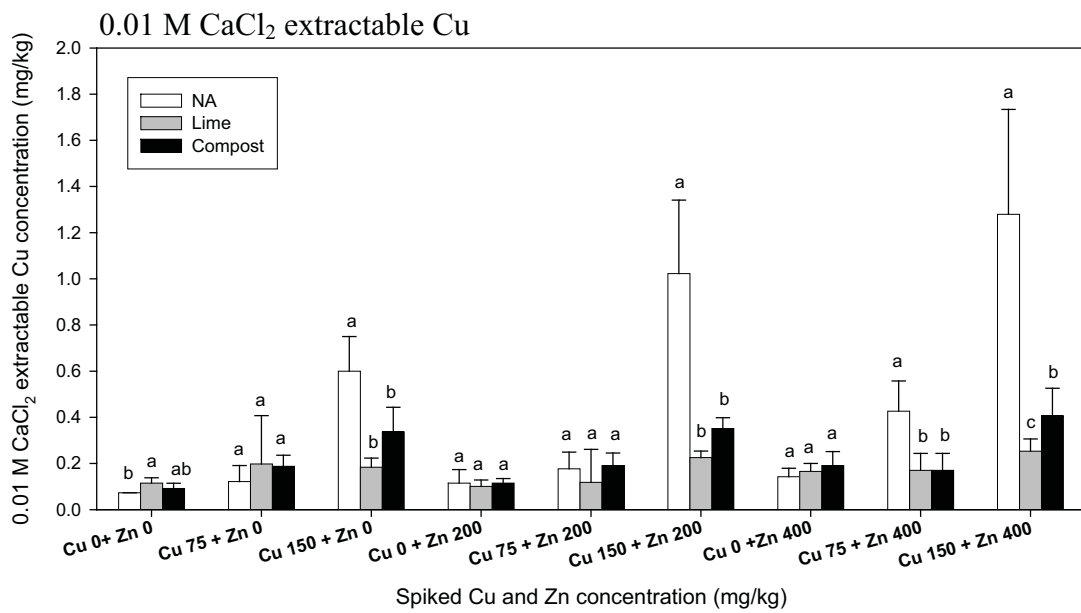


圖 24、不同處理下 0.01 M CaCl₂可萃取銅和鋅的濃度 (mg/kg) (NA = 未施用改良劑 ; Lime = 施用石灰 ; Compost = 施用堆肥 ; 0、75、150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0、200、400 = 添加鋅濃度 (mg/kg))

Fig. 24. 0.01 M CaCl₂ extractable Cu and Zn concentration in different treatments. Values represent mean \pm standard deviation (n = 4). Different letters within same each spiked Cu and Zn treatment are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05. (NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg))



第十六節、土壤可萃取銅和鋅之相互作用

一、銅

(一) 0.05 M EDTA 可萃取銅

未施用改良劑、施用石灰與施用堆肥的處理，銅和鋅皆會顯著影響 0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度（表 16）。未施用改良劑與施用堆肥的處理，銅和鋅的相互作用對 0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度有顯著影響。

未施用改良劑下，未添加銅的土壤，0.05 M EDTA 可萃取銅濃度並未隨著鋅的添加顯著上升或降低，0.05 M EDTA 可萃取銅的平均濃度介於 2.38 - 2.69 mg/kg（表 17）。然而，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，再添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg，0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度皆上升，銅濃度由 20.1 ± 0.6 mg/kg 分別增加至 24.0 ± 4.0 mg/kg 及 27.7 ± 1.0 mg/kg。但只有添加鋅濃度 400 mg/kg 的處理達到統計上顯著差異 ($p < 0.05$)。由此可知，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，只有再添加鋅濃度 400 mg/kg，才能促進 0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度。

添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg，0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度分別上升至 52.8 ± 3.5 mg/kg 及 52.4 ± 1.1 mg/kg，且均達到顯著差異 ($p < 0.05$)。結果顯示，添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，再額外添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg，皆可促進 0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度。施用石灰與堆肥後，未添加銅、添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 的土壤，分別再添加鋅 200 mg/kg 或 400 mg/kg 並不會促進 0.05 M EDTA 可萃取銅的濃度。

(二) 0.005 M DTPA 可萃取銅

銅鋅二因子對 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度分析的結果顯示（表 18），不管有無施用改良劑（石灰或堆肥），銅、鋅、銅和鋅的相互作用皆會顯著影響 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度。前人研究也顯示銅、銅和鋅的相互作用皆會顯著影響 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度(Sarkunan et al., 1989)。

表 16、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.05 M EDTA 可萃取銅濃度(mg/kg)的影響

Table 16. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the 0.05 M EDTA extractable Cu concentration (mg/kg) in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	***	***
Zn	***	*	**
Cu × Zn	***	NS	*

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.

表 17、不同處理下 0.05 M EDTA 可萃取銅濃度(mg/kg)

Table 17. 0.05 M EDTA extractable Cu concentration (mg/kg) in different treatments

Treatments§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	2.38 ± 0.18 e#	3.47 ± 0.09 c	3.89 ± 0.25 d
	Zn 200	2.47 ± 0.26 e	3.23 ± 0.22 c	3.82 ± 0.25 d
	Zn 400	2.69 ± 0.13 e	3.21 ± 0.20 c	4.59 ± 0.11 d
Cu 75	Zn 0	20.1 ± 0.6 d	22.4 ± 1.1 b	28.1 ± 2.7 c
	Zn 200	24.0 ± 4.0 cd	24.9 ± 2.3 b	33.9 ± 1.6 c
	Zn 400	27.7 ± 1.0 c	26.3 ± 2.5 b	30.1 ± 1.7 c
Cu 150	Zn 0	40.9 ± 2.5 b	45.2 ± 1.4 a	51.7 ± 10.2 b
	Zn 200	52.8 ± 3.5 a	46.3 ± 3.6 a	66.2 ± 4.4 a
	Zn 400	52.4 ± 1.1 a	50.8 ± 5.5 a	62.0 ± 4.6 a

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

表 18、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.005 M DTPA可萃取銅濃度(mg/kg)的影響

Table 18. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the 0.005 M DTPA extractable Cu concentration (mg/kg) in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	***	***
Zn	**	*	**
Cu ×Zn	*	*	***

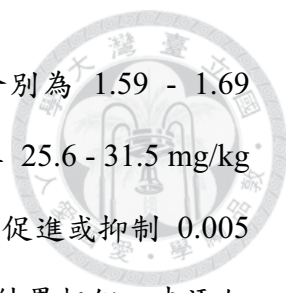
NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.



未施用改良劑下，0.005 M DTPA 可萃取銅的平均濃度分別為 1.59 - 1.69 mg/kg (未添加銅)、15.6 - 20.3 mg/kg (添加銅濃度 75 mg/kg) 與 25.6 - 31.5 mg/kg (添加銅 150 mg/kg) (表 19)。此結果顯示，大致上添加鋅並不會促進或抑制 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度。施用石灰後的結果與未施用改良劑的結果相似。未添加銅、添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 的土壤，再額外添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg，並不會促進或抑制 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度。0.005 M DTPA 可萃取銅的平均濃度分別介於 1.34 - 1.51 mg/kg (未添加銅)、15.1 - 16.8 mg/kg (添加銅 75 mg/kg) 與 22.6 - 26.2 mg/kg (添加銅 150 mg/kg)。

同樣的，施用堆肥下，不管有無添加銅的土壤，再額外添加鋅 200 或 400 mg/kg 也不會促進或抑制 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度。不同處理下，0.005 M DTPA 可萃取銅的平均濃度分別為 1.63 - 1.78 mg/kg (未添加銅)、20.2 - 21.1 mg/kg (添加銅濃度 75 mg/kg) 及 27.9 - 37.4 mg/kg (添加銅 150 mg/kg)。

(三) 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅

未施用改良劑的情況下，銅和鋅的相互作用會顯著影響 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度(表 20)。但施用石灰與堆肥後，銅和鋅的相互作用則不會影響 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度。

未施用改良劑下，未添加銅的土壤，再添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg，0.01 M CaCl₂ 可萃取銅的平均濃度介於 0.07 - 0.14 mg/kg，且此三種處理間均未達統計上 5% 顯著差異(表 21)。結果顯示，未添加銅的土壤，再添加鋅不會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度。然而另一研究卻顯示，未添加銅的砂質壤土，添加鋅會降低 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度(Luo and Rimmer, 1995)。

未施用改良劑下，添加銅濃度 75 mg/kg 的土壤，只有再添加鋅濃度 400 mg/kg，鋅會顯著促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度，銅濃度從 0.12 ± 0.07 上升至

表 19、不同處理下 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度(mg/kg)

Table 19. 0.005 M DTPA extractable Cu concentration (mg/kg) in different treatments

Treatments§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	1.69 ± 0.06 d #	1.51 ± 0.03 d	1.78 ± 0.12 d
	Zn 200	1.65 ± 0.06 d	1.50 ± 0.12 d	1.78 ± 0.05 d
	Zn400	1.59 ± 0.05 d	1.34 ± 0.11 d	1.63 ± 0.14 d
Cu 75	Zn0	15.6 ± 0.7 c	15.2 ± 0.8 c	21.1 ± 2.0 c
	Zn 200	17.5 ± 3.3 c	15.1 ± 1.2 c	20.7 ± 1.3 c
	Zn 400	20.3 ± 1.6 c	16.8 ± 1.4 c	20.2 ± 0.8 c
Cu 150	Zn 0	25.6 ± 3.0 b	22.6 ± 1.3 b	29.4 ± 4.4 b
	Zn 200	31.5 ± 3.8 a	26.2 ± 1.9 a	37.4 ± 3.1 a
	Zn 400	29.8 ± 1.9 ab	25.2 ± 2.1 ab	27.9 ± 1.1 b

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

表 20、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.01 M CaCl₂可萃取銅濃度(mg/kg)的影響

Table 20. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the 0.01 M CaCl₂ extractable Cu concentration (mg/kg) in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	***	***
Zn	***	*	NS
Cu × Zn	***	NS	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.

表 21、不同處理下 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度(mg/kg)

Table 21. 0.01 M CaCl₂ extractable Cu concentration (mg/kg) in different treatments

Treatments§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	0.07 ± 0 d #	0.12 ± 0.02 c	0.09 ± 0.02 c
	Zn 200	0.12 ± 0.06 d	0.10 ± 0.03 c	0.12 ± 0.02 c
	Zn400	0.14 ± 0.04 d	0.17 ± 0.04 abc	0.20 ± 0.06 bc
Cu 75	Zn0	0.12 ± 0.07 d	0.20 ± 0.21 abc	0.19 ± 0.05 bc
	Zn 200	0.18 ± 0.07 d	0.12 ± 0.14 c	0.19 ± 0.05 bc
	Zn 400	0.43 ± 0.13 c	0.17 ± 0.07 abc	0.26 ± 0.09 abc
Cu 150	Zn 0	0.60 ± 0.15 c	0.18 ± 0.04 abc	0.34 ± 0.11 ab
	Zn 200	1.02 ± 0.32 b	0.23 ± 0.03 ab	0.35 ± 0.05 ab
	Zn 400	1.28 ± 0.46 a	0.25 ± 0.05 a	0.41 ± 0.12 a

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

0.43 ± 0.13 mg/kg。若添加銅 150 mg/kg 至土壤，則可明顯看出再添加鋅 200 或 400 mg/kg，鋅會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度，此為協同作用。其中又以添加鋅濃度為 400 mg/kg 時，0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度最高。Kim 和 McBride (2009) 與 Luo et al. (2001) 的研究結果也分別顯示，再添加鋅會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度與土壤溶液中銅濃度。

施用石灰或堆肥，添加鋅對 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度的促進作用則消失。石灰與堆肥處理下，未添加銅、添加銅濃度 75 mg/kg 或添加銅濃度 150 mg/kg 的土壤，分別再額外添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg，0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度皆未達統計上顯著差異。顯示施用石灰或堆肥下，不管土壤中銅濃度為何，再額外添加鋅並不會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度。

二、鋅

(一) 0.05 M EDTA 可萃取鋅

表 22 可知，不管有無施用兩種改良劑，添加鋅會顯著影響 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度。未施用改良劑與施用堆肥下，銅和鋅的相互作用對 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度有顯著影響。然而施用石灰的處理，銅和鋅的相互作用不會影響 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度。

未施用改良劑的情況下，未添加、添加鋅濃度 200 mg/kg 或 400 mg/kg 的土壤，再分別額外添加銅 75 mg/kg 或 150 mg/kg，銅大致上不會促進 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度（表 23）。施用石灰或堆肥下，未添加鋅、添加鋅濃度 200 mg/kg 或 400 mg/kg 的土壤，分別再額外添加銅也不會促進 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度。

(二) 0.005 M DTPA 可萃取鋅

銅鋅二因子對 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度的結果顯示（表 24），不管有無施用改良劑，添加鋅皆會影響 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度。只有在未施用改良劑的情況下，銅和鋅的相互作用對 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度無顯著影響，但

表 22、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度(mg/kg)的影響

Table 22. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the 0.05 M EDTA extractable Zn concentration (mg/kg) in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	NS	NS	*
Zn	***	***	***
Cu ×Zn	*	NS	***

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.

表 23、不同處理下 0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度(mg/kg)

Table 23. 0.05 M EDTA extractable Zn concentration (mg/kg) in different treatments

Treatments§		NA	Lime	Compost
Zn 0	Cu 0	1.26 ± 0.82 d#	1.11 ± 0.36 d	5.40 ± 0.78 e
	Cu 75	0.92 ± 0.23 d	1.63 ± 0.13 d	5.42 ± 1.01 e
	Cu 150	0.68 ± 0.37 d	0.71 ± 0.11 d	4.46 ± 0.03 e
Zn 200	Cu 0	44.9 ± 7.1 c	45.1 ± 4.0 c	91.8 ± 11.1 c
	Cu 75	57.5 ± 3.6 b	43.0 ± 1.6 c	74.9 ± 3.9 d
	Cu 150	62.1 ± 2.4 b	44.7 ± 3.0 c	76.8 ± 4.3 cd
Zn 400	Cu 0	145 ± 15 a	110 ± 3 ab	143 ± 12 b
	Cu 75	140 ± 3 a	117 ± 6 a	163 ± 8 a
	Cu 150	145 ± 4 a	94.6 ± 22.9 b	138 ± 5 b

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

表 24、不同處理銅和鋅二因子分析對 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度(mg/kg)的影響

Table 24. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the 0.005 M DTPA extractable Zn concentration (mg/kg) in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	**	***	NS
Zn	***	***	***
Cu ×Zn	NS	***	*

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.

是 Sarkunan et al. (1989) 卻顯示銅和鋅的相互作用顯著影響 0.005 M DTPA 可萃取鋅。

未施用改良劑下，未添加鋅、添加鋅 200 mg/kg 與 400 mg/kg 的土壤，分別再額外添加銅 75 mg/kg 或 150 mg/kg，大致上銅不會促進 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度（表 25）。施用石灰與堆肥後，再添加銅也不會促進 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度。

(三) 0.01 M CaCl₂可萃取鋅

未施用改良劑的處理，銅、鋅、銅和鋅的相互作用皆會對 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅的濃度造成顯著的影響（表 26），此結果與前人研究相符(Luo and Rimmer, 1995)。施用石灰與堆肥後，銅和鋅的相互作用對 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度的影響則不顯著（ $p > 0.05$ ）。

未施用改良劑下，未添加鋅的土壤，再額外添加銅 75 或 150 mg/kg，0.01 M CaCl₂可萃取鋅平均濃度介於 0.31 - 0.50 mg/kg，且均未達顯著差異（ $p > 0.05$ ）（表 27）。添加鋅濃度 200 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，0.01 M CaCl₂可萃取鋅由 12.1 ± 1.4 mg/kg 分別顯著上升至 17.8 ± 0.6 mg/kg 與 23.4 ± 0.9 mg/kg，且三種處理間均達顯著差異（ $p > 0.05$ ）。同樣的，添加鋅濃度 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，0.01 M CaCl₂可萃取鋅也分別顯著上升至 62.1 ± 0.7 mg/kg 與 69.8 ± 2.5 mg/kg。結果顯示，添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 皆會促進 0.01 M CaCl₂可萃取鋅濃度（ $p < 0.05$ ）。Kim 和 McBride (2009)，Luo 和 Rimmer (1995)的結果也皆顯示，添加銅會 0.01 M CaCl₂可萃取鋅濃度。此外，Luo et al. (2001) 的研究也指出，添加銅會增加土壤溶液中鋅的濃度。

施用石灰後，未添加鋅的土壤，再添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，0.01 M CaCl₂可萃取鋅的平均濃度介於 0.26 - 0.29 mg/kg，且三種處理間均未達到顯著差異（ p

表 25、不同處理下 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度(mg/kg)

Table 25. 0.005 M DTPA extractable Zn concentration (mg/kg) in different treatments

Treatments§		NA	Lime	Compost
Zn 0	Cu 0	0.77 ± 0.18 d#	0.78 ± 0.10 e	3.75 ± 0.61 d
	Cu 75	0.61 ± 0.02 d	0.78 ± 0.03 e	3.12 ± 0.20 d
	Cu 150	0.58 ± 0.01 d	0.78 ± 0.02 e	2.60 ± 0.12 d
Zn 200	Cu 0	41.3 ± 1.5 c	35.0 ± 1.1 c	60.1 ± 4.7 b
	Cu 75	41.2 ± 3.0 c	32.5 ± 1.1 cd	50.2 ± 2.8 c
	Cu 150	48.6 ± 4.6 c	32.4 ± 0.5 d	52.8 ± 2.9 bc
Zn 400	Cu 0	125 ± 8 ab	78.2 ± 1.1 b	113 ± 10 a
	Cu 75	118 ± 3 b	80.5 ± 2.0 b	117 ± 3 a
	Cu 150	127 ± 5 a	87.8 ± 1.6 a	116 ± 4 a

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey' HSD at p = 0.05.

表 26、不同處理下銅和鋅二因子分析對 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度(mg/kg)的影響

Table 26. A two-way ANOVA analysis for the effect of Cu and Zn on the 0.01 M CaCl₂ extractable Zn concentration (mg/kg) in different treatments

Effect	NA§	Lime	Compost
Cu	***	NS	**
Zn	***	***	***
Cu × Zn	***	NS	NS

NS : not significant.

* significance at the 0.05 probability levels.

** significance at the 0.01 probability levels.

*** significance at the 0.001 probability levels.

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition.

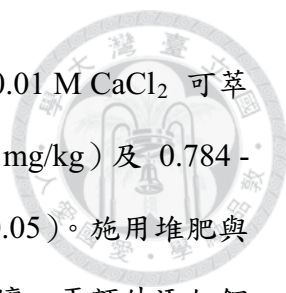
表 27、不同處理下 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度(mg/kg)

Table 27. 0.01 M CaCl₂ extractable Zn concentration (mg/kg) in different treatments

Treatments§		NA	Lime	Compost
Zn 0	Cu 0	0.31 ± 0.04 g#	0.26 ± 0.03 c	0.26 ± 0.03 c
	Cu 75	0.49 ± 0.10 g	0.27 ± 0.05 c	0.27 ± 0.02 c
	Cu 150	0.48 ± 0.06 g	0.29 ± 0.04 c	0.33 ± 0.02 c
Zn 200	Cu 0	12.1 ± 1.4 f	0.49 ± 0.34 bc	1.28 ± 0.18 bc
	Cu 75	17.8 ± 0.6 e	0.44 ± 0.08 c	1.78 ± 0.15 b
	Cu 150	23.4 ± 0.9 d	0.45 ± 0.09 c	1.99 ± 0.57 b
Zn 400	Cu 0	55.5 ± 1.93 c	1.02 ± 0.06 a	4.99 ± 0.32 a
	Cu 75	62.1 ± 0.7 b	0.79 ± 0.03 ab	5.60 ± 1.27 a
	Cu 150	69.8 ± 2.5 a	0.78 ± 0.15 ab	6.18 ± 0.53 a

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.



> 0.05)。添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg 的土壤也有類似情形，0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅的平均濃度分別介於 0.436 - 0.493 mg/kg (添加鋅濃度 200 mg/kg) 及 0.784 - 1.02 mg/kg (添加鋅濃度 400 mg/kg)，且未達到顯著差異 ($p > 0.05$)。施用堆肥與施用石灰的結果相似，添加鋅濃度 0、200 或 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅濃度 75 或 150 mg/kg，銅均不會促進或抑制 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅的濃度。總括來說，施用石灰與堆肥後，不管土壤中鋅濃度為何，再添加銅 75 或 150 mg/kg 均不會抑制或促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅的濃度。

第十七節、土壤中可萃取銅濃度與作物中銅濃度的關係

未添加銅的土壤，0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 與 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅的濃度分別低於 4.12 mg/kg、1.87 mg/kg 及 0.268 mg/kg (圖 25 - 30)，且隨著銅濃度添加量的增加，0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 與 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度也隨之增加。添加銅的土壤，可萃取銅的平均濃度分別介於 19.6 - 70.9 mg/kg (0.05 M EDTA) (圖 25 與 28)、14.3 - 41.1 mg/kg (0.005 M DTPA) (圖 26 與 29) 與 0.073 - 1.37 mg/kg (0.01 M CaCl₂) (圖 27 與 30)。不同萃取劑萃取銅能力的差異主要與萃取劑本身的特性有關，0.05 M EDTA 與 0.005 M DTPA 可將土壤中重金屬之有機質態，甚至是氧化物態與黏土礦物結合態萃取出來(Ure, 1995)。而 0.01 M CaCl₂ 屬於中性鹽類，萃取重金屬的能力較弱，主要是萃取水可溶與可交換性的重金屬。

未施用改良劑、施用石灰或堆肥的情況下，0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 與 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度與糙米中銅濃度的相關係數 (r 值) 皆達顯著相關 ($p < 0.05$) (圖 25 -27)，因此在本試驗條件下，可用 0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 與 0.01 M CaCl₂ 萃取土壤有效性銅濃度來預估糙米中銅的濃度。此外，三種萃取劑萃取的銅濃度與糙米中銅濃度的 r 值在未施用改良劑下最高，其次為石灰處理，最後為堆肥處理。可能原因分別為施用石灰提高土壤 pH 值；施用堆肥後，銅與

堆肥形成鍵結。施用此兩種改良劑使土壤中銅的有效性降低，導致可萃取銅濃度降低，因此施用石灰或堆肥下， r 值較未施用改良劑低。

0.05 M EDTA 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的 r 值分別為 0.746(NA)、0.707(Lime) 及 0.813(Compost)，且均達極顯著差異(圖 28 - 30)；0.005 M DTPA 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的 r 值分別為 0.753 (NA)、0.668 (Lime) 及 0.781 (Compost)，且均達極顯著差異。由此可知，未施用改良劑、施用石灰或堆肥下，0.05 M EDTA 及 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度可用於預測青梗白菜中銅的濃度。此結果對照糙米 r 值可知，0.05 M EDTA 及 0.005 M DTPA 預測青梗白菜中銅的濃度優於預測糙米中銅的濃度。0.01 M CaCl_2 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的 r 值僅在施用石灰下未達顯著差異，於未施用改良劑及施用堆肥下，皆達極顯著差異 ($p < 0.01$)。

Hooda et al. (1997) 使用四種萃取劑預測小麥、菠菜與紅蘿蔔中銅、鎘、鎳、鉛與鋅的濃度，發現 0.05 M EDTA、0.005 M DTPA、1 M NH_4NO_3 與 0.05 M CaCl_2 能預測植體中重金屬的濃度，又以 0.05 M EDTA 預測效果最佳。此外 DeAbreu et al., 1996 顯示 Mehlich - 3 與 DTPA 用於預測小麥中銅的濃度最佳，Mehlich - 1 則預測豆中銅的濃度最佳。可知萃取劑預測植體中重金屬濃度效果的好壞，取決於作物種類、萃取劑種類及土壤等。

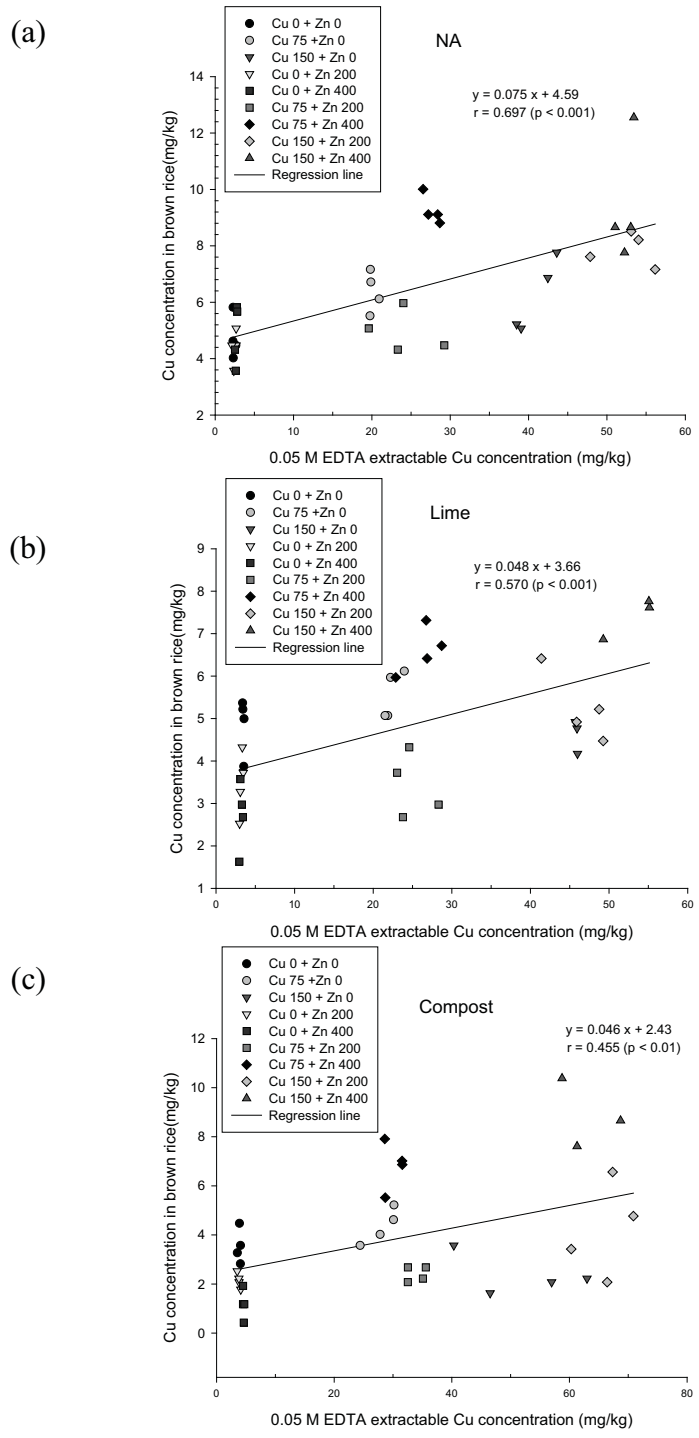


圖 25、0.05 M EDTA 可萃取銅濃度與糙米中銅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度；0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 25. The relationship between Cu concentration in brown rice and 0.05 M EDTA extractable Cu concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

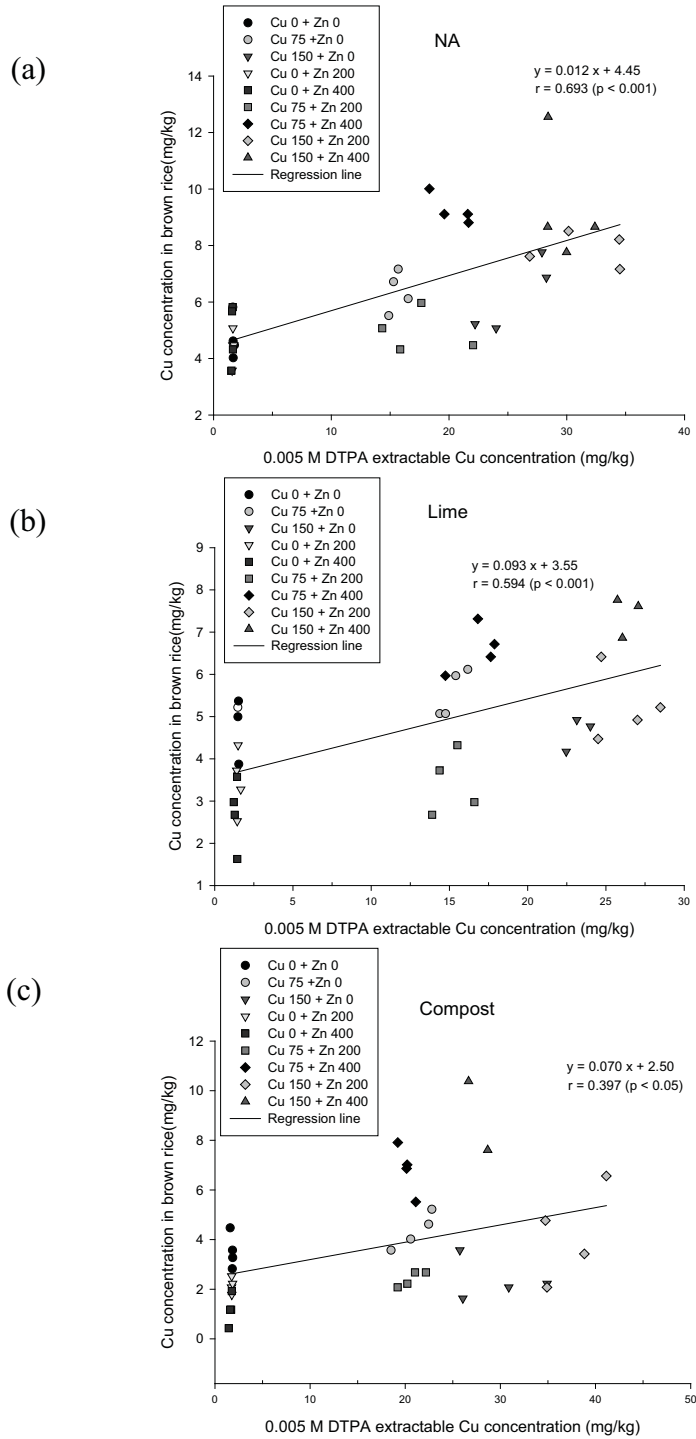


圖 26、0.005 M DTPA 可萃取銅濃度與糙米中銅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度；0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 26. The relationship between Cu concentration in brown rice and 0.005 M DTPA extractable Cu concentration (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

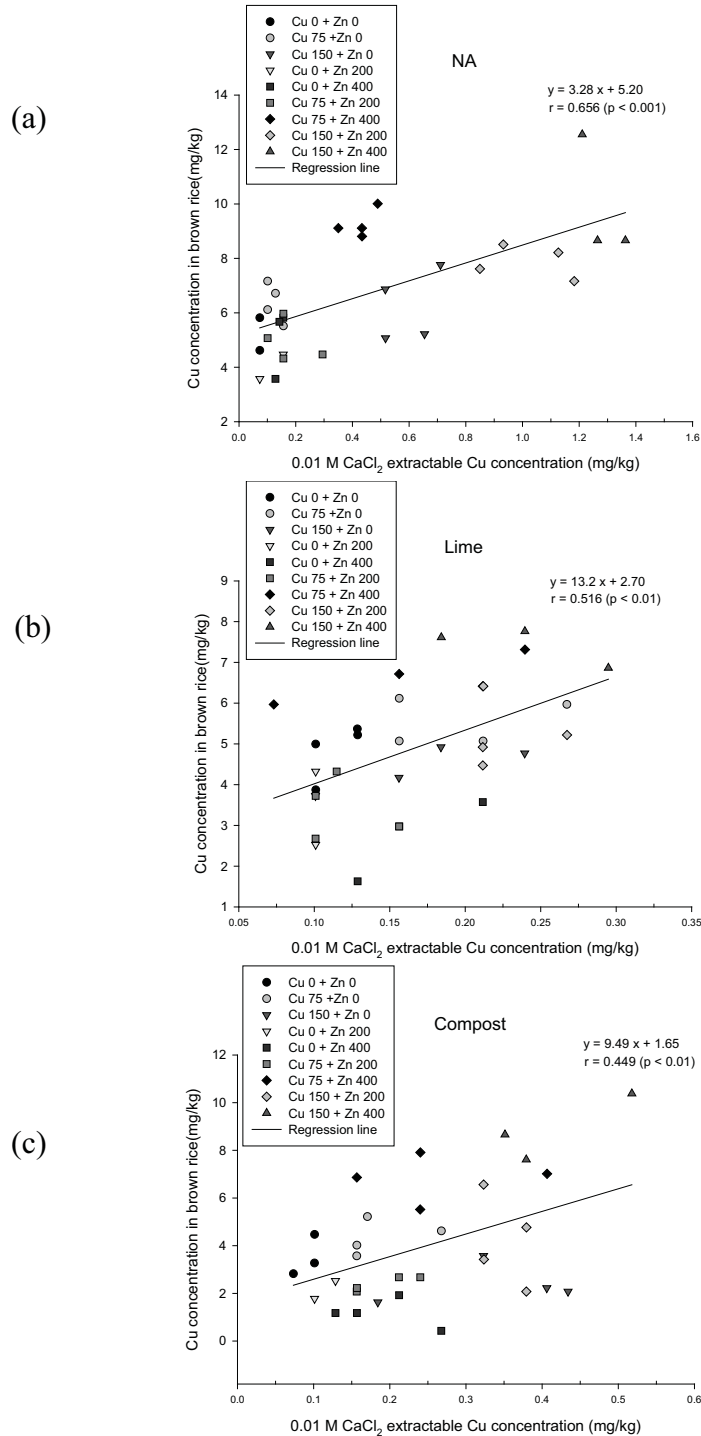


圖 27、0.01M CaCl₂可萃取銅濃度與糙米中銅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度 ; 0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 27. The relationship between Cu concentration in brown rice and 0.01 M CaCl₂ extractable Cu concentration (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

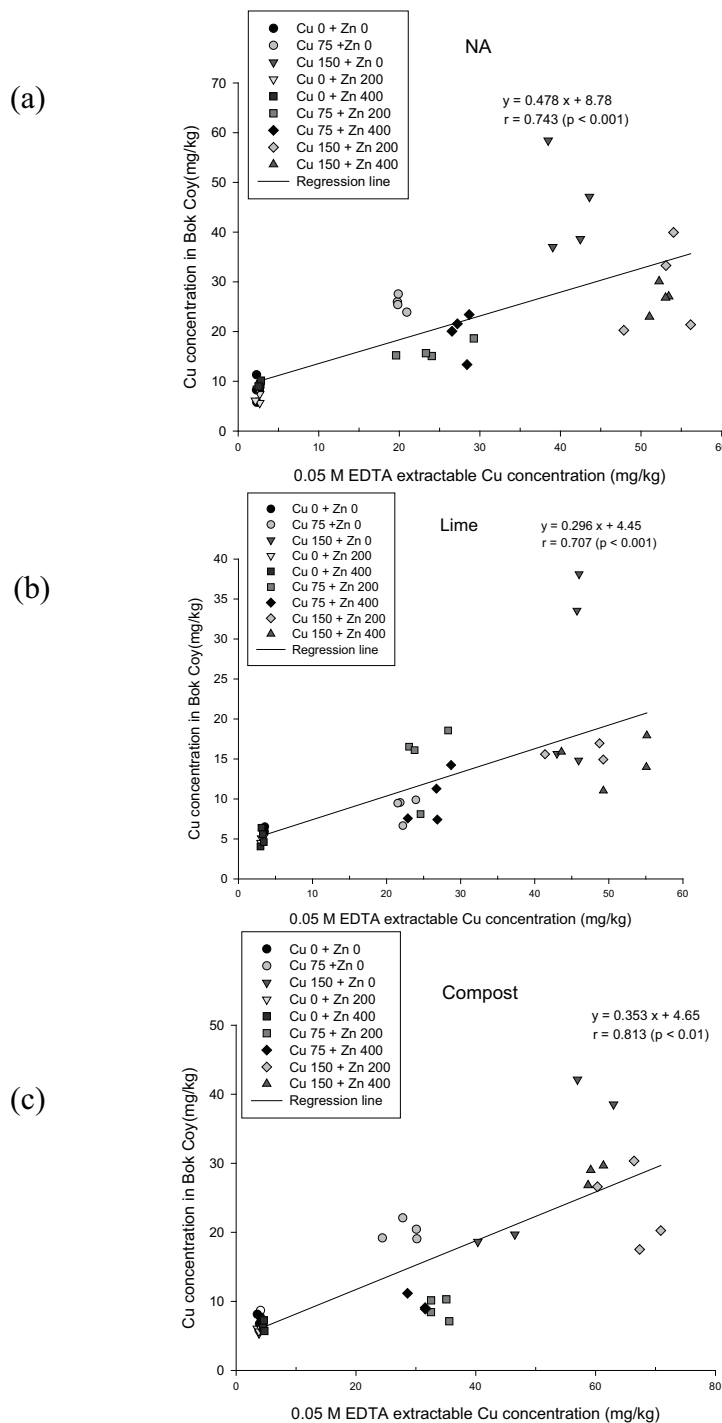
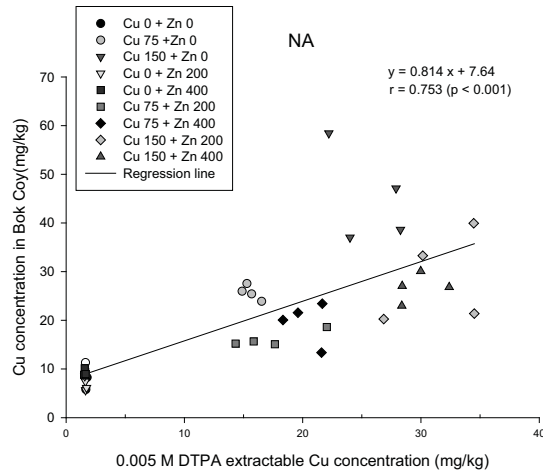


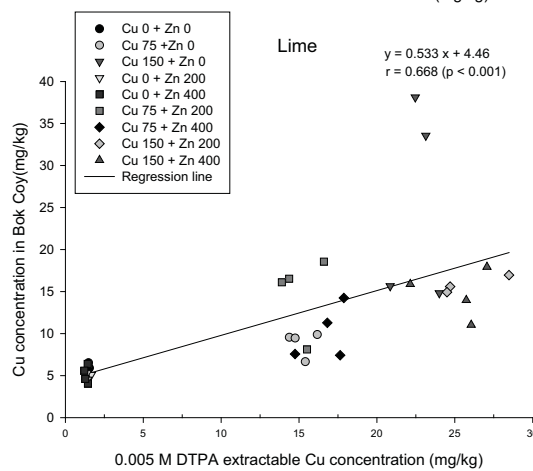
圖 28、0.05 M EDTA 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度 ; 0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 28. The relationship between Cu concentration in Bok Coy and 0.05 M EDTA extractable Cu concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

(a)



(b)



(c)

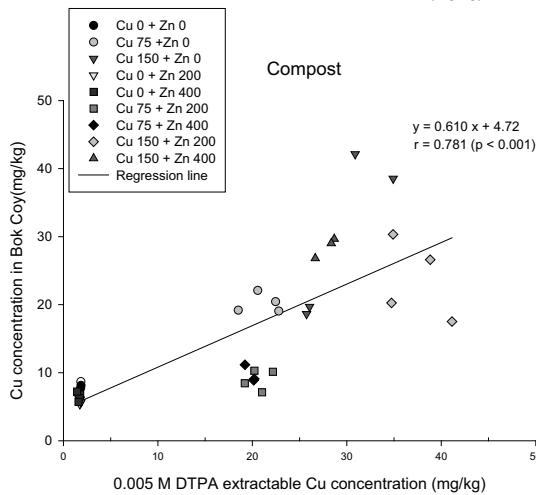
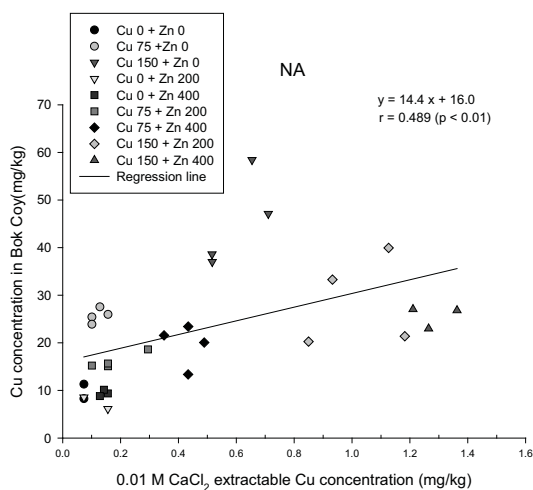


圖 29、0.05 M DTPA 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度 ; 0、200、400 = 添加鋅濃度)

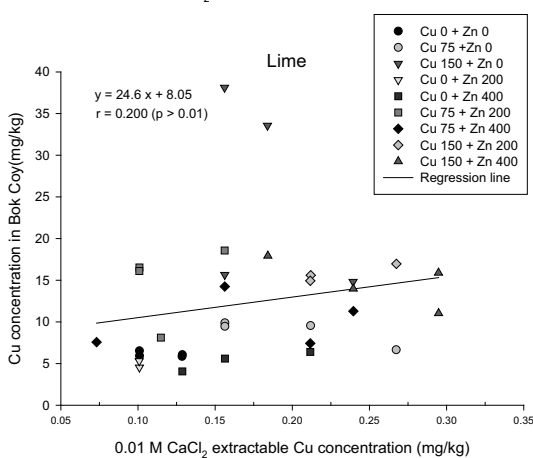
Fig. 29. The relationship between Cu concentration in Bok Coy and 0.005 M DTPA extractable Cu concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)



(a)



(b)



(c)

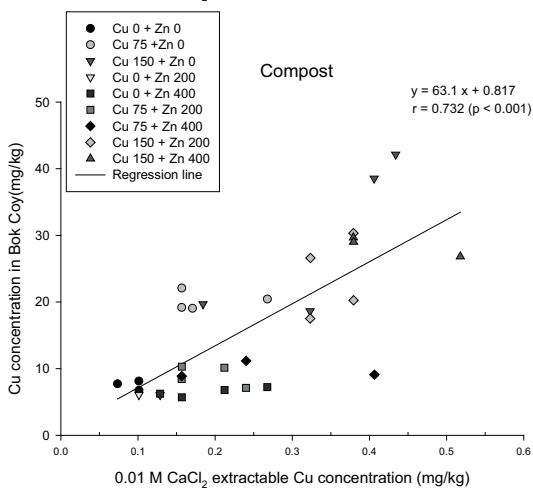


圖 30、0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度與青梗白菜中銅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度 ; 0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 30. The relationship between Cu concentration in Bok Coy and 0.01 M CaCl₂ extractable Cu concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

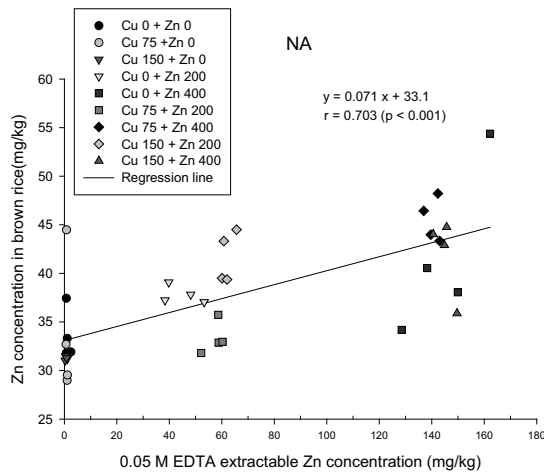
第十八節、土壤中可萃取鋅濃度與作物中鋅濃度的關係

未添加鋅的土壤，可萃取鋅的濃度分別低於 6.10 mg/kg (0.05 M EDTA)、4.32 mg/kg (0.005 M DTPA) 及 0.62 mg/kg (0.01 M CaCl₂) (圖 31 - 36)。隨著鋅濃度增加，萃取劑萃取之鋅濃度也隨之增加。添加鋅濃度的土壤，可萃取鋅濃度分別介於 38.4 - 170 mg/kg (0.05 M EDTA) (圖 31 與 34)、31.7 - 69.9 mg/kg (0.005 M DTPA) (圖 32 與 35) 與 0.214 - 73.0 mg/kg (0.01 M CaCl₂) (圖 33 與 36)。EDTA 與 DTPA 可萃取出與土壤有機質鍵結的重金屬(Ure, 1995)，而 0.01 M CaCl₂ 為中性鹽類，只能將土壤表面膠體的離子置換出來(McLaughlin et al., 2000)。

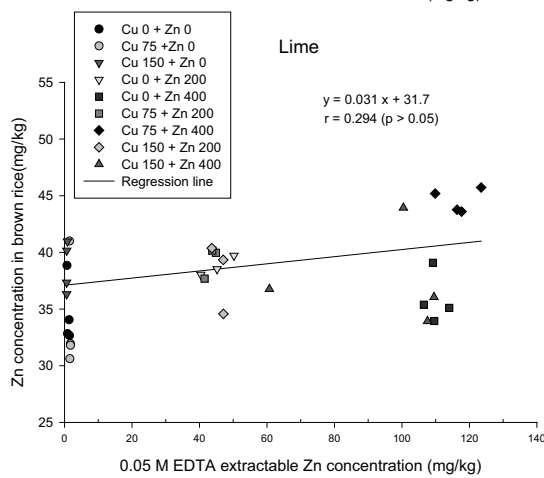
未施用改良劑下，0.05 M EDTA、0.01 M CaCl₂ 與 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度的相關係數分別為 0.703、0.693 及 0.69 ($p < 0.001$) (圖 31 - 34)。施用石灰與堆肥，大致上三種萃取劑之可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度大多未達統計上顯著正相關。綜合上述結果可知，未施用改良劑下，此三種萃取劑皆可用於預測糙米中鋅的濃度。然而施用石灰或堆肥後，此三種萃取劑則不適用預測糙米中鋅的濃度。

0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度與青梗白菜中鋅濃度的相關係數為 0.826 (NA)、0.671 (Lime) 與 0.690 (Compost) ($p < 0.001$) (圖 34)。0.005 M DTPA 與 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度也與青梗白菜中鋅濃度呈顯著正相關 (圖 35 - 36)， r 值分別介於 0.643 - 0.827 (0.005 M DTPA) ($p < 0.001$) 及 0.711 - 0.745 (0.01 M CaCl₂) ($p < 0.001$)。此結果顯示，0.05 M EDTA、0.01 M CaCl₂ 與 0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度皆可用於預測青梗白菜中鋅的濃度。此外，三種萃取劑萃取的鋅濃度與青梗白菜中鋅濃度的 r 值較糙米高，所以使用此三種萃取劑預測青梗白菜中鋅的濃度效果較佳。

(a)



(b)



(c)

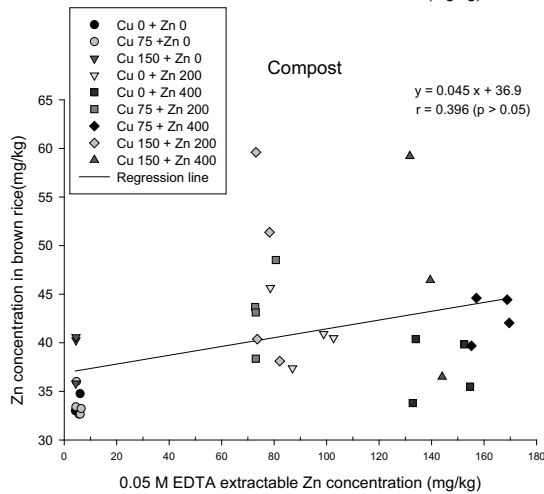
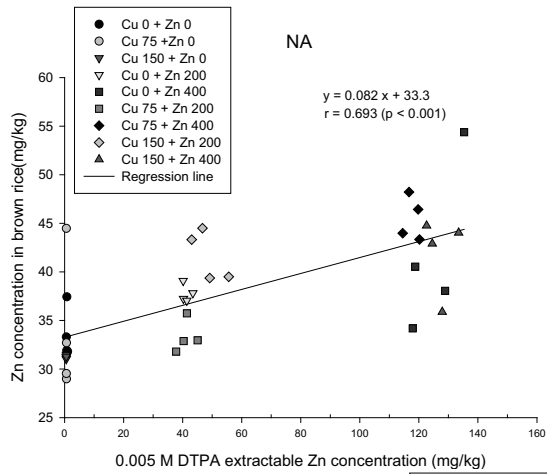


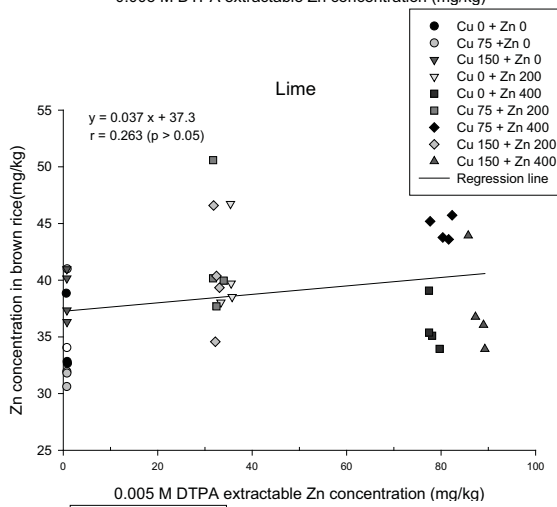
圖 31、0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度；0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 31. The relationship between Zn concentration in brown rice and 0.05 M EDTA extractable Zn concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

(a)



(b)



(c)

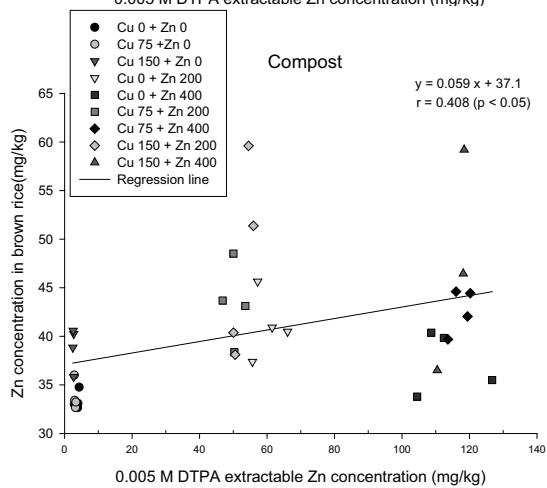
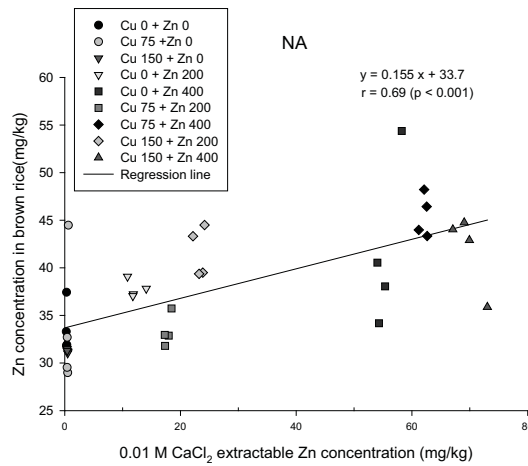


圖 32、0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度；0、200、400 = 添加鋅濃度)

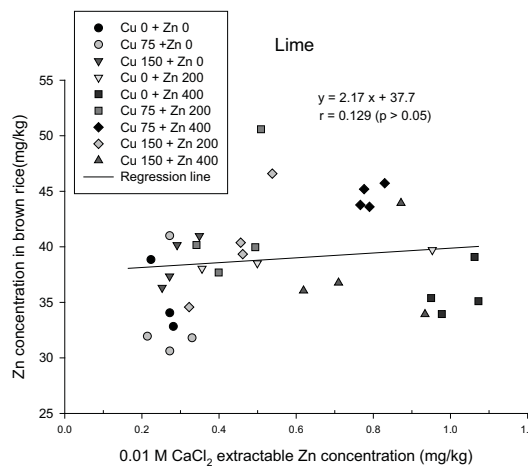
Fig. 32. The relationship between Zn concentration in brown rice and 0.005 M DTPA extractable Zn concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)



(a)



(b)



(c)

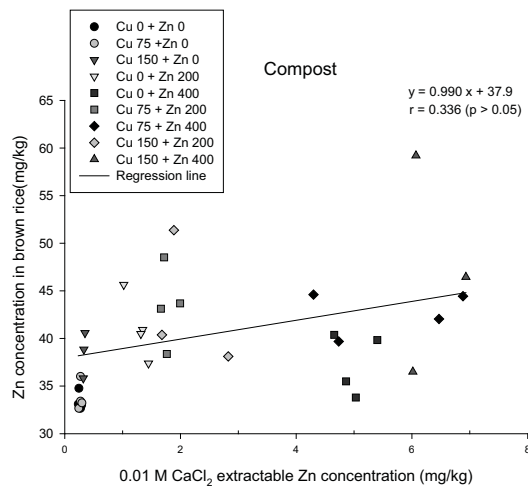


圖 33、0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度與糙米中鋅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度；0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 33. The relationship between Zn concentration in brown rice and 0.01 M CaCl₂ extractable Zn concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

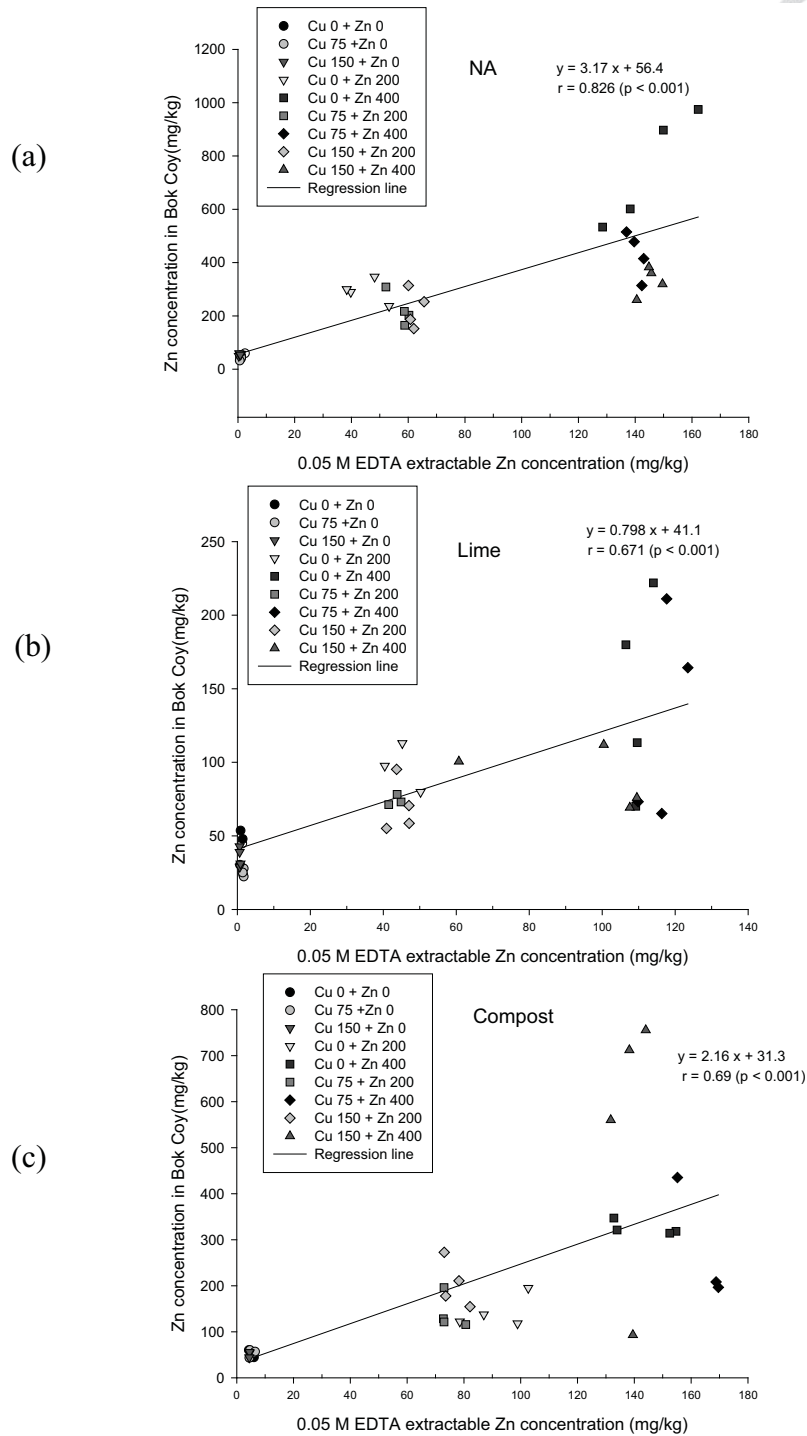


圖 34·0.05 M EDTA 可萃取鋅濃度與青梗白菜中鋅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度 ; 0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 34. The relationship between Zn concentration in Bok Coy and 0.05 M EDTA extractable Zn concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

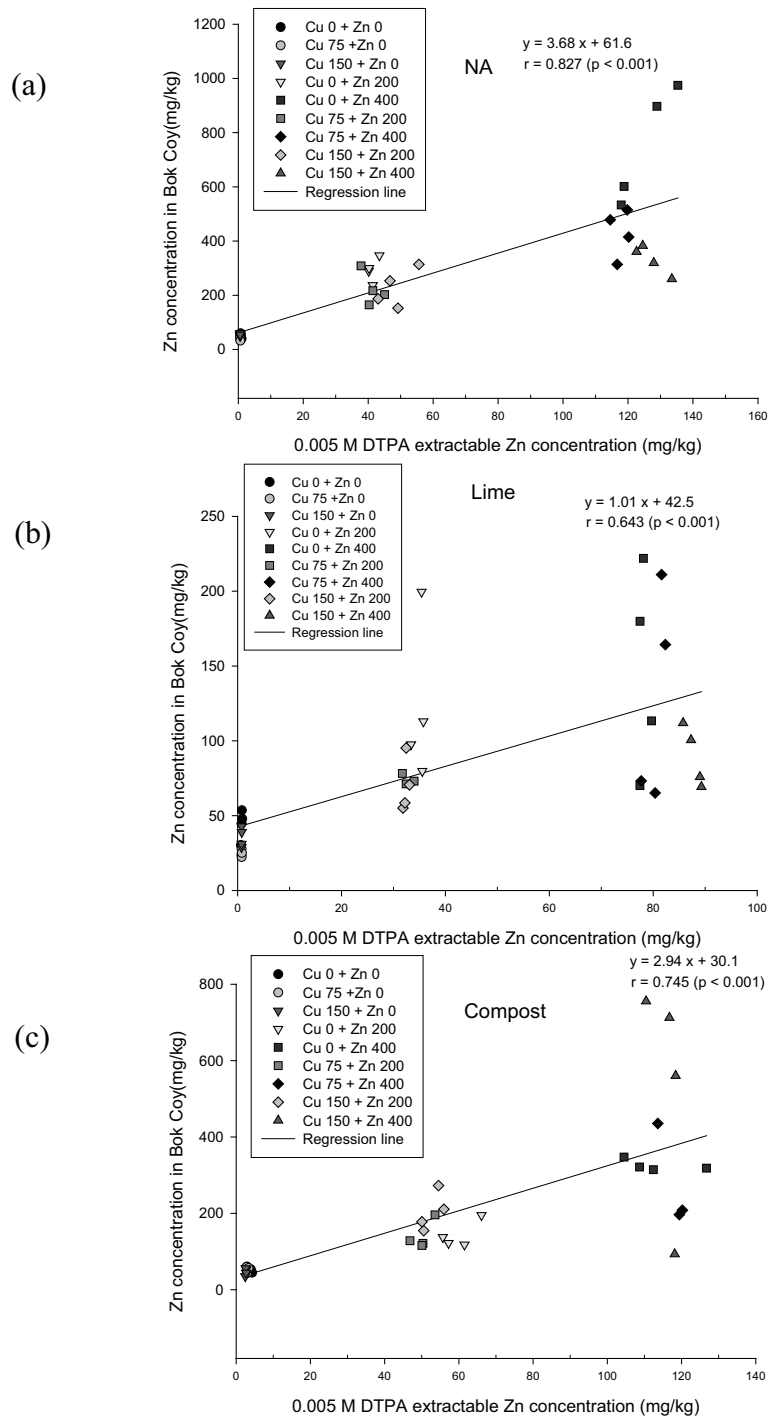


圖 35、0.005 M DTPA 可萃取鋅濃度與青梗白菜中鋅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度；0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 35. The relationship between Zn concentration in Bok Coy and 0.005 M DTPA extractable Zn concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

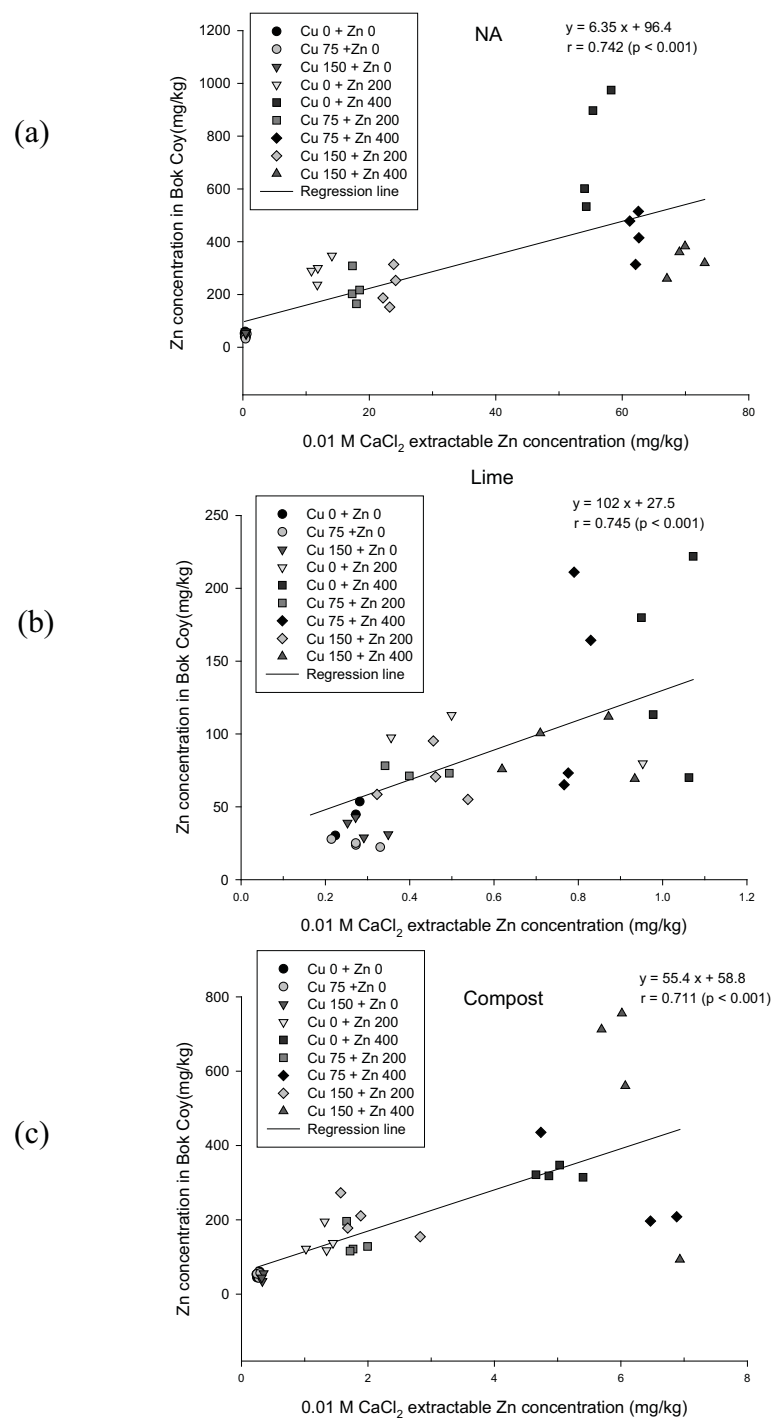


圖 36、0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度與青梗白菜中鋅濃度的關係 (a) 未施用改良劑 (b) 施用石灰 (c) 施用堆肥 (0、75、150 = 添加銅濃度 ; 0、200、400 = 添加鋅濃度)

Fig. 36. The relationship between Zn concentration in Bok Coy and 0.01 M CaCl₂ extractable Zn concentration. (a) NA (b) Lime (c) Compost (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg)) (n = 36)

第五章 結論



1. 未施用改良劑與施用石灰下，銅和鋅的相互作用不會影響穀粒重量。施用堆肥下，銅和鋅的相互作用會影響穀粒重量，添加銅或鋅會使穀粒重量減少，銅濃度 150 mg/kg 與鋅濃度 200 mg/kg、銅濃度 150 mg/kg 與鋅濃度 400 mg/kg 的處理，穀粒重量最低。
2. 未施用改良劑下，銅和鋅的相互作用會影響青梗白菜的重量，添加銅或鋅會使青梗白菜重量減少，銅濃度 75 mg/kg 與鋅濃度 400 mg/kg、銅濃度 150 mg/kg 與鋅濃度 400 mg/kg 的處理青梗白菜的重量最低。施用石灰與堆肥後，銅和鋅的相互作用則不會影響青梗白菜的重量。
3. 銅和鋅的相互作用影響水稻各部位銅和鋅的程度為：糙米 > 地上部 ≥ 稻根。不管有無施用石灰或堆肥，添加銅濃度 75 或 150 mg/kg 的土壤，再添加鋅 400 mg/kg，鋅會促進糙米吸收銅。添加鋅濃度 200 或 400 mg/kg 的土壤，再添加銅 75 或 150 mg/kg，銅大致上不會促進或抑制糙米吸收鋅。所以添加鋅對糙米吸收銅的影響較大，添加銅對糙米吸收鋅的影響較小。
4. 未施用改良劑下，添加銅濃度 75 mg/kg 或 150 mg/kg 的土壤，再額外添加鋅 200 或 400 mg/kg，鋅會抑制青梗白菜吸收銅。不管有無施用石灰或堆肥，未添加鋅、添加鋅 200 或 400 mg/kg 的土壤，再額外添加銅 75 mg/kg 或 150 mg/kg，銅不會促進或抑制青梗白菜吸收鋅。所以添加鋅對青梗白菜吸收銅的影響較大，添加銅對青梗白菜吸收鋅的影響較小。
5. 未施用改良劑下，添加鋅會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度，添加銅也會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度。施用石灰與堆肥後，添加鋅不會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取銅濃度，添加銅也不會促進 0.01 M CaCl₂ 可萃取鋅濃度。
6. 不管有無施用改良劑，0.05 M EDTA 與 0.005 M DTPA 可萃取銅濃度可預測糙米及青梗白菜中銅的濃度。未施用改良劑下，0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 及

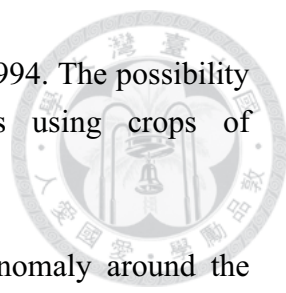
0.01 M CaCl_2 可萃取鋅濃度可預測糙米中鋅的濃度。施用石灰或堆肥後，此三種改良劑則無法預測糙米中鋅的濃度。不管有無施用改良劑，0.05 M EDTA、0.005 M DTPA 及 0.01 M CaCl_2 可萃取鋅濃度可預測梗白菜中鋅的濃度。



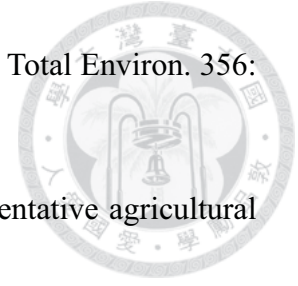
參考文獻



- 中央氣象局。2012。十月氣象資料。<http://www.cwb.gov.tw/V7/climate/monthlyData/mD.htm>
- 中華肥料協會。2005。作物施肥手冊。中華肥料協會編印。
- 林國清。2004。水稻新品種臺南 11 號之育成。臺南區農業改良場研究彙報 45:1-25。
- 行政院農委會農糧署。2012。肥料種類品目及規格。行政院農委會農糧署網站。http://www.afa.gov.tw/laws_index.asp?CatID=228
- 行政院農業委員會。1999。農作物中重金屬監測基準資料之建立。臺灣省農業藥物毒物試驗所編印。
- 行政院農委會農糧署。2012。臺灣地區稻米生產量調查業務簡訊。行政院農委會農糧署網站 http://www.afa.gov.tw/GrainStatistics_index.asp?CatID=140
- 行政院環保署。2003。土壤重金屬檢測方法—王水消化法。NIEA S321.63B。中華民國 92 年 7 月 1 日環署檢字第 0920047102 號公告。
- 李建鋒、陳榮五、陳世雄。2005。有機質肥料對水田土壤與水稻生育的影響。有機質肥料之施用對土壤與作物品質之影響研討會論文集。國立臺灣大學農業化學系編印。p. 105-114。
- 林浩潭。1991。以作物重金屬容許含量推算土壤中重金屬容許含量之探討。國立中興大學。臺中市。
- 許永瑜。1990。鋅鉻對水稻與蔬菜在臺灣主要土類中毒害臨界濃度之探討。國立中興大學。臺中市。
- Accioly, A. M. A., J. O. Siqueira, N. Curi, and F. M. S. Moreira. 2004. Lime amelioration of zinc and cadmium toxicities for eucalyptus camaldulensis seedlings cultivated in contaminated soil. Rev. Bras. Cienc. Solo 28: 775-783.
- Alloway, B. J. 1995. Heavy metals in the soil. Blackie academic and professional, Glasgow, UK.

- 
- Baker, A. J. M., S. P. McGrath, C. M. D. Sidoli, and R.D. Reeves. 1994. The possibility of in-situ heavy-metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resour. Conserv. Recycl.* 11: 41-49.
- Barcan, V., and E. Kohnatsky. 1998. Soil surface geochemical anomaly around the copper-nickel metallurgical smelter. *Water Air Soil Pollut.* 103: 197-218.
- Basta, N. T., and S. L. McGowen. 2004. Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environ. Pollut.* 127: 73-82.
- Besnard, E., C. Chenu, and M. Robert. 1999. Distribution of Copper in champagne vineyards soils, as influenced by organic amendments. *Proc. 5th Int. Conf. Biogeochem. Trace Elements.* Vienna.
- Bhattacharyya, P., A. Chakraborty, K. Chakrabarti, S. Tripathy, and M.A. Powell. 2006. Copper, and zinc uptake by rice and accumulation in soil amended with municipal solidwaste compost. *Environ. Geol.* 49: 1064-1070.
- Brar, M. S., and G. S. Sekhon. 1976. Interaction of zinc with other micro-nutrient cations: effect of copper on zinc absorption by wheat seedlings and its translocation within plants. *Plant Soil* 45: 137-143.
- Cao, X. D., A. Wahbi, L. N. Ma, B. Li, and Y. L. Yang. 2009. Immobilization of Zn, Cu, and Pb in contaminated soils using phosphate rock and phosphoric acid. *J. Hazard. Mater.* 164: 555-564.
- Cavallaro, N., and M. B. McBride. 1978. Copper and cadmium adsorption characteristics of selected acid and calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 550-556.
- Chaudhry, F. M., M. Sharif, A. Latif, and R.H. Qureshi. 1973. Zinc-copper antagonism in nutrition of rice (*Oryza sativa* L). *Plant Soil* 38: 573-580.
- Chen, Y. X., Y. P. Wang, W. X. Wu, Q. Lin, and S. G. Xue. 2006. Impacts of chelate-assisted phytoremediation on microbial community composition in the

rhizosphere of a copper accumulator and non-accumulator. *Sci. Total Environ.* 356: 247-255.



Chen, Z. S., and D. Y. Lee. 1995. Heavy metals contents of representative agricultural soils in Taiwan. *J. Chin. Inst. Chem. Eng.* 5: 205-211.

Chen, Z. S., G. J. Lee, and J. C. Liu. 2000. The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. *Chemosphere.* 41: 235-242.

Deabreu, C. A., B. Vanraij, M. F. Deabreu, W. R. Dossantos, and J.C. Deandrade. 1996. Efficiency of multinutrient extractants for the determination of available copper in soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27: 763-771.

Deluisa, A., P. Giandon, M. Aichner, P. Bortolami, L. Bruna, A. Lupetti, Et Al. 1996. Copper pollution in Italian vineyard soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 27: 1537-1548.

Fageria, N. K. 2002. Influence of micronutrients on dry matter yield and interaction with other nutrients in annual crops. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 37: 1765-1772.

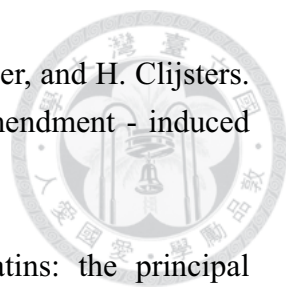
Faostat. 2012. [Http://faostat.fao.org/](http://faostat.fao.org/)

Fox, T. C., and M. L. Guerinot. 1998. Molecular biology of cation transport in plants. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Molec. Biol.* 49: 669-696.

Gatti, M., I. A. Scotti, and S. Silva. 1991. Evaluation of soil extractants to estimate available micronutrients under wheat-field conditions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22: 1883-1893.

Gardner, W. H. 1986. Water content. P. 493-544. in A. Klute et al. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 1. physical and mineralogical method.* Second edition. Agronomy monograph 9. Madison, Wisconsin, USA.

Gee, G. W., and J. W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. P. 382-412. in A. Klute et al. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 1. physical and mineralogical method.* Second edition. Agronomy monograph 9. Madison, Wisconsin, USA.

- 
- Geebelen, W., D. C. Adriano, D. Van Der Lelie, M. Mench, R. Carleer, and H. Clijsters. 2003. Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment - induced immobilization of lead in soils. *Plant Soil* 249: 217-228.
- Grill, E., E. L. Winnacker, and M. H. Zenk. 1985. Phytochelatins: the principal heavy-metal complexing peptides of higher-plants. *Science* 230: 674-676.
- Gu, H. H., H. Qiu, T. Tian, S. S. Zhan, T. H. B. Deng, and R. L. Chaney. 2011. Mitigation effects of silicon rich amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza Sativa* L.) Planted on multi-metal contaminated acidic soil. *Chemosphere*. 83: 1234-1240.
- Gupta, A. K., and S. Sinha. 2006. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of *sesamum indicum* (L.) Var. T55 grown on soil amended with tannery sludge: selection of single extractants. *Chemosphere*. 64: 161-173.
- Hooda, P. S., D. McNulty, B. J. Alloway, and M. N. Aitken. 1997. Plant availability of heavy metals in soils previously amended with heavy applications of sewage sludge. *J. Sci. Food Agric.* 73: 446-454.
- Hseu, Z. Y., S. W. Su, H. Y. Lai, H. Y. Guo, T. C. Chen, and Z. S. Chen. 2010. Remediation techniques and heavy metal uptake by different rice varieties in metal-contaminated soils of Taiwan: new aspects for food safety regulation and sustainable agriculture. *Soil Sci. Plant Nutr.* 56: 31-52.
- Huang, J. H., S. H. Hsu, and S. L. Wang. 2011. Effects of rice straw ash amendment on Cu solubility and distribution in flooded rice paddy soils. *J. Hazard. Mater.* 186: 1801-1807.
- Johnson, A., and N. Singhal. 2010. Amendment-enhanced phytoextraction of soil contaminants. Nova science press, Inc, New York.
- Jones, J. B., Jr., and V. W. Case. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. 1990. p.389-427. In R.L. Westerman (ed.). *Soil Testing and Plant Analysis*. 3rd edition, Soil Science Society of America, Book series No.3.

Kabata-Pendias, A., and H. Pendias. 2001. Trace Elements In Soils and Plants. 3rd Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Khan, M. J., and D. L. Jones. 2008. Chemical and organic immobilization treatments for reducing phytoavailability of heavy metals in copper-mine tailings. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171: 908-916.

Khan, M. J., and D. L. Jones. 2009. Effect of composts, lime and diammonium phosphate on the phytoavailability of heavy metals in a copper mine tailing soil. *Pedosphere* 19: 631-641.

Kim B. and M. B. McBride. 2009. Phytotoxic effects of Cu and Zn on soybeans grown in field-aged soils: their additive and interactive actions. *J Environ. Qual.* 38: 2253-2259.

Kuo, S., E. J. Jellum, and A. S. Baker. 1985. Effects of soil type, liming, and sludge application on zinc and cadmium availability to swiss chard. *Soil Sci.* 139: 122-130.

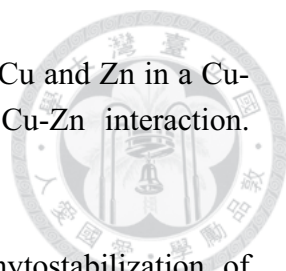
Lee, S. H., J. S. Lee, Y. J. Choi, and J.G. Kim. 2009. In situ stabilization of cadmium-, lead-, and zinc-contaminated soil using various amendments. *Chemosphere* 77: 1069-1075.

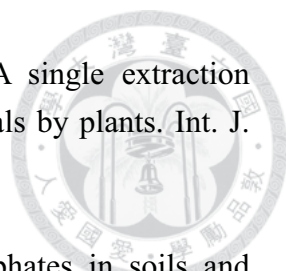
Lee, T. M., H. Y. Lai, and Z. S. Chen. 2004. Effect of chemical amendments on the concentration of cadmium and lead in long-term contaminated soils. *Chemosphere* 57: 1459-1471.

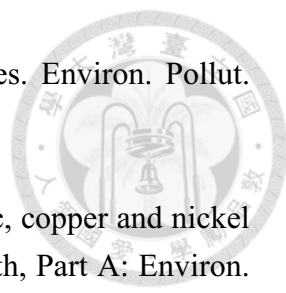
Lindsay, W. L., and W. A. Norvell. 1978. Development of a dtpa soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 421-428.

Liu, C. L., Wang, Y. P., Liao, Y. L., Wu, C. R., Huang, C. H., Sung, C. C., and Lee, C. 1998. Report of soil and fertilizer experimental series in 1998. Taiwan: Council of Agriculture, Executive Yuan.

Luo, Y. M., and D. L. Rimmer. 1995. Zinc copper interaction affecting plant-growth on a metal-contaminated soil. *Environ. Pollut.* 88: 79-83.

- 
- Luo, Y. M., W. D. Yan, P. Christie. 2001. Soil solution dynamics of Cu and Zn in a Cu- and Zn-polluted soil as influenced by γ -irradiation and Cu-Zn interaction. *Chemosphere*. 42: 179-184.
- Madejon, P., P. Burgos, F. Cabrera, and E. Madejon. 2009. Phytostabilization of amended soils polluted with trace elements using the mediterranean shrub: *rosmarinus officinalis*. *Int. J. Phytoremediat.* 11: 542-557.
- Martinez, C. E., and H. L. Motto. 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environ. Pollut.* 107: 153-158.
- McBride, M. B., 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Adv. Soil Sci.* 10: 1-56.
- McBride, M. B., M. Pitiranggon, and B. Kim. 2009. A comparison of tests for extractable copper and zinc in metal-spiked and field-contaminated soil. *Soil Sci.* 174: 439-444.
- McBride, M., S. Sauve, and W. Hendershot. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *Eur. J. Soil Sci.* 48: 337-346.
- McLaughlin, M. J., B. A. Zarcinas, D. P. Stevens, and N. Cook. 2000. Soil testing for heavy metals. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31: 1661-1700.
- Mench, M. J., V. L. Didier, M. Loffler, A. Gomez, and P. Masson. 1994. A mimicked in-situ remediation study of metal-contaminated soils with emphasis on cadmium and lead. *J. Environ. Qual.* 23: 58-63.
- Mohamed, I., B. Ahamadou, M. Li, C.X. Gong, P. Cai, and W. Liang . 2010. Fractionation of copper and cadmium and their binding with soil organic matter in a contaminated soil amended with organic materials. *J. Soils Sediments* 10: 973-982.
- Nelson, D. W., and L. E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. p. 961-110. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, and M. E. Sumner (ed.) *Methods of soil analysis, Part 3*. ASA and SSSA, Madison, WI, USA.

- 
- Novozamsky, I., T. M. Lexmond, and V. J. G. Houba. 1993. A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy-metals by plants. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 51: 47-58.
- Nriagu, J. O. 1984. Formation and stability of base metal phosphates in soils and sediments. Pp. 318–329. In Nriagu, J. O., and Moore, P. B. (eds.) *Phosphate minerals*. Springer-verlag, Berlin.
- Nriagu, J. O., and T. S. Lin. 1995. Trace metals in wild rice in the united states. *Sci. Total Environ.* 172: 223-228.
- Oste, L. A., T. M. Lexmond, and W. H. Van Riemsdijk. 2002. Metal immobilization in soils using synthetic zeolites. *J. Environ. Qual.* 31: 813-821.
- Padmavathiamma, P. K., and L.Y. Li. 2007. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollut.* 184: 105-126.
- Pip, E. 1993. Cadmium, copper, and lead in wild rice from central canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 179-181.
- Paradelo, R., A. Villada, and M. T. Barral. 2011. Reduction of the short-term availability of copper, lead and zinc in a contaminated soil amended with municipal solid waste compost. *J. Hazard. Mater.* 188: 98-104.
- Paugh, R. E., Dick, D. G., and Fredeen, A. L. 2002. Heavy metal (Pb, Zn Cd, Fe and Cu) contents of plant foliage near the Anvil range lead/zinc mine, Faro, Yukon Territory. *Ecotox. Environ. Safe.* 52: 273-279.
- Raskin I, Ensley B. D. 2000. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Rizzi, L., G. Petruzzelli, G. Poggio, and G.V. Guidi. 2004. Soil physical changes and plant availability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization. *Chemosphere.* 57: 1039-1046.
- Römken, P. F. A. M., Guo, H. Y., Chu, C. L., Liu, T. S., Chiang, C. F., and Koopmans, G. F. 2009. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of

- 
- soil-plant transfer models to improve soil protection guidelines. *Environ. Pollut.* 157: 2435-2444.
- Sarkunan, V., A. K. Misra, and P. K. Nayar. 1989. Interaction of zinc, copper and nickel in soil on yield and metal content in rice. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Environ. Sci. Eng. Toxic Hazard. Subst. Control* 24: 459-466.
- Shoemaker, H. E., E. O. Mclean, and P.E. Pratt. 1961. Buffer methods for determining the lime requirement of soils with appreciable amounts of extractable aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 25:274-277.
- Soil Survey Staff. 2010. *Keys to Soil Taxonomy*. Eleventh ed. USDA Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA.
- Soriano-Disla, J. M., I. Gomez, J. Navarro-Pedreno, and A. Lag-Brotons. 2010. Evaluation of single chemical extractants for the prediction of heavy metal uptake by barley in soils amended with polluted sewage sludge. *Plant Soil* 327: 303-314.
- Thomas, G. W. 1996. Soil pH and soil acidity. P. 475-490. in: D. L. Sparks et al. (eds.). *Methods of soil analysis. Part 3. chemical and microbiological properties*. Second edition. Agronomy monograph 9. Madison, Wisconsin, USA.
- Ure, A. 1995. *Heavy Metals In Soil*. 2nd Ed. Blackie Academic & Professional, Glasgow.
- Van Erp, P. J., and P. Van Lune. 1991. Long-term heavy metal leaching from soils-sewage sludge and soil/sewage mixtures. *Environ. Sci. Technol.* 25: 706-711.
- Wallace, A., E. M. Romney, G.V. Alexander, and J. Kinnear. 1977. Phytotoxicity and some interactions of essential trace-metals iron, manganese molybdenum, zinc, copper, and boron. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 8: 741-750.
- Wang, X. X., P. Li, T. L. Zhang, D. M. Zhou, and Y. Q. He. 2009. Distribution and accumulation of copper and cadmium in soil-rice system as affected by soil amendments. *Water Air Soil Pollut.* 196: 29-40.

Weast, R. C. (Ed.), 1977. CRC Handbook Of Chemistry and Physics, 58th Ed. CRC Press, Cleveland, OH.

Weis, J. S., T. Glover, and P. Weis. 2004. Interactions of metals affect their distribution in tissues of phragmites australis. *Environ. Pollut.* 131: 409-415.

WHO. 2012. <http://www.who.int/en/>

Wong, M. H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere.* 50: 775-780.

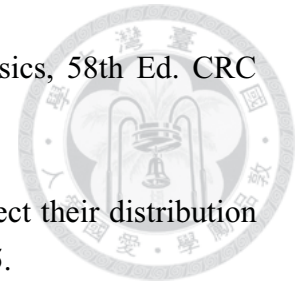
Yoo, M. S., and B. R. James. 2003. Zinc extractability and plant uptake in flooded, organic waste-amended soils. *Soil Sci.* 168: 686-698.

Zeng, F. R., S. Ali, H. T. Zhang, Y. B. Ouyang, B. Y. Qiu, F. B. Wu, Et Al. 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environ. Pollut.* 159: 84-91.

Zhang, M. K., Z. Y. Liu, and H. Wang. 2010. Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 41: 820-831.

Zhang, X. W., L. S. Yang, Y. H. Li, H. R. Li, W. Y. Wang, and B. X. Ye. 2012. Impacts of lead/zinc mining and smelting on the environment and human health in China. *Environ. Monit. Assess.* 184: 2261-2273.

Zhao, K. L., X. M. Liu, W. W. Zhang, J. M. Xu, and F. Wang. 2011. Spatial dependence and bioavailability of metal fractions in paddy fields on metal concentrations in rice grain at a regional scale. *J. Soils Sediments* 11: 1165-1177.



附錄目錄



	頁次
附圖 1、不同處理下水稻種植 141 天後之生長情形	128
附表 1、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻株高的影響	131
附表 2、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻分蘗數的影響	132
附表 3、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻地上部重量	133
附表 4、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻根重量	134
附圖 2、不同處理下土壤有機質含量(%)	135
附表 5、不同處理下銅鋅相互作用對水稻地上部銅與穀粒銅比值之影響	136
附表 6、不同處理下銅鋅相互作用對水稻根部銅與水稻地上部銅比值之影響 ..	137
附表 7、不同處理下銅鋅相互作用對水稻地上部鋅與穀粒鋅比值之影響	138
附表 8、不同處理下銅鋅相互作用對水稻根部鋅與水稻地上部鋅比值之影響 ..	139
附圖 3、不同處理下青梗白菜種植 27 天後之生長情形	140

附錄

(a) Cu 0 + Zn 0



(b) Cu 75 + Zn 0



(c) Cu 150 + Zn 0



附圖 1、不同處理下水稻種植 141 天後之生長情形 (a) Cu 0 + Zn 0 (b) Cu 75 + Zn 0 (c) Cu 150 + Zn 0 (0, 75, 150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; NA = 未施用改良劑 ; Comp = 施用堆肥 ; Lime = 施用石灰)

Fig. 1-1. Pictures of rice in different treatment after 141 days (a) Cu 0 + Zn 0 (b) Cu 75 + Zn 0 (c) Cu 150 + Zn 0 (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; NA = no amendment ; Comp = compost addition ; Lime = lime addition)



(d) Cu 0 + Zn 200



(e) Cu 75 + Zn 200



(f) Cu 150 + Zn 200



附圖 1-2、不同處理下水稻種植 141 天後之生長情形 (d) Cu 0 + Zn 200 (e) Cu 75 + Zn200 (f) Cu 150 + Zn 200 (0. 75, 150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0, 200, 400 = 添加鋅濃度 (mg/kg) ; NA=未施用改良劑 ; Comp = 施用堆肥 ; Lime = 施用石灰)

Fig. 1-2. Pictures of rice in different treatment after 141 days (d) Cu 0 + Zn 200 (e) Cu 75 + Zn 200 (f) Cu 150 + Zn 200 (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg) ; NA = no amendment ; Comp = compost addition, Lime = lime addition)



(g) Cu 0 + Zn 400



(h) Cu 75 + Zn 400



(i) Cu 150 + Zn 400



附圖 1-3、不同處理下水稻種植 141 天後之生長情形 (g) Cu 0 + Zn 400 (h) Cu 75 + Zn 400 (i) Cu 150 + Zn 400 (0, 75, 150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0, 200, 400 = 添加鋅濃度 (mg/kg) ; NA = 未施用改良劑 ; Comp = 施用堆肥 ; Lime = 施用石灰)

Fig. 1-3. Pictures of rice in different treatment after 141 days (g) Cu 0 + Zn 400 (h) Cu 75 + Zn 400 (i) Cu 150 + Zn 400 (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg) ; NA = no amendment ; Comp = compost addition ; Lime = lime addition)

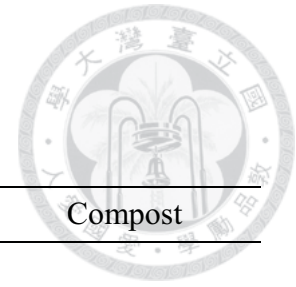
附表 1、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻株高的影響

Table 1. The effect of Cu - Zn interaction on the height of rice

Treatment§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	104 ± 1	95.8 ± 4.7	106 ± 6
	Zn 200	104 ± 3	94.0 ± 7.4	101 ± 6
	Zn 400	104 ± 8	98.1 ± 6.1	92.1 ± 8.8
Cu 75	Zn 0	106 ± 6	105 ± 5	113 ± 4
	Zn 200	96.6 ± 3.3	92.9 ± 7.6	93.4 ± 11.9
	Zn 400	101 ± 3	97.6 ± 5.9	86.6 ± 12.6
Cu 150	Zn 0	100 ± 6	98.0 ± 7.0	95.3 ± 9.6
	Zn 200	98.8 ± 8.8	93.6 ± 4.4	86.4 ± 15.8
	Zn 400	98.1 ± 16.7	101 ± 11	63.1 ± 9.0

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.



附表 2、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻分蘗數的影響

Table 2. The effect of Cu - Zn interaction on the tiller number of rice

Treatment§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	10.5 ± 2.5	10.5 ± 1.7	12.8 ± 1.0
	Zn 200	10.3 ± 1.7	12.3 ± 2.2	8.25 ± 1.50
	Zn 400	12.3 ± 1.0	11.5 ± 1.9	11.5 ± 2.6
Cu 75	Zn 0	11.8 ± 0.5	11.8 ± 1.0	10.8 ± 0.5
	Zn 200	13.0 ± 0.8	12.5 ± 1.3	9.75 ± 3.77
	Zn 400	13.8 ± 2.2	12.8 ± 1.0	6.00 ± 2.16
Cu 150	Zn 0	12.0 ± 1.4	12.5 ± 1.3	8.50 ± 1.29
	Zn 200	13.3 ± 1.5	11.8 ± 1.7	6.75 ± 2.63
	Zn 400	12.0 ± 2.9	10.8 ± 1.5	4.75 ± 3.10

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

附表 3、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻地上部重量 (g/pot) 的影響
 Table 3. The effect of Cu - Zn interaction on the weight of rice shoot (g/pot)

Treatment§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	27.5 ± 4.96	24.4 ± 3.77	36.8 ± 1.32
	Zn 200	29.1 ± 7.11	24.9 ± 3.40	25.9 ± 9.57
	Zn400	28.5 ± 6.91	24.9 ± 5.10	20.7 ± 5.35
Cu 75	Zn0	31.9 ± 4.59	29.0 ± 1.44	32.9 ± 4.06
	Zn 200	26.8 ± 2.05	28.9 ± 4.45	16.9 ± 4.95
	Zn 400	26.5 ± 4.33	32.4 ± 3.06	10.8 ± 5.86
Cu 150	Zn 0	28.6 ± 1.10	23.1 ± 3.05	24.6 ± 5.36
	Zn 200	24.4 ± 1.60	25.6 ± 4.97	11.5 ± 6.72
	Zn 400	20.3 ± 2.81	21.4 ± 0.991	5.93 ± 4.59

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

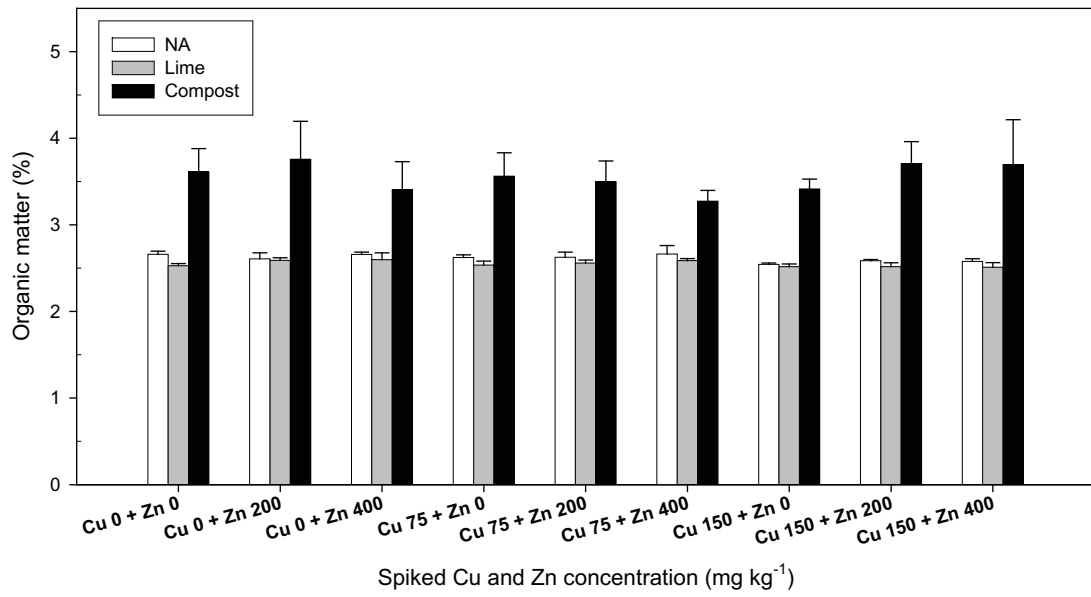
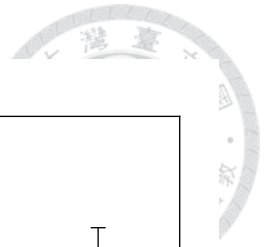
附表 4、不同處理下銅和鋅相互作用對水稻根重量 (g/pot) 的影響

Table 4. The effect of Cu - Zn interaction on the weight of rice root (g/pot)

Treatment§		NA	Lime	Compost
Cu 0	Zn 0	4.56 ± 1.11	4.77 ± 1.38	5.32 ± 0.742
	Zn 200	4.79 ± 1.56	6.35 ± 2.50	3.83 ± 1.58
	Zn 400	4.39 ± 0.694	4.60 ± 1.50	3.61 ± 1.16
Cu 75	Zn 0	6.57 ± 1.56	4.98 ± 0.248	4.41 ± 0.761
	Zn 200	5.02 ± 0.933	6.58 ± 1.46	2.73 ± 1.44
	Zn 400	4.22 ± 0.925	5.18 ± 1.47	1.41 ± 0.758
Cu 150	Zn 0	4.97 ± 0.798	4.95 ± 1.48	4.36 ± 0.486
	Zn 200	3.82 ± 0.900	5.00 ± 1.33	1.05 ± 0.464
	Zn 400	3.79 ± 0.949	2.89 ± 0.362	0.856 ± 0.750

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.



附圖 2、不同處理下土壤有機質含量(%)

Fig. 2. Organic matter content (%) in different treatments

附表 5、不同處理下銅鋅相互作用對水稻地上部銅與穀粒銅比值之影響

Table 5. The effect of Cu-Zn interaction on shoot Cu/ grain Cu in different treatments

Treatments§		Shoot Cu/grain Cu		
Cu	Zn	NA	Lime	Compost
0	0	0.45 ± 0.03 e#	0.65 ± 0.17 e	0.59 ± 0.16 b
	200	0.533 ± 0.07 de	0.83 ± 0.15 de	0.72 ± 0.20 b
	400	0.75 ± 0.08 de	0.99 ± 0.38 cde	2.56 ± 1.95 a
75	0	1.46 ± 0.66 abc	1.42 ± 0.30 bcd	0.87 ± 0.15 ab
	200	1.94 ± 0.22 a	1.56 ± 0.17 abc	2.10 ± 0.09 ab
	400	1.14 ± 0.24 bcd	1.38 ± 0.33 bcd	0.96 ± 0.24 ab
150	0	1.78 ± 0.11 a	2.20 ± 0.21 a	1.63 ± 0.51 ab
	200	1.76 ± 0.11 ab	1.84 ± 0.32 ab	1.6 ± 0.65 ab
	400	1.07 ± 0.19 cd	1.20 ± 0.03 bcde	1.00 ± 0.12 ab

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

附表 6、不同處理下銅鋅相互作用對水稻根部銅與水稻地上部銅比值之影響
 Table 6. The effect of Cu-Zn interaction on root Cu/ shoot Cu in different treatments

Treatments§		Root Cu/shoot Cu		
Cu	Zn	NA	Lime	Compost
0	0	3.95 ± 0.51 bc#	2.71 ± 0.45 d	4.01 ± 1.88 d
	200	3.73 ± 0.25 bc	2.58 ± 0.28 d	5.57 ± 1.15 cd
	400	2.37 ± 0.65 c	3.29 ± 0.44 d	3.72 ± 1.25 d
75	0	3.92 ± 1.37 bc	5.57 ± 1.83 bcd	9.89 ± 1.36 b
	200	4.94 ± 0.73 bc	6.38 ± 0.87 bcd	6.85 ± 1.15 bcd
	400	5.67 ± 0.77 bc	4.91 ± 0.95 bcd	5.37 ± 0.80 cd
150	0	6.54 ± 1.98 ab	8.37 ± 1.66 abc	17.4 ± 3.18 a
	200	6.67 ± 1.49 ab	7.39 ± 1.37 bc	8.57 ± 2.32 bc
	400	9.89 ± 3.97 a	12.6 ± 4.78 a	6.87 ± 2.18 bcd

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

附表 7、不同處理下銅鋅相互作用對水稻地上部鋅與穀粒鋅比值之影響

Table 7. The effect of Cu - Zn interaction on shoot Zn/grain Zn in different treatments

Treatments§		Shoot Zn/ grain Zn		
Zn	Cu	NA	Lime	Compost
0	0	0.86 ± 0.15 c#	0.78 ± 0.20 d	0.68 ± 0.12 b
	75	0.99 ± 0.21 c	1.26 ± 0.30 bcd	0.78 ± 0.12 a
	150	1.11 ± 0.22 c	0.96 ± 0.20 bcd	0.61 ± 0.07 a
200	0	1.68 ± 0.17 c	0.94 ± 0.21 cd	1.26 ± 0.17 a
	75	2.81 ± 0.29 bc	1.00 ± 0.36 bcd	0.74 ± 0.10 a
	150	2.63 ± 0.33 bc	1.18 ± 0.30 bcd	0.98 ± 0.52 a
400	0	4.29 ± 1.78 ab	1.99 ± 0.36 ab	1.56 ± 0.38 a
	75	4.24 ± 1.09 ab	1.95 ± 0.57 abc	1.65 ± 1.02 a
	150	5.53 ± 2.36 a	2.45 ± 0.90 a	0.75 ± 0.32 a

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.

附表 8、不同處理下銅鋅相互作用對水稻根部鋅與水稻地上部鋅比值之影響
 Table 8. The effect of Cu - Zn interaction on root Zn/ shoot Zn in different treatments

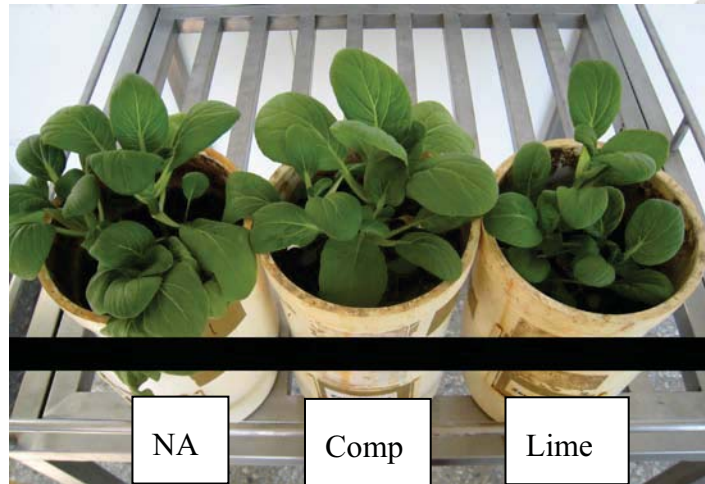
Treatments§		root Zn/shoot Zn		
Zn	Cu	NA	Lime	Compost
0	0	1.73 ± 0.42 cd#	1.45 ± 0.44 c	2.53 ± 0.33 bc
	75	1.24 ± 0.15 d	0.987 ± 0.392 c	2.09 ± 0.73 c
	150	1.46 ± 0.35 d	1.05 ± 0.25 c	2.29 ± 0.30 bc
200	0	4.26 ± 0.78 a	4.91 ± 0.62 ab	3.60 ± 0.85 bc
	75	2.68 ± 0.33 bcd	3.79 ± 0.50 ab	4.94 ± 0.23 bc
	150	2.60 ± 0.51 bcd	3.07 ± 0.60 bc	3.87 ± 0.59 bc
400	0	3.24 ± 1.02 ab	5.34 ± 0.74 a	4.30 ± 0.77 bc
	75	3.13 ± 0.72 abc	3.94 ± 0.94 ab	5.06 ± 2.94 b
	150	2.18 ± 0.67 bcd	4.56 ± 2.07 ab	8.61 ± 1.44 a

§ NA = no amendment ; Lime = lime addition ; Compost = compost addition ; 0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg).

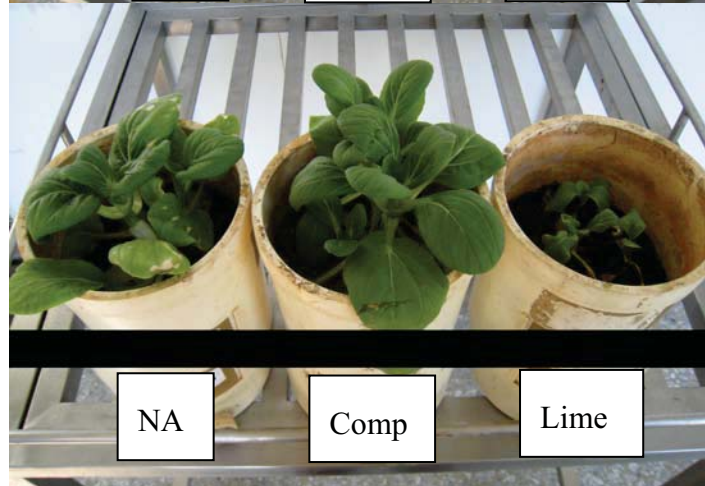
Values represent mean ± standard deviation (n=4). Different letters within same column are significantly different after ANOVA and Tukey's HSD at p = 0.05.



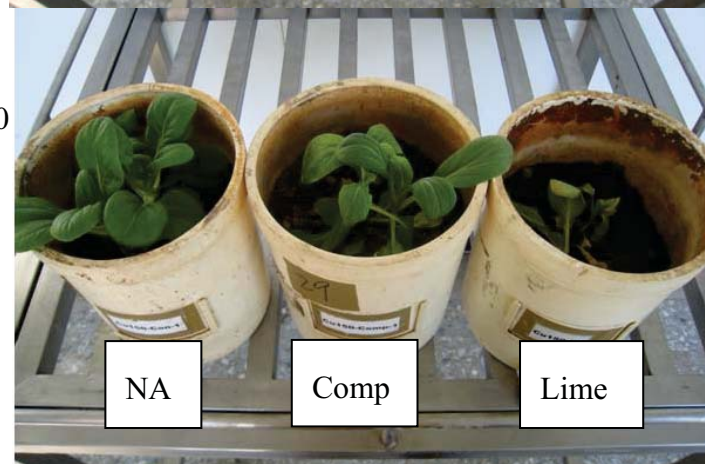
(a) Cu 0 + Zn 0



(b) Cu 75 + Zn 0



(c) Cu 150 + Zn 0

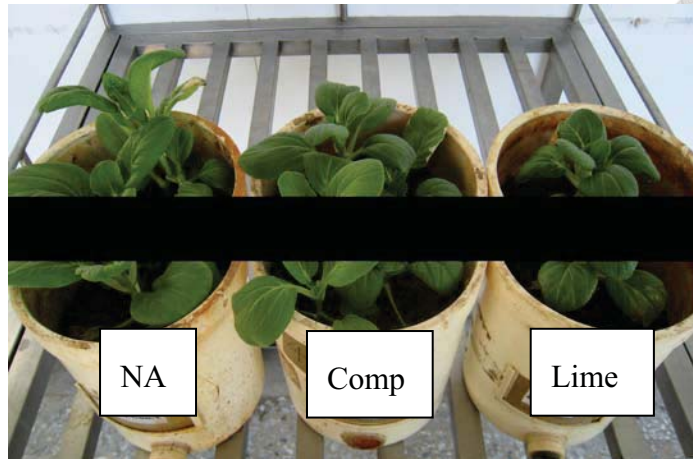


附圖 3、不同處理下青梗白菜種植 27 天後之生長情形 (a) Cu 0 + Zn 0 (b) Cu 75 + Zn 0 (c) Cu 150 + Zn 0 (0, 75, 150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; NA = 未施用改良劑 ; Comp = 施用堆肥 ; Lime = 施用石灰)

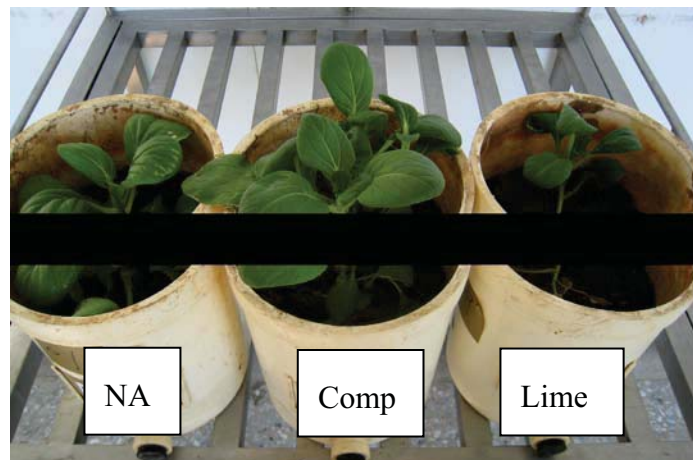
Fig. 3-1. Pictures of Bok Coy in different treatments after 27 days (a) Cu 0 + Zn 0 (b) Cu 75 + Zn 0 (c) Cu 150 + Zn 0 (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; NA = no amendment ; Comp = compost addition ; Lime = lime addition)



(d) Cu 0 + Zn 200



(e) Cu 75 + Zn 200



(f) Cu 150 + Zn 200

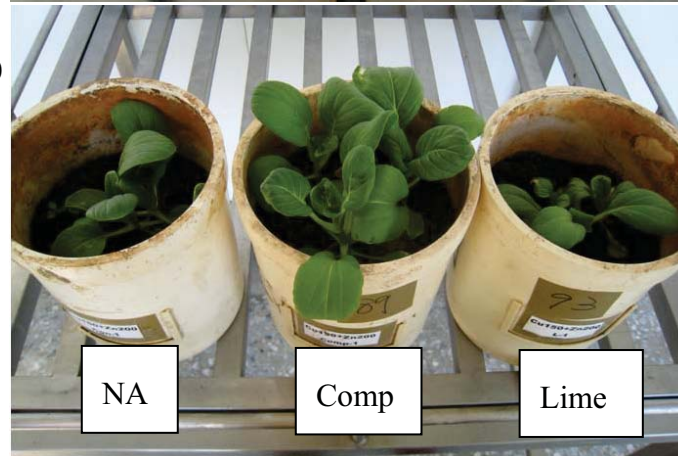
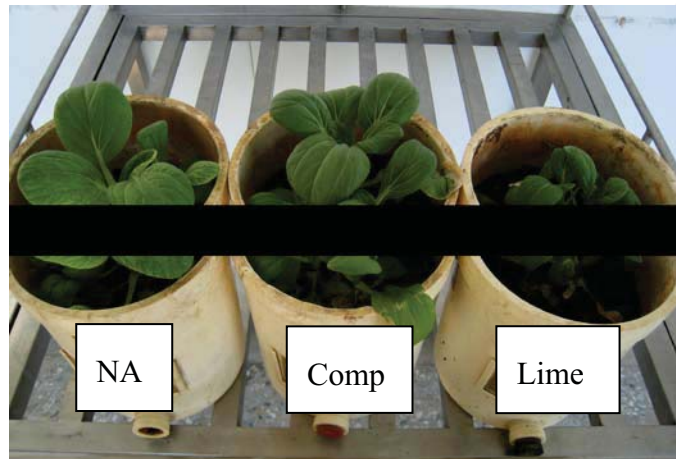


圖 3-2、不同處理下青梗白菜種植 27 天後之生長情形 (d) Cu 0 + Zn 200 (e) Cu 75 + Zn200 (f) Cu 150 + Zn 200 (0, 75, 150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0, 200, 400 = 添加鋅濃度 (mg/kg) ; NA=未施用改良劑 ; Comp = 施用堆肥 ; Lime = 施用石灰)

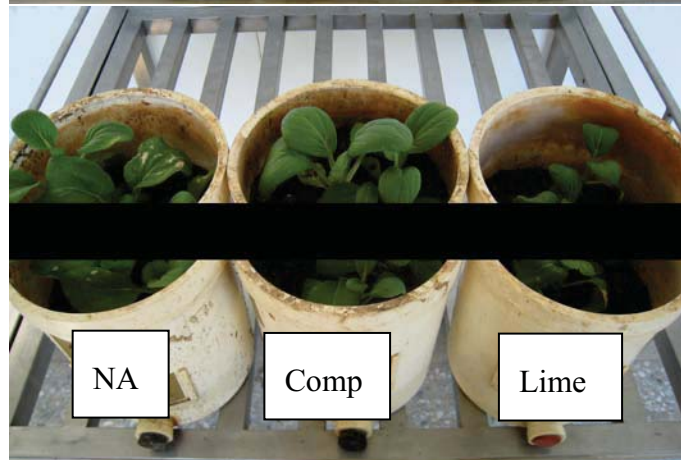
Fig. 3-2. Pictures of Bok Coy in different treatments after 27 days (d) Cu 0 + Zn 200 (e) Cu 75 + Zn200 (f) Cu 150 + Zn 200 (0, 75, 150 = spiked Cu concentration(mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg) ; NA = no amendment ; Comp = compost addition ; Lime = lime addition



(g) Cu 0 + Zn 400



(h) Cu 75 + Zn 400



(i) Cu 150 + Zn 400

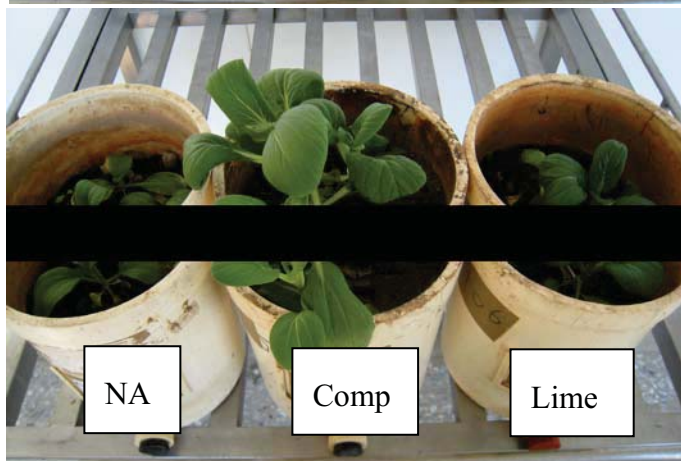


圖 3-3、不同處理下青梗白菜種植 27 天後之生長情形 (g) Cu 0 + Zn 400 (h) Cu 75 + Zn 400 (i) Cu 150 + Zn 400 (0, 75, 150 = 添加銅濃度 (mg/kg) ; 0, 200, 400 = 添加鋅濃度(mg/kg) ; NA = 未施用改良劑 ; Comp = 施用堆肥 ; Lime = 施用石灰)

Fig. 3-3. Pictures of Bok Coy in different treatments after 27 days (g) Cu 0 + Zn 400 (h) Cu 75 + Zn 400 (i) Cu 150 + Zn 400 (0, 75, 150 = spiked Cu concentration (mg/kg) ; 0, 200, 400 = spiked Zn concentration (mg/kg) ; NA = no amendment ; Comp = compost addition ; Lime = lime addition