

地景破碎化及農法對宜蘭縣三星鄉水稻田節肢動物之影響

陳季呈*、彭冠華、徐輝妃、潘昶儒、游之穎、徐仲禹

行政院農委會花蓮區農業改良場

* 聯繫人 e-mail: cheng@hdares.gov.tw

摘要

本試驗 2017 及 2018 年於宜蘭縣三星鄉，探討建物、道路等人造設施造成之水稻田破碎化與有機、慣行農法對節肢動物之影響，並於 2017 及 2018 年以植物多樣性之低及高分別設置低破碎樣區。調查結果顯示，總捕獲之節肢動物種類及數量 2017 年在高破碎樣田較低破碎樣田多，但 2018 年調查結果則呈相反趨勢，在低破碎樣田較高破碎樣田多，兩年結果皆具顯著差異，其中 2017 年以有機高破碎樣田捕獲 50.3 種、2018 年有機低破碎樣田 66.7 種為最多，且稻害蟲與天敵亦有相似趨勢。農法因子方面，2017 年慣行樣田捕獲之稻害蟲及天敵數量顯著高於有機樣田，但 2018 年有機樣田捕獲之稻害蟲種類及數量顯著高於慣行樣田，捕食性天敵亦呈相似趨勢。破碎及農法因子對節肢動物雖有影響，但植物多樣性的影響更強烈，考量到生物防治功能，保留、建立田間綠帶對於大面積有機農業區將更具優勢。

關鍵字：水稻田、生態功能群、節肢動物、有機農法

引言

水稻為我國及亞洲國家之主食，具重要經濟及國安地位。宜蘭地處台灣東北部，耕作模式多為小農經營，研究指出宜蘭農地隨時間推進而越來越破碎，其中三星鄉靠近羅東市區之尾塹、大洲、大義三個村尤其嚴重（林等 2012）。而農業正值由產量優先轉型為多樣化價值模式之轉型期，此價值包含生產、調節、支持與文化之生態系統服務



(Daily, 1997)。過去因對農藥的過度依賴，但在害蟲產生抗藥性、環保及食安意識高漲的現在，推行生態農法、有機農業為時勢所趨，藉由友善環境、去水泥化及增加綠美化等棲地維護與營造，可增加田間捕食及擬寄生性節肢動物等天敵數量，進而防治害蟲，以生產更安全的食物，同時維護生物多樣性，范（2016）更以橙瓢蟲（*Micraspis discolor*）、爪哇長腳蛛（*Tetragnatha javana*）及日本長腳蛛（*Tetragnatha maxillosa*）作為花蓮水稻田的指標物種。本研究於 2017 及 2018 年選定宜蘭縣三星鄉之農田地景，探討破碎程度及有機、慣行農法操作對節肢動物的種類及數量之影響，期望在增加農民收益的同時，保護、提升生物多樣性及維護生態系統服務，達到生產與生態雙贏之效果。

材料與方法

一、試驗樣區選定

本試驗於宜蘭縣三星鄉，依建物數量等人為干擾因子劃分高低破碎樣區，高破碎樣區為大義村及其相鄰之行健村與萬富村，低破碎樣區則選定萬德村及人和村。2017 年樣區面積為 1*1 km²，2018 年為 1.5*1.5 km²，每年度均有代表高低破碎的兩塊樣區，每一樣區內各具 3 處有機及慣行樣田，共 12 處。樣區及樣田位置詳見圖一。

二、破碎化指數分析與車流量調查

（一）破碎化指數分析

試驗使用農田坵塊圖，並以 Geographic Information System (GIS) 10.5 版本將試驗樣區之高低破碎程度量化成數字進行比較，並分析各樣區由房舍與道路造成之破碎化程度。

（二）車流量調查

於 2018 年於高低破碎樣區之重要路口進行車流量調查，比較高低破碎、平假日及尖峰離峰時間的車流量，計算小客車當量數（Passenger Car Unit, PCU）。 $PCU = \text{機車} * 0.5 + \text{小客車} * 1 + \text{大型車} * 2 + \text{特種車} * 3$ 。

三、節肢動物調查

試驗於 2017 及 2018 年 4 至 7 月水稻分蘗盛期至採收前，以約 2 週一次，8 字型掃網法連續掃 20 網作一樣本，共計分別採集 5 及 6 次。並參考范（2016）將節肢動物分為稻害蟲（Pest）、雜草食者（Graminivore）、捕食者（Predator）、擬寄生者

(Parasitoid)、授粉者 (Pollinator) 及分解者 (Scavenger) 六大功能類群。

四、田埂植被調查

試驗於 2017 及 2018 年夏季各進行 2 次田埂雙子葉植被調查，記錄高低破碎與有機、慣行樣田田埂上雙子葉植物種類。

結果與討論

一、地景指數分析與車流量調查

了解地景破碎化最直觀的量化方式即為嵌塊數量，本試驗於 2017 及 2018 年選定的高低破碎樣區之嵌塊數量 (NumP) 分別為 939 與 602、1913 與 1526，高破碎樣區高於低破碎樣區。邊界總長 (TE) 與邊緣密度 (ED) 皆在高破碎樣區較高，代表高破碎樣區之嵌塊的質量與能量與周圍環境間交流強度較高；或因高破碎樣區皆經過農地重劃而低破碎樣區仍包含部分未重劃地，故代表嵌塊形狀複雜性的平均形狀指數 (MSI) 於高破碎地區較低，而單獨分析建物道路造成之破碎指數，高破碎樣區即呈現較高的數值與複雜性，同樣的狀況亦發生在碎形維度 (MPFD) 分析上，將道路建物單獨分析後，即可呈現高低破碎樣區之差異；試驗中平均嵌塊邊長 (MPE)、平均嵌塊面積 (MPS) 及嵌塊面積標準差 (PSSD) 顯示出低破碎樣區之嵌塊面積彼此差異較大且平均面積大於高破碎樣區，各項指數詳見表一。試驗選定樣區內民眾通勤重要路口進行車流量調查，調查結果顯示高破碎樣區於尖峰、離峰時段車流量為 496.5-649.5 PCU/Day 均顯著較低破碎低區 37.0-86.5 PCU/Day 為高。

二、節肢動物調查

試驗於兩年共採集節肢動物 82 科 165 種，其中稻害蟲 18 科 33 種、其它害蟲 21 科 37 種、捕食性天敵 19 科 38 種、擬寄生性天敵 10 科 34 種、中性物種 12 科 21 種及授粉者 2 科 2 種。重要稻害蟲有稻薊馬 (*Stenchaetothrips biformis*)、水稻潛葉蠅 (*Hydrellia griseola*)、稻心蠅 (*Hydrellia sasakii*)、稻負泥蟲 (*Oulema oryzae*)、稻癭蚊 (*Orseioa oryzae*)、黑條黑尾葉蟬 (*Nephotettix nigropictus*)、白背飛蝨 (*Sogatia furcifera*)、褐飛蝨 (*Nilaparvata lugens*) 及稻細蟻 (*Steneotarsonemus spinki*) 等；常見捕食性天敵有瓢蟲科 (Coccinellidae)、長足蛇科 (Dolichopodidae) 及蜻蛉目 (Odonata) 等，並有蛛型綱 (Arachnida) 7 科 13 種；常見擬寄生性天敵有膜翅目小繭蜂科 (Braconidae)、



小蜂科 (Chalcididae)、扁股小蜂科 (Elasmidae)、姬小蜂科 (Eulophidae) 及姬蜂科 (Ichneumonidae) 等。

2017 年調查結果顯示總捕獲之節肢動物種類及數量在高破碎樣田較低破碎樣田多，具顯著差異，有機高破碎樣田捕獲 50.3 種高於低有機破碎樣田之 41 種，而慣行高破碎樣田捕獲 46 種高於慣行低破碎樣田之 42 種，但在農法因子上差異並不顯著；就生態功能群分類討論，稻害蟲之種類及數量在高破碎樣田高於低破碎樣田，具顯著差異，而慣行樣田之稻害蟲數量高於有機樣田，具顯著差異，且破碎及農法因子具交感作用並影響稻害蟲種數，具顯著差異；捕食性天敵之種類與數量於高破碎樣田高於低破碎樣田，具顯著差異，而有機及慣行農法對於田間捕食性天敵並無顯著影響；擬寄生性天敵之種類在破碎及農法因子影響下均無顯著差異，而其數量於高破碎樣田高於低破碎樣田，具顯著差異（表二）。

2018 年調查結果顯示總捕獲之節肢動物種類及數量在低破碎樣田較高破碎樣田多，且具顯著差異，與 2017 年結果相反，有機低破碎樣田捕獲 66.7 種高於有機高破碎樣田之 54.3 種，而慣行低破碎樣田捕獲 58.3 種高於慣行高破碎樣田之 51 種，而在農法因子上差異仍不顯著；就生態功能群分類，稻害蟲之種類及數量於低破碎樣田高於高破碎樣田、於有機樣田高於慣行樣田，兩因子皆具顯著差異，但因子間並無顯著交感作用發生；捕食性天敵之種類於低破碎樣田高於高破碎樣田，具顯著差異，其種類及數量於有機樣田高於慣行樣田，具顯著差異；擬寄生性天敵數量於低破碎樣田高於高破碎樣田，具顯著差異，其種類在破碎及農法因子各別影響下並無顯著差異，但兩因子具交感作用，顯著影響其種類（表三）。

兩年調查結果顯示破碎因子對田間節肢動物有顯著影響，由於三星鄉水稻田常與雜木林及其他作物共存於同個地景，試驗於 2017 年樣區選擇時，在低破碎樣區盡可能讓樣區內水稻田面積最大化，並保持其完整性；而 2018 年則將鑲有雜木林及其他作物之區域納入低破碎樣區，節肢動物調查結果顯示兩者確有差異，且兩年調查結果正好相反，顯示棲地異質性對節肢動物影響強度相當大，文獻指出植物多樣性影響昆蟲多樣性，草本植物豐度會影響昆蟲群集的組成與豐度，而木本植物因結構複雜能比草本植物帶來更高的植食性昆蟲多樣性 (Lewinsohn *et al.*, 2005; Knops *et al.*, 1999)，正可以說明具雜木林、其它作物之低破碎樣區其節肢動物較高破碎樣區豐富，而較完整、大面積的

水稻田組成之低破碎樣區其節肢動物相較高破碎樣區差，顯示植物多樣性在人為擾動強烈之農田生態系中對於昆蟲族群仍非常重要。

三、田埂植被調查

試驗於 2017 及 2018 年調查田埂上之雙子葉植被，結果顯示高低破碎對於田埂植被種類多寡沒有顯著影響，而有機與慣行農法操作則具顯著差異（表四），有機樣田之田埂具有更多的田埂植被，可做為田間天敵之棲所，並於作物採收後之空窗期供其棲息。文獻指出日本曾進行全國尺度的調查，尋找關鍵生態熱點之位置，宜蘭亦有關於得子口溪流域之生態熱點及廊道建立之相關研究，而在農業環境下，田埂營造之綠籬即是一種廊道，棲息於綠籬內的天敵可擴散至作物間取食害蟲（林及楊 2012; Long *et al.*, 1998），如能以地景尺度在田間建立廊道用以連結生態熱點，將能以最小的單位面積兼顧保育與害蟲天敵防治。

結 語

農田位於都市與自然環境交界，除作糧食生產外，並具生態系統服務功能，可作為都市與自然環境之緩衝。試驗結果顯示使用有機農法可提高水稻田之節肢動物多樣性；另比較兩年試驗之低破碎樣區，當農地週邊植物多樣性提高時，其節肢動物種類及數量亦會上升，推測應與節肢動物微棲地類型隨植物多樣性提高有關，然此舉是否能增強害蟲天敵防治效果並提升產量尚未獲得證實，未來試驗可深入探討生產與生物的交互作用並予以量化，將有利於生態農業觀念之推廣。

重要參考文獻

- 李素馨、林敬好、吳治達 2012 都市邊緣農村地景破碎化研究 台灣土地研究 15：59-85。
- 林立、楊大吉 2012 綠籬對於三種作物害蟲防治之研究 花蓮區農業改良場研究彙報 3033-42。
- 林敬好、吳治達、莊永忠 2012 宜蘭農田地景變遷時空分析 - 以三星鄉尾塹村、大洲村與大義村為例 地理學報 64：1-20。



范美玲 2016 台灣東部水稻田無脊椎動物多樣性與指標物種研究 國立東華大學自然資源與環境學系博士論文。

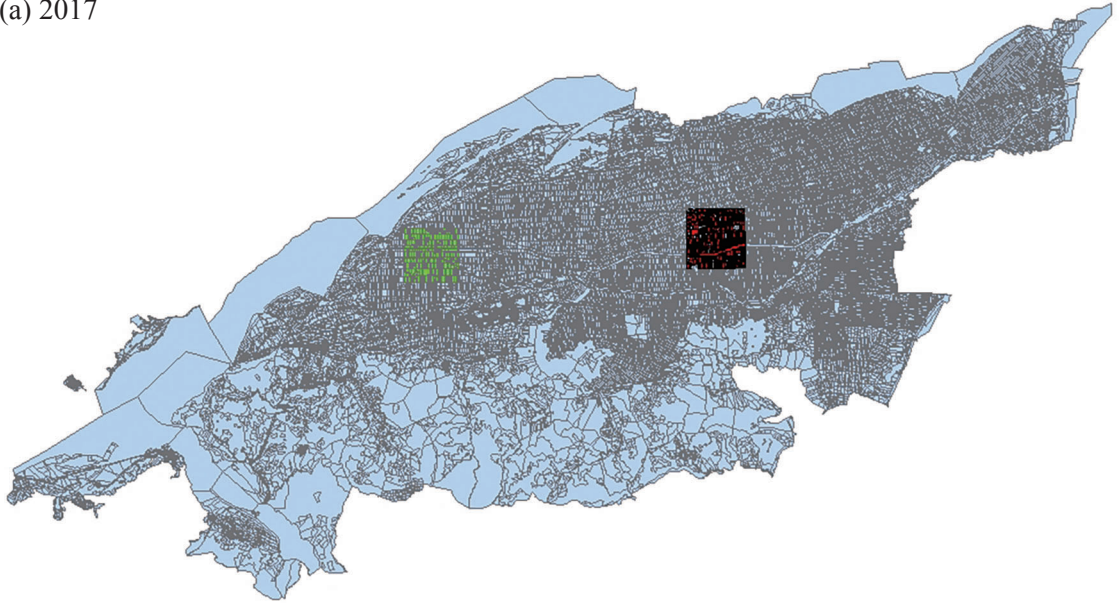
Daily, G.C.. 1997. Natures service: Societal Dependence on Natural Ecosystem. Island Press, Washington D. C.:12 Chapters.

Knops, J.M.H., D. Tilman, N.M. Haddad, S. Naeem, C.E. Mitchell, J. Haarstad, M.E. Ritchie, K.M. Howe, P.B. Reich, E. Siemann, and J. Groth. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecol. Letters* 2: 286-293.

Lewinsohn, T.M., V. Novotny, and Y. Basset. 2005. Insects on plants: Diversity of herbivore assemblages revisited. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 597-620.

Long, R.F., A. Corbett, C. Lamb, C. Reberg-Horton, J. Chandler, and M. Stimmann. 1998. Beneficial insects move from flowering plants to nearby crops. *California Agri* 52: 23-26.

(a) 2017



(b) 2018



圖一、2017 (a) 及 2018 (b) 年度之試驗樣區配置。左側為低破碎樣區，右側為高破碎樣區。

Fig. 1. The allocation of experimental areas in 2017 and 2018. Low landscape fragmentation areas were on the left side and high landscape fragmentation areas were on the right side.



表一、2017 及 2018 年試驗樣區破碎分析結果

Table1. Landscape fragmentation analyses results of experiment areas in 2017 and 2018.

Index ^z	MSI	MPFD	TE	ED	MPE	MPS	NumP	PSSD
2017								
Total								
H ^y	2.17078	1.59557	198584	1840.01	211.485	0.114937	939	0.124613
L ^x	3.35759	1.58359	153273	1666.18	254.606	0.152808	602	0.152448
Bulding								
H	13.1135	1.56176	43186.4	500.38	\	\	\	\
L	7.0682	1.47321	22654	277.129	\	\	\	\
2018								
Total								
H ^y	2.1523	1.59616	405939	1808.3	212.2	0.117348	1913	0.117985
L ^x	2.55941	1.5784	389691	1667.33	255.368	0.15316	1526	0.153622
Bulding								
H	18.2032	1.57949	85655.4	486.129	\	\	\	\
L	13.5615	1.53385	68239.8	338.679	\	\	\	\

^z: MSI: Mean Shape Index, MPFD: Mean Patch Fractal Dimension, TE: Total Edge, ED: Edge Density, MPE: Mean Patch Edge, MPS: Mean Patch Size, NumP: Number of Patches, PSSD: Patch Size Coefficient of Standard

^y: H means high landscape fragmentation

^x: L means Low landscape fragmentation

表二、2017年有機及地景破碎因子對田間節肢動物群集之影響

Table 2. Effects of organic and landscape fragmentation factors on arthropods community in paddies in 2017.

Investigated item	Pattern ^z	Pest	Graminivore	Predator	Parasitoid	Scavenger	Pollinator	Total
Species	H-O	13.3±2.1	5.7±1.5	13.0±3.0	6.0±1.0	12.0±1.0	0.3±0.6	50.3±1.5
	H-C	11.3±1.5	6.3±1.5	12.3±2.3	5.7±0.6	10.3±1.5	0	46.0±4.6
	L-O	9.0±1.0	3.3±1.5	8.3±2.5	6.0±1.0	13.7±2.5	0.7±1.2	41.0±3.0
	L-C	11.7±0.6	5.3±2.1	8.0±1.0	7.0±1.7	10±1.7	0	42.0±5.0
P value ^y								
	F-factor	0.040* ^z	0.125	0.010*	0.347	0.535	0.667	0.016*
	O-factor	0.694	0.207	0.719	0.631	0.032*	0.217	0.468
	I-factor	0.021*	0.512	0.904	0.347	0.359	0.667	0.257
Individuals	H-O	954.0±368.1	9.3±3.2	105.0±40.7	28.3±5.7	289.0±139.4	0.3±0.6	1387.7±217.7
	H-C	1503.7±247.3	7.7±3.1	83.3±4.0	33.0±12.2	234.0±101.8	0	1866.7±331.3
	L-O	616.7±64.8	9.0±6.3	68.7±8.6	13.7±5.5	254.7±68.4	0.7±1.2	969.3±60.9
	L-C	847.0±362.7	8.7±3.1	49.7±7.1	18.3±2.1	226.0±174.1	0	1161.0±206.7
P value								
	F-factor	0.017*	0.892	0.021*	0.009**	0.781	0.667	0.003**
	O-factor	0.047*	0.685	0.135	0.302	0.585	0.217	0.330
	I-factor	0.365	0.787	0.916	1.000	0.862	0.667	0.302

^z: H means high landscape fragmentation, L means Low landscape fragmentation, O means organic farming, C means conventional farming

^y: F means landscape fragmentation, O means organic, I means interaction

^z: * p<0.05, **p<0.01



表三、2018 年有機及地景破碎因子對田間節肢動物群集之影響

Table 3. Effects of organic and landscape fragmentation factors on arthropods community in paddies in 2018.

Investigated item	Pattern ^z	Pest	Graminivore	Predator	Parasitoid	Scavenger	Pollinator	Total
Species	H-O	13.7±0.6	8.0±1.0	14.3±0.6	5.0±1.0	12.3±3.1	1.0±1.0	54.3±2.1
	H-C	8.0±2.7	6.3±0.6	13.7±2.1	10.3±2.1	12.7±0.6	0	51.0±6.0
	L-O	14.7±1.2	10.0±1.0	17.7±0.6	11.7±0.6	12.0±1.7	0.7±0.6	66.7±0.6
	L-C	12.7±1.2	9.7±2.5	15.0±1.0	9.7±2.1	10.7±2.1	0.7±0.6	58.3±6.0
P value ^y								
F-factor		0.015* ^z	0.014*	0.011*	0.110	0.356	0.667	0.005**
O-factor		0.003**	0.273	0.046*	0.105	0.685	0.217	0.050
I-factor		0.079	0.455	0.195	0.004**	0.504	0.217	0.353
Individuals	H-O	675.3±134.7	21.7±9.6	105.7±2.9	18.3±7.1	757.7±293.8	0.3±0.6	1579.0±440.8
	H-C	444.7±333.8	19.3±5.9	58.7±12.1	28.7±5.9	736.3±245.1	0.7±1.2	1288.3±322.2
	L-O	1571.0±134.3	38.0±9.2	153.0±53.8	47.3±16.0	519.7±236.8	0.7±0.6	2328.0±246.7
	L-C	875.7±473.6	42.0±11.3	46.7±7.0	36.0±7.2	674.7±123.1	1.3±1.5	1676.3±535.8
P value								
F-factor		0.005**	0.006**	0.304	0.013*	0.298	0.430	0.039*
O-factor		0.030*	0.879	0.001**	0.932	0.633	0.430	0.077
I-factor		0.223	0.567	0.102	0.094	0.531	0.789	0.459

^z: H means high landscape fragmentation, L means Low landscape fragmentation, O means organic farming, C means conventional farming

^y: F means landscape fragmentation, O means organic, I means interaction

^z: * p<0.05, **p<0.01

表四、有機及地景破碎因子於 2017、2018 年對田埂植被種類之影響

Table 4. Effects of organic and landscape fragmentation factors on plants on ridge in 2017.

Investigated item	Pattern ^z	2017	2018
		Species	Species
Species	H-O	24.2±4.0	30.8±1.6
	H-C	17.3±2.4	25.0±0.5
	L-O	32.8±11.6	30.3±6.8
	L-C	10.2±5.3	20.8±4.0
	P value ^y		
	F-factor	0.853	0.345
	O-factor	0.005** ^z	0.011* ^z
	I-factor	0.780	0.454

^z: H means high landscape fragmentation, L means Low landscape fragmentation, O means organic farming, C means conventional farming

^y: F means landscape fragmentation, O means organic, I means interaction

^z: **p<0.01

Structure of Paddy Ecosystem in Sanshing, Ilan

Chi-Cheng Chen*, Guan-Hua Peng, Hui-Fei Hsu, Cheng-Zu Pan,
Chih-Ying Yu, and Chung-Yu Hsu

Hualien District Agricultural Research and Extension Station, Council of Agriculture,
Executive Yuan, Hualien, Taiwan, R. O. C.

*Contact author, email: cheng@hdares.gov.tw

Abstract

This study investigated the effects of landscape fragmentation by artificial building and road, organic farming or not on arthropods in Sanshing, Ilan in 2017 and 2018. Low landscape fragmentation areas were set as low plant diversity in 2017 and high plant diversity in 2018. Results in 2017 showed that arthropod species and individuals could be captured in high landscape fragmentation paddies higher than low landscape fragmentation paddies significantly, but in 2018, the result showed that arthropods species and individuals could be captured in low landscape fragmentation paddies higher than high landscape fragmentation paddies significantly. The highest arthropod species among paddies was 50.3 in high landscape fragmentation and organic paddies in 2017 and was 66.7 in low landscape fragmentation and organic paddies in 2018, rice pests and natural enemies were the same trend. In farming methods aspect, rice pests and natural enemies which were captured in conventional paddies were higher than organic paddies in 2017, but the result were opposition in 2018. This study showed landscape fragmentation and farming method could affect arthropods population, it had more powerful effect from plant diversity. In the view of biological control functions, it will have superiority in large scale organic agriculture system by reservation and establishment of green belt.

Key words: paddy, ecological function group, arthropod, organic farming