

除草劑毒性及環境安全性

蔣永正*

農委會農業藥物毒物試驗所公害防治組

摘要

除草劑的作用主要是干擾植物的正常生長活性，大部分藥劑僅針對植物所特有的生理或生化過程，如光合作用、胺基酸生合成等目標位置的阻斷，因此對動物的毒性較殺蟲劑或殺菌劑為低，甚至低於許多日常消費品。但這也不意味著除草劑在任何狀況下都是絕對安全的，如非選擇性除草劑巴拉刈具皮膚刺激性，高急毒性；因無解毒劑，誤飲或吞服後極易致命。除草劑毒性作用視藥劑的種類、暴露時間的長短與劑量的高低。毒性程度也隨動物的品種、年齡、性別、營養狀況與曝露途徑而改變，曝露途徑包括口服、呼吸及皮膚。皮膚和眼睛也會受到化學物質引起之刺激。慢毒性則包括致突變性，致畸胎性及致癌性。雖然大部分除草劑之口服急毒性都落在低毒或極低毒範圍內，但大面積噴施、高劑量接觸或易於揮發等劑型，還需考量到皮膚及呼吸系統毒性，也影響到施用後重入施用區的時間。除草劑施用後釋放到環境中，部分被植物吸收或淋溶到根分布的區域，達到控制雜草的效果，部分則轉移到非目標施用區，不但造成藥劑的浪費，雜草防治率的降低，還可能引起非目標生物的危害及土壤與地下水的污染。藥劑在環境中的行徑，除了植物的吸收外，還包括吸附、揮發、飄散、徑流、淋溶、吸收和分解等轉移過程，使除草劑遠離目標位置發生不同程度的移動情形。農藥在水、土中之殘留量主要受化學結構特性、水土理化性質及降解因素所支配，使用普遍及分解慢之藥劑可對大環境造成污染。此外，土壤殘效期過長，也可能引起後作或間作栽植之敏感作物發生藥害。因此選擇適合的雜草防除藥劑時，除考慮藥效與藥害因素外，除草劑的毒性及環境安全性也應列入考量。

關鍵詞：除草劑、毒性、移轉、降解、重入。

Herbicides: toxicity and environmental safety

Y. J. Chiang*

Taiwan Agriculture Chemicals and Toxic Substances Research Institute, COA,
Taichung, Taiwan

* 通訊作者。E-mail: cyj@tactri.gov.tw

Abstract

Many modern herbicides kill weeds selectively by interrupting metabolic processes that are unique to plant life. For this reason, their systemic toxicities in mammals are very low, which is due to the biochemical pathways influenced by these chemicals do not exist in mammals, such as photosynthesis, amino acid or chlorophyll biosynthesis. However, some herbicides have a poison risk if handled carelessly, and many are irritating to eyes, skin, and mucous membranes. Paraquat, for example, is highly toxic orally and can be fatal. Herbicides have the mode of entry into the human body same as other pesticides, through the skin (dermal), by swallowing (oral) and by breathing (inhalation). Therefore, it is important that all herbicides need to be handled carefully and in a manner consistent with their labeling. Herbicides that fall directly upon the soil or are washed onto the soil can undergo a number of processes including degradation and transport. Degradation processes include biological degradation by edaphic micro-organisms, chemical and photochemical transformations. Transport of herbicides within the soil can occur downward into the soil profile (leaching), across the soil surface (runoff), or upward into the air (volatilization). Most herbicides are organic compounds and are therefore basically unstable in the environment. Inherent instability is essential to prevent these materials from accumulating in the environment as compounds are repeatedly used. Accumulation of pesticides not only poses environmental hazards, but prohibits rotation to sensitive crops. Therefore to have a complete overview of the fate and environmental toxicity, biological and chemical approaches have to be combined.

Key words: Herbicide, toxicity, transport, degradation, re-entry.

前言

臺灣地處熱帶及亞熱帶，平地至高山多變的地形，提供了熱帶及溫帶植物的生長環境，雜草種類多且分布廣泛，對農業環境及生產造成極大的衝擊。二次世界大戰以前，僅有少數無機化合物，用為非選擇性的雜草防除。1940 年代以後，合成之化學物陸續被開發用於雜草防治，化學性防治得以快速發展，世界各地流通使用之除草劑已超過上百種不同之化合物。採用化學性除草是臺灣近代農業生產上之重要特色，除草劑使用大幅降低作物栽培過程中之人力需求及生產成本。臺灣自 1960 年代初期除草劑正式登記及推薦以來，其應用成為現行雜草管理體系

高度倚賴之技術，目前合法登記之除草劑超過 130 種，其中單劑約 90 種，餘為混合劑。因毒性而禁用者，包括護谷、五氯酚、達諾殺、全滅草等十餘種。目前市場上仍可取得之除草劑約 70 種 (蔣及蔣, 2006)。近幾年之商品化除草劑每年用量均超過 1 萬公噸，2010 年除草藥劑之總銷售量為 1.3 萬公噸，約佔當年全部農藥用量 38%，金額佔國內市場 22% (方, 2011)。以各藥劑施用劑量估算，全年除草劑之總量約相當於 300 萬公頃之一次用量。嘉磷塞、巴拉刈、丁基拉草、固殺草及丁拉免速隆為用量較多之藥劑，百速隆、伏寄普及施得圃等在特定作物田之使用也頗為頻繁。

除草劑毒性

一般農藥在上市前，都必須通過理化特性檢驗、毒理資料審查、藥效試驗、殘留量測定等嚴格篩選。其中毒理審查包括急性毒、亞慢毒、慢性毒、致畸變性、生物代謝、環境安全影響、非目標生物毒性等二十餘項試驗，朝向將劇毒和操作過程具危險性之藥劑逐步去除。除草劑的作用主要是干擾植物的正常生長活性，大部分藥劑僅針對植物所特有的生理或生化過程，如光合作用、胺基酸生合成等目標位置的干擾，因此對動物的毒性較殺蟲劑或殺菌劑為低，甚至低於許多日常消費品 (表 1) (Fishel, *et al.*, 2009)。但這也不意味著除草劑在任何狀況下都是絕對安全的，越戰期間使用含有 2,4-D 和 2,4,5-T 成分的橙劑 (Agent Orange)，作為叢林的落葉劑，戰後發現 2,4,5-T 在合成過程中產生的戴奧辛 (dioxin)，引起許多參戰之退伍軍人都罹患了呼吸系統方面的癌症疾病 (Stellman, *et al.*, 2003)。此外，非選擇性除草劑巴拉刈具皮膚刺激性，高急性毒 (白鼠之口服半致死量 283-344 mg/kg)；因無解毒劑，誤飲或吞服後極易致命 (EPA, 1997)。

表 1. 除草劑與日常消費品之口服急毒性比較

除草劑	LD ₅₀ (mg/kg)	日常消費品	LD ₅₀ (mg/kg)
巴拉刈 paraquat	~100	尼古丁	9
三氯比 triclopyr	630	咖啡因	192
二、四地 2,4-D	666	漂白劑	192
施得圃 pendimethalin	1,050	止痛藥 tylenol	338
草脫淨 atrazine	3,090	家用氨水(10%)	350
嘉磷塞 glyphosate	4,900	止咳藥 codeine	427
imazaquin	>5,000	食鹽	3,000

(資料來源：Fishel, *et al.*, 2009)

毒性是物質產生傷害的能力，可分為急毒（立即性）或慢毒（累積性）兩大類別。除草劑毒性作用視藥劑的種類、暴露時間的長短與劑量的高低。毒性程度也隨動物的品種、年齡、性別、營養狀況與曝露途徑而改變，曝露途徑包括口服、呼吸及皮膚。皮膚和眼睛也會受到化學物質引起之刺激。慢毒性則包括致突變性，致畸胎性及致癌性。毒性測試的實驗動物包括老鼠、兔子和雞等。

由於急性毒 (LD₅₀) 取決於體重，所以引起小孩的致毒量要較成人為低，大型動物的致死量較小型者為高。除草劑毒性參照伊利諾農業害物管理手冊的分類如表 2 (Hager and Refsell, 2008)。若某一除草劑的口服急毒性 LD₅₀ 為 368 mg/kg，皮膚急毒性為 LD₅₀>2,000 mg/kg，但眼睛的腐蝕性傷害為嚴重不可逆性，則標示為 Danger。標示為”Danger”的除草劑如快伏草 (quizalofop)、滅落脫 (napropamide)、巴拉刈 (paraquat)、拉草 (alachlor)、亞喜芬 (acifluorfen)、菲殺淨 (hexazinone) 及本達亞喜芬 (acifluorfen + bentazon)。標示為”Warning”的除草劑屬中等毒性，可能會導致眼睛或皮膚過敏、灼傷，或吞食、吸入、通過皮膚吸收時造成傷害。如鈉得爛 (naptalam)、復祿芬 (oxyfluorfen)、固殺草 (glufosinate)、西殺草 (sethoxydim)、樂滅草 (oxadiazon)、剋草同 (clethodim)、氟氣比 (fluroxypyr) 等。標示為”Caution”的除草劑為具有低口服、皮膚、呼吸毒性，對眼睛或皮膚幾乎不會造成過敏情形。

高劑量的 2,4-D 或 2,4,5-T 的會引起哺乳動物的心室顫動，低劑量的 2,4,5-T 會導致接觸性皮膚炎等疾病 (Stellman, *et al.*, 2003)。巴拉刈的中毒機制為分子進入細胞後形成自由基，可將氧分子氧化產生毒性的過氧化離子 (superoxide)，造成細胞內的膜系構造和胞器破壞導致細胞死亡。肺臟是發生巴拉刈中毒時的首要標的器官，因為巴拉刈分子會以主動運輸的方式累積在肺泡細胞內，導致細胞死亡，並引發單核巨噬細胞的活化以及發炎反應，造成結締組織增生導致肺纖維化而死亡 (Smith and Heath, 1975)。有關臺灣部分已登記除草劑之急性毒列於表 3 (Reigart and Roberts, 1999)。

表 2. 除草劑毒性分類

Toxicity category	Label signal words	Skin effects	Acute oral LD ₅₀ (mg/kg)	Acute dermal LD50 (mg/kg)	Acute inhalation LC50*(mg/L)
I. High	Danger	Corrosive	≤ 50	≤ 200	≤ 0.2
II. Moderate	Warning	Severe irritation at 72 hours	50–500	200–2,000	0.2–2
III. Low	Caution	Moderate irritation at 72 hours	500–5,000	2,000–20,000	2–20
IV. Very low	Caution	Mild irritation at 72 hours	> 5,000	> 20,000	> 20

(資料來源：Hager and Refsell, 2008)

表 3. 臺灣已登記除草劑毒性

Chemical class	Common name	Rat acute oral LD ₅₀ (mg/kg)	Known or suspected adverse effects
Acetamides	Metolachlor (莫多草)	2,780	Irritating to eyes and skin.
Aliphatic acids	Dichloropropionic acid (dalapon, 得拉本)	970	Irritating to skin, eyes, and respiratory tract.
Anilides	Alachlor (拉草)	1,800	Mild irritant.
	Propanil (除草靈)	>2,500	Irritating to skin, eyes, and respiratory tract.
Benzothiadiazole	Bentazon (本達隆)	>1,000	Irritating to eyes and respiratory tract.
Carbamates and Thiocarbamates	Asulam (亞速爛)	>5,000	Some are irritating to eyes, skin, and respiratory tract, particularly in concentrated form. Some may be weak inhibitors of cholinesterase.
	Butylate (拔敵草)	3,500	
	Thiobencarb (殺丹)	1,300	
Chloropyridinyl	Triclopyr (三氣比)	630	Irritating to skin and eyes.
Cyclohexenone derivative	Sethoxydim (西殺草)	3,125	Irritating to skin and eyes.
Dinitroamino- benzene derivative	Butralin (比達寧)	12,600	May be moderately irritating.
	Pendimethalin (施得圃)	2,250	These herbicides do not uncouple oxidative phosphorylation or generate methemoglobin.
Fluorodinitro- toluidine compounds	Benfluralin (倍尼芬)	>10,000	May be mildly irritating.
	Dinitramine (捷乃安)	3,000	These herbicides do not uncouple oxidative phosphorylation or generate methemoglobin.
	Trifluralin (三福林)	>10,000	
Isoxazolidinone	Clomazone (可滅蹤)	1,369	May be moderately irritating.
Nicotinic acid isopropylamine derivative	Imazapy (依滅草)	>5,000	Irritating to eyes and skin. Does not contain arsenic.
Oxadiazolinone	Oxadiazon (樂滅草)	>3,500	Minimal toxic and irritant effects.
Phosphonates	Glyphosate (嘉磷塞)	4,300	Irritating to eyes, skin, and upper respiratory tract.
Triazines	Ametryn (草殺淨)	1,750	Systemic toxicity is unlikely unless large amounts have been ingested. Some triazines are moderately irritating to the eyes, skin, and respiratory tract.
	Atrazine (草脫淨)	1,780	
	Metribuzin (滅必淨)	1,100	
	Propazine (普拔根)	>7,000	
	Simazine (草滅淨)	>5,000	
Uracils	Bromacil (克草)	5,200	Irritant to skin, eyes, and respiratory tract. Moderately irritating.
Urea derivatives	Diuron (達有龍)	>5,000	Many substituted ureas are irritating to eyes, skin, and mucous membranes.
	Linuron (理有龍)	1,500	
	Metobromuron (撲奪草)	2,000	

(資料來源：Reigart and Roberts, 1999)

雖然大部分除草劑之口服急毒性都落在低毒或極低毒範圍內，但大面積噴施、高劑量接觸或易於揮發等劑型，還需考量到皮膚及呼吸等毒性，也影響到施用後重入施用區 (re-entry) 的間隔時間 (李及李, 2010)。表四為部分除草劑施用後限制重入施用區的時間 (Zandstra, 2009)。

除草劑對環境安全的影響

除草劑施用後釋放到環境中，部分被植物吸收或淋溶到根分布的區域，達到控制雜草的效果，部分則轉移到非目標區，不但造成藥劑浪費，雜草防治率降低，還可能危害非目標生物及污染土壤與地下水。藥劑在環境中的行徑，除了植物的吸收外，還包括吸附、揮發、飄散、徑流、淋溶、吸收和分解等轉移過程，使除草劑遠離目標位置發生不同程度的移動情形 (圖 1) (Fishel, 2010)。

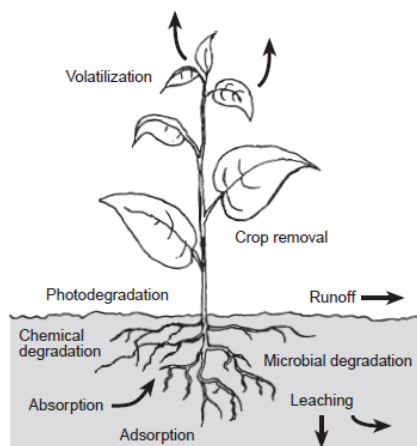


圖 1. 除草劑施用後在環境中吸附、轉移及分解過程。
(資料引用：Fishel, 2010)

一、除草劑的轉移過程：與除草劑在環境中轉移過程密切相關之化學特性如下：

1. 在水中的溶解度 (水溶性)：溶解度以百萬分之一 (ppm) 表示。是針對農藥易於從作物淋洗下來溶入土壤或隨地表徑流水移動之量測數值。農藥的溶解度小於 1 ppm 時往往會留在土壤表面，不會被淋洗，但發生土壤侵蝕時，可能隨地表逕流水中的土壤沉積物移動。農藥的溶解度若大於 30 ppm 則很容易隨水移動。

2. 土壤吸附性：土壤吸附力由 K_{oc} 表示， K_{oc} 是農藥附著到土壤顆粒的趨勢。大於 1,000 的較高值表示藥劑與土壤的吸附力非常強烈，是不太可能發生移動的，除非土壤發生侵蝕的現象。小於 300~500 的較低值表示，農藥往往會隨水移動且具有溶解或隨地表逕流水移動之潛力。
3. 農藥在環境中持久性（半衰期）：農藥的持久性 (persistence) 即農藥及其代謝產物在特定環境中經代謝分解或其他理化作用移除前所滯留的時間，是以半衰期表示，或是農藥在土壤中降解到施用量的一半所需的時間。例如，如果有一種農藥的半衰期為 15 天，施用後 15 天土壤中仍然存在施用量的 50%，30 天後為施用量的 25%。一般來說，半衰期越長，農藥移動的潛力愈大。半衰期大於 21 天的農藥在降解前的土壤存留時間足夠淋洗或隨地表逕流水移動。

除草劑在環境中的轉移過程包括：

1. 吸附 (adsorption)

即農藥結合附著於土壤粒子上。農藥被土壤粒子吸附的程度，隨藥劑的類別、土壤含水量、pH 值及質地而改變。通常黏粒及有機質含量高之土壤對農藥的吸附性強。砂質土的吸附性相對較低。大部分被土壤固定的農藥很少會再經由土壤的蒸發或淋溶再釋放出來，也不容易被植物吸收。因此施用於黏粒及有機質含量高之土壤，需要調整劑量才能達到藥劑預期的效果。

土壤吸附雖不會減少土壤中的藥劑量，但在土壤溶液中的藥劑濃度已降低。吸附為土壤組成中之有機質及粘粒，與藥劑分子產生化學鍵結的現象，通常呈陽離子性之藥劑和粘粒的吸附力較強，非離子性之藥劑分子則易與有機質粒子吸附。土壤水分会將已被粘粒吸附之藥劑置換出來，所以乾土之吸附較濕土為強，土壤 pH 也會影響吸附的程度。

有時藥劑分子只是微弱的被土壤吸附，有可能再行去吸附至土壤溶液中，被植物根所吸收。而水溶性除草劑如巴拉刈等，因為帶有正電荷可與具負電荷之土壤粘粒以離子鍵相結合，成為不具生物活性的型式，但當巴拉刈量多且超過土壤吸附量時，則會有游離的巴拉刈存在土壤溶液中，或改變土壤的 pH 值也有助於巴拉刈的去吸附，兩者均會造成植物根的吸收而抑制植株正常生育。

2. 揮發 (volatilization)

即固態或液態農藥轉化為氣體進入大氣的過程，稱為揮發飄散。可以將藥劑自最初施用的位置隨氣流移轉至較遠之非目標區。與噴霧飄散不同之處為揮發飄散在噴施後一段時間才發生，和農藥本身的揮發性有關，通常是不易察覺的。一般農藥比較容易從砂質土壤揮發，在炎熱乾燥或有風的氣候下，小粒子液滴的揮

發機率有提高的趨勢。對於揮發性高之藥劑如三福林，施用時若將藥劑混拌到土壤中可減少揮發。除草劑的揮發飄散有可能引起鄰近敏感作物的藥害。苯氧羧酸類除草劑如 2,4-D 被加工成酯、酸、鹽等不同劑型，不同劑型的除草活性大小為：酯>酸>鹽，在鹽類中：胺鹽>銨鹽>鈉鹽（鉀鹽），當劑型為低鏈酯時，具有較強的揮發性。

3. 噴霧飄散 (spray drift)

即農藥噴施時，噴霧液滴在空中飛散遠離目標區的現象。影響噴霧飄散的因子包括：

- (1) 霧滴大小：液滴粒子越小，飄散的可能性愈大。
- (2) 風速：風速越強，藥劑愈易飄散。
- (3) 噴嘴和目標植物或地面的距離：距離越大，越可能受風的影響而飄散。

噴霧飄散可能引起鄰近敏感作物的藥害，也可能污染即將收穫的農作物，增加藥劑在農產品中之殘留量。飄散也可能對人體健康、家畜或傳粉昆蟲的生育造成威脅。若飄散至池塘、溪流或溝渠等造成水源區的污染，則可能危及魚類及水生動植物的生存。過度的飄散也會減少農藥在目標區的累積量，降低害物防治的有效性。

4. 逕流 (runoff)

即農藥自施用區經浸蝕作用隨地面水移動的現象。農藥施用後，當田區中水流入的速度較土壤吸收作用為快時，就容易發生逕流。不論是溶解在土壤水中或附著在土壤顆粒的農藥成分，都可能經由逕流而移動。農藥的逕流量取決於田區平整的程度、土壤的質地與水分含量、灌溉或降雨的時間與水量、及農藥的類別。尤其是施藥後立即發生大豪雨時，除草劑的逕流量最大。逕流的發生會導致河川、池塘、湖泊等水域區的污染，殘留在地表水的農藥，可能會危害植物和動物的正常生育及污染地下水，水源的污染也會影響到下游牲畜和農作物的生長。對地下水具有污染潛力之除草劑列於表 5 (Hager and Refsell, 2008)。

採用最小耕作法減少土壤的侵蝕、整平田區減少坡度的形成、築堤遏止逕流、以及地面保留植被及種植覆蓋植物吸收逕流水，均可以減少除草劑發生逕流的機率。

5. 淋溶 (leaching)

即農藥在土壤中往下移動至地下水層的現象。影響農藥浸出液是否會污染到地下水的決定因子，包括土壤與農藥特性，以及它們與灌溉水或雨水相互作用的結果。除草劑的水溶性、土壤質地與結構、藥劑與土壤粒子吸附的持久性都會影響淋溶的程度。一個與土壤吸附力強的除草劑，不管其水溶性的大小，除非是土壤粒子隨著地表逕流水移動，否則是不容易發生淋溶的現象。

表 5. 具地下水污染潛力之除草劑

Chemical class	Common name
Benzothiadiazole	Bentazon本達隆
Carboxylic acids	Clopyralid畢克草
Chloroacetamides	Alachlor拉草 Dimethenamid-P汰草滅 S-metolachlo左旋莫多草
Diphenylethers	Acifluorfen亞喜芬
Imidazolinone	Imazapyr依滅草
Phenoxys	2,4-D amine二、四—地胺鹽
Phosphonates	Glyphosate嘉磷塞
Quinoline carboxylic acid	Quinclorac快克草
Triazines	Atrazine草脫淨 Metribuzin滅必淨 Simazine草滅淨
Uracils	Bromacil克草
Urea derivatives	Diuron達有龍 Bentazon+acifluorfen本達亞喜芬

(資料來源：Hager and Refsell, 2008)

土壤水會帶動藥劑分子在土壤中移動，溶解度大且移動性強（土壤吸附性弱）的藥劑，易隨土壤水做不同方向的移動，如得拉本即具高溶解度及低吸附性，較達有龍、理有龍及草殺淨、草脫淨的淋溶程度為高 (Itoh and Manabe, 1997; Kolpin, 1998)。若藥劑移動至敏感作物，或大量累積至耐性作物生長分布的區域，都有可能發生藥害。土壤性質及藥劑溶解度為造成淋溶的主要因素。

具有高水溶性，低土壤吸附和半衰期長特性之農藥會有較高的潛力進入水中。土壤吸附，水溶性和持久性三個因素，是常用為評斷農藥施用後淋溶至地下水層或隨地表逕流水移動的潛力。吸附、水溶性或持久性任何一個因子，均無法單獨利用為預測農藥施用後在環境中的變化。這些因子及其交互作用與特定土壤類型及環境狀況，綜合決定農藥在農地中的行為 (表 6) (McBride, 1989)。

土壤特性對除草劑在土壤中移動的影響是很重要的。土壤黏粒對化學藥劑及土壤養分有較高的吸附能力，砂土則吸附力低。此外，土壤中的有機質也能吸附農藥 (Weber, 2006)。土壤結構影響水和農藥的移動，水分在具有較大孔隙的砂土中較在緊密細緻的土壤中移動較快速。其他如地下水深度等施用田區的特性，以及藥劑施用後灌溉水或雨水落在土壤的型式，對淋溶的程度也都有顯著的影響。除草劑在非經常性發生之低水量型態較經常性發生之高水量型態的移動較不明顯。

表 6. 影響農藥浸出液是否會污染到地下水的決定因子

	Risk of Groundwater Contamination	
	Low risk	High risk
Pesticide characteristics (農藥特性)		
Water solubility	low	high
Soil adsorption	high	low
Persistence	low	high
Soil characteristics (土壤性質)		
Texture	fine clay	coarse sand
Organic matter	high	low
Macropores	few, small	many, large
Depth to groundwater	deep (100 ft or more)	shallow (20 ft or less)
Water volume (水量)		
Rain/irrigation	small volumes at infrequent intervals	large volumes at frequent intervals

(資料引用：McBride, 1989)

6. 吸收 (absorption)

指農藥或其他化學物質被植物或微生物吸收的過程。大多數除草劑一旦被植物吸收後都會被分解。當動物死亡或植物腐爛時，殘留在植物或動物體內的農藥又被釋放進入環境中，或移至其他處所。有些除草劑在土壤中殘留期較長且可以被後作植物吸收 (長殘效藥劑)，可能會造成後作的藥害或殘留在農作物中。

二、除草劑的降解 (degradation)

農藥分子經由生物或非生物轉換，分解為較簡單結構之過程即為降解。農藥會被微生物、化學反應和光降解作用所分解。這個過程可能需要數小時或數天到幾年，視環境狀況和農藥的化學特性而異。

1. 生物降解 (biodegradation)

經由真菌或細菌等微生物進行的微生物分解 (microbial breakdown)，通常是在微生物將除草劑視為食物來源時發生的。溫暖的溫度、適當的土壤 pH 值、充足的土壤水分和氧氣、良好的土壤肥力，會提升微生物分解的速率。一般土壤吸附力強之除草劑對微生物的可利用性低，所以分解速率較為緩慢。

2. 非生物性分解 (abiotic degradation)

(1) 化學分解 (chemical hydrolysis)

農藥在土壤中進行的非生物之化學分解反應。分解的速率和土壤的吸附力、土壤溫度、pH 值、含水量有關。某些除草劑在酸性土壤或 pH 值低的噴液中分解迅速。

(2) 光分解 (photolysis)

農藥被陽光分解的過程。不論是葉面噴施或土壤施用型之除草劑，對光分解作用都有一定的敏感程度。分解速率受光強度、光質、曝光時間以及農藥特性的影響。葉面噴施的農藥較土壤施用型者曝光情形較多，尤其是混拌入土壤中的施用方式，會明顯減少藥劑的曝光程度。農藥在塑膠布遮蔽的溫室較玻璃房的分解快，由於玻璃會濾掉大部分可降解農藥的紫外光。

除草劑在藥效以外的其他考量

一、毒性及環境污染

常用之藥劑中以巴拉刈 (paraquat) 之毒性最高 ($LD_{50} < 140$ mg/kg)，誤食或吞食均可能導致死亡，目前也尚無解藥。施藥者長期吸入微細之藥液亦可能發生組織及器官之病變。多數除草劑之作用機制為干擾植物特有之生理及生化作用，對高等動物之急慢性毒低。近十餘年來農藥之登記，對藥劑之慢性毒有嚴格之要求；曾經普遍使用之藥劑如護谷 (nitrofen)、全滅草 (chlornitrofen)、五氯酚 (PCP)，因藥劑本身或所含不純物具有高度致畸胎、致癌、致腫瘤之可能性而被淘汰 (Manson, 1986)。干擾生物體的內分泌系統正常運作，使人類及其他動物體內分泌失調之環境賀爾蒙 (environmental hormone, endocrine disrupter) 也是近年關注之焦點，屬於此類之除草劑有拉草 (alachlor)、草脫淨 (atrazine) 及二、四-地 (2,4-D) 等 (Nigar, 2009)。

農藥在水、土中之殘留量主要受化學結構特性、水土物化性質及降解 (degradation) 因素所支配 (表 7) (Zandstra, 2009)。普遍使用及分解慢之藥劑可對大環境造成污染。最引起注意者為三氮雜苯類 (triazines) 對地下水之污染。美國中西部玉米栽培廣泛使草脫淨 (atrazine)，很多地區之地下水均可測得此藥劑。臺灣蔗園亦普遍使用三氮雜苯類之除草劑，地下水之農藥調查尚未測得藥劑之殘留。由於藥劑在深層地下水中之進一步分解極為緩慢，其可能之影響難以評估，是環境保護值得注意之問題。水田除草藥劑對環境最具衝擊力之部份尚未被掌握；為配合農時，整個稻作區域幾乎同時期施藥，溶於田水中之除草劑可溢出至溝渠、河流及相連之水域，而影響廣大區域之非目標生物。

除草劑有效成分對魚類或野生生物有毒者包括 bromoxynil, propachlor 或復氯芬，巴拉刈等。其他除草劑，如乙基克繁草，則登載對藻類劇毒，對魚類中等毒性之警告。對地下水具污染潛力之農藥也提出標示，尤其是產品含有草脫淨，草滅淨，汰草滅，拉草或滅必淨 (Nwani, 2010)。

表 7. 除草劑施用後造成逕流及溶淋之潛力

Common Name	Formulations	Runoff /Leaching Potential ¹
2,4-D 二、四—地	3.8L	3/2
* Alachlor 拉草	4E	3/2
* Atrazine 草脫淨	4L	2/1
Bentazon 本達隆	4SL	3/1
Bromacil 克草	80W	2/1
Carfentrazone 乙基克繁草	2EC	3/3
Clethodim 剋草同	0.97E	3/3
Clomazone 可滅蹤	3ME	3/2
Clopyralid 畢克草	3L	3/1
Dimethenamid-P 汰草滅	6E	3/2
Diuron 達有龍	80DF	2/2
Fluazifop-P 伏寄普	2E	2/3
Fluroxypyr 氟氣比	2.8L	3/2
Glufosinate 固殺草	1.67L	3/3
Glyphosate 嘉磷塞	4L	1/3
Halosulfuron 合速隆	75WDG	3/2
Hexazinone 菲殺淨	90SP	2/1
Imazapyr 依滅草	2AS	2/1
Linuron 理有龍	50DF	2/2
Metribuzin 滅必淨	75DF	3/1
Napropamide 滅落脫	50DF	2/2
Oryzalin	4AS	3/3
Oxyfluorfen 復祿芬	2E	0/0
* Paraquat 巴拉刈	2L	1/3
Pendimethalin 施得圃	3.3E	1/3
Quizalofop 快伏草	0.88E	1/2
Sethoxydim 西殺草	1.5E	3/3
S-metolachlor 左旋莫多草	7.6E	2/1
Triclopyr 三氣比	4L	2/1
Trifluralin 三福林	4E	1/3

¹ The runoff/leaching potential ratings are from the NRCS Field Office Technical Guide, Section II—Water Quality and Quantity Interpretations. 1 = large, 2 = medium, 3 = small.

• RESTRICTED-USE PESTICIDES.

(資料來源：Zandstra, B. H., 2009)

二、水土與物種保育

臺灣山坡地面積約 97 萬公頃，佔總面積之 27%，此區域之原有森林及植被多被人為干擾所破壞；由於地形特殊且雨水多而集中，生態環境相當脆弱。在地形複雜多變化之坡地上栽植作物，其困難度及所涉管理成本遠較平地者為大，因而形成對此區域開發之自然限制。雜草茂密及競爭植物種類多本是坡地開發及作物栽培之重要障礙。化學藥劑除草之採用，使得坡地農園之管理負擔大為減輕，因而間接促進坡地之開發。果園、茶、檳榔、蔬菜等作物在坡地栽植之面積不斷增加。除草藥劑之使用固可減少此等園區內雜草之危害，但每次藥劑用後可造成 1-2 月之地表裸露；藥劑主要施用於雜草滋生之雨季，水土之流失在裸露之土表極為嚴重。

管理作業與田間雜草之組成及變動息息相關，水旱田輪作可引起水旱生雜草之巨幅更替。普遍而長期之藥劑使用所造成之影響則更為長遠。臺灣水田施用除草劑後，水田雜草密度普遍降低，弱勢種草如印度水豬母乳、蝨眼草、牛毛氈、田字草、溝繁縷等幾近消失；非選擇性除草劑對果園、農路及非耕地上之敏感植物形成極大之選汰壓力，少數對藥劑忍受力高而繁殖力強之植物形成強勢之支配種。耕地及農業周邊區域植物相之單純化，對棲地原有豐富多樣之物種及生態環境之穩定造成負面之影響。

三、非目標植物藥害

除草劑之不當使用極易導致作物藥害。草滅淨、草脫淨、達有龍、依滅草等藥劑，土壤殘效期長多在 2-3 月以上；後作或間作所栽植之作物可由土壤吸收此類藥劑而受害。巴拉刈、嘉磷塞、伏寄普、二、四-地、三氯比等萌後藥劑，其施用之藥液易隨風飄散，與非目標區植物之莖葉接觸造成傷害(Wibawa, 2009)。排放或溢出田水中所含硫醯尿素藥劑，可造成蔬菜及芋頭之嚴重藥害。殘留在土壤中的農藥有可能被植物的地下部如根所吸收，夾雜在育苗土中的植物殘質，若殘留有除草劑，可能會引起秧苗或幼嫩植株的藥害。

目前在主要作物上均有多種除草劑可用，藥劑使用之技術亦相當完備成熟，但是作為次要作物使用之除草藥劑則嫌不足，甚至完全缺乏。利用除草劑除草須對藥劑有適當認識，才可發揮效果避免引起負面作用，甚至超過實際防治之需求危及環境。

結論

目前農藥延伸使用之登記制度，除草劑方面，首先考量藥效推斷的適合性，針對不同作物田內防治相同的目標雜草時，須選擇相同劑型、劑量及施用方法的藥劑延伸使用，考量雜草防治期、作物種植期、作物與雜草的競爭力、作物收穫時期與方式及雜草與作物種子的混雜程度。登記在主要作物防治主要雜草之除草劑欲延伸使用時，若為萌前藥劑可直接推斷防治不同作物之相同雜草。若為萌後藥劑，需考量欲延伸作物的競爭力，若高於登記作物或相當者，可直接推斷防治不同作物之相同雜草；若低於登記作物者，對相同雜草亦需提供佐證資料。但在不同作物間藥害發生可能性的差別，主要與藥劑和作物間的交互作用有關。若登記藥劑對作物的安全性高、作用機制明確、欲延伸之作物與登記作物親緣關係密切、形態類似、生長環境及栽種方式相近，則藥劑延伸使用的安全性較高。若在某些植物上已有引起藥害發生的記錄，或限制使用的作物範圍，則不適用於作直接的延伸推斷。但是針對除草劑毒性及環境安全性方面，尤其是非選擇性藥劑對野生植物多樣性的顯著影響，應該納入延伸適合性之評估項目。

引用文獻

1. 李仁厚、李宏萍。2010。農藥使用暴露風險及安全防護措施。蔣永正、謝清祥主編，「休閒農牧及運動草地雜草識別與除草劑安全使用」專刊。行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所編印。81-94頁。
2. 方麗萍。2011。2010年臺灣除草劑市場概要。中華民國雜草學會簡訊，第40期。
3. 蔣永正、蔣慕琰。2006。農田雜草與除草劑要覽。行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所出版。1-104頁。
4. Fishel, F., Ferrell, J., MacDonald, G. and Sellers, B. 2009. Herbicides: how toxic are they? This document is PI-133, one of a series of the Pesticide Information Office, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.
5. Fishel, F. 2010. The fate of pesticides in the environment and groundwater. Extension Agricultural Fact Sheet No. 8, Pennsylvania State University.
6. Hager, A. G., and Refsell, D. 2008. Toxicity of Herbicides. Illinois Agricultural Pest Management Handbook.
7. Itoh, M. and Manabe, K. 1997. Effect of leaching of a soil-applied herbicide, diuron,

- on its phytotoxicity in grape and peach. *J. Japan. Soc. Hort. Sci.* 66(2): 221-228.
8. Kolpin, D. W., Thurman, E. M. and Linhart, S. M. 1998. The environmental occurrence of herbicides: the importance of degradates in ground water. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 385-390.
 9. Manson, J. M. 1986. Mechanism of nitrofen teratogenesis. *Environ. Health Perspectives* 70: 137-147.
 10. McBride, D. K. 1989. Managing pesticides to prevent groundwater contamination. North Dakota State University Extension Service, Publication E-979.
 11. Nigar Y.-B. 2009. Assessing the environment and human health risk of herbicide application in wheat cultivation. *J. Food, Agri. & Environ.* 7 (3&4): 775-781.
 12. Nwani, C. D., Lakra W. S., Nagpure, N. S., Kumar, R., Kushwaha B. and Srivastava, S. K. 2010. Toxicity of the herbicide atrazine: effects on lipid peroxidation and activities of antioxidant enzymes in the freshwater fish *Channa Punctatus* (Bloch). *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2010, 7, 3298-3312.
 13. Reigart, J. R. and Roberts, J. R. 1999. Recognition and management of pesticide poisonings. Chapter 13. Other Herbicides. <http://www.epa.gov/pesticides/safety/healthcare>
 14. Smith, P. and Heath, D. 1975. The pathology of the lung in paraquat poisoning. *J. Clin. Pathol. Suppl.* 9: 81-93.
 15. Stellman, J. M., Stellman, S. D., Christian R., Weber, T. and Tomasallo, C. 2003. The extent and patterns of usage of Agent Orange and other herbicides in Vietnam Jeanne Mager. *Nature* 422(17): 681-687.
 16. U.S. Environmental Protection Agency. 1997. Registration Eligibility Decision (RED). Paraquat dichloride. Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. EPA 738-F-96-018.
 17. Weber, J. B., Taylor, K. A. and Wilkerson G. G. 2006. Soil and herbicide properties influenced mobility of atrazine, metolachlor, and primisulfuron-methyl in field lysimeters. *Agron. J.* 98: 8-18.
 18. Wibawa, W., Mohamad, R. B., Puteh, A. B., Omar, D., Juraimi A. S. and Abdullah, S. A. 2009. Residual phytotoxicity effects of paraquat, glyphosate and glufosinate-ammonium herbicides in soils from field-treated plots. *Int. J. Agri. Biol.*, 11: 214-216.
 19. Zandstra, B. H. 2009. Weed Control Guide for Vegetable Crops. Extension Bulletin E-433, Michigan State University Extension.

