

## I. INTRODUCCIÓN

Se denominan pesticidas, a aquellas sustancias o mezclas de sustancias que intentan prevenir, destruir, repeler o mitigar alguna plaga existente. Estos se pueden clasificar de acuerdo a su objetivo, su forma o período de actuar. Más de 500 diferentes formulaciones han sido utilizadas en el ambiente, la mayoría en el sector agrícola. En los últimos 50 años, el uso de pesticidas ha aumentado cuantitativamente, como consecuencia de la seguridad alimentaria y su calidad asociada, con cambios importantes en el manejo de pestes (Wheeler, 2002). Sin embargo, esto trae aparejado efectos adversos sobre organismos que no son el objetivo del tratamiento inicial, incluyendo humanos y cultivos. Se ha estimado que menos del 0,1 % de pesticidas aplicados alcanza el objetivo real, el resto entra al ambiente, contaminando suelo, agua, aire y alimentos (Pimentel y Levitan, 1986; Jardim *et al.*, 2009).

Existen intentos por mejorar los controles y vigilancia sobre el uso y residuos de pesticidas, como es la reducción de riesgos a través de la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos (Wheeler, 2002); desarrollo de indicadores de riesgos, por uso intensivo de pesticidas (Sattler *et al.*, 2007; Stenrød *et al.*, 2008); indicadores focalizados para identificar las causas de toxicidad (Weston y Lydy, 2010); como también para determinar los riesgos ecotóxicológicos en sistemas de estuarios (Scott *et al.*, 2002); mitigación, a través de sistemas naturales (Roger y Stringfellow, 2009); o mineralización, a través de suelos húmedos (Gebremariam y Beutel, 2010), entre otras. Sin embargo, aún existen diversos pesticidas que pueden persistir por un largo período de tiempo en el ecosistema, como son los insecticidas organoclorados. Además, en aguas superficiales y profundas se pueden encontrar organofosforados, triazinas, organonitrogenados y piretroides (Arias-Estévez *et al.*, 2008; Woudneh, *et al.*, 2009).

Las rutas que siguen los residuos de pesticidas al invadir el ambiente es diverso, donde la génesis principalmente está dada por el sistema de aplicación y los factores posteriores que intervienen derivado del sustrato, suelo y/o follaje (composición físico química), posterior ubicación de residuos en la atmósfera y/o en cuerpos de agua. Además, están las condiciones meteorológicas (temperatura, vientos, lluvia). Lo que significa una dinámica de los pesticidas como producto de diversos procesos de transformación, generando la movilidad de los residuos, desde y hacia cualquiera de los comportamientos ambientales: suelo (sorción-desorción), atmósfera (volatilización, deriva), cuerpos de agua (infiltración, escurrimiento) (Arias-Estévez *et al.*, 2008).

El transporte de los pesticidas en el suelo es de alta complejidad, como son la heterogeneidad de las propiedades físicas (estructura/textura, propiedades hidráulicas, formación y estabilidad de macroporos); heterogeneidad de las propiedades químicas (pH, humus, minerales, hidrofobicidad); actividad biológica; condiciones climáticas/riego, en espacio y tiempo (intensidad, período de lluvias); prácticas de manejo agrícola (régimen de cultivos, prácticas de cosecha); aplicación de pesticidas ( tiempo de aplicación, humedad del suelo, tiempo de permanencia del pesticida en el sustrato, propiedades de los pesticidas) (Kördel *et al.*, 2008).

Dentro de las propiedades de los pesticidas, surgen los mecanismos y cinética de la sorción y desorción desde las partículas del suelo (Arias-Estévez *et al.*, 2008; Kohne *et al.*, 2009). Así, los coeficientes de partición, como son el de sorción ( $K_d$ ) y coeficiente de sorción de carbono orgánico ( $K_{OC}$ ), son parámetros utilizados por los científicos ambientales y agencias en la descripción de las fases de movilidad y persistencia (Wauchope *et al.*, 2002). Sin embargo, el  $K_{OC}$ , parámetro relacionado a la hidrofobicidad de las moléculas de pesticida, estuvo cuestionado en su utilización en modelos predictivos (infiltración y escurrimiento), por sus limitaciones

(Wauchope *et al.*, 2002), situación que posteriormente se contradice, al considerar que la utilidad de este parámetro, va depender del uso que se le asigne a esta constante en los modelos, por ejemplo, se considera relevante al desarrollar comparaciones entre pesticidas (Muñoz-Carpena *et al.*, 2010).

En Chile, entre los años 1997 y 1999, se han registrado en el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), aproximadamente 750 marcas comerciales de pesticidas, con alrededor de 530 ingredientes activos (IA), con más de 5 millones de toneladas de estos productos como promedio, que incluyen fungicidas y bactericidas (46%), insecticidas (26%), herbicidas (22%) y misceláneas (6%). Dentro de estos volúmenes, la Región del Bío-Bío es la tercera a nivel nacional en cuanto a la utilización de pesticidas (17.26%), y la segunda, respecto al uso de insecticidas (26%) (SAG, 2006).



La forma de controlar la utilización de pesticidas en Chile, es de forma indirecta, donde además del SAG, con el control de ingreso y ventas de pesticidas, se estipulan los límites de residuos máximos (LMR) de pesticidas contenidos en los alimentos, según lo establecido por el Codex Alimentarius o por las tolerancias fijadas por los principales mercados de destino de los productos hortofrutícolas de exportación (Ministerio de Salud, 2010; González, 2002). Eventualmente se desarrollan evaluaciones puntuales, por ejemplo el control de diversas frutas y hortalizas de exportación, donde se detectó principalmente fungicidas (51%) e insecticidas (11%) (Fundación para el Desarrollo Frutícola, 2002), en años posteriores se analizaron diversas muestras de vegetales, encontrándose de muestras positivas, aunque legalmente el residuo pueda estar bajo los LMR para algunos casos (SAG, 2007).