



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL
PROGRAMA INTERFACULTADES

**EVALUACIÓN DEL CUMPLIMIENTO DE LA MEDIDA DE GESTIÓN
IMPLEMENTADA: “PROHIBICIÓN DE LOS PESTICIDAS
ÓRGANOCLORADOS (POCs)” EN EL SUELO AGRÍCOLA, DEL VALLE
DE ACONCAGUA, PROVINCIA DE SAN FELIPE, V REGIÓN, CHILE.**

Tesis para optar al Grado de Magíster en
Gestión y Planificación Ambiental

Daniela Parraguez Montoya

Director de Tesis
Dr. Italo Serey Estay.

Codirector de Tesis
Dr. Manuel Leiva Guzmán.

Santiago, Chile

2013



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL
PROGRAMA INTERFACULTADES

**EVALUACIÓN DEL CUMPLIMIENTO DE LA MEDIDA DE GESTIÓN
IMPLEMENTADA: “PROHIBICIÓN DE LOS PESTICIDAS
ÓRGANOCORADOS (POCs)” EN EL SUELO AGRÍCOLA, DEL VALLE DE
ACONCAGUA, PROVINCIA DE SAN FELIPE, V REGIÓN, CHILE.**

DANIELA PARRAGUEZ MONTOYA

Director de Tesis
Dr. Italo Serey Estay.

Codirector de Tesis
Dr. Manuel Leiva Guzmán.

COMISIÓN DE EVALUACIÓN

Presidente
Dra. Margarita Préndez Bolívar

Profesor Informante (1)
Dr. Carlos Alvear Suitt.

Profesor Informante (2)
M.Cs. Sylvia Copaja Castillo

Santiago, Chile

2013

A mi mamá, una gran mujer.
A Pedro, por su cariño y apoyo incondicional.
A mi papá, que con seguridad me acompaña desde el cielo.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer al Dr. Italo Serey Estay, quien me dio la oportunidad de desarrollar el presente estudio en el Centro Nacional del Medio Ambiente. Por su calidad humana y académica, por su buena disposición y valioso tiempo entregado. Por haberme enseñado, guiado y contribuir en mi formación personal y académica.

A todos los agricultores del Valle de Aconcagua, por su amabilidad en acceder a la realización de esta investigación; por toda su colaboración y su buena voluntad.

Quiero expresar mi gratitud a todo el cuerpo docente del Magíster en Gestión y Planificación Ambiental de la Universidad de Chile, por haberme entregado conocimientos trascendentales; que han plasmado en mí un mejor modo de ver la vida.

Al Dr. Manuel Leiva G., por su calidad académica, y colaboración en el presente estudio.
Al Dr. Carlos Alvear S., por su orientación, apoyo y enseñanza.

Mis agradecimientos a todas las personas del Centro Nacional del Medio Ambiente que me apoyaron e hicieron más grata la realización de esta investigación, especialmente a la profesora Sandra Claros, por todas las horas de trabajo, dedicación, paciencia y enseñanza; a la Sra. Paola Monetta, por toda su ayuda y cariño; y al Sr. Ramón Díaz.

A mis colegas de Anasac S.A. el Dr. Francisco di Silvestre P. y el Dr. Vicente Unanue M., por su calidad profesional y colaboración. A mis familiares, compañeros de magíster y amigos, especialmente a Carolina Rivera M. y Liset Revollo C., por ayudarme y darme ánimo en los momentos de cansancio.

A mi mamá, a quien debo todo lo que soy; a Pedro Gajardo Ghilardi por cuidarme y apoyarme incondicionalmente, e indudablemente a mi Benjamina Francisca.

.....a Dios.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS	2
2.1 Objetivo general.....	2
2.2 Objetivos específicos	2
2.3 Hipótesis.....	3
III. MARCO TEÓRICO	4
3.1 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs).....	4
3.2 Pesticidas Órganoclorados (POCs).....	4
3.3 Concepto de persistencia y vida media.....	11
3.4 Concepto de residualidad.	14
3.5 Propiedades físico químicas y dinámica ambiental de los POCs.	15
3.6 Conducta de los POCs en el suelo.	21
3.7 Biorremediación de suelos con presencia de POCs.....	27
3.8 Marco regulatorio internacional de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs)...	27
3.9 Marco regulatorio nacional de los Pesticidas Órganoclorados (POCs).....	30
3.10 Estudios de los COPs realizados en Chile.	33
IV. MATERIALES Y MÉTODOS	35
4.1 Área de estudio.....	35
4.2 Métodos.....	35
4.2.1 Muestreo.....	35
4.2.2 Determinación de los Pesticidas Órganoclorados (POCs).	41
4.2.3 Análisis estadístico.	43
4.2.4 Razón compuesto original/ metabolito.	44

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	45
5.1 Características Físico Químicas de los suelos en estudio.....	45
5.2 Concentraciones de Pesticidas Órganoclorados encontradas en los Suelos.	47
5.2.1 DDT y Metabolitos.	50
5.2.2 Aldrín y Dieldrín.	57
5.2.3 Héptacloro y Heptacloroepóxido.	59
5.2.4 Héxaclorobenceno.	59
5.3 Comparación de los resultados obtenidos con normativas internacionales.....	60
5.4 Otros compuestos químicos hallados en el estudio.....	64
5.5 Aspectos de Gestión.	65
5.5.1 Marco regulatorio internacional y nacional de los Pesticidas Órganoclorados (POCs). .	65
VI. CONCLUSIONES	70
VII. RECOMENDACIONES	73
VIII. BIBLIOGRAFÍA	74
IX. ANEXOS	90

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Sitios de muestreo para el estudio.	36
Tabla 2: Diseño de muestreo.	38
Tabla 3: Límites de detección y cuantificación expresados en mg/kg de masa seca y, porcentajes de recuperación de los compuestos en estudio.	42
Tabla 4: Caracterización físico química de los suelos en estudio.	45
Tabla 5: Caracterización de los sitios de muestreo, respecto a la media y desviación estándar de los parámetros físico químicos del suelo.	46
Tabla 6: Prueba <i>t</i> de Student para la comparación de los sitios agrícolas (S 1-6), con el sitio testigo (ST), respecto a sus parámetros físico químicos.	46
Tabla 7: Concentraciones de los Compuestos Órganoclorados encontradas en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.	47
Tabla 8: Prueba de Mann- Whitney para las concentraciones de POCs encontradas en los suelos, entre las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm.	48
Tabla 9: Prueba de Kruskal- Wallis para las concentraciones halladas en los suelos, entre los sitios agrícolas muestreados.	49
Tabla 10: Correlación de Spearman entre las concentraciones de los POCs encontradas y los parámetros físico químicos del suelo.	49
Tabla 11: Concentraciones medias de los Compuestos Órganoclorados encontrados en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.	52
Tabla 12: Concentraciones de Pesticidas Órganoclorados, encontradas en 1983 en suelos de 5 comunas del Valle de Aconcagua, expresadas en mg/kg masa seca.	54
Tabla 13: Razón compuesto original/ metabolito, respecto de las concentraciones halladas en los suelos en estudio.	55
Tabla 14: Concentraciones medias de los Compuestos Órganoclorados hallados en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.	62
Tabla 15: Valores de referencia para Aldrín, DDT y Héxaclorobenceno en suelo, expresadas en mg/kg masa seca, de acuerdo al Reglamento Federal de sitios contaminados y protección de suelos de Alemania.	62
Tabla 16: Valores límites para DDT en suelo, expresadas en mg/kg masa seca, de acuerdo a las directrices de calidad del suelo para la protección del medio ambiente y la salud humana de Canadá.	62

Tabla 17: Valores de intervención para POCs en suelo, expresados en mg/kg masa seca, según la evaluación técnica de los valores de intervención para suelos, sedimentos y aguas subterráneas de los Países Bajos.....	63
Tabla 18: Niveles regionales de detección máximos permitidos de POCs en suelo, expresados en mg/kg masa seca, establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.....	63
Tabla 19: Concentraciones de otros compuestos químicos hallados en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.....	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Fases de la degradación de los pesticidas en el suelo.....	13
Figura 2: Localización de los sitios de muestreo.	36
Figura 3: Localización de los puntos de muestreo.	38
Figura 4: Sitio de muestreo 1	39
Figura 5: Sitio de muestreo 2	39
Figura 6: Sitio de muestreo 3	40
Figura 7: Sitio de muestreo 3	40
Figura 8: Sitio de muestreo 4	40
Figura 9: Sitio de muestreo 5	40
Figura 10: Sitio testigo	40
Figura 11: Sitio testigo	40

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: ANTECEDENTES GENERALES	90
Tabla 1: Nomenclatura de los Pesticidas Órganoclorados en estudio.....	90
Tabla 2: Resolución de prohibición de uso en Chile, de los Pesticidas Órganoclorados en estudio.....	91
Tabla 3: Propiedades físico químicas de los Pesticidas Órganoclorados.....	91
Tabla 4: Vida media de los Pesticidas Órganoclorados en estudio.....	92
Tabla 5: Clasificación toxicológica de los Plaguicidas.....	92
Tabla 6: Toxicidad de los Pesticidas Órganoclorados, de acuerdo a la DL ₅₀ aguda, vía oral en ratas; en estado sólido mg/kg de producto formulado.....	93
Tabla 7: Principales tamaños de gota para aplicación de Pesticidas y su respectiva residualidad.....	93
1.1 Concepto de Plaguicida.....	94
1.2 Toxicidad de los POCs.....	95
1.3 Concepto de biodisponibilidad.....	96
1.4 Ecotoxicología.....	98
1.5 Formulación de los POCs.....	98
1.6 Tipos de aplicación de los POCs.....	101
1.7 Naturaleza de los suelos y movilidad de los Plaguicidas.....	102
1.8 Degradación biológica de los Plaguicidas en el suelo.....	108
1.9 Biomarcadores y Bioindicadores.....	110

ANEXO 2: ANTECEDENTES DE GESTIÓN.....	112
Tabla 1: Tratados de la Unión Europea y política comunitaria en materia de COPs.	112
Tabla 2: Legislación nacional vigente de Estados Unidos de las sustancias químicas peligrosas, vinculada con la gestión internacional.....	113
Tabla 3: Institucionalidad vinculada con la gestión de las Sustancias Químicas Peligrosas en Chile.	114
Tabla 4: Normativa relativa a la gestión de los Plaguicidas en Chile.....	116
Tabla 5: Esquema de la fiscalización de los Plaguicidas de uso agrícola en Chile.....	118
Tabla 6: Cantidad de Plaguicidas prohibidos COPs de uso agrícola, hallados en Chile en el respectivo inventario.	118
Tabla 7: Definición de las existencias de Plaguicidas, de acuerdo a la clasificación de la OMS, en función de los peligros que implican.....	119
Tabla 8: Pesticidas Órganoclorados en suelos y rangos de concentración expresados en $\mu\text{g}/\text{kg ms}$. Región V 1982-1984 y regiones VI a XI 1987-1989.	119
2.1 Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE).	120
2.2 Programa de Plaguicidas de la OCDE.	121
2.3 Mercado de las sustancias químicas peligrosas en Chile.....	124
2.4 Evaluación de desempeño ambiental de Chile.....	124
2.5 Institucionalidad vinculada con la gestión de los Plaguicidas en Chile.	126
2.6 Fiscalización y control de las sustancias químicas peligrosas en Chile.....	128
2.7 Política nacional de seguridad química.	129
2.8 Convenio de Estocolmo.	130
2.9 Plan nacional de implementación del Convenio de Estocolmo, para la gestión de los contaminantes orgánicos persistentes (PNI).	132
2.10 Situación actual de incorporación de las recomendaciones dadas por la OCDE, en materia de plaguicidas.	138

RESUMEN

Para evaluar el efecto de las medidas de gestión implementadas en el país, relativas a la prohibición de la utilización de los pesticidas órganoclorados (POCs), se determinó la presencia y concentración de DDT, Aldrín, Dieldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno, en la profundidad 0-20 cm y 20-40 cm del suelo del Valle de Aconcagua, Provincia de San Felipe, V Región, Chile.

Las muestras fueron recolectadas desde seis sitios agrícolas; y un sitio testigo (cerro), siguiendo las disposiciones ISO 10381-1: 2002 para el muestreo de suelos, y ASTM D 4547-06 para compuestos orgánicos volátiles. El análisis de la presencia y concentraciones de los POCs, se realizó por cromatografía gaseosa y espectrometría de masa (GC/MS).

DDT fue hallado en todos los sitios agrícolas; en la profundidad 0-20 cm las concentraciones medias halladas para DDT, y sus metabolitos DDD y DDE fueron respectivamente: $0,02 \pm 0,014$, $0,003 \pm 0,006$ y $0,008 \pm 0,007$ mg/kg masa seca; y en la profundidad 20-40 cm, fueron respectivamente: $0,01 \pm 0,013$, $0,002 \pm 0,004$ y $0,008 \pm 0,011$ mg/kg masa seca. Dieldrín fue hallado solamente en un sitio agrícola, su concentración media en la profundidad 0-20 cm fue de $0,002 \pm 0,004$ mg/kg masa seca y en la profundidad 20-40 cm de $0,003 \pm 0,008$ mg/kg masa seca.

Las concentraciones halladas son consideradas bajas, según los valores establecidos como máximos permitidos en los suelos por otros países miembros de la OCDE y no representan riesgo para la salud de las personas y el medio ambiente.

Las concentraciones halladas de Dieldrín, y la ausencia de Aldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno, en todos los sitios muestreados permiten concluir que los agricultores del Valle de Aconcagua dejaron de utilizar estos compuestos oportunamente desde la prohibición de su uso. Mientras que para DDT, la medida de gestión fue acatada con posterioridad a su implementación.

Palabras Clave: Valle de Aconcagua, contaminantes orgánicos persistentes, COPs, pesticidas órganoclorados, POCs, DDT, DDD, DDE, Aldrín, Dieldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno.

ABSTRACT

In order to evaluate the legislation compliance about the forbidden use of Organochlorine Pesticides (OCPs) at cultivated lands, the present research establishes the persistence of OCPs in soil, through the concentration of DDT, Aldrin, Dieldrin, Heptachlor and Hexachlorobenzene in surface soil 0-20 cm and subsoil 20-40 cm, strata at Aconcagua Valley, Province of San Felipe, V Region, Chile.

The samples were collected from six agricultural sites (farms), and one control site (hill), following the instructions of ISO 10381-1 provisions: 2002 for soil sampling, and ASTM D 4547-06 for volatile organic compounds. The presence and concentrations of the OCPs was performed by gas chromatography and mass spectrometry (GC/MS).

DDT was found in all agricultural soil sites. The DDT concentration and its metabolites DDD and DDE found at the 0-20 cm strata, were respectively: 0.02 ± 0.014 , 0.003 ± 0.006 and 0.008 ± 0.007 mg/kg of dry weight. The concentration of DDT and its metabolites at the 20-40 cm depth, were respectively: 0.01 ± 0.013 , 0.002 ± 0.004 and 0.008 ± 0.011 mg/kg of dry weight. Dieldrin was found only in an agricultural site; its average concentration in the 0-20 cm depth was 0.002 ± 0.004 mg/kg dry weight and 20-40 cm depth 0.003 ± 0.008 mg/kg dry weight.

All these concentrations are considered low, as the maximum permissible values set as in the soil for OECD countries and not involve a risk to humans or environment.

The concentration level found of Dieldrin, and the absence of Aldrin, Heptachlor and Hexachlorobenzene, conclude that the farmers stopped using these chemicals compounds since the law was established. As for DDT, the breaking use was complied after its regulation.

Keywords: Aconcagua Valley, persistent organic pollutants, POPs, Organochlorine Pesticides, OCPs, DDT, DDD, DDE, Aldrin, Dieldrin, Heptachlor and Hexachlorobenzene.

I. INTRODUCCIÓN

Actualmente Chile es oficialmente miembro de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), por lo cual, el país ha debido mejorar en diferentes áreas. Un área importante, dadas las implicancias para la salud de las personas, el medio ambiente y las actividades productivas necesarias para el desarrollo del país, es el área relativa a la gestión y manejo seguro de las sustancias químicas peligrosas, entre las que se encuentran los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) y específicamente los plaguicidas (CONAMA, 2008^a).

Si bien se han realizado importantes esfuerzos en la materia, los que van desde la ratificación de convenios internacionales a la elaboración de una Política Nacional de Seguridad Química y el diseño e implementación de planes y acciones específicas orientadas a fortalecer la institucionalidad con competencia en la materia, aún quedan importantes desafíos, principalmente en lo relativo a la vigilancia y monitoreo ambiental de las sustancias químicas peligrosas; frente a esto, surge la necesidad de realizar el presente estudio (CONAMA, 2008^b).

El propósito de este trabajo es aportar a la gestión en dicha materia, mediante el conocimiento del estado en que se encuentran en la naturaleza los pesticidas órganoclorados (POCs), principalmente utilizados, informados y encontrados en el país, antes y después de ser prohibidos, de manera de saber si las medidas que se han adoptado relativas a su prohibición han tenido efecto.

El estudio se llevó a cabo en los suelos de los ecosistema agrícolas del Valle de Aconcagua, Provincia de San Felipe, V Región; por ser un área geográfica del país en la cual éste tipo de pesticidas fueron utilizados intensivamente para el control de plagas en la agricultura (CONAMA, 2005^a); gran parte de la totalidad de estos pesticidas con prohibición de uso, fueron encontrados almacenados en bodegas de agricultores de esta zona (CONAMA, 2004^c) y, porque se han hallado POCs en suelos, frutas, hortalizas y alimentos de origen animal provenientes del área (CONAMA, 2005^a).

II. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Evaluación del efecto de las medidas de gestión implementadas en el país, relativas a la prohibición de la utilización de los pesticidas órganoclorados (POCs) en el suelo agrícola del Valle de Aconcagua, Provincia de San Felipe, V Región, Chile, contribuyendo en la gestión de los contaminantes orgánicos persistentes.

2.2 Objetivos específicos

2.2.1 Determinar la presencia de DDT, Aldrín, Dieldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno (Anexo 1 - Tabla 1), en el componente ambiental suelo, a través de la medición de su concentración en las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm.

2.2.2 Determinar si las medidas de prohibición de la utilización de los pesticidas órganoclorados han sido acatadas, a través del hallazgo de su presencia y concentración en el suelo del área de estudio, conociendo la situación en que se encuentran estos compuestos en la naturaleza y siendo un aporte para la gestión de los contaminantes orgánicos persistentes.

2.3 Hipótesis

De acuerdo a las tasas de descomposición y los metabolitos derivados de los materiales en estudio, se plantean las siguientes hipótesis:

Si las medidas de gestión implementadas, relativas a la prohibición de la utilización de los POCs, fueron seguidas por los agricultores del Valle de Aconcagua desde los respectivos años de prohibición de su uso; entonces la concentración actual en predios de: DDT, Aldrín, Dieldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno, solamente debiera encontrarse en niveles trazas o bajo los límites de detección.

Si las medidas de gestión implementadas, relativas a la prohibición de la utilización de los POCs, han sido acatadas con posterioridad a los respectivos años de prohibición, por los agricultores del Valle de Aconcagua; entonces la concentración actual en predios de DDT debería ser mayor o igual a la de sus metabolitos DDD y DDE, la concentración actual de Aldrín debería ser mayor o igual que la de su metabolito Dieldrín, la concentración actual de Héptacloro debería ser mayor o igual que la de su metabolito Heptacloroepóxido y para el caso de Héxaclorobenceno pudiera encontrarse en bajas concentraciones.

III. MARCO TEÓRICO

3.1 Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs).

Los contaminantes orgánicos persistentes (COPs), son sustancias químicas sintéticas, de tipo orgánico, que poseen una combinación particular de propiedades físicas y químicas que les confiere ciertas características que hacen que una vez liberados en el medio ambiente permanezcan intactos por períodos muy prolongados. Se propagan ampliamente en el medio ambiente, ya que poseen un potencial de transporte a grandes distancias como resultado de procesos naturales en los que intervienen el suelo, el agua y el aire; todos ellos se bioacumulan en los organismos (UNEP, 2011^b). Actualmente se han reconocido 22 especies de COPs prioritarios, los cuales se clasifican en tres grupos (UNEP, 2012):

- Pesticidas Órganoclorados (POCs), corresponde al grupo mayoritario, han sido ampliamente utilizados como plaguicidas (Anexo 1.1), entre los que se encuentra: DDT, Aldrín, Dieldrín, Endrín, Héptacloro, Héxaclorobenceno, Clordano, Mirex, Toxafeno, Clordecona, Lindano, Alfa-HCH, Beta-HCH, Pentaclorobenceno, Alacloro, Aldicarb y Endosulfán.
- Bifenilos Policlorados (PCB), corresponden a productos químicos de origen industrial.
- Dioxinas y Furanos, subproductos industriales generados no intencionalmente en diversos procesos industriales.

3.2 Pesticidas Órganoclorados (POCs).

Los pesticidas órganoclorados, en adelante POCs, constituyen el primer grupo de insecticidas organosintéticos, inician su desarrollo a partir de la síntesis del Diclorodifenil Tricloroetano (DDT) en el año 1874, aunque sus propiedades insecticidas fueron reconocidas en el año 1939 por el químico suizo Paul Mueller, quien recibió por ello el premio Nobel en el año 1948 (Saunders y Harper, 1994; Greene y Pohanish, 2005).

En un corto período de tiempo fueron sintetizados otros compuestos órganoclorados llegando a ser, luego de la Segunda Guerra Mundial, el grupo de pesticidas más importante, no tan solo por el impacto positivo sobre el rendimiento de la agricultura, sino, también por los millones de vidas que se pudieron salvar gracias a su utilización en el control de insectos vectores de enfermedades como la malaria, el dengue, la fiebre amarilla, el tifus y la peste bubónica (Saunders y Harper, 1994; Greene y Pohanish, 2005).

Los POCs han sido los plaguicidas (Anexo 1.1), más ampliamente utilizados principalmente por su relación costo/beneficio (KIM y McPheron, 1993; Waage, 1996); las desventajas de su utilización, respecto principalmente a que estos compuestos no se degradan fácilmente en condiciones ambientales, comenzaron a evidenciarse en la década de los 70s (Ware y Whitacre, 2004), momento en el cual, su uso se incrementó considerablemente debido a que se evidenció el desarrollo de resistencia en los insectos a diversos agroquímicos, hecho que provocó que los usuarios los aplicaran más frecuentemente y en dosis más elevadas de estos compuestos (Plimmer, 2001).

Los POCs son sustancias xenobióticas, es decir, productos sintéticos que no se encuentran naturalmente en el medio ambiente (Braness, 1997); de carácter orgánico, específicamente compuestos aromáticos clorados, constituidos por al menos un anillo bencénico, en el cual puede haber uno o más átomos de cloro unidos a uno o más átomos de carbono y donde los enlaces de carbono-cloro son muy estables (Metcalf y Luckmann, 1994; Crosby, 1998).

Los compuestos órganoclorados se clasifican en tres grandes grupos: Diclorodifeniletanos, entre los que se encuentra el DDT; los Ciclodienos Clorados, entre los cuales se encuentran el Aldrín, Dieldrín y Héptacloro; y los Hexaclorociclohexanos, como el Héxaclorobenceno (Anexo1 - Tabla 1) (Saunders y Harper, 1994; Ware y Whitacre, 2004).

Los POCs representan un grupo de compuestos químicos muy estables químicamente; su estructura molecular determina sus propiedades fisicoquímicas (Anexo 1 - Tabla 3), su prolongada persistencia o vida media en el medio ambiente (Anexo 1 - Tabla 4), su prolongada residualidad, su resistencia a la degradación y su toxicidad (Anexo 1.2) (Ware y Whitacre, 2004; Binetti *et al.*, 2005).

Los POCs pueden ingresar al cuerpo humano, de animales y de diferentes organismos por contacto, ingestión e inhalación, produciendo neurotoxicidad (Braness, 1997; Plimmer, 2001). Específicamente el mecanismo de toxicidad del DDT radica en prolongar el aumento de la permeabilidad de sodio mediante la mantención de los canales de sodio abiertos, lo que retrasa la repolarización de la membrana axonal generando hiperactividad, hiperexcitabilidad, temblor, convulsiones y muerte (Frazier y Tyson, 1993; Gossel y Bricker, 1994); la toxicidad aguda del DDT es inferior a la de otros organoclorados (Anexo 1 - Tabla 6); situación que favoreció el uso masivo de este plaguicida (Anexo 1.2) (Hodgson y Levi, 2001; Repetto, 2009).

Por su parte los ciclodienos clorados como: Aldrín, Dieldrín y Héptacloro, y el Héxaclorobenceno presentan una toxicidad mayor que el DDT (Anexo 1 - Tabla 5 y 6) (Rozman *et al.*, 2001) y ejercen su acción en el sitio de unión picrotoxin en el receptor GABA, inhibiendo el flujo de cloro GABA-dependiente en las neuronas, produciendo alteraciones neurológicas como temblor, ataxia, convulsiones y muerte (Hodgson y Levi, 2001; Repetto, 2009).

Por otra parte, la exposición crónica a los POCs y a sus metabolitos, produce una amplia gama de consecuencias de tipo metabólicas, endocrinas, reproductivas, mutagénicas y carcinogénicas (Hodgson y Levi, 2001; Repetto, 2009).

Respecto a la biodisponibilidad (Anexo 1.3), los contaminantes solubles en agua son más biodisponibles en el corto plazo que los compuestos de baja solubilidad. Los contaminantes hidrófobos como los POCs, en un corto periodo de tiempo estarían menos biodisponibles (Sunahara y Renoux, 2002; Kelsey y White, 2005); sin

embargo, el problema ocurre al transcurrir el tiempo donde los POCs, por su elevada lipofilidad, se pueden acumular en el tejido adiposo, teniendo como consecuencia su bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación en las cadenas tróficas de manera irreversible (Ware y Whitacre, 2004; Binetti *et al.*, 2005), representando un potencial de riesgo ecotoxicológico a largo plazo (Zagury *et al.*, 2002; Bayen *et al.*, 2006).

Las herramientas biológicas para evaluar la biodisponibilidad ambiental de un contaminante pueden ser, la degradación por parte de los microorganismos o bien, evaluarla en organismos susceptibles que puedan expresar una respuesta de toxicidad luego de la exposición al contaminante, o la acumulación en ellos del contaminante; como un grado de que podría haber una respuesta tóxica. La toxicidad es la respuesta real de los organismos expuestos a la fracción ambientalmente biodisponible de un contaminante (Zagury *et al.*, 2002; Kelsey y White, 2005).

Desde estas perspectivas la biodisponibilidad y la respuesta tóxica se deben a dos diferentes fracciones del contaminante: una fácilmente biodisponible o fracción movilizable, y una fracción intrínseca la cual representa la fracción total del contaminante y que es extraíble con solventes, la cual no es realmente móvil, pero representa un potencial de riesgo ecotoxicológico en el largo plazo, como ocurre con los POCs (Zagury *et al.*, 2002).

La ecotoxicología de un pesticida depende de su toxicidad intrínseca, de su persistencia y de su conducta de distribución en los componentes ambientales (Anexo 1.4) (Seiber, 2001). Uno de los parámetros más importantes y decisivo respecto a la toxicidad y la perturbación que puede producir un compuesto en el medio ambiente, es su hidrofobicidad $\log P$ (o $\log K_{ow}$); de esta manera los POCs debido a su gran hidrofobicidad, pueden acumularse en el suelo y generar bioacumulación, bioconcentración en biota y biomagnificación en las cadenas tróficas (Fujita *et al.*, 2001; Fränze *et al.*, 2005).

Debido a su naturaleza y estructura los POCs una vez que se encuentran en el ambiente y en los organismos, producto de los procesos bioquímicos y físicos que sufren, dan origen a metabolitos cuya principal característica es que son más estables, más móviles y algunas veces más tóxicos que el compuesto original (Anexo 1 - Tabla 1), debido a lo cual se les ha denominado “residuos terminales”, los que son definidos como sustancias químicas que se acumulan en material biológico y en el medio ambiente; esto incluye al pesticida original introducido al medio ambiente y a todos los productos de su degradación (Ware y Whitacre, 2004; Binetti *et al.*, 2005).

Por esa razón, los POCs son considerados como sustancias químicas “refractarias”, definidas como sustancias químicas difíciles o imposibles de manejar, situación que guarda relación con su persistencia y con su lipofilicidad (Crosby, 1998; Fujita *et al.*, 2001).

El DDT ha sido el insecticida órganoclorado mayormente utilizado; incluso hoy en día, su utilización para el control de enfermedades transmitidas por vectores, sigue siendo una realidad en algunos países de extrema pobreza, principalmente por su relación costo/beneficio y su amplio espectro (UNEP, 2012).

Las formulaciones comercialmente disponibles de DDT se conforman de aproximadamente un 65 - 73% de isómeros p, p'- DDT, que es el isómero más activo, un 19 - 21% de o, p'- DDT y un 0,1 - 1% de o, o'- DDT, siendo este último inactivo y considerado como impureza (Ware y Whitacre, 2004; Greene y Pohanish, 2005).

En el ambiente y en los organismos el DDT por reacciones de oxidación, reducción, e hidrólisis origina sus metabolitos Diclorodifenil Dicloroetano p, p'- DDD y o, p'- DDD y también Diclorodifenil Cloroetano p, p'- DDE y o, p'- DDE (Ware y Whitacre, 2004; Greene y Pohanish, 2005).

El DDD posee una baja neurotoxicidad, su toxicidad aguda es menor a la molécula original de DDT, pero no así sus efectos crónicos, ya que posee una mayor incidencia en alteraciones metabólicas, endocrinas y cáncer. Cabe mencionar, que la deshidrocloración del DDT en el ambiente y en los organismos; así como también la oxidación en el carbono bencílico, da un alcohol terciario conocido como Dicofol, el cual también es un pesticida sintetizado comercialmente (Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

Por su parte, el DDE también fue fabricado con fines comerciales, ya que posee actividad insecticida; sin embargo es el principal producto de la biotransformación del DDT y el mayor problema, puesto que es estable a la oxidación, reducción e hidrólisis; el hecho que sea químicamente más estable que el DDT, se debe al doble enlace que tiene en su molécula. Es el principal metabolito de DDT encontrado en el ambiente y en animales (Huckle y Millburn, 1990; Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

La toxicidad aguda de DDE es menor que la del DDT, sin embargo se almacena en el organismo en mayores concentraciones y durante un tiempo más prolongado, ya que su eliminación del organismo es aún más lenta, siendo sus efectos crónicos más graves y pudiendo encontrarse después que la mayoría de los otros compuestos clorados hayan desaparecido (Huckle y Millburn, 1990; Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

Por otra parte, una vez que el DDT se ha acumulado en el tejido adiposo, se puede eliminar lentamente en forma de ácido diclorodifenil acético, DDA, el cual se elimina sin cambios, a través de la leche materna, otras secreciones corporales y puede ser eliminado, a través de la orina en algunas especies, posteriormente a su conjugación con el aminoácido taurina (Huckle y Millburn, 1990; Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

Los ciclodienos clorados Aldrín, Dieldrín y Héptacloro, surgieron por primera vez en 1945 a partir de los esfuerzos por encontrar usos para el ciclopentadieno; su

estructura e isómeros son complejos, todos poseen acción insecticida y ostentan una elevada toxicidad (Anexo 1 - Tabla 5 y 6). Las reacciones que sufren en el ambiente y en los organismos son oxidación, reducción y dehidrocloración. Mediante la epoxidación de su anillo aromático el Aldrín se transforma en Dieldrín, permaneciendo muchos años en esta forma, pudiendo ser excretado por los organismos como tal (Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

Dieldrín también corresponde a una molécula original con propiedades insecticidas; su toxicidad y persistencia es mayor a la de Aldrín. Por acción de la luz solar una pequeña parte de Aldrín puede originar el metabolito fotoaldrín y Dieldrín puede generar el metabolito fotodieldrín. El Héptacloro también sufre de epoxidación, dando origen a los metabolitos Heptacloroepóxido-endo y Heptacloroepóxido-exo y en muy pequeña cantidad puede originar el metabolito fotoheptacloro, por acción de la luz solar; los fotoproductos son más tóxicos que los ciclodienos originales y son muy poco frecuentes; se han encontrado sobre la superficie de las plantas (Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

El Héxaclorobenceno (HCB) fue sintetizado en 1945 y el menos utilizado de los POCs; su principal uso ha sido como fungicida. Se forma como producto secundario durante la manufactura de otras sustancias químicas y fue la base para la producción del pentaclorofenol. Es el más tóxico de los POCs (Anexo 1 - Tabla 6), al igual que los ciclodienos puede sufrir epoxidación en el ambiente y en los organismos originando los metabolitos 2, 3, 5- Triclorofenol, Tetraclorobenceno y Pentaclorobenceno; sin embargo, se acumula principalmente como HCB en la glándula mamaria (Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

A partir de 1972, los países desarrollados empiezan a evidenciar las consecuencias de la utilización de los POCs y se comienza a comprender el comportamiento de ellos en los ecosistemas (Gilbertson *et al.*, 1998; Scheider *et al.*, 1998).

Por sus particularidades los POCs son actualmente considerados sustancias químicas peligrosas y contaminantes ambientales importantes y se encuentran prohibidos en los países donde el Convenio de Estocolmo se ha ratificado (FAO/OMS, 2004; UNEP, 2012).

Debido a que la presencia de los POCs en el medio ambiente es una realidad y por su elevada peligrosidad y riesgo; los POCs son actualmente objeto de estrecha vigilancia ambiental en los países desarrollados (UNEP, 2012). Se entiende por peligrosidad la capacidad intrínseca de una sustancia de producir efectos adversos sobre los organismos, los componentes del medio y su interacción y, por riesgo, la probabilidad de que ciertamente ocurran dichos efectos (Navarro y Barba, 1995; Garcia-Baudín, 1998).

En los países en desarrollo en cambio, tanto la caracterización de los POCs en el ambiente, como su monitoreo ambiental, son aún insipientes y necesitan de la realización de importantes esfuerzos en la materia (OMS y FAO, 2004; OCDE, 2011). Se entiende por caracterización la medición de parámetros observables que pueden ser usados para definir un modelo biológico, en términos de estado, pureza e integridad (Frazier y Tyson, 1993; Menzer *et al.*, 1994).

3.3 Concepto de persistencia y vida media.

Persistencia significa permanecer o existir a través del tiempo (Khan, 1980). Los POCs son “compuestos persistentes” (Hodgson y Dauterman, 1990; Crosby, 1998). La persistencia es una propiedad de los compuestos que se puede interpretar como una medida de la resistencia a la degradación y es función de su estructura molecular. Los pesticidas más persistentes conservan sus propiedades por tiempo más prolongado que los que se degradan en menor tiempo (Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

La persistencia se cuantifica a través del tiempo de vida media ($t_{1/2}$) o tiempo de semidesintegración (DT_{50}); el concepto corresponde al tiempo requerido para que la concentración de un compuesto disminuya a la mitad en un medio específico (Khan, 1980; Zagury *et al.*, 2002).

El concepto de vida media posee las siguientes características (Khan, 1980; Zagury *et al.*, 2002):

- Ser una constante inversamente proporcional a la constante de velocidad de degradación de un compuesto.
- Ser dependiente de la concentración de un compuesto dado.
- Representa la idea de que un porcentaje constante del compuesto se pierde por unidad de tiempo.

Sin embargo, dado que la degradación de un compuesto dependerá de múltiples reacciones químicas, físicas y biológicas, no está simplemente relacionada con las constantes de velocidad, ni es solamente dependiente de la concentración; por esto, la persistencia se puede cuantificar sólo aproximadamente (Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

Las propiedades físico químicas y los procesos que los POCs sufren en el ambiente, determinan que ellos tengan vidas medias bastante prolongadas, como se observa en el Anexo 1 - Tabla 4. Hasta ahora los compuestos más persistentes, estudiados son los pesticidas órganoclorados (Xu *et al.*, 2009).

Una vez en el suelo, la degradación del pesticida pasa por tres fases (Figura 1): una etapa inicial muy breve en la que se mantiene una alta concentración del compuesto, denominada fase de latencia; luego una fase de disipación donde el plaguicida se degrada rápidamente; por último una etapa en la que la disminución es lenta, denominada fase de persistencia (Zagury *et al.*, 2002).

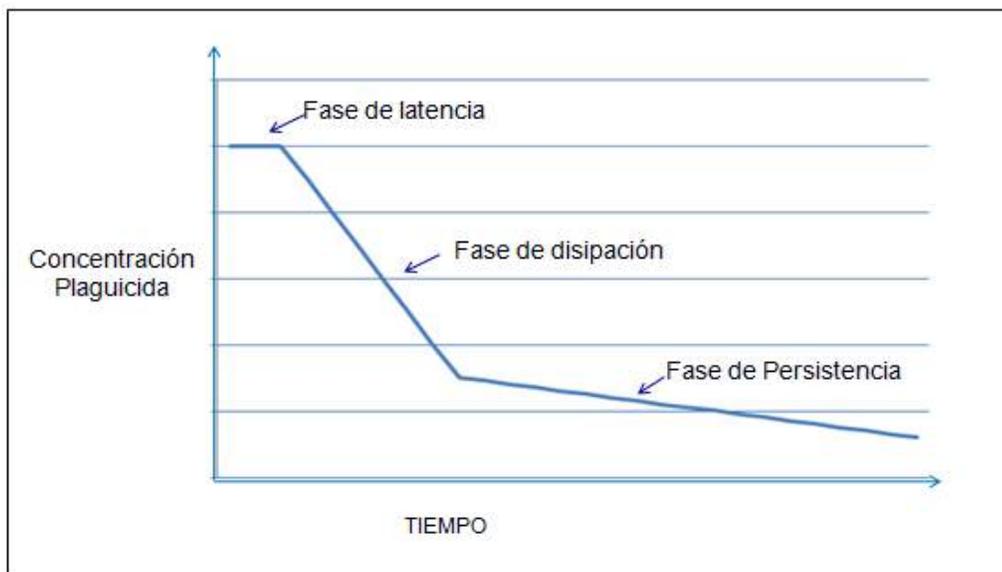


Figura 1: Fases de la degradación de los pesticidas en el suelo.

A partir del tiempo de vida media de un compuesto, se puede construir una curva de decaimiento para el compuesto en un medio específico, para lo cual es necesario considerar la tasa de aplicación del compuesto, es decir, la concentración aplicada del compuesto y las aplicaciones sucesivas a través del tiempo (Waage, 1996; Plimmer, 2001); a partir de ello existiría para los POCs una curva de residuos máximos y una curva de residuos mínimos, que nunca llegaría a la base, dado que los POCs exhiben acumulación (Khan, 1980; Zagury *et al.*, 2002).

Las curvas de decaimiento son complejas de elaborar debido a que deben ser construidas para un *medio específico*; estarán determinadas por las características físico químicas del compuesto, concentración, tasa de aplicación, formulación (Anexo 1.5), tipo de aplicación (Anexo 1.6), las características físicas y químicas del suelo que es la principal matriz ambiental para los POCs y además deben ser considerados los factores ambientales (Crosby, 1998; Greene y Pohanish, 2005).

Luego de tratamientos sucesivos un compuesto cuya vida media es 3 a 10 años en suelo, como es el DDT puede estar aún presente en el suelo luego de 25 años desde la última aplicación; dado su persistencia y su capacidad de acumularse en el suelo (Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

3.4 Concepto de residualidad.

La residualidad o efecto residual corresponde al período de tiempo que el plaguicida permanece activo, después de la aplicación, conservando sus propiedades tóxicas respecto al organismo a controlar (Anexo 1.2) (Ware y Whitacre, 2004). La mayor o menor degradación de un compuesto determinará su mayor o menor residualidad y a la vez ésta depende de la estabilidad de la molécula frente a factores ambientales como la radiación solar, humedad, temperatura, pluviometría, entre otros; factores agronómicos, tipo de formulación y tipo de aplicación que se utiliza (Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009). El efecto residual de los insecticidas se clasifica en: muy corto (menor a 2 días), corto (3 a 10 días), moderado (11 a 20 días), largo (21 a 35 días) y muy largo (más de 35 días) (Greene y Pohanish, 2005).

Los POCs poseen una residualidad muy larga, dada por la estabilidad de la molécula (Gilbertson *et al.*, 1998; Scheider *et al.*, 1998), lo cual inicialmente se consideró una ventaja ya que permitía un menor número de aplicaciones para controlar las plagas y por lo tanto una relación costo/beneficio muy favorable (Greene y Pohanish, 2005).

La persistencia, la residualidad y la toxicidad de un compuesto, son modificadas por la formulación (Anexo 1.5); en este contexto los solventes juegan un rol fundamental, puesto que actúan como vehículos del ingrediente activo, promoviendo o retardando su absorción y facilitando la acción del producto sobre los organismos a tratar (Rozman *et al.*, 2001; Xu *et al.*, 2009).

En la Formulación Polvo Mojable (WP), Anexo 1.5; el ingrediente activo se encuentra en estado sólido, mezclado con polvo acarreador y un agente humectante; permitiendo que el producto permanezca disponible por más tiempo y otorgando una mayor residualidad (CIPAC, 2011), razón por la cual es una de las formulaciones comúnmente utilizada en Chile (IMPPA, 2009).

El tipo de aplicación (Anexo 1.6), la forma como son administrados los pesticidas sobre los cultivos y las superficies, influye de manera importante en la degradación y disponibilidad del producto, por consiguiente interviene en su residualidad y en su persistencia (Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004). Por otro lado, la aplicación por aspersión provee grandes partículas (200 a 300 micrones), las que impactan fácilmente el suelo y las superficies proporcionando una mayor residualidad y persistencia (Anexo 1 - Tabla 7) (Ware y Whitacre, 2004; IMPPA, 2009).

3.5 Propiedades físico químicas y dinámica ambiental de los POCs.

La dinámica ambiental de los POCs es compleja fundamentalmente por sus propiedades físicas, químicas, patrones de uso y las características del ambiente, lo que posibilita su disponibilidad en una escala temporal y espacial muy diferente y distante al tiempo y lugar en el cual fueron utilizados (Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004). El componente ambiental inicial en contacto con el compuesto, estará determinado principalmente por la manera de uso; sin embargo, los residuos se distribuirán a favor de uno o más componentes según su naturaleza y propiedades físico químicas (Seiber, 2001; Binetti *et al.*, 2005).

La distribución ambiental corresponde al reparto de una sustancia en los componentes ambientales: suelo, aire, agua y biota (Anexo 1 - Tabla 3); la concentración de ésta en un componente se relacionará con la concentración de ella en otro componente a través de coeficientes de distribución (K_d) (Seiber, 2001; Binetti *et al.*, 2005).

Las metodologías para estimar los flujos, transformaciones y concentración ambiental resultante del compuesto, depende del conocimiento respecto de cuan rápidamente es descargado a un componente ambiental específico y cuán rápido pueda ser removido por procesos físicos, químicos y biológicos, lo cual dependerá de las

características del compuesto, del medio y de los procesos ecotoxicológicos que pueda sufrir (Anexo 1.4) (Seiber, 2001; Fränzle *et al.*, 2005).

Dentro de las propiedades físico químicas que inciden en la movilidad de los POCs se encuentran, su presión de vapor cuyos valores se encuentran entre 3×10^{-4} y $1,6 \times 10^{-7}$ mm Hg a 20 °C, Anexo 1 - Tabla 3 (Smith, 1990; Moorman, 1990; Stephenson *et al.*, 2002) y su baja solubilidad en agua, poseen valores entre 1,2 y 180 $\mu\text{g/L}$ a 25 °C (Anexo 1 - Tabla 3), por lo cual no son fácilmente percolados o lavados desde los suelos (Somasundaram y Coats, 1990; Crosby, 1998; Zagury *et al.*, 2002).

Dentro de los coeficientes de distribución específicos cabe mencionar: 1) la constante de la Ley de Henry (H), que describe la concentración de un compuesto entre el aire y el agua o solución del suelo para reflejar las pérdidas por evaporación, los POCs poseen valores entre $2,3 \times 10^{-3}$ y $1,29 \times 10^{-5}$ $\text{atm}^{-3}/\text{mol}$ a 25 °C (Anexo 1 - Tabla 3), es decir no se evaporan fácilmente desde la solución del suelo (Bollang y Liu, 1990; Greene y Pohanish, 2005); 2) el coeficiente de partición carbono orgánico-agua (K_{oc}), que es una medida de la tendencia de las sustancias orgánicas para ser adsorbidas por el suelo y los sedimentos, los POCs poseen valores altos de K_{oc} (Anexo 1 - Tabla 3), que indican fuerte adsorción al suelo; 3) el coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}), que refleja la lipofilia, o distribución de una sustancia entre *n*-octanol y agua (Fränzle *et al.*, 2005; Greene y Pohanish, 2005).

Usualmente K_{ow} se maneja como logaritmo e indica si la sustancia puede bioacumularse; los POCs poseen un $\log K_{ow}$ superior a 5 (Anexo 1 - Tabla 3), lo que indica que se acumulan en los organismos en función del tiempo (Huckle y Millburn, 1990; Binetti *et al.*, 2005). Uno de los parámetros más importantes y decisivo respecto al grado de perturbación que puede producir un compuesto en el medio ambiente, es su $\log K_{ow}$ (Fujita *et al.*, 2001; OCDE y FAO, 2007).

La elevada lipofilicidad de los POCs, incide en su capacidad de bioconcentración, que corresponde a la concentración de una sustancia química en un organismo por la absorción directa desde el medio ambiente, sin incluir la vía alimentaria, y en su capacidad de biomagnificación, la cual considera sólo los procesos de concentración mediante el consumo de alimentos, y se define como el aumento de la concentración de una sustancia en una cadena alimentaria al pasar de un nivel trófico inferior a otro superior (Binetti *et al.*, 2005; Fränzle *et al.*, 2005).

El Factor de Bioconcentración (FBC), se define como la proporción de la concentración de un compuesto químico entre un organismo acuático y el agua, representa el potencial de la sustancia para bioacumularse; se relaciona directamente con el coeficiente de partición octanol-agua y expresa las veces que la concentración del compuesto al interior del organismo es mayor que la concentración del mismo en el medio. Los POCs poseen un FBC de 5.000 o más (Anexo 1 - Tabla 3) (Huckle y Millburn, 1990; Binetti *et al.*, 2005; OCDE y FAO, 2007).

La bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación son el resultado de la dinámica de transporte y del equilibrio en los procesos de partición y de relaciones ecológicas, por lo que guarda relación con los procesos de: metabolismo, cometabolismo, biodegradación y de su activación en el medio ambiente y en los organismos (Racke, 1990; Gangolli y Phillips, 1993; Binetti *et al.*, 2005).

Por el contrario a lo que ocurre habitualmente con la mayoría de las sustancias químicas, cuyas concentraciones disminuyen después de su utilización originando productos con menor toxicidad, movilidad y persistencia que los originales (por degradación, decaimiento y eliminación de ellos en el ambiente, e inactivando el compuesto inicial) (Hodgson y Dauterman, 1990; Seiber, 2001; Sunahara y Renoux, 2002), los POCs sufren activación ambiental y biológica, es decir, se convierten en productos que son más estables, más móviles, más tóxicos y más persistentes que la sustancia original; por ejemplo DDE, que corresponde a un producto de DDT (Smith, 1990; Saunders y Harper, 1994; Seiber, 2001).

La activación en el ambiente, se puede entender como las transformaciones químicas y biológicas que sufren los compuestos principalmente en el suelo, ya que es el primer y principal componente ambiental desde donde comienza su dinámica ambiental (Hodgson y Dauterman, 1990; Arnold y Briggs, 1990; Seiber, 2001). Los POCs poseen porcentajes de inactivación inferior al 50%, por lo que poseen una elevada acumulación (Seiber, 2001; Sunahara y Renoux, 2002).

La presencia de los compuestos en la atmósfera se relaciona con la volatilización o propensión de un compuesto a dispersarse en el aire (Seiber, 2001; Sunahara y Renoux, 2002); ello depende fundamentalmente de la presión de vapor del compuesto, su solubilidad en agua, el contenido de humedad del suelo, su capacidad de adsorción, la velocidad de difusión, la temperatura y del movimiento del aire (Crosby, 1998; Greene y Pohanish, 2005).

La volatilización de un compuesto desde el suelo dependerá del coeficiente de difusión aire-suelo (K_{as}) y de la localización del compuesto; esto se refiere a la forma de aplicación, es decir, directamente sobre el suelo y los cultivos o bien, aplicaciones aéreas. La temperatura y la radiación solar interactúan, pero en términos generales, se utilizan como indicadores de la volatilización, la presión de vapor del compuesto y la constante de la Ley de Henry (H) (Anexo 1 - Tabla 3) (Bollang y Liu, 1990; Greene y Pohanish, 2005).

El proceso de volatilización es el principal sistema de pérdidas de plaguicidas posterior a su aplicación e incluye dos etapas; en la primera se produce un movimiento hacia la superficie del suelo y en la segunda, pasa a la atmósfera (Binetti *et al.*, 2005; Greene y Pohanish, 2005).

Se ha descrito que existen mayores pérdidas por difusión cuando los POCs son aplicados en forma aérea (por medio de helicópteros), mientras que al ser aplicados por aspersión sobre los cultivos, las pérdidas se reducen, puesto que los compuestos impactan rápidamente en los suelos y una vez ahí se adhieren fuertemente a la materia orgánica presente en ellos (Arnold y Briggs, 1990; Seiber, 2001).

La fotodescomposición es la descomposición de las sustancias químicas producida por la acción del espectro de luz proveniente del sol sobre las sustancias. La degradación por fotodescomposición genera productos únicos y diferentes a las vías de la degradación química y biológica (Parlar, 1990; Greene y Pohanish, 2005).

Los POCs tienden a ser estables a la luz ultra violeta proveniente del sol entre los 320 y 400 nm; sin embargo, los ciclodienos pueden sufrir una lenta foto degradación en la superficie de los vegetales, originándose a partir de Aldrín, Dieldrín y Héptacloro los metabolitos específicos: fotoaldrín, fotodieldrín y fotoheptacloro, respectivamente (Parlar, 1990; Greene y Pohanish, 2005).

Los POCs poseen altos coeficientes de partición K_{ow} y K_{oc} , es decir, poseen un bajo potencial para moverse y contaminar el agua subterránea, fundamentalmente por ser moléculas hidrófobas, escasamente pueden ser transportados a través del ciclo hidrológico; su presencia en aguas subterráneas se atribuye principalmente a inyecciones en el suelo (Crosby, 1998; Seiber, 2001). Se adsorben fuertemente a los suelos y sedimentos, posteriormente se bioconcentran, bioacumulan en los organismos y se biomagnifican en las cadenas tróficas (Fujita *et al.*, 2001; Xu *et al.*, 2009).

Los POCs debido a su dinámica ambiental y su escasa biodegradación, poseen vidas medias bastante prolongadas en todos los componentes ambientales (Anexo 1 - Tabla 4) y también en los organismos (Arnold y Briggs, 1990; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Su prolongada vida media en suelos se ha evidenciado en diferentes estudios: en India en la planicie del Ganges, área fuertemente agrícola, todas las muestras de suelo contenían residuos de POCs y sus metabolitos (Agnihotri *et al.*, 1995), lo mismo se ha observado en zonas de horticultura intensiva en el norte de Portugal (Gonçalves *et al.*, 2006), en suelo de escuelas de Beijing (Xiaofei *et al.*, 2008) y en

zonas agrícolas en el noreste de China, décadas después de su prohibición (Xu *et al.*, 2009).

En las aguas han sido hallados residuos de POCs y sus metabolitos, varios años después del cese de su aplicación (Ryckman *et al.*, 1998; Bakouri *et al.*, 2009); así lo han demostrado estudios donde se analizaron muestras de aguas del Ganges (Agnihotri *et al.*, 1993), muestras de aguas de lagos en Tailandia (Kanatharana *et al.*, 1994) y de ríos en Jamaica (Mansingh *et al.*, 1999), ubicados cercanos a zonas agrícolas. Los POCs se adsorben a sólidos en suspensión y a sedimentos, acumulándose en ellos, como se muestra en estudios de sedimentos marinos y de ríos en Italia (Cicero *et al.*, 2000), en Grecia (Galanopoulou *et al.*, 2005) y en sedimentos de estuarios en China (Mai *et al.*, 2002; Guan *et al.*, 2009).

Una vez que estos compuestos han alcanzado las aguas subterráneas sus trazas permanecen por varios años, debido a la limitada actividad microbiana que puede desarrollarse en ellas; así se evidenció en todas las muestras de agua subterránea obtenidas desde pozos de zonas agrícolas de la planicie del río Ganges (Mohapatra *et al.*, 1994), en Nueva Delhi (Mukherjee y Gopal, 2001) y en Holanda (Van Maanen *et al.*, 2000).

Desde el suelo los POCs ingresan a los vegetales y la biota para iniciar su incorporación a las cadenas tróficas terrestres (Zagury *et al.*, 2002); concentraciones variables de sus metabolitos se han observado en todas las muestras para monitoreos de vegetales estacionales en India (Kumari *et al.*, 2001) y en Pakistan (Tariq *et al.*, 2007), en muestras de invertebrados que habitan suelos contaminados (Peters *et al.*, 2007; Hongjian, 2008) y en invertebrados de los cuales se alimentan las aves (Clark, 1990), además de todas las muestras de tejido adiposo e hígado de zorros en Italia (Corsolini *et al.*, 1997).

Lo mismo se ha evidenciado en las cadenas tróficas acuáticas, detectándose contaminación en aves acuáticas y sus huevos en Nueva York (Foley, 1990), en

sedimentos, herbáceas, camarones, cangrejos y peces de lagunas contaminadas en Estados Unidos (Custer y Mitchel, 1992), en cetáceos en Italia (Marsili y Focardi, 1996), en patos oceánicos invernales en Canadá (Elliott y Martin, 1997), en biota acuática y marina de Groenlandia (Vorkamp *et al.*, 2004), en biota marina del ártico canadiense (Braune *et al.*, 2005), en osos polares de Alaska (Verreault *et al.*, 2005), en la biota de las costas en India (Sarkar *et al.*, 2008) y en las crías de foca antártica y huevos de pingüino (Schiavone *et al.*, 2009).

Por último, se ha evidenciado la presencia de POCs y sus metabolitos en muestras de leche materna en Polonia (Szyrwinska y Lulek, 2007), en Noruega (Polder *et al.*, 2008) y en muestras de otros fluidos y tejidos para el monitoreo de exposición humana en diferentes países como Australia, Nueva Zelandia, Japón, Estados Unidos, Francia y Suecia (Porta *et al.*, 2008).

3.6 Conducta de los POCs en el suelo.

La acumulación de los POCs en los suelos es algo conocido y estudiado; ya en 1967 se estableció la relación entre las aplicaciones al suelo de DDT y los efectos en ciertas poblaciones de animales en sitios contaminados (Sunahara y Renoux, 2002; Fränzle *et al.*, 2005).

La distribución de los POCs en el suelo depende de la naturaleza, composición y propiedades del suelo (Anexo 1.7), factores climáticos y ambientales (temperatura, humedad relativa, lluvia, viento y radiación solar), factores relativos a la forma de aplicación del pesticida (Kelsey y White, 2005; Fang *et al.*, 2007), las propiedades fisicoquímicas de los POCs y de las características de la biota presente en el suelo (Sunahara y Renoux, 2002; Xu *et al.*, 2009).

Respecto a los factores de la aplicación que inciden en la conducta de los POCs en el suelo, se deben considerar las tasas de aplicación, la formulación (Anexo 1.5), dentro de las cuales las que brindan mayor estabilidad en suelos son los polvos mojables y

granulados (Koskinen y Harper, 1990; Xiaofei *et al.*, 2008), el tipo de aplicación (Anexo 1.6) y el tamaño de gotas (Anexo 1 - Tabla 7). Tamaños de gotas pequeños se pierden fácilmente por deriva y volatilización, mientras que los grandes quedan retenidos principalmente en la superficie foliar y en el suelo (Himel *et al.*, 1990; Binetti *et al.*, 2005).

Las interacciones complejas entre los factores antes mencionados pueden generar reacciones de sinergia, antagonismo o aditividad del compuesto, dando como resultado procesos de unión a otros compuestos, adsorción y desorción (Arnold y Briggs, 1990; Fujita *et al.*, 2001).

Las fases líquida y gaseosa del suelo transportan compuestos solubles y volátiles; mientras que los POCs al poseer muy baja solubilidad en agua, no son transportados en la solución del suelo (Binetti *et al.*, 2005; Greene y Pohanish, 2005); poseen valores negativos de la constante de Ley de Henry (H), es decir baja volatilización desde la fase acuosa del suelo. Las pérdidas por volatilización solamente ocurren en la fracción de tiempo que va desde la aplicación del producto hasta que impacta sobre el suelo (Zagury *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 2009); una vez que los POCs han impactado en el suelo quedan retenidos en la fase sólida del suelo, no encontrándose en la fase líquida ni gaseosa, de manera que no se volatilizan desde ella (Fujita *et al.*, 2001; Fang *et al.*, 2007).

La sorción de los POCs en el suelo, dependerá del contenido de arcilla mineral del suelo y del contenido de materia orgánica, específicamente ácidos húmicos y fúlvicos (Fujita *et al.*, 2001; Kelsey y White, 2005), puesto que los POCs son retenidos específicamente en la fracción coloidal del suelo (Anexo 1.7) (Koskinen y Harper, 1990; Zagury *et al.*, 2002), donde el pH de los suelos influye poco en los mecanismos de sorción (Fujita *et al.*, 2001; Binetti *et al.*, 2005).

Los POCs se adsorben fuertemente a las fracciones hidrofóbicas de las sustancias húmicas, a través de fuerzas de Van der Waals y uniones hidrófobas (Zagury *et al.*,

2002; Xu *et al.*, 2009) y se adsorben débilmente a las arcillas, por medio de fuerzas de Van der Waals, principalmente a la montmorillonita (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009). La capacidad de intercambio catiónico de las sustancias húmicas es mucho más alta que la de la arcilla mineral. Los POCs se adsorben fuertemente a las sustancias húmicas por periodos de tiempo muy prolongados, siendo la única forma en que pueden ser transportados suspendidos en el agua (Fujita *et al.*, 2001; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

La adsorción de los POCs en el suelo se encuentra correlacionada con el contenido de materia orgánica o de carbono orgánico del suelo, por ello se utiliza el coeficiente de partición carbono orgánico-agua (K_{oc}), para medir la tendencia de ser adsorbidos por el suelo y los sedimentos (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009); los POCs poseen valores altos, que indican fuerte fijación de ellos al suelo (Zagury *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 2009). Hay una relación inversamente proporcional entre la volatilización de un compuesto y su adsorción a la materia orgánica del suelo, por lo que es importante conocer K_{ow} o K_{oc} . (Menzer *et al.*, 1994; Kelsey y White, 2005).

Para determinar el potencial de lixiviación de un pesticida desde los suelos se utilizan índices, entre los que se encuentra el índice de GUS (Groundwater Ubiquity Score), basado en la aplicación de una función obtenida a partir de valores de pesticidas detectados en aguas subterráneas y se define por: $GUS = \text{Log}(t_{1/2}) \times (4 - \text{log}(K_{oc}))$; donde $t_{1/2}$ es el tiempo de vida media (días) y K_{oc} es el coeficiente de adsorción (Fujita *et al.*, 2001; Zagury *et al.*, 2002). El índice de GUS es un indicador de contaminación potencial de acuíferos, que permite clasificar a los plaguicidas en: lixiviables ($GUS > 2,8$), no lixiviables ($GUS < 1,8$) y de transición ($1,8 < GUS < 2,8$). Los POCs poseen valores inferiores a 1,8, es decir no tienden a ser lixiviados desde los suelos (Fujita *et al.*, 2001; Binetti *et al.*, 2005).

Las reacciones más importantes desde el punto de vista de la degradación biológica (Anexo 1.8) que sufren los POCs en el suelo, corresponden a la biodegradación, metabolismo y cometabolismo (Seiber, 2001; Svendsen *et al.*, 2002; Zagury *et al.*, 2002).

La biodegradación, es la transformación de la sustancia por acción microbiana, generando sustratos que sirven como fuente de energía (Moorman, 1990; Svendsen *et al.*, 2002); y el cometabolismo, es la transformación de la sustancia por reacciones metabólicas, pero los sustratos obtenidos no pueden ser utilizados como fuente de energía, acumulándose dentro de los microorganismos e inhibiendo su crecimiento (Bollang y Liu, 1990; Racke, 1990; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Los POCs se biodegradan muy lentamente bajo condiciones anaeróbicas y son muy susceptibles al cometabolismo, generando un impacto ambiental mayor debido a la mayor toxicidad de sus productos sobre la biota del suelo (Bollang y Liu, 1990; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

La microflora presente en el suelo es responsable de la degradación de los POCs, cerca de un 60% (Seiber, 2001; Svendsen *et al.*, 2002). Cambios en las condiciones ambientales del suelo (pH, humedad), van a repercutir en los microorganismos que lo habitan y por lo tanto, pueden mejorar o disminuir la movilidad, la disponibilidad y la toxicidad de un compuesto (Zagury *et al.*, 2002; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

La degradación biológica de los POCs en el suelo depende de la cantidad de plaguicida, de la presencia de microorganismos específicos capaces de degradarlo (Zagury *et al.*, 2002; Binetti *et al.*, 2005) y de la actividad que éstos últimos tengan; la cual se ve afectada por las condiciones físico químicas y los sustratos del suelo, principalmente por el contenido de materia orgánica (Svendsen *et al.*, 2002; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Los microorganismos con mayor eficiencia en transformar biológicamente los POCs son las bacterias (Anexo 1.8); ellas son las principales responsables de la formación de enlaces covalentes entre las sustancias húmicas y los POCs, generando principalmente residuos terminales (Menzer *et al.*, 1994; Kelsey y White, 2005).

Los POCs son muy estables en suelos bien aireados, ya que los microorganismos que los degradan son en su mayoría anaerobios (Moorman, 1990; Svendsen *et al.*, 2002) y se caracterizan por tener actividad hasta una temperatura de 2 °C y por poseer enzimas específicas que les permitan metabolizar los POCs (Menzer *et al.*, 1994; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Los POCs tienen como principal ruta metabólica la hidroxilación del anillo bencénico, con la consiguiente formación de residuos obligados persistentes y dióxido de carbono; también pueden ser generados fenol y ácido bifenil carboxílico (Arnold y Briggs, 1990; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

La dechloración del DDT a DDD y luego a DDE es mucho más rápida bajo condiciones anaeróbicas. Esto debido a la menor formación de metabolitos tóxicos como el DDA y el Dicofol (Menzer *et al.*, 1994; Kelsey y White, 2005). Organismos muy eficientes en la dechloración son las bacterias *Enterobacter aerogenes*, *Aerobacter aerogenes* y los hongos *Trichoderma viride* y *Fusarium oxisporum*; todos ellos poseen la enzima dehalogenasa-reductasa citocromo-oxidasa, capaz de catalizar la reacción (Svendsen *et al.*, 2002; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Respecto a Aldrín y Dieldrín, en forma primaria ocurre una oxidación química y posteriormente una epoxidación del Aldrín a Dieldrín por acción de los microorganismos, con la consiguiente formación de al menos un anillo epóxido, desde el anillo de cloro insaturado, o del anillo que pierde el cloro, el cual es muy estable (Menzer *et al.*, 1994; Kelsey y White, 2005). Los microorganismos más eficientes en la epoxidación del Aldrín bajo condiciones anaeróbicas son: *Trichoderma viride*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Aspergillus*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Nocardia*, *Streptomyces* y *Micromonospora* (Svendsen *et al.*, 2002; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

El metabolismo del Héptacloro involucra primero una hidrólisis química al 1-hidroxiclordano, el cual subsecuentemente es epoxidado por la acción microbiana a 1-hidroxi- 2,3 epoxiclordano. La dechloración del Héptacloro por los microorganismos

produce Clordano, el cual posteriormente será nuevamente epoxidado a Clordano epóxido (Menzer *et al.*, 1994; Kelsey y White, 2005). Algunos microorganismos eficientes en el metabolismo del Héptacloro bajo condiciones anaeróbicas son *Rhizopus*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Trichoderma*, *Nocardia*, *Streptomyces*, *Bacillus* y *Micromonospora* (Svendsen *et al.*, 2002; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

La resistencia a la biodegradación de los POCs se relaciona con su *toxicidad para los microorganismos responsables de su degradación* y, porque a partir de él se generan metabolitos más tóxicos, que se acumulan dentro de ellos (Somasundaram y Coats, 1990; Binetti *et al.*, 2005) provocando que las poblaciones bacterianas que biodegradan POCs, tengan una fase exponencial de crecimiento muy corta y una fase estacionaria que se alcanza prematuramente (Racke, 1990; Svendsen *et al.*, 2002).

Hoy día la presencia de POCs en el suelo se asocia a efectos peligrosos; sin embargo la correlación es todavía un importante desafío para la ecotoxicología (Binetti *et al.*, 2005; Xu *et al.*, 2009), especialmente en predecir el riesgo para los receptores biológicos, para lo cual es necesario conocer su biodisponibilidad y las vías de exposición de los organismos (Sunahara y Renoux, 2002; Fränzle *et al.*, 2005).

Para el monitoreo ambiental, de POCs en suelos y para evaluar los efectos reales que tienen sobre la biota bajo condiciones de campo, se utilizan biomarcadores y bioindicadores (Anexo 1.9) ya que proveen medidas sensibles y biológicamente relevantes, sin la necesidad de extrapolar datos (Stephenson *et al.*, 2002; Fränzle *et al.*, 2005). La lombriz de tierra *Lumbricus terrestris*, por ser una especie que reúne los criterios de elección que permiten la evaluación y monitoreo ambiental, se ha utilizado ampliamente como invertebrado biomarcador de suelos y sitios contaminados con POCs (Gerson, 1983; Gilbertson *et al.*, 1998; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

3.7 Biorremediación de suelos con presencia de POCs.

La biorremediación es la utilización de microorganismos, hongos, plantas o las enzimas derivadas de ellos, y de sus procesos, con el fin de retornar un medio ambiente alterado por contaminantes a su condición natural (Hodgson y Dauterman, 1990; Fränzle *et al.*, 2005).

Se ha estudiado el metabolismo de los pesticidas órganoclorados en suelos contaminados, principalmente en poblaciones de bacterias y hongos, siendo las bacterias anaerobias *Aerobacter aerogenes*, *Enterobacter aerogenes*, *Bacillus cereus*, *Bacillus subtilis*, *Clostridium sp.*; las que pueden metabolizarlos más eficientemente, siempre bajo condiciones anaeróbicas. Dentro de los hongos cabe mencionar *Trichoderma viride* y *Fusarium oxysporum* (Bollang y Liu, 1990; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

3.8 Marco regulatorio internacional de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs).

Los Pesticidas Órganoclorados (POCs) y todos los plaguicidas, se encuentran dentro de las Sustancias Químicas Peligrosas, por lo que les concierne el conjunto de normativas y acuerdos internacionales para dichas sustancias (UNEP/ FAO, 2011^a).

Una de las primeras áreas reglamentadas en la materia fue la relativa al Comercio Internacional de las Sustancias Químicas Peligrosas; las primeras medidas adoptadas fueron: El Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas y, las Directrices de Londres para el intercambio de información acerca de productos químicos objeto de comercio internacional (FAO y OMS, 2004; UNEP/ FAO, 2011^a).

Ambos instrumentos llevaron a la creación del Procedimiento del Consentimiento Fundado Previo (PIC) voluntario, administrado en forma conjunta por la Organización

de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA); el PIC es un medio para obtener una decisión oficial de los países importadores y difundir la decisión, acerca de la voluntad de recibir o no en el futuro envíos de tales productos químicos (UNEP, 2009; UNEP/ FAO, 2011^a).

Posteriormente fue adoptado el Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación. Aprobado el 22 de marzo de 1989, en Basilea (Suiza) entró en vigor el 5 de mayo de 1992. La quinta Conferencia de las Partes aprobó en 1999, el Protocolo de Basilea sobre responsabilidad e indemnización por daños resultantes de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación, el cual reglamenta la responsabilidad civil por daños resultantes del movimiento transfronterizo de desechos peligrosos y otros desechos, incluidos incidentes que tienen lugar como resultado del tráfico ilícito (UNEP, 2011^a). A enero de 2012, hay 178 Partes en el Convenio y el Protocolo aún no ha entrado en Vigencia (UNEP, 2012).

En términos generales, antes de 1992 la acción internacional se centró principalmente en la elaboración de instrumentos para la evaluación de riesgos y en la realización de evaluaciones internacionales de productos químicos prioritarios (OCDE, 2011).

La Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) (Anexo 2.1), ejerció la labor de coordinación mediante su Programa de Productos Químicos (Anexo 2.2), conjuntamente con el Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (OCDE, 2007; OCDE, 2010); en 1992, en la Conferencia sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, se aprobó el programa 21, en el que se insta la creación de un Foro Intergubernamental sobre Seguridad Química (IFCS), encargado de promover la coordinación de la labor internacional en materia de productos químicos (OCDE, 2008).

El Convenio de Rotterdam fue adoptado el 10 de septiembre de 1998, en Rotterdam y entró en vigor el 24 de febrero de 2004. Establece obligaciones jurídicamente vinculantes para la aplicación del procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo (PIC). Contiene también disposiciones relativas al intercambio de información entre las partes sobre productos químicos potencialmente peligrosos que puedan ser exportados e importados. Se aplica a plaguicidas y productos químicos industriales que han sido prohibidos o rigurosamente restringidos por razones sanitarias o ambientales por las partes, y que han sido notificados para su inclusión en el procedimiento de PIC. La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), desempeñan conjuntamente las funciones de secretaría del Convenio de Rotterdam (UNEP/ FAO, 2011^a). A enero de 2012 hay 144 Partes en el Convenio (UNEP, 2012).

El 22 y 23 de mayo de 2001 en Estocolmo, Suecia, 92 Partes y la Comunidad Europea firmaron el Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes (COPs), como resultado del reconocimiento de sus propiedades tóxicas, resistencia a la degradación, bioacumulación y transporte por el aire, agua y las especies migratorias, y por la consciente necesidad de tomar medidas de alcance mundial sobre ellos (UNEP, 2010). El Convenio entró en vigor el 17 de mayo de 2004; se apoya en las disposiciones de los Convenios de Rotterdam y de Basilea, la declaración de Río sobre el Medio Ambiente y Desarrollo y el Programa 21. Prohíbe la fabricación y el empleo de nuevos productos químicos que puedan ser catalogados como COPs y elimina los ya existentes, considerados como residuos (UNEP, 2010). En principio incluyó "La docena sucia". A enero de 2012, existen 22 COPs y 176 Partes del Convenio (UNEP, 2012).

La FAO y la OMS tienen dentro de sus funciones la de establecer normas para la formulación, evaluación, distribución y utilización de Plaguicidas (FAO y OMS, 2004; UNEP/ FAO, 2011^a).

Por su parte la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), tiene por función el registro de todos los pesticidas en actual uso y el re-registro de los productos registrados antes de 1984; de esta manera se puede verificar que estos cumplan los nuevos requisitos y exigencias relacionadas con asegurar el bienestar de las personas y del medio ambiente. De acuerdo con la Convención de PIC, los exportadores deben notificar a la EPA de las exportaciones de un pesticida que esté prohibido o restringido en EE.UU, y la EPA debe notificar a los estados de importación, la exportación prevista de dicho pesticida que está prohibido o rigurosamente restringido (UNEP/ FAO, 2011^b).

La Unión Europea posee una política comunitaria en materia de COPs y posee además su propio marco normativo, el cual está definido por diversos tratados internacionales de alcance regional de los cuales es parte (Anexo 2 - Tabla 1) (OCDE, 2011).

Por último, cabe mencionar que la legislación nacional vigente de Estados Unidos está conformada por diversas normas sectoriales relacionadas con la gestión internacional (Anexo 2 - Tabla 2) (OCDE, 2010).

3.9 Marco regulatorio nacional de los Pesticidas Órganoclorados (POCs).

Como parte de un exhaustivo proceso de integración internacional y en el marco de la gestión de las sustancias químicas peligrosas, el país ha ratificado los Convenios Internacionales de Basilea, el Convenio de Rotterdam y el Convenio de Estocolmo, por lo cual los POCs se encuentran prohibidos (CONAMA, 2010; MMA, 2011).

Entre los acuerdos internacionales bilaterales que guardan relación con la materia, cabe mencionar que el país ha suscrito el Acuerdo de Cooperación Ambiental con Canadá (ACACC) el año 1997, en el contexto del Tratado de Libre Comercio entre Chile y Canadá, el cual en su Programa de trabajo 2005-2007 contempló el fortalecimiento para la implementación del Convenio de Estocolmo (OCDE/ FAO,

2007) y el Acuerdo de Cooperación Ambiental con EE.UU., el que dentro de los ámbitos prioritarios, destaca el fortalecimiento de la legislación ambiental en materias comerciales, fundamentalmente en aspectos de fiscalización (MMA, 2011).

El mercado de las sustancias químicas peligrosas de Chile se ha caracterizado por un incremento en volumen y en variedad debido al crecimiento económico (CONAMA, 2000; CONAMA, 2008^a); sin embargo, respecto a la producción nacional de plaguicidas, tanto de uso agrícola como sanitario y doméstico, en el país sólo existe la etapa de formulación, es decir, la unión de ingredientes activos y excipientes, no existiendo síntesis de ingredientes activos (Anexo 2.3) (SAG, 2006; SAG, 2007).

A partir de los esfuerzos realizados a fin de incorporar las recomendaciones dadas por la OCDE, en la Evaluación de Desempeño Ambiental de Chile en el año 2005 (Anexo 2.4) y debido a que los Convenios mencionados, han requerido para su implementación el desarrollo de nuevos instrumentos de gestión y el fortalecimiento de los ya existentes (OCDE, 2005), y en respuesta a la necesidad de elevar de jerarquía los asuntos ambientales dentro de la administración del estado, en el año 2010, fue rediseñada la institucionalidad ambiental del país con la creación del Ministerio de Medio Ambiente (MMA) (MSGP, 2010; MMA, 2011).

Chile cuenta con un marco regulatorio para las sustancias químicas peligrosas, acorde con las directrices internacionales (CONAMA, 2004^b); dada la heterogeneidad de sustancias, la diversidad de sus usos y fundamentalmente debido a las distintas fases dentro de su ciclo de vida; existe dentro de la Administración del Estado, una multiplicidad de Instituciones que participan en la gestión de dichas sustancias, las cuales se definen en el Anexo 2 - Tabla 3 (CONAMA, 2008^a; MMA, 2011).

Específicamente en materia de Plaguicidas, el Ministerio de Agricultura, a través del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), tiene la facultad de controlar y reglamentar la fabricación, importación, registro, envasado, etiquetado, comercialización, transporte, almacenaje, distribución y aplicación en el país, de los plaguicidas de uso agrícola

(MINAGRI, 1981; MINAGRI, 2012) y los plaguicidas de uso sanitario y doméstico se encuentran bajo competencia del Ministerio de Salud (MINSAL, 1990; MINSAL, 1997). El MINSAL ejerce sus funciones a través del Instituto de Salud Pública, responsable del registro de los pesticidas de uso sanitario y doméstico y de los Servicios Regionales de Salud, responsables de la fiscalización de la aplicación, transporte y almacenaje de ellos (Anexo 2.5) (MINSAL, 2007; CONAMA, 2008^b).

El país cuenta con un conjunto de normas que regulan todo lo relativo a los plaguicidas, las cuales se detallan en el Anexo 2 - Tabla 4 que se encuentran en concordancia con el programa de plaguicidas de la OCDE (CONAMA, 2008^a; MMA 2011).

Las Instituciones del Estado que realizan acciones reguladoras, de fiscalización y control de las sustancias químicas peligrosas, se agrupan de acuerdo a los objetivos de cada organismo y a sus competencias legales (Anexo 2.6) (CONAMA, 2008^b). Las atribuciones específicas del SAG relativas a fiscalización y control de plaguicidas de uso agrícola, se mencionan en el Anexo 2 - Tabla 5 (SAG, 2007; MMA, 2011).

Actualmente Chile cuenta con una Política Nacional de Seguridad Química (Anexo 2.7). Con el fin de poder implementar el Convenio de Estocolmo (Anexo 2.8), el país ha diseñado e implementado planes y acciones específicos, como es el Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo (Anexo 2.9), el cual se basa en la adopción de medidas tendientes a reducir o eliminar las liberaciones de COPs a fin de proteger la salud humana y el medio ambiente nacional, tanto en su Fase I, 2006-2010, así como también en su Fase II, 2011-2015 (CONAMA, 2005^c; UNEP, 2010).

Al mismo tiempo el país ha realizado esfuerzos en educación y capacitación orientadas hacia el fortalecimiento de las habilidades y capacidades nacionales, para la gestión racional de las sustancias químicas, a fin de contar con una muy buena situación actual de incorporación de las recomendaciones dadas por la OCDE en esta materia, las cuales se relatan en el Anexo 2.10 (CONAMA, 2008^b; MMA 2011).

3.10 Estudios de los COPs realizados en Chile.

Particularmente en el Valle de Aconcagua, Provincia de San Felipe; existe un único estudio realizado por el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) en 1983, sobre mediciones de POCs en suelos de 5 comunas (Tabla 12), en el cual se encontró DDT, DDE, Aldrín, Dieldrín y Héptacloro (Ciudad y Moyano, 1988); actualmente son las únicas mediciones disponibles en el área de estudio. Posterior a la prohibición de dichos compuestos, INIA realizó un estudio sobre POCs en los suelos de otras áreas geográficas, entre las Regiones V y XI en 1987-1990 (Anexo 2 - Tabla 8), donde se halló DDT, DDE, Aldrín, Dieldrín y Héptacloro (INIA 1990).

El Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (PNI), implicó el desarrollo de los siguientes estudios descriptivos e inventarios: a) Análisis de la Legislación Vigente sobre COPs (CONAMA, 2004^b); b) Análisis Socio Económico en la Gestión de los COPs (CONAMA, 2005^b); c) Actualización del Perfil Químico Nacional (CONAMA, 2008^a); d) el Inventario Nacional de Bifenilos Policlorados y de Fuentes de Emisión de Dioxinas y Furanos (CONAMA, 2004^a); e) la Evaluación Técnico Económica de las Capacidades Analíticas de COPs en Chile; f) el Análisis de la Información Disponible Sobre los Posibles Efectos en la Salud por Contaminantes Orgánicos Persistentes (CONAMA, 2005^a); g) el Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs Agrícolas, cuyas cantidades encontradas se señalan en el Anexo 2 - Tabla 6 (CONAMA, 2004^c); y, h) el Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs de uso Sanitario y Doméstico (CONAMA, 2004^d).

El “Análisis de la información disponible sobre los posibles efectos en la salud por COPs”, examinó las investigaciones de COPs realizadas en el país, señalando que las mediciones realizadas en alimentos de origen animal, vegetal y leche materna demostraban un mayor uso de estos plaguicidas en las Regiones V y X, considerándose para dichas regiones un uso intensivo. Los plaguicidas más frecuentemente hallados fueron el DDT, seguido por Aldrín y Dieldrín, Héptacloro y

Héxaclorobenceno (CONAMA, 2005^a); concluyó que el país cuenta con amplia información en la evaluación de POCs en: frutas, hortalizas, carne, huevos, leche y sus derivados y en seres humanos, observando una reducción de los indicadores de exposición en la población posterior a su prohibición; sin embargo, fue señalada la insuficiente disponibilidad de estudios de caracterización de POCs en las matrices ambientales, la ausencia de seguimiento de dichos compuestos a través del tiempo y la ausencia de estudios prospectivos en matrices ambientales (CONAMA, 2005^a; MMA, 2011).

Es importante mencionar, que en el país no se ha estudiado la exposición a COPs plaguicidas a partir de sitios contaminados; en el estudio “Desarrollo de una metodología para la implementación de un catastro priorizado de sitios contaminados con COPs”, fueron muestreadas cuatro comunas del país para confirmar contaminación de dioxinas, furanos y PCBs; sin embargo, no fue considerada la posible contaminación con plaguicidas COPs prohibidos (CONAMA, 2004^e; MMA, 2010).

La carencia de estudios prospectivos, así como también el insipiente monitoreo ambiental de los mismos, dificulta la verificación del efecto de las medidas de gestión implementadas; así también, la posibilidad de poder instaurar acciones correctivas si ello fuese necesario, siendo ésta un área de la gestión de estas sustancias que requiere ser fortalecida, ante lo cual surge la necesidad de realizar el presente estudio.

El presente trabajo, se ha desarrollado con el fin de conocer el estado actual de estos pesticidas en la naturaleza, a través de su medición en los suelos agrícolas del Valle de Aconcagua, permitiendo la evaluación del efecto de las medidas de gestión implementadas, relativas a la prohibición del uso de los POCs, principalmente aplicados en el pasado en nuestro país.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio.

Para el desarrollo del trabajo, se seleccionó la Provincia de San Felipe de Aconcagua, V Región de Chile, fundamentalmente por:

- Ser una zona agrícola por excelencia, en la cual fueron aplicados de manera intensiva este tipo de pesticidas para el control de plagas agrícolas, entre 1960 y 1984, año en que comienza su prohibición en el país (CONAMA, 2005^a).
- Ser un área donde se encontró una gran proporción de POCs prohibidos (60%), a través del desarrollo del “Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs de uso Agrícola”, parte del PNI (CONAMA, 2004^c).
- Ser una zona en la cual se ha detectado la presencia de POCs en el suelo, hortalizas, frutas y alimentos de origen animal de su procedencia (CONAMA, 2005^a).

4.2 Métodos.

4.2.1 Muestreo.

Dentro del área de estudio se definieron siete sitios de muestreo, seis de ellos corresponden a ecosistemas agrícolas (S1-6) y uno corresponde a un sitio testigo (S7), constituido por un ecosistema sin intervención agrícola. Los sitios se encuentran localizados en las comunas de San Felipe, Panquehue y Catemu, como se observa en la Figura 2.

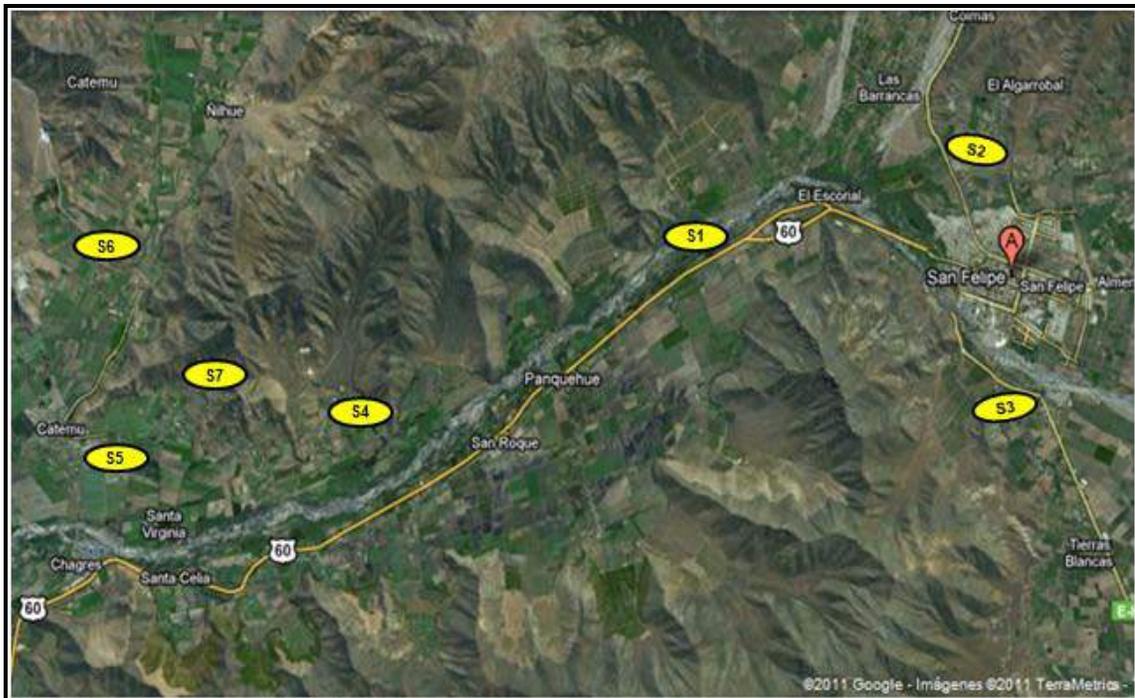


Figura 2: Localización de los sitios de muestreo.

Tabla 1: Sitios de muestreo para el estudio.

Sitios de muestreo en el Valle de Aconcagua, V Región de Chile.			
Sitio de Muestreo	Condición agrícola / Cultivo / Caso	Superficie / ha	Comuna
S1*	Mediana / Paltas / Exportación	38	Panquehue
S2*	Mediana / Uva / Exportación	28	San Felipe
S3	Grande / Uva / Exportación	20	San Felipe
S4	Grande / Maíz, alcachofas, orégano, ajo. / Mercado Nacional	20	Catemu
S5	Pequeña / Papas, lechugas, tomates, ajo. / Mercado Nacional.	5,8	Catemu
S6	Pequeña / Alfalfa / Mercado Nacional Ganadero.	5,5	Catemu
S7 Sitio Testigo	Cerro San José / Matorral de Espino	----	Catemu

(*): Predios desde donde fueron retirados los POCs prohibidos en el año 2008; 3 y 5,5 kg respectivamente.

Los sitios agrícolas (S1-6), fueron utilizados en el pasado para el cultivo de hortalizas y forraje; actualmente son utilizados para el cultivo de frutales (S1-3), hortalizas (S4 y S5) y forraje (S6); todos pertenecen a los mismos dueños desde 1970 y los sitios S4-6, conservan el mismo uso desde entonces. Fueron seleccionados en base a la utilización que tuvieron en el pasado y la aplicación intensiva de plaguicidas sobre los cultivos antes de su prohibición. Los sitios S1 y S2 fueron ubicados de acuerdo a la información proporcionada por el Servicio Agrícola y Ganadero de Chile, durante la realización del Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs Agrícolas en el año 2004 y, desde donde fueron retirados el año 2008 (Tabla 1).

El sitio testigo (S7), posee matorral de espino y corresponde a la ladera norte del Cerro San José, ubicado específicamente en el km 5 del camino San José, comuna de Catemu; cerro arriba, pasado el segundo canal. Fue seleccionado por ser un lugar sin intervención agrícola, con escaso o nulo alcance de los contaminantes a analizar, de manera que las muestras obtenidas, permitan determinar la composición natural del suelo y comparar con la presencia y niveles de las concentraciones de pesticidas halladas en las muestras recolectadas desde los sitios agrícolas (Agnihotri *et al.*, 1995; Gonçalves *et al.*, 2006).

Para cada sitio de muestreo, se definió un cuadrante de aproximadamente 1 ha de superficie cultivable, dentro del cual se establecieron cinco puntos (p1-5) Tabla 2, ubicados en los extremos y centro de dicho cuadrante; desde donde fueron recolectadas las muestras de suelo (Figura 3). La recolección de las muestras se observa en las Figuras 4 a 11.

El método de muestreo se basó en las orientaciones entregadas por la Organización Internacional para la Estandarización (ISO), ISO 10381-1: 2002 y las disposiciones para compuestos orgánicos volátiles, de la Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM), ASTM D 4547-06 para el muestreo de suelos.

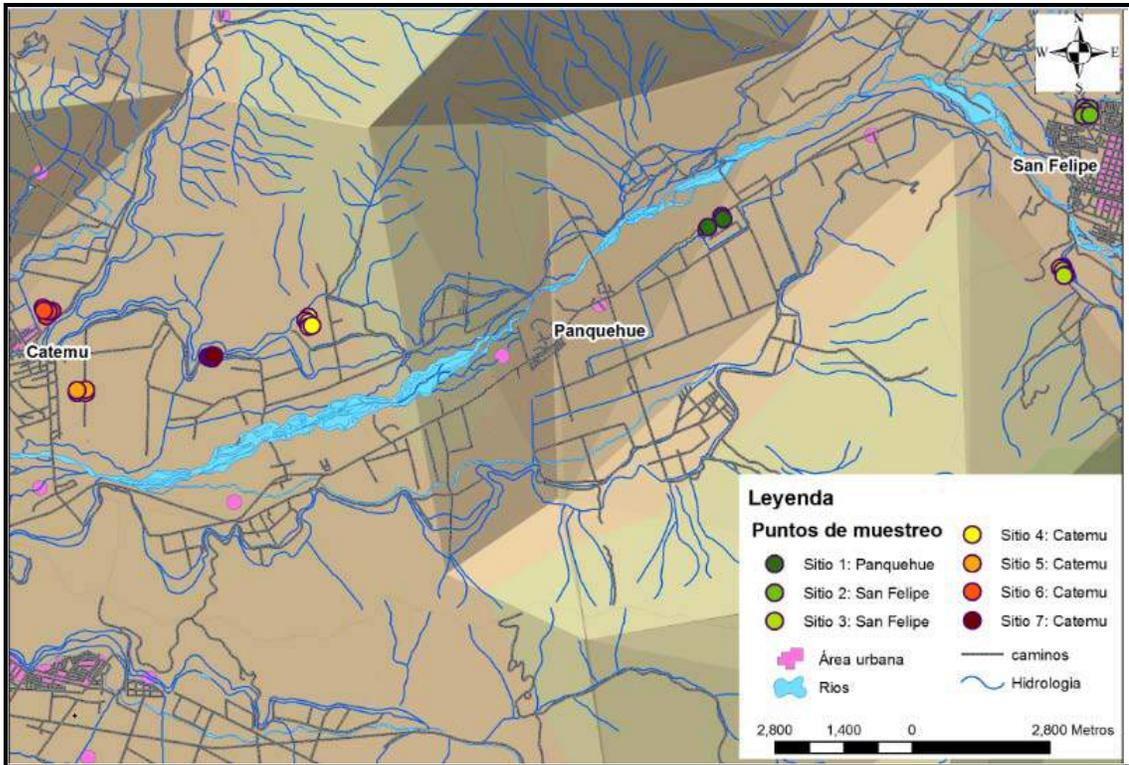


Figura 3: Localización de los puntos de muestreo.

Tabla 2: Diseño de muestreo.

Profundidad	S1					S2					S3					S4					S5					S6					S7											
del Suelo	p1	p2	p3	p4	p5	n	p1	p2	p3	p4	p5	n	p1	p2	p3	p4	p5	n	p1	p2	p3	p4	p5	n	p1	p2	p3	p4	p5	n	p1	p2	p3	p4	p5	n	p1	p2	p3	p4	p5	n
0-20 cm	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c
20-40 cm	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c	1s	1s	1s	1s	1s	1c

Las muestras correspondieron aproximadamente a 1,5 kg de suelo por cada punto de muestreo, recolectado en la profundidad 0-20 cm y en la profundidad 20-40 cm, respectivamente (Tabla 2), utilizando un barreno (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009). Por cada sitio de muestreo se obtuvo así, aproximadamente 15 kg de suelo.

Las muestras fueron colocadas en envases de vidrio transparente, boca ancha de 1 litro, debidamente etiquetados y previamente lavados con metanol, envueltos en papel aluminio y cerrados con tapa rosca cubierta de papel aluminio. Los envases fueron rotulados en terreno con la información del sitio, el punto de muestreo y los parámetros a medir. Las muestras fueron transportadas en hielo a 4 °C al laboratorio de Química Ambiental del Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA) y almacenadas a -7 °C, hasta su preparación para el análisis (ASTM, 06; ISO, 2002).

En el laboratorio, se tomaron alícuotas homogéneas y representativas de cada muestra, obteniéndose 28 muestras compuestas de 1,5 kg cada una; de ellas 14 fueron transportadas de igual manera al laboratorio Andes Control S.A., donde se realizó la determinación de los compuestos: DDT, Aldrín, Dieldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno.

Las otras 14 muestras fueron trasladadas al laboratorio Agriquem S.A., para la determinación complementaria de los parámetros: granulometría, contenido de materia orgánica, humedad y pH.



Figura 4: Sitio de muestreo 1.



Figura 5: Sitio de muestreo 2.



Figura 6: Sitio de muestreo 3.



Figura 7: Sitio de muestreo 3.



Figura 8: Sitio de muestreo 4.



Figura 9: Sitio de muestreo 5.



Figura 10: Sitio testigo.



Figura 11: Sitio testigo.

4.2.2 Determinación de los Pesticidas Órganoclorados (POCs).

Para la determinación de la presencia y concentración de los pesticidas órganoclorados en estudio y sus metabolitos: Aldrín, Dieldrín, Héptacloro, Heptacloroepóxido, Héxaclorobenceno, p,p'-DDT, o,p'-DDT, o,o'-DDT, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDE y o,p'-DDE desde las muestras de suelo se realizaron los procesos de extracción, limpieza y análisis. Estos procedimientos fueron realizados por el laboratorio Andes Control S.A. el cual cuenta con acreditación ISO 17.025/ 2005, en conformidad con la Norma Chilena y además se encuentra acreditado por el Cuerpo de Acreditación Alemán, Deutsche Akkreditierungsstelle GmbH (DAKKS), para el análisis de residuos de pesticidas en alimentos, grasa, tejido animal, frutas, vegetales, vino, suelo y agua.

La extracción se realizó siguiendo el método EPA 3540C, en el cual las muestras se mezclaron con sulfato de sodio anhidro (Na_2SO_4) y posteriormente se colocaron en un dedal de extracción usando como solvente acetona/hexano (1:1) (v/v), en un extractor Soxhlet. Los extractos obtenidos se secaron, se concentraron a 1mL y se dejaron en *n*-hexano hasta su limpieza (EPA, 1996^a).

La limpieza se efectuó siguiendo el método EPA 3630C, mediante el cual los extractos fueron pasados a través de cartuchos de Sílica - gel, que actúa como adsorbente permitiendo su limpieza (EPA, 1996^b).

El análisis de los extractos se realizó mediante cromatografía gaseosa con detector de espectrometría de masa (GC-MS). Específicamente, se utilizó el método de la Fundación Alemana de Investigación, Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), DFG- S19, el cual permite el examen químico, detección y cuantificación de 277 especies de plaguicidas, entre las que se incluyen los compuestos órganoclorados en estudio y sus respectivos metabolitos (DFG, 2001).

Para la validación del método de detección y cuantificación de los compuestos en estudio, se realizó la calibración según la metodología de control de calidad para el análisis de plaguicidas, de la Agencia Ejecutiva de Salud y Consumo de la Comisión Europea (SANCO), SANCO 10.684/ 2009, método de calibración por medio de un estándar externo, en el cual se utilizó un suelo de referencia cuyos porcentajes de recuperación se encuentran entre 75% y 115%. Los límites de detección, de cuantificación y los porcentajes de recuperación para cada compuesto en estudio, se muestran en la Tabla 3 (SANCO, 2009).

Tabla 3: Límites de detección y cuantificación expresados en mg/kg de masa seca y, porcentajes de recuperación de los compuestos en estudio.

Límites y recuperación de los POCs			
Compuesto	Límite de Detección	Límite de Cuantificación	% Recuperación
p,p'- DDT	0,0033	0,0099	95
o,p'- DDT	0,0028	0,0084	115
o,o'- DDT	0,0032	0,0096	75
p,p'- DDD	0,0031	0,0093	98
o,p'- DDD	0,0029	0,0087	87
p,p'- DDE	0,0027	0,0081	86
o,p'- DDE	0,0028	0,0089	102
Aldrín	0,0029	0,0087	94
Dieldrín	0,0034	0,0102	89
Héptacloro	0,0035	0,0105	79
Heptacloroepóxido	0,0029	0,0087	83
Héxaclorobenceno	0,0032	0,0096	98

Se ha denominado concentración traza, a aquellas que se encuentran bajo el límite de cuantificación y sobre el límite de detección. Todas las concentraciones se han expresado en mg/kg masa seca, unidad de medida utilizada por el método DFG– S19 y por las regulaciones internacionales (DFG, 2001; SANCO, 2009).

Las concentraciones encontradas se han comparado con las mediciones del único estudio disponible de POCs en suelos del área de estudio, realizado por Ciudad y Moyano en 1983, año en que el uso de estos compuestos aún estaba permitido y con los valores umbral para dichos compuestos establecidos por Alemania, Canadá, Países Bajos y Estados Unidos, todos miembros de la OCDE.

4.2.3 Análisis estadístico.

Se analizaron estadísticamente las concentraciones de los compuestos órganoclorados encontradas en las profundidades del suelo 0-20 cm y 20-40 cm de cada uno de los sitios de muestreo, mediante la prueba estadística no paramétrica Mann-Whitney ($p \leq 0,05$) y se compararon las concentraciones halladas en los diferentes sitios de muestreo, utilizando la prueba estadística no paramétrica Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$) para evaluar la existencia de diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones halladas en los estratos del suelo y entre cada sitio de muestreo, respectivamente.

En forma complementaria, se caracterizaron los parámetros físico químicos de los suelos de los sitios de muestreo en base a su media y desviación estándar mediante la prueba t de Student ($p \leq 0,05$) y se compararon dichos parámetros entre las profundidades del suelo 0-20 cm y 20-40 cm, para evaluar la existencia de diferencia estadísticamente significativa entre los estratos.

También se utilizó la prueba t de Student ($p \leq 0,05$) para evaluar la existencia de diferencia estadísticamente significativa entre los sitios agrícolas (S1-6) y el sitio testigo (ST), respecto de los parámetros físico químicos.

Se evaluó la existencia del grado de asociación entre los niveles de concentración encontrados y las variables físico químicas del suelo, mediante la Correlación de Spearman ($p \leq 0,05$).

Para los análisis antes mencionados, se utilizó el programa estadístico STATA 10.5. Todas las pruebas fueron realizadas con un nivel de confianza de 95% ($\alpha = 0,05$).

4.2.4 Razón compuesto original/ metabolito.

Dada la elevada persistencia de los compuestos órganoclorados, sus patrones de uso y la complejidad de sus procesos de degradación se utilizará de manera complementaria, al igual como se ha realizado en diferentes estudios en otros países, la relación *compuesto original/ metabolito*, para evidenciar contaminación histórica, respecto de nuevos aportes; es decir, el origen de los niveles actuales de estos compuestos presentes en los suelos (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

La razón *compuesto original/ metabolito* se determinará utilizando los valores absolutos de las concentraciones de los compuestos y sus metabolitos, encontradas en los suelos (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

Se considera que la razón *compuesto original/ metabolito* < 1 es indicativa de contaminación histórica y la razón ≥ 1 es indicativa de nuevos aportes; porque se ha establecido que para tratarse de contaminación histórica, la concentración del compuesto original debe ser siempre menor que la de sus metabolitos (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

Las concentraciones de POCs encontradas en los sitios de muestreo y la razón entre el compuesto original y sus metabolitos, permitirán determinar el cumplimiento oportuno de las medidas de gestión implementadas, relativas a la prohibición de su uso en el país; es decir, el logro del objetivo específico 2 de esta tesis.

El análisis de estos resultados permitirá conocer los niveles de estos contaminantes en el suelo y, al mismo tiempo, esta información podrá ser utilizada en el futuro, como una referencia al realizar un monitoreo de los contaminantes orgánicos persistentes, constituyendo de esta forma una herramienta para su gestión.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Características Físico Químicas de los suelos en estudio.

Los suelos caracterizados poseen una textura franca y franco arcillosa, de acuerdo a la clasificación americana del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA), su composición equilibrada los hacen aptos para diversos cultivos, siendo los suelos más adecuados para la agricultura. Los parámetros físico químicos de las muestras recolectadas se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4: Caracterización físico química de los suelos en estudio.

Parámetros físico químicos de los suelos en estudio								
Profundidad	Parámetro	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Testigo
0-20 cm	Arena (%)	40	35	35	45	40	33	35
	Arcilla (%)	25	30	30	20	15	24	20
	Limo (%)	35	35	35	35	45	43	45
	Textura	Franca	Franco-Arcillosa	Franco-Arcillosa	Franca	Franca	Franca	Franca
	pH	7,48	6,78	7,66	7,26	7,57	8,14	6,76
	Materia Orgánica (%)	3,17	3,02	3,21	2,34	9,01	2,81	0,63
	Humedad (%)	9,53	10,43	16,95	11,59	29,91	14,57	9,38
20-40 cm	Arena (%)	40	35	40	45	45	40	35
	Arcilla (%)	30	30	35	20	20	20	15
	Limo (%)	30	35	25	35	35	40	50
	Textura	Franco-Arcillosa	Franco-Arcillosa	Franco-Arcillosa	Franca	Franca	Franca	Franca
	pH	7,04	7,15	7,2	7,65	7,1	7,16	6,67
	Materia Orgánica (%)	2,34	2,54	2,34	1,31	8,66	2,6	0,37
	Humedad (%)	10,89	12,9	16,41	12,28	34,92	16,74	10,08

La caracterización de los sitios de muestreo respecto al contenido medio de arena, arcilla, limo, pH, humedad, materia orgánica y sus respectivas desviaciones estándar se muestra en la Tabla 5. Al comparar los parámetros físico químicos entre las profundidades de suelo 0-20 cm y 20-40 cm mediante la prueba *t* de Student, se evidenció que no existen diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$), lo cual significa que aún no hay cambio de horizonte.

Tabla 5: Caracterización de los sitios de muestreo, respecto a la media y desviación estándar de los parámetros físico químicos del suelo.

Parámetros físico químicos												
Profundidad	Arena		Arcilla		Limo		pH		M. Orgánica		Humedad	
	μ	$\pm \sigma$	μ	$\pm \sigma$	μ	$\pm \sigma$	μ	$\pm \sigma$	μ	$\pm \sigma$	μ	$\pm \sigma$
0-20 cm	37,57	4,23	23,42	5,53	39,00	5,03	7,37	0,49	3,45	2,60	14,62	7,29
20-40 cm	40,00	4,08	24,28	7,31	35,71	7,86	7,13	0,28	2,88	2,67	16,31	8,58

Por otra parte, al comparar los parámetros físico químicos entre los sitios agrícolas (S1-6) y el sitio testigo (ST) mediante prueba *t* de Student, se evidenció la existencia de diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0,05$), situación que se considera esperable, puesto que el sitio testigo corresponde al Cerro San José, en el cual el suelo no ha sido intervenido (Tabla 6).

Tabla 6: Prueba *t* de Student para la comparación de los sitios agrícolas (S 1-6), con el sitio testigo (ST), respecto a sus parámetros físico químicos.

Parámetros físico químicos												
Profundidad	Arena		Arcilla		Limo		pH		M. Orgánica		Humedad	
	S (1-6)	ST	S (1-6)	ST	S (1-6)	ST	S (1-6)	ST	S (1-6)	ST	S (1-6)	ST
0-20 cm	38,0	35,0	24,0	20,0	38,0 ^{ax}	45,0 ^b	7,5 ^a	6,7 ^b	3,9 ^a	0,6 ^b	15,4	9,3
20-40 cm	40,8 ^a	35,0 ^b	25,8 ^a	15,0 ^b	33,3 ^a	50,0 ^b	7,2 ^a	6,6 ^b	3,2 ^a	0,3 ^b	17,3	10,0

(*): Letras distintas en una fila indican diferencias significativas entre los sitios agrícolas y el sitio testigo, respecto a cada parámetro físico químico ($p \leq 0,05$).

5.2 Concentraciones de Pesticidas Órganoclorados encontradas en los Suelos.

La Tabla 7, presenta las concentraciones halladas de los compuestos órganoclorados en estudio: p, p'- DDT, o, p'- DDT, o, o'- DDT, p, p'- DDD, o, p'- DDD, p, p'- DDE, o, p'- DDE, Aldrín, Dieldrín, Héptacloro, Heptacloroepóxido y Héxaclorobenceno; en las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm del suelo de cada sitio de muestreo.

Tabla 7: Concentraciones de los Compuestos Órganoclorados encontradas en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.

POCs en suelos del Valle de Aconcagua								
Profundidad	Compuesto	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Testigo
0-20 cm	p,p'- DDT	ND	0,03	0,01	traza	0,04	0,01	ND
	o,p'- DDT	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	o,o'- DDT	ND						
	p,p'- DDD	traza	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	o,p'- DDD	0,01	ND	traza	ND	ND	ND	ND
	p,p'- DDE	0,02	0,01	0,01	traza	ND	ND	ND
	o,p'- DDE	ND						
	Aldrín	ND						
	Dieldrín	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Héptacloro	ND						
	Heptacloroepóxido	ND						
Héxaclorobenceno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
20-40 cm	p,p'- DDT	0,01	0,01	traza	traza	0,02	0,01	ND
	o,p'- DDT	ND						
	o,o'- DDT	ND						
	p,p'- DDD	ND						
	o,p'- DDD	0,01	traza	ND	ND	ND	ND	ND
	p,p'- DDE	0,03	0,01	traza	traza	ND	ND	ND
	o,p'- DDE	ND						
	Aldrín	ND						
	Dieldrín	0,02	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Héptacloro	ND						
	Heptacloroepóxido	ND						
Héxaclorobenceno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	

Nota: Los límites de cuantificación y detección de cada compuesto, se señalan en la Tabla 3. Traza: concentración que se encuentra bajo el límite de cuantificación y sobre el límite de detección.

ND: no detectado.

Como se observa en la Tabla 7, en todos los sitios agrícolas se encontraron concentraciones variables de DDT como compuesto original (isómeros p, p'- DDT y o, p'- DDT) en ambos estratos; al mismo tiempo se hallaron sus metabolitos p, p'- DDD, o, p'- DDD y p, p'- DDE en los sitios agrícolas 1 al 4, en ambos estratos. Dieldrín se encontró solamente en el sitio 1. Los compuestos Aldrín, Héptacloro, Heptacloroepóxido y Héxaclorobenceno, no fueron detectados en ninguno de los sitios agrícolas muestreados. En el sitio testigo no se halló la presencia de ninguno de los compuestos en estudio.

Al comparar las concentraciones de los compuestos órganoclorados encontrados en el suelo, entre las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm, no se evidenció la existencia de diferencia estadísticamente significativa ($p > 0,05$), como se observa en la Tabla 8.

Al comparar las concentraciones de los compuestos órganoclorados hallados en el suelo en ambas profundidades, entre los seis sitios agrícolas, no se evidenció diferencia estadísticamente significativa ($p > 0,05$), como se observa en la Tabla 9.

Se evidenció la existencia de correlación de diferente magnitud entre las concentraciones de los compuestos en estudio y el contenido de arena, arcilla, limo, materia orgánica, humedad y el pH del suelo; sin embargo, la gran mayoría de ellas no fueron significativas (Tabla 10).

Tabla 8: Prueba de Mann- Whitney para las concentraciones de POCs encontradas en los suelos, entre las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm.

Prueba de Mann- Whitney				
Compuesto	Profundidades	Sitios	z	Probabilidad
p,p'- DDT	2	6	0,198	0,843
o,p'- DDT	2	6	1,00	0,317
p,p'- DDD	2	6	1,00	0,317
o,p'- DDD	2	6	0,00	1,000
p,p'- DDE	2	6	0,134	0,893
Dieldrín	2	6	-0,105	0,916

Tabla 9: Prueba de Kruskal- Wallis para las concentraciones halladas en los suelos, entre los sitios agrícolas muestreados.

Prueba de Kruskal- Wallis					
Profundidad	Sitios	Observaciones	Grados de Libertad	χ^2	Probabilidad
0-20 cm	6	12	5	2,722	0,742
20-40 cm	6	12	5	4,416	0,491

Tabla 10: Correlación de Spearman entre las concentraciones de los POCs encontradas y los parámetros físico químicos del suelo.

Correlación de Spearman							
Profundidad	Compuesto	Arena	Arcilla	Limo	MO	Humedad	pH
0-20 cm	p,p'- DDT	$r_s = -0,157$ ($p = 0,765$)	$r_s = -0,307$ ($p = 0,553$)	$r_s = 0,532$ ($p = 0,277$)	$r_s = 0,601$ ($p = 0,154$)	$r_s = 0,692$ ($p = 0,127$)	$r_s = -0,291$ ($p = 0,575$)
	o,p'- DDT	$r_s = 0,545$ ($p = 0,245$)	$r_s = -0,402$ ($p = 0,132$)	$r_s = -0,573$ ($p = 0,233$)	$r_s = 0,204$ ($p = 0,660$)	$r_s = -0,654$ ($p = 0,158$)	$r_s = -0,573$ ($p = 0,233$)
	p,p'- DDD	$r_s = 0,270$ ($p = 0,235$)	$r_s = -0,573$ ($p = 0,233$)	$r_s = -0,485$ ($p = 0,329$)	$r_s = 0,256$ ($p = 0,678$)	$r_s = -0,573$ ($p = 0,233$)	$r_s = 0,866$ ($p = 0,254$)
	o,p'- DDD	$r_s = 0,535$ ($p = 0,919$)	$r_s = 0,328$ ($p = 0,525$)	$r_s = -0,458$ ($p = 0,360$)	$r_s = 0,188$ ($p = 0,692$)	$r_s = -0,33$ ($p = 0,522$)	$r_s = 0,092$ ($p = 0,861$)
	p,p'- DDE	$r_s = 0,09$ ($p = 0,867$)	$r_s = 0,542$ ($p = 0,265$)	$r_s = -0,759$ ($p = 0,08$)	$r_s = 0,299$ ($p = 0,514$)	$r_s = -0,60$ ($p = 0,199$)	$r_s = -0,373$ ($p = 0,466$)
	Dieldrín	$r_s = 0,269$ ($p = 0,329$)	$r_s = -0,485$ ($p = 0,329$)	$r_s = -0,309$ ($p = 0,356$)	$r_s = 0,244$ ($p = 0,568$)	$r_s = -0,649$ ($p = 0,142$)	$r_s = -0,130$ ($p = 0,539$)
20-40 cm	p,p'- DDT	$r_s = 0,242$ ($p = 0,643$)	$r_s = -0,412$ ($p = 0,416$)	$r_s = 0,353$ ($p = 0,491$)	$r_s = 0,673$ ($p = 0,097$)	$r_s = 0,462$ ($p = 0,355$)	$r_s = -0,802$ ($p = 0,06$)
	o,p'- DDD	$r_s = -0,476$ ($p = 0,339$)	$r_s = 0,449$ ($p = 0,371$)	$r_s = -0,231$ ($p = 0,659$)	$r_s = 0,178$ ($p = 0,702$)	$r_s = -0,676$ ($p = 0,14$)	$r_s = -0,676$ ($p = 0,14$)
	p,p'- DDE	$r_s = -0,508$ ($p = 0,303$)	$r_s = 0,635$ ($p = 0,174$)	$r_s = -0,562$ ($p = 0,245$)	$r_s = 0,187$ ($p = 0,687$)	$r_s = -0,882^*$ ($p = 0,019$)	$r_s = -0,294$ ($p = 0,345$)
	Dieldrín	$r_s = -0,141$ ($p = 0,329$)	$r_s = 0,282$ ($p = 0,149$)	$r_s = -0,417$ ($p = 0,674$)	$r_s = 0,228$ ($p = 0,643$)	$r_s = -0,654$ ($p = 0,158$)	$r_s = -0,654$ ($p = 0,674$)

(*): Se evidenció la existencia de correlación alta negativa y significativa, entre la concentración del metabolito p, p'- DDE y el contenido de humedad del suelo ($p \leq 0,05$).

5.2.1 DDT y Metabolitos.

El Diclorodifenil Tricloroetano, DDT, como compuesto original (isómeros p, p'- DDT y o, p'- DDT), fue encontrado en concentraciones variables, en todos los sitios agrícolas, en ambas profundidades (Tabla 7).

El isómero más frecuentemente encontrado corresponde a p, p'- DDT, lo cual coincide con lo esperado, puesto que es el isómero que mayormente constituye la formulación del producto comercial, aproximadamente un 65 - 73%.

Las concentraciones halladas de p, p'- DDT (Tabla 7), son un poco mayores en la profundidad 0-20 cm lo cual concuerda con lo esperado, ya que DDT al igual que todos los POCs, dada su elevada lipofilidad, tiende a la adsorción a la materia orgánica, la que se encuentra en mayor proporción en esa profundidad. Sin embargo, la correlación entre las concentraciones de p, p'- DDT y el contenido de materia orgánica del suelo no es significativa ($r_s = 0,601$; $p = 0,154$), como se muestra en la Tabla 10. Al mismo tiempo, las concentraciones halladas de p, p'- DDT en las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm son similares ($z = 0,198$; $p = 0,843$).

El isómero o, p'- DDT, solamente fue encontrado en el sitio de muestreo 1 (Tabla 7) y sus concentraciones son similares en ambas profundidades ($z = 1,0$; $p = 0,317$), como se muestra en la Tabla 8. Este isómero, se relaciona también con la utilización de Dicofol, que es otro pesticida órganoclorado; su presencia solamente en uno de los sitios, indicaría que Dicofol no fue utilizado de manera importante por los agricultores en el área de estudio.

No se observó correlación significativa entre las concentraciones de p, p'- DDT y o, p'- DDT y los parámetros físico químicos del suelo (Tabla 10).

Respecto al isómero o, o'- DDT, no fue detectado en ninguno de los sitios de muestreo (Tabla 7), lo cual se debe probablemente a que sólo constituye un 0,1 - 1% del DDT comercial, siendo inactivo y considerado una impureza.

El DDT hallado en el inventario realizado por el SAG el año 2004, fue retirado desde las bodegas de los agricultores del área de estudio en el año 2008, situación que da lugar a pensar en la posibilidad del uso de este producto, con posterioridad a su prohibición.

Es importante recordar que la vida media, es el tiempo requerido para que la concentración de un compuesto disminuya a la mitad en un medio específico y la residualidad, corresponde al período de tiempo que el pesticida permanece activo, conservando sus propiedades tóxicas sobre el organismo a controlar y, ambas se ven afectadas por la formulación del producto comercial y por la forma de aplicación sobre los cultivos (Anexo 1.5 y 1.6).

En el Valle de Aconcagua, el DDT fue utilizado de manera intensiva para el control de plagas en la agricultura desde 1960, al menos hasta su prohibición en el año 1984, principalmente en formulación polvo mojable y fue aplicado por aspersion sobre los cultivos de hortalizas y forraje, más de una vez por año¹.

La Tabla 11 presenta las concentraciones medias de los compuestos órganoclorados encontradas en los suelos del área de estudio. Para determinar dichas concentraciones en ambas profundidades del suelo, fueron seguidas las directrices para estos compuestos en el suelo de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2011); de esta forma, la concentración media de DDT fue determinada en base a las concentraciones de sus isómeros p, p'- DDT y o, p'- DDT, la concentración media de DDD considera las concentraciones de los isómeros p, p'- DDD y o, p'- DDD y para el caso de DDE representa las concentraciones del isómero p, p'- DDE. Respecto a DDT Total, corresponde a la sumatoria de las concentraciones medias de DDT, DDD y DDE.

[1] Agricultores, propietarios de los sitios de muestreo. 2012. (Comunicación Personal).

Tabla 11: Concentraciones medias de los Compuestos Órganoclorados encontrados en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.

Concentraciones medias de los POCs				
Profundidad	Compuesto	Concentración media (n = 6)	Desviación Estándar	Rango
0-20 cm	DDT	0,020	0,014	0,005 – 0,04
	DDD	0,003	0,006	0,005 – 0,01
	DDE	0,008	0,007	0,005 – 0,02
	DDT Total	0,031	0,015	-
	Dieldrín	0,002	0,004	0 – 0,01
20-40 cm	DDT	0,010	0,013	0,005 – 0,02
	DDD	0,002	0,004	0,005 – 0,01
	DDE	0,008	0,011	0,005 – 0,003
	DDT Total	0,020	0,015	-
	Dieldrín	0,003	0,008	0 – 0,02

Nota: DDT Total = \sum DDT, DDD, DDE.

DDT (p, p'- DDT y o, p'- DDT), DDD (p, p'- DDD y o, p'- DDD) y DDE (p, p'- DDE).

La concentración media de DDT como molécula original, en la profundidad 0-20 cm fue de 0,02 mg/kg, en un rango de 0,005 - 0,04 mg/kg y en la profundidad 20-40 cm su concentración media fue de 0,01 mg/kg, en un rango que va de los 0,005 - 0,02 mg/kg masa seca (Tabla 11). Si bien, estas concentraciones son consideradas bajas según la EPA (EPA, 2011), son mayores a las concentraciones esperadas de DDT como molécula original. Valores, que corresponden a concentraciones en niveles traza, considerando la vida media en suelos de 3 – 10 años y la forma de aplicación, lo que podría indicar una permanencia de hasta 30 años en los suelos y, ello bajo el supuesto que los agricultores del Valle de Aconcagua acataron oportunamente su prohibición de uso, a partir de 1984.

En el ambiente y en los organismos el DDT es reducido y declorado, dando origen a sus metabolitos Diclorodifenil Dicloroetano (DDD), p, p'- DDD y o, p'- DDD, y posteriormente es deshidroclorado a Diclorodifenil Cloroetano (DDE), p, p'- DDE y o, p'- DDE (Ware y Whitacre, 2004; Greene y Pohanish, 2005).

En este trabajo se encontraron los metabolitos p, p'- DDD, o, p'- DDD y p, p'- DDE, en concentraciones variables, en ambas profundidades, en la mayoría de los sitios agrícolas, excepto en los sitios de muestreo 5 y 6.

El metabolito DDD fue encontrado con mayor frecuencia en su isómero o, p'- DDD (Tabla 7), no observándose diferencias en las concentraciones halladas en las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm ($z = 0$; $p = 1,0$). En el isómero p, p'- DDD no se encontró diferencia entre las concentraciones en ambas profundidades ($z = 1,0$; $p = 0,317$) (Tabla 8). Al mismo tiempo, no se evidenció correlación significativa entre las concentraciones de estos isómeros y los parámetros físico químicos del suelo (Tabla 10).

La concentración media de DDD, en la profundidad 0-20 cm fue de 0,003 mg/kg en un rango que va de los 0,005 - 0,01 mg/kg; en la profundidad 20-40 cm su concentración media fue de 0,002 mg/kg, en un rango de 0,005 - 0,01 mg/kg masa seca (Tabla 11). Estas concentraciones, son consideradas bajas según la EPA (EPA, 2011) y corresponden a concentraciones y rangos esperados de encontrar.

El metabolito de DDT encontrado con mayor frecuencia y en mayor concentración corresponde a DDE, en su isómero p, p'- DDE (Tabla 7), lo cual coincide con lo esperado, ya que proviene de la degradación de p, p'- DDT.

La concentración media de DDE en la profundidad 0-20 cm fue de 0,008 mg/kg, en un rango de 0,005 - 0,02 mg/kg; en la profundidad 20-40 cm su concentración media fue de 0,008 mg/kg, en un rango de 0,005 - 0,003 mg/kg masa seca (Tabla 11). No se evidenció diferencia en las concentraciones entre ambas profundidades ($z = 0,134$; $p = 0,893$) (Tabla 8). Estos resultados, son considerados bajos según la EPA (EPA, 2011) y corresponden a concentraciones y rangos esperados de encontrar, ya que este metabolito es el más persistente.

Se evidenció una correlación alta negativa, y a su vez significativa, entre la concentración de p, p'- DDE y el contenido de humedad del suelo ($r_s = -0,882$; $p = 0,019$) (Tabla 10); lo cual no es importante, ya que la humedad es un parámetro variable.

Al comparar las concentraciones de DDT y sus metabolitos entre los seis sitios de muestreo agrícola, no se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas en la profundidad 0-20 cm ($X^2 = 2,722$; $p = 0,742$) y tampoco en la profundidad 20-40 cm ($X^2 = 4,416$; $p = 0,491$) (Tabla 9).

En la Tabla 12, se observan las concentraciones de pesticidas órganoclorados obtenidas del único estudio disponible de mediciones en suelos en el área de estudio, realizado por Ciudad y Moyano en 1983; año en que el uso de estos compuestos aún estaba permitido.

Al comparar las concentraciones medias de DDT y DDE encontradas en este trabajo, en ambas profundidades del suelo (Tabla 11); con las concentraciones halladas por Ciudad y Moyano en el año 1983 (Tabla 12), las concentraciones de DDT y DEE, actuales muestran una disminución, lo cual podría atribuirse al cese de su aplicación posterior a su prohibición.

Tabla 12: Concentraciones de Pesticidas Órganoclorados, encontradas en 1983 en suelos de 5 comunas del Valle de Aconcagua, expresadas en mg/kg masa seca.

Concentraciones de POCs en suelos en 1983						
Profundidad	Compuesto	Calle Larga	Los Andes	San Felipe	Llay-Llay	Catemu
0-20 cm	DDT	0,105	-	0,06	-	0,051
	DDE	0,105	-	0,04	-	0,051
	Aldrín	ND	-	ND	-	0,009
	Dieldrín	0,247	-	0,003	-	0,083
	Héptacloro	0,004	-	0,003	-	0,005
20-40 cm	DDT	-	0,051	-	0,064	-
	DDE	-	0,076	-	0,046	-
	Aldrín	-	0,006	-	0,007	-
	Dieldrín	-	0,034	-	0,074	-
	Héptacloro	-	ND	-	0,003	-

ND: no detectado. (-): profundidad no evaluada.

Las concentraciones medias de DDT, DDD y DDE encontradas en el presente trabajo, en ambas profundidades del suelo, son consideradas bajas, como se mencionó anteriormente y menores que las halladas por Agnihotri *et al* en 1995, en un área agrícola de India en la planicie del Ganges, casi una década después de la prohibición de uso del DDT en ese país (Agnihotri *et al.*, 1995); pero cabe mencionar que dichas concentraciones son mayores que las encontradas por Gonçalves *et al* en el año 2006, en zonas de horticultura intensiva en el norte de Portugal (Gonçalves *et al.*, 2006), en suelos agrícolas de China en los estudios realizados por Fang *et al* en el año 2007 y Xu *et al* en el año 2009, respectivamente; y también, son mayores que las concentraciones halladas por Xiaofei *et al* en el año 2008, en suelos de colegios de Beijing, mediciones realizadas dos décadas posterior a la respectiva prohibición de uso (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

Lo anterior, podría reflejar una menor efectividad de la medida de gestión prohibición del uso del DDT en nuestro país, respecto de los países antes mencionados, puesto que en este estudio fueron encontradas concentraciones mayores, al cabo de un mayor período de tiempo, desde su prohibición.

En la Tabla 13 se observa la razón existente, entre el compuesto original y sus metabolitos.

Tabla 13: Razón compuesto original/ metabolito, respecto de las concentraciones halladas en los suelos en estudio.

Razón en cada sitio agrícola							
Profundidad	Razón compuesto original/ metabolito	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6
0-20 cm	<i>p,p'</i> - DDT/ <i>p,p'</i> - DDE	NA	3	1	1	NA	NA
	Aldrín / Dieldrín	NA	ND	ND	ND	ND	ND
20-40 cm	<i>p,p'</i> - DDT/ <i>p,p'</i> - DDE	0,33	1	1	1	NA	NA
	Aldrín / Dieldrín	NA	ND	ND	ND	ND	ND

NA: no es posible establecer una razón, por la ausencia de uno de los compuestos.

ND: no detectado.

Para el compuesto DDT se utilizó la razón $p, p' - DDT / p, p' - DDE$ y, para el caso de Aldrín se utilizó la razón $Aldrín / Dieldrín$. En ambos casos, la razón *compuesto original/ metabolito* < 1 indica contaminación histórica y la razón ≥ 1 indica nuevos aportes (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

En el sitio 1, no fue posible determinar la razón $p, p' - DDT / p, p' - DDE$, en la profundidad 0-20 cm, debido a que no fue hallado el isómero $p, p' - DDT$ en esa profundidad; en la profundidad 20-40 cm la razón es < 1 . En el sitio 2, en la profundidad 0-20 cm la razón fue 3; en la profundidad 20-40 cm, la razón fue igual a 1. En los sitios de muestreo 3 y 4, en ambas profundidades la razón fue igual a 1. Estos resultados indicarían que las concentraciones actuales presentes en el suelo, provienen de nuevos aportes.

En los sitios 5 y 6 en ambas profundidades, no fue posible determinar la razón $p, p' - DDT / p, p' - DDE$, debido a que no fue hallado el metabolito $p, p' - DDE$, solamente se halló el compuesto original; esta situación indica la incorporación de nuevos aportes, ya que la concentración del compuesto original siempre debe ser menor a la de sus metabolitos. Esto indicaría la utilización de DDT con posterioridad a su prohibición en 1984, ya que no ha transcurrido el tiempo suficiente para que el compuesto original pueda ser degradado.

En el presente trabajo las concentraciones medias encontradas de DDT y sus metabolitos, son consideradas bajas según la EPA (EPA, 2011) y muestran una disminución respecto de mediciones de 1983; sin embargo, no es posible afirmar que la prohibición del uso del DDT fue acatada oportunamente por los agricultores del Valle de Aconcagua; ya que las concentraciones medias de DDT, halladas en ambas profundidades son mayores que las concentraciones medias de sus metabolitos, porque la razón $p, p' - DDT / p, p' - DDE$ en la mayoría de los sitios, indicó que las concentraciones actuales provienen de nuevos aportes y, porque en los sitios agrícolas 5 y 6 se encontró DDT como molécula original, en ausencia de sus metabolitos; todos estos datos permiten apoyar la hipótesis alternativa, es decir, la

medida de gestión implementada, relativa a la prohibición de la utilización de DDT, ha sido acatada con posterioridad a 1984, por los agricultores del Valle de Aconcagua.

Es importante mencionar que los agricultores señalaron que, dentro de los productos órganoclorados para el control de plagas disponibles en el mercado antes de su prohibición, solían preferir DDT en polvo mojable, respecto de los demás compuestos, principalmente por su buena relación costo/beneficio. Al mismo tiempo, dos de los agricultores señalaron que en el año 2008, hicieron entrega voluntaria del DDT que almacenaban.

5.2.2 Aldrín y Dieldrín.

Aldrín posee una vida media en suelos de 1 a 4 años y una residualidad muy larga; su uso se prohibió en Chile el año 1988. En el presente trabajo no fue encontrado en ninguno de los sitios de muestreo. En el año 1983, Aldrín fue hallado en concentraciones variables en los suelos del Valle de Aconcagua (Tabla 12), de manera que su ausencia en los suelos del área de estudio en la actualidad, podría ser atribuida al cumplimiento oportuno de la medida de gestión, prohibición de su uso.

Dieldrín, posee una vida media en suelos de 1 a 7 años y una muy larga residualidad; corresponde a un insecticida propiamente tal, cuya prohibición de uso en Chile se instauró el año 1987. Dieldrín también constituye el metabolito de Aldrín; como tal, es más tóxico y persistente que su molécula original, probablemente por eso su prohibición antecede a la de Aldrín.

Dieldrín fue hallado solamente en el sitio de muestreo 1, exhibiendo una mayor concentración en la profundidad 20–40 cm del suelo (Tabla 7). Sin embargo, al comparar las concentraciones encontradas en las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm del suelo, no hubo diferencias ($z = -0,105$; $p = 0,916$) (Tabla 8); tampoco se evidenciaron diferencias al comparar las concentraciones entre los sitios, a profundidad 0-20 cm ($X^2 = 2,722$; $p = 0,742$) y en la profundidad 20-40 cm ($X^2 = 4,416$;

$p = 0,491$) (Tabla 9). No se observó correlación significativa entre las concentraciones halladas de Dieldrín y los parámetros físico químicos del suelo (Tabla 10).

La concentración media de Dieldrín en la profundidad 0-20 cm fue de 0,002 mg/kg y en 20-40 cm fue de 0,003 mg/kg masa seca (Tabla 11); estas concentraciones son consideradas bajas por la EPA (EPA, 2011). Al comparar estas concentraciones, respecto de las halladas en 1983 (Tabla 12), se observa una clara disminución tanto en las concentraciones encontradas, así como también en la frecuencia de su hallazgo.

Si bien las concentraciones encontradas de Dieldrín son bajas, ellas son mayores que las halladas por Gonçalves *et al* en el año 2006, en zonas de horticultura intensiva en el norte de Portugal (Gonçalves *et al.*, 2006) y por Xiaofei *et al* en el año 2008, en suelos de colegios en Beijing (Xiaofei *et al.*, 2008).

La razón Aldrín/ Dieldrín, no fue posible de determinar en ambas profundidades, debido a que no fue detectado Aldrín en ninguno de los sitios muestreados (Tabla 13).

La ausencia de Aldrín y, las bajas concentraciones y frecuencia del hallazgo de Dieldrín, permiten apoyar la hipótesis nula para estos compuestos, es decir, Aldrín y Dieldrín dejaron de utilizarse oportunamente por los agricultores del Valle de Aconcagua, a partir de las respectivas prohibiciones de uso.

Las concentraciones halladas corresponden a evidencia química, necesaria para apoyar esta hipótesis, sin embargo no es suficiente para poder asegurar que la conducta de los agricultores obedece solamente a la prohibición del uso de estos compuestos, debido a que existen aspectos de la gestión que escapan del alcance de la evidencia química, como son los factores económicos, correspondientes al mayor precio de estos compuestos respecto de DDT y al comportamiento del mercado de los plaguicidas, frente a la promulgación de prohibición de uso de estos productos.

5.2.3 Héptacloro y Heptacloroepóxido.

Héptacloro, posee una vida media de 7 a 12 años en suelos y una residualidad muy larga; en Chile su uso se prohibió en 1987. En el año 1983, Héptacloro fue hallado en bajas concentraciones en los suelos del Valle de Aconcagua (Tabla 12). En el presente trabajo no se encontró Héptacloro, ni su metabolito Heptacloroepóxido en ninguno de los sitios muestreados, situación que permite apoyar la hipótesis nula para este compuesto.

5.2.4 Héxaclorobenceno.

Héxaclorobenceno, posee una vida media en suelos de 3 a 6 años y una muy larga residualidad; se prohibió en Chile en el año 2002. Este compuesto no posee registros de mediciones anteriores en el suelo del Valle de Aconcagua y en la actualidad no fue hallado en ninguno de los sitios de muestreo. La ausencia de Héxaclorobenceno en todos los sitios de muestreo, permite apoyar la hipótesis nula, es decir, los agricultores del Valle de Aconcagua, acataron oportunamente la prohibición de uso de este compuesto.

Si bien, los resultados respecto a la ausencia de Aldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno y, los bajos niveles de Dieldrín encontrados en los suelos del Valle de Aconcagua son muy importantes y probablemente no se hubiesen alcanzado sin las respectivas prohibiciones de uso, no es posible atribuir estos resultados en forma exclusiva a la medida de prohibición del uso de estos compuestos, dado que existen aspectos de gestión no abordables con los datos disponibles.

Los datos obtenidos reflejan que la medida de gestión prohibición del uso de los POCs ha sido efectiva, 28 años después de su establecimiento; por lo que tal vez en el corto plazo, la medida de gestión por sí misma no hubiese sido efectiva.

Al mismo tiempo, sin la respectiva fiscalización a la aplicación de estos plaguicidas, una vez prohibidos, cabe analizar si el comportamiento de los agricultores, respecto de dejar de utilizar estos productos, se debe efectivamente a acatar la medida de gestión, o bien, existen otras razones para dicho comportamiento, como son el precio de mercado de estos productos y las exigencias de exportación.

Es importante mencionar que el precio de mercado de DDT era inferior al de los demás plaguicidas órganoclorados y, su formulación comercial brindaba además, una mayor persistencia y residualidad, es decir, una relación costo/beneficio considerablemente mayor por aplicación, razón que los agricultores señalaron como motivo de elección de DDT, cuando su uso estaba permitido.

Lamentablemente no es posible citar los precios de mercado de estos compuestos, correspondientes a la época en que su uso estaba permitido, debido a que dicha información no se encuentra registrada; sin embargo, es sabido que el valor comercial de compuestos nuevos siempre es superior al de compuestos más antiguos².

5.3 Comparación de los resultados obtenidos con normativas internacionales.

En el presente trabajo los únicos pesticidas órganoclorados encontrados en el suelo del Valle de Aconcagua fueron DDT, sus metabolitos y Dieldrín.

En la actualidad Chile no posee una ley de protección de suelos y, al mismo tiempo, carece de normas de calidad de suelo, primaria y secundaria que establezcan las concentraciones máximas permitidas para dichos compuestos. Para los pesticidas órganoclorados en estudio, se han observado los valores de referencia establecidos por Alemania, Canadá, Países Bajos y Estados Unidos, países miembros de la OCDE.

[2] Unanue, V. 2012. Médico Veterinario. Subgerente Comercial, División Ambiental. ANASAC S.A. (Comunicación Personal).

Fueron considerados los valores de referencia de los países mencionados, fundamentalmente porque tienen en común: poseer leyes de protección del suelo y, una normativa regulatoria de sitios o suelos contaminados basada en el riesgo, no en el daño, para determinar la existencia de sitios contaminados; al mismo tiempo, consideran y emplean la biorremediación de suelos contaminados con el objetivo de reducir y eliminar el riesgo. Es importante mencionar que, en Chile la biorremediación de suelos contaminados es una herramienta de uso aún insipiente.

A nivel de Unión Europea, en la actualidad no está en vigor ninguna norma que regule expresamente la protección del suelo, ni los suelos contaminados, aunque desde el año 2006, existe una “Propuesta de Directiva Marco de Protección del Suelo”, la cual surge por la necesidad de poseer una legislación común respecto a la productividad del suelo, los riesgos para la salud humana y el medio ambiente y, proporcionar oportunidades para la mitigación y recuperación de los suelos, la cual regularía de forma expresa, los suelos contaminados. El Parlamento Europeo aprobó la propuesta en noviembre de 2007; sin embargo, la propuesta sigue siendo tal, existiendo en la actualidad una normativa europea comunitaria que solamente se relaciona de manera indirecta con la protección de los suelos (CE, 2012).

Al observar las concentraciones medias de los pesticidas órganoclorados halladas, indistintamente en las profundidades 0-20 cm y 20-40 cm del suelo, del Valle de Aconcagua (Tabla 14) y compararlas con las concentraciones umbral para estos compuestos, establecidas por Alemania (Tabla 15), Canadá (Tabla 16), Países Bajos (Tabla 17) y Estados Unidos (Tabla 18), se puede evidenciar que las concentraciones actuales presentes en los suelos del Valle de Aconcagua, se encuentran por debajo de las concentraciones de riesgo para la salud de los seres humanos, establecidas por Alemania y Estados Unidos y, por debajo de las concentraciones de riesgo ecotoxicológico y para las personas establecidas por Canadá y los Países Bajos.

Tabla 14: Concentraciones medias de los Compuestos Órganoclorados hallados en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.

Valores en el Valle de Aconcagua			
Compuesto	Concentración media	Desviación Estándar	Rango
DDT	0,014	0,013	0,005 – 0,04
DDD	0,003	0,004	0,005 – 0,01
DDE	0,008	0,009	0,005 – 0,03
DDT Total	0,025	0,015	-
Dieldrín	0,002	0,006	0,01 – 0,02

Nota: DDT Total = \sum DDT DDD DDE
 DDT (p, p'-DDT y o, p'-DDT), DDD (p, p'-DDD y o, p'-DDD) y DDE (p, p'-DDE).

Tabla 15: Valores de referencia para Aldrín, DDT y Héxaclorobenceno en suelo, expresadas en mg/kg masa seca, de acuerdo al Reglamento Federal de sitios contaminados y protección de suelos de Alemania.

Valores de Alemania				
Compuesto	Suelo de parques infantiles	Suelo residencial	Áreas verdes	Suelo industrial y comercial
Aldrín	2	4	10	-
DDT Total	40	80	200	-
Héxaclorobenceno	4	8	20	200

Nota: DDT Total = \sum DDT DDD DDE
 Fuente: Ministerio Federal para el Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear de Alemania (BBodSchV), 1999.

Tabla 16: Valores límites para DDT en suelo, expresadas en mg/kg masa seca, de acuerdo a las directrices de calidad del suelo para la protección del medio ambiente y la salud humana de Canadá.

Valores de Canadá				
Compuesto	Suelo agrícola	Suelo residencial	Suelo comercial	Suelo industrial
Límite para SQG _{hh}	0,7	0,7	12	12
Límite para SQG _E	0,7	0,7	12	12

SQG_{hh}: Calidad de suelo para la salud del ser humano.
 SQG_E: Calidad de suelo para la salud ambiental.
 Fuente: Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME), 1999.

Tabla 17: Valores de intervención para POCs en suelo, expresados en mg/kg masa seca, según la evaluación técnica de los valores de intervención para suelos, sedimentos y aguas subterráneas de los Países Bajos.

Valores de Los Países Bajos		
Compuesto	Concentración Riesgo Serio (SRC) Humano*	Concentración Riesgo Serio (SRC) Ecotoxicológico*
DDT Total	23	-
DDT	31	1,0
DDD	42	3,4
DDE	17	1,3
Aldrín	0,32	-
Dieldrín	9,1	-

Nota: DDT Total = \sum DDT DDD DDE (*) : Este valor se determina a partir de una fórmula basada en el contenido de carbono orgánico del suelo, arcillas y los coeficientes de partición.
Fuente: Instituto Nacional de Salud y Medio Ambiente de los Países Bajos (RIVM), 2001.

Tabla 18: Niveles regionales de detección máximos permitidos de POCs en suelo, expresados en mg/kg masa seca, establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.

Valores de Estados Unidos		
Regiones* 3, 6 y 9		
Compuesto	Suelo residencial	Suelo industrial
DDT	1,7	7,0
DDD	2,0	7,2
DDE	1,4	5,1
Aldrín	2,9	1,0
Dieldrín	3,0	1,1
Héptacloro	1,1	3,8
Heptacloroepoxido	5,3	1,9
Héxaclorobenceno	3,0	1,1

(*): Niveles Regionales de Detección (RSL) para las Regiones 3, 6 y 9 de Estados Unidos. Región 3 (Delaware, Distrito de Columbia, Maryland, Pensilvania, Virginia y Virginia Occidental); Región 6 (Arkansas, Luisiana, Nueva México, Oklahoma, Texas y zonas Tribales) y Región 9 (Arizona, California, Hawaii, Nevada, Islas en el Océano Pacífico y zonas tribales).
Fuente: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), 2011.

De acuerdo a lo anteriormente expuesto y debido a que las concentraciones halladas en los suelos del Valle de Aconcagua, no representan un riesgo ni para la salud de las personas, ni para el medio ambiente, según lo establecido por los países antes mencionados, no es necesario aplicar en los sitios de muestreo, medidas de mitigación o recuperación del suelo.

Es importante mencionar, el desafío que representa para el país la gestión de sitios contaminados, para lo cual es necesario el desarrollo de una ley de protección del suelo y, contar con las respectivas normas de calidad.

5.4 Otros compuestos químicos hallados en el estudio.

En la Tabla 19, se muestran las concentraciones de otros compuestos químicos presentes en los suelos del área de estudio, encontrados en forma complementaria; corresponden a productos actualmente autorizados que se utilizan habitualmente en la agricultura.

Tabla 19: Concentraciones de otros compuestos químicos hallados en suelos del Valle de Aconcagua, Chile, expresadas en mg/kg masa seca.

Otros compuestos químicos								
Profundidad	Pesticidas	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Testigo
0-20 cm	2-Fenilfenol	traza						
	Atrazina	traza	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Pendimetalina	ND	ND	ND	ND	traza	ND	ND
20-40 cm	2-Fenilfenol	ND	traza	traza	traza	traza	traza	ND
	Atrazina	ND						
	Pendimetalina	ND	ND	ND	ND	traza	ND	ND

Límites de detección: 2-Fenilfenol: 0,0035, Atrazina: 0,0029 y Pendimetalina: 0,0033.

Límites de cuantificación: 2-Fenilfenol: 0,0105, Atrazina: 0,0087 y Pendimetalina: 0,0099.

Límites expresados en mg/kg ms.

Traza: concentración que se encuentra bajo el límite de cuantificación y sobre el límite de detección. ND: no detectado.

En todas las muestras analizadas se detectó 2-Fenilfenol en concentraciones traza, incluso en el estrato 0-20 cm del sitio testigo, lugar al cual el compuesto podría haber llegado producto de pérdidas causadas por la deriva. En los sitios de muestreo 1 y 5, se detectó Atrazina y Pendimetalina respectivamente, ambos en concentraciones traza. Estos compuestos son habitualmente aplicados en formulación polvo mojable y gránulos dispersables, por ello y por sus características físico químicas poseen una larga residualidad.

El 2-Fenilfenol es un fungicida de aplicación posterior a la cosecha. Atrazina y Pendimetalina son herbicidas y se aplican antes de plantar los cultivos (IMPPA, 2009). Atrazina, es un herbicida clorado perteneciente al grupo de las s-Triazinas, cuyo uso ha sido restringido en Estados Unidos; en Europa se encuentra actualmente prohibido. Tiene elevada residualidad y ha demostrado poseer efecto cancerígeno en los organismos (UNEP, 2012).

5.5 Aspectos de Gestión.

5.5.1 Marco regulatorio internacional y nacional de los Pesticidas órganoclorados (POCs).

Para la elaboración del presente trabajo fueron analizados los instrumentos para la gestión de los pesticidas órganoclorados a nivel internacional y nacional; a nivel internacional los POCs cuentan con un exhaustivo marco regulatorio, inserto en el ámbito de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) y, políticas globales de comercialización y exportación, las cuales se han perfeccionado con el objetivo de aunar criterios a favor de la protección de la salud de las personas y del medio ambiente.

Respecto al marco regulatorio nacional, el país ha realizado importantes mejoras, las cuales son el resultado de un largo proceso de apertura internacional, conducente a que actualmente Chile, sea oficialmente miembro de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) (Anexo 2.1), lo cual involucró la ejecución de acciones que permitieran elevar los estándares nacionales en diversas materias; una de ellas, dada su importancia para el desarrollo del país y por su elevada peligrosidad, es la relativa a las sustancias químicas peligrosas, específicamente los plaguicidas.

Respecto a la medida de gestión *prohibición de uso* de un determinado plaguicida, es un proceso que consta de varias etapas, en el caso de los pesticidas órganoclorados;

cuando la comunidad internacional determina que un producto debe ser prohibido, el Comité de Examen del Convenio de Estocolmo, lo estudia y posterior a la evaluación de su persistencia, bioacumulación, potencial de transporte y efectos adversos; se añade el compuesto oficialmente a la lista de anexos del Convenio, por medio de la Conferencia de las Partes (Anexo 2.8). A partir de ese momento las Partes están obligadas a cumplir con su eliminación o restricción. A nivel nacional la autoridad con competencia en la materia corresponde al Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), quien convoca e informa a todos los productores e importadores de plaguicidas, que un producto se ha *prohibido a nivel mundial* y por tanto la importación y formulación se han prohibido en el país. Al mismo tiempo, informa el plazo establecido a partir del cual se prohibirá la comercialización, venta y distribución del producto (aproximadamente un año) y posteriormente, se prohíbe el uso y aplicación del producto, a través de la resolución de su prohibición publicada en el diario oficial.

La fiscalización y control de los plaguicidas y entre ellos los POCs, de uso agrícola corresponde exclusivamente al SAG (Anexo 2 - Tabla 5). La acción fiscalizadora del SAG solo se remite a aplicaciones de pesticidas agrícolas que la normativa establece que son de aviso obligatorio. El SAG respecto de los POCs, antes de su prohibición, tenía las siguientes funciones de fiscalización a) formulación, b) importación, c) registro y re-registro, c) transporte, d) distribución, e) ventas, f) aplicación y g) almacenaje. Después de la prohibición en el año 1984 y de cambios en la legislación en el año 2005 se agregó la fiscalización de las aplicaciones de aviso obligatorio que son a) las aplicaciones aéreas, y b) las aplicaciones en “lugares sensibles” (colegios, hospitales y lugares públicos); y la fiscalización de la disposición final de los envases. No obstante, los cambios no han resuelto el problema de fiscalización en la aplicación de los pesticidas ya que los predios agrícolas, no se consideran áreas sensibles.

Mediante el desarrollo de esta investigación, se han identificado los siguientes aspectos como principales puntos críticos en la gestión de los plaguicidas de uso agrícola:

i) Los puntos de venta en el proceso de fiscalización y vigilancia, porque no se fiscalizan en forma sistemática en su totalidad y esto permite que los agricultores y cualquier persona pueda seguir adquiriendo y aplicando un producto prohibido. Si bien, la normativa establece la obligación de declarar las ventas de plaguicidas, tanto a importadores, fabricantes, puntos de distribución y venta, no se dispone de un procedimiento legal que establezca los requisitos que debe cumplir el usuario final, es decir, a quienes se expende este tipo de productos, a diferencia de los países desarrollados donde estos productos solamente pueden ser adquiridos por profesionales calificados en la materia.

ii) La aplicación de los plaguicidas, es el momento dentro del ciclo de vida que representa el mayor riesgo, tanto para la salud de las personas, como para el medio ambiente. En la práctica, casi la totalidad de las aplicaciones no es fiscalizada y como consecuencia no existe registro de la mayor parte de las aplicaciones en el país. Esto es importante, considerando que la mayoría de los usuarios finales no posee los conocimientos técnicos respecto a los plaguicidas ni los riesgos implícitos que conlleva su manipulación.

Para los compuestos considerados en la prohibición, se evidenció por medio de entrevistas personales con inspectores y autoridades del SAG y, con los agricultores del área de estudio, la ausencia de fiscalización de la venta, aplicación y almacenamiento de estos productos.

iii) Estudios de seguimiento, el Estado no posee un trabajo ordenado de seguimiento de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) en los componentes ambientales. Después de la prohibición del uso de los POCs en estudio, DDT en el año 1984, Aldrín en 1988, Dieldrín y Héptacloro en 1987 y Héxaclorobenceno en 2002, no se establecieron medidas de seguimiento y control que dieran cuenta de su cumplimiento y efectividad. Los únicos estudios realizados de COPs en Chile, son los que se desarrollaron como parte del Plan Nacional de Implementación del Convenio de Estocolmo (Anexo 2.9) y corresponden a inventarios

e informes de tipo descriptivos. Por otra parte, al no existir monitoreo de los Pesticidas Órganoclorados (POCs) en los componentes ambientales, no es posible instaurar acciones correctivas o de mitigación, si ello fuese necesario.

iv) Educación y capacitación, durante el desarrollo de este trabajo se observó que, tanto los usuarios de los plaguicidas, como también las autoridades públicas a cargo de su fiscalización y control, desconocen con exactitud el universo general de mandatos y reglamentos para las distintas sustancias y las exigencias para las etapas de su ciclo de vida. Posiblemente esto ocurre, por la multiplicidad de normas que regulan las sustancias químicas peligrosas a nivel nacional e internacional; además, refleja la precaria educación y capacitación en la materia, por lo cual se requiere de manera importante fortalecer la educación, información y difusión principalmente en los grupos sensibles.

Es posible atribuir a estos puntos críticos que la medida de prohibición de uso de DDT, se hubiese acatado con posterioridad; por otra parte, en ausencia de medidas de sanción o incentivos, es poco probable que los agricultores dejaran de utilizarlo, fundamentalmente porque DDT se caracterizó a nivel mundial por ser el producto con la mejor relación costo/beneficio por aplicación, razón por la cual aún en la actualidad se utiliza en algunos países en la lucha anti vectorial. Es importante mencionar que hubo agricultores que hicieron entrega voluntaria en el año 2008, de DDT que tenían almacenado y habían dejado de utilizar, fundamentalmente por exigencias de exportación.

Los bajos niveles encontrados de DDT, la baja concentración y frecuencia del hallazgo de Dieldrín, los cuales se encuentran por debajo de los niveles internacionales, considerados de riesgo para la salud de las personas y del medio ambiente y, la ausencia de Aldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno, sin duda, son producto de la prohibición de ellos; sin embargo, por los aspectos mencionados anteriormente, no es posible establecer que el cese de su utilización se deba exclusivamente a la *medida prohibición*.

Los resultados obtenidos en el presente estudio reflejan que dentro de los aspectos de gestión, la prohibición del uso de los POCs ha sido un instrumento clave, y es la única medida de gestión implementada. Los resultados también reflejan la ausencia de fiscalización de dicha medida, razón por la cual los usuarios no exportadores los siguieron usando con posterioridad a su prohibición, situación avalada por las concentraciones halladas de DDT y sus metabolitos, por información obtenida a partir de la comunicación personal con profesionales y técnicos del SAG Central y de San Felipe, y de los agricultores del área de estudio.

Todos los antecedentes son evidencia de que el país no ha realizado esfuerzos serios de fiscalización y control, respecto de los POCs, posterior a la prohibición de su uso. Cabe mencionar, que en el ámbito distinto como es el *control de plagas* ocurre exactamente lo contrario, es decir, ha sido gracias a la fiscalización por parte del SAG, que el país permanece libre de diversas pestes.

El efecto de la medida de gestión *prohibición del uso de los POCs* es el resultado conjunto del marco normativo internacional y nacional, así como también de aspectos que no son posibles de evaluar con los datos obtenidos, pero que han coadyuvado con el efecto logrado, como son el comportamiento del mercado de los plaguicidas y las exigencias comerciales y de exportación.

VI. CONCLUSIONES

A través del presente trabajo, se analizó la presencia y concentración de DDT, Aldrín, Dieldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno en las profundidades del suelo 0-20 cm y 20-40 cm, del Valle de Aconcagua, Provincia de San Felipe, V Región de Chile.

Solamente fueron hallados los compuestos DDT, sus metabolitos y Dieldrín, en concentraciones que se sitúan por debajo de los valores umbral, establecidos como máximos permitidos en los suelos, por otros países miembros de la OCDE, por lo que no presentan riesgo para la salud de las personas y del medio ambiente. Esta situación, es muy importante para el país debido a que los bajos niveles en las concentraciones encontradas, no podrían haber sido posibles, sin las respectivas medidas de prohibición de utilización de estos compuestos y reflejan por lo tanto, la importancia de su promulgación.

Se encontró DDT, en todos los sitios agrícolas, en ambas profundidades, y sus metabolitos DDD y DDE fueron hallados en la mayoría de los sitios agrícolas muestreados; si bien, las concentraciones muestran una disminución respecto a las mediciones en el suelo del área de estudio del año 1983, cuando el producto contaba con autorización vigente, el hecho que las concentraciones medias de DDT como compuesto original, sean en ambas profundidades mayores a las concentraciones de sus metabolitos, permite concluir que, los agricultores del Valle de Aconcagua acataron la prohibición del uso de DDT, con posterioridad a su implementación el año 1984, cumpliéndose tardíamente la medida de gestión.

El nivel de las concentraciones encontradas de Dieldrín, la baja frecuencia de su hallazgo, así como también la ausencia de Aldrín, Héptacloro y Héxaclorobenceno, en ambas profundidades del suelo del área de estudio, permiten concluir que dichos compuestos dejaron de utilizarse oportunamente por los agricultores del Valle de Aconcagua, a partir de las respectivas prohibiciones de uso, cumpliéndose pertinentemente las medidas de gestión implementadas.

Si bien estos resultados, son posibles gracias a los esfuerzos realizados en la materia y reflejan la importancia que ha tenido la medida de gestión, consistente en la prohibición de su uso, existen aspectos de la gestión de estos compuestos, que escapan del alcance de la evidencia química obtenida, los que guardan relación principalmente con la fiscalización de la aplicación y venta de estos compuestos una vez prohibidos, por lo que no es posible establecer que el cese de su utilización se deba exclusivamente a la medida de prohibición implementada.

Mediante el desarrollo de este trabajo fueron analizados los instrumentos para la gestión de los contaminantes orgánicos persistentes y, específicamente, de los pesticidas órganoclorados, siendo posible concluir en términos generales, que el hecho que Chile, sea oficialmente miembro de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), ha significado elevar los estándares nacionales en esta materia.

Dentro de los avances, cabe mencionar la ratificación de convenios internacionales, entre los que se encuentran los convenios de Basilea, Rotterdam y Estocolmo, los que han conducido a que el país cuente con una Política Nacional de Seguridad Química, con planes y acciones específicas, enmarcados en las directrices de la comunidad internacional y, a que el país actualmente posea un conjunto de normas jurídicas que regulan la formulación, importación, distribución, venta, transporte, aplicación y disposición final de los plaguicidas y productos fitosanitarios, que se encuentran en concordancia con las normativas internacionales vigentes en la materia y con los lineamientos de la OCDE.

Si bien, el país reconoce la importancia de mejorar la gestión de las sustancias químicas peligrosas, para mejorar la calidad de vida y lograr el desarrollo sustentable, razón por la que ha concentrado esfuerzos en la materia logrando grandes avances, existen aún aspectos importantes que requieren especial atención, los que guardan relación específicamente con: la disminución de la intensidad del uso de pesticidas en la agricultura; el fortalecimiento de la fiscalización a lo largo de todo el ciclo de vida de

estos productos; el aumento de la educación en la materia, especialmente a los grupos sensibles; la difusión de la información a la ciudadanía; y principalmente, lo relativo a la vigilancia y monitoreo ambiental de las sustancias químicas peligrosas.

El efecto logrado por la medida de gestión prohibición del uso de los POCs, obedece al resultado conjunto del marco normativo internacional y nacional, así como también a aspectos que han contribuido de manera importante con su efecto, como son el comportamiento del mercado de los plaguicidas y las exigencias comerciales y de exportación.

VII. RECOMENDACIONES

A partir de los resultados obtenidos y del análisis de los instrumentos de gestión que posee actualmente el país en materia de contaminantes orgánicos persistentes y, con el propósito de reducir los aportes futuros de plaguicidas, así como también, disminuir los riesgos para la salud de las personas y del medio ambiente, se recomiendan las siguientes medidas de gestión ambiental:

- Mejorar las regulaciones para el uso de los pesticidas de acuerdo a procedimientos bien establecidos.
- Fomentar políticas de disminución y mejores prácticas en el uso de los pesticidas para la producción nacional.
- Mejorar la capacitación y calificación de los productores y trabajadores agrícolas en la aplicación de los pesticidas.
- Fortalecer la fiscalización que realiza el Servicio Agrícola y Ganadero a lo largo de todo el ciclo de vida de los pesticidas.
- Desarrollar programas de vigilancia y monitoreo ambiental en forma conjunta entre el Ministerio de Agricultura y el Ministerio del Medio Ambiente de las sustancias químicas peligrosas.

Por último, se espera que los datos e información obtenidos en el presente trabajo, puedan ser utilizados en el futuro, al realizar monitoreo de los contaminantes orgánicos persistentes, constituyendo de esta forma una herramienta para su gestión.

VIII. BIBLIOGRAFÍA

AGNIHOTRI, N.; GAJBHIYE, V.; KUMAR, M. and MOHAPATRA, S. 1993. Organochlorine Insecticide Residues in Ganga River Water near Farrukhabad, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 30: 105-112, 1994.

AGNIHOTRI, N.; KULSHRESTHA, G.; GAJBHIYE, V.; MOHAPATRA, S. and SINGH, S. 1995. Organochlorine Insecticide Residues in Agricultural Soils of the Indo-Gangetic Plain. *Environmental Monitoring and Assessment* 40: 279-288, 1996.

Agencia Ejecutiva de Salud y Consumo de la Comisión Europea (SANCO), 2009. Método SANCO 10684/2009: Method Validation and Quality Control Procedures for Pesticide Residues Analysis in Food and Feed. SANCO 42 p.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), 1996^a. Método 3540C: Soxhlet Extracción. EPA 8 p.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), 1996^b. Método 3630C: Silica Gel Cleanup. EPA 15 p.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), 1998. Método 8270D: Semivolatile Organic Compounds by Gas Chromatography/ Mass Spectrometry (GC/MS) EPA 61 p.

Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA). *Regional Screening Levels*. [en línea]. EPA, USA. RSL 2011. [Fecha de consulta: 26 de Marzo 2012]. Disponible en: <<http://www.epa.gov/region9/superfound/prg>>.

ARNOLD, D. and BRIGGS, G. 1990. Fate of Pesticides in Soil: Predictive and Practical Aspect. En: HUTSON, D. and ROBERTS T. *Environmental Fate of Pesticides*. Chichester, England. John Wiley and Sons Ltd. 286 p. Pp. 101 - 122.

Asociación Gremial de Importadores y Productores de Productos Fitosanitarios para la Agricultura (IMPPA), 2009. Manual Fitosanitario: IMPPA 2009 – 2011. Santiago, Chile. Asociación Gremial de Importadores y Productores de Productos Fitosanitarios para la Agricultura. 1017 p.

BAKOURI, H.; MORILLO, J.; USERO, J. and OUASSINI, A. 2009. Natural Attenuation of Pesticide Water Contamination by Using Ecological Adsorbents: Application for Chlorinated Included in European Water Framework Directive. *Journal of Hydrology* 364: 175-181, 2009.

BAYEN, S.; OBBARD, J. and THOMAS, G. 2006. Chlorinated Paraffins: A Review of Analysis and Environmental Occurrence. *Environmental International* 32: 915-929, 2006.

BINETTI, R.; BROECKER, B.; DEL BINO, G. and KING, N. 2005. Chemicals Products: Safety Regulations. En: Ullmann's Industrial Toxicology. Toxicology in Occupational and Environmental Setting. Weinheim Wiley-VCH. v1 Pp 553-584.

BOLLANG, J. and LIU, S. 1990. Biological Transformation Processes of Pesticides. En: CHENG, H. Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling. Madison, Wisconsin, USA. Soil Science Society of America. 830 p. Pp.169-211.

BRANESS, Gary. 1997. Insecticides Used in Pest Control. En: MALLIS, Arnold: Handbook of Pest Control. 8ª Edición. USA, Stoy A. Hedges B.C.E. Pp. 1061-1101.

BRAUNE, B.; OUTRIDGE, P.; FISK, A.; MUIR, D.; HELM, P.; HOBBS, K.; HOEKSTRA, P.; KUZYK, Z.; KWAN, M.; LETCHER, R.; LOCKHART, W.; NORSTROM, R.; STERN, G. and STIRLING, I. 2005. Persistent Organic Pollutants in the Marine Biota of the Canadian Arctic: An Overview of Spatial and Temporal Trends. *Science of The Total Environment* 351-352: 4-56, 2005.

CICERO, A.; FINOIA, M.; GABELLINI, M. and VESCHETTI, E. 1999. Concentration and Distribution of Persistent Organic Pollutants (POPs) in Harbor Dredging Sediments: A Pilot Study Using a Static Approach for a More Efficient Characterisation and Management. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 607-616, 2000.

CICERO, A.; MECOZZI, M.; MORLINO, R.; PELLEGRINI, D. and VESCHETTI, E. 2000. Distribution of Chlorinated Organic Pollutants in Harbor Sediments of Livorno (Italy): A Multivariate Approach to Evaluate Dredging Sediments. *Environmental Monitoring and Assessment* 71: 297-316, 2001.

CIUDAD, C. y MOYANO, S. 1988. Residuos de Pesticidas Persistentes en Recursos Naturales del Valle Aconcagua. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Agricultura Técnica, Chile. 48 (2): p. 142-146.

CLARK, D. 1990. Organochlorines and Heavy Metals in 17-Year Cicadas Pose no Apparent Dietary Threat to Birds. *Environmental Monitoring and Assessment* 20: 47-54, 1992.

Comisión Europea (CE). *Report on the Implementation of the Soil Thematic Strategy and Ongoing Activities*. [en línea]. Comisión Europea. 13 de Febrero 2012. [Fecha de consulta: 28 de Marzo 2012]. Disponible en: <<http://www.ec.europa.eu/environment/soil>>.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2000. Marco Jurídico para la Gestión Ambiental de las Sustancias Químicas Peligrosas. Santiago, Chile. CONAMA. 230 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2004^a. Proyecto GEF/UNEP, Desarrollo de un Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes en Chile. Santiago, Chile. CONAMA. 191 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2004^b. Análisis de la Legislación Vigente sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes . Santiago, Chile. Imprenta Salesianos S.A. 191 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2004^c. Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs Plaguicidas Agrícolas. Santiago, Chile. CONAMA. 148 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2004^d. Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs Plaguicidas de Uso Sanitario y Doméstico. Santiago, Chile. CONAMA. 37p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2004^e. Desarrollo de Metodología para la Implementación de un Catastro Priorizado de Sitios Contaminados con Contaminantes Orgánicos Persistentes. Santiago, Chile. CONAMA. 160 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2005^a. Análisis de la Información Disponible Sobre los Posibles Efectos en la Salud por Contaminantes Orgánicos Persistentes. Chile. CONAMA. 206 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2005^b. Análisis Socio-Económico en la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs). Santiago, Chile. CONAMA. 190 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2005^c. Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) en Chile. Fase I: 2006 - 2010. Santiago, Chile. CONAMA. 176 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2008^a. Perfil Nacional Sobre la Gestión de las Sustancias Químicas. Santiago, Chile. CONAMA. 271 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2008^b. Política Nacional de Seguridad Química. Santiago, Chile. CONAMA. 47 p.

Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), 2010. Gestión de Sustancias Químicas en el Marco de los Convenios, Tratados y Acuerdos Suscritos por Chile. Santiago, Chile. CONAMA. 110 p.

Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME). *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health*. [en línea]. Canadá, 1999. Actualizada, Septiembre de 2007. [Fecha de consulta: 26 de Marzo 2012]. Disponible en: <<http://www.ccme.ca/assets/>>.

Consejo Internacional de Colaboración Analítica de Pesticidas (CIPAC). *Codes for Formulations*. [en línea]. Abingdom, Inglaterra. CIPAC 2011. [Fecha de consulta: 2 de Octubre 2011]. Disponible en: <<http://www.cipac.org/>>.

CORSOLINI, S.; FOCARDI, S.; LEONIZIO, C.; LOVARI, F.; MONACI, F. and ROMEO, G. 1997. Heavy Metals and Chlorinated Hydrocarbon Concentrations in the Red Fox in Relation to Some Biological Parameters. *Environmental Monitoring and Assessment* 54: 87-100, 1999.

CROSBY, Donald. 1998. *Environmental Toxicology and Chemistry*. USA, New York, Oxford University Press. 336 p.

CUSTER, T. and MITCHEL, C. 1992. Trace Elements and Organochlorines in the Shoalgrass Community of the Lower Laguna Madre, Texas. *Environmental Monitoring and Assessment* 25: 235-246, 1993.

ELLIOTT, J. and MARTIN, P. 1997. Chlorinated Hydrocarbon Contaminants in Grebes and Seaducks Wintering on the Coast of British Columbia, Canada: 1988-1993. *Environmental Monitoring and Assessment* 53: 337-362, 1998.

FANG, W.; XIN, J.; YONG-RONG, B.; FEN-XIA, Y.; NONG-JIAN, G.; GUI-FEN, Y.; MUNCH, J. and SCHROLL, R. 2007. Organochlorine Pesticides in Soils under Different Land Usage in the Taihu Lake Region, China. *Journal of Environmental Sciences* 19: 584–590, 2007.

FOLEY, R. 1990. Organochlorine Residues in New York Waterfowl Harvested by Hunters in 1983-1984. *Environmental Monitoring and Assessment* 21: 37-48, 1992.

FRÄNZLE, O.; STRASKRABA, M. and JORGENSEN, S. 2005. Ecology and Ecotoxicology. En: Ullmann's Industrial Toxicology. Toxicology in Occupational and Environmental Setting. Weinheim Wiley-VCH. v1 Pp 151-298.

FRAZIER, J. and TYSON, J. 1993. *Methods in Toxicology*. USA, San Diego, Academic Press. V1. 568 p.

FUJITA, T.; NISHIMURA, K.; TAKAYAMA, C.; YOSHIDA, M. and UCHIDA, M. 2001. Hydrophobicity as Key Physicochemical Parameter of Environmental Toxicology of Pesticides. En: KRIEGER, Robert: *Handbook of Pesticide Toxicology*. USA, San Diego, Academic Press. V1. Pp 649-670.

Fundación Alemana de Investigación, Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), 2001. Método DFG- S19: Método Modular para la Determinación de Residuos de Plaguicidas por GC/ MS en Suelo y Sustratos. Alemania. DFG. 60 p.

GALANOPOULOU, S.; VGENOPOULOS, A. and CONISPOLIATIS, N. 2005. DDT and Other Chlorinated Organic Pesticides and Polychlorinated Biphenyls Pollution in the Surface Sediments of Keratsini Harbour Saronikos Gulf, Greece. *Marine Pollution Bulletin* 50: 520-525, 2005.

GANGOLLI, S. and PHILLIPS, J. 1993. The Metabolism and Disposition of Xenobiotics. En: ANDERSON, D. and CONNING, D. Experimental Toxicology. 2ª Edición. Cambridge, UK. The Royal Society of Chemistry. 565 p. Pp. 130-180.

GARCIA-BAUDÍN, J.M. 1998. Los productos Fitosanitarios en el Marco del Registro Único Europeo. Madrid, España. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología agraria y Alimentaria. 57p.

GERSON, B. 1983. Clinical Chemistry in Toxicology. En: HOMBURGER, F.; HAYES, J. and PELIKAN, E. A Guide to General Toxicology. New York. USA. Karger. 410 p. Pp. 1-22.

GILBERTSON, M.; FOX, G. and BOWERMAN, W. 1998. Designing the Environmental Results Workshop: Historical Context, Causality and Candidate Species. Environmental Monitoring and Assessment 53: 17-55, 1998.

GOMEZ-EYLES, J.; COLLINS, C. and HODGSON, M. 2009. Relative Proportion of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Differ Between Accumulation Bioassays and Chemicals Methods to Predict Bioavailability. Environmental Pollution 158: 278–284, 2010.

GONCALVES, C.; ESTEVES DA SILVA, J. and ALPENDURADA, M. 2006. Chemometric Interpretation of Pesticide Occurrence in Soil Samples from an Intensive Horticulture Area in North Portugal. Analytica Chimica Acta 560: 164–171, 2006.

GOSSEL, T. and BRICKER, D. 1994. Principles of Clinical Toxicology. 3ª Edición. New York, USA. Raven Press. 447 p.

GREENE, S. and POHANISH, R. 2005. Sittig's Handbook of Pesticides and Agricultural Chemicals. Norwich, N.Y. USA. William Andrew Inc. 1189 p.

GUAN, Y.; WANG, J.; NI, H. and ZENG, E. 2009. Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in Riverine Runoff of the Pearl River Delta, China: Assessment of Mass Loading, Input Source and Environmental Fate. Environmental Pollution 157: 618–624, 2009.

HIMEL, C.; LOATS, H. and BAILEY, G. 1990. Pesticide Sources to the Soil and Principles of Spray Physics. En: CHENG, H. Pesticides in the Soil Environment:

Processes, Impacts, and Modelling. Madison, Wisconsin, USA. Soil Science Society of America. 830 p. Pp.7-50.

HODGSON, E. and DAUTERMAN, W. 1990. Metabolism of Xenobiotics. En: HODGSON, E. and KUHR, R. Safer Insecticides: Development and Use. New York. USA. Marcel Dekker. 593 p. Pp. 19-48.

HODGSON, E. and LEVI, P. 2001. Metabolism of Pesticides. En: KRIEGER, Robert: Handbook of Pesticide Toxicology. USA, San Diego, Academic Press. V1. Pp 531-562.

HONGJIAN, G. 2008. Bioaccumulation of Hexachlorobenzene in *Eisenia foetida* at Different Aging States. Journal of Environmental Sciences 21: 948–953, 2009.

HUCKLE, K. and MILLBURN, P. 1990. Metabolism, Bioconcentration and Toxicity of Pesticides in Fish. En: HUTSON, D. and ROBERTS T. Environmental Fate of Pesticides. Chichester, England. John Wiley and Sons Ltd. 286 p. Pp. 176- 243.

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), 1990. Fuentes de Contaminación con Residuos de Plaguicidas Organoclorados y Metales Pesados en Sectores Agrícolas, Regiones IV a XI. Informe final Proyecto de Investigación Registro FIA no. 1/86. INIA 362 p.

Instituto Nacional de Salud y Medio Ambiente de los Países Bajos (RIVM). *Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil, Sediment and Groundwater. Report 711701 023* [en línea]. Países Bajos. RIVM Reporte 711701 023. Febrero del año 2001. [Fecha de consulta: 30 de Marzo 2012]. Disponible en: <<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701023>>.

KANATHARANA, P.; BUNVINNO, S. and KAEWNARONG, B. 1994. Organochlorine Pesticide Residues in Songkla Lake. Environmental Monitoring and Assessment 33: 43-52, 1994.

KELSEY, J. and WHITE, J. 2005. Multi-species Interactions Impact the Accumulation of Weathered 2, 2-bis (*p*-chlorophenyl)-1, 1-dichloro ethylene (*p*, *p'*-DDE) From Soil. Environmental Pollution 137: 222–230, 2005.

KHAN, S. 1980. Pesticides in the Soil Environment. Amsterdam, Netherlands. Elsevier Scientific Publishing Company. 204 p.

KIM, K. C. and McPHERON, B. A. 1993. Evolution of Insect Pests: Patterns or Variation. New York, USA. John Wiley and Sons Inc. 479 p.

KOSKINEN, W. and HARPER, S. 1990. The retention Process: Mechanisms. En: CHENG, H. Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modelling. Madison, Wisconsin, USA. Soil Science Society of America. 830 p. Pp.51-77.

KUMARI, B.; MADAN, V.; KAMAR, R. and KATHPAL, T. 2001. Monitoring of Seasonal Vegetables for Pesticides Residues. Environmental Monitoring and Assessment 74: 263-270, 2002.

MAI, B.; FU, J.; SHENG, G.; KANG, Y.; ZHENG, L.; ZHANG, G.; MIN, Y. and ZENG, E. 2002. Chlorinated and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Riverine and Estuarine Sediments From Pearl River Delta, China. Environmental Pollution 117: 457-474, 2002.

MANSINGH, A.; ROBINSON, D.; HENRY, C. and LAWRENCE, V. 1999. Pesticide Contamination of Jamaican Environment. Insecticide Residues in the Rivers and Shrimps of Rio Cobre Basin, 1982-1996. Environmental Monitoring and Assessment 63: 459-480, 2000.

MARSILI, L. and FOCARDI, S. 1996. Chlorinated Hydrocarbon (HCB, DDT y PCBs) Levels in Cetaceans Stranded Along the Italian Coasts: An Overview. Environmental Monitoring and Assessment 45: 129-180, 1997.

MENZER, R.; LEWIS, M. and FAIRBROTHER, A. 1994. Methods in Environmental Toxicology. En: HAYES, W. Principles and Methods of Toxicology. 3ª Edición. New York, Raven Press, 1468 p. Pp. 1391-1418.

METCALF, Robert L. and LUCKMANN, William H. 1994. Introduction to Insect Pest Management. 3ª Edición. New York, USA. John Wiley and Sons Inc. 650 p.

Ministerio de Agricultura (MINAGRI). *Decreto Ley 3.557. Establece Disposiciones Sobre Protección Agrícola.* [en línea]. Chile. Diario Oficial del día 9 de

Febrero de 1981. Última Modificación Ley 20.308, 27 de Diciembre del año 2008. [Fecha de consulta: 21 de Diciembre de 2011]. Disponible en: <<http://www.leychile.cl/consusltas/decretoley3557/>>.

Ministerio de Agricultura (MINAGRI). *Resolución Exenta N° 8.231. Prohíbe la fabricación, importación, exportación, distribución, venta, tenencia y uso de plaguicidas con Clordecona, Alfa-HCH, Beta-HCH, Pentaclorobenceno, Endosulfán, Alacloro y Aldicarb.* [en línea]. Chile. Diario Oficial del día 4 de enero de 2012. [Fecha de consulta: 6 de Enero 2012]. Disponible en: <<http://www.leychile.cl/resolucion8231/>>.

Ministerio de Salud (MINSAL), 1997. Reglamento Sanitario de los Alimentos. Edición 2002. Santiago, Chile. Editora Jurídica Manuel Montt S.A. 282 p.

Ministerio de Salud (MINSAL), 2007. Norma Técnica de Vigilancia de Intoxicaciones Agudas por Plaguicidas (REVEP). Santiago, Chile. Ministerio de Salud 65 p.

Ministerio de Salud (MINSAL). *Código Sanitario, Decreto con Fuerza de Ley N° 725* [en línea]. Chile. Diario Oficial del día 31 de Enero de 1968. Última Modificación Ley 20.533, 13 de Septiembre del año 2011. [Fecha de consulta: 3 de Enero de 2012]. Disponible en: <<http://www.leychile.cl/DFL725delministeriodesalud/>>.

Ministerio de Salud (MINSAL). *Decreto Con Fuerza de Ley N° 1 del año 1989. Determina Materias que Requieren Autorización Sanitaria Expresa.* [en línea]. Chile. Diario Oficial del día 21 de Febrero del año 1990. [Fecha de consulta: 3 de Enero de 2012]. Disponible en: <<http://www.leychile.cl/DFL1delministeriodesalud/>>.

Ministerio del Medio Ambiente (MMA), 2010. Reporte 2005 - 2008 del Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes, RETC. Santiago, Chile. MMA. 161 p.

Ministerio del Medio Ambiente (MMA), 2011. Evaluación de Medio Término 2011. Santiago, Chile. MMA.139 p.

Ministerio Federal para el Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear de Alemania (BBodSchV). *Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance.* [en línea]. Alemania. Gobierno Federal día 12 de Julio del año 1999. [Fecha de consulta: 26 de Marzo de 2012]. Disponible en: <<http://www.umweltbundesamt.de/>>.

Ministerio Secretaría General de la Presidencia (MSGP). *Ley N° 20.417. Crea el Ministerio, El Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente.* [en línea]. Chile. Diario Oficial del día 26 de Enero de 2010. [Fecha de consulta: 20 de Diciembre de 2011]. Disponible en: <<http://www.leychile.cl/ley20.417/>>.

MOHAPATRA, S.; KUMAR, M.; GAJBHIYE, V. and AGNIHOTRI, N. 1994. Ground Water Contamination by Organochlorine Insecticide Residues in a Rural Area in the Indo-Gangetic Plain. *Environmental Monitoring and Assessment* 35: 155-164, 1995.

MOORE, G. 1986. The Use of Community Structure in Pollution Monitoring. En: WHO Regional Office for Europe. *Environmental Toxicology and Ecotoxicology. Environmental Health Series.* Copenhagen. WHO Regional Office for Europe. 348 p. Pp. 231-253.

MOORMAN, T. 1990. Adaptation of Microorganisms in Subsurface Environment. En: RACKE, K. and COATS, J. *Enhanced Biodegradation of Pesticides in the Environment.* Washington, D.C. American Chemical Society. 302 p. Pp. 167-180.

MUKHERJEE, I. and GOPAL, M. 2001. Organochlorine Insecticide Residues in Drinking and Ground Water in and Around Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment* 76: 185-193, 2002.

NAVARRO, G. y BARBA, N. 1995. Comportamiento de los Plaguicidas en el Medio Ambiente. Madrid, España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Hojas Divulgadoras N° 9. 28 p.

Organización de las Naciones Unidas Para la Agricultura y Alimentación (FAO), y Organización Mundial de la Salud (OMS), 2004. *Manual Sobre la Elaboración y Empleo de las Especificaciones de la FAO y de la OMS para Plaguicidas.* Roma, Italia. FAO/ OMS. 242 p.

Organización Internacional para la Estandarización (ISO), 2002. *Soil Quality – Sampling - Part 1: Guidance on the Design of Sampling Programmes.* ISO 10381-1: 2002. ISO 33 p.

Organización Mundial de la Salud (OMS). *Clasificación Toxicológica de los Plaguicidas*. [en línea]. Génova, Italia. OMS. 2003. [Fecha de consulta: 11 de Enero de 2012]. Disponible en: <<http://www.who.int/es/>>.

Organización Mundial de la Salud (OMS). *The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard*. [en línea]. Ginebra, Suiza. OMS. 2005. [Fecha de consulta: 11 de Enero de 2012]. Disponible en: <<http://www.who.int/ipcs/publications/>>.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), y Gobierno de Chile, 2005. Evaluaciones del Desempeño Ambiental: Chile. Santiago. OCDE, Naciones Unidas-CEPAL. 246 p.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), 2007. Annual Report: 2007. Paris, Francia. OCDE. 115 p.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), y Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), 2007. Perspectivas Agrícolas OCDE - FAO 2007 - 2016. Francia. OCDE/ FAO. 244 p.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), 2008. Examen OCDE de Políticas Agrícolas Chile. Santiago, Chile. OCDE/ Oficina de Estudios y Políticas Agrarias. 168 p.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), 2010. Informe del Secretario General a los Ministros de 2010. Paris, Francia. OCDE. 80 p.

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), 2011. Informe del Seminario OCDE Sobre la Reducción del Riesgo Mediante la Prevención, Detección y Control del Comercio Ilícito Internacional de los Pesticidas Agrícolas. Serie Sobre Plaguicidas N° 59. París, Francia. OCDE. 145 p.

PARLAR, H. 1990. The Role of Photolysis in the Fate of Pesticides. En: HUTSON, D. and ROBERTS, T. Environmental Fate of Pesticides. Chichester, England. John Wiley and Sons Ltd. 286 p. Pp. 245 - 276.

PETERS, R.; KELSEY, J. and WHITE, J. 2007. Differences in *p*, *p'*-DDE Bioaccumulation From Compost and Soil by the Plants *Cucurbita pepo* and *Cucurbita maxima* and the Earthworms *Eisenia foetida* and *Lumbricus terrestris*. Environmental Pollution 148: 539–545, 2007.

PLIMMER, J. 2001. Chemistry of Pesticides. En: KRIEGER, Robert: Handbook of Pesticide Toxicology. USA, San Diego, Academic Press. V1. Pp 95-107.

POLDER, A.; THOMSEN, C.; LINDSTROM, G.; LOKEN, K. and SKAARE, J. 2008. Levels and Temporal Trends of Chlorinated Pesticides, Polychlorinated Biphenyls and Brominated Flame Retardants in Individual Human Breast Milk Samples from Northern and Southern Norway. Chemosphere 73: 14-23, 2008.

PORTA, M.; PUIGDOMÈNECH, E.; BALLESTER, F.; SELVA, J.; RIBAS-FITÓ, N.; LLOP, S. and LÓPEZ, T. 2008. Monitoring Concentrations of Persistent Organic Pollutants in the General Population: The international Experience. Environment International 34: 546-561, 2008.

Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente (UNEP), 2009. Informe de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo Sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes Acerca de la Labor Realizada en su Cuarta Reunión. Ginebra, Suiza. UNEP. 116 p.

Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente (UNEP), 2010. Convenio de Estocolmo Sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, Enmendado en 2009. Ginebra, Suiza. UNEP. 64 p.

Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente (UNEP), 2011^a. Convenio de Basilea Sobre Movimiento Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y el Protocolo de Basilea Sobre Responsabilidad e Indemnización por Daños Resultantes de los Movimientos Transfronterizos de Desechos Peligrosos y su Eliminación. Ginebra, Suiza. UNEP. 134 p.

Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente (UNEP), 2011^b. Informe de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Estocolmo Sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes Acerca de la Labor Realizada en su Quinta Reunión. Ginebra, Suiza. UNEP. 144 p.

Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente (UNEP), y Organización de las Naciones Unidas Para la Agricultura y Alimentación (FAO), 2011^a. Convenio de Rotterdam Sobre el Procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo Aplicable a Ciertos Químicos y Pesticidas Peligrosos Objeto de Comercio Internacional, Revisado en 2011. Ginebra, Suiza. UNEP/ FAO. 46 p.

Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente (UNEP), y Organización de las Naciones Unidas Para la Agricultura y Alimentación (FAO), 2011^b. Informe de la Conferencia de las Partes en el Convenio de Rotterdam, Convención Sobre el Procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo Aplicable a Ciertos Químicos y Pesticidas Peligrosos Objeto de Comercio Internacional en la Labor de su Quinta Reunión. Ginebra, Suiza. UNEP/ FAO. 107 p.

Programa de las Naciones Unidas Para el Medio Ambiente (UNEP). *Estado de las Ratificaciones*. [en línea]. Ginebra. Suiza. UNEP. 2012. [Fecha de consulta: 15 de Enero de 2012]. Disponible en: <<http://chm.pops.int/Countries/StatusofRatifications/tabid/252/Default.asp>>.

RACKE, K. 1990. Pesticides in the Soil Microbial Ecosystem. En: RACKE, K. and COATS, J. Enhanced Biodegradation of Pesticides in the Environment. Washington, D.C. American Chemical Society. 302 p. Pp. 1-12.

REPETTO, M. 2009. Toxicología Fundamental. 4^a Edición. Madrid, España. Díaz de Santos. 587 p.

ROZMAN, K.; DOULL, J. and HAYES, W. 2001. Dose, Time and Other Factors Influencing Toxicity. En: KRIEGER, Robert: Handbook of Pesticide Toxicology. USA, San Diego, Academic Press. V1. Pp 1-93.

RYCKMAN, D.; WESELOH, D.; HAMR, P.; FOX, G.; COLLINS, B.; EWINS, P. and NORSTROM, R. 1998. Spatial and Temporal Trends in Organochlorine Contamination and Bill Deformities in Double-Crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) from the Canadian Great Lakes. Environmental Monitoring and Assessment 53: 169-195, 1998.

SARKAR, S.; BHATTACHARYA, B.; BHATTACHARYA, A.; CHATTERJEE, M.; ALAM, A.; SATPATHY, A. and JONATHAN, M. 2008. Occurrence, Distribution and Possible Sources of Organochlorine Pesticide Residues in Tropical Coastal Environment of India: An Overview. Environmental International 34: 1062-1071, 2008.

SAUNDERS, D. and HARPER, C. 1994. Pesticides. En: HAYES, W. Principles and Methods of Toxicology. 3ª Edición. New York, Raven Press, 1468 p. Pp. 389-415.

SCHEIDER, W.; COX, C.; HAYTON, A.; HITCHIN, G. and VAILLANCOURT, A. 1998. Current Status and Temporal Trends in Concentrations of Persistent Toxic Substances in Sport Fish and Juvenile Forage Fish in the Canadian Waters of the Great Lakes. Environmental Monitoring and Assessment 53: 57-76, 1998.

SCHIAVONE, A.; CORSOLINI, S.; BORGHESI, N. and FOCARDI, S. 2009. Contamination Profiles of Selected PCB Congeners, Chlorinated Pesticides, PCDD/Fs in Antarctic Fur Seal Pups and Penguin Eggs. Chemosphere 76: 264-269, 2009.

SCHRECK, E.; GERET, F.; GONTIER, L. and TREILHOU, M. 2008. Neurotoxic Effect and Metabolic Responses Induced by a Mixture of six Pesticides on the Earthworm *Aporrectodea caliginosa nocturna*. Chemosphere 71: 1832-1839, 2008.

SEIBER, J. 2001. Environmental Transport and Fate. En: KRIEGER, Robert: Handbook of Pesticide Toxicology. USA, San Diego, Academic Press. V1. Pp 643-648.

SMITH, C. 1990. Hidrogeology With Respect to Underground Contamination. En: HUTSON, D. and ROBERTS T. Environmental Fate of Pesticides. Chichester, England. John Wiley and Sons Ltd. 286 p. Pp. 48- 99.

Servicio Agrícola y Ganadero de Chile (SAG), 2006. Base de Datos Nacional de Importación de Plaguicidas y Fertilizantes Año 2006. Subdepartamento Plaguicidas y Fertilizantes. Chile. SAG. 204 p.

Servicio Agrícola y Ganadero de Chile (SAG), 2007. Normativa Comunitaria Sobre Recursos Naturales Renovables. Convenio Agencia de Cooperación Internacional/ Servicio Agrícola y Ganadero de Chile. Proyecto Armonización de Normativas Chile/ Unión Europea. Santiago, Chile. SAG. 128 p.

Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM), 2006. Standard Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compunds D 4547-06. ASTM 12 p.

SOMASUNDARAM, L. and COATS, J. 1990. Influence of Pesticide Metabolites on Development of Enhanced Biodegradation. En: RACKE, K. and COATS, J. Enhanced Biodegradation of Pesticides in the Environment. Washington, D.C. American Chemical Society. 302 p. Pp. 128-140.

STEPHENSON, G.; KUPERMAN, R.; LINDER, G. and VISSER, S. 2002. Toxicity Test for Assessing Contaminated Soils and Ground Water. En: SUNAHARA, G.; RENOUX, A.; THELLEN, C.; GAUDET, C. And PILON, A. Environmental Analysis of Contaminated Sites. New York. USA. John Wiley and Sons Ltd. 465 p. Pp. 25-44.

SUNAHARA, G. and RENOUX, A. 2002. Ecotoxicity Tools and Novel Approaches. En: SUNAHARA, G.; RENOUX, A.; THELLEN, C.; GAUDET, C. and PILON, A. Environmental Analysis of Contaminated Sites. New York. USA. John Wiley and Sons Ltd. 465 p. Pp. 3-8.

SVENDSEN, C.; PATON, G. and WEEKS, J. 2002. Soil Biomarkers (Invertebrates and Microbes) for Assessing Site Toxicity. En: SUNAHARA, G.; RENOUX, A.; THELLEN, C.; GAUDET, C. And PILON, A. Environmental Analysis of Contaminated Sites. New York. USA. John Wiley and Sons Ltd. 465 p. Pp. 95-133.

SZYRWINSKA, K. and LULEK, J. 2007. Exposure to Specific Polychlorinated Biphenyls and some Chlorinated Pesticides via Breast Milk in Poland. Chemosphere 66: 1895-1903, 2007.

TARIQ, M.; AFZAL, S.; HUSSAIN, I. and SULTANA, N. 2007. Pesticide Exposure in Pakistan: A Review. Environment International 33: 1107-1122, 2007.

VAN DYK, J.; BOUWMAN, H.; BARNHOORN, I. and BORNMAN, M. 2010. DDT Contamination From Indoor Residual Spraying for Malaria Control. Science of the Total Environment 408: 2745-2752, 2010.

VAN MAANEN, J.; DE VAAN, M.; VELDSTRA, A. and HENDRIX, W. 2000. Pesticides and Nitrate in Groundwater and Rainwater in the Province of Limburg in the Netherlands. Environmental Monitoring and Assessment 72: 95-114, 2001.

VERREAULT, J.; MUIR, D.; NORSTROM, R.; STIRLING, I.; FISK, A.; GABRIELSEN, G.; DEROCHE, A.; EVANS, T.; DIETZ, R.; SONNE, C.; SANDALA, G.; GEBBINK, W.; RIGET, F.; BORN, E.; TAYLOR, M.; NAGY, J. and LETCHER, R. 2005. Chlorinated Hydrocarbon Contaminants and Metabolites in Polar Bears (*Ursus*

maritimus) from Alaska, Canada, East Greenland, and Svalbard: 1996 - 2002. Science of the Total Environment 351-352: 369-390, 2005.

VORKAMP, K.; RIGETB, F.; GLASIUSC, M.; PEĆSELIA, M.; LEBEUFD, M. and MUIRE, D. 2004. Chlorobenzenes, Chlorinated Pesticides, Coplanar Chlorobiphenyls and other Organochlorine Compounds in Greenland Biota. Science of the Total Environment 331: 157-175, 2004.

WAAGE, J. 1996. Integrated Pest Management and Biotechnology: An Analysis of Their Potential for Integration. En: PERSLEY, G. J.: Biotechnology and Integrated Pest Management. Wallingford, Reino Unido. CAB International. Pp. 37-60.

WARE, G. and WHITACRE, D. 2004. The Pesticide Book. 6ª Edición. Willoughby, Ohio, USA. Meister Media Worldwide. 496 p.

WOLFE, L.; MINGELGRIN, U. and MILLER, G. 1990. Abiotic Transformation in Water, Sediments, and Soil. En: CHENG, H. Pesticides in the Soil Environment: Process, Impacts, and Modelling. Madison, Wisconsin, USA. Soil Science Society of America. 830 p. Pp.103-168.

XIAOFEI, W.; DIANZHONG, W.; XIAOFEI, Q. and XU, X. 2008. Residues of Organochlorine Pesticides in Surface Soils from College School Yards in Beijing, China. Journal of Environmental Sciences 20: 1090–1096, 2008.

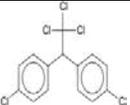
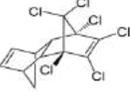
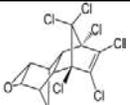
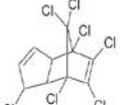
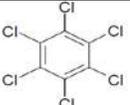
XU, W.; NANQI, R.; HONG, Q.; WANLI, M. and YIFAN, L. 2009. Levels, Distributions, and Source Identification of Organochlorine Pesticides in the Topsoils in Northeastern China. Journal of Environmental Sciences 21: 1386–1392, 2009.

ZAGURY, G.; DUDAL, Y.; BUREAU, J.; BASTIEN, C. and CHASSE, R. 2002. Sample Handling and Preparation for Estimation of Mobility, Bioavailability and Toxicity of Contaminants in Soils. En: SUNAHARA, G.; RENOUX, A.; THELLEN, C.; GAUDET, C. and PILON, A. Environmental Analysis of Contaminated Sites. New York. USA. John Wiley and Sons Ltd. 465 p. Pp. 9-23.

IX. ANEXOS

ANEXO 1: ANTECEDENTES GENERALES.

Tabla 1: Nomenclatura de los Pesticidas Órganoclorados en estudio.

NOMENCLATURA DE LOS PESTICIDAS ÓRGANOCORADOS						
Número CAS	Nombre Común ^a	Nombre Químico ^b	Fórmula Molecular ^b	Fórmula Estructural ^c	Clase ^b	Metabolitos ^a
50-29-3	Diclorodifenil-tricloroetano (DDT) Σ DDT=Isómeros p,p'-DDT (65-73%) o,p'-DDT (19-21%) o,o'-DDT (0,1-1%)	1,1,1-Tricloro-2,2-bis(4-clorofenil)etano	C ₁₄ H ₉ Cl ₅		Diclorodifeniletanos	p,p'-Diclorodifenil-dicloroetano (p,p'-DDD) o,p'-DDD p,p'-Diclorodifenil-cloroetano (p,p'-DDE) o,p'-DDE
309-00-2	Aldrín (HHDN)	1,2,3,4,10,10-hexacloro-1,2,4α,5,8,8α-hexahidro-1,4-endo,exo-5,8-dimetanonaftaleno	C ₁₂ H ₈ Cl ₆		Ciclodienos Clorados	Dieldrín Fotoaldrín
60-57-1	Dieldrín (HEOD)	1,2,3,4,10,10-hexacloro-6,7-epoxi-1,4,4α,5,6,7,8,8α-octahidro-1,4-endo,exo-5,8-dimetanonaftaleno	C ₁₂ H ₈ Cl ₆ O		Ciclodienos Clorados	Fotodieldrín
76-44-8	Héptacloro	1,4,5,6,7,8,8-heptacloro-3a,4,7,7a-tetrahydro-4,7-metanoindeno	C ₁₀ H ₅ Cl ₇		Ciclodienos Clorados	Heptacloroepóxido-endo Heptacloroepóxido-exo Fotoheptacloro
118-74-1	Héxaclorobenceno (HCB)	1,2,3,4,5,6-Hexachlorobenceno	C ₆ Cl ₆		Hexaclorociclohexanos	2,3,5-Triclorofenol, Tetraclorobenceno Pentaclorobenceno

Fuente: ^a Crosby, 1998; ^b Ware y Whitacre, 2004; Greene y Pohanish, 2005.

Tabla 2: Resolución de prohibición de uso en Chile, de los Pesticidas Órganoclorados en estudio.

Resolución de prohibición de uso Servicio Agrícola y Ganadero de Chile		
Compuesto	N° Resolución (SAG)	Año
DDT	639	1984
Aldrín	2.003	1988
Dieldrín	2.142	1987
Héptacloro	2.142	1987
Héxaclorobenceno	90	2002

Fuente: CONAMA, 2004^a; SAG, 2007.

Tabla 3: Propiedades físico químicas de los Pesticidas Órganoclorados.

Propiedades físico químicas de los Pesticidas Órganoclorados						
Compuesto	Propiedades relacionadas a su transporte ambiental			Propiedades relacionadas a su partición ambiental		
	Presión de vapor (mm Hg a 20°C) ^a	Solubilidad en agua (µg/L a 25°C) ^a	Constante de la ley de Henry (atm ⁻³ / mol a 25°C) ^a	Log K_{oc} ^b	Log K_{ow} ^b	FBC (peces y biota acuática L/kg) ^c
DDT	$1,6 \times 10^{-7}$	1,2-5,5	$1,29 \times 10^{-5}$	5,77	6,91	1800000
DDE				6,0	6,96	
DDD				6,6	6,53	
Aldrín	$2,31 \times 10^{-5}$	17-180	$4,96 \times 10^{-4}$	4,68	5,5	6100
Dieldrín	$1,78 \times 10^{-7}$	140	$5,8 \times 10^{-5}$	4,71	5,48	920000
Héptacloro	3×10^{-4}	180	$2,3 \times 10^{-3}$	4,3	5,44	8500
HCB	$1,089 \times 10^{-5}$	40	$7,1 \times 10^{-3}$	6,08	6,18	110000

Fuente: ^a Huckle y Millburn, 1990; ^b Crosby, 1998; ^c OCDE y FAO, 2007.

Tabla 4: Vida media de los Pesticidas Órganoclorados en estudio.

Vida media ($t_{1/2}$) de los Pesticidas Órganoclorados			
Compuesto	Aire^a	Agua^a	Suelo^b
DDT	4,2-12,5 días	> 1,5 años	3-10 años
Aldrín	9-10 horas	1-3,5 años	1-4 años
Dieldrín	1-5 días	1-4 años	1-7 años
Héptacloro	2-4,2 días	1-1,5 años	7-12 años
Héxaclorobenceno	1,5-3,5 años	> 3,4 años	3-6 años

Fuente: ^aHuckle y Millburn, 1990; ^b Crosby, 1998.

Tabla 5: Clasificación toxicológica de los Plaguicidas.

Clasificación		DL₅₀ aguda (ratas) mg/kg de Plaguicida formulado			
		Por vía oral		Por vía cutánea	
		Sólidos	Líquidos	Sólidos	Líquidos
I a	Extremadamente peligroso	≤ 5	≤ 20	≤ 10	≤ 40
I b	Altamente peligroso	5 > 50	20 > 200	10 > 100	40 > 400
II	Moderadamente peligroso	50 > 500	200 > 2.000	100 > 1.000	400 > 400
III	Ligeramente peligroso	500 > 2.000	2.000 > 3.000	> 1.000	> 4.000
IV	Normalmente no ofrecen peligro	> 2.000	> 3.000		

Fuente: OMS, 2003; IMPPA, 2009.

Tabla 6: Toxicidad de los Pesticidas Órganoclorados, de acuerdo a la DL₅₀ aguda, vía oral en ratas; en estado sólido mg/kg de producto formulado.

Toxicidad de los Pesticidas Órganoclorados		
Producto	Clasificación Toxicológica OMS	DL₅₀ oral en ratas (mg/kg).
DDT	Moderadamente peligroso	113
Aldrín	Altamente peligroso	39
Dieldrín	Altamente peligroso	48
Héptacloro	Moderadamente peligroso	100
Héxaclorobenceno	Extremadamente peligroso	35

Fuente: OMS, 2005.

Tabla 7: Principales tamaños de gota para aplicación de Pesticidas y su respectiva residualidad.

Tipos de aplicación de Pesticidas			
Tipo de aplicación	Tamaño de gota	Presión	Residualidad
Aspersión	200 a 300 μ	60 lb ó 3-4 bar	Alta
Ultra Bajo Volumen (ULV)	50 a 100 μ	No corresponde	Moderada a baja
Termoniebla	30 μ	No corresponde	No

Fuente: FAO y OMS, 2004; IMPPA, 2009.

1.1 Concepto de Plaguicida.

Actualmente la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO), define como plaguicida (pesticida), a toda sustancia o mezcla de ellas, destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, incluyendo a los vectores de enfermedades humanas o de los animales, a las especies de plantas o animales indeseables que causan perjuicio o que interfieren de cualquier otra forma en la producción, elaboración, almacenamiento, transporte o comercialización de alimentos, productos agrícolas, madera y productos de madera o alimentos para animales, o que pueden administrarse a los animales para combatir insectos, arácnidos u otras plagas en o sobre sus cuerpos; incluyendo las sustancias destinadas a utilizarse como reguladoras del crecimiento de las plantas, defoliantes, desecantes, agentes para reducir la densidad de fruta o agentes para evitar la caída prematura de la fruta; y las sustancias aplicadas a los cultivos antes o después de la cosecha para proteger el producto durante el almacenamiento y transporte. El término, excluye a los fertilizantes y antibióticos u otras sustancias químicas administradas a los animales con otros fines (UNEP/ FAO, 2011^a).

Por otra parte, se define como plaga a todo organismo que, por su densidad poblacional, perjudica los cultivos, la salud, los bienes o el ambiente del ser humano (UNEP/ FAO, 2011^a). El concepto, por tanto, carece de validez ecológica, dado que el grado o magnitud del problema, se encuentra definido específicamente por un criterio económico y cultural (KIM y McPheron, 1993; Metcalf y Luckmann, 1994).

Los plaguicidas se denominan, de acuerdo al tipo de organismo sobre el cual actúan, siendo los insecticidas aquellos plaguicidas que controlan insectos (Plimmer, 2001); y se clasifican de acuerdo a su vía de ingreso, su modo de acción y según su naturaleza química (Waage, 1996; Ware y Whitacre, 2004).

El modo de ingreso es la manera en que el producto llega al organismo a controlar, puede ser por contacto; por ingestión; y por inhalación. Según su modo de acción o

mecanismo por el cual el producto causa la muerte del organismo; pueden ser insecticidas de acción física; de acción protoplasmática; inhibidores metabólicos; e insecticidas neurotóxicos, son el grupo más numeroso, actúan sobre el sistema nervioso, afectando los órganos sensoriales, produciendo excitación, convulsiones, parálisis y muerte (Braness, 1997; Plimmer, 2001).

Según su naturaleza química pueden clasificarse en insecticidas inorgánicos, aquellos que en su estructura no contienen carbono; botánicos, los que derivan de plantas; naturales, aquellos que provienen de microorganismos como hongos, bacterias y virus; e insecticidas organosintéticos, aquellos que en su estructura contienen carbono, constituyen el grupo más grande y utilizado de insecticidas, entre los que se encuentran los Órganoclorados (Ware y Whitacre, 2004).

1.2 Toxicidad de los POCs.

La toxicidad de un compuesto es una función de la exposición, la dosis y el tiempo de exposición (Frazier y Tyson, 1993). Es la manifestación de la interacción entre las moléculas químicas de una sustancia exógena y las moléculas constituyentes de un organismo (Rozman *et al.*, 2001).

Intoxicación; se define como un estado anormal, que es esencialmente producido por cualquier sustancia química; y que guarda relación con la toxicidad de dicha sustancia (Gossel y Bricker, 1994; Hodgson y Levi, 2001).

La toxicidad de un compuesto se clasifica de acuerdo a la naturaleza o duración de la lesión; de esta manera se define como toxicidad aguda, a la exposición a una dosis única, durante un período corto de tiempo, generalmente de 24 a 96 horas; la toxicidad subaguda se refiere a unos días de exposición; y la toxicidad crónica se refiere a la exposición en el largo plazo. Al mismo tiempo, la toxicidad se clasifica según la vía de exposición como oral, dermal, y por inhalación (Crosby, 1998; Repetto, 2009).

Los factores que influyen en la toxicidad de un compuesto son la ruta de exposición, factores de naturaleza biológica como la especie, y las diferencias individuales como el sexo, edad, nutrición, enfermedad; y también factores físico químicos como la dosis, la concentración, el tiempo de exposición, la formulación del compuesto y la presencia de sustancias agonistas que potencien el efecto del compuesto (Gossel y Bricker, 1994; Rozman *et al.*, 2001).

La potencia de un pesticida y de los POCs, es frecuentemente expresada en términos de dosis letal media DL_{50} que es definida como la letalidad aguda que un agente es capaz de causar, administrado bajo condiciones definidas y controladas en una determinada población, ya sea por vía oral, dermal o por inhalación; generando la muerte del cincuenta por ciento de ella (Greene y Pohanish, 2005).

La Organización Mundial de la Salud, ha establecido la clasificación toxicológica de los plaguicidas, de acuerdo a la DL_{50} aguda, vía oral y dérmica en ratas (mg/kg) de producto formulado, en estados sólido y líquido; como se observa en el Tabla 5 (Greene y Pohanish, 2005). Chile se rige por dicha clasificación toxicológica, tanto para plaguicidas de uso agrícola, pecuario y doméstico (IMPPA, 2009).

1.3 Concepto de biodisponibilidad.

La biodisponibilidad de un contaminante puede definirse como la fracción total de un compuesto químico contenido en los organismos expuestos ambientalmente al contaminante ya sea en el suelo, alimentos o sedimentos que está disponible para su absorción y no necesariamente hay una respuesta biológica (toxicidad). Mientras que la biodisponibilidad farmacológica, es la fracción del contaminante que será absorbido dentro de los organismos y puede dar lugar a una respuesta tóxica (Zagury *et al.*, 2002).

La respuesta biológica a la distribución del contaminante o la disponibilidad farmacológica es por lo tanto, organismo dependiente. Así por ejemplo los

invertebrados del suelo absorben el contaminante que se encuentra en las partículas del suelo o en la materia orgánica y no es inmediatamente biodisponible, pero el contaminante expuesto a un ambiente con características físico químicas determinadas como son la mucosa gástrica o intestinal puede llegar a ser muy biodisponible (Zagury *et al.*, 2002; Bayen *et al.*, 2006).

Los contaminantes solubles en agua son más biodisponibles en el corto plazo que los compuestos de baja solubilidad en agua. Los contaminantes hidrófobos como son los POCs, presentan como ruta de ingreso principal, la vía del suelo a través del consumo de invertebrados terrestres y plantas; su toxicidad puede predecirse principalmente por los coeficientes de partición, siendo la materia orgánica presente en el suelo, las principales partículas a las cuales se asocian fuertemente estos compuestos; por lo que es el factor más importante para controlar la biodisponibilidad (Sunahara y Renoux, 2002; Kelsey y White, 2005).

En un corto periodo de tiempo los contaminantes orgánicos persistentes, entre ellos los POCs, son menos biodisponibles, sin embargo el problema ocurre al transcurrir el tiempo donde estos contaminantes pasan desde la fase sólida del suelo a los organismos, plantas y cadenas alimentarias de manera irreversible; además de afectar el medioambiente del suelo por disminuir el desarrollo bacteriano y porque pueden producir efectos tóxicos por ingestión del contaminante (Sunahara y Renoux, 2002).

Las vías de exposición, también guardan relación con la biodisponibilidad, los organismos pueden exponerse directamente a los contaminantes por ingestión, contacto o inhalación; o bien de manera indirecta a través del contacto a través de relaciones ecológicas, asociaciones de simbiosis, transferencias en la cadena alimentaria etc. Por lo tanto, el impacto de un suelo contaminado en su entorno es multifactorial (Sunahara y Renoux, 2002; Bayen *et al.*, 2006).

1.4 Ecotoxicología.

La toxicología ambiental y la ecotoxicología describen el estudio de los efectos adversos de las sustancias xenobióticas dentro de los ambientes naturales; existe la tendencia de aplicar el primer concepto, para el estudio de los efectos de estas sustancias en el ambiente, incluyendo al ser humano y el segundo, para el estudio de los efectos de estas sustancias sobre los ecosistemas y sus componentes no humanos; sin embargo, esta distinción es completamente artificial, fundamentalmente porque el ser humano se encuentra en la cima de las cadenas alimentarias (Seiber, 2001; Fränzle *et al.*, 2005).

La ecotoxicología describe los efectos adversos de las sustancias xenobióticas dentro de los ambientes naturales, los ecosistemas y sus componentes (Seiber, 2001); se puede definir como "la ciencia que estudia los efectos tóxicos de las sustancias químicas y agentes físicos en los organismos vivos, a nivel de poblaciones y comunidades dentro de ecosistemas definidos, incluyendo las vías de transferencia de los agentes y sus interacciones con el medio ambiente, para definir las consecuencias en términos de las reacciones de los ecosistemas o componentes representantes de tales sistemas" (Fränzle *et al.*, 2005).

1.5 Formulación de los POCs.

La formulación de un plaguicida y de los POCs, corresponde al producto final que se adquiere en el mercado. En un sentido legal, el término formulación corresponde a la acción de mezclar uno o más ingredientes activos, con adyuvantes y solventes, para obtener un producto manufacturado; y considera también el reenvasar un producto registrado (Plimmer, 2001).

La formulación de un pesticida consta de tres componentes (Greene y Pohanish, 2005; IMPPA, 2009):

- Ingrediente Activo (IA) o producto tóxico propiamente tal, responsable de la actividad del plaguicida.
- Adyuvante o Aditivo: corresponde a una sustancia química o la combinación de ellas, que se agregan al ingrediente activo con el propósito de mejorar la efectividad de éste. De acuerdo a su función pueden ser: humectantes, adherentes, acidificantes, emulsionantes y penetrantes.
- Diluyente o Solvente: son sólidos o líquidos inertes, que se agregan al material técnico, con el fin de diluirlo a la concentración requerida y actuar como vehículo o acarreador.

De esta manera existen para un mismo ingrediente activo, diferentes formulaciones, lo que permite una elección adecuada a cada situación. El propósito de la formulación es mejorar la eficacia del pesticida, facilitando la aplicación y brindando un almacenamiento seguro (Waage, 1996; Plimmer, 2001).

La etiqueta del pesticida debe contener la información del ingrediente activo, su concentración y el tipo de formulación que posee, lo cual ha implicado la identificación internacional de las diferentes formulaciones (Greene y Pohanish, 2005; Plimmer, 2001).

La Organización de las Naciones Unidas, ha instaurado el “Sistema Globalmente Armonizado de Clasificación y Etiquetado de Productos Químicos” a fin de asegurar que la información del producto químico y los peligros que ofrece, lleguen correctamente al usuario final, de manera de evitar los riesgos para la salud de las personas y del medio ambiente (IMPPA, 2009).

Las formulaciones se pueden agrupar de dos formas; la primera, es de acuerdo a como se expenden, es decir si se presentan listas para su aplicación o si requieren ser diluidas en agua o en solventes orgánicos para ser utilizadas; la segunda forma,

es de acuerdo al estado físico de su presentación, según lo cual pueden ser formulaciones sólidas, líquidas o gaseosas (Ware y Whitacre, 2004).

Las denominaciones y códigos para las formulaciones de los plaguicidas son establecidas por el Consejo Internacional de Colaboración Analítica de Pesticidas (CIPAC), en el Código de Formulaciones, en acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO) y la Organización mundial de Salud (OMS) (Plimmer, 2001).

En Chile las denominaciones y códigos para las formulaciones de plaguicidas se han establecido en la Resolución N° 2.197 de 2000, del Servicio Agrícola y Ganadero, y se encuentran en concordancia con el Código de Formulaciones del CIPAC (IMPPA, 2009).

Entre las formulaciones sólidas principalmente utilizadas se encuentran: los polvos secos (DP), los polvos mojables (WP), los polvos solubles (SP), los granulados (GR), los cebos (Bait), y las tabletas (TB) (CIPAC, 2011).

En la Formulación Polvo Mojable (WP), el ingrediente activo se encuentra en estado sólido, va mezclado con polvo acarreador y un agente humectante. El agente humectante permite que se mezcle con agua y se pueda aplicar por aspersión, al no contener solventes son menos fitotóxicos y no reaccionan con las superficies tratadas. Son igualmente efectivas en superficies porosas y no porosas debido a que el residuo no se absorbe, es decir, el WP se caracteriza por permanecer en la superficie mientras que el agua es absorbida por las superficies porosas y en superficies no absorbentes, el agua se evapora dejando el producto disponible en la misma. De esta manera, este tipo de formulación otorga un mayor efecto residual (CIPAC, 2011).

1.6 Tipos de aplicación de los POCs.

El tipo de aplicación o la forma como son administrados los pesticidas sobre los cultivos para el control de plagas agrícolas, o bien sobre las superficies para el control de vectores causantes de enfermedades, influye de manera importante en la degradación y disponibilidad del producto; por consiguiente, interviene en su residualidad y en su persistencia (Crosby, 1998; Ware y Whitacre, 2004).

La frecuencia de las aplicaciones, así como el tipo de aplicación utilizado, deben satisfacer los requerimientos y restricciones de las formulaciones, con el fin de optimizar las características benéficas de los pesticidas y minimizar las limitaciones y daños derivados de su uso; deben asegurar la actividad intrínseca del pesticida, la eficiencia de su utilización, la selectividad sobre la plaga a tratar y evitar el desarrollo de resistencia (FAO/ OMS, 2004; IMPPA, 2009).

La principal función del tipo de aplicación, es brindar la mejor captación y penetración del producto, a través del mejor cubrimiento posible, entendiendo por éste, la distribución homogénea del producto en una superficie u objeto (Ware y Whitacre, 2004; IMPPA, 2009).

Los tipos de aplicación principalmente utilizados son: el espolvoreo; el esparcimiento de gránulos; la nebulización; la atomización; y la aspersion, que corresponde a la aplicación con una bomba eléctrica o manual, las que producen un tamaño de gota de 200 a 300 micrones (FAO/ OMS, 2004; IMPPA, 2009).

El tamaño de partículas más eficiente y que otorga gran residualidad se encuentra entre los 100 y 300 micrones (Tabla 7), puesto que las partículas menores de 100 micrones son muy susceptibles a la deriva, foto descomposición y evaporación, ya que permanecen suspendidas por más tiempo en el aire; por otra parte, las grandes partículas, impactan con alta velocidad por lo que caen fácilmente al suelo y las superficies, proporcionando una mayor residualidad y persistencia (Ware y Whitacre, 2004; IMPPA, 2009).

Se estima que en una aplicación de pesticidas un 60-80% de los aerosoles caen directamente sobre el suelo o follaje periférico; un 3-10% de ellos se pierde por volatilización al aire y un 3-5% se estima como pérdidas de partículas por la deriva en el aire (Himel *et al.*, 1990; Binetti *et al.*, 2005).

Respecto a la frecuencia de aplicación de los plaguicidas, se deben seguir las recomendaciones del fabricante respecto al intervalo de tiempo entre aplicaciones, período de carencia y dosis a utilizar (IMPPA, 2009).

Hoy en día, se promueve el Manejo Integrado de Plagas (MIP), que es el conjunto de técnicas evaluadas, elegidas y posteriormente aplicadas, que aseguren que no se produzcan detrimentos económicos, ecológicos y sociales. Desde el punto de vista agrícola, el manejo de plagas debe asegurar la fortaleza de la agricultura y un ambiente viable. Para la salud pública, debe garantizar la protección del hombre y sus animales, así como la conservación del ambiente adecuado en que puedan vivir (IMPPA, 2009; OCDE, 2010).

La práctica del MIP comprende la forma como se debe modificar el sistema de vida de una plaga a fin de reducir su número a niveles tolerables, esto es inferiores al umbral económico, la utilización de ecología aplicada, para obtener la modificación deseada y el diseño de procedimientos, acorde con la tecnología actual, compatible con los aspectos cualitativos, económicos y ambientales (OCDE, 2010).

1.7 Naturaleza de los suelos y movilidad de los Plaguicidas.

En primera instancia la estructura química del compuesto, define sus propiedades intrínsecas, su estabilidad química, estabilidad a la luz, su presión de vapor, su actividad biológica inherente y a su vez determinará la adsorción del compuesto al suelo, la volatilización desde el suelo y la degradación del compuesto por mecanismos bióticos y abióticos (Arnold y Briggs, 1990; Fujita *et al.*, 2001).

El movimiento del pesticida en el suelo ocurre por lixiviación, escorrentía y volatilización (Sunahara y Renoux, 2002; Binetti *et al.*, 2005). Las propiedades físico químicas de los suelos, involucradas en la movilidad de los plaguicidas son: pH, potencial de óxido reducción, contenido de materia orgánica, arcilla mineral, hidróxidos, contenido de sales y carbonatos y su capacidad de intercambio catiónico, la cual se define como la suma de cationes intercambiables del suelo (Zagury *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 2009).

Cambios en las condiciones ambientales del suelo, mejoran o disminuyen la movilidad de un contaminante, e inducen cambios en su estructura química. El estado de oxidación de ciertos metales presentes en el suelo, determinaran la movilidad relativa, la disponibilidad y la toxicidad de los compuestos, al igual que la actividad biológica del suelo (Zagury *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 2009).

El suelo se compone cerca de un 50% por una fase sólida, constituida por sólidos inorgánicos, 45% y materia orgánica en un 5%, íntimamente mezclados; por una fase líquida 25% y cerca de un 25% de una fase gaseosa, las cuales se encuentran en equilibrio dinámico. A la fase sólida se le considera estable en el tiempo, mientras que las fases líquida y gaseosa están interrelacionadas y cambian continuamente (Koskinen y Harper, 1990; Xiaofei *et al.*, 2008).

En el suelo los plaguicidas pueden encontrarse, disueltos en la fase líquida, volatilizados en el aire del suelo o adsorbidos a las partículas minerales y a la materia orgánica, de la fase solida del suelo (Koskinen y Harper, 1990; Xiaofei *et al.*, 2008).

La solución del suelo está conformada por el agua retenida por los poros del suelo y sales disueltas en ella, es una vía de aporte de nutrientes a las plantas. La solución del suelo es un importante medio de transporte para los contaminantes solubles en agua; no así para los POCs que son hidrófobos (Binetti *et al.*, 2005; Greene y Pohanish, 2005).

El aire del suelo o fase gaseosa, afecta a la biomasa del suelo y se relaciona con la porosidad del suelo, ya que se localiza en los poros de él. Difiere de la atmósfera, no es continuo y su composición varía dentro del suelo. A mayor humedad, mayor nivel de dióxido de carbono y menor nivel de oxígeno (Binetti *et al.*, 2005; Greene y Pohanish, 2005).

Desde el punto de vista de la retención de los POCs, por la fase sólida de los suelos son importantes las arcillas tipo 2:1 la montmorillonita y vermiculinita, ya que por sus características, como son su forma laminar, pequeño tamaño, gran superficie de área y gran capacidad de intercambio catiónico; son las que principalmente se adsorben a los POCs (Zagury *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 2009).

La composición y estructura cristalina del suelo está dada por el arreglo de las partículas inorgánicas y orgánicas del suelo, en agregados (la materia orgánica, actúa como agente pegante o adhesivo, y favorece la formación de agregados). La estructura del suelo dependerá entonces de su naturaleza, origen, contenido de materia orgánica y arcilla, Ca^{++} y sales solubles (Kelsey y White, 2005).

Tanto la textura y estructura del suelo determinan su capacidad para suministrar nutrientes, cantidad de agua y aire, infiltración, percolación, permeabilidad y soporte mecánico (Koskinen y Harper, 1990; Zagury *et al.*, 2002).

La fracción coloidal del suelo, es la fracción mineral y orgánica menor a 2 micrones (arcillas y humus), es muy importante porque determina las propiedades físicas y químicas del suelo. La fracción coloidal es donde se encuentran los POCs en el suelo (Koskinen y Harper, 1990; Zagury *et al.*, 2002).

Por su parte la materia orgánica juega un rol fundamental en el comportamiento de los POCs en el suelo y en el proceso de adsorción de ellos al suelo; es de naturaleza compleja y contiene compuestos o sustancias húmicas y sustancias no húmicas (Zagury *et al.*, 2002; Fang *et al.*, 2007).

Las sustancias no húmicas, corresponden a carbohidratos, proteínas, amino ácidos, grasas, ceras y ácidos orgánicos de baja masa molar. Estas sustancias son rápidamente utilizadas por los microorganismos como fuente energética por lo que poseen vidas medias cortas en el suelo. Los compuestos nitrogenados constituyen un 20 a 50% y los carbohidratos, constituyen entre un 5 a 20% de la materia orgánica del suelo; su presencia contribuye a la degradación de los POCs porque son utilizados por los microorganismos que los degradan (Zagury *et al.*, 2002; Fang *et al.*, 2007).

Las sustancias húmicas son ácidos, predominantemente aromáticos, químicamente complejos, con una amplia gama de masas molares; son muy estables y constituyen la mayor parte del volumen de la materia orgánica en los suelos (Zagury *et al.*, 2002; Fang *et al.*, 2007).

Las sustancias húmicas son ricas en radicales libres estables, los cuales juegan un rol muy importante en las reacciones de polimerización–depolimerización, y reacciones con otras moléculas orgánicas como los POCs (Fang *et al.*, 2007).

La capacidad de intercambio catiónico de las sustancias húmicas es mucho más alta que la de la arcilla mineral. Los POCs se adsorben fuertemente a las sustancias húmicas por periodos de tiempo prolongados, siendo la única forma en que pueden ser transportados suspendidos en el agua (Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

Los POCs poseen una interacción débil con las superficies de las partículas de arcilla, es decir se adsorben débilmente a ellas; siendo el principal receptor de la contaminación de los POCs, la materia orgánica. Por lo que la fracción total de materia orgánica en el suelo (F_{OM}), ayuda a evaluar el coeficiente de distribución de agua del suelo (K_d) del contaminante orgánico hidrófobo, de acuerdo con: $\log K_d = F_{OM} \cdot \log K_{OM}$, donde K_{OM} corresponde al coeficiente de distribución materia orgánica-agua, y guarda relación con el coeficiente de partición octanol-agua ($\log K_{ow}$) (Zagury *et al.*, 2002; Xu *et al.*, 2009).

La fase sólida del suelo es el medio donde se transforman y permanecen retenidos los POCs (Zagury *et al.*, 2002; Fang *et al.*, 2007). En forma primaria la retención se refiere al proceso de adsorción; pero también incluye la absorción dentro de la matriz del suelo y por los organismos del suelo. La retención es controlada por los procesos de transformación química y biológica. La adsorción es definida como el depósito de un compuesto en la interface suelo-agua y aire-suelo (Koskinen y Harper, 1990; Kelsey y White, 2005).

Las partículas inorgánicas y orgánicas sirven como superficies de adsorción. En términos generales la reactividad de adsorción dependerá del número, tipo y cercanía de los grupos funcionales y de la accesibilidad de las superficies. La presencia de halógenos cercanos estabilizará los aniones de compuestos carboxílicos, que es lo que ocurre con los POCs, por esto poseen una muy baja reactividad (Koskinen y Harper, 1990; Xu *et al.*, 2009).

El proceso de adsorción-desorción es un proceso importante y dinámico por el cual las moléculas son continuamente transferidas entre la fase líquida y sólida del suelo, en función de su solubilidad (Koskinen y Harper, 1990; Xu *et al.*, 2009).

En términos generales los compuestos orgánicos pueden ser sorbidos de manera física y química; los principales mecanismos de sorción dentro del suelo son: fuerzas de Van der Waals, uniones hidrófobas, puentes de hidrógeno, interacciones dipolo-dipolo, intercambio de iones, intercambio de aniones, intercambio de ligandos, protonación, intercambio de cationes, enlaces covalentes y captura física (Koskinen y Harper, 1990; Xu *et al.*, 2009).

Las principales características que influyen en la adsorción de los pesticidas por los coloides del suelo son: la naturaleza de los grupos funcionales, la naturaleza y posición de sustitución de los grupos respecto a los grupos funcionales, que puede mejorar o disminuir las uniones intramoleculares y la presencia y magnitud de insaturaciones en la molécula (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

En el caso de los POCs su principal característica respecto a su conducta de adsorción en el suelo guarda relación con que poseen muy baja solubilidad en el agua; que se adsorben fuertemente a las fracciones hidrofóbicas de las sustancias húmicas, a través de fuerzas de Van der Waals y uniones hidrófobas; y se adsorben débilmente a las arcillas, principalmente a la montmorillonita (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

La adsorción puede ser descrita por el coeficiente de sorción K o K_d , que se define como la razón entre la concentración del plaguicida en el suelo (C_s) y la concentración del mismo en el agua (C_a) $K_d = C_s/C_a$. Esta constante ha mostrado ser relativamente independiente del tipo de suelo y sedimento, por lo que es frecuentemente utilizada para describir la adsorción de un contaminante al suelo (Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

En el caso de los POCs, la adsorción se encuentra correlacionada con el contenido de materia orgánica o de carbono orgánico del suelo; por ello se utiliza el coeficiente de partición carbono orgánico-agua (K_{oc}), para medir la tendencia de las sustancias orgánicas que son adsorbidas por el suelo y los sedimentos; y el coeficiente de partición octanol-agua ($\log K_{ow}$) que es utilizado para expresar el potencial de lixiviación de los compuestos desde los suelos (Fang *et al.*, 2007; Xiaofei *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2009).

1.8 Degradación biológica de los Plaguicidas en el suelo.

El plaguicida en el suelo interacciona con los componentes bióticos y abióticos de este, sufriendo transformaciones en su estructura, capaces de modificar profundamente sus características físico químicas y su acción biológica (Seiber, 2001; Svendsen *et al.*, 2002).

Entre los principales microorganismos capaces de modificar la distribución de los plaguicidas se encuentran las bacterias, los hongos y algunos invertebrados, como los gusanos de tierra los cuales poseen largos ciclos de vida y se caracterizan por ingerir grandes cantidades de suelo (Moorman, 1990; Zagury *et al.*, 2002).

Respecto a la actividad biológica del suelo, es responsable de importantes cambios en las condiciones medioambientales del suelo, la microbiología del suelo estará relacionada con los sustratos del suelo que permitan su sobrevivencia, principalmente el contenido de materia orgánica, ácidos húmicos y fúlvicos (Zagury *et al.*, 2002; Binetti *et al.*, 2005).

Los pesticidas una vez que entran en el suelo son utilizados como una fuente de carbono, para la obtención de energía y son transformados finalmente en dióxido de carbono y agua por los microorganismos del suelo; mientras que los POCs son resistentes a la biodegradación, y a mayor número de halógenos mayor resistencia a la degradación por los microorganismos (Racke, 1990; Fränzle *et al.*, 2005).

Los microorganismos pueden comprender hasta el 80% de la biomasa del suelo, determinando la forma estable en que un producto químico xenobiótico estará en el suelo y son los principales responsables del decaimiento del compuesto en el medio ambiente. (Menzer *et al.*, 1994; Kelsey y White, 2005). Las reacciones más importantes desde el punto de vista de la degradación biológica de estos compuestos corresponden a la biodegradación, el metabolismo y el cometabolismo (Zagury *et al.*, 2002).

La biodegradación, es la transformación de la sustancia por acción microbiana, en condiciones aeróbicas o anaeróbicas, generando sustratos que sirven como fuente de energía; y que conducen finalmente a la mineralización del compuesto, esto es la degradación a dióxido de carbono, agua y formas inorgánicas de otros elementos contenidos en el compuesto (Bollang y Liu, 1990; Menzer *et al.*, 1994).

El cometabolismo es un proceso en donde el pesticida es transformado a través de reacciones metabólicas, pero los sustratos obtenidos no pueden ser utilizados como fuente de energía, favoreciendo su acumulación; que corresponde a la incorporación del pesticida dentro de los microorganismos, generando la inhibición del crecimiento y toxicidad (Bollang y Liu, 1990; Racke, 1990).

Los compuestos orgánicos se dividen en cuatro grupos según su degradabilidad por los microorganismos: 1) utilizable inmediatamente como fuente de energía y nutrientes; 2) utilizable posteriormente a un periodo de aclimatación; 3) degradados muy lentamente sólo por algunos microorganismos, en forma incompleta y, 4) compuestos sujetos a cometabolismo (Menzer *et al.*, 1994; Kelsey y White, 2005).

Otros procesos son: la polimerización o conjugación, donde el pesticida es transformado por uniones con otros pesticidas, o con compuestos de origen natural, afectando su disponibilidad y biodegradación; la acumulación, donde el compuesto es incorporado dentro de los microorganismos, ya sea porque no posee mecanismos para metabolizarlo o bien, puede metabolizarlo muy lentamente, como ocurre con los POCs; y las transformaciones no enzimáticas, causadas por la actividad microbiana, la cual puede formar productos reactivos los cuales inducen cambios en el medio (Bollang y Liu, 1990; Racke, 1990).

1.9 Biomarcadores y Bioindicadores.

El uso de biomarcadores y bioindicadores es actualmente elevado en países desarrollados, para el monitoreo ambiental de sustancias xenobióticas en suelos, ya que permiten evaluar los efectos reales que los contaminantes químicos tienen sobre la biota bajo condiciones de campo; ellos proveen medidas sensibles y biológicamente relevantes, sin la necesidad de asumir o extrapolar datos (Svendsen *et al.*, 2002; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Es importante no confundir el uso de biomarcadores con el uso de bioindicadores, los cuales son poblaciones locales de un determinado sitio contaminado o lugar geográfico que exhiben ciertos efectos posteriores a la exposición. Por lo general representan el final de un rango de respuestas biológicas que pueden ser utilizadas para el monitoreo ambiental. La respuesta comienza a nivel molecular a través de organismos intactos, estructuras de población, de comunidad, y eventualmente estructura y función de los ecosistemas. A medida que se avanza en el nivel organizacional se pueden observar diferentes cambios, ya sea que aumentan o disminuyan en la escala de tiempo (Kelsey y White, 2005; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Para la evaluación de pesticidas en suelos se utilizan principalmente biomarcadores ya sea microorganismos, invertebrados y plantas, los cuales a su vez pueden ser biomarcadores de exposición o de efecto. Los primeros, reflejan la dosis interna de un contaminante, en un organismo específico expuesto al contaminante, ya sea bajo condiciones de campo o bajo condiciones de laboratorio, mientras que los biomarcadores de efecto, reflejan una alteración biológica que puede ir desde un efecto no deseado a una enfermedad específica en un organismo expuesto bajo condiciones de campo o de laboratorio (Sunahara y Renoux, 2002; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

Existen algunos criterios respecto a la elección de la especie a utilizar como biomarcador, como son: que la especie esté ampliamente disponible y sea fácil de muestrear, que sea robusto, fácil de transportar y de mantener en el laboratorio, que sea sensible a un amplio rango de compuestos químicos, que sea una especie de importancia ecológica que ha sido bien caracterizada en cuanto a su ecología, toxicología y biología básica, que sea razonablemente sedentaria y su ciclo de vida pueda ayudar a identificar el desarrollo de vulnerabilidad frente al contaminante (Stephenson *et al.*, 2002; Svendsen *et al.*, 2002; Fränzle *et al.*, 2005).

Por todos estos criterios ecotoxicológicos uno de los biomarcadores principalmente utilizados para la evaluación y monitoreo de POCs en suelos es la lombriz de tierra *Lumbricus terrestris*, especie que reúne los criterios de elección que permiten la evaluación y monitoreo de los pesticidas y otros compuestos tóxicos, sobre la biota bajo condiciones de campo (Gerson, 1983; Gilbertson *et al.*, 1998; Svendsen *et al.*, 2002).

La lombriz de tierra *Lumbricus terrestris*, se ha utilizado ampliamente como invertebrado biomarcador de suelos y sitios contaminados y en estudios de biodisponibilidad en el monitoreo ambiental. Vive íntimamente en contacto con el suelo, posee una delgada y permeable cutícula, consume grandes volúmenes de suelo y posee gran importancia dentro de la cadena alimentaria, por su potencial para acumular contaminantes. Además está involucrada en la transformación de la materia orgánica contribuyendo considerablemente a la transformación del ecosistema terrestre, ya que mejora la fertilidad y la estructura del suelo (Fränzle *et al.*, 2005; Kelsey y White, 2005; Gomez-Eyles *et al.*, 2009).

ANEXO 2: ANTECEDENTES DE GESTIÓN.

Tabla 1: Tratados de la Unión Europea y política comunitaria en materia de COPs.

Tratados y política comunitaria de la Unión Europea sobre COPs.	
Protocolo de Aarhus	Sobre los contaminantes orgánicos persistentes en el marco del Convenio de la Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas (CEPE-ONU), sobre la contaminación atmosférica transfronteriza a larga distancia.
Convenio de OSPAR	Sobre la protección del medio marino del Noreste Atlántico suscrito en 1998, cuyo objetivo es poner fin a las emisiones, vertidos y fugas de sustancias peligrosas para el año 2020.
Convenio sobre protección del medio marino del mar Báltico.	Prohíbe total o parcialmente, el uso de PCBs en el mar Báltico y las cuencas que vierten en él.
“Estrategia comunitaria sobre Dioxinas, Furanos y Bifenilos Policlorados”, y política de la Comunidad Europea en el ámbito de los productos químicos en general, contenida en el Libro Blanco de la Comisión, llamada “Estrategia para la futura política en materia de sustancias y preparados químicos”.	Política comunitaria en materia de COPs de la Unión Europea, basada en el principio de cautela y el desarrollo sostenible, su objetivo principal es completar los conocimientos en materia de sustancias peligrosas nuevas y existentes, presentando un nuevo sistema único para todas las sustancias denominado REACH, el cual cubre todas las etapas incluidas en numerosas directivas individuales, es decir, el registro, la evaluación y la autorización de las sustancias.

Fuente: OCDE, 2011.

Tabla 2: Legislación nacional vigente de Estados Unidos de las sustancias químicas peligrosas, vinculada con la gestión internacional.

Legislación de Estados Unidos de las Sustancias Químicas Peligrosas	
Ley Federal de Insecticidas, Fungicidas y Rodenticidas (FIFRA).	Legislación marco para la regulación, venta, distribución y uso de pesticidas en Estados Unidos, se aplica a los COPs que se usan como pesticidas; la FIFRA da competencia a la EPA y a los Estados federales, para el proceso de revisión y registro de pesticidas.
Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA).	Da competencia a la EPA para controlar los productos químicos tóxicos, la TSCA también suple otros estatutos federales como son la CAA y la EPCRA.
Ley de Aire Limpio (CAA).	Regula las emisiones al aire de las diversas fuentes contaminantes aéreas, fijas y móviles.
Ley de Agua Limpia (CWA).	Regula las descargas de contaminantes en las aguas de Estados Unidos.
Ley de Respuesta, Compensación y Responsabilidad Ambiental (CERCLA).	Establece prohibiciones y requisitos para los sitios cerrados y abandonados de desechos peligrosos; prevé además, la responsabilidad de quienes liberen desechos peligrosos y crea un fondo fiduciario para descontaminar cuando no pueda ser identificado ningún responsable.
Ley de Conservación y Recuperación de los Recursos (RCRA).	Da competencia a la EPA para controlar los desechos peligrosos en todo su ciclo de vida.
Ley de Modificación de Reautorización/ Planificación de Emergencias y Derecho a Saber (SARA/ EPCRA).	La EPCRA, también conocida como Título III de la SARA, fue diseñada para ayudar a las comunidades locales a proteger la salud pública y el medio ambiente contra las sustancias químicas peligrosas.

Fuente: OCDE, 2010.

Tabla 3: Institucionalidad vinculada con la gestión de las Sustancias Químicas Peligrosas en Chile.

Institucionalidad vinculada con las Sustancias Químicas Peligrosas en Chile.	
Ministerio	Facultades sobre las Sustancias Químicas Peligrosas
Ministerio del Medio Ambiente (MMA)	<p>Propone políticas y formula normas, planes y programas en materia de residuos y suelos contaminados, así como la evaluación del riesgo de productos químicos, organismos genéticamente modificados y otras sustancias que puedan afectar el medio ambiente, sin perjuicio de las atribuciones de otros organismos públicos en materia sanitaria.</p> <p>Coordina el Comité Nacional Asesor de la Agenda Química Internacional.</p> <p>En el tema de las emergencias químicas, debe identificar los riesgos y los impactos ambientales y hacer, si corresponde, las respectivas recomendaciones ambientales para el lugar de la emergencia.</p>
Ministerio de Salud (MINSAL)	<p>Reglamenta todas las etapas del ciclo de vida de las sustancias químicas tóxicas y peligrosas para la salud, y de los plaguicidas de uso sanitario y doméstico. Entrega las directrices nacionales a las Autoridades Sanitarias Regionales, en materia de Seguridad Química. Sobre la Salud Ocupacional, fomenta el desarrollo de ambientes de trabajos saludables y seguros, que permitan mejorar la calidad de vida en lo que concierne a la salud física y mental de los trabajadores. Cumple funciones normativas, supervisoras y asesoras para contribuir a la formulación de las políticas en materia de salud ambiental y del trabajo, elaborando planes y programas nacionales dirigidos a proteger la salud de la población y de los trabajadores de los riesgos asociados al ambiente.</p>
Ministerio de Agricultura	<p>A través del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), reglamenta y controla los aspectos relacionados con los plaguicidas de uso agrícola, según el Decreto sobre Protección Agrícola, DL N° 3.557 del año 1980, y su Ley Orgánica N° 18.755; la cual establece las regulaciones, restricciones y prohibiciones relacionadas con la fabricación, importación, distribución, venta y aplicación de estos productos, con el objeto de propender el empleo correcto y eficiente de ellos en la protección de los cultivos, con riesgo mínimo para la salud humana, flora, fauna y medio ambiente.</p>
Ministerio del Trabajo	<p>Por medio de la Dirección del Trabajo, según el Código del Trabajo y normas complementarias; fiscaliza las normas laborales, provisionales y de seguridad y salud en los lugares de trabajo. Posee competencia directa en lo que a materia de seguridad y salud se refiere, vela por el cumplimiento de las medidas que debe adoptar el empleador para proteger eficazmente la vida y salud de los trabajadores. Tiene la facultad ante riesgo inminente, de suspender cualquier actividad por el tiempo en que persista la situación. Realiza actividades de difusión y capacitación de los actores laborales y fiscaliza la normativa que regula las condiciones de trabajo, entre otros.</p>
Ministerio de Minería	<p>A través del Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), fiscaliza y controla lo concerniente al Reglamento de Seguridad Minera; respecto a las normas de higiene y seguridad en la industria minera extractiva. Posee el control del transporte, uso y manejo de los explosivos y sustancias peligrosas al interior de las faenas mineras.</p>

Institucionalidad vinculada con las Sustancias Químicas Peligrosas en Chile.	
Ministerio	Facultades sobre las Sustancias Químicas Peligrosas
Ministerio de Economía	<p>Se relaciona con la materia mediante los Acuerdos de Producción Limpia, los que tienen por finalidad mejorar el desempeño ambiental mediante medidas específicas. Estos acuerdos son gestionados por el Consejo Nacional de Producción Limpia, constituido como un Comité CORFO, cuyo Consejo Directivo está compuesto por diversas autoridades con competencia ambiental y representantes del sector privado.</p> <p>De este Ministerio depende la Superintendencia de Electricidad y Combustibles (SEC), que controla la operación de los servicios de electricidad, gas y combustibles y fiscaliza el cumplimiento de las disposiciones legales, reglamentarias y normativas, sobre generación, producción, almacenamiento, transporte y distribución de combustibles líquidos, gas y electricidad.</p> <p>Por último, depende de este Ministerio el Instituto Nacional de Normalización (INN), que estudia y propone las normas técnicas requeridas por los distintos sectores del país.</p>
Ministerio de Defensa	<p>Está a cargo de la vigilancia y control de las armas, explosivos, fuegos artificiales y artículos pirotécnicos y otros elementos similares.</p> <p>Depende de este Ministerio la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR), organismo de la Armada que ejerce la administración marítima del litoral y aguas sometidas a jurisdicción nacional; controla a la Marina Mercante Nacional, las actividades marítimas nacionales y las Gobernaciones Marítimas (GG.MM.).</p>
Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones	<p>Tiene la facultad para restringir el tránsito de cargas peligrosas en forma permanente o transitoria, por determinadas vías; según el decreto supremo que regula el "Transporte de Cargas Peligrosas por calles y caminos".</p>
Ministerio del Interior	<p>A través de la Oficina Nacional de Emergencia (ONEMI), previene y atiende emergencias y desastres de origen natural o provocados por la acción humana, proporcionando modelos de gestión permanentes y participativos para la administración de riesgos.</p>
Ministerio de Hacienda	<p>Por medio del Servicio Nacional de Aduanas, fiscaliza las importaciones de estos productos. Verifica que la documentación cuente con las autorizaciones correspondientes conforme lo establece la Ley N° 18.164 y de acuerdo con los listados que el Ministerio de Salud y el SAG emiten al respecto. Interviene también en la exportación de estos productos.</p>
Ministerio de Relaciones Exteriores	<p>Tiene relación indirecta con todas las etapas del ciclo de vida de las sustancias químicas. Posee un rol negociador en todos los convenios internacionales relacionados con el medio ambiente, donde actualmente se abordan temas asociados a las etapas de importación, transporte, uso, manejo, exportación y disposición de las sustancias químicas peligrosas.</p>

Fuente: CONAMA, 2008^a; MSGP, 2010; MMA, 2011.

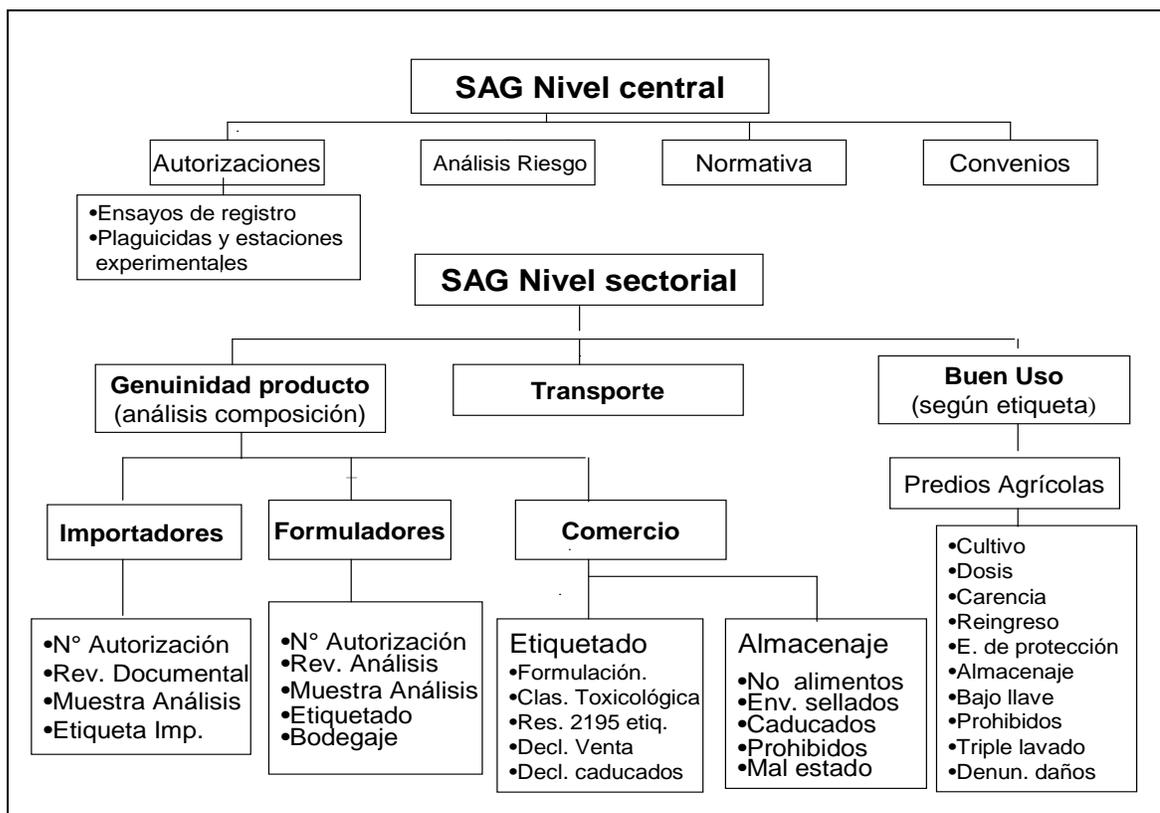
Tabla 4: Normativa relativa a la gestión de los Plaguicidas en Chile.

Normativa de los Plaguicidas en Chile		
Instrumento Legal	Ministerios Responsables	Objetivos de la Legislación
Código Sanitario, Decreto con Fuerza de Ley N° 725 (1968).	Ministerio de Salud; Servicios de Salud.	Rige lo relacionado con el fomento, protección y recuperación de la salud de los habitantes de la República.
Decreto Ley N° 3.557 (1980).	Ministerio de Agricultura; Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece marco y actividades de protección agrícola.
Ley N° 18.164 (1982).	Ministerio de Salud, Ministerio de Agricultura.	Imparte instrucciones para el desaduanamiento de sustancias químicas peligrosas y plaguicidas.
Decreto Supremo N° 3 (1982).	Ministerio de Agricultura; Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece requisitos para ejecutar labores de muestreo y análisis de plaguicidas y fertilizantes bajo Convenio.
Resolución N° 386 (1983).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Fija los límites de tolerancia para la interpretación de los análisis de contenido de plaguicidas.
Resolución N° 1.207 (1983).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece margen de tolerancia en el contenido de elementos fertilizantes en la comercialización de abonos.
Decreto con Fuerza de Ley N° 1 (1989).	Ministerio de Salud; Servicios de Salud.	Establece las actividades que requieren autorización expresa para su funcionamiento, por parte de los Servicios de Salud.
Ley N° 18.755 (1989).	Ministerio de Agricultura; Servicio Agrícola y Ganadero.	Ley Orgánica del Servicio Agrícola y Ganadero.
Decreto Supremo N° 594 (2000).	Ministerio de Salud; Servicios de Salud.	Establece condiciones sanitarias y ambientales básicas en los lugares de trabajo. Fija los límites permisibles de exposición a agentes químicos. Modificado por D.S 201/2001.
Decreto Supremo N° 157 (2005).	Ministerio de Salud.	Regula las condiciones de registro, autorización, fabricación, importación, almacenamiento, envase, expendio, tenencia, transporte, distribución, promoción, publicidad, aplicación y eliminación de plaguicidas de uso sanitario y doméstico.

Normativa de los Plaguicidas en Chile		
Instrumento Legal	Ministerios Responsables	Objetivos de la Legislación
Resolución N° 19 (1985).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Señala requisitos para reconocer la idoneidad de las estaciones experimentales destinadas a aprobar plaguicidas.
Resolución N° 2.410 (1997).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece la obligación de declarar las ventas de plaguicidas de uso Agrícola.
Resolución N° 940 (1999).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Crea el comité asesor del Servicio Agrícola y Ganadero para la evaluación de plaguicidas de uso agrícola.
Resolución N° 3.670 (1999).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece normas para la evaluación y autorización de plaguicidas.
Resolución N° 1.899 (1999).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece obligación de declarar al Servicio Agrícola y Ganadero, la existencia de plaguicidas caducados.
Resolución N° 3.671 (1999).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece muestreo y análisis de todos los plaguicidas de uso agrícola que se importen al país y de aquellos formulados en Chile, antes de su comercialización.
Resolución N° 1.315 (2000).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece normas para ingreso de muestras de plaguicidas, para ensayo o experimentación.
Resolución N° 2.195 (2000).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece los requisitos que deben cumplir las etiquetas de los envases de los plaguicidas de uso agrícola.
Resolución N° 2.196 (2000).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece clasificación toxicológica de los plaguicidas de uso agrícola.
Resolución N° 2.197 (2000).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece denominación y códigos de formulaciones de plaguicidas de uso Agrícola.
Resolución N° 2.198 (2000).	Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero.	Establece protocolos para ensayos con plaguicidas.

Fuente: SAG, 2007; CONAMA, 2008^a; MMA, 2011.

Tabla 5: Esquema de la fiscalización de los Plaguicidas de uso agrícola en Chile.



Fuente: SAG, 2007; MMA, 2011.

Tabla 6: Cantidad de Plaguicidas prohibidos COPs de uso agrícola, hallados en Chile en el respectivo inventario.

Plaguicidas COPs agrícolas hallados en el inventario nacional		
Producto	Clasificación Toxicológica	Cantidad hallada (kg)
DDT	Moderadamente peligroso	431,5
Aldrín	Altamente peligroso	72
Héptacloro	Moderadamente peligroso	19
Héxaclorobenceno	Extremadamente peligroso	6

Fuente: CONAMA, 2004^c.

Tabla 7: Definición de las existencias de Plaguicidas, de acuerdo a la clasificación de la OMS, en función de los peligros que implican.

Existencias de Plaguicidas en función de su peligrosidad		
Clase de peligro según la OMS	Grandes cantidades	Pequeñas cantidades
Extremadamente y Altamente peligroso	> 2,5 (kg o L)	< 2,5 (kg o L)
Moderadamente peligroso	> 10 (kg o L)	< 10 (kg o L)
Ligeramente peligroso, menor al de la Clase III	> 25 (kg o L)	< 25 (kg o L)

Fuente: OMS, 2005.

Tabla 8: Pesticidas Órganoclorados en suelos y rangos de concentración expresados en $\mu\text{g}/\text{kg}$ ms. Región V 1982-1984 y regiones VI a XI 1987-1989.

POCs Región V 1982-1984 y Regiones VI a XI 1987-1989.							
Frecuencia y POCs (n) y % de Ocurrencia	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
	(16) 88	12 (83)*	7 (71)*	13 (69)*	22 (46)*	30 (53)*	11 (0)
Aldrín	ND	0,5	ND	0,5	ND	ND	ND
DDT	4 - 105	ND	ND	ND	ND	4	ND
DDE	3 - 105	0,5 - 6	0,5 - 2,4	0,5	0,5 - 2	0,5 - 15	ND
Dieldrín	3 - 247	0,5 - 50	0,5 - 11	0,5 - 44	0,5 - 4	16	ND
Héptacloro	3 - 5	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND: no detectado. Límite de detección 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ms. *Este valor Incluye Lindano.
Fuente: CONAMA, 2005^a.

2.1 Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE).

La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, OCDE, fundada en junio de 1961, se encuentra conformada por los gobiernos de 34 países democráticos [3], que colaboran para abordar los desafíos económicos, sociales y ambientales de la globalización; brindando un marco en el que los gobiernos comparan sus experiencias, buscan soluciones a los problemas comunes, identifican buenas prácticas y colaboran para coordinar las políticas internas con las internacionales (OCDE, 2011).

Los objetivos de la OCDE son: apoyar el desarrollo sostenible, elevar los estándares de vida, mantener la estabilidad financiera, colaborar con el desarrollo económico de otros países y contribuir al crecimiento del comercio mundial; para lograrlos divide su trabajo en tres áreas: 1) Economía y Comercio, analiza y publica datos comparativos, produciendo previsiones y políticas para promover el crecimiento, la estabilidad y el libre comercio; 2) Cohesión Social, busca garantizar acceso a la educación, salud y reducción de la brecha entre ricos y pobres; 3) Medio Ambiente, busca mejorar el hábitat haciendo uso de tecnologías y aplicando mecanismos de mercado para generar los incentivos requeridos (OCDE, 2011).

En el marco del apoyo al desarrollo sostenible y la protección de la salud de las personas y del medio ambiente, la OCDE ha jugado un rol muy importante en materia de coordinación internacional de los productos químicos, dentro de los que se encuentran los plaguicidas, considerados como “peligrosos” pero, necesarios para el crecimiento, situación por la que a través de su Programa de Plaguicidas ha dirigido sus esfuerzos a fin de mejorar su regulación global (OCDE, 2011).

[3] Los países miembros de la OCDE son: Alemania, Australia, Austria, Bélgica, Canadá, Chile, Dinamarca, España, Estados Unidos, Eslovenia*, Estonia*, Finlandia, Francia, Grecia, Hungría, Irlanda, Islandia, Israel*, Italia, Japón, Luxemburgo, México, Noruega, Nueva Zelandia, los Países Bajos, Polonia, Portugal, Reino Unido, República Checa, República de Corea, República Eslovaca, Suecia, Suiza y Turquía. La Comisión de las Comunidades Europeas participa en las actividades de la OCDE. *Últimos países incorporados como miembros.

El año 1992, Chile inicia una paulatina participación en la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, como expresión de voluntad de llevar a cabo relaciones políticas y económicas internacionales abiertas, en un contexto de apertura de mercados y búsqueda de concertación de políticas macroeconómicas. En 1996, comienza a participar en diversos Comités donde se desarrollan las actividades de la Organización, siendo a partir de 1998, miembro del Centro de Desarrollo, organismo adjunto a la OCDE. En 2002, fue invitado a participar en la Sesión Ministerial del Consejo de la Organización, asistiendo los años 2003 y 2004 y solicitando oficialmente su ingreso a la Organización en noviembre 2004 (OCDE, 2008).

Chile forma parte de la OCDE desde el 7 de Mayo de 2010, siendo el primer país miembro de América del Sur, tras casi dos décadas de reformas democráticas y políticas económicas; lo que ha significado elevar los estándares en diversos ámbitos, entre ellos el medio ambiente (OCDE, 2011).

2.2 Programa de Plaguicidas de la OCDE.

El Programa de Plaguicidas de la OCDE, forma parte de su Programa de Productos Químicos, puesto en marcha en 1970 y hasta ahora la iniciativa internacional en el campo del control químico. El Programa de Plaguicidas fue creado en 1992 para mejorar la eficiencia y eficacia en la regulación, de los plaguicidas químicos y de los plaguicidas biológicos (bacterias, virus, insectos y depredadores) utilizados en la agricultura (OCDE, 2010).

La labor de la OCDE es administrada por el Programa de Biocidas que tiene tres objetivos (OCDE, 2010):

- 1) Contribuir con los gobiernos de la OCDE en materia de registro y re-registro de plaguicidas.

- 2) Armonización de los datos y de los métodos utilizados para probar y evaluar los riesgos de los plaguicidas, con el fin de ayudar a los gobiernos a trabajar juntos y mejorar la calidad de los datos y el rigor de las evaluaciones.
- 3) Colaborar con los gobiernos de la OCDE a reducir los riesgos asociados con el uso de plaguicidas, a través de una variedad de acciones respecto al registro de plaguicidas y, reducir aún más los riesgos que pueden resultar, incluso cuando se utilicen plaguicidas registrados correctamente.

El programa está dirigido por el Grupo de Trabajo sobre Plaguicidas (WGP), compuesto por representantes de los 34 gobiernos de la OCDE, incluyendo a representantes de la Comisión Europea y otras organizaciones internacionales; la industria de los plaguicidas y la comunidad ambiental (OCDE, 2010).

La supervisión y coordinación con otras partes del Programa de Productos Químicos de la OCDE, se lleva a cabo por la reunión conjunta del Comité de Sustancias y Preparados Químicos y el Grupo de Trabajo sobre Productos Químicos, Pesticidas y Biotecnología y cuenta con el apoyo de la Secretaría de la OCDE en París y tres grupos directivos (OCDE, 2010).

El programa comprende los siguientes tópicos (OCDE, 2011):

- Registro de Plaguicidas Químicos Agrícolas: establece los requisitos de los datos que los productores de plaguicidas deben proporcionar para el proceso de Registro y Re-registro de plaguicidas, relativos a las propiedades intrínsecas de los plaguicidas y los peligros potenciales para el ser humano y el medio ambiente, entre los que se encuentran: a) su identidad (ingrediente activo, así como cualquier material inerte en la formulación), b) las propiedades físico-químicas, c) su función, modo de acción y manipulación, d) sus residuos (cantidad y características de los residuos que puedan producirse en los alimentos y agua), e) su eficacia (en el control de la plaga), f) toxicidad y ecotoxicidad y g) el destino y comportamiento en el medio ambiente. Establece que la información comercial será de carácter confidencial y ha

generado una base de datos, para permitir el intercambio de informes para la revisión y evolución de los plaguicidas.

- Registro de Plaguicidas Biológicos: establece los requisitos para el Registro y Re-registro de Plaguicidas Biológicos (microorganismos plaguicidas, feromonas y otras sustancias semioquímicas y agentes controladores biológicos de invertebrados). Están a cargo del Grupo Directivo de Bioplaguicidas, los representantes de la OCDE, en conjunto con las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la Organización Europea y Mediterránea de Protección Fitosanitaria (EPPO) y la Organización de Protección de las Plantas de América del Norte (NAPPO).

- Ensayo y Evaluación de los Plaguicidas: establece las directrices para las pruebas de evaluación y los métodos utilizados para evaluar los riesgos para la salud y el medio ambiente. Esto incluye los ensayos, las pruebas utilizadas para obtener los datos para el registro y los métodos de evaluación del riesgo y su interpretación. Las directrices para las pruebas de plaguicidas se desarrollan en el marco del Programa de Directrices de Examen de la OCDE para la Salud y el Medio Ambiente, y el Programa de Seguridad.

- Reducción de Riesgos: promueve la reducción de los riesgos de los plaguicidas a través de diversas actividades. Organiza debates, seminarios y talleres sobre temas relacionados con la reducción de los riesgos, a fin de facilitar el intercambio de información y de proponer acciones estratégicas para la reducción de riesgos. Ha abordado los siguientes aspectos: 1) Indicadores de riesgos de plaguicidas (uso de plaguicidas y las estadísticas de ventas); 2) Manejo Integrado de Plagas; 3) Plaguicidas obsoletos y, 4) Economía de la reducción del riesgo de plaguicidas.

- Usos menores: se pueden definir como usos de los plaguicidas sobre una pequeña área de cultivo o, en contra de plagas que son demasiado pequeñas para justificar el desarrollo de plaguicidas para su control.

2.3 Mercado de las sustancias químicas peligrosas en Chile.

El país se ha caracterizado por experimentar un incremento en el uso de las sustancias químicas peligrosas, tanto en volumen como en variedad; esto a consecuencia del crecimiento económico y el desarrollo de las diversas actividades, tendencia con perspectivas de mantenerse en el tiempo (SAG, 2006; OCDE/ FAO, 2007; CONAMA, 2008^a).

En Chile, el comercio internacional de productos químicos alcanzó el 2007 alrededor de un 5% de las exportaciones nacionales, con un total de cerca de los MMUS\$ 3.150 y alrededor de un 20% de las importaciones totales nacionales, con una importación de sustancias químicas que estuvo por encima de los MMUS\$ 8.750. En general las sustancias químicas importadas, ingresan al sector productivo nacional para ser usados como materias primas y para su transformación en productos de mayor valor agregado, generando un nivel estimado de ventas de MMUS\$ 13.500 (CONAMA, 2008^a).

Respecto a la producción nacional de plaguicidas, tanto de uso agrícola como sanitario y doméstico, en nuestro país sólo existe la etapa de formulación; por lo tanto, Chile no es productor de plaguicidas (CONAMA, 2000; CONAMA, 2008^b).

La industria química chilena, ha ingresado a mercados internacionales, apoyada por acuerdos comerciales bilaterales y multilaterales, lo cual ha implicado contar con programas de conducta responsable para hacer frente a la gestión internacional de las sustancias químicas (SAG, 2007; CONAMA, 2008^b).

2.4 Evaluación de desempeño ambiental de Chile.

Como parte del programa de Evaluaciones del Desempeño Ambiental de la OCDE, en cuyo marco se llevan a cabo las evaluaciones de situación de los países que solicitan su ingreso y también el progreso ambiental de los países miembros y de

algunos de sus socios comerciales, se realizó la Evaluación de Desempeño Ambiental para Chile en el año 2005, a consecuencia de que el país solicitó formalmente su ingreso el año 2004 (OCDE, 2005).

Esta evaluación fue realizada en forma conjunta por la OCDE y la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL); en ella se examinaron las iniciativas para cumplir tanto los objetivos nacionales, así como también los compromisos internacionales; como resultado fueron instituidas 52 recomendaciones que el país debía aceptar e incorporar, tanto en el ámbito de la gestión ambiental, como también en la integración de las consideraciones ambientales en las políticas sectoriales (agricultura, energía, transporte, entre otras), a fin de profundizar el progreso ambiental y el desarrollo sustentable y encontrarse en concordancia con las directrices de la organización (OCDE, 2005).

Dentro del análisis, las sustancias químicas peligrosas y, entre ellas los plaguicidas, pueden constituir un riesgo para la salud de las personas y del ambiente; su mal manejo puede provocar contaminación en alimentos, accidentes en el transporte e instalaciones, contaminación atmosférica, hídrica y de los suelos y, pueden generar residuos peligrosos y sitios contaminados. Así, las recomendaciones dadas por la OCDE al respecto, fueron transversales a tres grandes áreas: agricultura, integración de la sociedad y medio ambiente y, el fortalecimiento de la institucionalidad ambiental y la cooperación internacional (OCDE, 2005).

En el ámbito de la agricultura, debido al uso intensivo de productos químicos, y dado que el uso de pesticidas y fertilizantes, superaba el promedio de la OCDE, las recomendaciones fueron: reducción del uso de los pesticidas en la agricultura; reducción de los efectos de éstos en el agua de fuentes agrícolas (contaminación difusa) y asegurar que los acuerdos de producción limpia en el sector agrícola incluyan objetivos con fechas límite para el manejo de pesticidas y nutrientes, expresados como intensidad de uso y, además informes de avance anuales auditados (OCDE, 2005).

Respecto a la Integración de la sociedad y medio ambiente, la recomendación fue mejorar la salud mediante el progreso ambiental sobre la base de objetivos específicos y examinar los efectos del uso de pesticidas en la salud de los trabajadores agrícolas y las comunidades rurales, adoptando estrategias y medidas para reducir el riesgo (OCDE, 2005).

Sobre el fortalecimiento de la institucionalidad ambiental y la cooperación internacional, las recomendaciones fueron: fortalecer el manejo de sustancias químicas peligrosas; ratificar los tratados internacionales, especialmente los Convenios de Estocolmo, Rotterdam y Basilea, completar y ejecutar planes nacionales sobre contaminantes orgánicos persistentes y residuos peligrosos, fortalecer las actividades de fiscalización, desarrollar los registros de liberación y transferencia de contaminantes y, perfeccionar el marco regulatorio para mejorar el manejo de los productos químicos a lo largo de todo su ciclo de vida (OCDE, 2005).

2.5 Institucionalidad vinculada con la gestión de los Plaguicidas en Chile.

El Ministerio de Salud entrega el marco normativo, a través del Código Sanitario (D.F.L. 725/ 1968) D.S. N° 594/ 2000, modificado por D.S N° 201/ 2001, el cual establece las condiciones sanitarias y ambientales básicas en los lugares de trabajo; en sus Artículos N° 82, 90, 91, 92 y 93 se instauran las condiciones para la fabricación, formulación, importación, transporte, distribución, expendio, tenencia, almacenamiento, utilización, aplicación y eliminación de los pesticidas de uso sanitario y doméstico (MINSAL, 1990).

El Ministerio de Salud, cuenta también con el Decreto con Fuerza de Ley N° 1/ 89, que determina que las empresas aplicadoras de pesticidas, la fabricación y/o importación de plaguicidas, y la importación y/o fabricación de sustancias químicas o peligrosas para la salud, requieren autorización sanitaria expresa (MINSAL, 1997).

El Decreto Supremo N° 157/ 2005, regula las condiciones de registro, autorización, fabricación, importación, almacenamiento, envase, expendio, tenencia, transporte, distribución, promoción, publicidad, aplicación y eliminación de plaguicidas de uso sanitario y domésticos (CONAMA, 2008^a).

El Ministerio de Agricultura, a través del Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), tiene la facultad de controlar y reglamentar la fabricación, importación, registro, envasado, etiquetado, comercialización, transporte, almacenaje, distribución y aplicación en el país, de los plaguicidas de uso agrícola; lo cual se encuentra establecido en el Decreto Ley N° 3.557/ 80 del Ministerio de Agricultura, en sus Artículos N° 32, 33, 34, 35 y 36 (MINAGRI, 1981).

Se encuentra también el “Conjunto de Resoluciones” referidas a la normativa de los plaguicidas de uso agrícola de las que emanan las facultades reguladoras, restrictivas y prohibitivas que le confiere al SAG el Artículo N° 35 del Decreto antes citado. De esta forma, estos cuerpos legales y reglamentarios, propenden al empleo correcto y eficiente de dichos productos, al mismo tiempo de asegurar la protección de los cultivos, la fauna y el medio ambiente, disminuyendo al mínimo los riesgos para la vida humana (SAG, 2007).

El uso y almacenamiento de plaguicidas agrícolas se encuentra también bajo jurisdicción del Ministerio de Salud a través del Reglamento N° 148/ 2003, que establece el manejo de residuos peligrosos; el Código Sanitario; la Resolución N° 581/ 1999, establece los límites máximos de residuos de plaguicidas en alimentos de consumo interno y el D.S N° 5/ 2010, establece las condiciones y notificación de las aplicaciones aéreas de plaguicidas (SAG, 2007; MMA 2011).

Cabe mencionar también, la existencia de instrumentos nacionales e internacionales no vinculantes, que si bien no son obligatorios en el marco de la cooperación internacional, se debiesen cumplir (CONAMA, 2008^a; MMA, 2011).

2.6 Fiscalización y control de las sustancias químicas peligrosas en Chile.

Según lo establecido en la Política Nacional de Seguridad Química, la participación de las Instituciones del Estado que realizan acciones reguladoras de fiscalización y control, puede resumirse en cuatro grandes áreas de acuerdo a los objetivos de cada organismo y a sus competencias legales (CONAMA, 2008^b; MMA, 2011):

- **Salud humana y sanidad animal o vegetal:** las funciones de administración, tutela y control se encuentran radicadas en el Ministerio de Salud, las Seremis de Salud y el Ministerio de Agricultura, a través del SAG. Estos tienen tuición amplia sobre el tema y cuentan con atribuciones de carácter normativo, de fiscalización y control, e intervienen en toda la cadena del ciclo de vida de las distintas sustancias, independientemente de su origen, tipo o naturaleza. Las atribuciones específicas del SAG se señalan en la Tabla 5.

- **Tipos o clases de sustancias,** según las características de composición, uso o destino, se distinguen: los combustibles líquidos o gaseosos, en cuyo caso corresponde la intervención de la Superintendencia de Electricidad y Combustibles (SEC), las sustancias químicas de uso industrial, con intervención del Ministerio de Salud, las sustancias químicas asociadas a la agricultura, con intervención del SAG y, las sustancias químicas utilizadas en la minería, con intervención del Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN).

- **Internación, transporte y almacenamiento:** en el caso de transporte marítimo de las sustancias, es competencia de la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR) y de la Empresa Portuaria de Chile y sus sucesoras; al tratarse de transporte internacional por vía marítima, se suma el Servicio Nacional de Aduanas. Si se trata de transporte aéreo, interviene la Dirección General de Aeronáutica Civil y para el caso del transporte terrestre, el Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones, y la Empresa de Ferrocarriles del Estado, esta

última circunscrita al transporte ferroviario. Para el caso de la internación y el almacenamiento de sustancias, el Ministerio de Salud tiene facultades directas.

- **Área territorial determinada:** fundamentalmente las municipalidades cuya jurisdicción se remite a todo lo que ocurra al interior de la comuna.

2.7 Política nacional de seguridad química.

Actualmente Chile posee una "Política Nacional de Seguridad Química" que fue elaborada por la CONAMA y aprobada el 21 de Octubre de 2008, con el objeto de avanzar en aspectos sustantivos, instrumentales e institucionales, referidos al manejo seguro de las sustancias químicas (CONAMA, 2008^b; MMA, 2011).

Esta política se enmarca en el trabajo de dar cumplimiento a las recomendaciones hechas por la OCDE al país en el año 2005 sobre la gestión de las sustancias químicas peligrosas, para que todas las acciones propuestas se encuentren en plena concordancia con los enfoques de la Organización y, al mismo tiempo, es complementaria a otras dos Políticas Nacionales: la de Gestión Integral de Residuos Sólidos y la de Sitios Contaminados (CONAMA, 2008^b).

La elaboración de la Política Nacional incluyó un análisis de la gestión de las sustancias químicas, en el contexto de las mejoras implementadas en esta materia como resultado de su aceptación a instrumentar las disposiciones contenidas en la Agenda 21⁴ y, de la suscripción de los diferentes Tratados Ambientales Multilaterales, lo cual ha incidido en el comercio de dichas sustancias, su industria, importación y utilización, razón por la que incorpora también el Enfoque Estratégico para la gestión de los productos químicos a nivel internacional, SAIMC⁵ (CONAMA, 2008^a).

[4] La Agenda 21 es un programa de la (ONU), para promover el desarrollo sustentable. Es un plan detallado de acciones que deben ser realizadas a nivel mundial, nacional y local, por entidades de la ONU, los gobiernos de sus estados miembros y por grupos principales particulares en todas las áreas en las cuales ocurren impactos humanos sobre el medio ambiente.

[5] SAIMC, Política internacional que brinda directrices para promover el manejo racional de las sustancias químicas.

La Política Nacional de Seguridad Química, se fundamenta en la necesidad de integrar el enfoque de riesgo a la gestión segura y racional de las sustancias químicas, con el objetivo de reducir los riesgos asociados a la manipulación y manejo de éstas, en todo su ciclo de vida, incluyendo las etapas de importación, exportación, producción, utilización, transporte, almacenamiento y eliminación, a fin de proteger la salud humana y el medio ambiente (CONAMA, 2008^b).

La política, contiene un Plan de Acción que establece las líneas de acción y actividades específicas respecto a la Reducción del Riesgo, Conocimiento e Información, Creación de Capacidad y Cooperación Técnica y Tráfico Ilícito Internacional; por otra parte, incorpora las directrices relacionadas con el cumplimiento de los acuerdos internacionales adoptados en el Foro Intergubernamental de Seguridad Química (FISQ o IFCS), Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC), Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, MARPOL 73/ 78, así como también de los Convenios de Róterdam, Basilea y Estocolmo, con su respectivo Plan Nacional de Implementación (PNI) (CONAMA, 2008^b).

2.8 Convenio de Estocolmo.

El Convenio de Estocolmo es el tratado internacional de eliminación de los COPs y establece las medidas para poner fin a la producción y uso de todos los COPs existentes, además de evitar la introducción de nuevos COPs en el mercado; fue firmado por Chile en el año 2001 y ratificado el año 2005 (UNEP, 2010).

El Convenio de Estocolmo, se encuentra relacionado con el Convenio de Rotterdam, para la aplicación del procedimiento de consentimiento fundamentado previo a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional y, con el Convenio de Basilea sobre el control de movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación, por lo que las Conferencias de las Partes, actúan en un marco de coordinación y cooperación internacional (UNEP/ FAO, 2011^a).

Actualmente el Convenio de Estocolmo contempla 22 contaminantes orgánicos persistentes, los cuales para ser considerados como tales; deben cumplir con los siguientes criterios de inclusión establecidos en el Convenio (UNEP, 2011^b):

a) Persistencia en diferentes medios con valores numéricos de umbral, correspondientes a vida media en agua superior a dos meses, en suelo y en sedimentos superior a seis meses, u otras pruebas que señalen que el producto químico es persistente.

b) Bioacumulación en organismos con valores numéricos umbral, correspondientes a factor de bioconcentración superior a 5000 en especies acuáticas y Log K_{ow} superior a 5, o datos respecto a elevada bioacumulación en otras especies, elevada toxicidad o ecotoxicidad, o bien, datos de vigilancia de la biota que indiquen un elevado potencial de bioacumulación del producto.

c) Potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente, es decir: a) que posea niveles medidos del producto químico en sitios distantes de la fuente de liberación, que puedan ser motivo de preocupación; b) que posea datos de vigilancia que muestren el transporte a larga distancia en el medio ambiente, con potencial para la transferencia a un medio receptor, ya sea por medio del aire, agua o especies migratorias; c) o bien, que tenga propiedades de destino en el medio ambiente o resultados de modelos que demuestren que el producto químico tiene un potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente por aire, agua o especies migratorias, con potencial de transferencia a un medio receptor en sitios distantes de las fuentes de su liberación. En el caso de un producto químico que migre en forma importante por aire, su vida media en el aire deberá ser superior a dos días.

d) Efectos adversos para la salud humana o el medio ambiente, datos que justifiquen que el producto químico se tenga en consideración en el ámbito del Convenio, o datos de toxicidad o ecotoxicidad que indiquen el potencial de daño para la salud humana o al medio ambiente.

Posterior a la evaluación de estos criterios y a la recomendación por un Comité de Exámen y, posteriormente, por la Conferencia de Las Partes, se añaden oficialmente a la listas de anexos del Convenio y por lo tanto, su eliminación o restricción es de obligado cumplimiento por todas las Partes del Convenio (UNEP, 2011^b).

En la Cuarta Conferencia de las Partes del Convenio de Estocolmo, efectuada en Ginebra, Suiza, el 4 al 8 de Mayo de 2009, se establecieron las decisiones SC 4/10, SC 4/11, SC 4/12 y SC 4/16, relativas a la inclusión en las listas de los anexos al Convenio a los compuestos plaguicidas: Alfa clorociclohexano (Alfa-HCH), Beta clorociclohexano (Beta-HCH), Clordecona y Pentaclorobenceno (UNEP, 2009). En la Quinta, efectuada el 25 al 29 de Abril de 2011, en Ginebra, en su decisión SC 5/3 se incluyó al Endosulfán en su calidad técnica y a sus isómeros (UNEP, 2011^b).

En la Quinta Conferencia de las Partes del Convenio de Rotterdam, efectuada en Ginebra el 20 al 24 de Junio de 2011, en su decisión RC 5/3 y RC 5/4, se acordó incorporar a la lista a los pesticidas Alacloro y Aldicarb, por cumplir con los criterios de adición de nuevos COPs antes mencionados (UNEP/ FAO, 2011^b).

2.9 Plan nacional de implementación del Convenio de Estocolmo, para la gestión de los contaminantes orgánicos persistentes (PNI).

Durante los años 2002 y 2004 se realizó en Chile el Proyecto GEF/UNEP “Desarrollo de un Plan de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes en Chile”, con el objetivo de fortalecer la capacidad nacional de manejo de los COPs y de asesorar al Gobierno en sus obligaciones en el marco del Convenio de Estocolmo y poder implementarlo a través de un Plan Nacional de Implementación, que establezca las medidas y procesos que permitan reducir las emisiones de COPs (CONAMA, 2004^a). Como parte del Proyecto, se desarrollaron actividades preparatorias y los siguientes estudios e inventarios: 1) el Análisis de la Legislación Vigente sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (CONAMA, 2004^b); 2) el Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs Plaguicidas

Agrícolas (CONAMA, 2004^c) y COPs de uso Sanitario y Doméstico (CONAMA, 2004^d); 3) el Inventario Nacional de Bifenilos Policlorados; 4) el Inventario Nacional de Fuentes de Emisión de Dioxinas y Furanos; 5) el Desarrollo de Metodología para la Implementación de un Catastro Priorizado de Sitios Contaminados con COPs (CONAMA, 2004^e); 6) la Evaluación Técnico Económica de las Capacidades Analíticas de COPs en Chile y, 7) el Análisis de la Información Disponible Sobre los Posibles Efectos en la Salud por COPs (CONAMA, 2005^a).

Otros estudios fueron: el Análisis Socio Económico en la Gestión de los COPs, en donde se describieron los principales métodos de análisis socioeconómicos relacionados con políticas de mejora en la calidad de vida de las personas (CONAMA, 2005^b) y la Actualización del Perfil Químico Nacional sobre la gestión de las sustancias químicas, el cual informa sobre las principales actividades industriales, producción y uso de sustancias químicas, incorporando los instrumentos legales para su manejo y, se evaluó la infraestructura nacional para el manejo de las sustancias químicas y en especial de los COPs, para priorizar y planificar la implementación de actividades de SAICM a nivel nacional (CONAMA, 2008^a).

Como resultado del Proyecto se obtuvo la Elaboración del Plan Nacional de Implementación, el Inventario Nacional de COPs, Planes de Acción y, la Ratificación del Convenio de Estocolmo (CONAMA, 2010).

El Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (PNI), tiene por objetivo cumplir lo establecido en el Convenio de Estocolmo; fue elaborado en concordancia con la política ambiental chilena teniendo como eje el desarrollo sustentable, conciliando la protección del medio ambiente con el desarrollo económico, en un marco de equidad social y transparencia pública (CONAMA, 2010). Se basa en la adopción de medidas tendientes a reducir o eliminar las liberaciones de COPs a fin de proteger la salud humana y el medio ambiente nacional, tanto en su Fase I: 2006-2010, así como también en su Fase II: 2011-2015 (CONAMA, 2005^c).

Los componentes del PNI y sus respectivos objetivos son los siguientes:

- **Plan de acción de plaguicidas caducados COPs:** se basa en la implementación de acciones tendientes a eliminar los plaguicidas caducados COPs de una manera acorde con las políticas medio ambientales nacionales e internacionales y, minimizar la generación de productos caducados en la producción silvoagropecuaria nacional, con el fin de reducir los riesgos causados por los plaguicidas caducados COPs a la salud de la población y al medio ambiente (CONAMA, 2005^c).

El año 2004 se finalizó la realización de los inventarios nacionales de existencias de plaguicidas caducados COPs de uso agrícola y de uso sanitario y doméstico; ellos proporcionaron los antecedentes sobre identificación, cuantificación, localización y las condiciones de almacenamiento de las existencias de plaguicidas COPs caducados. Estos inventarios fueron ejecutados bajo la coordinación del Servicio Agrícola y Ganadero y el Ministerio de Salud, respectivamente y generaron la información de base para la formulación del Plan de Acción (CONAMA, 2005^c).

En el Inventario COPs de uso sanitario y doméstico, se encontraron 170 kg de plaguicidas correspondientes a DDT, adecuadamente almacenados en el Servicio de Salud de Concepción. El uso sanitario de este producto en el país, fue para la realización de campañas sanitarias en el control de vectores, principalmente para el control de *Triatoma infestans* (vinchuca) y en menor proporción para el control domiciliario de pulgas y piojos (CONAMA, 2004^d).

Por su parte, en el Inventario Nacional de Existencias de Plaguicidas Caducados COPs de uso Agrícola, se encontró la cantidad total de 528,5 kg, de ellos el 81,6 % correspondió a DDT, el 13,7 % a Aldrín, el 3,6 % a Héptacloro y el 1,1% a Héxaclorobenceno (CONAMA, 2004^c). Según la clasificación de la OMS, estas cantidades son consideradas grandes, denominación que se establece en base a la relación de la clasificación toxicológica del producto, respecto al volumen detectado (CONAMA, 2005^a).

De los 528,5 kg de plaguicidas COPs de uso Agrícola hallados 314,5 kg fueron encontrados en la Provincia de San Felipe de Aconcagua, V Región. Específicamente se encontraron 270,5 kg en la comuna de San Felipe, 35 kg en la comuna de Santa María y 3 kg en la comuna de Panquehue. Se hallaron adecuadamente almacenados, principalmente en las bodegas de agricultores económicamente viables y, en todos los casos el plaguicida encontrado fue DDT en formulación Polvo Mojable (CONAMA, 2004^c).

En el año 2008, los COPs caducados detectados en ambos inventarios, fueron retirados desde las respectivas localizaciones y posteriormente incinerados, por la empresa Hidronor Chile S.A, autorizada para el tratamiento y disposición final de residuos industriales y sustancias químicas peligrosas⁶.

- **Plan de acción de sitios contaminados con COPs:** tiene por objetivo identificar los sitios contaminados con COPs a nivel nacional y desarrollar una efectiva gestión de ellos. Como parte del plan, se elaboró una metodología para la implementación de un catastro priorizado de sitios contaminados con COPs, en donde se establecieron los métodos para la identificación de sitios con potencial presencia de COPs a nivel nacional y se describió una metodología preliminar de evaluación de riesgo para identificar sitios con sospecha de contaminación con COPs (CONAMA, 2004^e).

El plan cuenta con una guía para preparar estudios de factibilidad de proyectos de remediación de Sitios Contaminados con COPs, la cual surge de la necesidad de obtener cuantificaciones reales de opciones y costos de remediación, contribuyendo en la definición de una estrategia nacional de gestión de sitios contaminados con COPs, de manera de dar cumplimiento a las obligaciones del Convenio de Estocolmo (CONAMA, 2005^c).

[6] Figueroa, I. 2011. Ingeniero Agrónomo. Jefe Subdepartamento de Plaguicidas y Fertilizantes, División de Protección Agrícola y Forestal, Servicio Agrícola y Ganadero de Chile. (Comunicación Personal).

- **Plan de acción de fuentes de Dioxinas y Furanos:** tiene por objetivo desarrollar una gestión ambientalmente racional de dioxinas y furanos y, reducir las liberaciones de ambos en las fuentes más importantes identificadas en el inventario en el año 2004 (CONAMA, 2005^o).

- **Plan de acción de Bifenilos Policlorados (PCBs):** busca desarrollar una gestión ambientalmente racional de los fluidos dieléctricos que contengan PCBs y de los equipos contaminados con estas sustancias, con miras a su eliminación en 2028, e identificar otros productos que contengan PCBs en el país. El Plan cuenta con un manual sobre el manejo de PCBs (CONAMA, 2005^o).

- **Capacidades analíticas de COPs:** su objetivo es fortalecer las capacidades analíticas para los COPs en Chile; homologar y validar métodos analíticos de COPs internacionalmente reconocidos en las diferentes matrices ambientales (CONAMA, 2005^o).

- **Investigación:** el plan debe identificar y promover actividades de investigación sobre COPs (CONAMA, 2005^o).

- **Información, sensibilización y formación de la ciudadanía:** consiste en brindar información sobre el PNI para fortalecer las competencias con relación al manejo técnico e impacto de las acciones; sensibilizar a los grupos de interés sobre el uso y efectos de los COPs en la salud y medio ambiente, y los beneficios de su reducción o eliminación; educar a la ciudadanía y a los grupos relacionados directamente con el Plan, en el uso, efectos y alternativas de eliminación de los COPs; asegurar el acceso de la ciudadanía a la información actualizada del estado de los COPs en Chile y propiciar el intercambio de información entre los actores involucrados; incentivar la participación ciudadana en el proceso de dictación de normas vinculadas al uso, almacenamiento y eliminación de COPs (CONAMA, 2005^o).

- **Sistema de Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes e Intercambio de Información (RETC):** es una base de datos que contiene información sobre las emisiones y transferencia al medio ambiente de sustancias químicas potencialmente dañinas, identificando la naturaleza y cantidad de estas emisiones o transferencias. La información de las emisiones contenida en el RETC debe incluir los medios: aire, agua y suelo y adicionalmente, las transferencias de residuos, cuyo alcance no está precisado en la literatura, ya que éste queda abierto para que cada país defina según sus propios objetivos qué será considerado como transferencia en su RETC nacional (MMA, 2010).

El sistema tiene por objetivo desarrollar los aspectos normativos que permitan la implementación y gestión del RETC en Chile, consolidar las bases de datos y desarrollar un mecanismo que permita el intercambio de información entre los principales actores nacionales e internacionales; además, permitir la difusión y publicación de la información. En dicho contexto, se realizó un estudio de opciones legales para la creación de una ventanilla única de reporte para el RETC en Chile y en el año 2007, se generaron informes para su implementación respecto a la estimación de emisiones contaminantes atmosféricas, a partir de la encuesta nacional industrial anual (MMA, 2010).

En el presente, el RETC da cuenta de las emisiones de fuentes fijas y móviles para el componente aire. En el futuro, con la implementación de su ventanilla única, será el repositorio de las emisiones al agua, transferencia de riles y de residuos sólidos. Cabe señalar que, todos los países miembros de la OCDE deben informar las emisiones al aire, agua y suelo, por sectores productivos, al centro de datos de la red RETC de dicha organización, obligación cumplida por Chile desde 2009 (MMA, 2011).

Actualmente, ha finalizado el PNI en su Fase I: 2006 – 2010. La Fase II: 2011 - 2015, se ha elaborado y se encuentra en la etapa de revisión⁷.

[7] Caballero, L. 2012. Ingeniero Agrónomo. Encargado Nacional del Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (PNI), Ministerio del Medio Ambiente de Chile. (Comunicación Personal).

La fase II del PNI, incorporará un plan de acción para los nuevos COPs designados en la Cuarta y Quinta Conferencia de las Partes del Convenio de Estocolmo y, ratificados en Chile a través de la Resolución Exenta N° 8.231 del Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero, Dirección Nacional. Fue publicada en el diario oficial del 4 de enero de 2012 y en ella se prohíbe la fabricación, importación, exportación, distribución, venta, tenencia y uso de plaguicidas con Clordecona, Alfa-HCH, Beta-HCH, Pentaclorobenceno, Endosulfán y sus isómeros, Alacloro y Aldicarb (MINAGRI, 2012).

2.10 Situación actual de incorporación de las recomendaciones dadas por la OCDE, en materia de plaguicidas.

Chile como miembro de la OCDE, ha realizado una Evaluación de medio término 2005 - 2011, con el fin de conocer el grado de avance en el cumplimiento respecto a las recomendaciones dadas por la OCDE, en la primera evaluación de desempeño ambiental realizada al país, en el marco del proceso de acceso a la organización en el año 2005 (MMA, 2011).

La evaluación de medio término 2005 - 2011, da cuenta de los objetivos nacionales y compromisos internacionales que el país se ha impuesto, así como las tareas y desafíos pendientes para los próximos procesos de evaluación (MMA, 2011).

Los avances más destacados del país en este periodo corresponden a los ámbitos: institucionalidad ambiental, eficiencia energética y desarrollo de las energías renovables no convencionales (ERNC), gestión de la calidad del aire, fortalecimiento de la normativa en materia de acuicultura, políticas de conservación y manejo sustentable de los recursos forestales y cambio climático (MMA, 2011).

En la evaluación de 2005, surgieron 52 recomendaciones en los ámbitos de la gestión ambiental, fortalecimiento de los compromisos internacionales e incorporación de los objetivos del desarrollo sustentable a la formulación de políticas públicas. Respecto a

las sustancias químicas peligrosas, las recomendaciones fueron transversales a las áreas de agricultura, integración de la sociedad y medio ambiente y, fortalecimiento de la institucionalidad ambiental y cooperación internacional, las cuales se han incorporado como se señala a continuación (MMA, 2011):

1.- En agricultura, de acuerdo a las recomendaciones: reducción del uso de los pesticidas en la agricultura, reducción de los efectos de éstos en el agua de fuentes agrícolas y, asegurar que los acuerdos de producción limpia en el sector agrícola incluyan objetivos con fechas límite para el manejo de pesticidas y nutrientes expresados como intensidad de uso, e informes de avance anuales auditados (OCDE, 2005):

En este periodo se han desarrollado iniciativas orientadas a reducir los efectos de la agricultura relacionados con el riego, nutrientes y pesticidas respecto a disminuir la cantidad de productos utilizados, para reducir los efectos ambientales de la agricultura sobre este recurso y mejorar la eficiencia del uso del agua (MMA, 2011).

Un eje central en la estrategia de desarrollo del sector agrícola, ha sido la aplicación de las Buenas Prácticas Agrícolas (BPA), orientadas a la producción limpia y sustentable. En el año 2008 se publicó la “Guía Técnica de Buenas Prácticas Recursos Naturales, Agua, Suelo, Aire y Biodiversidad”, de la Comisión Nacional de Buenas Prácticas, dependiente de la Subsecretaría de Agricultura. Esta publicación, entrega orientaciones productivas con el fin de lograr sistemas prediales eficientes y sustentables en el tiempo (MMA, 2011).

El Ministerio de Agricultura ha definido lineamientos generales de BPA para los siguientes rubros: arroz, maíz, trigo, papa, frutas, packing, hortalizas al aire libre y bajo plástico, bovinos de carne, de leche, huevos, aves, cerdos y ovinos (MMA, 2011).

Se ha potenciado la Agricultura Orgánica. En el año 2006 se dictó la Ley N° 20.089 que regula la producción, elaboración, etiquetado y comercialización de los productos orgánicos en Chile, que fue complementada con su Reglamento (D.S 36/06, MINAGRI) y Normas Técnicas (D.S 17/07, MINAGRI). Esta Ley crea el Sistema Nacional de Certificación para Productos Orgánicos Agrícolas, instrumento que apoya la implementación de la producción orgánica nacional y le otorga al SAG la misión de administrar y fiscalizar el sistema, respaldando y garantizando la confiabilidad de la producción orgánica chilena frente a los mercados de destino (MMA, 2011).

En este marco, la agricultura orgánica alcanzó una superficie de 151.097 hectáreas (periodo 2009-2010), esto es un aumento de un 29% con respecto a la temporada anterior (MMA, 2011).

La agricultura ha participado también en Acuerdos de Producción Limpia (APL), los que tienen por objeto incorporar al sector agrícola las medidas y tecnologías de producción limpia aumentando la eficiencia productiva, previniendo y reduciendo la contaminación generada por la actividad (MMA, 2011).

En mayo de 2007, a través del DS N°156/ 07 del Ministerio de Economía, se establece la Política Nacional de Producción Limpia; la cual define los lineamientos para el período 2007 – 2010 en el sector público y privado, para elevar los estándares ambientales y de competitividad de las empresas chilenas. En el marco de esta política, se han definido normas que establecen los mecanismos de evaluación del cumplimiento de las empresas que los firman, entre ellas, la Norma Chilena 2.807, oficializada en 2009 y la Norma Chilena 2.825, oficializada en 2009 (MMA, 2011).

En ese marco, en el año 2009 se firmaron dos APL en el sector agrícola: “Acuerdo de Producción Limpia: Competitividad y Responsabilidad en la Industria Vitivinícola” y “Acuerdo de Producción Limpia del Sector Agrícola de la Región de Coquimbo” (MMA, 2011).

Entre los objetivos específicos del APL del sector agrícola vitivinícola, se encuentra la prevención y autocontrol respecto del uso sustentable de agroquímicos; en el cual se compromete en un plazo de 24 meses, a establecer una gestión que permita disminuir, en al menos un 10%, el volumen total de plaguicidas aplicados por el conjunto de empresas adheridas (MMA, 2011).

Al mismo tiempo en el APL del sector agrícola vitivinícola, se plantean plazos para que las instalaciones generen un registro mensual con los volúmenes y tipos de plaguicidas aplicados, formulación de un programa fitosanitario, implementación de un registro con las labores asociadas a la aplicación de agroquímicos por unidad productiva, elaboración de un registro de límites máximos de residuos establecidos por el mercado nacional y por los mercados de destino y justificación de la aplicación de plaguicidas, mediante el registro y monitoreo de plagas y enfermedades presentes en el viñedo. También, se ha establecido que el seguimiento y control del APL, será realizado a través de auditorías que den cuenta del cumplimiento de metas y acciones establecidas y, que las instalaciones deberán realizar informes periódicos de auditoría de seguimiento y control (MMA, 2011).

En el APL del sector Agrícola de la Región de Coquimbo, las empresas se comprometieron a: permitir el acceso de un mayor número de productores al cumplimiento de las exigencias de los mercados de destino, almacenamiento seguro de los productos fitosanitarios y, a la aplicación segura y eficiente de productos fitosanitarios. Se definieron indicadores de desempeño y plazos y se estableció que el seguimiento y control, se realizará a través de auditorías que den cuenta del estado de avance de metas y acciones establecidas en el APL (MMA, 2011).

2.- En cuanto a mejorar la salud mediante el progreso medioambiental, examinar los efectos del uso de pesticidas en la salud de los trabajadores agrícolas y las comunidades rurales y, la adopción de estrategias y medidas para reducir el riesgo (OCDE, 2005):

En el año 2008 se aprobó la Política Nacional de Seguridad Química, que tiene por objetivo proteger la salud de las personas y del medio ambiente e incluye un Plan de Acción compuesto por actividades específicas a desarrollar en el corto plazo: 2009 – 2010 y en el mediano plazo: 2010 - 2013. Entre sus objetivos específicos, se plantea promover la difusión, formación, capacitación e investigación en materia de seguridad química y utilizar el RETC como sistema de información (MMA, 2011).

En diciembre de 2008 entró en vigencia la Ley 20.308 sobre protección a los trabajadores en el uso de productos fitosanitarios y en enero de 2010 el D.S N° 5/ 2010 del Ministerio de Salud, que aprueba el reglamento sobre aplicación aérea de plaguicidas para proteger la salud de los trabajadores y la población en general (MMA, 2011).

En diciembre de 2007 entró en vigencia el Decreto N° 157 de 2005, del Ministerio de Salud, correspondiente al Reglamento de Pesticidas de Uso Sanitario y Doméstico, que regula todas las condiciones y procedimientos asociados al transporte, almacenamiento, venta, uso y eliminación de pesticidas de uso sanitario y doméstico. Este decreto representa uno de los principales avances en la materia, que si bien se encontraba normada desde 1998, no presentaba los alcances aquí señalados (MMA, 2011). Dentro sus principales modificaciones se encuentra que las empresas aplicadoras de pesticidas deben contar con una acreditación; para ella, se requiere tener un representante técnico, el cual debe estar en posesión de estudios de al menos 8 semestres académicos y conocimientos afines a la materia; los aplicadores deben contar con capacitación vigente y, además establece que el representante técnico debe estar presente en el momento de la aplicación (MINSAL, 2007).

El Decreto N° 157/ 05 también establece, que las aplicaciones aéreas y en áreas sensibles, deben ser notificadas con 72 horas de antelación. La fiscalización del control y aplicación de los plaguicidas, es efectuada por los Subdepartamentos de Prevención de Riesgos y Salud Laboral, dependientes de las Secretarías Regionales Ministeriales de Salud (MINSAL, 2007).

Por otra parte, en Chile según el decreto 88 del Ministerio de Salud, las intoxicaciones agudas por plaguicidas son de notificación obligatoria; al mismo tiempo, con el fin de responder a la necesidad de conocer el impacto real del uso de los plaguicidas sobre la salud de la población y, para realizar acciones coordinadas por parte de los Servicios de Salud, el país ha implementado una Red Nacional de Vigilancia Epidemiológica de Intoxicaciones Agudas por Plaguicidas (REVEP), para la cual fue necesario el diseño y la validación de instrumentos de notificación y de vigilancia epidemiológica (MINSAL, 2007).

A la REVEP se han incorporado paulatinamente nuevos Servicios de Salud; actualmente se continúa trabajando en la mejora de los análisis e instrumentos de gestión, notificación, vigilancia epidemiológica y en la actualización y difusión de la información ingresada a la red (MINSAL, 2007).

Se han establecido nuevas normativas y modificaciones legislativas tendientes a reducir el riesgo a la exposición y al uso de pesticidas; en este sentido se modificó la Ley 3.557 sobre Protección Agrícola, se ha establecido la notificación obligatoria de Accidentes de Trabajo Graves, para mejorar las condiciones de los trabajadores del sector y se ha prohibido el uso de nuevos COPs plaguicidas como el Lindano, de uso sanitario y doméstico y en fármacos a través del Decreto N° 54/ 2009 (MMA, 2011).

Recientemente se ha prohibido la fabricación, importación, exportación, distribución, venta, tenencia y uso de plaguicidas con Clordecona, Alfa-HCH, Beta-HCH, Pentaclorobenceno, Endosulfán, Alacloro y Aldicarb, por medio de la Resolución Exenta 8.231/ 12 (MINAGRI, 2012).

En el ámbito privado, la Asociación Nacional de Fabricantes e Importadores de Productos Fitosanitarios Agrícolas, AFIPA, ha desarrollado programas de capacitación, cuyas coberturas alcanzaron 28 mil personas al año 2010, incluyendo trabajadores y docentes (MMA, 2011).

3.- Respecto al fortalecimiento de la institucionalidad ambiental, el manejo de las sustancias químicas peligrosas, los compromisos internacionales, en especial los Convenios de Estocolmo, Rotterdam y Basilea, la puesta en práctica de planes nacionales sobre COPs y residuos peligrosos; el fortalecimiento de las actividades de fiscalización, el desarrollo de los registros de liberación y transferencia de contaminantes y, el perfeccionamiento del marco regulatorio para mejorar el manejo de los productos químicos a lo largo de todo su ciclo de vida (OCDE, 2005):

Acerca del fortalecimiento de la institucionalidad ambiental, las recomendaciones dadas por la OCDE, sirvieron de base para las modificaciones realizadas a la ley 19.300 y que derivaron en la actual ley 20.417. Se creó el Ministerio de Medio Ambiente, el Consejo de Ministros para la Sustentabilidad, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medio Ambiente y se complementará con la creación de los Tribunales Ambientales y el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas, cuyos proyectos de Ley se encuentran actualmente en tramitación en el Congreso (MMA, 2011).

Respecto a los acuerdos internacionales en la materia, el país ha ratificado y da cumplimiento a los Convenios de Róterdam, Basilea y Estocolmo y para aumentar la sinergia entre ellos se han realizado esfuerzos para mejorar la coordinación entre los distintos grupos de trabajo (MMA, 2011).

En el marco del Convenio de Estocolmo, Chile fue escogido como uno de los 12 países pilotos para realizar el Plan Nacional de Implementación (PNI), el cual ha finalizado exitosamente su Fase I: 2006 – 2010 y actualmente se ha elaborado y está en revisión la Fase II: 2011 – 2015, que incluirá las medidas específicas para los nuevos COPs. Adicionalmente, se han realizado talleres para difundir temas de la Agenda Química Internacional (MMA, 2011).

Respecto al desarrollo de registros de liberación y transferencia de contaminantes, el país cuenta con el Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC),

que da cuenta de las emisiones de fuentes fijas y móviles para el componente aire. En forma periódica genera informes dirigidos a la comunidad cuya finalidad es garantizar a las personas un acceso adecuado a la información. A la fecha se han elaborado cuatro informes, correspondiendo el cuarto a los años 2005 – 2008, publicado en 2010, por el cual el Ministerio del Medio Ambiente y el grupo nacional coordinador del RETC dan cumplimiento a las actividades comprometidas en la propuesta nacional de implementación y su plan de acción (MMA, 2011).

En la ejecución de políticas ambientales, existe la Política Nacional de Seguridad Química, que se complementa con las Políticas Nacionales de Gestión Integral de Residuos Sólidos y la de Sitios Contaminados. Gracias a ello el país ha logrado fortalecer la institucionalidad vinculada a la gestión de las sustancias químicas, fortalecer y dar coherencia al marco normativo aplicable a ellas y participar activa y coordinadamente en la Agenda Química Internacional (MMA, 2011).

Respecto al manejo de las sustancias químicas peligrosas, el país cuenta con un reglamento de Almacenamiento de Sustancias Peligrosas, del Ministerio de Salud, el cual regula las condiciones básicas de seguridad que deben adoptarse para su almacenamiento (D.S 78/ 10) y considera obligatorio el uso de hojas de datos de seguridad de las sustancias almacenadas según la NCh 2.245/ 2003 (MMA, 2011).

En materia de residuos peligrosos, entró en vigencia el año 2005 el Reglamento Sanitario sobre Manejo de Residuos Peligrosos, el cual se encuentra actualmente en proceso de evaluación para su ajuste a las exigencias de la OCDE. Mediante este reglamento se creó el Sistema de Declaración y Seguimiento de Residuos Peligrosos (SIDREP), desarrollado como sistema electrónico alternativo al formato de declaración en papel. Se han dictado normativas específicas, tales como el D.S 173/ 05 del Ministerio de Salud, sobre reconocimiento de laboratorios privados de caracterización de residuos peligrosos y la Resolución 292/ 05 que fija las metodologías de caracterización de residuos peligrosos (MMA, 2011).

La Evaluación de Medio Término 2005 – 2011, concluye que, a pesar de los notables avances, aún quedan importantes desafíos fundamentalmente respecto al desarrollo de estadísticas e indicadores ambientales, cumplimiento de las metas de la Estrategia Nacional de Biodiversidad y fortalecimiento de los conocimientos científicos que la sustentan y, la definición y puesta en marcha adecuada de una Política Nacional de Recursos Hídricos. Así mismo las respuestas a las recomendaciones deben interpretarse como parte de un proceso de largo aliento y de esta forma sentar las bases para formular propuestas de acciones futuras (MMA, 2011).