

REAB

RED DE ESTUDIOS AMBIENTALES BONAERENSES
| NODO MAR DEL PLATA



CONICET
MAR DEL
PLATA

ÁREA: DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE
INFORMES DE REVISIÓN

AGROQUÍMICOS

Coordinadora general

Dra. Karina S.B. Miglioranza

Autores coordinadores

Dra. Paola M. Ondarza

Dra. Débora J. Pérez

Dra. Erika A. Wolski

Autores colaboradores

Dra. Virginia Aparicio

Dr. Francisco Bedmar

Lic. María Belén Ceretta

Dra. Mariana González

Lic. Lucas Lombardero

Dra. Cecilia Mantecón

Mg. Celeste Molpeceres

Dra. Alejandra Ponce

Dra. Asunción Romanelli

Dra. Diana Villagrán



2021

Red de Estudios Ambientales Bonaerense

Nodo Mar del Plata

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

Centro Científico Tecnológico (CCT) Mar del Plata

Coordinador de la REAB-MDP:

Dr. Leonardo Curatti

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología (INBIOTEC-CONICET-UNMDP)

Coordinador alternativo de la REAB-MDP:

Dr. Tomás Luppi

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC-CONICET-UNMDP)



Informes de revisión. Área: Disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire: Agroquímicos.



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons
Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.

Miglioranza, K.S.B. (Ed.). (2021). *Informes de revisión. Área: Disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire: Agroquímicos*. (Informes de revisión. Área: Disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire, 102 pp.). REAB-MDP.

Informes de revisión | Área temática:

DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE

AGROQUÍMICOS

Coordinadora general:

Dra. Karina S.B. Miglioranza

Grupo Ecotoxicología y Contaminación Ambiental. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC-CONICET-UNMDP). Fac. Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP).

Autores coordinadores *(por orden alfabético)*

Dra. Paola M. Ondarza

Grupo Ecotoxicología y Contaminación Ambiental, Fac. Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), IIMyC-CONICET

Dra. Débora J. Pérez

Instituto de Innovación para la Producción Agropecuaria y el Desarrollo Sostenible (IPADS Balcarce). EEA INTA Balcarce-CONICET

Dra. Erika A. Wolski

Grupo de Ingeniería Bioquímica, Fac. de Ingeniería, UNMDP, Instituto de Ciencia y Tecnología de alimentos y ambiente (INCITAA) (CIC-UNMDP)

Autores colaboradores *(por orden alfabético)*

Dra. Virginia Aparicio

EEA INTA Balcarce-CONICET

Dr. Francisco Bedmar

Facultad de Ciencias Agrarias, UNMDP

Lic. María Belén Ceretta

Grupo de Ingeniería Bioquímica, Fac. de Ingeniería, UNMDP, Instituto de Ciencia y Tecnología de alimentos y ambiente (INCITAA) (CIC-UNMDP)

Dra. Mariana González

Grupo Estresores Múltiples Ambientales, Fac. Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET

Lic. Lucas Lombardero

Grupo Ecotoxicología, Fac. Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET

Dra. Cecilia L. Mantecón

Instituto de Geología de Costas, UNMDP-CIC

Mg. Celeste Molpéceres

Grupo de Estudios Sociourbanos, Centro de Estudios Sociales y Políticos, Facultad de Humanidades, UNMDP

Dra. Alejandra Ponce

Grupo de Investigación en Ingeniería en Alimentos (GIIA), Fac. de Ingeniería, UNMDP, Instituto de Ciencia y Tecnología de alimentos y ambiente (INCITAA) (CIC-UNMDP)

Dra. Asunción Romanelli

Grupo Hidrogeología, Fac. Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET, Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCyC-CIC)

Dra. Diana Villagrán

Grupo Ecotoxicología, Fac. Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET

Diseño de tapa y edición de interiores

Bib. A. Matías Cánepa

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología (INBIOTEC-CONICET)

PRÓLOGO

Es propio de nuestra realidad el reconocimiento de diversos y numerosos problemas ambientales, que van de la escala local a la global como la pérdida de biodiversidad, el calentamiento global, la contaminación por agroquímicos, los residuos urbanos, los metales pesados, la deforestación, la desertificación, la escasez de agua segura, entre otros. Entendemos que estos problemas no surgen de manera aislada, sino que se articulan como emergentes de un sistema de desarrollo humano a nivel mundial que nos pone ante problemáticas de gran complejidad, sobre las cuales debemos aunar nuestros esfuerzos para abordarlas.

En este contexto, como miembros de la comunidad científica relacionados con la educación y la investigación ambiental formamos parte de un proceso fundamental, complejo y en continuo desarrollo, orientado a la búsqueda de caminos que posibiliten la construcción de una sociedad justa, participativa, diversa y consciente.

La Red de Estudios Ambientales Bonaerenses (REAB: <https://reab.conicet.gov.ar/>) es una de las Redes Institucionales Orientadas a la Solución de Problemas (RIOSPs) del CONICET. La REAB ha sido creada por iniciativa de los cinco Centros Científico-Tecnológicos (CCTs) del CONICET de Buenos Aires: Bahía Blanca, Junin, La Plata, Mar del Plata y Tandil. La misión general de la REAB es: 1) Fomentar en forma local y regional el intercambio de información vinculada con el medio ambiente de la región; 2) Desarrollar programas y proyectos multidisciplinarios para la generación de conocimiento; 3) Llevar a cabo evaluaciones y vigilancia ambiental, manejo y regulación de los recursos ambientales; 4) Desarrollar tecnologías ambientales; y 5) Asesorar a entes gubernamentales, con el objetivo general de contribuir a promover la calidad de vida de los habitantes de la región. El Nodo Mar del Plata, y zona de influencia, de la REAB (<https://mardelplata-conicet.gob.ar/reab/>) se ha comenzado a organizar en noviembre de 2018, y su estructura interna y representantes ha sido formalmente convalidada por CONICET Central en julio de 2020. En la actualidad la REAB Mar del Plata cuenta con la adhesión de más de 250 miembros, principalmente del sistema científico local y con lugares de trabajo en las distintas dependencias (Unidades Ejecutoras) del CCT-CONICET Mar del Plata y la Universidad Nacional de Mar del Plata.

Desde su comienzo, la REAB Nodo Mar del Plata conforma grupos de trabajo de especialistas en torno a proyectos solicitados por distintos organismos gubernamentales que se canalizan desde la coordinación general de la REAB, y proyectos que surgen por iniciativa propia del Nodo regional, que en su mayoría se enfocan a problemáticas ambientales locales.

En el marco del **Área: Contaminación de aire, suelos y agua**, surgió la necesidad de generar documentos de recopilación bibliográfica disponible acerca de las investigaciones llevadas a cabo durante los últimos 20 años, sobre temáticas de interés para la comunidad científica, entes gubernamentales y la sociedad en general. Es un documento que contribuye a brindar información y actualización sobre el estado de la situación ambiental actual referente a la temática **AGROQUÍMICOS**.

La información recabada fue tomada de fuentes fidedignas, tales como publicaciones en revistas nacionales e internacionales, actas de congreso, documentos de entidades públicas o privadas certificadas, Tesis de Grado y Posgrado, legislación y normas de regulación. Dicha información fue recopilada de estudios realizados en la zona de Influencia del CCT-Mar del Plata (Partidos de Gral. Pueyrredón, Lobería, Necochea, Balcarce, Mar Chiquita, Partidos de La Costa y Gral. Alvarado).

El documento generado está dirigido a constituir una herramienta de información y estrategia de comunicación que contribuya a empoderar a la comunidad en el conocimiento y alcances actuales y futuros de situaciones ambientales. Se espera que, con la socialización de este conocimiento, se promuevan procesos de concientización, sensibilización ambiental e impulsen acciones concretas para implementación de políticas públicas y toma de decisiones. Además, es un documento que puede ser utilizado en la Educación ambiental formal e informal, aportando no solo conceptos sino también apoyándose en información local.

El texto se estructura de manera de cubrir los temas más relevantes de la temática **AGROQUÍMICOS**.

AGRADECIMIENTOS

Para poder llevar a cabo este documento de revisión se requiere de la concurrencia de esfuerzos y aporte de personas. En este sentido, los coordinadores y autores de este documento agradecen a todos aquellos miembros de la REAB que han contribuido con el envío de documentos y publicaciones vinculadas al tema “AGROQUÍMICOS”. Asimismo, desean agradecer a las instituciones y autores de trabajos de investigación que han sido contactados y que han proporcionado mayor información acerca de sus iniciativas.

Contenido

Introducción	10
1. Agroquímico, fitosanitario, plaguicida, pesticida, agrotóxico: conceptos y definiciones	11
2. Clasificación de los plaguicidas. Usos en la región	14
3. Distribución de los agroquímicos en el ambiente: suelo, agua y aire	21
3.1. Definición de compartimentos o matrices ambientales	22
3.2. Dispersión de los plaguicidas e ingreso a los ecosistemas.....	23
3.3. Contaminación de suelos. Procesos de adsorción/desorción	25
3.4. Contaminación de aguas superficiales y subterráneas.	38
3.5. Contaminación del aire.....	44
3.6. Procesos de bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación	46
3.6.1. Organismos terrestres.....	46
3.6.2. Organismos acuáticos.....	47
3.6.3. Plantas comestibles	51
4. Procesos de degradación-transformación	53
4.1. Degradación físico – química	53
4.2. Transformación biológica y microbiana.....	53
5. Efectos de plaguicidas en el ambiente	56
5.1. Efectos sobre organismos no-blanco de acción.....	56
5.2. Eutrofización de ambientes acuáticos	63
5.3. Evaluación del riesgo ecológico ambiental	68
6. Impacto sobre la salud humana	72
7. Estrategias de remediación de agroquímicos.....	78
8. Marco Jurídico aplicable al uso de agroquímicos	80
Consideraciones finales.....	92
Referencias bibliográficas	94

Introducción

La agricultura tiene un rol central tanto en la provisión de alimentos a nivel nacional e internacional como en el desarrollo socio-económico de la Argentina. En el caso de la agricultura argentina, ha sido precursora en la aplicación de la tecnología de siembra directa, de uso de información y agricultura de precisión, además de la incorporación de biotecnología. La “agriculturización” se define como el uso creciente y continuo de las tierras para cultivos agrícolas en lugar de usos ganaderos o mixtos.

Este proceso de agriculturización, se asocia con cambios tecnológicos, intensificación ganadera, incrementos en la frecuencia de riego, expansión de la frontera agropecuaria y está fuertemente relacionado con el desarrollo de producciones orientadas al monocultivo (Navarete y col., 2015). En este proceso de intensificación agrícola, se utilizan agroquímicos, como plaguicidas, fertilizantes, fármacos, entre otros, que por un lado promueven la sanidad de los cultivos, propiciando aumentos de los rendimientos, y por otro lado, se pueden liberar al ambiente, afectando la calidad de ecosistemas.

Como consecuencia del uso masivo continuado a escala mundial de agroquímicos, la agricultura industrial se ha convertido en una de las principales causas de la contaminación y degradación de los ecosistemas terrestres y acuáticos, sin atender el umbral de daño ecológico que pueden provocar.

En este documento se focalizará en el relevamiento de los estudios que da cuenta de la presencia, el destino ambiental y los efectos que los agroquímicos pueden provocar en los diferentes organismos, incluyendo humanos y abarcando ecosistemas terrestres y acuáticos.

1. Agroquímico, fitosanitario, plaguicida, pesticida, agrotóxico: conceptos y definiciones

Cuando se hace mención a los términos agroquímico, fitosanitario, plaguicida, pesticida y agrotóxico, surgen dudas de cuál de ellos utilizar, o si alguno es semánticamente correcto respecto a otro. Por esta razón, es importante definir cada uno de estos términos, y utilizarlos bajo este criterio a lo largo del documento.

En principio, una de las respuestas de que término utilizar, está en relación con la connotación que se quiera emplear más que por la semántica de cada término. Si nos centramos en la tendencia actual, el término más ampliamente utilizado es agroquímico. De este modo, definimos **agroquímico** como el término que contempla a algunos de los productos químicos utilizados en las actividades agropecuarias, tales como fertilizantes, plaguicidas, fitorreguladores, y algunos antibióticos.

Por su parte, el uso del término fitosanitario (producto fitosanitario) es empleado principalmente dentro del ámbito productivo y gubernamental, por entidades como, la Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes (CASAFE), la Cámara de la Industria Argentina de Fertilizantes y Agroquímicos (CIAFA) y el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA), para hacer mención al término agroquímico.



Definición de la CASAFE: “Los productos fitosanitarios, también llamados agroquímicos, son sustancias que protegen la sanidad de las plantas, y con ello nuestros alimentos. Pueden ser de origen biológico o de síntesis química. Permiten minimizar o impedir el daño que las plagas pueden causar a los cultivos, y por lo tanto, afectar el rendimiento y la calidad de la producción de los alimentos. Según la plaga que controlen pueden ser acaricidas, fungicidas, insecticidas y herbicidas, según controlen ácaros, hongos, insectos o malezas, respectivamente”

(<https://www.casafe.org/institucional/actividades/>)

Por otro lado, están los términos **plaguicida** y **pesticida**, estos son empleados de forma equivalente, el primero hace mención a las plagas y el otro es una traducción del inglés “pest”, que significa plaga. Actualmente, existen muchas definiciones de ambos vocablos, tomaremos la que utiliza la Organización Mundial de la Salud (OMS), porque consideramos que es más abarcativa y hace mención a ciertos aspectos que serán abordados en este documento.



Definición de la OMS: “Compuesto químico que se usa para matar plagas, incluidos insectos, roedores, hongos y plantas no deseadas (malezas). Los plaguicidas se usan en la salud pública para matar vectores de enfermedades, como los mosquitos, y en la agricultura, para matar las plagas que dañan los cultivos. Por su naturaleza, los pesticidas son potencialmente tóxicos para otros organismos, incluidos los humanos, y deben usarse de manera segura y eliminarse adecuadamente”. En este sentido, se puede apreciar que el término plaguicidas no incluye normalmente los fertilizantes, nutrientes de origen vegetal o animal, aditivos alimentarios ni medicamentos para animales.

Estados Unidos (USEPA), la Agencia Reguladora de Manejo de Plagas de Canadá (PMRA), la Comisión Europea (EC) tienen sus propias definiciones de los términos plaguicidas con pequeñas salvedades en cada una, que deben ser tenidas en cuenta al momento de hacer mención a cada una.



USEPA: <https://www.epa.gov/minimum-risk-pesticides/what-pesticide>.

PMRA: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/cps-spc/alt_formats/pdf/pubs/pest/fact-fiche/regulation-Pesticides-reglementation-eng.pdf

EC: <https://ec.europa.eu/assets/sante/food/plants/pesticides/lop/index.html>

(<https://www.who.int/topics/pesticides/en/>)

Por último, mencionaremos el término **agrotóxico**, el cual es un vocablo más moderno que está siendo empleado de forma creciente en la sociedad. Este término constituye una construcción social del vocablo agroquímico, que surge de la percepción pública referente a la existencia comprobada de los riesgos involucrados al uso y exposición a los agroquímicos (Iturralde, 2014).

También, mencionamos a los **fertilizantes**, que son muy utilizados en la agricultura, ya que contienen tres nutrientes básicos para el desarrollo de las plantas, como nitrógeno, fósforo y potasio. Algunos fertilizantes también pueden contener micronutrientes, como zinc u otros metales esenciales (EPA, 2020). Los más utilizados son urea, fosfato monoamónico, fosfato diamónico y sulfato de calcio.

A lo largo del presente documento, se utilizarán los términos agroquímico, plaguicida y fertilizante.

2. Clasificación de los plaguicidas. Usos en la región

Los plaguicidas se pueden clasificar de diversas formas, considerando los siguientes criterios: según la plaga sobre la que actúa (herbicidas, insecticidas, fungicidas, acaricidas, etc.) (Figura 1), o según el grupo químico (organoclorados, organofosforados, piretroides, carbamatos, triazinas, triazoles, etc.). También se puede considerar su comportamiento en la planta, modo y/o mecanismo de acción, especificidad y vías de ingreso. Para definir los mecanismos de acción de los plaguicidas, seguiremos la clasificación de acuerdo con el hospedante sobre el cual actúan.

Los **herbicidas** son utilizados para combatir malezas que se desarrollan en los suelos bajo cultivo. Actúan sobre una ruta metabólica específica de plantas, como, la fotosíntesis, germinación, división celular, síntesis de biomoléculas (aminoácidos, lípidos), sistema hormonal, entre otros, y finalmente inducen la muerte la planta.

Varios mecanismos de acción de herbicidas están relacionados con la interrupción y afectación del proceso fotosintético. Algunos herbicidas interfieren en la cadena de transporte de electrones de este proceso vital de las plantas, produciendo una reducción paulatina en la síntesis de carbohidratos. Ejemplos de este tipo de herbicidas son del grupo triazina, como la atrazina y la simazina. Otros herbicidas como el paraquat y diquat compiten por moléculas de importancia energética durante la fotosíntesis, provocando un desbalance en el sistema antioxidante, que lleva a la ruptura de los lípidos de las membranas celulares. También ciertos herbicidas actúan inhibiendo la síntesis pigmentos clorofílicos, como carotenoides y clorofilas, impidiendo el proceso fotosintético. Los herbicidas que afectan el crecimiento de la planta, están relacionados al sistema hormonal de las plantas. Estos herbicidas son aquellos que su estructura molecular mimetiza alguna hormona vegetal natural, provocando un desbalance en el sistema hormonal y un crecimiento descontrolado de la planta. El herbicida 2,4-D es un ejemplo, el cual su estructura molecular es similar a la hormona natural vegetal, auxina. Otros herbicidas, afectan la germinación de las semillas, por medio de la inhibición de la división celular y el posterior desarrollo del cuerpo vegetal. El clorimurón-etil, trifluralina, pendimetalin, metsulfuron-metil son

ejemplos de este tipo de herbicidas. Existen herbicidas, que interfieren en la biosíntesis de moléculas esenciales para la vida de la planta. Ejemplo de este tipo es el glifosato, que bloquea la biosíntesis de ciertos aminoácidos. Otros afectan la biosíntesis de lípidos, impidiendo el desarrollo de las membranas celulares.

Los **fungicidas** son plaguicidas sintetizados con el objetivo de eliminar, repeler o mitigar el efecto de hongos patógenos de los cultivos. Del mismo modo que los herbicidas, el mecanismo de acción de los fungicidas está relacionado a la afectación de distintas rutas metabólicas. Algunos fungicidas inhiben la respiración celular fúngica, como los triazoles (azoxistrobina, piroclastrobin), otros interfieren en la biosíntesis de ergosterol, una biomolécula esencial para el desarrollo de la pared celular fúngica, como el grupo de los conazoles (tebuconazol, epoxiconazol, metconazol). Fungicidas del grupo de los benzimidazoles, como el carbendazim, actúan inhibiendo la síntesis de proteínas, que producen la inhibición de la germinación de las esporas. Asimismo, otros fungicidas se llaman multisitio, porque interfieren en distintas rutas metabólicas, como los ditiocarbamatos, mancozeb y zineb, otros como clorotalonil.

Los **insecticidas** son plaguicidas sintetizados para eliminar insectos considerados plagas de los cultivos. Basados en su mecanismo de acción pueden agruparse en insecticidas neurotóxicos, inhibidores de la respiración celular, inhibidores del crecimiento, entre otros.

Los insecticidas neurotóxicos, son aquellos que inducen una estimulación prolongada del impulso nervioso, ya sea por la inhibición de la enzima colinesterasa (ejemplos, carbamatos y organofosforados), por el mimetismo del neurotransmisor acetilcolina (ejemplos, neonicotinoides como imidacloprid, acetamiprid) o la activación de canales de cloro o sodio (ejemplos piretroides y piretrinas), entre otros. Otros insecticidas, interfieren en la ruta metabólica de la quitina o en el sistema hormonal, lo que provoca una detección del desarrollo de insectos. Asimismo, otros insecticidas interfieren en la respiración celular, inhibiendo la cadena de transporte de electrones de las mitocondrias, como los insecticidas organoclorados.

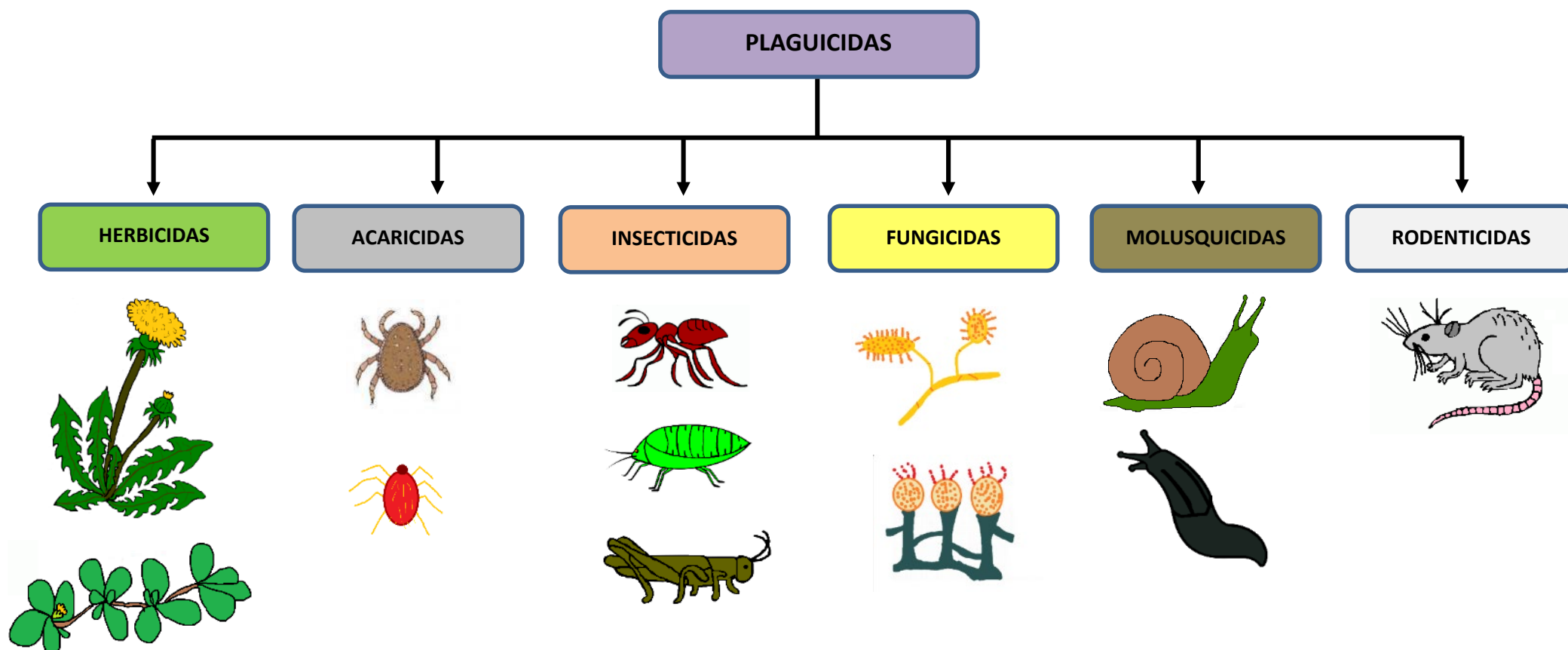


Figura 1: Clasificación de los plaguicidas según el hospedador sobre el que actúan.

Los Plaguicidas Organoclorados (POCs), debido a sus propiedades físico-químicas, las cuales involucran alta persistencia, son volátiles, hidrofóbicos, con toxicidad crónica (carcinogénicos, teratogénicos, mutagénicos y disruptores endocrinos) han generado diferentes problemas ambientales debido a que se bioacumulan y producen efectos adversos sobre la salud humana y los organismos. En consecuencia, este comportamiento de los POCs incrementó el interés y la preocupación mundial por lo cual, fueron prohibidos e incluidos en el grupo de Contaminantes Orgánicos Persistentes del Convenio de Estocolmo, perteneciente al Programa de Naciones Unidas para el Medioambiente, (UNEP de su sigla en inglés, www.chm.pops.int). Este convenio promueve la regulación de la producción y uso de los POCs, y está integrado por 127 países firmantes. Particularmente, Argentina desde el año 2004, forma parte de dicho convenio. En este sentido, en las últimas décadas los POCs se han dejado de utilizar y han sido reemplazados por plaguicidas con menor capacidad de acumulación y con menor tiempo de vida media, (Alvarez y col., 2007).

En la Tabla 1 se realiza una descripción de las principales propiedades físico-químicas y ambientales más destacadas de los plaguicidas (herbicidas, insecticidas y fungicidas) encontrados en distintas matrices ambientales de la zona de estudio del presente informe.

En la zona de estudio del presente documento se desarrollan, cultivos extensivos a campo, cultivos intensivos (hortícolas), bajo cubierta o a campo, ganadería extensiva pastoril y en confinamiento (Figura 2) entre otras actividades. En la Tabla 2, se resumen los principales cultivos extensivos desarrollados durante la campaña 2019-2020, según las estimaciones realizadas por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Asimismo, se mencionan los distintos agroquímicos (curasemillas, plaguicidas y fertilizantes) que son más frecuentes de emplearse en cada uno de los cultivos, según lo relevado en estudios previos.

Tabla 1: Propiedades físico-químicas de los plaguicidas de uso actual^a detectados en la zona de estudio.

Plaguicida	Grupo químico	Solubilidad en agua (mg/L a 20°C)	Volatilidad (Pa m ³ /mol a 25°C)	T _{1/2} ^b	Koc ^c (Kfoc) ^d	Log Kow ^e (pH 7 a 20°C)
Herbicidas						
2,4-D	Ácido fenoxiacético	24300 (+++)	4,0 x 10 ⁻⁰⁶ (+)	4,4 (+)	39,3 (+++)	-0,82 (+)
Acetoclor	Cloroacetamida	282 (++)	2,1 x 10 ⁻⁰³ (+)	14 (+)	156 (++)	4,14 (+++)
Atrazina	Triazina	35 (+)	1,50 x 10 ⁻⁰⁴ (+)	75 (++)	100 (++)	2,70 (++)
Dicamba	Ácido Benzoico	250000 (+++)	1,0 x 10 ⁻⁰⁴ (+)	4.0 (+)	12,36 (++++)	-1,88 (+)
Flurocloridona	Pirrolidona	21,9 (+)	2,4 x 10 ⁻⁰³ (+)	53 (++)	700 (+)	3,36 (++)
Glifosato	Fosfonoglicina	10500 (+++)	2,10 x 10 ⁻⁰⁷ (+)	15 (+)	1424 (+)	-3,20 (+)
Metolacloro	Cloroacetamida	530 (++)	2,40 x 10 ⁻⁰³ (+)	90 (++)	120 (++)	3,40 (++)
Metsulfurón-metil	Sulfunilureas	2790 (++)	2,87 x 10 ⁻⁰⁶ (+)	10 (+)	12 (++++)	-1,87 (+)
Paraquat	Bipiridos	620000 (+++)	4,00 x 10 ⁻¹² (+)	3000 (++++)	1000000 (n.m.)	-4,50 (+)
Trifluralina	Dinitroanilina	0,221 (+)	10,2 (+++)	133,7 (+++)	15800 (n.m.)	5,27 (+++)
Insecticidas						
Cipermetrina	Piretroide	0,009 (+)	0,31 (++)	22,1 (+)	307558 (n.m.)	5,55 (+++)
Clorpirifós ^f	Organofosforado	1,05 (+)	0,478 (++)	386 (++++)	5509 (n.m.)	4,70 (+++)
Clotianidina	Neonicotinoide	340 (++)	2,9 X 10 ⁻¹¹ (+)	545 (++++)	123-163 (++)	0,905 (+)
Imidacloprid	Neonicotinoide	610 (++)	1,7 x 10 ⁻¹⁰ (+)	191 (++)	225 (++)	0,57 (+)
Lambdacialotrina	Piretroide	0,005 (+)	2.00 x 10 ⁻⁰² (+)	175 (++)	283707 (n.m.)	5,50 (+++)
Fungicidas						
Azoxistrobina	Estrobilurina	6,70 (+)	7,40 x 10 ⁻⁰⁹ (+)	78 (++)	589 (+)	2,50 (++)
Carbendazim	Benzimidazol	8,00 (+)	3,60 x 10 ⁻⁰³ (+)	40 (++)	225 (++)	1,48 (++)
Epoxiconazol	Triazol	7,10 (+)	1,649 x 10 ⁻⁰⁵ (+)	353,5 (+++)	894 (+)	3,30 (++)
Mancozeb	Ditiocarbamato	6,20 (+)	6,17 x 10 ⁻⁰² (+)	0,05 (+)	998- 771 (+)	2,30 (++)
Tebuconazol	Triazol	36 (+)	1,00 x 10 ⁻⁰⁵ (+)	63 (++)	769 (+)	3,70 (++)
Piraclostobin	Estrobilurina	1,90 (+)	5.31 x 10 ⁻⁰⁶ (+)	41,9 (++)	9304 (n.m.)	3,99 (+++)

Los signos + indican la potencialidad creciente de cada propiedad. ^a información obtenida de la Pesticide Properties DataBase (<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>); ^b Tiempo de vida media en días para un suelo típico bajo aerobiosis; ^c Signos + indican capacidad de movilizarse en el suelo; ^d Kfoc: Constante de Freundlich de absorción al suelo, se utilizó en caso de no obtener información del Koc; ^e Signos + indican capacidad de bioacumularse en la biota; ^f: Clorpirifós sinónimo de clorpirifós-etil; n.m.; no móvil en suelo.

Tabla 2: Estimación de los cultivos desarrollados durante la campaña 2019-2020 y descripción de los plaguicidas y fertilizantes más utilizados en la zona de estudio

Cultivo (hectáreas ^a)	Curasemillas	Plaguicidas utilizados a campo	Fertilizantes
Soja (366.050)	Piroclastrobin, carbendazim	Glifosato, 2,4-D, metsulfuron metil, imidacloprid, epoxiconazol, tebuconazol, carbendazim, cipermetrina, azoxistrobina, clorpirifós, piraclostrobin	Fosfato monoamónico, fosfato diamónico, urea, mezcla de fósforo y azufre.
Trigo (208.000)	Tebuconazol, carbendazim	Glifosato, metsulfuron-metil, dicamba, 2,4-D, epoxiconazol, tebuconazol, clorpirifós, azoxistrobina, carbendazim, piraclostrobin, lambdacialotrina, propioconazol, ciproconazol, Kresoxim-metil	Fosfato monoamónico, fosfato diamónico, urea, mezclas de nitrógeno, fósforo, calcio y azufre.
Girasol (199.500)	Imidacloprid, clotianidina	Glifosato, 2,4-D, flurocloridona, paraquat, metolacolor, acetocloro, lambdacialotrina, cipermetrina, clorpirifós, azoxistrobina, epoxiconazol, piraclostrobin	Fosfato diamónico, urea.
Maíz (186.200)	Imidacloprid, clotianidina	Glifosato, atrazina, acetoclor, tebuconazol, epoxiconazol, azoxistrobina, clorpirifós, lambdacialotrina, mancozeb, piraclostrobin, ciproconazol,	Fosfato monoamónico, fosfato diamónico, urea, mezcla de fósforo y azufre.
Cebada (142.100)	Tebuconazol, carbendazim	Glifosato, metsulfuron-metil, dicamba, 2,4-D, epoxiconazol, tebuconazol, azoxistrobina, carbendazim, clorpirifós, lambdacialotrina, piraclostrobin, propioconazol, ciproconazol, Kresoxim Metil	Fosfato monoamónico, fosfato diamónico, urea, mezclas de nitrógeno, fósforo, calcio y azufre.
Avena (31.340)	n.r.	Glifosato, metsulfuron-metil, dicamba	Fosfato diamónico.
Sorgo (2.100)	Imidacloprid, clotianidina	Glifosato, atrazina, acetoclor, tebuconazol, epoxiconazol, azoxistrobina, clorpirifós, lambdacialotrina, mancozeb, piraclostrobin, ciproconazol	Fosfato monoamónico, fosfato diamónico, urea, mezcla de fósforo y azufre.
Alpiste (1.200)	n.r.	Glifosato, 2,4-D, flurocloridona, azoxystrobina	n.r.

^a Total estimado de superficie sembrada en los Partidos de Balcarce, General Alvarado, General Pueyrredón, Lobería, Mar Chiquita y Necochea, no hay registros para el Partido de La Costa. Información obtenida de: <https://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones>; a: información compilada de: https://www.agro.unlp.edu.ar/sites/default/files/paginas/informe_agroquimicos_comprimido.pdf, n.r.: no reportado

Los cultivos frutihortícolas que se desarrollan en la zona, comprenden más de 50 especies (de pepita, de hoja y fruto), y su producción se concentra principalmente en el Cinturón Frutihortícola del Partido de General Pueyrredón y en el cinturón verde la Ciudad de Balcarce. En este tipo de producción, se emplean diversos insumos, plaguicidas, fertilizantes y enmiendas orgánicas, tales como las camas de pollo, guano y estiércol derivados de residuos de otras de producciones de la zona, como la producción avícola y ganadera, las cuales aportan nutrientes y mantienen la estructura del suelo (Figura 2).



Cultivos de maíz y soja a gran escala



Cultivos hortícolas a campo
(Cinturón Frutihortícola Mar del Plata)



Cultivo hortícola bajo cubierta
(Cinturón Frutihortícola Mar del Plata)



Cultivo de frutales con protección
(Cinturón Frutihortícola Mar del Plata)



Ganadería vacuna pastoril
(Partido de Balcarce)

Figura 2: Distintos usos de la tierra por actividades agropecuarias (agricultura, horticultura y ganadería) en la zona de estudio.

3. Distribución de los agroquímicos en el ambiente: suelo, agua y aire

Luego de su aplicación, los agroquímicos pueden ingresar a la atmósfera, penetrar en el suelo, ser incorporados en ciclos biogeoquímicos, ser absorbidos por plantas y animales, ser arrastrados por agua y aire y así alcanzar cuerpos de agua aledaños a los cultivos. El destino ambiental de los plaguicidas depende de sus propiedades físico-químicas, así como de las condiciones ambientales. Las propiedades físicas y químicas del plaguicida determinan el grado de retención en el suelo (movilidad del suelo), y su capacidad de movilizarse o transportarse. De este modo, definiremos algunas de las propiedades físico-químicas intrínsecas de los plaguicidas que pueden predecir su comportamiento y destino ambiental.

- **Volatilidad**: esta propiedad representa la tendencia del compuesto a pasar a la fase gaseosa. La volatilidad de las sustancias orgánicas depende de su presión de vapor, del estado físico en que se encuentren y de la temperatura ambiente. La volatilidad se mide a partir de la constante de la Ley de Henry (H) la cual describe la tendencia de un compuesto a volatilizarse del agua o suelo húmedo. El valor se calcula usando la presión de vapor, solubilidad en agua y peso molecular del compuesto. Un valor alto de H indica que un plaguicida tiene un potencial elevado para volatilizarse desde el suelo húmedo (www.ine.gob.mx).
- **Persistencia**: las uniones químicas artificiales de sus estructuras les brinda estabilidad y escasa biodegradabilidad de sus moléculas por lo cual, pueden persistir desde semanas hasta décadas, dependiendo de las características del ambiente. La persistencia se mide en el tiempo de vida media.
- **Tiempo de vida media ($t_{1/2}$)**: se refiere al tiempo (días) requerido para reducir el 50% de la cantidad de un compuesto por degradación a partir de su concentración inicial. El $t_{1/2}$ puede variar debido a la comunidad microbiana, el pH, la humedad y la temperatura, entre otros factores. Así, la $t_{1/2}$ de los plaguicidas se asocia a su persistencia en el ambiente clasificándolos en:

- Baja persistencia cuando el $t_{1/2} \leq 30$ días
- Moderadamente persistentes cuando el $31 \text{ días} < t_{1/2} < 99 \text{ días}$
- Persistentes cuando $t_{1/2} > 100$ días
- **Coeficiente de adsorción (Koc):** en suelos y sedimentos la adsorción o afinidad de los agroquímicos por la materia orgánica es indicada por el coeficiente de adsorción, el cual hace referencia a la partición del agroquímico entre la fase orgánica del suelo y la solución (agua). Los compuestos con altos valores de adsorción (alto Koc) quedarán retenidos más fácilmente en el suelo, reduciendo el lavado superficial (escorrentía) y/o su migración vertical hacia la napa freática (lixiviación).
- **Coeficiente de partición n-octanol-agua (Kow):** es una medida de la solubilidad de una sustancia química entre dos solventes inmiscibles, agua (solvente polar) y n-octanol (solvente relativamente no polar, que representa la fracción orgánica de lípidos y materia orgánica). El coeficiente puede calcularse con la siguiente fórmula:

$$K_{ow} = \frac{C_{\text{octanol}}}{C_{\text{agua}}}$$

dónde: C_{octanol} es la concentración molar del compuesto en la fase orgánica (representado por el octanol) y C_{agua} es la concentración molar del compuesto en la fase acuosa. En este sentido, el log Kow es un coeficiente que se utiliza para predecir la capacidad de un compuesto de bioacumularse en los organismos, utilizando a los lípidos como un análogo de la fase orgánica. Mientras más alto es el valor de log Kow, el compuesto es más lipofílico y tiene más tendencia de bioacumularse en los organismos.

3.1. Definición de compartimentos o matrices ambientales

Las matrices o compartimentos ambientales se refieren a los elementos constituyentes de un ecosistema en donde pueden hallarse contaminantes después de su emisión. Así, las principales matrices donde los agroquímicos pueden llegar son: agua superficial (ríos, arroyos, lagos, mar, entre otros), agua subterránea, agua de lluvia, sedimentos, suelo, aire y biota (organismos vegetales y animales).

3.2. Dispersión de los plaguicidas e ingreso a los ecosistemas

La aplicación de los agroquímicos sobre los cultivos puede contaminar los suelos y biota (plantas y animales) del lugar donde se aplican, pero también pueden contaminar otros ambientes movilizándose a través del mismo, ya sea por deriva, escorrentía superficial, lixiviación, volatilización, entre otros, siendo un proceso dinámico (Allsopp y Erry, 2000; Aparicio y col., 2017; Suárez y col., 2013). Por lo tanto, la contaminación del ambiente por agroquímicos puede ocurrir a través de diferentes procesos (Figura 3):

- Los plaguicidas pueden infiltrarse en el suelo. Este proceso se denomina **lixiviación** y ocurre cuando el agroquímico puede desplazarse verticalmente a través del perfil del suelo, pudiendo alcanzar el agua subterránea.
- Pueden ser transportados por el viento a través de **deriva aérea**. La misma constituye el desplazamiento de un agroquímico desde el momento de su aplicación, por el efecto de las masas de aire.
- **Escorrentía**. es un proceso físico que consiste en el escurrimiento superficial del agua, que cae de las precipitaciones o por exceso de riego, y discurre por la acción de la gravedad, sin infiltrarse en el suelo, y llegar a cursos de agua superficiales.
- Los agroquímicos también pueden pasar a su fase gaseosa, del suelo y/o agua, y así quedar suspendidos en el aire o adheridos al material particulado de la atmósfera. A este proceso se lo denomina **volatilización**. Una vez que los agroquímicos se volatilizan, pueden trasladarse a otro sitio a través del transporte atmosférico.

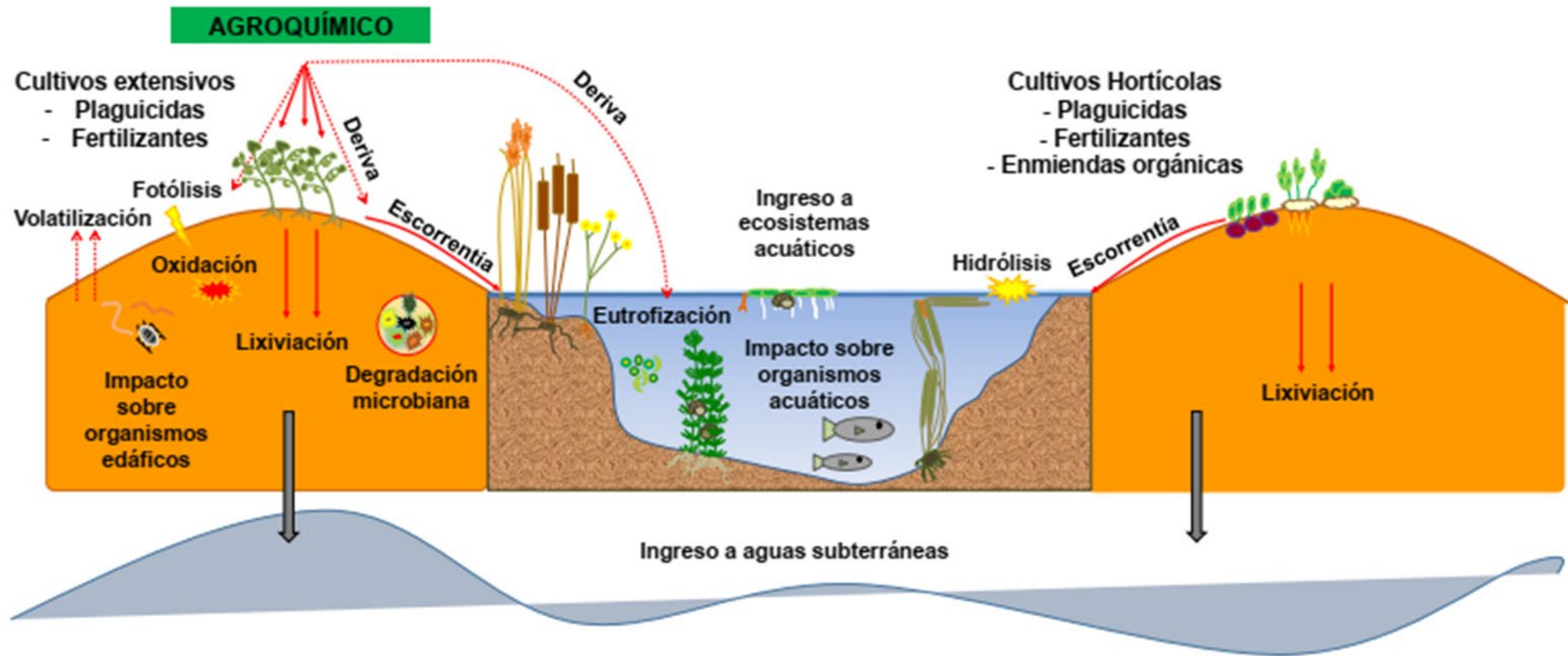


Figura 3: Dinámica de los agroquímicos en el ambiente. Adaptado de Pérez y col., (2017c).

Las fuentes de contaminación por agroquímicos pueden clasificarse en fuentes puntuales y difusas. Las fuentes puntuales, son las que se originan desde un único punto de descarga y se encuentran principalmente asociadas a la manipulación de los agroquímicos durante el transporte, almacenamiento, preparación de mezclas y limpieza. Como por ejemplo, envases plásticos, acopio de envases vacíos, lavado de mochilas, descargas directas de los agroquímicos provenientes de las fábricas de producción que pueden contaminar lagos, ríos, liberación de los incineradores que pueden contaminar el aire, etc. (Allsopp y Erry, 2000). Mientras que las fuentes difusas son aquellas que no se originan desde un único punto de descarga. Por ejemplo, una fuente no puntual de contaminación hídrica afecta los cuerpos de agua desde fuentes como escorrentías de áreas agrícolas que drenan hacia los ríos. Si bien todos estos contaminantes se han originado en una fuente puntual, la capacidad de transporte a gran escala y las múltiples fuentes de contaminación la transforman en una fuente de contaminación no puntual. Es por ello que la agricultura en general es considerada una fuente de contaminación difusa.

3.3. Contaminación de suelos. Procesos de adsorción/desorción

El suelo es un sistema natural abierto originado por la acción común de la topografía, el clima, los organismos (vivos y muertos), los materiales parentales y el tiempo. La interacción de todos estos factores resulta en el desarrollo del perfil del suelo compuesto por tres fracciones: sólida (50-60 %), líquida (25-35 %) y gaseosa (15 - 25 %) (Cosentino, 2000). La fracción mayoritaria, formada por material orgánico e inorgánico (minerales), determina las propiedades físico-químicas del suelo (van der Perk, 2006).

El destino ambiental de los agroquímicos está gobernado por procesos de transporte, retención, acumulación y/o transformación que ocurren principalmente en la fase sólida del suelo. La retención o adsorción de plaguicidas es un proceso físico determinado por la interacción entre estos compuestos y las partículas del suelo, por lo cual estará íntimamente relacionado con la superficie específica y con las propiedades físico-químicas de las

partículas edáficas. Así, la fracción coloidal (materia orgánica y minerales de arcilla) será la más activa en la adsorción, es decir, tendrá mayor facilidad para unirse a moléculas de plaguicidas y reducir su movilidad y disponibilidad (Torrents y Jayasundera, 1997).

Considerando que la región pampeana es una de las zonas productivas más importante de nuestro país, las características físico-químicas de sus suelos han sido ampliamente estudiadas. En el sudeste bonaerense, los suelos predominantes se denominan Argiudoles (grupo Molisoles), enriquecidos en materia orgánica (4 - 10 %) y nutrientes en el horizonte superficial y, arcilla en el horizonte B, la cual disminuye con la profundidad (Moscatelli y Puentes, 2000). Estos suelos, debido a su elevada fertilidad, son aptos para el desarrollo de una amplia gama de cultivos e incluso cría de animales.

La aplicación de agroquímicos sobre cultivos implica la contaminación directa del suelo donde se realizó la aplicación pero también, el efecto de deriva, resulta en la contaminación de suelos vecinos que no han sido tratados con agroquímicos. La forma de aplicación y el tipo de formulado influyen de forma directa en la manera que los agroquímicos se distribuyen en el cultivo y el suelo (Suárez y col., 2013). Los agroquímicos pueden ser aplicados por diferentes métodos tales como pulverización aérea, terrestre móvil o fija. En el área de estudio del presente documento se utilizan principalmente maquinaria terrestre.

Las características físico-químicas del suelo, las propiedades químicas del plaguicida, el tiempo transcurrido desde la aplicación, la presencia de biota en el suelo y las condiciones ambientales determinan el comportamiento de los agroquímicos en el ambiente (Conell, 1997).

Numerosas investigaciones en suelos de la región han evaluado la capacidad de adsorción, acumulación y lixiviación de diversos agroquímicos. Principalmente, estos estudios se han focalizado tanto en Plaguicidas Organoclorados (POCs), es decir aquellos persistentes, pocos solubles en agua, alta afinidad por materia orgánica y volátiles, como en plaguicidas con mayor solubilidad en agua, menor persistencia y volatilidad tales como organofosforados, etc.

Los POCs han sido ampliamente estudiados en suelos de la región (Miglioranza y col., 1999; 2002; 2003, 2004a, 2004b; Gonzalez y col., 2003a, 2010, 2013; Lupi y col., 2016, Silva-Barni y col., 2016, entre otros) (Tabla 3). La laguna de Los Padres y las zonas productivas cercanas concentran un gran número de investigaciones que abarcan los últimos 20 años, los cuales en paralelo, permiten observar los cambios en los sistemas de producción agrícola así como en los plaguicidas utilizados. Además, parte del Cinturón Frutihortícola de General Pueyrredón, segundo en importancia del país, se desarrolla dentro de la cuenca de la Laguna de Los Padres.

Cabe mencionar y destacar que numerosos insecticidas del grupo de POCs fueron hallados en suelos naturales, es decir en aquellos donde no se desarrollan actividades agrícolas, o en suelos donde se realiza la producción orgánica de alimentos. En la Laguna de Los Padres, los suelos naturales presentaron una concentración total de POCs (204 ng/g peso seco) levemente inferior a los suelos agrícolas (263-265 ng/g peso seco) (Miglioranza y col., 1999). En suelos de producción orgánica de la Escuela Agropecuaria N° 1 en Laguna de los Padres, los niveles totales de POCs alcanzaron $36,4 \pm 1,6$ ng/g peso seco (Gonzalez y col., 2003a). Estos resultados muestran la importante dispersión y transporte de plaguicidas asociados principalmente a procesos de volatilización, dispersión aérea y escorrentía superficial desde los cultivos hacia áreas no-blanco.

Tabla 3: Concentraciones de plaguicidas en suelos del sudeste bonaerense.

Plaguicida	Cultivo ^a	Profundidad de suelo (cm)	Concentración (µg/Kg) ^b	Cuenca estudiada	Referencia
Glifosato	S	0 – 5	89-132	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2019
			35-1502	Sudeste Bonaerense	Aparicio y col., 2013
			0,5–1224	Arroyo El Crespo	Okada y col., 2018
		5-9	17-28	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2019
		100	1		
AMPA	S	0-5	0,5–7345	Arroyo El Crespo	Okada y col., 2018
			299-2256	Sudeste Bonaerense	Aparicio y col., 2013
POCs	S	0-5	0,28	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
		5-10	0,52		
		15-20	0,27		
		20-30	0,71		
	NS	0-5	0,67		
		5-10	0,43		
		15-20	0,43		
		20-30	0,47		
	S		0,07–0,9	Rio Quequén Grande	González y col., 2013
	S	0-30	73,8	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2002
		45-60	396,4		
	S	0-15	30,19	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2003
		15-30	9,51		
		45-55	12,11		
	NS	0-15	656,1		
		15-30	89,69		
		45-55	30,43		

^a Cultivo, S: sembrado; N.S.: no sembrado; ^b Las concentraciones (peso seco) son informadas como intervalos y/o valores promedio; ^d Se tomó el promedio de mayor valor de dos sitios cultivados reportados.

A partir de la mencionada serie temporal de investigaciones de POCs en suelos del sudeste bonaerense, podemos destacar las siguientes tendencias:

- Relación entre características físicas-químicas de suelos y las concentraciones de POCs: los mayores niveles de plaguicidas estuvieron asociados con los mayores contenidos de arcillas y materia orgánica del suelo.
- Distribución de POCs a lo largo del perfil de suelo: algunos estudios hallaron diferencias entre horizontes, donde los plaguicidas más hidrofóbicos (por ej DDT) quedaron retenidos por la materia orgánica del horizonte superficial (0-15 cm); mientras que otros insecticidas tal como lindano, que poseen mayor solubilidad en agua, migró hasta horizontes más profundos enriquecidos en arcillas (30-45 cm).
- Grupos predominantes de POCs: lindano, heptacloro, DDT y sus metabolitos, endosulfanes.
- Una estimación del tiempo transcurrido desde la aplicación de plaguicidas se puede realizar considerando la diferencias entre la composición de las mezclas técnicas aplicadas y los residuos hallados, por ejemplo relación α -/ β -endosulfán, y/o a través de la relación entre las concentraciones del compuesto original aplicado (parental) respecto de sus metabolitos, tales como Heptacloro/Heptacloro epóxido y p,p' -DDT/ p,p' -DDE + p,p' -DDD. Recordando que la aplicación agrícola de POCs se prohibió a finales de la década del 90, a excepción del endosulfán, los resultados hallados en suelo muestran el uso histórico de la mayoría de los POCs. La mezcla técnica del insecticida endosulfán (relación α -/ β -isómeros igual a 2,33) se prohibió en 2013, (SAGPyA, 2011).
- Cambios cualitativos y cuantitativos en los residuos de POCs: con el paso del tiempo, se observa una disminución progresiva de las concentraciones y del número de POCs que se registran en el ambiente. En general, también se observa un cambio en los grupos de insecticidas donde el predominio de DDTs se reemplazó por endosulfanes en la última década.

Los plaguicidas, luego de ser aplicados pueden lixiviarse en los suelos, es decir movilizarse desde la superficie hacia horizontes profundos. Entre los POCs,

Gonzalez y col., (2010, 2013) evaluaron la adsorción del insecticida endosulfán, cuyo uso estaba permitido en ese momento, en suelos de la zona del Quequén Grande para determinar su potencial transporte al río. La baja retención de los suelos para α -endosulfan y el metabolito endosulfan sulfato se relacionó con su transporte hacia el ambiente acuático. Respecto del potencial de lixiviación de POCs, los ensayos *in vitro* de desorción de plaguicidas mostraron que ácidos orgánicos, los cuales forman parte de los exudados que ocurren normalmente por las raíces de las plantas, favorecen la desorción de DDTs desde suelos. Estos datos sugieren el riesgo de lixiviación de POCs con el potencial de contaminación del agua subterránea, y que la presencia de sustancias orgánicas como las mencionadas incrementan la solubilización y por lo tanto el transporte de plaguicidas.

En la cuenca del arroyo El Cardalito, Buenos Aires, se estudió el riesgo potencial de lixiviación de 25 herbicidas, 11 insecticidas y 10 fungicidas actualmente utilizados (Bedmar y col., 2015). Así, la lixiviación varió en función de la estructura química del plaguicida, de la recarga neta de agua subterránea y del horizonte o perfil de suelo. Bedmar y col., (2015) concluyeron que en el perfil completo de suelo, la lixiviación de todos los plaguicidas estudiados sería improbable a muy improbable, para las tres recargas propuestas. En relación a nutrientes, residuos de PO_4^{2-} y NO_3^- fueron hallados en muestras de agua subterránea de las lagunas de Los Padres ($11,2 \pm 8,5$ y $48,01 \pm 30,6$ mg/L) y La Brava ($8,2 \pm 3,1$ y $57,9 \pm 45,6$ mg/L) mostrando la capacidad de lixiviación de estas sustancias (Romanelli y col., 2020).

Existen varios estudios en suelos de la región donde muestran que los contenidos de materia orgánica y minerales de arcilla, junto con la capacidad de intercambio catiónico y pH son las principales características que incrementan la retención del herbicida glifosato y, en consecuencia, disminuyen su movilidad y biodisponibilidad (Lupi y col., 2015; 2019; Hernandez Guijarro y col., 2018a y b; Gómez Ortiz y col., 2017; Okada y col., 2018; Aparicio y col., 2013, 2018; Alvarez y col., 2013). Por su parte, De Gerónimo y col., (2018) estimaron el coeficiente de adsorción de glifosato y las principales propiedades de suelos que intervienen en ese proceso. Los autores concluyen que la sorción de glifosato depende

principalmente del contenido de arcilla y pH, y en menor medida del contenido de aluminio y fósforo.

Como mencionamos, la adsorción del herbicida en los suelos limita su movilidad. Así, la escorrentía de glifosato luego de su aplicación fue evaluada a través de la simulación de lluvia y se observó que el 88 % del herbicida quedó retenido en los suelos superficiales de la zona de la cuenca del río Quequén Grande (0-9 cm). Además, se evaluó la capacidad de lixiviación del glifosato y su producto de degradación ácido amino metil-fosfónico (AMPA) en columnas de suelos de 35 cm profundidad, recolectadas en la misma cuenca (Lupi y col., 2019). Si bien se hallaron ambos compuestos a lo largo de toda la columna de suelo, es importante destacar que al observarse una reducción en la relación AMPA/Glifosato a lo largo del perfil del suelo, indica el potencial transporte vertical (lixiviación) de glifosato y su escasa degradación.

Varias investigaciones demostraron la presencia de glifosato y AMPA en suelos y sedimentos del área de estudio (Aparicio y col., 2013; Lupi y col., 2015; Lupi y col., 2016; Pérez y col., 2017a, Okada y col., 2018).

En el trabajo realizado por Aparicio y col., (2013), se estudió la presencia de estos residuos en suelos colectados en los Partidos de Balcarce, General Alvarado, Necochea, entre otros, del sudeste bonaerense. Los resultados obtenidos muestran una amplia variación de los niveles de glifosato y AMPA en suelos bajo cultivo desde 35 a 1502 µg/kg y de 299 a 2256 µg/kg, respectivamente. Asimismo, en este estudio también se informaron niveles de ambos residuos en sedimentos de diversos arroyos del sudeste bonaerense. Los niveles encontrados fueron de 5,7 a 221,2 µg/kg para glifosato y de 5,1 a 235 para AMPA µg/kg (Tabla 3).

En el estudio realizado por Lupi y col., (2015), para la cuenca del **Río Quequén Grande**, también se analizaron las concentraciones de glifosato y AMPA durante el período de pre- y post-aplicación aplicación de glifosato, en suelos cultivados con soja. Durante el período de pre- aplicación se detectaron valores de glifosato y AMPA en la zona superficial del suelo (0 - 5 cm), siendo éstas 20 veces mayores que en el área control (sin cultivo). Además, se observó

que las concentraciones de ambos disminuían con la profundidad del suelo, lo que se correlacionó con el contenido de carbono orgánico y el pH del suelo, como se mencionó anteriormente. Si bien, glifosato y AMPA disminuyeron a mayores profundidades del suelo, ambos compuestos se detectaron a los 35 cm, demostrando el transporte vertical de los mismos y la potencial contaminación del agua subterránea, como también fue informado por Okada y col., (2018) para el arroyo El Crespo. Por otra parte, los sedimentos mostraron niveles relativamente bajos de glifosato y AMPA respecto a los suelos, con una predominancia del glifosato, lo que indicaría una menor degradación del mismo. En la cuenca del arroyo El Crespo también se detectaron otros plaguicidas de uso actual, tales como atrazina, y sus productos de degradación como la hidroxia-trazina, 2,4-D, acetocloro, metolacoloro, imidacloprid y tebuconazol, a menores concentraciones (Pérez y col., 2017a) (Tabla 4).

El comportamiento de los plaguicidas organoclorados, como DDTs, endosulfán, HCHs, heptaclor, aldrines y clordanos también han sido estudiados en la cuenca del río Quequén Grande (Grondona y col., 2012, Lupi y col., 2016; González y col., 2013).

Grondona y col., (2012), evaluaron el movimiento y partición de endosulfán luego de su aplicación en columnas de suelos no disturbadas (extraídas de **La Dulce y Lobería**). La retención de los isómeros del insecticida endosulfan (α - y β -) en las columnas estuvo condicionada por las características del suelo y su uso (cultivado > natural). Los suelos cultivados presentaron en ambos sitios una mayor migración de los compuestos en el perfil, indicando un posible deterioro del suelo por la labranza, dado particularmente por la pérdida en el contenido de materia orgánica. Además, la presencia de endosulfán estuvo asociada a los estratos superiores en relación con el mayor contenido de materia orgánica y mayor oxigenación que favorecen el desarrollo microbiano (Grondona y col., 2012).

Tabla 4: Concentraciones de plaguicidas en sedimentos de ecosistemas acuáticos de la zona de estudio.

Plaguicida	Concentración (µg/Kg) ^a	Cuenca estudiada	Referencia
Glifosato	0,50 – 75,50	Arroyo El Crespo	Okada y col., 2018
	3,85	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
	7	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2015
	221,2	Arroyo Chocorí	Aparicio y col., 2013
AMPA	16,40	Laguna La Brava	Castro Berman y col., 2018
	0,07	Laguna De Los Padres	Castro Berman y col., 2018
	0,50 – 226	Arroyo El Crespo	Okada y col., 2018
	6,18		Pérez y col., 2017a
	5	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2015
	235	Arroyo San Felipe	Aparicio y col., 2013
Atrazina	0,12	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Hidroxiatrazina	24,04	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Metolacoloro	1,65	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Acetocloro	9,17	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Clorpirifós	0,007	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
γ-HCH	0,19 ± 0,01	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	3,0 ± 0,5	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
γ-Chlordane	0,013 ± 0,013	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	11,1 ± 2,5	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
α-Chlordane	3,5 ± 0,8	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
α-Endosulfan	0,269 ± 0,32	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	1,9 ± 1,0	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
β-Endosulfan	0,08 ± 0,05	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	1,1 ± 0,2	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
Endosulfán sulfato	0,23 ± 0,20	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	8,1 ± 1,7	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a

<i>p,p'</i> -DDT	0,16 ± 0,12	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	22,8 ± 4,3	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
<i>p,p'</i> -DDE	0,038 ± 0,001	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	19,1 ± 7,3	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
<i>p,p'</i> -DDD	1,8 ± 0,2	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
Aldrin	0,9 ± 0,6	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
Dieldrin	0,016 ± 0,007	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	4,8 ± 0,8	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
Eldrin	0,26 ± 0,39	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
Heptacloro	0,03 ± 0,03	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	3,6 ± 2,8	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
Heptacloro epóxido	0,12 ± 0,10	Rio Quequén Grande	Lupi y col., 2016
	1,0 ± 0,2	Laguna de Los Padres	Miglioranza y col., 2004a
POCs Totales	0,56 - 4,35	Rio Quequén Grande	González y col., 2013
	6,1 – 25,3	Arroyo La Tapera	Miglioranza y col., 2004a
	28,6	Afluente del Arroyo La Tapera	Miglioranza y col., 2004a
	6,4 – 25,5	Arroyo Las Brusquitas	Miglioranza y col., 2004a
	1306	Arroyo Vivoratá	Menone y col., 2001
	136	Arroyo Sotelo	Menone y col., 2001
	267	Arroyo Grande	Menone y col., 2001
	1192	Canal 5	Menone y col., 2001

^a Las concentraciones son informadas como intervalos y/o valores

En trabajos a campo, los suelos cultivados mostraron un patrón diferencial de plaguicidas a través de su perfil, donde DDTs y endosulfán constituyeron el 90% de los agroquímicos hallados (Lupi y col., 2016), y el endosulfán representó el 72,5% del total de los POCs (González y col., 2013). Además, los suelos tomados como control, a 200 m de las zonas de cultivo, mostraron niveles similares, pero con una mayor diversidad de compuestos, denotando la historia de uso de los POCs en la zona. También se observó un aumento en la concentración de los metabolitos de plaguicidas a través del perfil del suelo, principalmente endosulfán sulfato, indicando el transporte vertical de estos contaminantes y denotando el riesgo de contaminación de aguas subterráneas (Lupi y col., 2016), así como también ha sido descripto para el glifosato por Okada y col., (2018).

Los resultados descriptos para la cuenca del río Quequén Grande respecto al comportamiento de endosulfán en suelo bajo condiciones de campo (Lupi y col., 2016; González y col., 2013) coinciden con lo reportado por Grondona y col., (2012).

En los sedimentos del Río Quequén Grande, cercanos a zonas no cultivadas, prevalecieron: endosulfán sulfato, *p,p'*-DDE y heptaclor epóxido, lo que demuestra el efecto del escurrimiento y la deriva desde zonas donde han sido aplicados (Lupi y col., 2016). En los sedimentos cercanos a las zonas cultivadas se han detectado altos niveles de *p,p'*-DDT (a pesar de estar prohibido su uso), una posible explicación sería el uso del acaricida dicofol que contiene *p,p'*-DDT como impureza y que ha sido ampliamente utilizado en la región (Lupi y col., 2016).

Otra zona que se encuentra sujeta a procesos de contaminación por POCs es la **Laguna Nahuel Rucá**, que vuelca sus aguas a través del arroyo Sotelo en la Reserva de Biosfera **Laguna Mar Chiquita** (Ondarza y col., 2012). Se detectaron plaguicidas en sedimentos superficiales, en tres sitios de muestreo (el afluente, el delta y el efluente). Los niveles de agroquímicos en los sedimentos superficiales del afluente y efluente fueron significativamente mayores al informado para el delta, predominando HCHs > DDTs. Además, los plaguicidas se correlacionaron positivamente con el contenido de carbono orgánico y arcilla

demostrando su influencia en la acumulación y disponibilidad de contaminantes. La laguna recibe a través del afluente, recibe principalmente la carga de agroquímicos y, si bien el delta actúa como filtro, los campos agrícolas y basureros ilegales cercanos al efluente representarían fuentes de contaminantes, los cuales finalmente llegan a la Reserva de Biosfera Mar Chiquita (Ondarza y col., 2012). Respecto a la zona, existen estudios previos (Menone y col., 2000; 2001) llevados a cabo en la Laguna de Mar Chiquita durante los años 1995-1997, donde se detectaron plaguicidas organoclorados en los sedimentos siendo heptacloro > heptacloro epóxido > DDT y sus metabolitos > HCHs > endosulfán. En este estudio, además, quedó en evidencia el efecto de la biota y la vegetación, donde la presencia de *Spartina densiflora* retiene grandes cantidades de POCs en su biomasa y que su presencia puede ser un determinante importante en la distribución de contaminantes persistentes en sedimentos en estos ecosistemas. Las concentraciones de POCs en los afluentes que ingresaron a la laguna (Menone y col., 2001) se indican en la Tabla 4, siendo, heptacloro > DDT > HCHs > endosulfán > metabolitos de aldrin y clordano.

Por otra parte, también se han detectado POCs en suelos cercanos a la **Laguna de los Padres** (Miglioranza y col., 1999; Miglioranza y col., 2003a,b) y en sedimentos de la propia laguna (Miglioranza y col., 2004a). Los suelos analizados en dicha zona fueron: suelos naturales (nunca recibieron la aplicación directa de POCs y se encuentran a 80 mt a nivel del mar), agrícolas (con agricultura intensiva cercanos a la laguna) y recreacionales (nunca recibieron la aplicación directa de POCs y se encuentran a orillas de la laguna). En suelo predominaron: γ -HCH (lindano), DDT, DDE, DDD, heptacloro, epóxido de heptacloro, aldrin, dieldrin y endrin (POCs totales ver Tabla 3) (Miglioranza y col., 1999; Miglioranza y col., 2003b). Los resultados de suelos con agricultura intensiva indicaron un patrón de distribución de POCs en el horizonte superior del suelo (0-30 cm) de lindano (32,6 $\mu\text{g/Kg}$ peso seco) > heptacloro > heptacloro epóxido y DDT. Mientras que en el horizonte inferior (45 - 60 cm) fue: lindano (173,9 $\mu\text{g/Kg}$ peso seco) > DDT > DDE > DDD > aldrin > heptacloro y heptacloro epóxido.

En el trabajo reportado por Miglioranza y col., (2003b) el patrón de distribución de los POCs fue similar en todas las muestras de suelo analizadas (agrícolas, naturales y recreacionales), siendo: DDT > HCHs > heptacloro > clordanos; y la mayor concentración de POCs totales se encontró en el horizonte superior de los 3 suelos analizados. Particularmente en suelos naturales, se hallaron los valores más altos de POCs totales (656,1 µg/Kg peso seco), aunque los mismos nunca recibieron aplicación directa (Tabla 3). Los suelos con agricultura intensiva también mostraron niveles altos en el horizonte superior (30,19 µg/Kg peso seco), aunque 20 veces menores a los hallados en suelos naturales (Tabla 3). Por último, los niveles más bajos de POCs se detectaron en aquellos suelos denominados recreacionales.

Respecto a los sedimentos de la Laguna de Los Padres (Miglioranza y col., 2004a) se analizaron los sedimentos superficiales y aquellos cercanos a las raíces de juncos (*Schoenoplectus californicus*), en dos zonas de la laguna: en el arroyo afluente y en el arroyo efluente. También se analizó la concentración de agroquímicos en los tejidos de juncos. Los sedimentos del afluente mostraron los mayores niveles de POCs debido a que los contaminantes son arrastrados por el agua desde campos agrícolas aledaños.

DDTs, clordanos y endosulfán sulfato predominaron en los sedimentos, En la Tabla 4 se informan los valores máximos de POCs detectados en los sedimentos superficiales hallados en la Laguna de Los Padres por Miglioranza y col., 2004a.

Por otra parte, en sedimentos superficiales de los arroyos **La Tapera**, que nace en la Laguna de Los Padres, y **Las Brusquitas** que se encuentra en su origen flanqueando la población de C. N. Otamendi, (Miglioranza y col., 2004b) se observaron concentraciones totales de POCs similares (en el rango de 6–25 µg/Kg de peso seco) (Tabla 4). Los principales grupos en todas las muestras fueron endosulfán, DDTs y clordanos, siendo los endosulfanes los compuestos más abundantes y que se encontraron con mayor frecuencia.

Silva Barni y col., (2016) reportaron resultados similares para los sedimentos de la **Laguna La Peregrina**, donde predominó el endosulfán (2,8

µg/Kg de peso seco, incluyendo sus formas alfa, beta y metabolitos), seguido por el DDT (0,5 µg/Kg de peso seco) y clordanos (0,1 µg/Kg de peso seco).

3.4. Contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

Los agroquímicos al ser aplicados pueden alcanzar las aguas superficiales principalmente por escorrentía superficial y transporte atmosférico, mientras que a aguas subterráneas llegan principalmente por lixiviación.

La Tabla 5 muestra un resumen de las concentraciones de diversos plaguicidas detectados en aguas superficiales de la zona de influencia del presente informe.

Como se puede observar, glifosato y AMPA han sido detectados en muestras de aguas superficiales del **arroyo El Crespo** y han predominado por sobre otros plaguicidas como atrazina y su producto de degradación, hidroxiatrazina, 2,4-D, acetocloro, metolacoloro, imidacloprid y tebuconazol que se detectaron en concentraciones inferiores. Estos resultados se relacionan directamente con el uso de la tierra en la zona de estudio, donde el glifosato fue el plaguicida más aplicado durante el período de barbecho en cultivos resistentes a glifosato (soja y maíz) (Pérez y col., 2017a). Dicho estudio se llevó a cabo en dos sitios contrastantes: el primero aguas arriba del Arroyo El Crespo, rodeado por tierras de uso agrícola, y el segundo aguas abajo, rodeado por pastizales naturales y ganadería vacuna pastoril. Los residuos de glifosato y AMPA mostraron una distribución espacial y temporal significativa, donde los mayores niveles se encontraron durante la primavera (año 2014) aguas arriba del arroyo en asociación con las intensas lluvias reportadas para esa temporada. La pérdida anual de plaguicidas estimada aguas arriba del arroyo fue de 3,11 g/ha y de 0,72 g/ha aguas abajo. Demostrando un proceso de atenuación que disminuye la carga de plaguicidas durante su transporte aguas abajo.

Durante el año 2012, Aparicio y col. (2013) muestrearon 44 arroyos en diversas cuencas del sudeste bonaerense y detectaron la presencia de glifosato y AMPA en un 15 y 12 % de las muestras analizadas, respectivamente. Como ejemplo, se pueden mencionar los valores máximos hallados para glifosato y

AMPA siendo de 4 µg/L y de 2,3 µg/L respectivamente, ambos para el **arroyo Pantanoso** (Ruta 226).

Las concentraciones detectadas variaron temporalmente, dependiendo del mes en el cual se tomó la muestra para un mismo arroyo y esto se atribuyó al efecto de las lluvias durante ese año.

Existen estudios donde se ha detectado glifosato y AMPA, en lagunas de baja profundidad de la región Pampeana (Castro Berman y col., 2018). En estos estudios se muestrearon 52 lagunas y se detectaron residuos de glifosato en un 40% de las muestras. Las concentraciones medias y máximas de glifosato halladas fueron de 2,11 y 4,52 µg/L para aguas superficiales, 0,10 y 0,13 µg/L para material particulado en suspensión, 10,47 y 20,34 µg/Kg para muestras de sedimentos, respectivamente. Mientras que las concentraciones medias y máximas de AMPA fueron de 0,84 y 0,90 µg/L para aguas superficiales, 0,07 y 0,07 µg/L para material particulado en suspensión, 22,53 y 32,89 µg/Kg para muestras de sedimentos, respectivamente. Sin embargo, si bien se analizaron algunas lagunas de la zona, como por ejemplo: **Laguna de los Padres, Mar Chiquita y La Brava**, en ninguna de ellas se logró detectar AMPA y sólo se detectó glifosato en la Laguna La Brava (Tabla 5).

Además, el glifosato se encontró con mayor frecuencia en el agua y en los sedimentos de lagunas de baja de profundidad de la región Pampeana que en el material particulado (Castro Berman y col., 2018). Tanto en la cuenca de Laguna de los Padres como en la cuenca de la Laguna La Brava también se ha detectado la presencia de otros agroquímicos como clorpirifós-etil, bifentrin, permetrina y 2,4-D, en diferentes concentraciones. Asimismo, se informó la presencia de acefato, clorpirifós-etil, 2,4-D, y bifentrin en aguas subterráneas de las mencionadas cuencas (Romanelli y col., 2018).

Asimismo, en un trabajo más actual, Lombardero y col., (2020), lograron detectar glifosato (promedio 3,4 µg/L en primavera y 2 µg/L en verano), AMPA (promedio 2,7 µg/L, detectado solo en verano) y clorpirifós-etil (promedio 0,7 µg/L en primavera y 2,4 µg/L revisar unidades en verano), en la Laguna La Brava, durante la primavera 2019 y verano 2020.

Tabla 5. Concentraciones de plaguicidas en aguas superficiales.

Plaguicida	Concentración (µg/L) ^a	Cuenca estudiada	Referencia
Glifosato	0,1 - 8,2 0,78	Arroyo El Crespo	Okada y col., 2018 Pérez y col., 2017a
AMPA	0,1 - 3,7 0,32 0,77 0,5 ^b	Arroyo El Crespo Laguna La Brava Río Quequén Grande	Okada y col., 2018 Pérez y col., 2017a Castro Berman y col., 2018 Lupi y col., 2015
Atrazina	0,02 0,025 – 0,026	Arroyo El Crespo Sudeste Bonaerense	Pérez y col., 2017c De Gerónimo y col., 2014
Hidroxiatrazina	0,56	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
2,4-D	0,09	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Metolacoloro	0,03	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Acetocloro	0,03	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Metsulfuron-metil	0,005 0,027 – 0,033	Arroyo El Crespo Sudeste Bonaerense	Pérez y col., 2017a De Gerónimo y col., 2014
Fluorocloridona	0,002	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Imidacloprid	0,04	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Clorpirifós	0,001	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Tebuconazol	0,004 0,030 – 0,035	Arroyo El Crespo Sudeste Bonaerense	Pérez y col., 2017a De Gerónimo y col., 2014
Epoxiconazol	5x10 ⁻⁴ 0,025 – 0,050	Arroyo El Crespo Sudeste Bonaerense	Pérez y col., 2017a De Gerónimo y col., 2014
Metalaxil	6x10 ⁻⁴	Arroyo El Crespo	Pérez y col., 2017a
Dimetoato	0,025 – 0,045	Sudeste Bonaerense	De Gerónimo y col., 2014
Carbofurano	0,025	Sudeste Bonaerense	De Gerónimo y col., 2014
Dietil-toluamida	0,043 – 0,701	Sudeste Bonaerense	De Gerónimo y col., 2014
<i>p-p'</i> -DDT	0,3 x 10 ⁻³	Laguna La Peregrina	Silva Barni y col., 2016
<i>p-p'</i> -DDE	2,6 x 10 ⁻³	Laguna La Peregrina	Silva Barni y col., 2016
γ-HCH	0,60 x 10 ⁻³ 2 x 10 ⁻³	Río Quequén Grande Laguna La Peregrina	Lupi y col., 2016 Silva Barni y col., 2016
γ-Clordano	0,19 x 10 ⁻³ 1,4 x 10 ⁻³	Río Quequén Grande Laguna La Peregrina	Lupi y col., 2016 Silva Barni y col., 2016
Endosulfán	0,8 x 10 ⁻³	Laguna La Peregrina	Silva Barni y col., 2016
α-Endosulfán	2,34 x 10 ⁻³	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016
β-Endosulfán	0,57 x 10 ⁻³	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016
Endosulfán sulfato	3,43 x 10 ⁻³ 2,7 x 10 ⁻³	Río Quequén Grande Laguna La Peregrina	Lupi y col., 2016 Silva Barni y col., 2016
Heptacoloro	0,07 x 10 ⁻³	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016
Hepatocloro epóxido	0,16 x 10 ⁻³	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016

^a Las concentraciones son informadas como intervalos y/o valores promedio.

A pesar de que el glifosato es considerado una molécula con baja movilidad vertical, también se detectó en muestras de aguas subterráneas de la cuenca del arroyo El Crespo, mostrando las mayores concentraciones en otoño (Okada y col., 2018) (Tabla 5).

Por otra parte, en el **Partido de Lobería**, específicamente en Colonia La Suiza, San Manuel se detectó que el 50% del agua subterránea muestreada para consumo humano tuvo una concentración superior al límite de 0,5 µg/L para la suma de las moléculas de plaguicidas analizadas. Se encontraron residuos de imidacloprid, metsulfuron-metil, atrazina, hidroxí-atrazina, desetil-atrazina, alaclor, metolacolor, acetoclor, glifosato y AMPA (Aranguren y col., 2019).

Como se mencionó anteriormente, glifosato y AMPA predominaron tanto en aguas superficiales como en sedimentos del **arroyo EL Crespo**. Sin embargo, otros residuos de plaguicidas como: atrazina, hidroxí-atrazina, 2,4-D, acetoclor, metolacolor, imidacloprid, clorpirifós y tebuconazol, también fueron detectados en aguas superficiales, a menor concentración (Pérez y col., 2017a).

González y col., (2013) informaron niveles de endosulfán que en algunos casos superaban los valores permitidos por organizaciones internacionales para la protección de la vida acuática (3 ng/l) para la **Cuenca del río Quequén Grande**. Estos resultados coinciden con los trabajos de Lupi y col., (2016) quienes detectaron entre 3 y 7 ng/l de POCs totales, entre los que predominaba el endosulfán. Silva Barni y col., (2016) también detectaron endosulfan en su forma endosulfan sulfato como el POC más abundante en la **laguna La Peregrina**, seguido por DDTs y clordanos (Tabla 5).

Por otra parte, Grondona y col., (2019) evaluaron los factores que afectaban la presencia de plaguicidas organoclorados en aguas subterráneas de la cuenca del río Quequén Grande. Para ello muestrearon 18 sitios, seleccionados en base al tipo de suelo. Los resultados indican que aunque el uso de POCs está prohibido en Argentina, desde hace más de 30 años, sus residuos aún pueden detectarse en el agua subterránea de la región, debido a su alta persistencia. Sin embargo, los niveles no superaban los permitidos por el Código Alimentario Argentino. El endosulfán mostró las concentraciones más altas, seguido por heptacloros y HCHs (Tabla 6). Además, no se observaron diferencias con el tipo de suelo, pero el espesor de la zona no saturada demostró ser el principal factor relacionado con la concentración de plaguicidas, hallándose los valores más altos de plaguicidas en las áreas con menor espesor de la zona no saturada.

Tabla 6: Concentraciones de plaguicidas en aguas subterráneas.

Plaguicida	Concentración (ng/L) ^a	Referencia
Glifosato	1x10 ² - 8,5 x10 ³	Okada y col., 2018 ^b
AMPA	1x10 ² - 1,9 x10 ³	
α-Endosulfán	2,84 ± 3,85	Grondona y col., 2019 ^c
β-Endosulfán	1,84 ± 2,71	
Endosulfán sulfato	0,08 ± 0,20	
Heptacloro	1,81 ± 4,41	
Heptacloro epoxido	0,36 ± 0,24	
β-HCH	0,70 ± 0,33	
γ-HCH	0,40 ± 0,24	
p,p'-DDE	0,31 ± 0,25	

^a Las concentraciones son informadas como intervalos y/o valores promedio. ^b Cuenca del Arroyo El Crespo; ^c Cuenca del Río Quequén Grande.

En el año 2020 se dio a conocer un informe sobre Agroquímicos en Escuelas Rurales del Partido de Tandil. Se trabajó con Escuelas Rurales (15) del partido de Tandil, en diferentes niveles de la educación: Inicial, Primaria y Secundaria. El objetivo de este informe fue difundir los efectos de los plaguicidas y otros productos sintéticos y sus riesgos para la salud, como así también detectar la presencia de residuos de plaguicidas en el entorno de los establecimientos escolares. Se estudió el agua de los tanques de abastecimiento de las escuelas (provenientes de agua de pozo). Se detectaron entre 2 y 7 plaguicidas, siendo los más frecuentes: metsulfuron.metil (89% de las muestras), desetil-atrazina (77%) y diclosulam (67%), mientras que los ingredientes activos imazetapir, imidacloprid, atrazina, triticonazol y metolaclor aparecieron con una frecuencia del 44%. Por otro lado, se tomaron muestras de suelo al azar de los predios escolares y éstas presentaron entre 1 y 8 plaguicidas. Los ingredientes activos más frecuentes fueron atrazina e hidroxiatrazina (63% y 69% de las muestras respectivamente), AMPA (69%), glifosato (56%) y 2,4-D (50% de las muestras). Los niveles de agroquímicos en suelos estuvieron muy por debajo de aquellos que producen toxicidad aguda. (Canziani y col. 2020) (<https://www.exa.unicen.edu.ar/es/noticia/informe-agroquimicos-plaguicidas-escuelas-rurales-del-partido-tandil>).

Los agroquímicos en el agua pueden existir en solución o adsorbidos al material particulado en suspensión (MPS). Existen varios estudios que han determinado la presencia de agroquímicos en MPS, proveniente de diversas cuencas del sudeste bonaerense. En la tabla 6 se muestran algunos ejemplos.

Aparicio y col., (2013) detectaron la presencia de glifosato y AMPA en las diferentes matrices de la cuenca de varios arroyos del sudeste Bonaerense. En el caso del MPS, el glifosato ha sido detectado en un 67% de las muestras analizadas, mientras que AMPA estuvo presente en el 20%. Ambos agroquímicos fueron además detectados en sedimentos y en aguas superficiales, siendo encontrados más frecuentemente en MPS y sedimentos.

Respecto a la **cuenca del río Quequén Grande** los mayores niveles de POCs en MPS, fueron encontrados en los sitios cercanos a suelos con actividad agrícola (Lupi y col., 2016, González y col, 2013). El grupo de los DDTs predominó por sobre otros plaguicidas, seguido por heptacloros y endosulfanes (Tabla 7).

Tabla 7: Concentraciones de plaguicidas en material particulado en suspensión.

Plaguicida	Concentración media o rango (ng/g) ^a	Cuenca estudiada	Referencia
Glifosato	<LD-562.8	Sudeste Bonaerense	Aparicio y col., 2013 ^b
AMPA	<LD-210,4	Sudeste Bonaerense	Aparicio y col., 2013
γ-HCH	42,83 25,95	Río Quequén Grande Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016 Lupi y col., 2016
γ-Clordano	30,1 134,06	Laguna La Peregrina Río Quequén Grande	Silva Barni y col., 2016 Lupi y col., 2016
α-Endosulfán	109,6 11	Laguna La Peregrina Laguna La Peregrina	Silva Barni y col., 2016 Silva Barni y col., 2016
β-Endosulfán	18,68	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016
Endosulfán sulfato	55,9 283,15	Laguna La Peregrina Río Quequén Grande	Silva Barni y col., 2016 Lupi y col., 2016
<i>p-p'</i> -DDT	24,2 11,7	Laguna La Peregrina Laguna La Peregrina	Silva Barni y col., 2016 Silva Barni y col., 2016
<i>p-p'</i> -DDE	155,38	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016
Heptacloro	64,33	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016
Hepta-epóxido	64.33	Río Quequén Grande	Lupi y col., 2016

^a Concentraciones promedio expresadas en peso seco. ^b= Se estudiaron alrededor de 45 arroyos/canales. LD= límite de detección

En el caso de la **Laguna de la Peregrina** el endosulfán fue el principal plaguicida organoclorado presente en el MPS (Silva Barni y col., 2016).

Por su parte, la cuenca de la Laguna de Los Padres, donde se ubica el Cinturón Frutihortícola de Mar del Plata se emplean enmiendas orgánicas en sus cultivos tanto a campo como bajo cubierta, derivadas de residuos avícolas que se desarrollan en la zona. La reutilización de las camas de pollo en la horticultura, realizan aportes de nutrientes y protegen la estructura del suelo, sin embargo, también realizan aportes de metales pesados y plaguicidas (como el fipronil utilizado para el control del piojo de los pollos).

3.5. Contaminación del aire

Los plaguicidas son transportados atmosféricamente, debido a procesos de deriva y/o volatilización, dependiendo del tipo de plaguicida, condiciones climáticas (viento, humedad, temperatura y lluvias) y del método de aplicación (Lupi y col., 2019; Silva-Barni y col., 2018; Suárez y col., 2013). Luego por procesos de deposición húmeda (lluvia) o seca (adsorbidos a partículas) son barridos desde la atmosfera y alcanzan diferentes superficies, reingresando en los ecosistemas.

Las partículas de aerosol de los plaguicidas están omnipresentes en la capa límite inferior de la atmósfera y pueden transportarse a lo largo de varios miles de kilómetros en semanas ejerciendo una influencia importante en el clima global y la salud humana (Socorro y col., 2016; Carratalá y col., 2017). A nivel mundial existen controles que restringen el uso de sustancias que presentan alta persistencia ambiental y transporte de largo alcance. No obstante, muchos plaguicidas de uso actual continúan descubriéndose recientemente en regiones remotas, incluido el Ártico.

En la zona de influencia del presente informe, pueden encontrarse algunos estudios en los que se ve reflejado este fenómeno de transporte atmosférico (Silva-Barni y col., 2018; Pegoraro y col., 2016 González y col., 2003a; González y col 2003b). Por ejemplo, los niveles atmosféricos de endosulfán y otros agroquímicos han sido determinados en 10 puntos de la **cuenca del Río Quequén Grande**, a través del uso de muestradores pasivos (XAD-2) por Silva-Barni y col., (2018) (Tabla 8).

Tabla 8: Niveles de plaguicidas en atmósfera medidos a través de muestreadores pasivos.

Plaguicida	Concentración (pg/m ³)	Referencia
Endosulfán (suma de isómeros y metabolito)	Aplicación: 800–12.000	Silva-Barni y col., 2018 ^a
	Pre/Post-aplicación: <2–350	Silva-Barni y col., 2018
	17,8	Pegoraro y col., 2016 ^b
DDTs	< 2 – 100	Silva-Barni y col., 2018
	16,9	Pegoraro y col., 2016
Clorpirifós	< 2 – 2.300	Silva-Barni y col., 2018
Clordano	<1,3–70	Silva-Barni y col., 2018
	10,1	Pegoraro y col., 2016
Dieldrin	< 1,7–140	Silva-Barni y col., 2018
	3,54	Pegoraro y col., 2016
Heptacloro epóxido	< 1,6 – 44	Silva-Barni y col., 2018
	16,15	Pegoraro y col., 2016
Clorotalonil	< 2 – 160	Silva-Barni y col., 2018
γ-HCH	< 0,2–62	Silva-Barni y col., 2018
	14,80	Pegoraro y col., 2016
Trifluralina	< 2 – 230	Silva-Barni y col., 2018

^a Cuenca del Río Quequén Grande; ^b Zona del Partido de General Pueyrredón

Los niveles de endosulfán fueron mayores durante el período de aplicación (aplicación: 800–12,000 pg/m³, pre- and post-aplicación: 2–350 pg/m³). Además, la detección de altas concentraciones de endosulfán en las zonas más bajas de la cuenca del río demuestran que este plaguicida puede transportarse por deriva a las zonas urbanas adyacentes. El Endosulfán también se detectó en el aire de la ciudad de **Mar del Plata**, pero en concentraciones menores a las reportadas para la cuenca del río Quequén Grande, utilizando un muestreador activo de alto volumen (HVAS) (Pegoraro y col., 2016). Otros agroquímicos, como dieldrin, clordano y DDTs, también se encontraron en el aire de la ciudad de Mar del Plata, en niveles atmosféricos dentro de los rangos reportados para la zona de la cuenca del Río Quequén (Tabla 9). Por su parte, los plaguicidas clorpirifós y clorotalonil solo se detectaron en zonas agrícolas y en sitios urbanos, respectivamente, en cercanías al puerto de Quequén (Silva-Barni y col., 2018).

Asimismo, el uso de monitores naturales como plantas resulta una herramienta de fácil acceso y económica. En este sentido se ha estudiado el uso del clavel del aire (*Tillandsia* sp.) como biomonitor pasivo de la contaminación atmosférica por POCs (González y col., 2006,). Para ello, dicha especie se

transplantó a zonas aledañas al agroecosistema de la **Laguna de los Padres** y luego de un año se muestrearon las hojas. La eficiencia del clavel del aire se comparó con otras matrices (plantas terrestres, acículas de pino, etc). Los resultados mostraron que los niveles de POCs fueron mayores en el clavel de aire que en las acículas de pino y la distribución de POCs fue endosulfan >> DDTs = HCHs. Así, el clavel del aire transplantado reflejó el aporte atmosférico de POCs, demostrando que el mismo puede ser utilizado como un biomonitor accesible en la región. Otro estudio llevado a cabo por Silva-Barni y col., (2019) con clavel del aire en la cuenca del Río Quequén Grande, demostraron que el endosulfán fue el principal agroquímico encontrado aún cuando su uso ya estaba prohibido. Los HCHs, clordanos, aldrines, y heptacloros contribuyeron en muy baja proporción al total de plaguicidas analizados demostrando la historia de uso en la región.

3.6. Procesos de bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación

En función de la afinidad por el material lipídico, los agroquímicos pueden acumularse en los organismos, alcanzando a veces niveles superiores a los presentes en el medio donde viven. Este proceso se denomina bioconcentración si sólo considera la matriz agua o suelo, y bioacumulación si considera todas las rutas de exposición posibles tales como agua, sedimentos y alimento. Ambos procesos pueden expresarse a través del cociente entre la concentración del contaminante en el organismo u órgano específico y aquella del ambiente, denominándose factores de bioconcentración (FBC) y bioacumulación (FBA), respectivamente. Finalmente, el factor de biomagnificación (FBM) plantea la relación entre la concentración de contaminantes entre un predador respecto de su presa.

3.6.1. Organismos terrestres

Los organismos que viven en ambientes terrestres se encuentran expuestos a plaguicidas, algunos de ellos pueden acumularse y ejercer efectos adversos. Los polinizadores, en particular abejas, y la fauna edáfica son algunos de los organismos más estudiados y afectados por plaguicidas.

Si bien el colapso de colmenas es un tema de sumo interés y preocupación mundial, en nuestra zona la investigación de residuos y efectos de plaguicidas sobre polinizadores es incipiente. El estudio realizado por Villalba y col., (2020) en zonas que abarcaron áreas agrícolas intensivas y extensivas como así también zona cercana al basural, mostró la acumulación y la distribución de POCs y clorpirifós en diferentes matrices de la colmena -abeja *Apis mellifera*, miel y cera- y su asociación con el uso del suelo. La bioacumulación de POCs y clorpirifós en abejas obreras alcanzó las mayores concentraciones (80 y 8,9 ng/g peso húm., respectivamente) respecto de las demás matrices estudiadas. Entre los POCs, el *p,p'*-DDD (metabolito del *p,p'*-DDT) y endosulfanes fueron los más importantes mostrando que los POCs, a pesar de estar prohibidos hace décadas, por su persistencia aún se encuentran en el ambiente y pueden ser acumulados por los organismos (Villalba y col, 2020). Por su parte. la acumulación de clorpirifos responde a su uso masivo y actual en la zona de estudio.

Los invertebrados que viven en los suelos pueden ser considerados benéficos ya que contribuyen a mantener la fertilidad y estructura del sustrato. Además, estos organismos pueden acumular y metabolizar plaguicidas debido a su similitud fisiológica con los organismos plagas. Así, el estudio de las concentraciones de POCs en larvas de coleópteros, escarabajos (Carabidae y Tenebrionidae), colémbolos, ácaros y lombriz californiana provenientes de suelos de las zonas de la Laguna de Los Padres y del río Quequén Grande, mostraron la capacidad de bioacumulación de estos insecticidas clorados (Miglioranza y col, 1999; Lupi y col, 2016). Además, es importante destacar que tanto las lombrices como las larvas y adultos de insectos presentaron un patrón de distribución de POCs similar al hallado en los suelos que habitan, siendo Lindano, heptacloro epóxido, endosulfanes y DDTs los plaguicidas predominantes (Miglioranza y col., 1999; Lupi y col., 2016).

3.6.2. Organismos acuáticos

Los sistemas acuáticos son particularmente vulnerables debido a que pueden acumular concentraciones relativamente elevadas de contaminantes, los cuales ingresan desde los sistemas terrestres que los rodean. Algunas vías de ingreso pueden ser puntuales, tales como efluentes y sitios de disposición final

de residuos (RSU), mientras que la precipitación, deposición atmosférica y escorrentía superficial constituyen fuentes difusas de contaminantes.

Las franjas vegetadas naturales desarrolladas en las riberas de los cuerpos de agua, ya sean arroyos, ríos y/o lagunas, desempeñan un importante papel en la reducción del ingreso de partículas de suelo producto del lavado superficial, por medio de la retención de estas partículas las cuales transportan, adsorbidos en su superficie, nutrientes y plaguicidas tanto de uso histórico y actual (Miglioranza y col., 2004; Ondarza, 2005; Giaccio y col., 2019).

A pesar de estas barreras naturales, los agroquímicos igual pueden alcanzar los cuerpos de agua tal como fue registrado en el río Quequén Grande, donde el insecticida endosulfán fue hallado en el agua superficial, material particulado en suspensión y sedimentos del río, favorecido por la baja retención de este insecticida en los suelos agrícolas de la zona (Gonzalez y col., 2010; 2013). Cabe destacar que se estimó la llegada de 7,3 Kg/año de POCs al mencionado río, como consecuencia de la volatilización y la escorrentía superficial (Lupi y col., 2016). Luego, los plaguicidas pueden ser incorporados por los organismos acuáticos donde se bioacumulan, tal como fue informado por Silva Barni y col., (2014) en el pejerrey *Odontesthes bonariensis*, especie de importancia en la pesca deportiva y frecuentemente consumido por la población local. En machos y hembras de pejerrey, el insecticida endosulfán presentó los mayores niveles seguido por los DDTs, similar al patrón de distribución informado en agua superficial y sedimentos del río Quequén Grande. El predominio del endosulfán fue asociado con su aplicación en la actividad agrícola ya que en el momento en que se realizó el estudio, el uso del insecticida estaba permitido (Silva Barni y col., 2014). Considerando el consumo de esta especie, los autores reportan que en el músculo, ninguno de los POCs analizados excedió los valores permitidos para consumo humano seguro (Silva Barni y col., 2014).

Las lagunas de Los Padres, Nahuel Ruca y La Brava son lagos polimícticos, permanentes, poco profundos que dependen del agua subterránea. Estas últimas dos lagunas integran la cuenca de la laguna Costera Mar Chiquita, con 10.000 km² y uso del suelo urbano-rural, incluyendo producción agrícola extensiva e intensiva (Romanelli y col., 2020).

En la **Laguna de Los Padres** se han realizado estudios sobre la acumulación de plaguicidas en la biota acuática. González Sagrario y col. (1998) estudiaron la distribución de POCs (HCHs, DDE, DDD, DDT, heptacloro y el metabolito epóxido, clordanos y mirex) en las siguientes matrices biológicas de la laguna de Los Padres: i) dos macrófitas acuáticas enraizadas, *Schoenoplectus californicus* (junco) y *Ludwigia* sp., ii) el camarón *Palaemonetes argentinus*, y iii) dos especies de peces con diferente dieta, el bagre bagre sapo *Rhamdia* sp., que se alimenta de detritos con hábitos bentónicos (estrecha relación con sedimento de fondo) y el dientudo *Oligosarcus jenynsi* especie carnívora que habita la columna de agua. Los plaguicidas clorados con mayor solubilidad en agua, tales como los HCHs, fueron preferentemente incorporados por las macrófitas y el camarón desde la columna de agua. Por su parte, los peces acumularon principalmente plaguicidas con mayor afinidad por los lípidos y menor solubilidad en agua, como los DDTs y el heptacloro epóxido. El dientudo acumuló los mayores niveles de plaguicidas en los ovarios y, en menor medida, en el hígado y el músculo dorsal. La grasa mesentérica en los ejemplares de bagre sapo presentaron los mayores niveles de plaguicidas en machos y hembras.

Miglioranza y col., (2004) determinaron la bioconcentración y bioacumulación de POCs en la macrófita acuática *Schoenoplectus californicus*. Las raíces presentaron mayores niveles de POCs que los sedimentos cercanos, mientras que los tallos acumularon plaguicidas más hidrosolubles, tales como endosulfanes y HCHs, desde la columna de agua.

La **Laguna Nahuel Ruca** (37°37'13"S 57°25'45"O) posee una superficie de 245 hectáreas, y el arroyo Dulce representa su único afluente. Las aguas de la laguna través del arroyo Sotelo se vierten en la laguna costera Mar Chiquita (Reta y col., 2001). La producción de cultivos extensivos, principalmente granos, junto con la ganadería de vacunos utilizan a la laguna y a sus arroyos para riego y como bebedero. En esta laguna, fueron estudiados la acumulación y la distribución de POCs en macrófitas litorales junco (*S. californicus*) y en flotantes libres (*Ricciocarpus natans* y helecho de agua *Azolla filliculoides*), así como en el bagre sapo (*Rhamdia quelen*, pez omnívoro y estrechamente relacionado al

fondo) (Ondarza, 2005). Los factores de bioacumulación ($FBA = [POCs]_{raíz} / [POCs]_{sedimento}$) oscilaron entre 5,3 para *p,p'*-DDT y 220,5 para Dieldrin, es decir predominaron los plaguicidas con mayor retención en el carbono orgánico de los sedimentos. Por otro lado, los isómeros α - y β - endosulfán y HCHs presentaron los mayores factores de traslocación ($FT = [POCs]_{tallo} / [POCs]_{raíz}$), es decir fueron los plaguicidas con más movilidad desde la raíz hacia los tallos. Similar a los resultados hallados en los tallos del junco, las macrófitas flotantes también predominaron endosulfanes y HCHs mostrando el ingreso desde el agua de plaguicidas con relativa hidrosolubilidad. Finalmente, en la grasa mesentérica de los peces el metabolito *p,p'*-DDE presentó los niveles más altos (75,1 ng/g lípido) similar a lo hallado en los sedimentos (Ondarza, 2005).

En la **Laguna Costera Mar Chiquita**, reserva de Biosfera MAB-UNESCO desde 1996, fueron estudiados los niveles y la distribución de POCs (HCHs, DDTs, HCB, clordanos, endosulfanes, dieldrin, mirex, metoxiclor) en sedimentos, en la planta espartina (*Spartina densiflora*) y en el cangrejo excavador *Neohelice granulata* (antes *Chasmagnathus granulatus*) (Menone y col., 2000; 2001; 2006). Los principales POCs hallados en espartina y en cangrejos fueron DDTs, y los metabolitos heptacoro epóxido y endosulfán sulfato, similar al patrón hallado en sedimentos. La acumulación de POCs en espartina y cangrejos se reflejó en los FBA calculados, los cuales oscilaron entre 0,17 - 32,20, donde DDE y Dieldrin presentaron los factores más elevados.

Por otra parte, en la **Laguna La Peregrina** (37°53'S; 57°54'O) Silva Barni y col., (2016) estudiaron la bioacumulación de POCs en peces que ocupan diferentes niveles tróficos: i) sabalito (*Cyphocharax voga*) que se alimenta del sedimento de fondo (iliófago; González Sagrario y Ferrero, 2013); ii) perrejeý bonaerense (*Odontesthes bonariensis*) que se alimenta de plancton de la columna de agua (Grosman y col., 2001), y iii) dientudo (*Oligosarcus jenynsii*) un carnívoro oportunista que consume desde insectos terrestres hasta pequeños peces (Barros, 2004). El estudio se complementó con el monitoreo de POCs de agua superficial, material particulado en suspensión y sedimentos de fondo. En las tres especies y en las matrices ambientales, el endosulfán fue el mayor contaminante hallado, representando 84 %, 67 % y 89 % del total de POCs en

pejerrey, dientudo y sabalito, respectivamente. El patrón de distribución de los contaminantes en los tejidos de los peces refleja la importancia de considerar especies con distintos nichos ecológicos para interpretar la bioacumulación y las fuentes de los plaguicidas estudiados, principalmente material particulado de la columna de agua. Además, es importante destacar que el músculo de las tres especies, que puede ser consumido por pescadores locales, presentaron los menores niveles de POCs (Silva Barni y col., 2016).

Finalmente, en el **arroyo El Crespo** (Partido de Balcarce), el cual delimita una cuenca de uso exclusivamente agrícola-ganadero, se relevaron las concentraciones ambientales en aguas superficiales, sedimentos y en la planta flotante enraizada nativa *Ludwigia peploides* (H.B.K.), a lo largo de todo el arroyo desde las nacientes hasta su desembocadura en el Arroyo Grande, en 8 sitios de muestreo. Se determinaron los niveles de glifosato en la planta, los cuales oscilaron entre $2 \pm 2,8$ a $100 \pm 11,3$ $\mu\text{g/Kg}$. En tal sentido, se determinó que el herbicida se bioconcentró desde la columna de agua y pudo ser incorporado en menor medida desde los sedimentos. Estos resultados indican que *L. peploides* tiene capacidad de bioconcentrar glifosato principalmente a partir del agua circundante (Pérez y col., 2017b).

3.6.3. Plantas comestibles

Debido al amplio e intenso uso histórico de plaguicidas en la producción de alimentos, surgió gran interés y preocupación por la acumulación de POCs en vegetales comestibles. Las plantas pueden incorporar los plaguicidas a través de sus raíces y/o por sus partes aéreas. Por lo cual, se estudió la acumulación y las vías de ingreso de POCs en raíces, tallos y hojas de zanahorias, papa, puerro, tomates, lechugas y acelga cultivados en la zona de **Laguna de Los Padres** (Miglioranza y col., 1999; Gonzalez y col., 2003a, 2003b, 2003c). A partir de los resultados de estas investigaciones se hallaron las siguientes tendencias generales: i) las plantas comestibles bioconcentraron POCs principalmente desde el suelo y, en menor medida, por vía aérea, ii) los factores de bioconcentración de POCs en raíces fueron elevados, especialmente en especies donde este órgano se consume, como las zanahorias, iii) en general se halló un bajo potencial de traslocación de los POCs desde las raíces hacia las

partes aéreas producto de la lipofilidad de estos compuestos, iv) el agregado de enmiendas orgánicas, por ejemplo hojas de pino, incrementó los niveles de POCs en suelos de cultivo, v) se hallaron diferencias interespecíficas en la acumulación de POCs tales como lechuga criolla y morada, vi) los principales insecticidas hallados fueron Lindano (γ -HCH), *p,p'*-DDT y sus metabolitos *p,p'*-DDE y *p,p'*-DDD, y endosulfanes (isómeros α - y β -, y el metabolito sulfato), vii) en el caso de las plantas de tomate, los niveles de POCs hallados en el fruto no superaron los máximos permitidos por la normativa vigente al momento del estudio (año 2003).

En el año 2012 se crea el “Programa de Muestreo y Control de Agroquímicos y Contaminantes Microbiológicos en Productos Frutihortícolas Frescos” (Decreto N° 2257/2012) a cargo de la Municipalidad de General Pueyrredón. El programa realiza el control de residuos de agroquímicos y contaminantes microbiológicos en los productos frutihortícolas frescos listos para consumo producidos en el Partido de General Pueyrredón y aquellos que ingresan de otras regiones del país y del exterior. Los principales principios activos que pueden encontrarse en las partes comestibles de los productos frutihortícolas frescos que se comercializan se han informan en los relevamientos realizados por el Programa Frutihortícola, Departamento de Bromatología, Municipalidad de General Pueyrredón, dentro de su “Programa de Muestreo y Control de Agroquímicos y Contaminantes en Productos Frutihortícolas Frescos”. Para más información, visitar o dirigirse directamente al Depto. de Bromatología de la Municipalidad de Gral. Pueyrredón (<https://www.mardelplata.gob.ar/progfrutihorticolasalud>).

4. Procesos de degradación-transformación

4.1. Degradación físico – química

Los agroquímicos al ser transportados y/o acumulados a través del aire, agua, suelo y la biota, sufren diferentes procesos de transformación y/o degradación (Figura 3). Estos procesos implican cambios en su naturaleza o estructura química generando productos intermedios o finales, como consecuencia de procesos tales como hidrólisis, fotólisis o metabolismo microbiano. Estos cambios no reflejan necesariamente una disminución de la toxicidad de los compuestos. La estructura y propiedades físico-químicas de los compuestos junto con las características del sustrato, la presencia de biota y las condiciones climáticas pueden afectar el comportamiento y destino de los agroquímicos. Algunos procesos de transformación y/o degradación incluyen:

- **Fotólisis y/o fotodegradación:** transformación de la estructura química por absorción de la luz solar (rotura de enlaces).
- **Hidrólisis:** ruptura de la estructura química por las moléculas de agua.
- **Oxidación y/o reducción química:** transformación de grupos químicos que constituyen la estructura del agroquímico por exposición a otras moléculas químicas, tales como oxígeno, ácidos orgánicos en suelos, etc.

En base a la información recolectada hasta el momento, no fueron encontrados estudios en el área de incubencia que aborden específicamente los procesos abióticos de transformación y/o degradación de agroquímicos.

4.2. Transformación biológica y microbiana

El proceso de nitrificación donde el amonio se oxida a nitrato consta de dos etapas y es realizado por bacterias autótrofas y arqueas tanto en el suelo como en la columna de agua. En la primera etapa el amonio (NH_4^+) es oxidado a nitrito (NO_2^-) por bacterias oxidante de amonio (BOA), el cual a su vez se oxida a nitrato (NO_3^-) por bacterias nitrito oxidante (BON). En la región, podemos mencionar los estudios llevados a cabo por Romanelli y col., (2020) donde determinaron la concentración de bacterias BOA y BON junto con su distribución espacial en las

siguientes lagunas someras, dependientes del agua subterránea, Los Padres, La Brava y Nahuel Rucá, pertenecientes a los partidos de Gral. Pueyrredón, Balcarce y Mar Chiquita, respectivamente. En el agua superficial de todas las lagunas se hallaron bacterias nitrificantes, siendo mayores las concentraciones en sus arroyos afluentes y efluentes, respecto del agua dentro de las lagunas. En la Laguna de Los Padres, los niveles más elevados de bacterias fueron encontrados en cercanías a la colonia de aves asociado al ingreso de nitrógeno a través del guano de las aves. La Laguna Nahuel Ruca presentó los mayores niveles de bacterias atribuido principalmente a la intensa producción de ganado vacuno que se desarrolla en los alrededores y, en menor medida al ingreso de fertilizantes agrícolas, así ambas actividades proveen una gran disponibilidad de sustrato para las bacterias nitrificantes (Romanelli y col., 2020). Finalmente, estos autores también identificaron que el deterioro de la calidad del agua es originado principalmente a partir del amonio utilizado en la agricultura y del suelo nitrificado en las cuencas hidrográficas, junto con el estiércol de la producción ganadera y/o residuos sépticos humanos y, en menor medida, a aportes atmosféricos.

La degradación microbiana de los plaguicidas depende de numerosos factores algunos asociados a los compuestos y otros al ambiente. En los primeros podemos mencionar la estructura química, las características físico-químicas de los plaguicidas, la frecuencia y metodología de aplicación, entre otros. En el ambiente, la degradación microbiana es afectada por la temperatura, la disponibilidad de fuentes de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), sumado a las características de los suelos tales como contenido de materia orgánica, contenido de arcillas, pH.

Las moléculas de plaguicidas pueden ser degradadas en forma parcial o total y son utilizadas principalmente como fuente de C y, de acuerdo a los grupos químicos que presente el compuesto, también podrían ser utilizados como fuente de N y/o P. Los productos generados pueden tener diferentes características que sus parentales (plaguicidas aplicados originalmente), tales como solubilidad en agua, persistencia, afinidad por el carbono orgánico, toxicidad, entre otras, pudiendo además ser nuevamente degradados y/o transformados.

Estudios sobre biodegradación de plaguicidas realizada por microorganismos son incipientes en el área de estudio que incumbe al presente documento. En suelos agrícolas provenientes de Balcarce, fueron identificadas cepas de Enterobacterias capaces de utilizar glifosato como única fuente de P (fósforo), pudiendo incluso disminuir la concentración inicial del herbicida en un 30 % (Hernandez Guijarro y col., 2018a). Giaccio y col., (2019) aislaron diferentes morfotipos bacterianos de las rizósferas de *Salix fragilis* y *Festuca arundinacea* crecidas en suelos contaminados con glifosato, 17 de los cuales utilizaron glifosato como fuente de P y 14 lo utilizaron como fuente de C, mientras que 5 morfotipos emplearon al herbicida como fuente de ambos elementos (C y P). Finalmente, otra investigación evaluó cambios en la diversidad microbiológica en suelos de la región pampeana asociados al tratamiento con glifosato en tres condiciones: *suelos no tratados con el herbicida, *suelos tratados previamente con glifosato durante 5 y 10 años (Hernandez Guijarro y col., 2018b). Los autores reportan que la diversidad microbiana hallada en estas tres clases de suelos fue similar, solo se diferenció de aquella presente en suelos no agrícolas. Además, el estudio halló que la composición de la comunidad bacteriana se relacionó con el contenido de materia orgánica, el pH, el contenido de arcilla y la capacidad de intercambio catiónico de los suelos. Cabe aclarar que cuanto mayor es la capacidad del suelo de retener agroquímicos, menor será la disponibilidad de estos compuestos para los organismos (Ver sección 4.3.). Si bien los phyla más abundantes fueron *Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Acidobacteria* and *Bacteroidetes*., luego de la aplicación de glifosato, se observó una disminución de la abundancia de *Actinobacteria* acompañada por un incremento de *Bacteroidetes*. Otro resultado importante a destacar es que la red de interacciones dentro del consorcio bacteriano en suelos tratados con glifosato fue menor que en suelos no tratados. Por lo cual, sería importante profundizar el conocimiento del mecanismo por el cual el glifosato modifica estas interacciones entre microorganismos.

5. Efectos de plaguicidas en el ambiente

5.1. Efectos sobre organismos no-blanco de acción.

Una vez aplicado, el plaguicida puede ser incorporado a distintas matrices ambientales y estar en contacto con organismos que no son su blanco de acción (Figura 3). En este sentido, cuando un plaguicida es incorporado al suelo puede interaccionar con organismos edáficos benéficos, que actúan como controladores de plagas. O por otro lado, pueden ingresar a los cuerpos de agua, e interaccionar con plantas acuáticas, peces, algas o invertebrados.

Para evaluar, los efectos de diversos contaminantes sobre organismos no-blanco, se utilizan respuestas biológicas o cambios a nivel bioquímico, fisiológico, histológico, genético, así como aberraciones/malformaciones en los organismos, para evaluar los efectos resultantes de la exposición a químicos ambientales. Estas respuestas se denominan biomarcadores y representan respuestas tempranas de estrés en los organismos provocadas por la exposición, que incluso pueden estudiarse cuando los niveles de contaminantes en el ambiente son muy bajas (Hugget y col., 1992). Los biomarcadores pueden ser evaluados en distintos niveles de organización biológica desde nivel biomoléculas, celular, tejido, organismo, hasta comunidad y ecosistema, los llamados “efectos demoecológicos”.

En esta sección presentamos los trabajos realizados hasta el momento que evidencian y asocian la exposición a plaguicidas de organismos no-blanco y los efectos a distintos niveles de organización.

Organismos edáficos benéficos: Distintos estudios han sido llevados adelante por Salvio y col., (2011; 2013) en donde se evaluaron los efectos tóxicos de ciertos plaguicidas sobre la meso y macrofauna benéfica que habita en suelos agrícolas. En uno de estos trabajos se evaluó el efecto que tienen los cebos granulados basados en los principios activos, metaldehído (molusquicida) utilizado para el control de babosas y el carbaril (insecticida) utilizado para control de bicho bolita, sobre la composición y densidad de los grupos taxonómicos de meso y macrofauna en un cultivo de soja en siembra

directa. Los efectos se evaluaron a los 45 y 75 días posteriores luego de la aplicación. No se observaron cambios significativos luego de la aplicación de los cebos granulados ni en la composición ni en la densidad de meso y macrofauna benéfica, excepto para la densidad total de macrofauna en el tratamiento con 4 kg/ha de carbaril. Entre los organismos que se colectaron en las trampas de suelo, se mencionan para la mesofauna: anélidos (enquitreidos y nematodos) y artrópodos. Dentro de la macrofauna, artrópodos y anélidos oligoquetos (Figura 4), los resultados indican que las dosis administradas a campo de cebos granulados conteniendo metaldehído y carbaril, no estarían produciendo efectos negativos en cuanto a la diversidad y densidad de los invertebrados benéficos del suelo en el sistema bajo estudio (Salvio y col., 2011). Sin embargo, en otro trabajo Salvio y col., (2013) cuando analizaron la composición de la meso y macrofauna respecto de su hábito alimenticio, clasificándolos en detritívoros, omnívoros, herbívoros y predadores, se observaron diferencias significativas en los tratamientos de metaldehído y carbaril.



Figura 4: Organismos benéficos del suelo estudiados en el Partido de Balcarce en los cultivos de maíz y soja. (Foto cedida por Ing Agr. Carla Salvio)

En general, los herbívoros y omnívoros disminuyeron ante la presencia de los cebos granulados a partir de los 7 días hasta los 37 días post-aplicación. Y los detritívoros y predadores no se vieron afectados. Por lo tanto, cuando se analizaron la densidad y composición no se observaron cambios,

sin embargo, cuando se realizó un análisis más detallado en hábitos tróficos, se observó una disminución de algunos grupos de organismos benéficos del suelo, alertando acerca del uso apropiado de los cebos granulados. Es necesario considerar estrategias alternativas para asegurar el control de organismos blanco de acción, sin romper el equilibrio biológico del ecosistema y conservar las especies benéficas (Salvio y col., 2013).

Plantas acuáticas: Las plantas vasculares acuáticas cumplen diversas funciones clave dentro de los ecosistemas, tanto en estructurar el sistema, como también mejorar la calidad del agua. Asimismo, son organismos muy utilizados para evaluar los efectos de plaguicidas en aguas superficiales. *Bidens laevis* (L.), es una planta palustre compuesta (Familia Asterácea), nativa y con amplia distribución en las lagunas y arroyos pampásicos (Figura 5). Ha sido muy utilizada en estudios de ecotoxicidad y también en estudios de efectos de plaguicidas a campo. En un principio Pérez (2012), estudió la asociación de momentos de aplicación de plaguicidas en distintos períodos del año y la frecuencia de células de raíces en división mitótica con anomalías en una comunidad que habita la Laguna La Brava (Partido de Balcarce). Algunos ejemplos de células anormales se pueden observar en la Figura 6. Si bien no hubo un cambio marcado en la aparición de células anormales asociado a la estación de verano, período de mayor presencia de plaguicidas, particularmente insecticidas en aguas superficiales, existió una tendencia a que este biomarcador celular se incrementara en el período.

Por su parte, Lombardero y col (2020), estudiaron en la misma comunidad de *B. laevis*, la asociación entre presencia de plaguicidas de uso actual en aguas y la actividad de enzimas del sistema antioxidante, como catalasa y peroxidasas en hojas y raíces de la macrófita. Durante, la primavera del año 2019 y verano del 2020, se detectó la presencia del insecticida clorpirifós-etil (promedio 0,7 µg/L en primavera y 2,4 µg/L en verano), el herbicida glifosato (promedio 3,4 µg/L en primavera y 2 µg/L en verano) y su metabolito AMPA (2,7 µg/L, detectado solo en verano). En cuanto a los biomarcadores, en hoja se observó una menor actividad significativa de la actividad enzimática de peroxidasa y una mayor actividad de glutatión

reductasa, en verano con respecto a la primavera. Para el mismo período, en raíz se observó una menor actividad de catalasa y peroxidasa, con el mismo patrón estacional observado en hoja. La presencia de clorpirifós-etil y glifosato detectada en verano se relacionaría al cultivo de papa aledaño así como a la escorrentía generada por una lluvia intensa (>60 mm) días antes al muestreo. El compuesto con mayor potencial de acumulación en raíz por sus propiedades físico-químicas es el clorpirifós-etil (Tabla 1) mientras que el glifosato tiene más tendencia a no acumularse en raíz y ser transportado a las hojas. Estos datos sugieren que las respuestas enzimáticas observadas en raíz se asociarían principalmente a la presencia de clorpirifós-etil y aquellas observadas en hoja a glifosato, indicando que *B. laevis* es una especie biomonitora adecuada para caracterizar los efectos de clorpirifós-etil y glifosato en aguas superficiales.

Ludwigia peploides (H.B.K.) es una planta vascular flotante enraizada, también nativa de arroyos y lagunas de la zona de estudio (Figura 5). Dicha especie se ha utilizado para estudiar la bioacumulación *in situ* de glifosato en el arroyo El Crespo (Partido de Balcarce). Sin embargo, los diferentes niveles de acumulación de este herbicida en los tejidos de la planta no mostraron cambios significativos en parámetros morfológicos ni en el contenido de pigmentos fotosintéticos (clorofilas y carotenoides).



Bidens laevis en la Laguna La Brava



Ludwigia peploides en el Arroyo El Crespo

Figura 5: Plantas acuáticas utilizada en estudios a campo para estudiar efectos asociados a la exposición a plaguicidas. (Foto cedida por Dra. Debora Perez)

Estos resultados, están de acuerdo a otros estudios donde se ha mencionado que el glifosato a niveles ambientales bajos puede podría inducir efectos horméticos en las plantas (Pérez y col., 2017b).

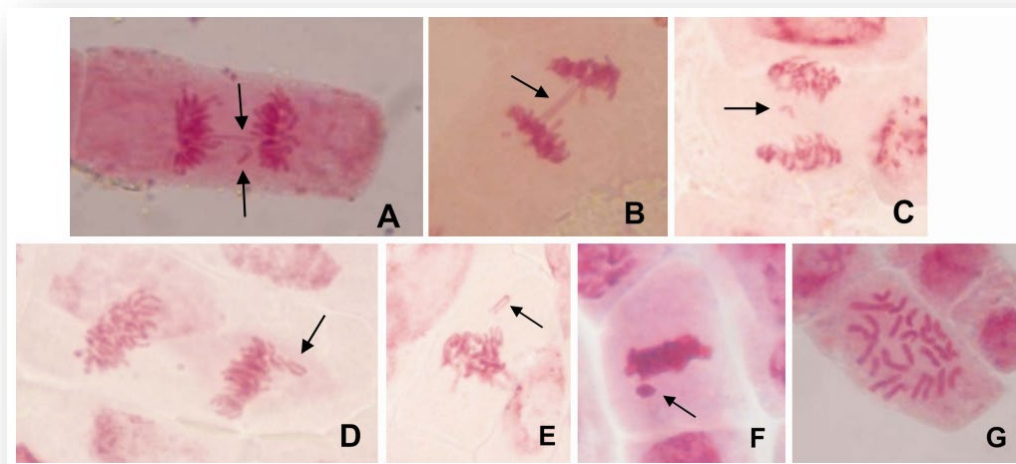


Figura 6: Células en división mitótica de *Bidens laevis* con anomalías cromosómicas. Las flechas indican en A y B: Puentes anafásicos y ruptura de cromosomas; C-E: Cromosomas con retraso en la migración anafásica-telofásica; F: Cromosoma aglutinado; G: C-mitosis. Modificado de Pérez y col., (2014).

Peces: Los peces son un grupo de organismos que son ampliamente utilizados para estudiar los posibles efectos adversos de plaguicidas a nivel mundial. En nuestra zona de estudio, existen trabajos en relación a este tópico. Silva-Barni y col., (2014; 2016) han relacionado la presencia de residuos de POCs en ambientes acuáticos y en los tejidos de tres especies de peces de distintos niveles tróficos, y cambios en respuestas fisiológicas, histológicas y endócrinas. En estos estudios, se analizaron el pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Orden Atheriniformes), el dientado *Oligosarcus jenynsii* (Orden Characiformes) y el sabalito, *Cyphocharax voga* (Orden Characiformes) (Figura 7), las cuales son especies que habitan los ecosistemas acuáticos del Sudeste Bonaerense.

En el trabajo de Silva-Barni y col., (2014), dentro del Río Quequén Grande, se colectaron pejerreyes machos y hembras en dos etapas reproductivas (maduración y pre-desove) y se determinaron los niveles de POCs y otros contaminantes orgánicos y los niveles de lípidos peroxidados (LPOs) como biomarcador de daño oxidativo, en branquias, cerebro, músculo, hígado y gónadas. Se encontró que el endosulfán y su metabolito endosulfán

sulfato fueron los más detectados en los tejidos de hembras y machos, acumulándose mayormente en hígado. Sin embargo, en referencia a LPOs, se observó que sólo en las gónadas hubo diferencias entre estados reproductivos. En machos se encontraron menores niveles de LPOs en maduración respecto del pre-desove, mientras que se halló un patrón inverso en las hembras.

Estos resultados no mostraron una relación clara entre la carga de endosulfanes y el contenido de LPOs en gónadas. Sin embargo, si se observó una relación consistente entre los niveles de LPOs y la carga de endosulfanes en branquias y cerebro, hipotetizando que las branquias constituyen un órgano importante de ingreso de plaguicidas y en el caso del cerebro, se asocia con el efecto neurotóxico del endosulfán. Este estudio demuestra la relación entre la carga de contaminantes presentes en los tejidos del pejerrey y los potenciales efectos a nivel oxidativo de la mezcla de contaminantes orgánicos, que incluyen los POCs.

Asimismo, en la Laguna La Peregrina, Silva-Barni y col., (2016) analizaron los niveles de POCs en aguas, material particulado, sedimentos y tejidos (branquias, cerebro, músculo, hígado y gónadas) de machos de pejerreyes, dientudos y sabalitos. Los niveles de POCs se relacionaron con la presencia de lesiones a nivel histológico y niveles de vitelogenina.

La vitelogenina que es una proteína que sólo debería encontrarse en hembras, sin embargo, su presencia en sangre y mucosa de machos, es considerada como un biomarcador de exposición a compuestos disruptores endócrinos que imitan a productos estrogénicos.

En pejerrey y dientudo, se encontraron lesiones histológicas en branquias (Figura 8) e hígado que estuvieron relacionadas a los niveles de endosulfanes en estos tejidos.



Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*)



Dientudo (*Oligosarcus jenynsii*)



Sabalito (*Cyphocharax voga*)

Figura 7: Especies de peces utilizados para analizar efectos asociados a plaguicidas. Imágenes obtenidas de Rosso (2006).

Asimismo, se encontró vitelogenina en algunos ejemplares de pejerrey y dientudo, alertando acerca de la exposición a disruptores endócrinos.

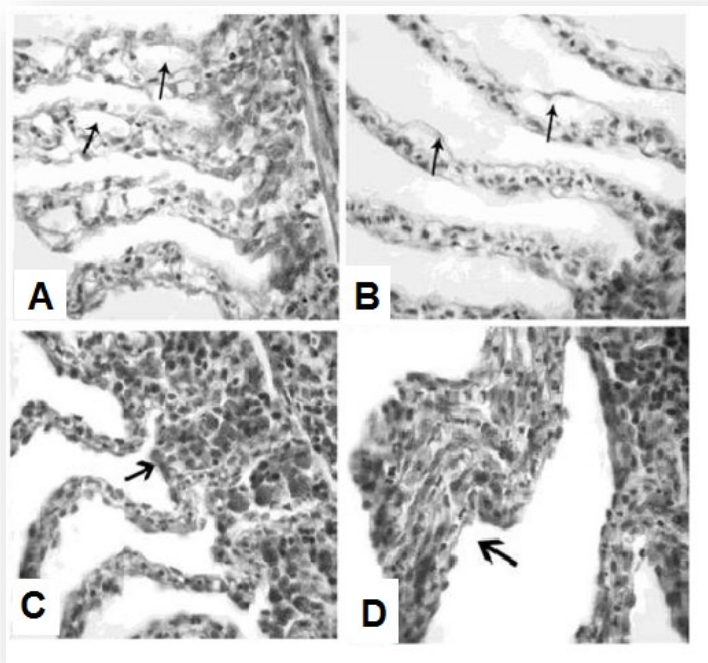


Figura 8: Lesiones histológicas en branquias de pejerrey (A y B), dientudos (C) y sabalito (D) de la Laguna La Peregrina. Las flechas indican en A y B: Lamelas vacuolizadas y epitelio dañado; C: Epitelio atrofiado de la lamela primaria; D: Lamelas branquiales fusionadas. Modificado de Silva-Barni y col., (2016).

5.2. Eutrofización de ambientes acuáticos

El término *eutrofización* se utiliza en la literatura científica para referirse a un proceso natural de aumento de la producción de materia orgánica en un cuerpo de agua como resultado de la descarga natural de Nitrógeno y Fósforo, acompañando la evolución de un ecosistema acuático (río, lago, laguna, estuarios, etc) a lo largo del tiempo geológico (cientos a miles de años). También refiere a un proceso resultante del aporte de nutrientes por actividades antropogénicas en escalas temporales breves (horas a años); en este caso, se denomina *eutrofización cultural o antrópica*, y es causada por el vertido de efluentes domésticos y/o industriales y la descarga de fertilizantes utilizados en la agricultura, que aceleran el proceso natural en las aguas superficiales (Figura 9). Aunque similares en términos de mecanismos, estas dos definiciones involucran procesos que no ocurren en las mismas escalas de tiempo y, por lo tanto, tienen efectos ecológicos y sociales totalmente diferentes (Le Moal y col., 2019).

La eutrofización cultural es un problema ampliamente reconocido a nivel mundial por ser una de las principales causas de deterioro de la calidad de las aguas continentales y marinas (Smith 2003; Le Moal y col. 2019). La agricultura sigue siendo la fuente predominante de nitrógeno que se vierte en el medio, aunque no es el único origen posible en la biósfera, y también una fuente importante de fósforo (WWAP, 2018). Como consecuencia del uso excesivo o indebido de fertilizantes minerales y abonos, se ve afectada gravemente la calidad de los recursos hídricos y del suelo (Moss, 2008; Withers y col., 2014; FAO, 2018). Los efectos más notables de este fenómeno son el desarrollo de floraciones de cianobacteria ("blooms" de algas verde azuladas), muchas veces toxigénicas, la pérdida de biodiversidad y la anoxia; esto puede llevar a la muerte masiva de organismos acuáticos (Withers y col., 2014; Le Moal y col. 2019) así como también ganado y otros animales que beben de las aguas afectadas por el bloom. Adicionalmente, también puede constituir un riesgo potencial para la salud humana, asociado con la biomasa cianobacteriana presente en los cuerpos de agua que se emplean particularmente para abastecimiento humano y con fines recreativos.

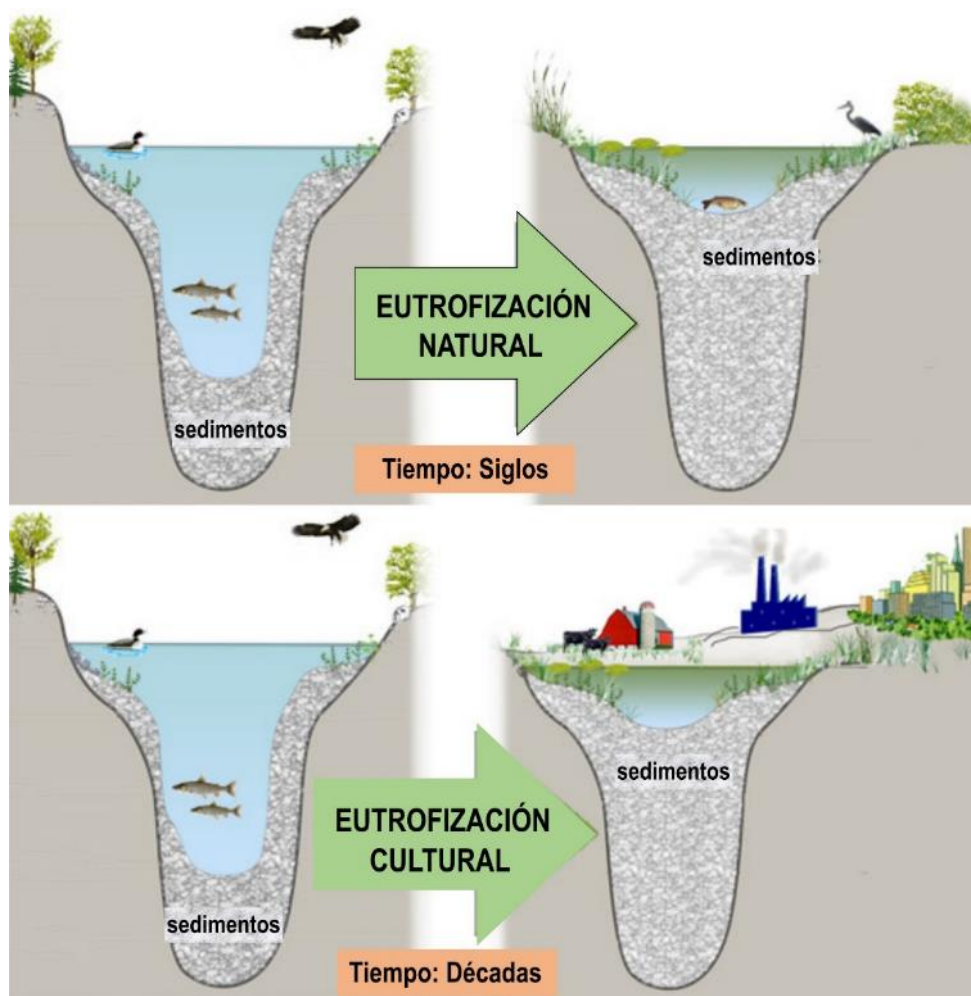


Figura 9. Eutrofización natural y eutrofización cultural. Tomado de <https://www.rmbel.info/primer/lake-eutrophication/>.

La región central de Argentina, conocida como Llanura Chaco-Pampeana, es una de las áreas más amenazadas como consecuencia de la eutrofización cultural dado que concentra más del 50 % de la población del país, es la principal región agrícola e industrial y, además, incluye a más de 150000 lagos someros (denominados “lagunas pampeanas”) (Quiros 2004; Diovisalvi y col., 2015; Aguilera, 2018). Si bien las lagunas pampeanas son naturalmente eutróficas (Quiróz y Drago, 1999) como resultado de variables internas (ej. escasa profundidad) y externas (régimen hidrometeorológico fluctuante, geomorfología, drenajes ubicados en suelos ricos en nutrientes), actualmente se encuentran bajo estrés ambiental manifiesto que incrementa aún más sus contenidos de

nutrientes (Quirós y col., 2002; Grosman 2008). Diovisalvi y col. (2015), a partir de un meta análisis que incluyó datos de 2727 lagos de todo el mundo, concluyeron que las lagunas pampeanas son ecosistemas más eutróficos que el resto de los lagos del mundo. Éstas poseen las mayores concentraciones de nutrientes, en promedio 789 µg/l de Fósforo Total y 4970 µg/l Nitrógeno Total, y clorofila *a* (177 µg/l) y la menor transparencia (0.40 m).

Particularmente en el Sudeste Bonaerense, las lagunas de Los Padres (LP), La Brava (LB) y Nahuel Rucá (NR) son clasificadas como lagunas “turbias” dominadas por el fitoplancton, altamente productivas y eutróficas (siendo LP > LB > NR). Los niveles de nutrientes son elevados en estos cuerpos de agua, con concentraciones medias de fosfato (PO_4^{3-}) y nitrato (NO_3^-) de $8,43 \pm 5,74$ y $7,45 \pm 3,66$ mg/l, $17,30 \pm 13,32$ y $17,63 \pm 7,79$ mg/l, y $7,14 \pm 1,95$ y $17,06 \pm 14,44$ mg/l, respectivamente (Romanelli y col., 2020).

En el caso de la **Laguna de Los Padres**, se registra la presencia sostenida en el tiempo de blooms de cianobacterias (Romanelli y col., 2013, 2020, 2021) de la especie *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (anteriormente denominada *Anabaena aphanizomenoides*). En la laguna La Brava estas floraciones también suelen manifestarse. En el mes de febrero de 2018 se produjo una mortandad masiva de peces con un alto impacto sobre la población de pejerrey, la cual seguramente pudo deberse a la combinación de altas temperaturas del agua y floraciones algales (Berasain y col., 2018). Contrariamente, en la Laguna Nahuel Rucá no se evidenciaron floraciones de cianobacterias para el período 2017 - 2019 (Romanelli y col., 2020).

A partir de una aproximación multi-isotópica, junto con técnicas hidrogeoquímicas y proxies biológicos, Romanelli y col. (2020) han profundizado en la comprensión de los procesos de eutrofización que ocurren en las lagunas antes mencionadas. En este sentido, se identificaron las principales fuentes de aporte de nitrato a las lagunas de Los Padres, La Brava y Nahuel Rucá, así como también los procesos biogeoquímicos de transformación del Nitrógeno (nitrificación, asimilación, desnitrificación). Estas tres lagunas reciben aportes de agua con cierto nivel de contaminación por nitrato, tanto de sus arroyos afluentes como del agua subterránea. Las variaciones de isótopos ^{15}N y ^{18}O del nitrato,

observadas en los tres sistemas acuáticos, estuvieron influenciadas principalmente por fuentes de amonio nitrificado en el sistema a partir del suelo y los fertilizantes. Es decir que, las prácticas agrícolas desarrolladas en sus cuencas de drenaje tienen un papel relevante en el proceso de eutrofización y en el deterioro de la calidad del agua del sistema acuático. Sin embargo, existen diferencias entre estas lagunas en base a los estudios limnológicos, microbiológicos y del fitoplancton que se llevaron a cabo simultáneamente.

La **Laguna Nahuel Rucá** se caracterizó por tener los valores más bajos de claridad y profundidad del agua, la menor concentración de Oxígeno Disuelto (OD), un predominio de diatomeas céntricas y bentónicas en la comunidad fitoplanctónica (productividad más baja) y la mayor abundancia de bacterias nitrificantes. Además, los niveles altos de *Escherichia coli* (indicador de contaminación fecal) y Cl^- en la laguna, junto con los datos de isótopos del nitrato, indicaron que el estiércol animal también es una fuente importante de contaminación por nitrógeno para el sistema.

La **Laguna La Brava** presentó la mayor claridad y profundidad del agua, concentraciones intermedias de OD y bacterias nitrificantes y, la presencia de floración de cianobacterias en 2017 y diatomeas céntricas (productividad intermedia). Además, los niveles bajos de *E. coli* y las concentraciones bajas de Cl^- dentro la laguna, junto con los datos isotópicos, respaldaron que las aguas residuales domésticas no contribuían significativamente al nitrato disuelto presente en el cuerpo de agua. Finalmente, la **Laguna de Los Padres** evidenció la presencia de floración de cianobacterias durante gran parte de los períodos de muestreo (mayor productividad), con los valores más altos de OD y abundancia moderada de bacterias nitrificantes.

La interpretación conjunta de los datos hidroquímicos, isotópicos y biológicos, junto con los niveles de OD ($> 6,86 \text{ mg/L}$), evidenciaron algunos de los procesos de transformación biogeoquímica del N en estas lagunas. Claramente el proceso de desnitrificación no ocurre en las aguas pelágicas, mientras que, se confirmó la asimilación fitoplanctónica de nitrato en las tres lagunas. Ambos procesos mencionados resultan importantes ya que contribuyen a la atenuación natural del contenido de nitrato en agua.

Para la **Laguna Mar Chiquita**, Marcovecchio y col. (2019) analizaron la concentración y distribución de parámetros físico-químicos, nutrientes inorgánicos y pigmentos fotosintéticos en un período de 20 años. La mayor parte de los suelos adyacentes al cuerpo de agua se utilizan para el desarrollo de actividades agrícolas. Por tanto, esta laguna costera usualmente recibe aporte de nutrientes inorgánicos, particularmente N y P. Esto puede apoyarse en el hecho de que, a lo largo de todo el año, las concentraciones más altas de nitrato, nitrito y fosfato fueron detectado en las estaciones de muestreo localizadas más cerca del continente, y asociado también al “lavado” de estos suelos que aportan aguas ricas en nutrientes que alcanzan la laguna De Marco y col. (2005).

En relación a la presencia de cianotoxinas en cuerpos de agua de la zona, Amé y col. (2010) evaluaron cuatro microcistinas (MC) comunes en agua y tejido (hígado y músculo) de *Odontesthes bonariensis* (pejerrey) colectados en la Laguna de Los Padres. La correlación significativa entre el contenido de MC total y disuelto en agua y la concentración de estas toxinas en el hígado, muestra la probable absorción de MC disueltas por *O. bonariensis*. Sin embargo, el contenido total de microcistinas en muestras de agua y en músculo del pejerrey nunca superó los valores recomendados por la OMS para uso recreativo del agua o consumo de pescado. Los autores sugieren la necesidad de un programa de monitoreo en la laguna para garantizar la salud de las personas que la visitan.

Respecto a los sistemas acuáticos lóticos, De Marco y col. (2020) evaluaron la dinámica de nutrientes a lo largo de un ciclo anual y su posible relación con el uso del suelo en cinco **arroyos del Partido de General Pueyrredón**: (1) Corrientes, (2) Lobería, (3) Seco, (4) Chapadmalal y (5) Las Brusquitas. Los nutrientes inorgánicos presentaron niveles elevados a lo largo de todo el período, y nunca se agotaron por completo. En cuanto a los nutrientes nitrogenados, el nitrato demostró ser el dominante en todo el período en todos los arroyos, con valores que varían entre 3, 5 y 51 μM . El Arroyo Lobería siempre presentó la más alta concentración de nitrato en comparación con el resto de los arroyos. En el caso del fosfato, las concentraciones variaron entre 0,06 y 1,18 μM , a excepción del Arroyo Lobería que en invierno alcanzó niveles de hasta 9,07 μM . Para toda la región de estudio, se observó una fuerte relación entre la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos y los usos del suelo (78 y 18

% de uso agrícola y ganadero, respectivamente), principalmente con aquellas especies iónicas del N.

5.3. Evaluación del riesgo ecológico ambiental

Debido a la comprobada toxicidad de los agroquímicos sobre los organismos blanco y no-blanco de acción, los impactos negativos sobre los ecosistemas no pueden ser ignorados ni subestimados (Sanchez Bayo y Tennekes, 2015). Asimismo, la presencia de mezclas de agroquímicos genera mayor preocupación ambiental debido a las posibles interacciones entre los compuestos (efectos sinérgicos, antagónicos) (Pérez y col., 2021). En este sentido, el riesgo ecológico de los agroquímicos puede ser evaluado por medio de la comparación entre valores de calidad ambiental y los efectos ecotoxicológicos informados para organismos modelo o centinela (Allinson y col., 2015).

Una de los métodos para la realización de una evaluación de riesgo es el de coeficientes de riesgo. Los procedimientos para este tipo de evaluación de riesgo ambiental se pueden resumir en la Figura 10. Así, el análisis de riesgo ecológico por agroquímicos tiene objetivo principal proteger a los organismos, comunidades y ecosistemas.

La finalidad de una evaluación de riesgo ambiental es determinar si los niveles ambientales de un agroquímico pueden causar un efecto adverso. En este sentido, conocer el grado de riesgo por exposición, permite determinar el umbral de niveles ambientales de plaguicidas que no causará efecto y de esa manera proteger el ecosistema.

El riesgo ecológico puede analizarse desde diversas perspectivas. En base a ello se utilizan coeficientes que de una u otra manera nos permiten calcular y determinar el daño potencial. Entre estos podemos mencionar: los Coeficientes de Riesgo (CRs), las Unidades Tóxicas, Concentración Peligrosa.

Los más conocidos y empleados son los CRs que se calculan como:

$$CR = \frac{\text{Concentración ambiental}}{\text{Concentración predicha de no efecto}}$$

donde concentración predicha de no efecto se calcula en base a la concentración crítica seleccionada (a partir de un dato de toxicidad) y un factor de seguridad para la predicción de la incertidumbre del modelo. En lo que respecta a los datos de toxicidad, los mismos son determinados mediante bioensayos en condiciones controladas o ecosistemas simplificados, los cuales se pueden realizar *ad-hoc* para la evaluación de riesgo, o bien se pueden encontrar en base de datos o en la literatura científica (Iturburu y col., 2019; Pérez y col., 2021). Los datos pueden incluir la concentración letal 50% (CL50%) para una especie, que representa la concentración de un químico que mata al 50% de la población (o su paralelo la concentración efectiva 50%, CE50%), la concentración de no efecto o la concentración más baja de efecto observado, entre otros.

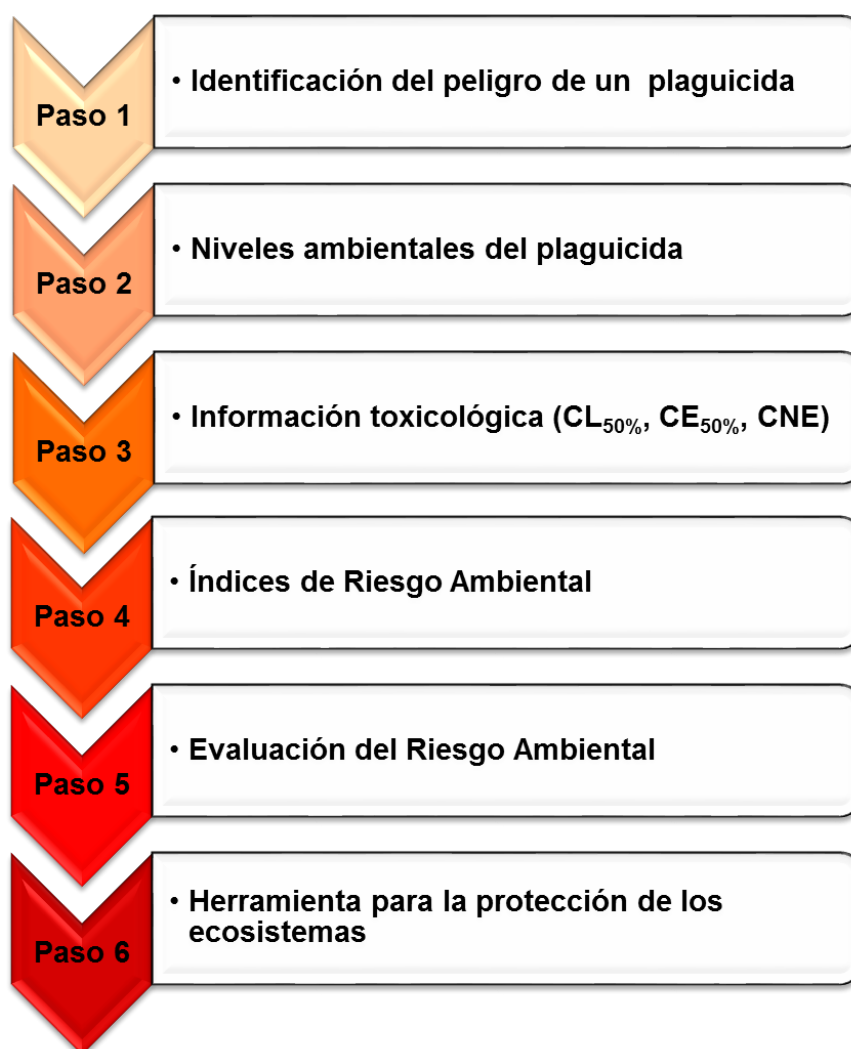


Figura 10: Pasos recomendados para realizar una evaluación del riesgo ambiental

Asimismo, dependiendo si los datos de toxicidad utilizados han sido determinados a partir de exposiciones a corto plazo (toxicidad aguda) o a largo plazo (toxicidad crónica), se puede realizar una estimación del riesgo por exposición aguda o crónica, respectivamente. Dependiendo a los organismos que se empleen en el análisis, se puede predecir el riesgo en distintas matrices ambientales. Dentro de los organismos modelo más utilizados (y por ende estandarizados) se suelen utilizar organismos edáficos como la lombriz de tierra (*Eisenia foetida*), colémbolo (*Folsomia candida*), ácaro (*Hypoaspis aculeifer*), y entre los dulceacuícolas a las larvas de dípteros (*Chironomus riparius*) para evaluar sedimentos, la pulga de agua (*Daphnia magna*), la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y algas verdes (*Scenedesmus subspicatus*, entre otras) para la columna de agua.

En general, cuando el $CR > 1$ indica que existe un riesgo potencial, mientras que cuando el $CR < 1$ no existiría un riesgo significativo ante la exposición a esa concentración. Asimismo, para una mezcla de agroquímicos se puede calcular la $\sum CRs$ de los compuestos que conforman la mezcla, asumiendo la toxicidad aditiva de los mismos (Iturburu y col., 2019; Pérez y col., 2021).

Los estudios de riesgo ambiental en la zona de incumbencia de este documento han cobrado vigor de forma reciente. El estudio pionero a nivel país es el que llevaron adelante Iturburu y col., (2019) donde se recopiló la información existente sobre las concentraciones ambientales de plaguicidas de uso histórico como los POCs y de uso actual en aguas superficiales de la Pampa Húmeda y se emplearon los CRs para predecir los riesgos potenciales sobre organismos acuáticos de diferentes niveles tróficos. Dentro de los trabajos utilizados para el relevamiento de niveles de plaguicidas en aguas pertenecientes a la zona de estudio del presente documento se encuentran los trabajos de Aparicio y col., (2013), Castro-Berman y col., (2018), Pérez y col., (2017a; 2017b) y Silva-Barni y col., (2016). Los principales resultados obtenidos fueron que de los sitios del Sudeste Bonaerense estudiados, sólo un sitio de muestreo presentó una $\sum CRs > 1$. Este sitio es el reportado por Corcorán y col., (2020) en el Arroyo Tajamar (Partido de Balcarce), donde hubo una contribución significativa de los niveles del fungicida de uso actual carbendazim. Otros resultados relevantes para todos los sitios en el trabajo, es que cuando se realiza

la Σ CRs, los POCs incrementan significativamente el daño potencial en organismos acuáticos. Varios herbicidas como glifosato y atrazina contribuyeron significativamente al aumento del riesgo ecológico. Algunos principios activos, como el acetoclor y carbendazim que son de uso actual en Argentina y están prohibidos en países de Europa, también contribuyeron al aumento del riesgo ecológico.

Asimismo, el trabajo llevado adelante por Alvarez y col., (2019), donde se relevaron las concentraciones en aguas superficiales del insecticida organofosforado clorpirifós y se calculó la CP_{5%}, alertó sobre los potenciales daños de este plaguicida sobre distintas especies acuáticas. Este trabajo utilizó otra perspectiva de análisis basado en el concepto de “Distribución de Sensibilidad de Especies”, el cual es muy utilizado en ecotoxicología para establecer la sensibilidad comparativa entre diversos organismos de distintos niveles tróficos ante un rango amplio de concentración creciente de un compuesto (Maltby y col., 2005). Sobre esta base, se determinó que la comunidad de macroinvertebrados acuáticos estarían sujetos a un peligro crónico inminente ante las concentraciones encontradas de clorpirifós en aguas.

6. Impacto sobre la salud humana

La seguridad alimentaria es una prioridad para todos los que intervienen en cada una de las etapas de la cadena alimentaria, desde el campo hasta la mesa. Es por ello, que resulta de gran importancia que los agroquímicos se usen responsablemente y siguiendo las Buenas Prácticas Agrícolas (BPA), de modo de asegurar que no dañen la salud ni al ambiente.

Los agroquímicos tienen un marco regulatorio para su experimentación, aprobación y uso que es de aplicación internacional. En Argentina, este marco funciona en el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA), dependiente del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Este organismo se ocupa de evaluar la seguridad de los productos fitosanitarios a través de un gran número de estudios diseñados para determinar sus efectos potenciales sobre la salud de las personas, animales y el ambiente. Además, SENASA determina cuáles son las cantidades máximas tolerables de residuos de agroquímicos en alimentos. Para ello, se adecúa a los lineamientos de la FAO y la Organización Mundial de la Salud.

En los últimos años el sector agropecuario latinoamericano ha experimentado importantes transformaciones en sus sistemas productivos, con un notable avance hacia la difusión de sistemas de creciente tecnificación, presentados como “paquetes tecnológicos” que incluyen el uso de materiales transgénicos, la adopción de nuevas estrategias de siembra (siembra directa, siembra de precisión, etc.), elevado requerimiento de productos químicos, uso intensivo de conocimiento y apoyo en tecnologías de la información. Estos sistemas presentan aspectos positivos como la difusión de la siembra directa o de cero labranza y, aspectos negativos tales como el aumento de la contaminación por el uso abusivo de agroquímicos, el avance de la degradación y erosión de los suelos y de las fronteras agrícolas con la consecuente deforestación y pérdida de biodiversidad. Desde la perspectiva de la salud humana es evidente que la transición de la agricultura tradicional a la agricultura comercial imperante determinó un cambio radical en el tipo de riesgos a los que la población está expuesta. Así, hoy el sistema sanitario debe estar atento no sólo a los riesgos de intoxicación aguda ocupacional por los productos y residuos

químicos de las sustancias empleadas en el proceso productivo sino también por las consecuencias de su uso masivo y deriva que exceden las áreas de trabajo y contaminan el aire, suelo y agua. Estos procesos implican riesgos potenciales de intoxicaciones crónicas, por los residuos de plaguicidas y metales pesados en los alimentos, por la producción de grandes volúmenes de excrementos contaminantes del suelo y el agua, por los residuos de antibióticos eliminados en las heces y la orina de los animales que favorecen la emergencia de microorganismos patógenos resistentes a los antibióticos y por las consecuencias de los cambios en el hábitat que promueven la migración y redistribución de animales reservorios de infecciones, para citar algunos de los aspectos más relevantes (Pórfido, 2014).

Los riesgos e impactos que producen los agroquímicos en el ambiente y en la salud de los seres vivos son muy diversos: dependen del producto, la estabilidad de las moléculas, solubilidad y de las condiciones de uso. Con referencia a los riesgos para el ambiente, depende de los compartimentos ambientales que reciben la mayor carga de residuos, de los organismos vivos (animales, vegetales, microorganismos) con los cuales el producto entra en contacto, y de las características (intensidad, frecuencia, duración) de los episodios de aplicación de los productos. En el riesgo para la salud humana influye el estado nutricional y las comorbilidades presentes en los individuos susceptibles (entre otros determinantes principales de vulnerabilidad), la organización espacial urbana y la subdivisión de la tierra en el área de las aplicaciones, y la percepción del riesgo de la población en relación a dichos productos.

Los agroquímicos son considerados “muy peligrosos” cuando el daño potencial que pueden provocar con mayor probabilidad en la salud es considerado grave (por ej., cáncer, malformaciones congénitas, insuficiencia renal, trastornos del crecimiento, etc.). A su vez, para cualquier producto químico, el uso de expresiones como “muy tóxico” refiere en forma integral al peligro asociado (el daño) y la cantidad mínima del producto a partir de la cual aumenta la probabilidad de un daño determinado en la población afectada.

Debido a diferentes limitaciones (de financiación y otras), es escasa e insuficiente la información toxico-epidemiológica existente para poder dilucidar si existe o no un fundamento científico inobjetable que sustente esas sospechas. De acuerdo a lo informado por el grupo Ad-Hoc Agroquímicos, perteneciente a la Red de Seguridad Alimentaria (RSA) del CONICET, durante el año 2018, sobre el uso de plaguicidas para la producción de agroalimentos – impacto colateral adverso en la salud humana y ambiental (<https://rsa.conicet.gov.ar/wp-content/uploads/2019/04/informe-rsa-giah-agroquimicos-HCD.pdf>); no existe en el país un programa permanente de relevamiento del consumo de alimentos con diseño tóxico-epidemiológico que permita utilizar ese conocimiento como fundamento de los programas de prevención de trastornos de la salud por exposición a residuos químicos ambientales que pueden contaminar los alimentos. Tampoco existe un análisis de la heterogeneidad regional de las dietas argentinas.

En el año 2019 el Grupo de Investigación Economía Agraria, Facultad de Ciencias Económicas y Sociales, y Facultad de Derecho ambas de la UNMdP, dio a conocer un trabajo en el cual propusieron abordar las percepciones de los consumidores respecto a los riesgos asociados al contenido de agroquímicos en las verduras frescas (Lupin y col, 2019). Dicha problemática, se abordó desde la teoría económica de las preferencias y elecciones de los consumidores. Se analizaron datos provenientes de dos tipos de encuestas a consumidores con decisión en la compra de alimentos de sus hogares, de 18 años y más, residentes en Mar del Plata, durante los años 2009 y 2014. En la primera, se indagaba sobre el potencial consumo de una papa producida mediante manejo integrado y participaron 500 encuestados. La segunda encuesta estaba destinada a cuestiones referidas a alimentación y hábitos saludables, comprendiendo 505 casos. Las encuestas contenían preguntas referidas exclusivamente al consumo de verduras frescas, centrales para este trabajo. Surge que, en el año 2014, la mayoría de los encuestados indicó consumir verduras frescas más de 6 veces por semana (59,41%) pero, en el año 2009, fue superior el consumo de entre 3-6 veces por semana (48,40%). Lo anterior, se ve reforzado por el hecho de que en la Encuesta 2014, casi la mitad de la muestra total señala haber aumentado el consumo de verduras frescas “mucho más/más” durante los últimos años. Otro

aspecto importante preguntado a los encuestados se refiere a la ausencia de agroquímicos en los alimentos. De esta manera, el 37,00% y el 33,86% de los encuestados de cada relevamiento manifiesta su preferencia por dicha ausencia. Al indagar, específicamente, sobre el conocimiento acerca de alimentos orgánicos es posible señalar que el 37% de los encuestados de año 2009 los conoce e identifica correctamente mediante una certificación. Dicho porcentaje, desciende al 11,49% entre los encuestados del año 2014. Estos valores denotan el escaso conocimiento acerca de este tipo de alimentos, tal vez debido a la escasa disponibilidad de los mismos en los mercados locales y a su precio más elevado generalmente que los alimentos convencionales. En ambas encuestas, se observa que entre quienes califican con puntaje más elevado su grado de preocupación, predominan las mujeres (81,10% y 59,73%), aquellos de entre 35-59 años de edad (45,41% y 37,92%) y los que tienen estudios terciarios y universitarios –completos e incompletos– (31,15% y 38,52%). Los encuestados opinan que los controles no son muy satisfactorios pero prefieren que sean públicos.

Los organismos vivos están expuestos a una mezcla de contaminantes incluyendo ingredientes activos de distinta clase, con distintos mecanismos de toxicidad y con diversa selectividad por la plaga (a mayor selectividad por los tejidos y órganos de la plaga menor margen de riesgo de toxicidad en el hombre y otros organismos vivos). Existe consenso científico universal que la acción tóxica conjunta de muchos ingredientes no siempre puede ser estimada a partir de las acciones de los ingredientes activos evaluados en forma individual.

Por lo tanto, las decisiones regulatorias más conservadoras son las basadas en datos experimentales de modelos realistas de exposición acumulativa a plaguicidas y toxicidad conjunta de los ingredientes activos e inactivos involucrados. Este enfoque recién fue propuesto y comenzó a utilizarse en países de alta vigilancia epidemiológica (Europa, USA) a fines de los años 90 (ver mandato de la Ley Food Quality Protection Act de USA, de 1996), y recién durante la década pasada comenzaron a generarse datos experimentales que permiten reconsiderar los riesgos asociados a la exposición a plaguicidas. No obstante, en gran parte de las decisiones regulatorias a nivel nacional e

internacional se sigue aceptando como evidencia respaldatoria de solicitudes de autorización de productos los ensayos de laboratorios que evalúan un compuesto químico a la vez, y frecuentemente sólo se exigen consideraciones teóricas para los productos formulados con más de un ingrediente activo.

Cuando se estudian los efectos inmediatos de una contaminación puede ocurrir que los niveles que causan toxicidad leve sean muy mayores a los que podrían ocurrir en los organismos vivos luego del uso responsable y racional de los productos. O sea, la evaluación puede concluir que el riesgo de toxicidad aguda es muy bajo o nulo. Pero cuando se estudia el impacto acumulativo de pequeñas cantidades de múltiples plaguicidas, varias variables tienen un rol relevante en la toxicidad, y puede ocurrir que la toxicidad crónica se manifieste clínicamente un tiempo después (meses, años) de las primeras exposiciones aun cuando cada episodio de exposición sea individualmente considerado “inocuo”. Todo lo antedicho sirve para percibir el grado de incertidumbre que queda en cada decisión regulatoria a nivel universal.

Continuando con lo mencionado en el informe generado por la RSA en el año 2018, en el ámbito académico local, existen estudios que muestran alteraciones en indicadores tempranos de salud en poblaciones rurales durante el período perinatal y la infancia. Estos estudios se restringen a ciertas áreas del país en donde el tipo de cultivo, con su consecuente modalidad de manejo agrícola, y el ordenamiento territorial, favorece el contacto directo o indirecto de las poblaciones vecinas al área de producción con los productos fitosanitarios aplicados.

Para una amplia mayoría de los plaguicidas registrados y utilizados en el país no existe información epidemiológica local que evalúe impacto potencial en la salud humana, ni datos de contaminación ambiental (agua, suelos, aguas), ni datos de ingesta asociada a la alimentación en humanos, animales de granja, ganado y especies silvestres, ni estudios de exposición interna en humanos.

Un estudio realizado en leche materna, por profesionales del Hospital Materno Infantil Ramón Sarda de Buenos Aires, demostró que en un 90,5% de la población estudiada (puérperas) presentaba residuos de por lo menos un

plaguicida. La contaminación materna por plaguicidas constituye uno de los factores de riesgo que pueden influir sobre la salud del feto y el recién nacido, provocando alteraciones del desarrollo, afecciones en el intelecto y la fertilidad, y alteraciones a la inmunidad, que pueden causar enfermedades tumorales en la infancia y adultez (Der Parsehian, 2008).

En el año 2013 La Asociación Civil para la Defensa del Ambiente (BIOS), invitó a las autoridades y legisladores locales de Mar del Plata, Partido de General Pueyrredón a realizarse una extracción de sangre para determinar plaguicidas en sangre. Los análisis demostraron la presencia de endosulfán sulfato, diazinón, DDD, endrín, β -HCH, α -endosulfán, heptacloro, endosulfán-éter y oxiclordano. Los resultados indicaron que todas las muestras de sangre analizadas presentaron residuos de los compuestos químicos mencionados (Campaña Mala Sangre II 2013, Fundación BIOS).

En el año 2015 se llevó a cabo un estudio denominado “Valoración de la exposición a plaguicidas en cultivos extensivos de la Argentina y su potencial impacto sobre la salud”. El objetivo fue describir la distribución espacial de la exposición a plaguicidas en Argentina, su asociación con indicadores de carga de cáncer, construir índices incorporando prácticas laborales y de vida y validarlos con biomarcadores y salud de sujetos laboralmente expuestos y sus familias. También se analizaron las condiciones de salud de niños de esas familias. El área pampeana agrupa los mayores índices de exposición a plaguicidas respecto al promedio nacional. Los mayores índices de impacto ambiental total fueron para 2,4-D y clorpirifos, los cuales se asocian en el caso de clorpirifos y cipermetrina con más mortalidad y cáncer de mama, y los de glifosato y clorimuron con la de cáncer total en varones. Síntomas generales, cardiorrespiratorios, dérmicos y daño genotóxico fueron mayores en aplicadores, pero no se asocian a los niveles de exposición. Sus niños presentan síntomas irritativos en un 30%, más de la mitad está expuesto a aplicaciones, vive a menos de 500 m de depósitos y van a escuelas a 500 m de campos fumigados. Un 20% asiste en tareas de campo sin elementos de protección personal o cobertura de obra social (Butinof y col., 2017).

7. Estrategias de remediación de agroquímicos

Las estrategias de remediación o tecnologías de tratamiento implican cualquier operación unitaria o serie que alteran la composición de una sustancia peligrosa o contaminante a través de acciones químicas, físicas o biológicas de manera que reduzcan la toxicidad, movilidad o volumen del material contaminado (USEPA 2001).

El comportamiento de un contaminante en una matriz, así como la efectividad de una tecnología de remediación, están determinados por una variedad de factores que interactúan de manera compleja y que dependen de las características propias del contaminante así como de la matriz (Volke Sepulveda y Velasco, 2002). Por lo tanto, la remediación de un sitio particular requerirá una estrategia específica para dicho sitio, basada en el análisis y estudio tanto del contaminante como de la matriz.

Las tecnologías de tratamiento pueden ser:

- Tratamientos biológicos (biorremediación). Utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar (destrucción), transformar o remover los contaminantes a productos metabólicos inocuos.
- Tratamientos fisicoquímicos. Este tipo de tratamientos, utiliza las propiedades físicas y/o químicas de los contaminantes o del medio contaminado para destruir, separar o contener la contaminación.
- Tratamientos térmicos. Utilizan calor para incrementar la volatilización (separación), quemar, descomponer o fundir (inmovilización) los contaminantes en un suelo.

Respecto al lugar donde ocurre el proceso de remediación, las metodologías utilizadas pueden clasificarse en: *in situ*, que son las aplicaciones en las que el suelo contaminado es tratado en el mismo lugar, o bien, los contaminantes son removidos del suelo contaminado, sin necesidad de excavar el sitio. O bien *ex situ*, las cuales requieren de la excavación, dragado o cualquier otro proceso para remover el suelo contaminado antes de su tratamiento.

Dentro de las tecnologías de tratamiento mencionadas la biorremediación incluye la descomposición de los agroquímicos en sustancias menos tóxicas y en algunos casos (utilizando microorganismos), se puede llegar a la degradación completa de los mismos. Si bien en la Argentina existen trabajos de biorremediación, que abarcan la desde la digestión anaeróbica, las bacterias promotoras del crecimiento de las plantas, las plantas en sí mismas (fitorremediación), la bioenergía, la simbiosis micorrítica arbuscular y hasta las camas biológicas (Brutti y col., 2018; Aparicio y col., 2017. Mitton, 2012, 2014, 2016), prácticamente no hay reportes o son muy escasos en la zona de estudio del presente documento.

Existen algunos trabajos donde se han aislado microorganismos de suelo de la zona del sudeste bonaerense y alrededores, donde se evalúa su potencial para degradar plaguicidas a escala laboratorio (Murialdo y col., 2003; Wolski y col., 2006, Wolski y col., 2012; Aranciaga y col., 2012; Hernandez Guijarro y col., 2018a). Sin embargo, no se han llevado a cabo ensayos de biorremediación con dichos aislamientos y/o consorcios.

Con respecto a la fitorremediación, uno de los pocos artículos sino el único, donde se hace referencia a dicha técnica de remediación en la zona de estudio es el informado por Mitton y col. (2016) quienes analizaron la capacidad de plantas de tomate, girasol, soja y alfalfa para remediar suelos contaminados con endosulfan de La Dulce (cuenca del Río Quequén Grande). El potencial de fitorremediación se analizó evaluando los niveles de los contaminantes en el sistema suelo-planta. Los resultados demostraron que las plantas de girasol mostraron la mayor capacidad para fitorremediar los residuos de endosulfán en suelo.

8. Marco Jurídico aplicable al uso de agroquímicos

La evaluación del uso de agroquímicos desde su aspecto ambiental nos exige tener en cuenta el marco jurídico con el que se cuenta según las diferentes jerarquías de las normas aplicables a dicha temática.

En primer lugar, se debe seguir los lineamientos de la normativa ambiental general: el artículo 41 de la Constitución Nacional, la Ley General del Ambiente n°25.675, el artículo 28 de la Constitución de la Provincia de Buenos Aires y la Ley Ambiental de la provincia n°11.723.

Asimismo, al referirnos a una normativa ambiental específica, se debe tener en cuenta que la provincia debe observar en su territorio los tratados y concordatos que según el artículo 75, inc. 22 de la Constitución Nacional tienen jerarquía superior a las leyes. De esta manera la provincia debe considerar las principales normas e instrumentos jurídicos internacionales referentes a esta temática.

A continuación se muestra el marco jurídico referenciando de cada uno.

Marco Internacional

Protocolo de Montreal Leyes n° 23.778, 24.167, 24.418 y 25.389.

Este Protocolo determina acciones a fin de disminuir las sustancias agotadoras de la capa de ozono. Se prevé una evaluación periódica teniendo en cuenta la información científica, ambiental, técnica y económica de que dispongan.

Convenio de Viena para la Protección de la Capa de Ozono, Ley n°23.724/89.

Según este Convenio los países contratantes deberán tomar medidas contra los efectos adversos resultantes o que puedan resultar de las actividades humanas que modifiquen o pueda modificar la capa de ozono.

Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de Desechos Peligrosos y su Eliminación, Ley n° 23.922/91

El objetivo de este tratado es controlar el movimiento transfronterizo de residuos para tratar y disponerlos de forma adecuada y minimizar la cantidad de residuos que se generan.

Convenio sobre Diversidad Biológica, Ley n° 24.375

El objetivo de esta Convención es la conservación de la biodiversidad, la utilización sostenible de sus componentes y la participación equitativa y justa de los Estados Parte en los beneficios derivados del uso de los recursos genéticos.

Convenio sobre Lucha contra la Desertificación en los países afectados por sequía grave o desertificación, Ley n° 24.701

Su finalidad es luchar contra la desertificación y mitigar los efectos de la sequía, en los países afectados por sequía grave o desertificación, mediante la adopción de medidas eficaces en todos los niveles, para contribuir al logro del desarrollo sostenible en las zonas afectadas.

Convenio de Rotterdam sobre el Procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo Aplicable a ciertos Plaguicidas y Productos Químicos Peligrosos Objeto de Comercio Internacional, Ley n° 25.278/2000

Este convenio tiene el objetivo de promover el trabajo en conjunto de los Estados Parte en el comercio internacional de productos químicos peligrosos a fin de cuidar la salud y el ambiente. Se aplica a productos químicos prohibidos o restringidos y a los plaguicidas extremadamente peligrosos.

Convenio sobre Seguridad y Salud en la Agricultura, Ley n° 25.789/03

Este Convenio pone en cabeza del empleador la obligación de prevenir los riesgos para lograr la seguridad y el cuidado de la salud de los trabajadores del sector agrícola, cumpliendo la normativa vigente sobre seguridad y salud de cada país parte.

Convenio de Estocolmo sobre Reducción y Eliminación de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs), Ley n° 26.011/2005

Este Convenio tiene por objetivo proteger la salud y el ambiente evitando daños producidos por los contaminantes orgánicos persistentes estableciendo medidas para reducir o eliminar la contaminación derivada de su fabricación, su utilización y de los desechos producidos.

Marco Nacional es importante que todas las leyes o decretos tengan su año

Art. 41 Constitución Nacional

La ley fundamental en su artículo 41 instituye el derecho a “un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras”. De este modo se consagra el principio de equidad intergeneracional con jerarquía constitucional.

Esta norma es fundamental porque en primer lugar le brinda al ambiente la máxima protección que puede tener un bien jurídico dentro de un plexo normativo y en segundo lugar, crea un sistema de protección ambiental. Determina un derecho y asimismo un deber, establece el derecho a un ambiente sano y a su vez la obligación de protegerlo. Para ello le brinda al ciudadano herramientas: el acceso a la educación ambiental, a la información ambiental y el acceso a la justicia.

Asimismo, introduce una nueva distribución de competencias. Determina que es obligación de la nación dictar las leyes de presupuestos mínimos de protección ambiental y a las provincias, las necesarias para complementarla sin perjuicio de su competencia originaria en razón de sus recursos.

Los presupuestos mínimos son presupuestos científicos de protección involucrando tanto a las disciplinas fácticas como blandas (educación, información) etc. De esta forma, se legisla sobre presupuestos mínimos de protección para todo el territorio de la Republica, ya sea materia de fondo o procesal sin alterar las jurisdicciones locales. Es decir, que los Estados

Provinciales conservan todos los poderes que detentan hasta la reforma 1994 para complementar la legislación de presupuestos mínimos implementada por la nación, (Rosatti,2007).

Este artículo influye genéricamente sobre el derecho ambiental, atribuye funciones a los tres poderes y distribuye la competencia entre los gobiernos locales y federales (Valls 1999).

Ley de Presupuestos Mínimos General Ambiental Ley n° 25.675/2002

Establece “los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable”.

En consecuencia, establece los principios de política ambiental: de congruencia, de prevención, precautorio, de equidad intergeneracional, de progresividad, de responsabilidad, de subsidiariedad, de sustentabilidad, de solidaridad, de cooperación.

Esta norma también exige la evaluación de impacto ambiental, que es el instrumento de control previo más conocido en nuestro ordenamiento jurídico, es un mecanismo legal para prevenir los daños ambientales potenciales.

Bestani (2012) explica que consiste en una predicción científica de los cambios probables que una acción, producto, proceso o tecnología, de ejecutarse, producirían sobre los componentes biológicos, físicos y socio económicos del ambiente en sí mismo o con relación a un grupo humano cualquiera.

Ley de Presupuestos Mínimos de Aguas Ley n° 25.688/2003

La ley de Gestión Ambiental de aguas establece los presupuestos mínimos ambientales para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional. Es competencia de la autoridad de aplicación, entre otras, determinar los límites máximos de contaminación aceptables para las aguas de acuerdo con los distintos usos.

Ley de Presupuestos Mínimos sobre Gestión Integral de Residuos Industriales y de Actividades de Servicio Ley n° 25.612/2002

Establece los presupuestos mínimos sobre la gestión integral de residuos de origen industrial y de actividades de servicio, que sean generados en todo el territorio nacional, y sean derivados de procesos industriales o de actividades de servicios.

Ley de Presupuestos Mínimos de Libre Acceso a la Información Ambiental Ley n° 25.831/2004

Esta ley establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para garantizar el derecho de acceso a la información ambiental. Los sujetos obligados son el Estado, entes autárquicos y empresas prestadoras de servicios públicos. Define como información ambiental a toda “aquella relacionada con el ambiente, los recursos naturales o culturales y el desarrollo sustentable. En particular: a) El estado del ambiente o alguno de sus componentes naturales o culturales, incluidas sus interacciones recíprocas, así como las actividades y obras que los afecten o puedan afectarlos significativamente; b) Las políticas, planes, programas y acciones referidas a la gestión del ambiente”.

Ley de Presupuestos Mínimos de Productos Fitosanitarios Ley n° 27.279/2016

En su artículo 1° determina que esta ley “establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para la gestión de los envases vacíos de fitosanitarios, en virtud de la toxicidad del producto que contuvieron, requiriendo una gestión diferenciada y condicionada”.

Consejo Federal Agrario Ley n° 23.843

Esta Ley crea el Consejo Federal Agropecuario cuya finalidad es el asesoramiento y dar respuesta a la consulta por parte del Poder Ejecutivo en aquellas cuestiones atinentes al sector agropecuario y pesquero, que por su impacto en las economías regionales o provinciales así lo requieran.

Plaguicidas Ley n°20.418

Esta norma establece las tolerancias o límites administrativos de residuos de plaguicidas en productos y subproductos de la agricultura y de la ganadería.

Entre otros aspectos define:

- a) tolerancia: la máxima concentración de residuos de plaguicidas legalmente permitida.
- b) tolerancia cero: es la que deriva de la prohibición de aplicación de un plaguicida.
- c) límite administrativo: nivel máximo de concentración de residuos de plaguicidas con el que, por excepción, pueden comercializarse los productos y subproductos agropecuarios.

Agroquímicos Ley n° 22.289

Esta norma prohíbe la fabricación, importación, formulación y uso de los productos hexaclorociclohexano y Dieldrín salvo cuando fuese adquirido por la Secretaria de Estado de Salud Pública de la Nación. Asimismo, autoriza al Poder Ejecutivo a incluir prohibiciones a otros plaguicidas.

Decreto n° 3489/58

Este Decreto regula la venta de productos químicos o biológicos destinados al tratamiento y destrucción de los enemigos de animales o vegetales de las plantas cultivadas o útiles, así como de los coadyuvantes de tales productos.

Ley de Fiscalización de Fertilizantes y Enmiendas n° 20.466

Esta norma tiene como objetivo el control de la elaboración, importación, exportación, tenencia, fraccionamiento, distribución y venta de fertilizantes y enmiendas, en todo el territorio de la República, a los efectos de asegurar al usuario la bondad y calidad garantizada de los mismos. Su Decreto Reglamentario es el n°4830/73 que regula sobre la importación, exportación y comercialización.

Residuos Peligrosos Ley 24.051

Esta norma regula sobre la generación, manipulación, transporte, tratamiento y disposición final de residuos peligrosos. En su Anexo I, Categoría Y4: menciona a los “desechos resultantes de la producción, la preparación y utilización de biocidas y productos fitosanitarios.

Aire: Ley n° 20.284 Contaminación Atmosférica

Esta ley tiene se aplica a las fuentes capaces de producir contaminaciones atmosféricas ubicadas en jurisdicción federal y en la de las provincias que adhieran a la misma.

Fauna: Ley n° 22.421

Esta Ley Nacional declara de interés público la fauna silvestre que temporal o permanentemente habita el Territorio de la República, así como su protección, conservación, propagación, repoblación y aprovechamiento racional.

Suelos: Ley n° 22.428

La Ley sobre fomento a la conservación de los suelos declara de interés general la acción privada y pública tendiente a la conservación y recuperación de la capacidad productiva de los suelos.

Marco Provincial

Art. 28 Constitución de la Provincia de Buenos Aires.

En este sentido la Constitución Provincial en su artículo 28, establece los lineamientos para la preservación, recuperación y conservación del Medio Ambiente. Para esto instituye el derecho a gozar de un ambiente sano, el deber de conservarlo para las generaciones presentes y futuras. Establece el dominio exclusivo de los recursos naturales. Prohíbe el ingreso al territorio de residuos tóxicos o radiactivos. Garantiza el derecho a la información y participación en materia ambiental. Asegura políticas de conservación y recuperación de la calidad del agua, aire y suelo. Por último, consagra el principio de precaución en acciones que puedan degradar el ambiente.

Ley Ambiental de la Provincia de Buenos Aires, Ley n° 11.723

Por su parte la ley 11723 de Protección, Conservación, Mejoramiento y Restauración de Los Recursos Naturales y del Ambiente en General tiene como finalidad “preservar la vida en su sentido más amplio, asegurando a las generaciones presentes y futuras la conservación de la calidad ambiental y la diversidad biológica”. También establece el derecho a la información y en su artículo 6 obliga al Estado a fiscalizar las acciones antrópicas que pueden producir daño al ambiente tanto por acción como por omisión.

Ley 10.699 /88

El objeto de esta norma es la protección de la salud humana, los recursos naturales y la producción agrícola a través de una correcta y racional utilización de los productos insecticidas, acaricidas, nematodocidas, fungicidas, bactericidas, antibiótico, mamalocidas, avicidas, feromonas, molusquicidas, defoliantes, y/o desecantes, fitoreguladores, herbicidas, coadyuvantes, repelentes, atractivos, fertilizantes, inoculantes y todos aquellos otros productos de acción química y/o biológica no contemplados explícitamente en esta clasificación, pero que sean utilizados para la protección y desarrollo de la producción vegetal, con la finalidad de evitar la contaminación de los alimentos y del medio ambiente. Su Decreto Reglamentario n° 499/91 determina la prohibición de fumigar en forma aérea en el radio de 2000 metros de la zona urbana.

Residuos Especiales Ley n° 11.720

Esta Ley regula la generación, manipulación, almacenamiento, transporte, tratamiento y disposición final de residuos especiales. Tiene por objeto reducir la cantidad de residuos especiales generados, minimizar los potenciales riesgos del tratamiento, transporte y disposición de estos y promover la utilización de las tecnologías más adecuadas, desde el punto de vista ambiental. En consecuencia, se incluyen en esta norma los desechos resultantes de la producción, la preparación y utilización de biocidas y productos fitosanitarios. En su artículo 40, entre otros aspectos determina que en todos los lugares

destinados a la disposición final como relleno de seguridad se deberá respetar una distancia de la periferia de los centros urbanos no menor del que determine la reglamentación, es decir 1.500 metros.

Producción Agropecuaria n° 11.696

Esta Ley declara de interés provincial la explotación agraria bajo los métodos conocidos como "Ecológico", "Orgánica", Sustentable o Sostenible" o "Biológica". Abarca toda producción agrícola que tenga como principio el mantenimiento en el tiempo de la calidad del suelo o su mejoramiento por medios naturales excluyendo la utilización de fertilizantes.

Suelo Ley n° 9.867

Por medio de esta Ley, la Provincia de Buenos Aires adhiere a las disposiciones de la Ley Nacional 22.428 de Fomento a la Conservación de los Suelos.

Código Rural Ley n° 10.081

El Código Rural regula los hechos, actos y bienes de la actividad rural de la provincia de Buenos Aires según la atribución de competencias determinada en la Constitución Nacional.

Calidad de agua y aire Ley n° 5.965

Esta Ley protege a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera. Prohíbe el envío de efluentes residuales sólidos, líquidos o gaseosos, de cualquier origen, a la atmósfera, a canalizaciones, acequias, arroyos, riachos, ríos y a toda otra fuente, curso o cuerpo receptor de agua, superficial o subterránea, que signifique una degradación o desmedro del aire o de las aguas, sin previo tratamiento de depuración o neutralización. Entre otros aspectos determina que ningún establecimiento industrial podrá ser habilitado o iniciar sus actividades, ni aun en forma provisoria, sin la previa obtención de la habilitación correspondiente y la

aprobación de las instalaciones de provisión de agua y de los efluentes residuales industriales respectivos.

Normativa Municipal

Municipio de General Pueyrredón:

Ordenanza N° 18740:

En su artículo 1°. Prohíbe que dentro de un radio de mil (1.000) metros a partir del límite de las plantas urbanas o núcleos poblacionales y en la totalidad de la planta urbana la utilización de cualquier producto químico y/o biológico de uso agropecuario y/o forestal, en particular plaguicidas y/o fertilizantes. Asimismo, el pasaje de aviones fumigadores y el tránsito de maquinaria terrestre con dichos productos y el descarte y abandono en el ambiente terrestre, acuático y/o urbano de envases de cualquier producto en particular envases de plaguicidas y de cualquier otro elemento usado en dichas operaciones en el área mencionada en este artículo o fuera de ella.

Ordenanza N° 21296/2013

Esta ordenanza crea el Programa de Desarrollo Rural Sustentable (PDRS) que tiene como finalidad mejorar la sostenibilidad social, ambiental, cultural y económica de la producción agropecuaria. Esta norma entra en conflicto con la Ordenanza anterior al modificar los límites espaciales para realizar las fumigaciones en forma perjudicial para el ambiente y en clara violación a principio de no regresión. Este hecho generó una causa judicial que está en proceso, pero que tiene sentencia de la Corte Suprema de la Provincia de Buenos Aires con fecha 5 de junio del 2019. Confirma la continuidad de la medida cautelar solicitada por el actor.

Municipio de General Alvarado

Ordenanza N° 217/2009

Prohíbe la aplicación de plaguicidas dentro de un radio de 200 m de los límites urbanos, según el artículo n° 3 “quedan exceptuados a. los trabajos destinados al control de moscas, mosquitos y otras plagas similares, siempre que la aplicación de plaguicidas – terrestre o aérea – sea por decisión del Ejecutivo Municipal. b. las empresas de control de plagas urbanas que se encuentren debidamente registradas o que su desempeño sea dentro del ámbito para el cual fueron habilitadas. c. La pulverización en forma manual (mochila o pequeñas máquinas) de plaguicidas en quintas o huertas domésticas.”-

Respecto a las aplicaciones terrestres se prohíben en un radio de 200 m de los límites urbanos. En tal caso a. Se podrán aplicar agroquímicos clasificados según la Organización Mundial de la Salud como Clase C y D dentro del radio restringido. b. La aplicación de plaguicidas estará prohibida, en el radio fijado, en zonas donde existan establecimientos escolares rurales, durante los horarios de clase. c. Cuando en los lotes a tratar, hubiere viviendas, cursos de agua, abrevaderos de ganado, perforaciones para riego y molinos, los aplicadores deberán extremar las precauciones para evitar la contaminación.

Municipalidad de Mar Chiquita

Ordenanza n° 19/2020

El objetivo de norma es legislar sobre la utilización responsable de los productos fitosanitarios determinados en el artículo 3°. a fin de evitar la contaminación del ambiente, protegiendo la salud, los recursos naturales y la producción agropecuaria del Partido de Mar Chiquita.

Entres varios aspectos define las zonas de exclusión y amortiguamiento y fija las distancias de aplicación.

Las distancias de aplicación terrestre en los centros urbanos: Establece una zona de exclusión, en la que se prohíbe la aplicación de productos agroquímicos, en cualquier modalidad que comprende a los centros poblados (áreas urbanas y complementarias) del partido de Mar Chiquita. La zona de

exclusión se extiende por 150 m. desde el límite de la zona urbana y a partir de allí y por 500 m. se configura una zona de amortiguamiento, tratamientos que deberán iniciarse con la presencia y el monitoreo de un profesional habilitado para prescribir recetas agronómicas y en las condiciones de aplicación establecidas para las zonas de resguardo.

En el área rural poblada distingue diferentes grupos habitacionales de 20 o más viviendas respecto de los cuales una “zona de exclusión” de 50 m. A partir de allí se establece una zona de amortiguamiento de 500 m. en los que se deberá contar con tratamientos que deberán iniciarse con la presencia y el monitoreo de un profesional habilitado para prescribir recetas agronómicas y en las condiciones de aplicación establecidas para las zonas de resguardo.

Respecto a las escuelas rurales los tratamientos se deberán iniciar con la presencia y el monitoreo de un profesional habilitado para prescribir recetas agronómicas y en las condiciones de aplicación establecidas en la misma ley. La zona de exclusión es de 200 m. y de amortiguamiento es de 500 m.

La distancia de aplicación aérea se establece como zona de exclusión, los primeros 2000 m. del límite del área urbana; los primeros 300 m. del límite del área rural poblada; y los primeros 300 m. del límite del lote de las escuelas rurales en actividad.

Para los cursos y espejos de agua establece una Zona de Exclusión de 25 m. a cada lado de lagunas y cursos de agua (arroyos cañadones, etc.) y de 50 m. de estaciones de bombeo y cámaras de inspección de agua para abastecimiento público.

Consideraciones finales

- Los análisis de residuos de plaguicidas, tanto de uso histórico como actual están más desarrollados en suelos y aguas superficiales, que en otras matrices ambientales, como aguas subterráneas, sedimentos, aire y biota.
- Existen numerosos estudios acerca de la presencia y destino ambiental de distintos grupos de agroquímicos, principalmente del grupo de los plaguicidas organoclorados (POCs), actualmente prohibidos pero altamente persistentes. El relevamiento realizado demuestra que están presentes en ecosistemas naturales donde no han sido utilizados en actividades agrícolas, demostrando la movilidad de estos compuestos por procesos tales como deriva, transporte atmosférico y movimiento de partículas de suelo, por erosión, escorrentía y lixiviación.
- Es necesario profundizar en estudios que revelen algunos procesos ambientales de plaguicidas, como el transporte vertical en distintos perfiles de suelo, así como en procesos de adsorción-desorción, degradación y transformación abiótica.
- Otras áreas de estudio que están siendo exploradas de forma incipiente están en relación a los procesos de biodegradación de plaguicidas y remediación de ambientes degradados por el uso de estos compuestos.
- En el caso de los POCs, en la mayoría de los estudios se ha observado que a pesar de su prohibición de uso, estos siguen siendo hallados en diversas matrices (agua, aire, suelo, sedimento, biota) como consecuencia de su alta persistencia ambiental y su potencial de movilización.
- Los POCs se han encontrado acumulados en organismos no-blanco tanto terrestres como acuáticos.
- El estudio de los efectos de exposición de agroquímicos en biota silvestre, es un área que ha sido poco explorada aún para la zona de estudio. Si bien existen trabajos que establecen la relación entre la exposición/bioacumulación y potenciales efectos adversos, y teniendo en cuenta, que en los últimos años se ha ampliado la capacidad de análisis, se espera que estos estudios se profundicen en los años venideros.

- En los últimos años, se ha incrementado el estudio de plaguicidas de uso actual, donde el herbicida glifosato y su metabolito AMPA, son los más estudiados en distintas matrices ambientales.
- Otros plaguicidas actualmente como los herbicidas atrazina, acetoclor y 2,4-D, y los insecticidas imidacloprid y clorpirifós, son los que se han detectado más frecuente en aguas superficiales y sedimentos de cuerpos de agua del Sudeste Bonaerense.
- Se evidencia una necesidad de realizar estudios de riesgo ecológico ambiental dado que constituyen una base para establecer niveles guía y límites para la protección del medio ambiente.
- En cuanto a los efectos de plaguicidas sobre la salud humana, se evidencia la escasez de estudios que puedan establecer la relación causa-efecto. Sin embargo, es un área que necesita ser mayormente desarrollada donde se requiere realizar estudios de riesgo sobre la salud humana.
- Si bien existe legislación local, provincial y nacional para establecer un uso adecuado de los agroquímicos, y evitar consecuencias negativas sobre la salud humana y ambiental, este grupo de normas aún no han logrado implementarse de forma integral.

Referencias bibliográficas

- ✓ Aguilera, A., Haakonsson, S., Martin, M. V., Salerno, G. L., & Echenique, R. O. (2018). Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologica*, 69, 103-114.
- ✓ Allinson, G., Zhang, P., Bui, A.D., Allinson, M., Rose, G., Marshall, S., Pettigrove, V., 2015. Pesticide and trace metal occurrence and aquatic benchmark exceedances in surface waters and sediments of urban wetlands and retention ponds in Melbourne, Australia. *Environmental Science and Pollution Research* 22 (13), 10214e10226.
- ✓ Allsopp M. y Erry, B. 2000. POPs in Latin America. A review of persistent organic pollutant levels in Latin America. Greenpeace Research Laboratories, Department of Biological Sciences, University of Exeter, UK. www.greenpeace.org
- ✓ Alvarez D., Huckins J., Petty J., Jones-Lepp T., Stuer-Lauridsen F, Getting D, Goddard J., Gravell A., 2007. Tool for monitoring hydrophilic contaminants in water: polar organic chemical integrative sampler (POCIS). Chapter 8. *Comprehensive Analytical Chemistry* 48. R. Greenwood, G. Mills & B. Vrana (Ed) ISSN: 0166-526X
- ✓ Alvarez M., Du Mortier C., Jaureguiberry S., Venturino A. (2019). Joint Probabilistic Analysis of Risk for Aquatic Species and Exceedence Frequency for the Agricultural Use of Chlorpyrifos in the Pampean Region, Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38: 1748–1755, 2019.
- ✓ Alvarez M., Du Mortier C., Sokolic T., Fernández Cirelli A. (2013). Studies on the persistence of a commercial formulation of chlorpyrifos on an agricultural soil from Provincia de Buenos Aires, República Argentina. *Water Air Soil Pollut* 224:1571.
- Amé, M. V., Galanti, L. N., Menone, M. L., Gerpe, M. S., Moreno, V. J., & Wunderlin, D. A. (2010). Microcystin–LR,–RR,–YR and–LA in water samples and fishes from a shallow lake in Argentina. *Harmful Algae*, 9(1), 66-73.
- ✓ Aparicio, V.C., Barbera, A., Castro-Franco, M., Domenech, M., De Gerónimo, M. E., Costa, J. L. 2018. Industrial agriculture and agroecological transition systems: A comparative analysis of productivity results, organic matter and glyphosate in soil. *Agricultural Systems*, 167: 103-112.
- ✓ Aparicio, V.C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P., Costa, J.L., 2013. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. *Chemosphere* 93, 1866–1873.
- ✓ Aparicio, V.C., Gonzalo Mayoral, E. S., Costa, J.L., 2017. Plaguicidas en el ambiente. Ediciones INTA.
- ✓ Aranciaga, N., Durruty, I., González, J. F., Wolski, E. A. 2012. Aerobic biotransformation of 2, 4, 6-Trichlorophenol by *Penicillium chrysogenum* in aqueous batch culture: Degradation and Residual Phytotoxicity. *Water SA*. 38 (5) 683-688.
- ✓ Aranguren, C., Prividera, G., Erreguerena, J., Aparicio, V., Costa, J.L., 2019. Rural life and presence of agrochemicals in water for human consumption. *Geophysical Research Abstracts* Vol. 21, EGU2019-1971.
- ✓ Barros S.E., 2004. Alimentación de *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes: Characidae) en dos embalses sobre el río juramento, Salta, Subtrópico de Argentina. *Aquatic* 20, 44–50.
- ✓ Bedmar F., Gianelli V., Angelini H., Viglianchino L., 2015. Risk of contamination of the groundwater with pesticides in the basin of El Cardalito stream, Argentina | Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 2015, 41(1), pp. 70–82.
- ✓ Berasain, G., Velasco, C., Padín, D. & Galliari, G. (2018). Laguna La Brava, Partido de Balcarce. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Dirección Provincial de Pesca, Ministerio de Agroindustria. Informe Técnico N° 179, 12 pp.

- ✓ BIOS ARGENTINA, 2013. Reporte de resultados Campaña Mala Sangre. <https://bios.org.ar/reporte-de-resultados-mala-sangre-2>.
- ✓ Brutti, L., Beltrán, M., García de Salamone, I. 2018. Biorremediación de los recursos naturales. Ediciones INTA, Hurlingham, Buenos Aires, 512 pp.
- ✓ Butinof M., Fernandez R., Muñoz S., Lerda D., Blanco M., Lantieri M., Antolini L., Gieco, M., Ortiz, P., Filippi, I., Franchini, G., Eandi, M., Montedoro, F., del Pilar Díaz, M. 2017. Valoración de la exposición a plaguicidas en cultivos extensivos de Argentina y su potencial impacto sobre la salud. *Rev Argentina de Salud Pública*, 8 (33) 8-15.
- ✓ Canziani G, Aparicio V, Cortelezzi A, De Gerónimo E, Fontanarrosa MS, Tisnés A, Alba B, Adaro ME, Castets F, Cepeda J, Córdoba M, Delgado S, Quimey R, Gómez R, Fernández S, Kazlauskas L, Schimpf K., 2020. Informe sobre agroquímicos plaguicidas en escuelas rurales del Partido de Tandil. Voluntariado Universitario. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. Informe sobre Agroquímicos Plaguicidas en Escuelas Rurales del Partido de Tandil Proyectos EcoAgricultura y EcoAgricultura II.
- ✓ Carratalá A., Moreno-González R., León VM., 2017. Occurrence and seasonal distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and legacy and current-use pesticides in air from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain). *Chemosphere*, 167: 382-395. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.157>.
- ✓ Castro Berman, M., Marino D.J.G., Quiroga, M. v., Zagarese, H. 2018. Occurrence and levels of glyphosate and AMPA in shallow lakes from the Pampean and Patagonian regions of Argentina. *Chemosphere* 200: 513-522.
- ✓ Connell, D.W. 1997. Basic concepts of environmental chemistry. Lewis Publishers. New York, United States of America. 505 p
- ✓ Cosentino D., 2000. Textura en Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos. En: Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos. Conti M.E. (ed). Ed. Facultad de Agronomía. 2^{da}. Ed. Buenos Aires, Argentina. 43-64 pp.
- ✓ De Gerónimo E., Aparicio VC., Costa JL. 2018. Glyphosate sorption to soils of Argentina. Estimation of affinity coefficient by pedotransfer function. *Geoderma* 322:140-148.
- ✓ De Gerónimo, E., Aparicio, V.C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, J., Costa, J. L. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107: 423-431.
- ✓ De La Plata, Clemira Dorzi, Fernando Vallejo, Rosaria Vega, Tomas. (2016). Grado de contaminación del agua en el trayecto del arroyo La Tapera y productos seleccionados de la zona el Cordón Frutihortícola por agroquímicos que afectan a nuestra salud, en la Ciudad de Mar del Plata en el año 2016. Materia: Practica Profesional II. Tecnicatura Superior en Gestión Ambiental y Salud Instituto Superior En Formacion Técnica N°151.
- ✓ De Marco, S. G., Beltrame, M. O., Freije, R. H., & Marcovecchio, J. E. (2005). Phytoplankton dynamic in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina), and its relationship with potential nutrient sources. *Journal of Coastal Research*, 21(4 (214)), 818-825.
- ✓ De Marco, S. G., Marcovecchio, J. E., Vallina, M., Barral, M. P., Bo, M. J., Camino, M., Ciochi, J., López de Armentia, A. & Spetter, C. V. (2020). The influence of human activities on Pampean streams catchment: a biogeochemical approach. *Environmental Earth Sciences*, 79(1), 1-16.
- ✓ Der Parsehian S., 2008. Plaguicidas organoclorados en leche materna. *Rev. Hosp. Mat. Inf. Ramón Sardá*; 27 (2)
- ✓ Diovisalvi, N., Bohn, V. Y., Piccolo, M. C., Perillo, G. M., Baigún, C., & Zagarese, H. E. (2015). Shallow lakes from the Central Plains of Argentina: an overview and worldwide comparative analysis of their basic limnological features. *Hydrobiologia*, 752(1), 5-20.

- ✓ EPA, 2020. www.epa.gov/agriculture/agriculture-nutrient-management-and-fertilizer
- ✓ FAO/IWMI Food and Agriculture Organization of the United Nations, International Water Management Institute (2018) More People, More Food, Worse Water? A Global Review of Water Pollution from Agriculture. Mateo-Sagasta J, Zadeh SM, Turral H (ed). FAO/IWMI, Rome/Colombo. 224 pp.
- ✓ Giaccio G, Aparicio V, Estévez C, De Gerónimo E, Corral R, Dávila Costa JS, Álvarez A., 2019. Glyphosate removal by riparian vegetable species and isolation of associated bacteria. Joint LV Annual SAIB Meeting and XIV PABMB Congress 5-8/11/2019. Salta, Argentina.
- ✓ Gómez Ortiz, A. M., Okada, E.; Bedmar, F., Costa, J. L 2017. Sorption and desorption of glyphosate in Mollisols and Ultisols soils of Argentina. Environmental Toxicology and Chemistry. 36 (10): 2587-2592.
- ✓ Gonzalez M., Miglioranza K.S.B., Aizpún de Moreno, J.E. and Moreno, V.J. 2003c. Evaluation of conventionally and organically produced vegetables for high lipophilic organochlorine pesticide (OCP) residues. Food Chem Toxicol 43, 261-269.
- ✓ Gonzalez M., Miglioranza K.S.B., Aizpún J.E., Isla F., Peña, A. 2010. Assessing pesticide leaching and desorption in soils with different agricultural activities from Argentina (Pampa and Patagonia). Chemosphere 81:351-358.
- ✓ Gonzalez, M., Miglioranza, K.S.B., Aizpún de Moreno, J.E., Moreno, V.J., 2003a. Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in tomato (*Lycopersicon esculentum*) crops from organic production. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 51, 5, 1353–1359.
- ✓ Gonzalez, M., Miglioranza, K.S.B., Aizpún de Moreno, J.E., Moreno, V.J., 2003b. Organochlorine pesticide (OCP) residues in leek (*Allium porrum*) crops grown on untreated soils from an agricultural environment. Journal of Agricultural and Food Chemistry 51:5024-5029.
- ✓ Gonzalez, M., Miglioranza, K.S.B., Grondona, S.I., Silva Barni, Ma. F., Martinez, D.E., Peña, A., 2013. Organic pollutant levels in an agricultural watershed: the importance of analyzing multiple matrices for assessing streamwater pollution. Environmental Sciences & Process Impacts 15(4):739-50.
- ✓ Gonzalez, M., Ondarza, P. M, Miglioranza, K. S. B., Aizpún, J. E., Moreno, V. J. 2006. Fitorremediación de Poluentes Orgánicos Persistentes (POPs) por vegetales comestibles: potencial de *Allium porrum* (nv: puerro). 1° Simposio Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Argentina, Ecotoxicología y Contaminación, Córdoba, Argentina.
- ✓ González Sagrario M.A, Aizpún de Moreno J.E., Moreno V.J., Escalante A.H., 1998. Dynamics of Organochlorine Compounds in different trophic levels of Los Padres pond in Argentina. I. Pesticides. Environmental Sciences 6(3)153-169.
- ✓ González Sagrario, M.A., Ferrero, L., 2013. The trophic role of *Cyphocharax voga* (Hensel 1869) according to foraging area and diet analysis in turbid shallow lakes. Fundamental and Applied Limnology 183 (1), 75–88.
- ✓ Grondona, S. I., Gonzalez, M., Martínez, D. E., Massone, H. E., Miglioranza, K. S. B. 2012. Estudio del movimiento del insecticida endosulfan en columnas no disturbadas de suelos de la cuenca del río Quequén Grande, provincia de Buenos Aires. II reunión Argentina de geoquímica de la superficie (II RAGSU). Bahía Blanca, Argentina. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. ISBN 978-987-1620-86-9.
- ✓ Grondona, S.I., Gonzalez, M., Martínez, D. E., Massone, H. E., Miglioranza, K. S. B. 2019. Assessment of Organochlorine Pesticides in Phreatic Aquifer of Pampean Region, Argentina. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 102, 544–549 pp
- ✓ Grosman, F., Sanzano, P., González, G., Agüería, D., Sergueña, S., 2001. Ecología reproductiva, edad, crecimiento, condición y alimentación del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en un ambiente del SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Aquatic 12:1-24.

- ✓ Hernández Guijarro K, Aparicio V, De Gerónimo E, Castellote M, Figuerola E L., Costa JL, Erijman L, 2018b. Soil microbial communities and glyphosate decay in soils with different herbicide application history. *Science of the Total Environment* 634: 974–982.
- ✓ Hernández Guijarro K, Covacevich F, Aparicio V, De Gerónimo E, 2018a. Bacterias nativas del suelo con potencial para la degradación de glifosato y promoción del crecimiento vegetal. *Ciencias Suelo (Argentina)* 36 (2): 105-114.
- ✓ Hugget, R.J.; Kimerle, R.A.; Mehrle, P.M.; Bergman, H.L.; Dickson, K.L.; Fava, J.A.; McCarthy, J.F.; Parrish, R.; Dorn, P.B.; McFarland, V.; Lahvis, G. 1992. Introduction. In Hugget, R.J.; Kimerle, R.A.; Mehrle, P.M.; Bergman, L.H. (eds). *Biomarkers: Biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress*. Lewis Publishers. Chelsea, United State of America. pp.1-3.
- ✓ Iturburu, F.G., Calderon, G., Ame, M.V., Menone, M.L., 2019. Ecological risk assessment (ERA) of pesticides from freshwater ecosystems in the Pampas region of Argentina: legacy and current use chemicals contribution. *Science of the Total Environment* 691, 476e482.
- ✓ Iturralde R. S. 2014. La construcción social del riesgo y el conocimiento científico: un estudio de caso sobre un conflicto socioambiental en 30 de agosto, provincia de Buenos Aires, Cuadernos de Antropología, No. 12: 175-189. Julio-Diciembre. ISSN 0328-9478 (impreso). ISSN 2314-2383 (en línea).
- ✓ Jager M., 2016. Gobernabilidad, Percepción, Control y Efectos Del Uso De Agroquímicos En La Región Metropolitana de Buenos Aires. Presunta Contaminación Por El Uso Inadecuado De Agroquímicos (compilado de datos). Universidad Nacional de La Matanza, 2016. ISBN: 978-987-1635-66-5
- ✓ Le Moal M, Gascuel-Odoux C, Ménesguen A, Souchon Y, Étrillard C, Levain A, Moatar F, Pannard A, Souchu P, Lefebvre A, Pinay G (2019) Eutrophication: a new wine in an old bottle?. *Science of the Total Environment*, 651, 1-11.
- ✓ Lombardero L, Iturburu FG, Medici S, Pérez DJ, Menone ML. Utilización de *Bidens laevis* como biomonitor de pulsos de agroquímicos en la laguna La Brava (Partido de Balcarce). XXXVII Jornadas Interdisciplinarias de Toxicología – I Jornada Virtual Iberoamericana de Toxicología. Septiembre 2020. Argentina
- ✓ Lupi L. Miglioranza, K.S.B., Aparicio VC, Marino D, Bedmar F, Wunderlin D., 2015. Occurrence of glyphosate and AMPA in an agricultural watershed from the southeastern region of Argentina. *Science of the Total Environment* 536 687–694.
- ✓ Lupi L., Bedmar F., Wunderlin D. Miglioranza KS.B., 2016. Organochlorine pesticides in agricultural soils and associated biota. *Environmental Earth Sciences* 75:519.
- ✓ Lupi, L., Bedmar, F., Puricelli, M., Marino, D., Aparicio, V. C., Wunderlin, D., Miglioranza, K.S.B., 2019. Glyphosate runoff and its occurrence in rainwater and subsurface soil in the nearby area of agricultural fields in Argentina. *Chemosphere*, 225: 906-914.
- ✓ Lupín B; Minich, L; Rodriguez, J; Franco, G; Brillanti, C., Pérez Guerra, J.J., 2019. Consumo de verduras frescas en Mar del Plata-argentina. Percepciones y regulación. XI Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. 5-8/11/2019.
- ✓ Maltby L, Blake N, Brock TCM, van den Brink PJ. 2005. Insecticide species sensitivity distributions: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:379–88.
- ✓ Marcovecchio, J. E., De Marco, S. G., Magani, F., Spetter, C. V., Beltrame, M. O., & Cionchi, J. L. (2019). Hydraulic stopper effect as a regulator of inorganic nutrients distribution in Mar Chiquita coastal lagoon (Argentina). *Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(4), 629-641.
- ✓ Menone M., Bortolus A., Botto F., Aizpún de Moreno J., Moreno V., Iribarne O., Metcalfe T. L., Metcalfe C.D., 2000. Organochlorine contaminants in a coastal

- lagoon in Argentina: analysis of sediment, crabs, and cordgrass from Two Different Habitats. *Estuaries* 23, 583–592.
- ✓ Menone M., Miglioranza, K. S. B., Botto F., Iribarne O., Aizpún de Moreno J., Moreno V., 2006. Field accumulative behaviour of Organochlorine Pesticides. The role of crabs and sediment characteristics in coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 52 (12) 1717-1724.
 - ✓ Menone, M., Aizpún de Moreno, J., Moreno, V. y col., 2001. Organochlorine Pesticides and PCBs in a Southern Atlantic Coastal Lagoon Watershed, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40,355–362.
 - ✓ Miglioranza K S. B., Gonzalez Sagrario M A., Aizpún de Moreno J.E., Moreno V.J., Escalante A.H., Osterrieth M.L., 2002. Agricultural soil as a potential source of input of Organochlorine Pesticides into a nearby pond. *Environmental Science and Pollution Research* 9 (4) 250-256.
 - ✓ Miglioranza K.S.B., Aizpún de Moreno J.E., Moreno V.J., 2003a. Trends in Soil Science: Organochlorine Pesticides in Argentinean Soils. *Journal of Soils and Sediments* 4 264 -265.
 - ✓ Miglioranza K.S.B., Aizpún de Moreno J.E., Moreno V.J., Osterrieth M.L., Escalante A.H., 1999. Fate of organochlorine pesticides in soils and terrestrial biota of “Los Padres” pond watershed, Argentina. *Environmental Pollution* 105: 91–99.
 - ✓ Miglioranza, K.S.B, Aizpún de Moreno J.E., Moreno V.J. 2004a. Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják from a shallow lake in Argentina. *Water Research* 38 (7): 1765-1772.
 - ✓ Miglioranza, K.S.B, Aizpún de Moreno J.E., Moreno V.J. 2004b. Land-based sources of marine pollution: Organochlorine pesticides in stream systems. *Environmental Science and Pollution Research* 11(4):227-232.
 - ✓ Miglioranza, K.S.B.; Aizpún de Moreno J.E. y Moreno, V.J., 2003b. “Dynamics of organochlorine pesticides in soils from a southeastern region of Argentina”. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (4), 712-717.
 - ✓ Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Datos de Estimaciones agrícolas. <https://datos.agroindustria.gob.ar/>. Consultado 17 de Abril de 2020.
 - ✓ Mitton M.F., Gonzalez M., Monserrat JM., Miglioranza KSB., 2016. Potential use of edible crops in the phytoremediation of endosulfan residues in soil. *Chemosphere* 148: 300 – 306
 - ✓ Mitton M.F., Gonzalez M., Peña A., Miglioranza KSB., 2012. Effects of amendments on soil availability and phytoremediation potential of aged p,p'-DDT, p,p'-DDE and p,p'-DDD residues by willow plants (*Salix* sp.) *Journal of Hazard Materials* 203: 62–68
 - ✓ Mitton M.F., Miglioranza KSB, Gonzalez M., Shimabukuro V., Monserrat JM., 2014. Assessment of tolerance and efficiency of crop species in the phytoremediation of DDT polluted soils *Ecology Engineerig* 71: 501 – 508
 - ✓ Moscatelli G. y Puentes I., 2000. Suelos argentinos. Conti M.E. (ed). Ed. Facultad de Agronomía. 2da. Edición. Buenos Aires, Argentina. 388-414 pp.
 - ✓ Moss, B. (2008). Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 659–666.
 - ✓ Murialdo, S., Fenoglio, R., Haure, P., González, J. F. 2003. Degradation of phenol and chlorophenols by mixed and pure cultures. *Water SA* 29(4) 457-463.
 - ✓ Navarrete, D.M.; Gallopín, G.; Blanco, M.; Díaz-Zorita, M.; Ferraro, D.; Herzer, H.; Larterra, P.; Morello, J.; Murmis, M.R.; Pengue, W.; Piñeiro, M.; Podestá, G.; Satorre, E.H.; Torrent, M.; Torres, F.; Viglizzo, E.; Caputo, M.G.; Celis, A. 2015. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extra-pampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos. Naciones Unidas. CEPAL Serie Medio Ambiente y Desarrollo N 118. Pp. 1-65.

- ✓ Okada, E., Pérez, D., De Gerónimo, E., y col. 2018. Non-point source pollution of glyphosate and AMPA in a rural basin from the southeast Pampas, Argentina. *Environmental Science and Pollution Research* 25:15120–15132.
- ✓ Ondarza P.M., 2005. Dinámica de plaguicidas organoclorados en la Laguna Nahuel Rucá, cuenca de la Laguna Costera Mar Chiquita. Sedimentos, macrófitas y peces como potenciales remediadores. FCEyN, UNMdP. 74 p.
- ✓ Ondarza, P. M., Miglioranza, K. S. B., Gonzalez, M., Escalante, A. H., Aizpún, J. E., Moreno, V. J. 2012. Dinámica de Compuestos Orgánicos Persistentes en la laguna Nahuel Ruca, cuenca de la Reserva de Biosfera Mar Chiquita, Buenos Aires. II reunión Argentina de geoquímica de la superficie (II RAGSU). Bahía Blanca, Argentina. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. ISBN 978-987-1620-86-9
- ✓ Organización Mundial de la Salud (2020). Resistencia a los antimicrobianos. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/antimicrobial-resistance>. Consultado 17 de Abril de 2020
- ✓ Pegoraro, C. N., Harner, T., Su, K., Chiappero, M. S. 2016. Assessing levels of POPs in air over the South Atlantic Ocean off the coast of South America. *Science of the Total Environment*, 571: 172-177.
- ✓ Pérez D., Okada E., Menone M., Costa J.L., 2017b. Can an aquatic macrophyte bioaccumulate glyphosate? Development of a new method of glyphosate extraction in *Ludwigia peploides* and watershed scale validation. *Chemosphere* 185:975-982.
- ✓ Pérez DJ, Cantón G, Menone M, DeGerónimo E, Okada E, Salleses L, Aparicio V, Costa JL. 2017c. Impacto de la sanidad animal en el ambiente. *Visión Rural*, ISSN: 0328-7009.
- ✓ Pérez DJ, Iturburu FG, Calderon G, Oyesqui LE, DeGerónimo E, Aparicio VC. 2021. Ecological risk assessment of current-use pesticides and biocides in soils, sediments and surface water of a mixed land-use basin of the Pampas region, Argentina. *Chemosphere* 263:128061
- ✓ Pérez DJ, Lukaszewicz G, Menone ML, Amé MV, Camadro EL. 2014. Genetic and biochemical biomarkers in the macrophyte *Bidens laevis* L. exposed to endosulfan. *Environmental Toxicology*. 29:1063-1071.
- ✓ Pérez DJ, Okada E, DeGerónimo E, Menone ML, Aparicio VC, Costa JL. 2017a. Spatial and temporal trends and flow dynamics of glyphosate and other pesticides within an agricultural watershed in Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 36:3206–3216.
- ✓ Pérez DJ., 2012. Tesis Doctoral: Potencial de *Bidens laevis* L., macrófita común de ambientes lagunares, como bimonitor de efectos genotóxicos del insecticida endosulfán". Director: Dra. Mirta L. Menone. Pp. 186.
- ✓ Pesticide Properties DataBase. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>
- ✓ Pórfido O. D. 2014. Los Plaguicidas en la República Argentina. Serie: Salud Ambiental N°14. Ministerio de Salud. Presidencia de la Nación.
- ✓ Proyecto de Investigación: "Relevamiento de la utilización de Agroquímicos en la Provincia de Buenos Aires – Mapa de Situación e incidencias sobre la salud" Proyecto: Análisis del uso de agroquímicos asociado a las actividades agropecuarias de la Provincia de Buenos Aires, 2013. Unidad ejecutora: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Informe final. 246 páginas.
- ✓ Quirós, R. (2004). Sobre la morfología de las lagunas pampeanas. Documento de trabajo del área de Sistemas de Producción Acuática, (3): 1–16.
- ✓ Quirós, R., Rennella, A. M., Boveri, M. B., Rosso, J. J., & Sosnovsky, A. (2002). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología austral*, 12(2), 175-185.
- ✓ Reta R., Martos P., Perillo G.M.E., Piccolo M., Ferrante A, 2001. Características hidrográficas del estuario de la Laguna Mar Chiquita. En: O. Iribarne (ed.), *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas*. Ed. Martín, Mar del Plata, Argentina. 31-52 p.

- ✓ Romanelli, A., Esquius, K. S., Massone, H. E., & Escalante, A. H. (2013). GIS-based pollution hazard mapping and assessment framework of shallow lakes: southeastern Pampean lakes (Argentina) as a case study. *Environmental monitoring and assessment*, 185(8), 6943-6961.
- ✓ Romanelli A., Lima M. L., Massone H. E. Esquius K. S., Bocanegra E. M., Folabella A. 2018. Evaluación de la acción antrópica en lagunas pampeanas dependientes del agua subterránea utilizando parámetros hidroquímicos, isotópicos y biológicos. En: *El agua subterránea: Recurso sin fronteras. IX Congreso Argentino de Hidrogeología y VII Seminario Hispano-Latinoamericano de Temas Actuales de la Hidrología Subterránea*. Editorial Universidad de Salta. Salta, Argentina. ISBN 978-987-633-536-2. 91-98 pp.
- ✓ Romanelli, A., Lima M. L., Ondarza, P. M., Esquius, K. S. & Massone H. E. (2021). A decision support tool for water pollution and eutrophication prevention in groundwater-dependent shallow lakes from periurban areas based on the dpsir framework. *Environmental Management*. En prensa.
- ✓ Romanelli, A., Soto, D. X., Matiatos, I., Martínez, D. E., & Esquius, S. (2020). A biological and nitrate isotopic assessment framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 715, 136909.
- ✓ Rosatti H.D. "Derecho Ambiental Constitucional" Rubinza- Culzoni Editores. Buenos Aires. 2007
- ✓ Rosso JJ. 2006. Peces pampeanos: guía y ecología. *Literature of Latin America (L.O.L.A.)*, 221 p. Buenos Aires, 2006
- ✓ Salvio C., López AN., Manetti PL., Clemente NL., 2013. Effects of granulated baits on meso and macrofauna in soybean soil system. *Journal of Environmental Biology* 32: 793-799.
- ✓ Salvio C., Manetti PL., Clemente NL., López AN. 2013. Acción de los cebos granulados sobre los invertebrados edáficos. *Ciencia del Suelo*. 31(2): 165-174.
- ✓ Sánchez-Bayo F., Tennekes H., 2015. *Environmental Risk Assessment of Agrochemicals — A Critical Appraisal of Current Approaches*.
- ✓ Silva Barni F., González M., Miglioranza K.S.B., 2014. Assessment of persistent organic pollutants accumulation and lipid peroxidation in two reproductive stages of wild silverside (*Odontesthes bonariensis*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 99, 45-53.
- ✓ Silva Barni F., Ondarza P.M., González M., Da Cuña R., Meijide F., Grosman F., Sanzano P., Lo Nostro F., Miglioranza K.S.B., 2016. Persistent organic pollutants (POPs) in fish inhabiting different ecological niches of a shallow lake ecosystem. *Science of the Total Environment* 550: 900–909
- ✓ Silva-Barni, M.F., Gonzalez, M. Miglioranza, K.S.B. 2019. Comparison of the epiphyte *Tillandsia bergeri* and the XAD-resin based passive air sampler for monitoring airborne pesticides. *Atmospheric Pollution Research* 10 (5): 1507-1513.
- ✓ Silva-Barni, M.F., Gonzalez, M., Wania, F, Lei, Y.D. Miglioranza, K.S.B. 2018. Spatial and temporal distribution of pesticides and PCBs in the atmosphere using XAD-resin based passive samplers: A case study in the Quequén Grande River watershed, Argentina. *Pollution Research*, 9 (2): 238-245.
- ✓ Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.
- ✓ Socorro, J., Durand, A., Temime-Roussel, B., 2016. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. *Science Reports* 6, 33456.
- ✓ Suárez, R. P., Brodeur, J. C., Zaccagnini, M. E. 2013. Los agroquímicos y el ambiente. En: *Programa de formación integral en el uso responsable de fitosanitarios*. Pp 120-180. INTA.
- ✓ Torrents A. y Jayasundera, S., 1997. The sorption of nonionic pesticides onto clays and the influence of natural organic carbon. *Chemosphere* 35 (7), 1549–1565.

- ✓ U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2001. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report. 10th Edition. Office of Solid Waste and Emergency Response. <http://www.epa.gov/TIO>.
- ✓ Valls M., "Derecho Ambiental". Ed. Ciudad Argentina. Buenos Aires 1999.
- ✓ van der Perk M., 2006. Soil and water contamination from molecular to catchment scale. Taylor and Francis Ed. London, UK. 389 pp.
- ✓ Villalba A., Maggi M., Ondarza P.M., Szawarski N., Miglioranza K.S.B., 2020. Influence of land use on chlorpyrifos and persistent organic pollutant levels in honey bees, bee bread and honey: beehive exposure assessment. Science of the Total Environment 713, 136554.
- ✓ Volke Sepúlveda, T., Velasco, J. A. 2002. Tecnologías de remediación para suelos contaminados. México: INE-SEMARNAT. 64 pp.
- ✓ Withers, P. J., Neal, C., Jarvie, H. P., & Doody, D. G., 2014. Agriculture and eutrophication: where do we go from here?. Sustainability, 6(9), 5853-5875.
- ✓ Wolski, E. A., Barrera, V., Castellari, C., González, J. F. 2012. Biodegradation of phenol in static cultures by *Penicillium chrysogenum*: catalytic abilities and residual phytotoxicity. Revista Argentina de Microbiología. 44: 113-121.
- ✓ Wolski, E. A., Murialdo, S.E., Gonzalez J.F. 2006. Effect of pH and inoculum size on Pentachlorophenol degradation by *Pseudomonas* sp. Water SA 32 (1): 1-5.
- ✓ WWAP (Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos)/ONU-Agua. 2018. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018: Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua. París, UNESCO, 168 pp.
- ✓ (<https://www.exa.unicen.edu.ar/es/noticia/informe-agroquimicos-plaguicidas-escuelas-rurales-del-partido-tandil>).
- ✓ <https://www.mardelplata.gob.ar/progfrutihorticolasalud>

ÁREA: DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE
INFORMES DE REVISIÓN

AGROQUÍMICOS



2021