

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**FUNGICIDAS USADOS EN CEREALES DE INVIERNO  
Y SU POTENCIAL RIESGO EN EL AMBIENTE**

**por**

**Agustina María MACHADO DIAZ  
Laura Beatríz MARTÍNEZ TRÍAS**

**Trabajo final de grado  
presentado como uno de los  
requisitos para obtener el  
título de Ingeniero Agrónomo**

**PAYSANDÚ  
URUGUAY  
2024**

## PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Director/a: -----

Ing. Agr. Mag. Dra. Cintia Palladino

Co-Director/a: -----

Dra. Lucia Pareja

Tribunal: -----

Ing. Agr. Mag. Isabel García Carriquiry

Fecha:

Estudiante: -----

Agustina María Machado Diaz

Estudiante: -----

Laura Beatríz Martínez Trías

## AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento especial para nuestras familias y amigos por el apoyo incondicional durante el transcurso de la carrera.

A la Facultad de Agronomía de la UdelaR por colaborar con nuestro aprendizaje y desempeño como profesionales.

A nuestras tutoras y tribunal, Cintia Palladino, Lucia Pareja e Isabel García por orientarnos y brindarnos su conocimiento para poder llevar a cabo esta tesis.

A las colaboradoras de la Biblioteca de la Facultad, por brindarnos su apoyo y soporte en la búsqueda de material, y por estar siempre dispuestas a clarificar dudas sobre citas, formato, y todo lo necesario.

## TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN .....	2
AGRADECIMIENTOS .....	3
LISTA DE FIGURAS Y TABLAS.....	5
RESUMEN.....	6
SUMMARY .....	7
1 INTRODUCCIÓN .....	8
2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA .....	10
2.1 CEREALES DE INVIERNO .....	10
2.2 USO DE FITOSANITARIOS.....	13
2.3 USO DE FUNGICIDAS EN CEREALES DE INVIERNO: MANEJO DE ENFERMEDADES.....	14
2.4 ECOTOXICOLOGÍA .....	21
2.5 DESTINO AMBIENTAL .....	21
2.5.1 Compartimento suelo .....	22
2.5.2 Compartimento acuático .....	24
2.5.3 Compartimento biota.....	26
2.5.4 Compartimento aire.....	27
2.6 ESTUDIO DE LOS EFECTOS.....	28
2.7 EVALUACIÓN DE RIESGO AMBIENTAL .....	30
3 METODOLOGÍA .....	32
3.1 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL A NIVEL PAÍS .....	32
3.2 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO A NIVEL DE CHACRA .....	33
4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	37
4.1 RIESGO ASOCIADO A FUNGICIDAS.....	37
4.1.1 Caracterización de la exposición.....	37
4.1.2 Caracterización del peligro.....	45
4.2 ESTUDIO DE CASO.....	55
4.2.1 Caracterización de la exposición de las chacras analizadas.....	55
4.2.2 Riesgo asociado al manejo de fungicidas realizado en las chacras 1 y 3 .....	57
4.2.3 Riesgo asociado al manejo de fungicidas realizado en las chacras 2 y 4 .....	59
5 CONCLUSIONES .....	69
6 BIBLIOGRAFIA.....	70

LISTA DE FIGURAS Y TABLAS

**Figuras No.**

<b>Figura 1</b> <i>Evolución del área sembrada de cebada y trigo entre 2000 y 2022</i> .....	11
<b>Figura 2</b> <i>Evaluación del rendimiento de cebada y trigo en el periodo comprendido entre 2000 y 2022</i> .....	12
<b>Figura 3</b> <i>Evolución del área sembrada de cultivos de invierno e importación de fitosanitarios en Uruguay (2000-2022)</i> .....	13
<b>Figura 4</b> <i>Esquema de destino ambiental que presentan los fitosanitarios</i> .....	21
<b>Figura 5</b> <i>Curva de dosis respuesta: porcentaje de individuos que responden a un fitosanitario según la dosis</i> .....	29
<b>Figura 6</b> <i>Ubicación de las chacras 1, 2, 3 y 4</i> .....	34

**Tabla No.**

<b>Tabla 1</b> <i>Enfermedades en trigo y cebada presentes en Uruguay</i> .....	15
<b>Tabla 2</b> <i>Rango de niveles críticos aproximados para las principales enfermedades foliares de trigo y cebada</i> .....	17
<b>Tabla 3</b> <i>Clasificación de los ingredientes activos con efecto fungicida según sus familias y sitio de acción</i> .....	18
<b>Tabla 4</b> <i>Dosis, fecha de aplicación y principio activo utilizado en cada chacra y en cada zafra</i> .....	35
<b>Tabla 5</b> <i>Propiedades de los fungicidas utilizados para predecir el destino ambiental</i> 38	
<b>Tabla 6</b> <i>Toxicidad para organismos del suelo y del aire</i> .....	46
<b>Tabla 7</b> <i>Toxicología para organismos acuáticos</i> .....	52
<b>Tabla 8</b> <i>Numero de aplicaciones de fungicida por chacra y cultivos de invierno durante 2021/22 -2023/24</i> .....	56
<b>Tabla 9</b> <i>Unidades toxicologicas en las chacras 1 y 3, en organismos bioindicadores de suelo y aire</i> .....	58
<b>Tabla 10</b> <i>Unidades toxicológicas en las chacras 2 y 4, en organismos bioindicadores de los compartimentos evaluados</i> .....	61

## RESUMEN

Los cereales de invierno más importantes en Uruguay son el trigo y la cebada. Su rendimiento y calidad pueden ser afectados por las enfermedades, siendo la principal medida de manejo es el uso de fungicidas foliares. Éstos pueden generar impactos no deseados en organismos no blanco y en los compartimentos ambientales. Este estudio tuvo como objetivo identificar los potenciales riesgos ambientales asociados a la aplicación de fungicidas en Uruguay para el control de enfermedades en trigo y cebada. Los objetivos específicos fueron caracterizar la exposición, el peligro y el riesgo ambiental de los fungicidas a nivel nacional, al mismo tiempo estimarlo en cuatro chacras ubicadas en la principal zona productora de cereales de invierno. Para evaluar el riesgo potencial se seleccionaron ingredientes activos basados en datos de uso de INIA y la DGSA. Se analizaron sus propiedades fisicoquímicas para caracterizar la exposición. El peligro se evaluó mediante la toxicidad en especies de los compartimentos tierra, agua y aire utilizando datos proporcionados por Pesticide Properties Database de Agriculture & Environment Research Unit. En las chacras, se calcularon las Unidades Toxicológicas (UT) para organismos terrestres, acuáticos y aéreos en las zafras 21/2022; 22/2023 y 23/2024 identificando cual presentaba mayor riesgo potencial. El 14% de los ingredientes activos en estudio presenta alta probabilidad de permanecer en el compartimento suelo, lo cual se encuentra influenciado por la composición de los mismos. Estas condiciones, junto con factores climáticos predisponentes, determinan el impacto ambiental ya que afectan la degradación, así como el traslado de los fungicidas hacia otros compartimentos, por lo que 39% podría localizarse en este ambiente y/o en el acuático. En este último se identificó un 14% de los fungicidas. El restante 32% presenta probabilidad de degradarse. En cuanto a la caracterización del peligro se determinó la posibilidad de efectos toxicológicos en mamíferos, lombrices, aves, abejas, peces, invertebrados y algas. Respecto al estudio de las chacras, aquella que presentó siembra de cultivos de trigo y cebada en todas las zafras, mayor número de aplicaciones y dosis más altas fue la que mostró mayor riesgo potencial para todos los organismos estudiados. El estudio permitió caracterizar el peligro y el destino ambiental de los fungicidas utilizados en el control de enfermedades para cereales de invierno en Uruguay. Los resultados obtenidos resaltan la necesidad de aumentar los esfuerzos para caracterizar en profundidad la exposición. Esto permitiría una mejor estimación del riesgo asociado a su uso y adoptar prácticas sustentables y/o medidas de mitigación del mismo.

*Palabras Clave:* fungicidas foliares, cereales de invierno, exposición, toxicidad

## SUMMARY

Winter cereals in Uruguay, particularly wheat and barley, are highly important crops. Their yield and quality can be affected by diseases, with the primary management strategy being the use of foliar fungicides. However, these fungicides may have unintended impacts on non-target organisms and environmental compartments. The objective of this study was to identify the potential environmental risks associated with fungicide applications in Uruguay for disease control in wheat and barley. The specific goals were to assess exposure, hazard, and environmental risk at a national level and estimate these risks in four farms located in the country's main winter cereal-producing region. To evaluate the potential risk, active ingredients were selected based on data from INIA and the DGSA. Their physicochemical properties were analyzed to characterize exposure. The hazard was assessed by examining toxicity in species from soil, water, and air compartments, using data provided by the Pesticide Properties Database from the Agriculture & Environment Research Unit. In the selected farms, Toxic Units (TU) were calculated for terrestrial, aquatic, and aerial organisms during the 2021/2022, 2022/2023, and 2023/2024 seasons, identifying which scenario presented the highest potential risk. Of the active ingredients studied, 14% showed a high probability of persisting in the soil compartment, influenced by their composition. These conditions, combined with predisposing climatic factors, determine the environmental impact by affecting fungicide degradation and transfer to other compartments. As a result, 39% could be found in both soil and/or aquatic environments, while 14% were specifically identified in the aquatic compartment. The remaining 32% were likely to degrade in either environment. Regarding hazard characterization, the potential toxicological effects on mammals, earthworms, birds, bees, fish, invertebrates, and algae were determined. In terms of the farm study, the one that planted wheat and barley across all seasons, with the highest number of applications and doses, exhibited the greatest potential risk to all studied organisms. This study enabled the characterization of the hazard and environmental fate of fungicides used for disease control in winter cereals in Uruguay. The results highlight the need to intensify efforts to thoroughly characterize exposure, allowing for better risk estimation and the adoption of sustainable practices and/or mitigation measures.

*Keywords:* foliar fungicides, winter cereals, exposure, toxicity

## 1 INTRODUCCIÓN

Los cereales de invierno de mayor importancia económica cultivados en Uruguay son trigo y cebada (Uruguay XXI, 2022). Según la información de la Oficina de Estadísticas Agropecuarias (DIEA, 2023) en 2022 ambos cultivos ocuparon 513 mil hectáreas, un 60% de la superficie de chacra dedicada a cultivos de invierno. Los rendimientos promedios de trigo y cebada son similares, 3.027 kg ha<sup>-1</sup> y 3.066 kg ha<sup>-1</sup> respectivamente.

El rendimiento esperable que presentan los cultivos se ve afectado por agentes reductores abióticos y bióticos, este último comprende malezas, plagas y enfermedades (Agrios, 2007). La ocurrencia de enfermedades es uno de los factores que genera mayor impacto negativo sobre el rendimiento y la calidad del trigo y la cebada. Las características agroecológicas de producción que presenta Uruguay, además de otros factores como la adopción generalizada de siembra directa, la intensificación de la agricultura con una menor diversidad de cultivos y el uso incrementado de fitosanitarios generó cambios en la dinámica de las poblaciones de los patógenos y las problemáticas asociadas (Pereyra & Díaz, 2011).

La utilización del control integrado de enfermedades es una herramienta que permite reducir el impacto negativo sobre los cultivos. Su objetivo es minimizar el inóculo inicial de patógenos y limitar el desarrollo de las enfermedades con distintas medidas de control (Verdera, 2013). Estas se basan en medidas preventivas tales como, uso de variedades tolerantes y resistentes, métodos culturales, biológicos y físicos (Barzman et al., 2015). Dado que en muchas de esas medidas su efecto es visualizado a largo plazo, es muy difícil su adopción (Karlsson Green et al., 2020). Por esta razón, el control químico es la principal herramienta de manejo de las enfermedades, dado su bajo costo y facilidad de aplicación (Leoni, 2023).

De acuerdo con Pacheco (2006) y Puglisi (2012), el uso de los fitosanitarios produce impactos que pueden ser clasificados en deseados o indeseados. El impacto deseado es el control de los organismos blanco, permitiendo proteger el rendimiento alcanzable del cultivo. Por el contrario, estos mismos autores establecen que, el impacto no deseado es en organismos no blanco, por ejemplo, biota, peces, aves, mamíferos,



insectos, lombrices, plantas y humanos. Además, se perjudican los compartimentos ambientales: agua, suelo y aire.

En este contexto, el objetivo general del trabajo final de grado fue contribuir al conocimiento de los potenciales riesgos ambientales en Uruguay asociados a la utilización de fungicidas para el control de enfermedades en trigo y cebada.

Los objetivos específicos fueron: I) caracterizar la exposición, el peligro, y el riesgo ambiental de los fungicidas utilizados en trigo y cebada a nivel país; y II) estimar el riesgo ambiental asociado al uso de fungicidas para el control de enfermedades en cereales de invierno en cuatro chacras de la principal zona productora.

## 2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 CEREALES DE INVIERNO

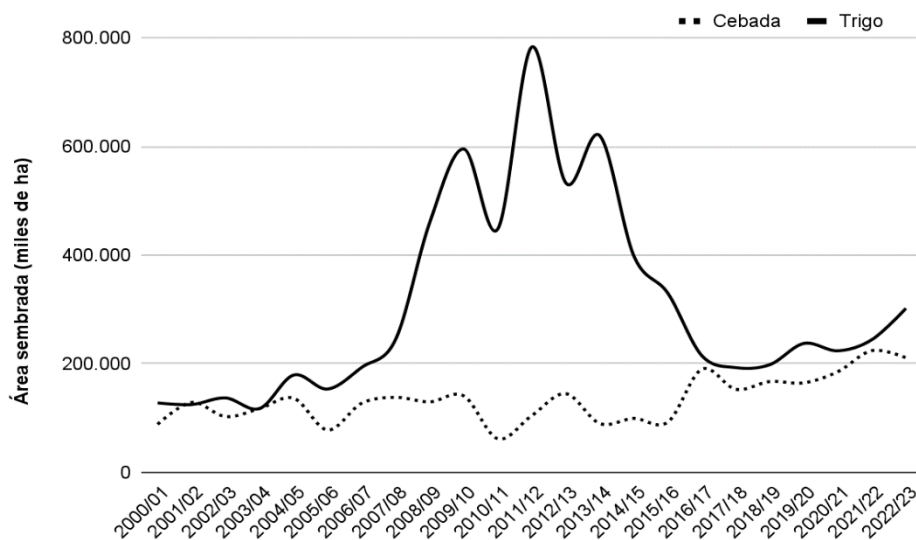
En la base de datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2024a) se seleccionó en país a Uruguay y en regiones a Mundo total, en elementos al rendimiento, en productos seleccionamos trigo y cebada y se eligieron todos los años desde el 2000 hasta el 2021, dando como resultado que dentro de los cereales más cultivados a nivel mundial, el trigo y la cebada se ubicaron en tercer y cuarto puesto, con más de 770 y 145 millones de toneladas de producción mundial respectivamente. Se ubicaron por debajo de maíz y arroz en el año 2021. En ese mismo año, la producción de Uruguay representó un 0,12% de la producción mundial de trigo y un 0,61% de cebada.

Uruguay en el año 2022 presentó 1.298 mil hectáreas de superficie de chacra, de las cuales el trigo representó 302 mil hectáreas mientras que la cebada 211 mil, ocupando en conjunto un 39,5% del área cultivada en invierno (DIEA, 2023). Para el año 2021 el PBI uruguayo representó U\$U 59.000 millones en donde, la agricultura aportó un 2,2% (Uruguay XXI, 2022). De acuerdo con DIEA (2019), en la zafra 2019/20 la superficie sembrada de cultivos de invierno fue de 473.903 ha, el 92% del área se localizó en los departamentos de Río Negro, Paysandú, San José, Flores, Soriano y Colonia. Estas dos últimas localidades representan un 52,3% de la superficie total sembrada.

La evolución del área sembrada en el país para los cultivos de invierno, en el periodo comprendido entre 2000 y 2022, partió de 216.600 ha y registró dos incrementos. En los primeros once años, la expansión en el área fue del 309%, y entre los años 2019 a 2022, fue del 40% (Figura 1) (DIEA, 2006, 2014, 2023).

**Figura 1**

*Evolución del área sembrada de cebada y trigo entre 2000 y 2022*



*Nota.* Adaptado de DIEA (2006, 2014, 2023).

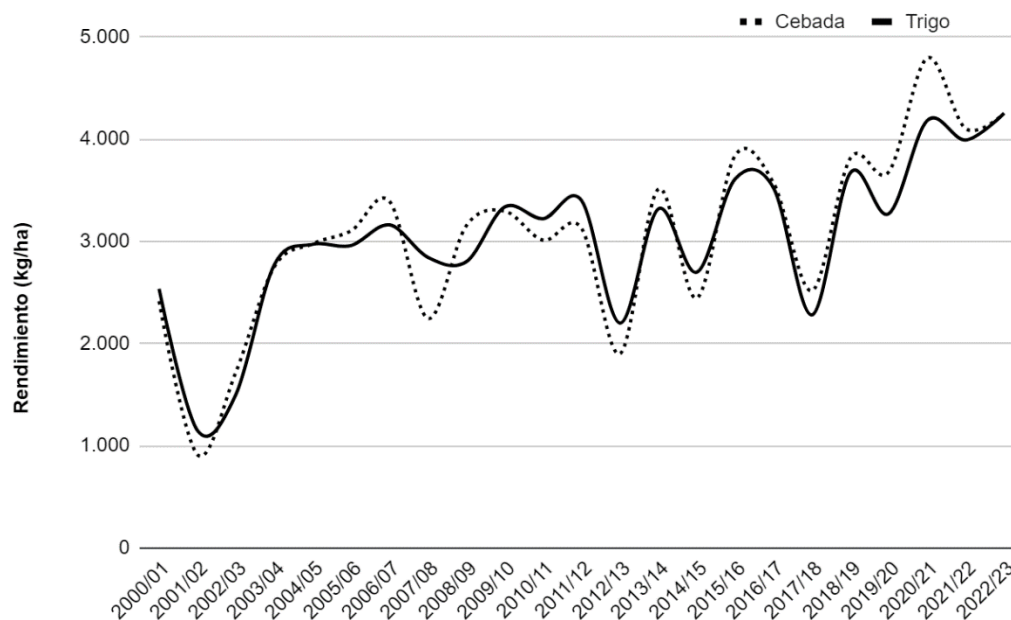
El mínimo histórico del área sembrada destinada a cereales de invierno se obtuvo en la zafra 2000/01, consecuencia de condiciones climáticas desfavorables como exceso de lluvia al momento de la instalación de los cultivos (Souto, 2000a, 2000b) (Figura 1). En específico para el cultivo de cebada, los aspectos generales que influyeron en el área sembrada son el precio del grano a maltería y el aumento de la capacidad de procesamiento de las industrias (Souto, 2000a, 2010a; Souto & Rava, 2015a). Con respecto al trigo, el resultado de las zafas anteriores y la incidencia de enfermedades como fusariosis de la espiga afectaron la superficie destinada a este cultivo (Souto, 2000b, 2010b; Souto & Rava, 2015b). Otro factor que interfirió en el área destinada a ambos cereales fue la competencia con otras opciones de cultivos de invierno que presentaron un mayor atractivo económico, como por ejemplo especies del género *Brassica* spp (Souto & Rava, 2015a, 2015b).

La evolución que presentó el rendimiento estuvo condicionada por la superficie destinada a cada cultivo (Figura 2). En la zafra 2001/02 se encontró el rendimiento más bajo para ambos cereales ( $912 \text{ kg ha}^{-1}$  para cebada y  $1.149 \text{ kg ha}^{-1}$  para trigo) (Souto, 2001a, 2001b, 2002a, 2002b). Este autor también explica que, a consecuencia de la ocurrencia de excesos hídricos provocaron que durante la etapa de llenado de grano se desarrollaran enfermedades como fusariosis de la espiga, así como también retrasos en la

cosecha. En cambio, el rendimiento más alto se registró en la zafra 2020/21 llegando a 4.791 kg ha<sup>-1</sup> en cebada y 4.181 kg ha<sup>-1</sup> para trigo. Las condiciones ambientales registradas resultaron óptimas para el crecimiento y desfavorables para el desarrollo de enfermedades (Rava, 2021a, 2021b).

### Figura 2

*Evaluación del rendimiento de cebada y trigo en el periodo comprendido entre 2000 y 2022*



*Nota.* Adaptado de DIEA (2006, 2014, 2023).

Para la zafra 2021/22 los rendimientos obtenidos para trigo fueron de 3.985 kg ha<sup>-1</sup>, mientras que, para cebada de 4.102 kg ha<sup>-1</sup>, ambos por encima del promedio. Dadas las condiciones climáticas favorables registradas para el desarrollo de ambos cultivos y sin existencia de problemas sanitarios (Rava, 2022a, 2022b).

El rendimiento alcanzable que presentan los cultivos se encuentra afectado por malezas, enfermedades y plagas (Rabbinge, 1993). Para evitar pérdidas de rendimiento en el corto plazo a causa de enfermedades la principal herramienta utilizada es el control químico. Esto se debe a su fácil aplicación, bajo costo y resultados efectivos en el corto plazo en comparación con otras medidas disponibles (Karlsson Green et al., 2020; Leoni, 2023). El aumento en el uso de herbicidas, insecticidas y fungicidas fue uno de los factores determinantes de la “Revolución Verde”, generando un incremento de 2,5 veces en el rendimiento de los cultivos (Keulemans et al., 2019).

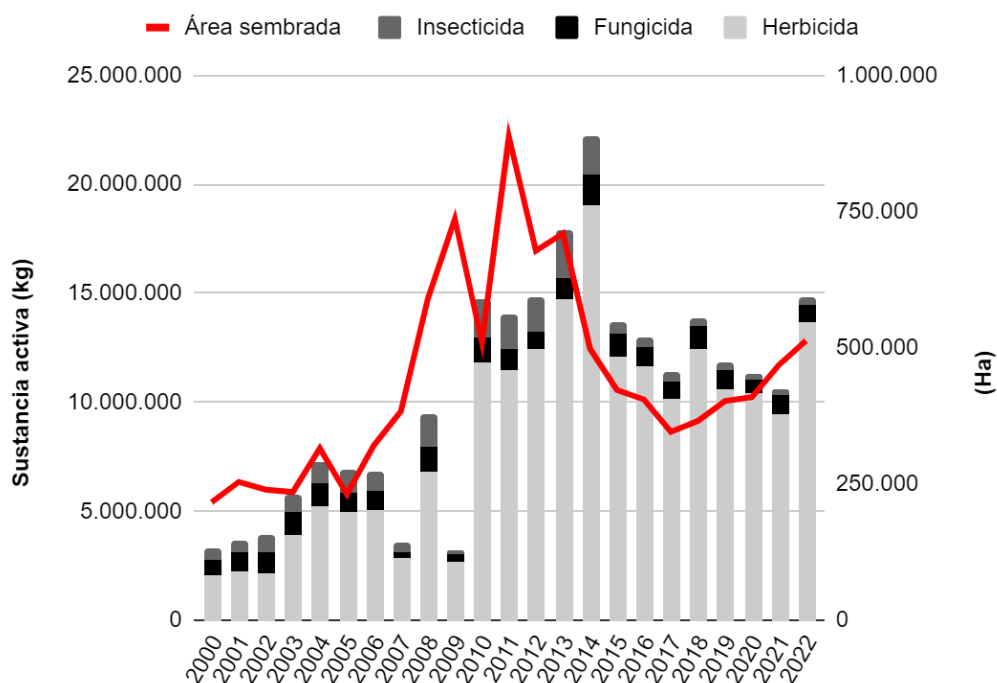
## 2.2 USO DE FITOSANITARIOS

La importación de productos fitosanitarios presentó una tendencia similar a la evolución de la superficie sembrada de trigo y cebada (Figura 3). La mayor importación se correlaciona con incrementos en el área sembrada de trigo y cebada para los años 2013 y 2014 (Palladino et al., 2023).

Los fitosanitarios se importan como kg de sustancia activa, cuyos fines son principalmente agronómicos (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2022). Entre los años 2000 y 2022, los kg de sustancia activa importados de fitosanitarios presentaron una gran variación con tendencia al alza. Los herbicidas fueron los que registraron el mayor incremento, 6,5 veces su importación (Figura 3).

### Figura 3

*Evolución del área sembrada de cultivos de invierno e importación de fitosanitarios en Uruguay (2000-2022)*



*Nota.* Adaptado de la Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSA, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021, 2022) y DIEA (2006, 2014, 2023).

La importación de productos fitosanitarios no refleja directamente el uso, ya que de todo lo importado no se sabe cuánto, cuándo, ni cómo se utiliza. El indicador que

determina el uso es la intensidad de uso expresada como kg por hectárea por año (Palladino et al., 2023). En la base de datos de FAO (2024b) se seleccionó en país a Uruguay, en elementos se eligió importaciones por cantidad y en productos se seleccionó plaguicidas totales, por último, en años se escogió desde el 2000 hasta el 2021, obteniendo como resultado que en el período de 2000 a 2021 la intensidad de uso de 2,58 kg ha<sup>-1</sup> a 10,69 kg ha<sup>-1</sup>, lo que refleja un incremento en la cantidad de fitosanitarios utilizados por hectárea.

En los países europeos existe una tendencia a disminuir la intensidad de uso de fitosanitarios. Una de las razones es el Pacto Verde Europeo (Comisión Europea, 2019), en donde se estableció el objetivo de reducir, el uso y el riesgo de los pesticidas químicos y más peligrosos en la Unión Europea en un 50% del 2019 al 2030. Mientras que, en Sudamérica, los países que integran el cono sur presentaron una tendencia al incremento entre los años 2000 al 2020 (Palladino et al., 2023).

A pesar de que el uso de fitosanitarios en la agricultura está asociado con efectos beneficiosos como la prevención de la pérdida de rendimiento, hay una creciente evidencia de que sus residuos puedan generar efectos negativos en el ambiente y los organismos no objetivo (Aktar et al., 2009; Isman, 2006; Malalgoda & Simsek, 2021). En este sentido, los fungicidas han sido los fitosanitarios menos estudiados en comparación con los insecticidas y herbicidas (Wightwick et al., 2010).

### 2.3 USO DE FUNGICIDAS EN CEREALES DE INVIERNO: MANEJO DE ENFERMEDADES

Las principales enfermedades que se encuentran en los cereales de invierno se pueden clasificar según el órgano de planta afectado: enfermedades en la raíz, tallo, hojas o frutos (Agrios, 2007) (Tabla 1). La sanidad de un cultivo comienza a determinarse previo a la siembra con la elección del cultivar, utilización de semilla sana e historia de manejo de la chacra (secuencia de cultivo) (Pereyra & Germán, 2012). La evolución de la enfermedad queda sujeta a la susceptibilidad de la planta huésped, virulencia del patógeno y condiciones ambientales favorables para el desarrollo y duración de estas (Agrios, 2007).

**Tabla 1**  
Enfermedades en trigo y cebada presentes en Uruguay

Enfermedades	Patógeno	Trigo	Cebada
<b>Foliares</b>			
Mancha parda o amarilla	<i>Pyrenophora tritici-repentis</i>	X	
Septoriosis o mancha de la hoja	<i>Zimoseptoria tritici</i>	X	
Mancha marrón	<i>Zimoseptoria tritici</i>	X	
Roya de la hoja	<i>Puccinia triticina</i>	X	
Roya estriada	<i>Puccinia striiformis</i>	X	
	<i>Blumeria graminis</i> f. sp. <i>Tritici</i>	X	
Oídio	<i>Blumeria graminis</i> f. sp. <i>Hordei</i>		X
	<i>Xanthomonas campestris</i> pv <i>undulosa</i>	X	
Estría bacteriana	<i>Pseudomonas syringae</i>	X	
Tizón bacteriano	<i>Bearly yellow dwarf virus</i> (BYDV)	X	
Virus del enanismo amarillo de la cebada			
Mancha en red común	<i>Pyrenophora teres</i> f.sp. <i>teres</i>		X
Mancha en red tipo spot	<i>P. teres</i> f. sp. <i>maculata</i>		X
Mancha borrosa	<i>Bipolaris sorokiniana</i>		X
Escaldadura	<i>Rynchosporium comune</i>		X
Ramulariosis	<i>Ramularia collo-cygni</i>		X
Roya de la hoja	<i>Puccinia hordei</i>		X
	<i>Puccinia striiformis</i> f. sp. <i>Hordei</i> o f. sp. <i>Tritici</i>		X
Roya estriada o amarilla	<i>Xanthomona translucens</i> pv <i>translucens</i>		
Estría bacteriana	<i>Bearly yellow dwarf virus</i> (BYDV)	X	X
Virus del enanismo amarillo de la cebada			
<b>Tallo</b>			
Roya del tallo	<i>Puccinia graminis</i> f. sp. <i>Tritici</i>	X	X
<b>Espiga y grano</b>			
	Complejo <i>Fusarium</i> <i>graminearum</i>	X	X
Fusariosis	<i>Bipolaris sorokiniana</i> , <i>Alternaria</i> spp. y <i>Fusarium</i> spp.	X	X
Punta negra del grano	<i>Ustilago tritici</i>	X	
Carbón volador	<i>Ustilago nuda</i>		X
Carbón cubierto o caries	<i>Tilletia caries</i> y <i>Tilletia foetida</i> <i>Ustilago hordei</i>	X	X
<b>Raíz y corona</b>			
Pietín	<i>Gaeumannomyces graminis</i>	X	

Nota. Adaptado de Pereyra et al. (2005).

En el cultivo de trigo las enfermedades que generan mayor disminución en el rendimiento en grano son la mancha parda o amarilla (84%), roya de la hoja (50%) y por último fusariosis, septoriosis y oído (30%) (Pereyra, 2023; Pereyra et al., 2011).

Para la cebada, las mayores pérdidas se dan a causa de manchas foliares, oídio, fusariosis de la espiga y roya de la hoja (Pereyra & German, 2013). En cuanto a este cultivo, existen pérdidas en rendimiento y calidad de los granos (porcentaje 1°+ 2° y granos mayores a 2,5 mm). En una investigación realizada por Pereyra y Germán (2013) obtuvieron como resultado en las principales enfermedades que determinan las pérdidas en rendimiento de grano son ramulariosis (70%), roya de la hoja (60%), mancha en red tipo red, escaldadura, mancha borrosa y oído (30%), mancha en red tipo spot (20%) y, por último, la fusariosis de la espiga (14%). Estas mismas autoras, determinación que en cuanto a calidad del grano, las pérdidas se adjudican a ramulariosis (68%), mancha en red tipo red (48%), escaldadura (35%) y roya de la hoja (25%).

Un manejo integrado de las enfermedades implica la combinación de prácticas que inciden en todos los factores que determinan el desarrollo de una enfermedad (Peshin & Dhawan, 2009). Estos autores determinaron que el desarrollo de una enfermedad resulta de la interacción entre procesos biológicos del cultivo, el patógeno y un ambiente predisponente. Dichas prácticas deben asegurar niveles de control aceptables que determinen la calidad e inocuidad de los cultivos necesaria para su comercialización, además de presentar fácil aplicación y bajos riesgos para el ambiente (Pereyra & Germán, 2012).

En sistemas donde predomina la agricultura intensiva bajo siembra directa, la rotación de cultivos y la elección de variedades resistentes son medidas que permiten disminuir el riesgo de infección (Pereyra & Díaz de Ackermann, 2009). Actualmente, los cultivares de trigo y cebada que se encuentran disponibles en el mercado no presentan resistencias a todas las enfermedades. Respecto a la rotación de cultivos, para que la medida sea efectiva se deben evitar cultivos susceptibles por dos años, lo que resulta un desafío debido a la reducida diversidad de especies vegetales utilizadas en los sistemas productivos agrícolas. Como consecuencia de lo anteriormente mencionado, el control químico adquiere una gran relevancia (Pérez et al., 2011).

El control químico refiere fundamentalmente al uso de fungicidas, pudiendo ser de uso preventivo o de control de la enfermedad presente. En este segundo caso, el momento en que se realiza la aplicación se basa en la proximidad al Nivel Crítico (NC). El mismo se define en función de la incidencia y/o severidad de las enfermedades presentes, el precio del grano, costo del fungicida y de aplicación (Díaz de Ackermann,



2011; Pereyra & Altier, 2011). Estos dos últimos factores presentan además un fuerte impacto en la rentabilidad de los cereales de invierno (Pereyra & Germán, 2012).

Para la mayoría de las manchas foliares y royas existe un NC definido (Tabla 2), mientras que en enfermedades de la espiga como la fusariosis, el control químico se centra en aplicaciones preventivas de acuerdo con las condiciones climáticas predisponentes y sistemas de predicción de la micotoxina deoxinivalenol (DON), como el DONcast (Diaz de Ackermann & Pereyra, 2011). En el caso de cebada, la mancha foliar provocada por *Ramularia collo cygni* no presenta un NC, sino que, la aplicación depende del momento de detección del patógeno y las condiciones ambientales predisponentes para que se dé la enfermedad (Pereyra & Pérez, 2017).

**Tabla 2**

*Rango de niveles críticos aproximados para las principales enfermedades foliares de trigo y cebada*

	<b>Enfermedad</b>	<b>Severidad (%)</b>	<b>Incidencia (%)</b>
TRIGO	Septoriosis	5-6	50-60
	Mancha parda o amarilla	4-6	0-60
	Roya de la hoja	3-5	33-60
	Mancha en red	4-6	40-60
CEBADA	Mancha borrosa	3-4	33-50
	Roya de la hoja	3-5	33-50
	Oídio	5	40-50

*Nota.* Tomado de Pereyra (2014).

Para el control de las diferentes enfermedades en los cereales de invierno existen una gran variedad de ingredientes activos, utilizados en forma simple o en mezcla (Tabla 3), pero principalmente en mezclas. En enfermedades foliares, roya y oídio se recomienda la mezcla de triazoles y estrobilurinas, debido a que combina diferentes mecanismos de acción, permite disminuir el riesgo de generar resistencia y aumenta el espectro de control, incrementando la protección (Pereyra & Germán, 2012; Reis et al., 2010; Reis & Carmona, 2013). Sin embargo, para ramulariosis se recomienda el uso de mezcla de triazoles y carboxamidas. En el caso de que la mezcla no contenga carboxamida o protioconazol se recomienda además el uso de un fungicida de contacto y multisitio de acción, el clorotalonil (Pereyra & Germán, 2013). A su vez, en el cultivo de trigo, las mezclas de fungicidas que contienen carboxamidas en su composición permiten el control de enfermedades como roya de la hoja, mediante la combinación de triazol, estrobilurina y carboxamida, y mancha amarilla, mediante mezclas de triazol y carboxamidas (Fleitas et al., 2015; Jecke et al., 2020).

**Tabla 3**

*Clasificación de los ingredientes activos con efecto fungicida según sus familias y sitio de acción*

Sitio de acción	Ensamblaje de la $\beta$ -tubulina en mitosis	Complejo II: succinato deshidrogenasa		Multisitio de acción		Complejo III: citocromo bc1 (ubiquinol oxidasa) en el sitio Qo (gen cyt b)	C14-desmetilasa en biosíntesis de esteroides (erg11/cip51)	
<b>Familia</b>	benzimidazol benomilo carbendazim tiofanato de metilo	carboxamida benzovindiflupir bixafen fluxapiraxad	anilidas boscalida	ditiocarbamatos mancozeb	cloronitrilo clorotalonil	estrobilurinas azoxistrobina kresoxim metil picoxistrobina	triazoles ciproconazol epoxiconazol difenoconazol	imidazol procloraz
<b>Principio activo</b>	tiabendazol	isopirazam pidiflumetofen				piraclostrobina trifloxistrobina	flutriazol metconazol propiconazol protioconazol tebuconazol	

*Nota.* Elaborado a partir de Fungicide Resistance Action Committee (FRAC, 2024), Morton y Staub (2008), Pereyra y González (2023) y DGSA (s.f.) para trigo y cebada.

Ante la presencia de fusariosis de la espiga, la mezcla de triazol y estrobilurinas no es recomendada a pesar de lograr buenos controles, debido a que incrementa los niveles de la toxina DON en grano. Se recomienda la aplicación de triazoles, la mezcla de estos, o en mezcla con benzimidazoles (carbendazim) (Pereyra & Acosta, 2014).

De acuerdo con la FRAC (2024), los ingredientes activos que componen a los fungicidas utilizados para las enfermedades en los cereales de invierno se agrupan en ocho grupos químicos, que presentan cinco sitios de acción. Los triazoles constituyen el mayor número de ingredientes activos (ocho) y actúan en el mismo frac denominado C14-desmetilasa en biosíntesis de esteroides (erg11/cip51) (Tabla 3).

Los principios activos que pertenecen a la misma familia y por lo tanto comparten sitio de acción pueden generar resistencia cruzada sobre los patógenos. Esta determinará que la interacción entre el sitio de acción y el ingrediente activo se vea afectada, disminuyendo la eficacia en el control del patógeno (FRAC, 2024). El mal uso de fungicidas con un mismo sitio de acción generará en la población un incremento en la presión de selección y como consecuencia un aumento en los individuos resistentes. La utilización de mezclas de ingredientes activos con sitios de acción diferente o alternancia de diversos modos de acción son estrategias que permiten manejar la resistencia (FRAC, 2024).

Los fitosanitarios son muy importantes en los sistemas agrícolas extensivos, ya que la protección de los cultivos contra insectos, plagas y malezas recae principalmente en el control químico, con el objetivo de evitar caídas en el rendimiento. Los fitosanitarios presentan varias desventajas, una de ellas es debido a su toxicidad, ya que algunos suponen un mayor riesgo potencial para organismos no blanco. A su vez, pueden permanecer durante años en ambientes acuáticos y terrestres (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2022).

Debido a la toxicidad que presentan y a su permanencia en los distintos compartimentos, los productos vegetales y animales comestibles, y los componentes del medio ambiente pueden presentar residuos de fitosanitarios. Los residuos son sustancias derivadas de la utilización del fitosanitario, ingrediente activo, metabolitos o productos de importancia toxicológica resultantes de su degradación o reacción de acuerdo con la Ley n° 91/414/EEC (2007). Organismos internacionales como el *Codex Alimentarius* y

la Unión Europea establecen límites máximos de residuos (LMR) para asegurar la inocuidad de los alimentos (FAO & OMS, 2008; Reglamento (CE) n° 396/2005, 2005). El LMR de un fitosanitario es la máxima concentración legalmente tolerada de residuos proveniente de él, dentro o en la superficie de un producto para consumo animal y humano, según el uso de las buenas prácticas agrícolas. El mismo se expresa como  $\text{mg kg}^{-1}$  (FAO, s.f.).

Los residuos en el ambiente se denominan contaminantes. En el compartimento acuático, la Unión Europea (UE) estableció para las aguas superficiales y subterráneas estándares de calidad ambiental, para prevenir, proteger y mejorar el estado de dicho ecosistema. De acuerdo con la Directiva Marco del Agua (DMA) y Directiva sobre aguas subterráneas, los cuales establecen las Directiva n° 2000/60/CE (2000) y Directiva n° 2006/118/CE (2006), los estándares de calidad son la máxima concentración ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) de un determinado contaminante presente en los sedimentos, agua o biota, que permite preservar el medio ambiente y la salud humana. Para el caso de Uruguay existe el Decreto n° 253/979 (1979), el cual aprobó una normativa para prevenir la contaminación de los cursos de agua. La normativa clasifica en cuatro clases a los cuerpos o cursos de agua del país según el uso predominante actual o potencial, los cuales deben de cumplir con determinados estándares de parámetros establecidos. En cambio, para el ambiente suelo o aire aún no se cuenta con normativa en el país. En el caso de la UE presenta un reto para el 2050 con una Ley de Monitorización del Suelo con el objetivo principal de establecer un marco de vigilancia sólido y coherente para todo su territorio (Consejo de la Unión Europea, 2024). En el caso del aire, ha disminuido los límites admisibles para llegar al 2050 con cero contaminaciones (Comisión Europea, 2021). Esta normativa esta alineada con las más recientes Directrices de Calidad del Aire de la Organización Mundial de la Salud (*WHO global air quality guidelines*, 2021)). Para poder establecer estrategias de monitoreos ambientales, se debe de conocer el destino ambiental que presentan los fitosanitarios, por lo tanto, es importante saber sus propiedades fisicoquímicas (Correa, 2019).

## 2.4 ECOTOXICOLOGÍA

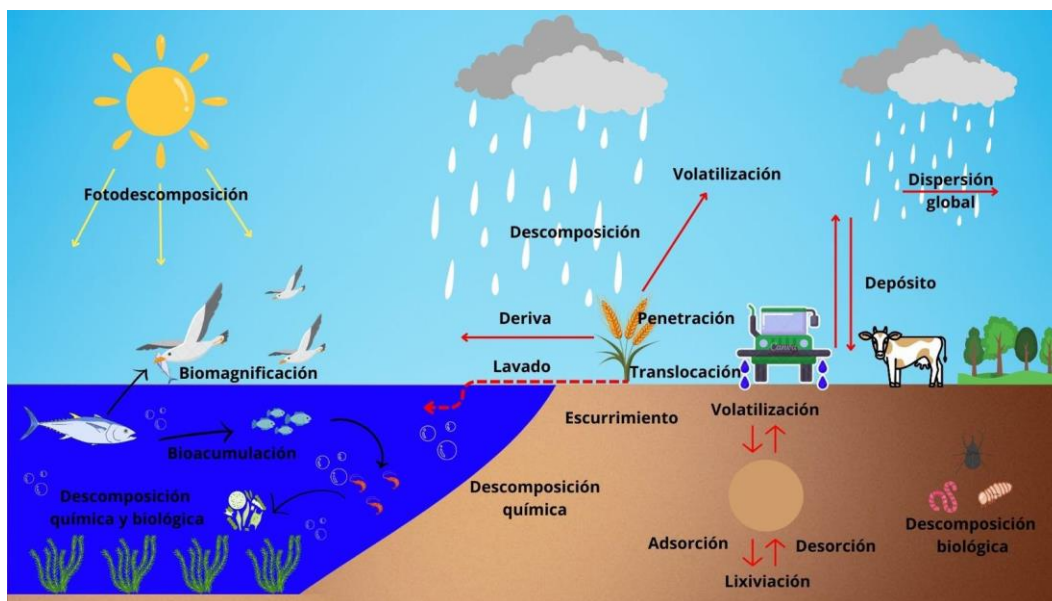
La ecotoxicología es una ciencia multidisciplinar que tiene como objetivo identificar o predecir el destino y los efectos de los fitosanitarios en los ecosistemas (Baird et al., 1996; Hoffman et al., 2003; Truhaut, 1975). Para comprender los efectos ecológicos de los fitosanitarios es necesario un conocimiento amplio de las reacciones y procesos de éstos en la naturaleza, siendo la cinética biogeoquímica de los fitosanitarios una parte integral de la ecotoxicología (Sparling, 2017). Este estudio sirve como una herramienta para el diagnóstico de potenciales impactos ambientales en los ecosistemas.

## 2.5 DESTINO AMBIENTAL

El comportamiento de un fitosanitario se encuentra asociado con sus características intrínsecas que afectan su afinidad natural a los cuatro compartimentos ambientales: suelo, agua, aire y biota (Calamari & Zhang, 2002) (Figura 4).

### Figura 4

*Esquema de destino ambiental que presentan los fitosanitarios*



*Nota.* Adoptado de Cessna et al. (2005).

Las propiedades fisicoquímicas de los ingredientes activos que componen las mezclas de fungicidas permiten estimar el destino ambiental que presentan (Ongley, 1997). Conocer su comportamiento permite caracterizar la concentración que hay

presente en un determinado momento y evaluar si será eliminado o transportado a un lugar donde quedan expuestos los animales, plantas susceptibles o los seres humanos (Sadegh-Zadeh et al., 2017).

Los parámetros como solubilidad, presión de vapor, coeficiente de partición n-octanol/agua ( $\log P$ ), constante de Henry ( $K_H$ ), pH, tasa de hidrólisis y fotólisis, coeficiente de adsorción del suelo ( $K_{oc}$ ), vida media y persistencia permiten predecir el comportamiento en el ambiente (Correa, 2011; Ongley, 1997). La persistencia se define como la permanencia del fitosanitario sin descomponerse o metabolizarse en el ambiente y/o dentro de organismos vivos durante extensos periodos de tiempo (Correa, 2019; Del Cerro Martin et al., 2012). Es la principal característica que determina el comportamiento de los fitosanitarios, pudiendo estar afectada por procesos de degradación bióticos (biodegradación microbiana y metabolismo) y abióticos (hidrólisis, fotólisis y oxidación) (Aydinalp & Porca, 2004; Calamari & Barg, 1993).

### 2.5.1 Compartimento suelo

En el compartimento suelo, el destino de los fitosanitarios se encuentra afectado por la sorción, el potencial de lixiviación y la degradación (Gerstl & Yaron, 1983). Las interacciones que ocurren entre el fitosanitario y la fase sólida del suelo se encuentran principalmente afectada por la sorción (Chiou, 1989; Hamaker & Thompson, 1972; Khan, 1978), que determina la accesibilidad y movilidad del fitosanitario hacia el organismo blanco (Gevao & Jones, 2002). Características del suelo como su contenido de arcilla y materia orgánica influyen en su capacidad de sorción y desorción (Gevao & Jones, 2002; Peter & Weber, 1985).

La degradación de los fitosanitarios se da fundamentalmente a partir de los microorganismos del suelo. La velocidad de degradación se encuentra determinada por condiciones que inciden sobre la actividad microbiana, principalmente la temperatura, el contenido de agua, el tipo de suelo, el pH y el historial del uso del fitosanitario (Gevao & Jones, 2002; Sadegh-Zadeh et al., 2017).

La persistencia y movilidad de los fitosanitarios dependen de diversos factores, como la solubilidad en agua, el coeficiente de partición n-octanol/agua ( $\log P$ ), la vida media en el suelo ( $DT_{50}$ ), la constante de sorción en el suelo ( $K_{oc}$ ) y la constante de partición normalizado a la fracción carbono orgánico ( $K_{of}$ ) (Aktar et al., 2009). Este

último, determina el potencial de adsorción de los fitosanitarios en el suelo, influyendo en su persistencia en este compartimento. Ingredientes activos con altos valores de  $K_{oc}/K_{of}$  tienden a adherirse a la materia orgánica del suelo, lo que disminuye su presencia en aguas superficiales o acuíferos (Dirección General de Protección Civil y Emergencias, 2014). Aquellos ingredientes activos que presenten  $< 15 \text{ mL g}^{-1}$ , se clasifica como muy móvil, valores entre 15 a  $75 \text{ mL g}^{-1}$  se catalogan como móvil. Los compuestos que se encuentran entre 75 a  $500 \text{ mL g}^{-1}$  se clasifica como moderado, aquellos que se ubican dentro del intervalo 500 a  $4000 \text{ mL g}^{-1}$  se clasifican como ligeramente móvil y por último aquellos que presentan valores  $> 4000 \text{ mL g}^{-1}$  pertenecen a la clase no móvil, según la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina.

Los fitosanitarios se clasifican según su persistencia en suelo, la misma se mide a través de la vida media ( $DT_{50}$ ), expresada en días. La vida media se establece como el tiempo requerido para que la concentración del ingrediente activo disminuya en un 50% (Aktar et al., 2009; Calamari & Barg, 1993; Del Cerro Martin et al., 2012). Los fitosanitarios que permanecen menos de 30 días en suelo se consideran no persistentes. Aquellos que tienen una duración entre 30 y 100 días se clasifican como moderadamente persistentes. Los compuestos que duran entre 100 y 365 días son considerados persistentes. Finalmente, los compuestos que permanecen más de 365 días en el suelo se catalogan como muy persistentes de acuerdo con la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina.

### 2.5.2 Compartimento acuático

El agua es la principal vía de transporte de los fitosanitarios hacia la atmósfera, sedimentos o biota. Esto se debe a que la lluvia puede arrastrar residuos de suelos con presencia de fitosanitarios o partículas de estos hacia zonas fuera del objetivo de la aplicación (Gironés, 2023). Para la evaluación de la contaminación del agua se utilizan diversos índices, los mismos relacionan las propiedades fisicoquímicas del suelo y de los fitosanitarios, permitiendo estimar el potencial de lixiviación que presentan estos últimos (Akay Demir et al., 2019; Pérez-Lucas et al., 2018). Para evaluar el potencial que tiene un fitosanitario de ser lixiviado y alcanzar aguas subterráneas se utiliza el índice de potencial de lixiviación, GUS por su sigla en inglés, que se encuentra determinado por la capacidad de adsorción que presenta una sustancia a la materia orgánica del suelo ( $K_{oc}$ ) y la persistencia del fitosanitario en el suelo (Gironés, 2023; Gustafson, 1989). Un valor de GUS superior a 2,8 indica una alta lixivabilidad, lo que sugiere que el compuesto tiene una mayor tendencia a moverse a través del suelo y potencialmente contaminar cuerpos de agua subterráneos. Si el índice GUS se ubica entre 1,8 y 2,8, el compuesto se encuentra en estado de transición, mostrando una lixivabilidad moderada. Por último, un valor de GUS inferior a 1,8 se considera indicativo de baja lixivabilidad, implicando que el compuesto es menos probable que se filtre a través del suelo según la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina. Cuando su capacidad de lixiviarse es contradictoria o incompleta se considera al ingrediente activo como estado de transición (Gustafson, 1989).

Otro parámetro crucial en la evaluación de la persistencia de los fitosanitarios es la vida media en agua ( $DT_{50}$ ), esta mide el tiempo necesario para que un compuesto se degrade a la mitad de su concentración inicial (Calamari & Barg, 1993). Un  $DT_{50}$  inferior a un día indica una degradación rápida, sugiriendo que el ingrediente activo es rápidamente eliminado del agua. Si el  $DT_{50}$  está entre 1 y 14 días, se considera que la degradación es moderadamente rápida. Un  $DT_{50}$  entre 14 y 30 días se clasifica como una



degradación lenta, mientras que un  $DT_{50}$  superior a 30 días se considera estable, indicando una alta persistencia del compuesto en el medio acuático en base a la información proporcionada por la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina.

Otra propiedad fisicoquímica de los fitosanitarios que determina la capacidad de contaminación del agua superficial es la solubilidad. Ésta permite estimar la probabilidad con que un pesticida sea lavado de la superficie de un cultivo, percole en el suelo o se transporte mediante escorrentía superficial (Gavrilescu, 2005). La solubilidad en agua de los compuestos se clasifica en tres categorías. Solubilidad baja, menor o igual a  $50 \text{ mg L}^{-1}$ , lo que significa que el compuesto se disuelve mínimamente en agua. Cuando la solubilidad varía entre  $50$  y  $500 \text{ mg L}^{-1}$ , se clasifica como moderada, indicando una disolución parcial en el agua. Por otro lado, una solubilidad superior a  $500 \text{ mg L}^{-1}$  se considera alta, lo que sugiere que el compuesto se disuelve fácilmente en agua, aumentando así su movilidad y potencial de dispersión en el medio acuático de acuerdo con la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina. Para aquellos fitosanitarios que presenten un alto valor de solubilidad, su potencial de contaminar tanto aguas subterráneas como superficiales será mayor (Francelino et al., 2022; Gironés, 2023).

### 2.5.3 Compartimento biota

Los organismos acuáticos, insectos, aves, organismos del suelo, abejas, entre otros presentan daños asociados a la presencia de fitosanitarios en el ambiente (Burger & Mondino, 2012). El efecto de los fitosanitarios sobre la biota puede originarse en forma directa debido a su toxicidad, ingresando mediante las vías dérmicas, respiratorias y/o digestivas. A su vez, existe un efecto indirecto consecuencia de cambios generados en el ambiente (Carrquiriborde, 2021; Gevao & Jones, 2002). La propiedad del fitosanitario que permite la estimación del efecto en dicho compartimento es el coeficiente de partición n-octanol/agua (Log P), el cual indica la lipofiliidad, es decir la capacidad de acumularse en el tejido adiposo (bioacumulación). Principios activos que presenten alto Log P (alta liposolubilidad) e hidrofóbicos tienden a atravesar la membrana y bioacumularse (Carrquiriborde, 2021). La capacidad de los ingredientes activos para bioacumularse en los tejidos se clasifica en tres categorías. Cuando los valores de Log P son menores o iguales a 2,7, se considera que la capacidad de bioacumulación es baja, lo que indica que estos compuestos presentan baja liposolubilidad y, por lo tanto, no son capaces de acumularse en los tejidos. Para los valores de Log P que oscilan entre 2,7 – 3, corresponden a una capacidad de bioacumulación moderada, lo que sugiere una capacidad parcial de acumulación en los tejidos. Por último, valores de Log P superiores a 3,0 determinan una alta capacidad de bioacumulación ya que se tratan de compuestos altamente lipofílicos según la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina (Figura 4).

Otro aspecto a considerar es la biomagnificación de los compuestos persistentes y lipofílicos, es decir la acumulación del principio activo y sus metabolitos secundarios a través de la red trófica (Figura 4). Esto puede ocurrir debido a que los predadores ingieren organismos que se encuentran contaminados, como consecuencia van a presentar mayores niveles de contaminantes en sus tejidos que aquellos organismos que se encuentran en

niveles tróficos más bajos (Kajiwara et al., 2004; Kleivane et al., 2004; Tanabe et al., 1994).

#### 2.5.4 Compartimento aire

Dentro de la atmósfera se da la presencia y transporte de moléculas de fitosanitarios, siendo esta una vía de dispersión y fuente de ingreso a regiones distantes como, por ejemplo, los polos (Bacon et al., 1992; Ono et al., 1987). La llegada de estas moléculas a dicho compartimento es consecuencia del proceso de aplicación o de la volatilización. Esta última ocurre desde el suelo o la superficie de los cultivos y se encuentra sujeta a la solubilidad en el agua de los ingredientes activos que componen al fitosanitario, la presión de vapor, condiciones ambientales fundamentalmente temperatura y humedad, entre otros (Borrás et al., 2014; Del Puerto Rodríguez et al., 2014).

La Constante de Henry ( $K_H$ ) es una forma de estimación de la volatilidad que presentan los fitosanitarios. Indica cómo será la capacidad de partición de un fitosanitario entre la fase líquida (solución del suelo) y el vapor. Por lo tanto, un alto valor de  $K_H$  refleja la predisposición a desplazarse desde la solución del suelo al aire (Miranda Pérez, 2022; Torri, 2015). Los compuestos con una  $K_H$  mayor a  $100 \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$  se consideran volátiles, ya que tienden a pasar fácilmente de la fase líquida a la gaseosa. Aquellos con valores entre  $0,1$  y  $100 \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$  son moderadamente volátiles, encontrándose en ambas fases en cantidades significativas. Por último, los compuestos con una constante menor a  $0,1 \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$  se clasifican como no volátiles, debido a su baja tendencia a evaporarse y su predominio en la fase líquida según la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina.

## 2.6 ESTUDIO DE LOS EFECTOS

Existen varias instituciones mundiales como la Organización Internacional de Normalización (International Organization for Standardization- ISO), la Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (Organisation for Economic Cooperation and Development - OECD), la Agencia Ambiental Canadiense (Environmental Canada – EC), la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica- U.S. (Environmental Protection Agency – U.S. EPA), entre otras, que se ocupan de protocolizar pruebas experimentales (Carriquiriborde, 2021).

Las pruebas de toxicidad, bioensayos y experimentos de laboratorio tienen como objetivo la evaluación de la toxicidad y/o la determinación de los límites permisibles de diferentes fitosanitarios en el ambiente, utilizando organismos biomonitores o bioindicadores (Adams et al., 2001). Estos últimos son especies con mayor sensibilidad de respuesta a la exposición por cortos períodos de tiempo a uno o más fitosanitarios. Mientras que, los biomonitores son organismos menos sensibles que se están expuestos al fitosanitario en el ambiente durante largos períodos de tiempo, acumulándose en sus tejidos los compuestos (Carriquiriborde, 2021). Las respuestas de ambos incluyen en cambios celulares, metabólicos, histológicos, bioquímicos, morfológicos, conductuales e incluso en la estructura de la población. Entre los diversos bioindicadores o biomonitores se encuentran microorganismos, plantas, invertebrados, vertebrados, entre otros (De Oliveira & Baldan, 2022).

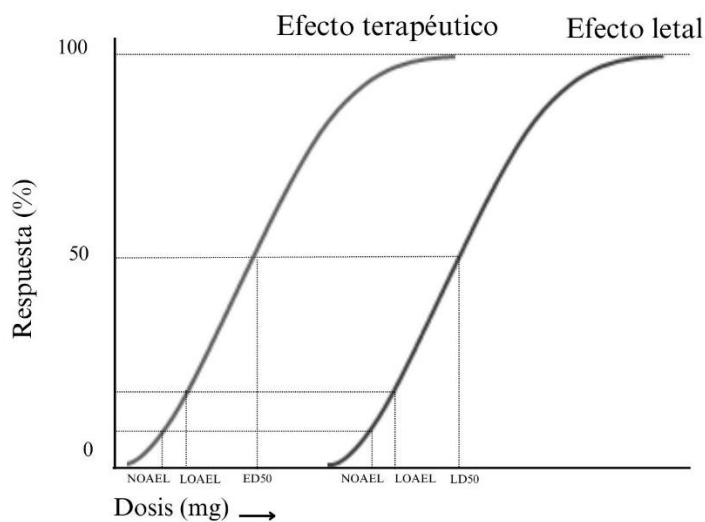
Para predecir y comprender el efecto que genera un determinado fitosanitario sobre los organismos y/o poblaciones expuestas a él, se establece la relación dosis/concentración-respuesta (Figura 5). Para su utilización se asumen tres principios básicos, el primero es que la respuesta observada en el organismo se debe al fitosanitario al que se está expuesto, el segundo que la magnitud de la respuesta está vinculada con la

dosis y, por último, existen tanto un método para cuantificar el tóxico como una manera precisa de expresar la toxicidad (Suter II, 2006; Carriquiriborde, 2021).

## Figura

5

*Curva de dosis respuesta: porcentaje de individuos que responden a un fitosanitario según la dosis*



*Nota.* ED<sub>50</sub> (dosis efectiva 50%): Dosis a la que la mitad de la población mostró efecto; LD<sub>50</sub> (dosis letal 50%): Dosis a la que murió la mitad de la población; NOAEL (Nivel de efecto adverso no observado); y LOAEL (Nivel más bajo de efecto adverso observado). Adaptado de Carriquiriborde (2021).

Las toxicidades generadas por un fitosanitarios sobre los individuos expuestos a él pueden ser de tipo agudo (letal) o crónico (subletal). La toxicidad aguda ocurre cuando el organismo está expuesto al ingrediente activo por cortos periodos de tiempo y se estima la mortalidad. El parámetro comparativo que se utiliza es la concentración letal media (CL<sub>50</sub>) o DL<sub>50</sub>, dosis a la cual la mitad de los organismos sometidos a la prueba mueren. Por otro lado, la toxicidad crónica evalúa los efectos tóxicos producidos en largos periodos de tiempo, generalmente del 10% o más de la vida total del organismo (Carriquiriborde, 2021; Ramírez Romero et al., 2018).

Por otro lado, se establece el nivel sin efecto adverso observado (NOAEL), o la dosis más alta que no produce efecto tóxico. Para establecer el NOAEL se necesitan múltiples dosis, una población amplia e información complementaria para garantizar la ausencia de respuesta, sin alternaciones significativas en el organismo evaluado. El LOAEL es la mínima dosis efectiva observada en una curva de dosis-respuesta, que

produce un efecto adverso en lo funcional, morfológico y en el desarrollo del objetivo (Suter II, 2006).

Los efectos producidos por la exposición a los fitosanitarios se evaluaron a través de pruebas de toxicidad sobre individuos de la misma especie (poblaciones), conjunto de poblaciones de distintas especies que interactuaron en tiempo y espacio (comunidades) y ecosistemas. El tiempo de exposición (segundos, minutos, horas, días, meses), la biología del organismo expuesto (mamíferos, anfibios, reptiles, artrópodos, entre otros), la vía de exposición (respiratoria, cutánea, gástrica), el tipo de fitosanitario, la dosis (concentración) y el ambiente en que están presente (terrestre, acuático, aéreo) fueron factores que determinaron los efectos que producen los fitosanitarios sobre los organismos y/o poblaciones. Las relaciones entre los factores no controlados abióticos y bióticos, como las interacciones biológicas y sus respuestas a la contaminación, condujeron a que la evaluación de los efectos fuese difícil y compleja (De Oliveira & Baldan, 2022; Markert et al., 2003).

## 2.7 EVALUACIÓN DE RIESGO AMBIENTAL

La evaluación del riesgo ambiental es integrativa, se compone por la caracterización de los efectos y la caracterización de la exposición. Ambos forman parte de tres fases:

1. Formulación del problema: define el alcance de la problemática que se va a abordar, se identifica al fitosanitario y los individuos ecológicos o receptores de preocupación en la evaluación; incluidas las rutas de exposición. Para la toma de decisiones, los criterios y las evaluaciones deben de estar claramente definidos, por ejemplo, si la evaluación se realiza en organismos, poblaciones, comunidades o ecosistemas, teniendo presente las relaciones entre ellos y las mediciones (Carriquiriborde, 2021; Vargas Marcos, 1996).

2. Caracterización de la exposición y los efectos: incluye los análisis de los perfiles de exposición y de efectos ecológicos de diferentes organismos. Se cuantifica el grado de exposición in situ de los receptores o entidades ecológicas de preocupación del

fitosanitario. Es importante distinguir las vías de exposición y estimar la intensidad, frecuencia y duración de la exposición (Carriquiriborde, 2021; Vargas Marcos, 1996).

Además de caracterizar la exposición, a su vez se caracterizan los efectos adversos que pueden presentar los organismos asociados a la exposición al fitosanitarios. Esta etapa relaciona y cuantifica los efectos agudos o crónicos que pueden generar la concentración o dosis del fitosanitario sobre los individuos evaluados. Estas estimaciones se basan en estudios de laboratorio o de campo (Carriquiriborde, 2021; Vargas Marcos, 1996).

3. Evaluación y caracterización del riesgo: determina con cierta probabilidad que el peligro es capaz de causar daños, dado que integrando la información de la exposición y la caracterización de los efectos ecológicos que pueden ocasionar los fitosanitarios. Los resultados obtenidos en las dos fases previas se evalúan, formula una conclusión general y realizan recomendaciones (De Andrade et al., 2012; Carriquiriborde, 2021).

### 3 METODOLOGÍA

#### 3.1 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL A NIVEL PAÍS

Se seleccionaron los fungicidas en base a la caracterización de eficiencia de fungicidas evaluados para el control de distintas enfermedades en trigo y cebada por el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) de la zafra 2023 (Pereyra & González, 2023). Además, se incorporaron ingredientes activos con acción fungicida registrados por la DGSA (s.f.) para uso en trigo y cebada, que no estaban evaluados en la caracterización de INIA. Los ingredientes activos designados para este estudio fueron azoxistrobina, benzovindiflupir, bixafen, benomilo, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabenazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina.

Para caracterizar la exposición de los fungicidas en el ambiente se generó una base de datos con las propiedades fisicoquímicas: degradación del suelo ( $DT_{50}$  en suelo), degradación en agua ( $DT_{50}$  en agua), coeficiente de sorción ( $K_{oc}$ ), coeficiente de partición normalizado a la fracción carbono orgánico ( $K_{foc}$ ), índice del potencial de lixiviación (GUS), solubilidad en agua, constante de la ley de Henry ( $K_H$ ), coeficiente de partición-octanol/agua (Log P) y factor de bioconcentración (FBC), tomadas de la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas nombrados anteriormente.

A partir de esta base se identificó el o los compartimentos en los que los fungicidas eran más probables de permanecer. Los fungicidas que presentaron los mayores valores de  $DT_{50}$  en suelo y de  $K_{oc}$  eran los que exhibieron mayor probabilidad de permanecer en suelo. Los fungicidas con mayores valores de  $DT_{50}$  en agua, GUS y solubilidad en agua fueron los que mostraron mayor probabilidad de permanecer en agua. Mientras que los fungicidas que expusieron los mayores valores de  $K_H$  son los que manifestaban mayor probabilidad de permanecer suspendidos en el aire. No se logró mayor profundidad en el análisis de exposición porque a pesar de haber un registro de aplicaciones de productos fitosanitarios por parte del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP, s.f.), no hay registros exactos en el país de cuál es el uso de los fungicidas.



Se analizó el peligro de cada fungicida mediante la evaluación de su toxicidad en diversas especies, de acuerdo con el compartimento que habitan o frecuentan. Para los organismos de suelo y aire, la evaluación en mamíferos se realizó utilizando ratas, en lombrices mediante *Eisenia foétida*, y en plantas no objetivo, con especies como lechuga, rábano, trigo, remolacha, avena, cebolla, zanahoria, repollo, maíz, guisantes, tomate, soja, col rizada, colza, tomate, berro, pepino y raigrás. En aves, las especies evaluadas incluyeron *Colinus virginianus*, *Anas platyrhynchos*, *Coturnix japonica* y *Alectoris rufa*, mientras que en abejas se evaluó *Apis mellifera*. Para los organismos acuáticos, se incluyeron los peces *Oncorhynchus mykiss*, *Cyprinus carpio*, *Pimephales promelas*, *Leiostomus xanthurus* y *Salmo gairdneri*. La toxicidad en invertebrados acuáticos fue evaluada mediante *Daphnia magna*. En el caso de las algas, se analizaron las especies *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus acutus*, *Scenedesmus subspicatus*, *Navicula pelliculosa*, *Raphidocelis subcapitata*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Navicula seminulum* y *Selenastrum capricornutum*. Esta información se obtuvo de la base de datos de Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina.

Luego de realizar la caracterización del peligro y la exposición, la información fue combinada para caracterizar el riesgo en el ambiente de los fungicidas utilizados en el control de enfermedades en cereales de invierno.

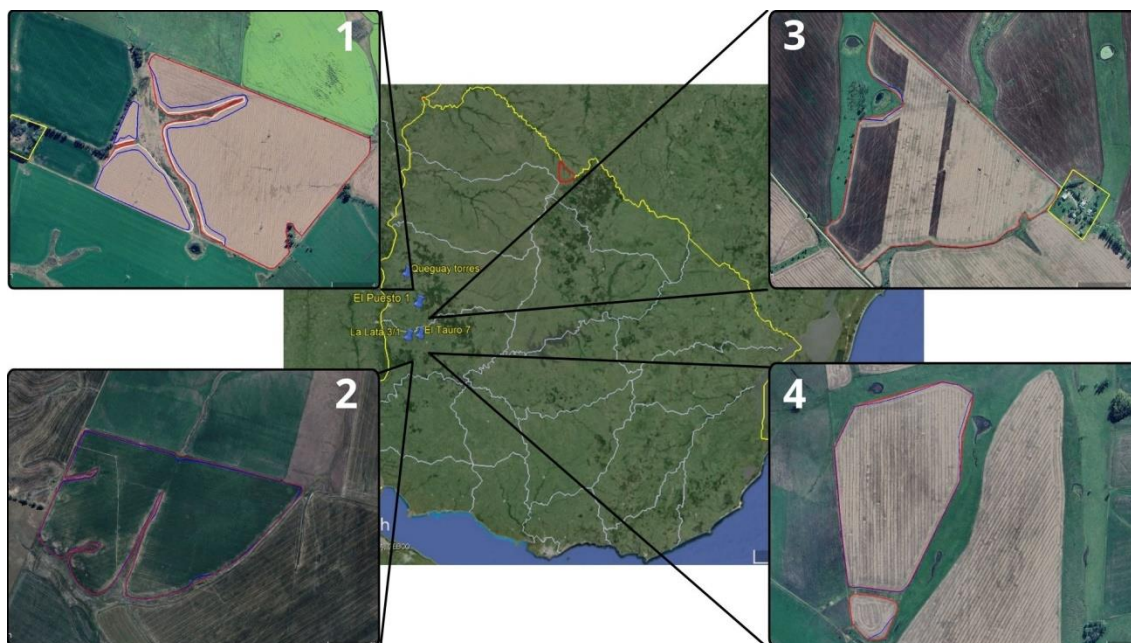
### 3.2 CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO A NIVEL DE CHACRA

Para cumplir con el segundo objetivo específico de esta tesis, se seleccionaron cuatro chacras: dos ubicadas en el departamento de Paysandú y dos en el departamento de Río Negro. Con base en las distancias mínimas establecidas por la Resolución n° 129/008 (2008), Resolución S/N/004 (2004) y la Resolución n° 188/011 (2011) del MGAP, se procedió a medir y delimitar con precisión el polígono de cada chacra en Google Earth Pro, identificando las áreas en las que sería legal realizar las aplicaciones. La primera resolución prohíbe las aplicaciones aéreas a menos de 30 m de los cursos de agua, y las aplicaciones terrestres a menos de 10 m. La segunda resolución establece que

las aplicaciones terrestres están prohibidas si la chacra se encuentra a menos de 300 m de centros educativos y las aplicaciones aéreas a menos de 500 m, al igual que la tercera resolución pero toman en cuenta las zonas urbanas, suburbanas y centros poblados. Por otra parte, al mismo tiempo se obtuvo la pendiente que presentaba cada chacra (Figura 6).

### Figura 6

Ubicación de las chacras 1, 2, 3 y 4



*Nota.* Contorno azul: Distancia con aplicación aérea; Contorno blanco: Distancia con aplicación terrestre; Contorno rojo: Chacra delimitada por el productor; y Amarillo: Casa. Adaptado de Google (2024).

Posteriormente, a partir de datos de manejo sanitario de los cultivos de cereales de invierno suministrados por productores para las zafra 2021/22, 2022/23 y 2023/24, se calculó el número total de aplicaciones de cada principio activo por chacra y en cada zafra. Seguidamente, se estudió la etiqueta de los productos comerciales pulverizados con acción fungicida en las zafra, desglosando la mezcla de principios activos que los componían y se comparó la dosis recomendada con la aplicada (Tabla 4). Además, se analizó el peligro de los fungicidas en base a los datos recabados en el punto anterior.

**Tabla 4**  
*Dosis, fecha de aplicación y principio activo utilizado en cada chacra y en cada zafra*

Chacra	1		2		3		4		
2021/22									
Fecha de aplicación	15/8	16/9	-	-	-	-	-	15/9	
Ingrediente activo (g L <sup>-1</sup> )	protioconazol (110) + piraclostrobina (104,5)	piraclostrobina (97,2) + fluxapiroxad (60) + epoxiconazole (60)	-	-	-	-	-	piraclostrobina (97,2) + fluxapiroxad (60) + epoxiconazole (60)	
Dosis de producto comercial aplicada (L ha <sup>-1</sup> )	0,55	1,2	-	-	-	-	-	1,2	
2022/23									
Fecha de aplicación	5/9	15/9	23/8	12/9	11/8	12/9	10/8	13/9	
Ingrediente activo (g L <sup>-1</sup> )	azoxistrobina (80) + ciproconazol (112,5)	piraclostrobina (81) + fluxapiroxad (50) + epoxiconazole (50)	protioconazol (116) + piraclostrobina (110,2)	piraclostrobina (97,2) + fluxapiroxad (60) + epoxiconazole (60)	azoxistrobina (80) + ciproconazol (112,5)	piraclostrobina (81) + fluxapiroxad (50) + epoxiconazole (50)	azoxistrobina (80) + ciproconazol (112,5)	piraclostrobina (81) + fluxapiroxad (50) + epoxiconazole (50)	
Dosis de producto comercial aplicada (L ha <sup>-1</sup> )	0,4	1	0,58	1,2	0,4	1	0,4	1	
2023/24									
Fecha de aplicación	-	-	13/08	14/09	20/8	27/9	31/7	14/8	14/9
Ingrediente activo (g L <sup>-1</sup> )	-	-	kresoxim-metil (112,5) + epoxiconazol (112,5)	piraclostrobina (81) + fluxapiroxad (50) + epoxiconazole (50)	protioconazol (117) + piraclostrobina (111,15)	piraclostrobina (97,2) + fluxapiroxad (60) + epoxiconazole (60)	protioconazol (120) + piraclostrobina (114)	kresoxim-metil (112,5) + epoxiconazol (112,5)	piraclostrobina (97,2) + fluxapiroxad (60) + epoxiconazole (60)
Dosis de producto comercial aplicada (L ha <sup>-1</sup> )	-	-	0,9	1	0,585	1,2	0,6	0,9	1,2

Una vez identificados los principios activos aplicados en cada chacra, se caracterizó el riesgo y se comparó la toxicidad de dos o más fitosanitarios. Se calcularon las Unidades Toxicológicas (UT), dado que expresa los efectos que inducen los fungicidas utilizados sobre los organismos estudiados. Para aquellas chacras que no contaban con cursos de aguas a distancias menores a las establecidas por la Resolución n° 129/008 (2008) del MGAP (chacra 1 y 3), se calcularon las UT para los organismos que habitan en el compartimento terrestre o que se encuentran en contacto con él, tales como mamíferos, lombrices, abejas y aves. Sin embargo, para las chacras 2 y 4, que presentaron cursos de agua a distancias menores a las establecidas por la mencionada resolución, se estimaron las UT tanto para organismos que habitan el ambiente terrestre o que frecuentan el mismo, como para, los organismos acuáticos, como los peces, invertebrados acuáticos y algas. Las UT se calcularon en función a concentración que se utilizó de cada ingrediente activo, en relación con la concentración letal 50 (CL<sub>50</sub>) para cada organismo.

$$UT = \text{Concentración de exposición} / CL_{50}$$

Por último, se realizó una estimación del riesgo potencial en función de las UT calculadas y las propiedades fisicoquímicas que presentaron los ingredientes activos utilizados en cada chacra. Se evaluó la contribución que generó cada principio activo a las UTs estimadas para cada organismo. Luego de identificado el riesgo potencial asociado a los principios activos utilizados en cada chacra, se efectuó un análisis comparativo de las cuatro chacras, determinando cuál de ellas presentó el mayor nivel de afectación debido al manejo aplicado, cuál ingrediente activo generó el mayor riesgo potencial, y cuál fue el organismo que se podría ver más afectado por la utilización de los mismos.

## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 RIESGO ASOCIADO A FUNGICIDAS

#### 4.1.1 Caracterización de la exposición.

La caracterización de la exposición enfrentó algunas dificultades en la obtención de datos sobre el uso de fitosanitarios, ya que no se pudo acceder a información completa sobre el uso de fungicidas en todas las áreas de cultivo de trigo y cebada. Aunque en Uruguay existe un registro de aplicaciones de productos fitosanitarios para cultivos extensivos y forestales, este es de carácter voluntario (MGAP, s.f.), lo que significa que no hay un registro completo sobre la cantidad ni las formas de uso, lo que limitó la caracterización de la exposición. Por ello, se optó por realizar estudios de casos en chacras específicas. Este análisis de caracterización de la exposición a nivel país se basó en las propiedades fisicoquímicas intrínsecas de los ingredientes activos que determinan su destino final en el ambiente.

En el compartimento suelo, se ha identificado una alta probabilidad de presencia de los siguientes ingredientes activos: benzovindiflupir, bixafen, boscalida, ciproconazol, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, mefentrifluconazol, metconazol, procloraz, pidiflumetofen y tiabendazol, según los valores de  $DT_{50}$  y  $K_{oc} / K_{foc}$  proporcionados por la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas mencionados anteriormente (Tabla 5). De estos, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, flutriafol, pidiflumetofen y tiabendazol se clasifican como muy persistentes en el suelo, con tiempos de degradación que oscilan entre 484 y 1358 días. Esta baja degradabilidad incrementa el potencial riesgo ambiental asociado a su uso. Los demás fungicidas, como ciproconazol, difenoconazol, epoxiconazol, fluxapiroxad, hexaconazol, isopirazam, mefentrifluconazol, metconazol y procloraz, son clasificados como persistentes (Tabla 5).

**Tabla 5***Propiedades de los fungicidas utilizados para predecir el destino ambiental*

Ingrediente activo	DT <sub>50</sub> en suelo (días) <sup>1</sup>	DT <sub>50</sub> en agua(días) <sup>2</sup>	K <sub>oc</sub> / K <sub>foc</sub> (mL g <sup>-1</sup> ) <sup>3</sup>	GUS <sup>4</sup>	Solubilidad en agua (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>5</sup>	K <sub>H</sub> (Pa m <sup>3</sup> mol <sup>-1</sup> ) <sup>6</sup>	Log P <sup>7</sup>	FBC <sup>8</sup>
azoxistrobina	78	6,1	589	3,10	6,7	7,40 e <sup>-09</sup>	2,5	Riesgo bajo
benomil *	67	-	1900	-0,07	2	4,00 e <sup>-04</sup>	1,4	27
benzovindiflupir	908	27,1	3697***	0,91	0,98	1,3 e <sup>-06</sup>	4,3	123
bixafen	500	26	3869***	0,99	0,49	3,89 e <sup>-05</sup>	3,3	695
boscalida **	484,4	5	772***	2,68	4,6	5,18 e <sup>-05</sup>	2,96	107
carbendazim *	40	7,9	225***	2,21	8	3,60 e <sup>-03</sup>	1,48	25
ciproconazol	142	-	364***	3,04	93	5,00 e <sup>-05</sup>	3,09	28
clorotalonil **	3,53	0,82	2632	1,12	0,81	2,50 e <sup>-02</sup>	2,94	100
difenoconazol	133	2,8	3522***	0,89	15	9,0 e <sup>-07</sup>	4,36	330
epoxiconazol	353,5	1000	894***	2,09	7,1	1,649 e <sup>-05</sup>	3,3	70
flutriafol	1358	36	205***	5,18	95	1,27 e <sup>-06</sup>	2,3	-
fluxapiraxad	183	4,4	728***	2,57	3,44	3,03 e <sup>-07</sup>	3,13	36
hexaconazol **	122	112	1040	2,31	18,0	3,33 e <sup>-04</sup>	3,9	412
isopirazam **	244	2,3	2416***	1,15	0,55	1,14 e <sup>-04</sup>	4,25	441
kresoxim- metil	16	0,85	308***	0	2	3,60 e <sup>-04</sup>	3,4	220
mancozeb *	0,05	0,2	998	-1,45	6,2	6,17 e <sup>-02</sup>	2,3	3,2
mefentrifluconazol	268	7,2	3456***	1,06	0,81	1,6 e <sup>-03</sup>	3,4	-
metconazol	142,2	8	1116***	2,03	30,4	2,21 e <sup>-07</sup>	3,85	105,1
picoxistrobina	24,4	7,5	965	1,35	3,1	6,00 e <sup>-04</sup>	3,6	290
pidiflumetofen	930	-	1738***	2,26	1,5	1,51 e <sup>-07</sup>	3,8	-
piraclostrobina	41,9	2	9304	0,05	1,9	5,31 e <sup>-06</sup>	3,99	-
procloraz	120	2	500	1,55	26,5	1,64 e <sup>-03</sup>	3,5	371
propiconazol	71,8	6	1086	1,58	150	9,20 e <sup>-05</sup>	3,72	116
protioconazol	14,1	-	1765	-0,07	22,5	1,1 e <sup>-08</sup>	2	43,9
tebuconazol	63	42,6	769***	1,86	36	1,00 e <sup>-05</sup>	3,7	78
tiabendazol *	500	1,6	3983	1,94	30	3,70 e <sup>-06</sup>	2,39	96,5
tiofanato de metilo *	0,5	3	220***	0,50	18,5	1,67 e <sup>-04</sup>	1,4	75
trifloxistrobina	0,34	1,1	-	0,15	0,61	2,30 e <sup>-03</sup>	4,5	431

*Nota.* \* Uso únicamente en cultivos de trigo; \*\* Uso únicamente en cultivos de cebada;

<sup>1</sup> DT<sub>50</sub> en suelo: Degradación del suelo DT<sub>50</sub> típico; <sup>2</sup> DT<sub>50</sub> en agua: Degradación en agua DT<sub>50</sub> típico; <sup>3</sup> K<sub>oc</sub>: Coeficiente de Sorción y \*\*\*K<sub>foc</sub>: Coeficiente de partición normalizado a la fracción carbono orgánico; <sup>4</sup> GUS: índice de potencial de lixiviación; <sup>5</sup>

Solubilidad en agua; <sup>6</sup>  $K_H$ : Constante de la Ley de Henry a 25°C; <sup>7</sup> Log P: Coeficiente de partición-octanol/agua (pH7, 20°C); y <sup>8</sup> FBC: Factor de bioconcentración. Elaborado a partir de Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

Dado el potencial impacto negativo que puede generar la persistencia de estos ingredientes activos en el suelo, se llevaron a cabo diversas investigaciones para evaluar la longevidad de los fungicidas en diferentes condiciones. Un estudio realizado por Bian et al. (2021) en un cultivo de arroz en Zengjia, provincia de Jiangxi, China, se examinó la presencia de pidiflumetofen en suelos inundados. Las muestras de suelo, tomadas entre mayo y agosto de 2020, presentaron una composición de 3,43% de materia orgánica, 15,66% de arcilla, una capacidad de intercambio catiónico de 11,98%, y un pH de 5,06. El pidiflumetofen fue aplicado en dos ocasiones durante la etapa de macollaje, a una dosis de 200 g ha<sup>-1</sup>, con un intervalo de siete días entre aplicaciones. Las muestras se recolectaron a una profundidad de 0 a 5 cm tanto durante el macollaje como al momento de la cosecha, y en ambos casos se detectó la presencia del fungicida, debido a su persistencia de 930 días en el suelo (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

Otra investigación realizada sobre campos en seis localidades diferentes de Europa (dos en Alemania, uno en España, uno en Reino Unido, uno en Italia y uno en Francia) estimó la degradación del principio activo bixafen aplicado sobre suelo desnudo en primavera. En este estudio se obtuvo una DT<sub>50</sub> entre 30,6 y más de 1235 días, registrándose los valores máximos en Alemania, en suelos franco-limoso con un contenido de carbono orgánico de 2,62 % y un pH de 6,3 (European Food Safety Authority [EFSA], 2012).

De acuerdo con la clasificación proporcionada por Soil Science Division Staff. (2017), el suelo descrito en la investigación del cultivo de arroz en Zengjia, provincia de Jiangxi, China se podría clasificar como suelo franco-limoso. El contenido de limo, arcilla y materia orgánica tiende a aumentar el intercambio catiónico, lo que favorece la adsorción de las moléculas de los fitosanitarios. Como resultado, al estar más retenidos, los mismos experimentaron una menor biodegradación por parte de los microorganismos y una reducción en la pérdida por lixiviación y esorrentía (Aparicio et al., 2015). La persistencia de los ingredientes activos puede presentar efectos adversos en la calidad de los alimentos y la sostenibilidad agrícola. El suelo actúa como el principal reservorio de

los ingredientes activos utilizados, por lo que juega un rol fundamental en la distribución global y en el destino que puedan presentar hacia otros compartimentos como la atmósfera, aguas subterráneas y organismos vivos (Al-Wabel et al., 2016).

Un estudio realizado por Edwards et al. (2016) en suelos agrícolas ubicados en Illinois, Estados Unidos, determinó que la azoxistrobina y el propiconazol se detectaron en el suelo hasta 301 días, presentando concentraciones máximas aproximadamente 30 días después de la aplicación. De acuerdo con los autores, el momento de la aplicación en relación con la ocurrencia de la primera lluvia afectó la cantidad de pérdida de estos ingredientes activos que se produjo por escorrentía. Estos resultados resaltaron la importancia de una adecuada gestión del riego y considerar los eventos de lluvia en las fechas posteriores a las aplicaciones para minimizar su impacto ambiental.

Otro de los posibles destinos de los fungicidas es el compartimento acuático, donde es más probable la aparición de los siguientes principios activos azoxistrobina, benzovindiflupir, debido a sus propiedades fisicoquímicas  $DT_{50}$  en agua, GUS bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, metconazol, pidiflumetofen, propiconazol, tebuconazol y tiabendazol y solubilidad en agua (Tabla 5). Entre estos, azoxistrobina, ciproconazol y flutriafol presentan valores de GUS que determinan una alta lixiviabilidad, lo que aumenta su capacidad de contaminar aguas subterráneas. Por otro lado, los fungicidas boscalida, carbendazim, epoxiconazol, fluxapiroxad, hexaconazol, metconazol, pidiflumetofen, tebuconazol y tiabendazol se encuentran en estado de transición según su valor de GUS. En cuanto a la solubilidad en agua, ciproconazol, flutriafol y propiconazol muestran valores moderados, mientras que los demás ingredientes activos presentan baja solubilidad. Según los valores de  $DT_{50}$ , epoxiconazol, flutriafol, hexaconazol y tebuconazol son estables en el agua, mientras que, benzovindiflupir y bixafen exhiben una lenta degradación, con tiempos de descomposición que varían entre 14 y 30 días.

La presencia de fitosanitarios en ambientes acuáticos puede tener efectos negativos significativos, lo que ha motivado una serie de investigaciones nacionales, regionales y globales. Estudios de campo en diversas localidades del mundo han documentado la presencia generalizada de fungicidas en aguas superficiales (Zubrod et al., 2019). En varios países europeos, el propiconazol, la boscalida y el carbendazim se encontraron entre los pesticidas más frecuentemente detectados (Schreiner et al., 2016).



En estudios de monitoreo exhaustivo de fungicidas, las tasas de detección en aguas fluviales y sedimentos superaron habitualmente el 75% y llegaron hasta el 96% en cuencas agrícolas (Lefrancq et al., 2017; Rasmussen et al., 2015; Smalling, Kuivila et al., 2013; Smalling, Reilly et al., 2013). Estos compuestos se detectaron durante todo el año en los arroyos agrícolas (Nanos et al., 2012), aunque las concentraciones más altas en el agua ocurrieron durante la temporada de crecimiento de los cultivos (Wightwick et al., 2012), mientras que los niveles más elevados en los sedimentos se registraron después de la cosecha (Smalling, Reilly et al., 2013).

En Argentina, un estudio realizado por De Gerónimo et al. (2014) reveló la presencia de fitosanitarios en las aguas superficiales de cuatro subcuencas de zonas agrícolas: cuenca de San Vicente en la provincia de Misiones, Mistra en la provincia de Tucumán, Azul en Buenos Aires y una cuenca al sureste de Buenos Aires. En esta última cuenca, se detectó una mayor frecuencia de pesticidas en comparación con las otras evaluadas, encontrándose 18 compuestos de los 29 fitosanitarios seleccionados según su relevancia en la producción nacional. Estos autores también indican que el tebuconazol se encontró en el 91% de las muestras analizadas, con solo un 11% de las muestras presentando una concentración inferior a  $0,0035 \mu\text{g L}^{-1}$ . En las cuencas de San Vicente y Azul se detectó el mismo fungicida con igual rango de concentraciones, en un 60% y 14% de las muestras analizadas respectivamente. Epoxiconazol y metconazol fueron otros de los fitosanitarios detectados en las muestras relevadas, encontrándose en un 45% y entre 11 a 20%, respectivamente, para las dos cuencas presentes de la provincia de Buenos Aires. Al mismo tiempo, estos investigadores determinaron que dentro de los fitosanitarios que presentaron menor frecuencia de aparición, el ingrediente activo piraclostrobina se detectó en un 11% para la cuenca ubicada en el sureste de la provincia de Buenos Aires. Los resultados presentados en este estudio se encuentran relacionados con el análisis previo, ya que los valores de GUS (2,8 a 1,8) proporcionados por la Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para tebuconazol y epoxiconazol podrían vincularse con su potencial de lixiviación. Además, tebuconazol y epoxiconazol mostraron estabilidad en agua, lo que puede explicar su presencia prolongada en el ambiente después de su aplicación. En contraste, piraclostrobina presentó una baja frecuencia de aparición, esta podría deberse a su afinidad con el ambiente terrestre, ya que mostró una moderada persistencia en suelo y baja movilidad, lo que significa que se encontró retenido, explicando conjuntamente su

reducida capacidad de lixiviación. Otro aspecto que contribuye a su baja frecuencia en agua fue su degradación moderadamente rápida.

Según un estudio realizado por la Comisión Administrativa del Río Uruguay (CARU, 2019), a nivel nacional se investigó la calidad del agua del Río Uruguay, centrándose en la presencia de fitosanitarios y otros contaminantes. Para esto, se tomaron muestras de agua en siete ocasiones (diciembre 2018, febrero, abril, junio, agosto, octubre y diciembre 2019) a lo largo del río, desde Monte Caseros-Bella Unión al norte hasta La Concordia en el Sur. El estudio se desarrolló bajo condiciones de temperatura y pH de 21,29°C y de 7,37, respectivamente. Entre los compuestos analizados, los autores indican que fueron encontrados los fungicidas azoxistrobina, carbendazim (benomil), ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, kresoxim-metil, mancozeb, piraclostrobina, propiconazol, tebuconazol, tiabendazol y trifloxistrobina. Como se mencionó anteriormente, de acuerdo con los datos proporcionados por Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024), la azoxistrobina y el ciproconazol presentan elevado índice de GUS, mientras que cirpoconazol y propiconazol mostro moderada solubilidad en agua. La CARU (2019) indicó que la azoxistrobina se detectó a lo largo de todo el río durante el periodo analizado, detectándose más frecuentemente durante el invierno del 2018, registrándose una media de 0,01157  $\mu\text{g L}^{-1}$ , siendo en el mes de abril su máximo con 0,1663  $\mu\text{g L}^{-1}$  y su mínimo  $< 0,0010 \mu\text{g L}^{-1}$  en varias épocas del año. Otro compuesto encontrado en este estudio fue el ciproconazol, registrando una media de 35,74  $\mu\text{g L}^{-1}$  durante el período analizado, siendo su máximo en el mes de diciembre 2018 con un valor de 372,57  $\mu\text{g L}^{-1}$ , mientras que el mínimo fue de  $< 1,00 \mu\text{g L}^{-1}$  en distintas épocas del año, pese a que su aparición fue más frecuente durante el otoño - invierno del 2019. En lo que respecta al propiconazol, estos mismos autores determinaron que su frecuencia de detección fue baja. Se detectó 9 veces en febrero de 2019, con una concentración máxima de 342,9  $\mu\text{g L}^{-1}$ . Los principios activos epoxiconazol y tebuconazol que se clasifican como estables en agua por la Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024), se encontraron en este estudio. Para el caso del epoxiconazol la CARU (2019) lo detectó a lo largo de todo el río, con un valor promedio de 12,77  $\mu\text{g L}^{-1}$ , siendo el máximo en el mes de diciembre de 2018 con un valor de 556,4  $\mu\text{g L}^{-1}$ , y con mínimos de menor a 1  $\mu\text{g L}^{-1}$  durante distintas épocas del año. En cuanto al fungicida tebuconazol este mismo autor lo halló en todos los sectores del río, registrándose una media de 13,54  $\mu\text{g L}^{-1}$ , con un

valor máximo ( $315,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) en febrero de 2019, y valores mínimos menores a  $1 \mu\text{g L}^{-1}$  en diferentes épocas del año. A su vez, se detectó la presencia de los fungicidas cabenzadim (benomil), clorotalonil, difenoconazol, kresoxim-metil, mancozeb, piraclostrobina, tiabendazol y trifloxistrobina a pesar de no ser el agua su destino principal (CARU, 2019).

Estos resultados eran esperables y pueden relacionarse con las aplicaciones realizadas en los cultivos de invierno. Los estudios realizados en Argentina y Uruguay han demostrado que los fungicidas, azoxistrobina, ciproconazol, flutriafol y tebuconazol, se encontraron en concentraciones significativas en aguas superficiales y sedimentos, especialmente en zonas agrícolas. La presencia de estos fungicidas en agua coincide con la estabilidad en agua que presentan y su alta lixiviabilidad, lo que facilitaron su persistencia y acumulación en los cuerpos de agua. La problemática se agrava debido a la falta de límites definidos que puedan mitigar el impacto de los fitosanitarios en los cuerpos de agua compartidos entre países. Por lo tanto, es crucial que los esfuerzos de monitoreo y regulación se coordinen a nivel regional para abordar eficazmente la contaminación por fungicidas y proteger la calidad del agua en las cuencas.

Por último, en relación con el compartimento aire, los valores de la constante de Henry ( $K_H$ ) indicaron que ninguno de los ingredientes activos estudiados se encuentra suspendido en este medio (Tabla 5). Todos los principios activos analizados se clasifican como no volátiles y no presentan riesgo de volatilización. Por lo tanto, es poco probable que estas moléculas lleguen al compartimento aire a través de esta vía.

El ambiente acuático y el suelo fueron los posibles destinos de los principios activos con actividad fúngica, generando que los seres vivos queden expuestos a estos compuestos, lo que significa que puedan ingresar a sus organismos y terminar formando parte de sus tejidos. Según Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) el 64% de los ingredientes activos en estudio presenta una alta capacidad de bioacumulación ( $\text{Log } P > 3$ ). Entre los más importantes se encuentran benzovindiflupir, bixafen, epoxiconazol, fluxapiroxad, hexaconazol, metconazol y pidiflumetofen, ya que podrían estar presentes tanto en el compartimento suelo como en el acuático. Asimismo, presentan alta capacidad de bioacumulación: difenoconazol, isopirazam, kresoxim-metil, mefentrifluconazol, picoxistrobina, piraclostrobina, propiconazol, procloraz, tebuconazol y trifloxistrobina. En tanto, clorotalonil junto con

boscalida presentan una capacidad de bioacumulación moderada (Log P 2,7 a 3). Respecto a los restantes ingredientes activos evaluados exhiben una baja capacidad de bioacumulación (Log P < 2,7) (Tabla 5).

En este contexto, una investigación realizada por Zhao et al. (2024) en el Río Dongjiang y en sus afluentes ríos Lijiang, Xizhijiang y Shi Ma en el sur de China, midió la concentración de 12 fungicidas (azoxistrobina, dimoxistrobina, (E)- metominostrobin, fenamidona, fluxastrobina, kresoxim-metil, mandestrobin, oryastrobina, picoxistrobina, piraclostrobina, trifloxistrobina, y (Z)- metominostrobin) y dos metabolitos de fungicidas (azoxistrobina- ácido y trifloxistrobina- ácido) en muestras de agua, sedimento, plantas, algas, zooplancton y peces. Se obtuvieron dichas muestras entre octubre y noviembre del 2020. Para la estimación del factor de bioconcentración (FBC) que presentaban los fungicidas estrobilurinas analizados en el músculo de los peces, se utilizaron las siguientes especies *Coptodon zillii*, *Zacco platypus*, *Hemiculter leucisculus*, *Ctenogobius giurinus*, *Acrossocheilus parallens*, *Rhinogobius giurinus*, *Xenocypris argentea*, *Oreochromis niloticus*, *Vanmanenia stenosoma*, *Acrossocheilus beijiangensis*, *Gastromyzoninae* sp., *Vanmanenia pingchowensis*, *Opsariichthys bidens*, *Rhodeus sinensis*, *Acheilognathus macropterus*, *Cirrhinus molitorella*, *Squalidus argentatus*, *Puntius semifasciolatus*, *Sarcocheilichthys nigripinnis*, *Mastacembelus aculeatus*, *Channa argus*, *Culter alburnus*, *Carassius auratus*, *Pseudogobio vaillanti*, *Cyprinus carpio*, *Hypostomus plecostomus*, *Squaliobarbus curriculus*, y *Eleotris oxycephala*, todos pertenecientes a agua dulce. Los resultados mostraron que todos los fungicidas estrobilurinas se detectaron en el músculo de los peces. Los que presentaron un mayor FBC fueron el dimoxistrobina y azoxistrobina-acido, seguido por piraclostrobina, trifloxistrobina, trifloxistrobina- acido, picoxistrobina, azoxistrobina y, por último, (E)- metominostrobin. Al mismo tiempo estos investigadores también observaron una correlación positiva entre el factor de bioconcentración y el coeficiente de partición logarítmica octanol-agua (Log P).

Por otro lado, en Uruguay, se realizó un estudio en los recursos hídricos del Río Negro y Esteros de Farrapos detectándose la presencia de 30 fitosanitarios en el tejido de peces (*Hopliasmalabaricus*, *Rhamdia quelen*, *Pimelodus maculatus*, *Paraloricaria vetula*, *Hypostromus commersonni*, *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens*, *Prochilodus lineatus*). Se destacaron las elevadas concentraciones de trifloxistrobina y

piraclostobina correspondiéndose con valores  $> 3$  de Log P (Pérez et al., 2021). Estos hallazgos destacan la persistencia y acumulación de fitosanitarios en organismos acuáticos, remarcando la necesidad de evaluar, monitorear y gestionar su impacto ambiental.

#### 4.1.2 Caracterización del peligro.

Respecto a los fungicidas que pueden permanecer en el suelo, se ha demostrado que benzovindiflupir es altamente tóxico para mamíferos debido a su valor de  $DL_{50} < 100 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabla 6). En estudios de laboratorios, este fungicida mostró ser altamente tóxico para ratas, tanto por vía oral como por inhalación. Los animales sometidos a estudios para identificar la toxicidad por inhalación evidenciaron signos clínicos, y resultaron en la muerte de un animal en el primer día de evaluación (EFSA, 2015). En lo que respecta a la toxicidad oral del benzovindiflupir, Tavasi (2010) como se cita en Committe for Risk Assessment (2014) estableció una dosis media letal aguda de  $55 \text{ mg kg}^{-1}$  de peso corporal, causando la muerte de al menos un animal, y una dosis máxima de  $175 \text{ mg kg}^{-1}$ , en la que se observó mortalidad de todos los animales. Otros estudios mostraron más evidencia de que los fungicidas del grupo de las carboxamidas presentaron una toxicidad aguda oral alta para roedores (Brenet et al., 2021).

**Tabla 6***Toxicidad para organismos del suelo y del aire*

Ingredientes activos	Mamíferos DL <sub>50</sub> (mg kg <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	Lombrices CL <sub>50</sub> (mg kg <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>	Plantas no objetivo DE <sub>50</sub> (mg kg <sup>-1</sup> ) <sup>3</sup>	Aves DL <sub>50</sub> (mg kg <sup>-1</sup> ) <sup>4</sup>	Abejas DL <sub>50</sub> (µg abeja <sup>-1</sup> ) <sup>5</sup>
azoxistrobina	> 5000	283	> 20	> 2000	> 200
benomil *	> 10000	10,5	-	1000	10
benzovindiflupyr	55	203,15	-	1315	> 100
bixafen	> 5000	> 1000	-	> 2000	> 121,4
boscalida **	> 5000	>500	-	>2000	> 200
carbendazim *	> 10000	5,4	-	> 2250	> 50
ciproconazol	< 350	168	> 400	94	> 100
clorotalonil **	> 5000	268,5	> 4,2	> 2000	>101
difenoconazol	1453	>610	> 10	>2150	> 100
epoxiconazol	3160	> 500	-	> 2000	> 100
flutriafol	> 1140	> 500	> 134	616	> 50
fluxapiroxad	>2000	> 1000	> 2,0	> 2000	> 100
hexaconazol **	2189	414	-	> 4000	> 100
isopirazam **	2000	> 500	-	> 2000	> 200
kresoxim- metil	> 5000	> 469	> 900	> 2150	> 100
mancozeb *	> 5000	> 299,1	-	> 2000	> 85,3
mefentrifluconazol	>2000	> 500	> 1,5	816	>100
metconazol	595	> 500	-	787	>100
picoxistrobina	> 5000	3,35	-	> 2250	> 200
pidiflumetofen	> 5000	> 1000	> 200	3776	> 100
piraclostrobina	> 5000	567	-	> 2000	> 100
procloraz	1023	> 500	>1,0	662	> 141,3
propiconazol	550	686	-	> 2510	> 100
protioconazol	>6200	> 1000	-	2000	> 100
tebuconazol	1700	1381	> 750	1988	> 200
tiabendazol *	> 5000	>500	-	> 2250	> 34
tiofanato de metilo *	> 5000	> 13,2	> 1570	> 4640	> 100
trifloxistrobina	> 2000	> 500	> 270	> 2000	> 200

Nota. \* Uso únicamente en cultivos de trigo; \*\*Uso únicamente en cultivos de cebada;

<sup>1</sup>Mamíferos DL<sub>50</sub>: dosis letal media para rata (agudo oral); <sup>2</sup>Lombrices CL<sub>50</sub>:

concentración letal media para *Eisenia fetida* (agudo 14 días); <sup>3</sup>Plantas no objetivo

DE<sub>50</sub>: dosis efectiva media en plantas no objetivo en lechuga, rábano, trigo, remolacha, avena, cebolla, zanahoria, repollo, maíz, guisantes, tomate, soja, col rizada, colza,

tomate, berro, pepino, raigrás; <sup>4</sup>Aves DL<sub>50</sub>: Dosis Letal media para *Colinus virginianus*,

*Anas platyrhynchos*, *Coturnix japonica* y *Alectoris rufa* (agudo); <sup>5</sup>Abejas DL<sub>50</sub>: Dosis

Letal media para abejas *Apis* spp. (contacto agudo valores de 24, 48 y 72

horas). Elaborado a partir de Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

En cambio, el isopirazam perteneciente al grupo químico las carboxamidas, presentó una toxicidad moderada para mamíferos, con un valor de  $DL_{50}$  entre 100 y 2000  $mg\ kg^{-1}$ . Otros fungicidas, como el ciproconazol, difenoconazol, flutriafol, metconazol, procloraz, propiconazol y tebuconazol también presentaron una toxicidad moderada para mamíferos. Por otro lado, el resto de los fungicidas evaluados mostraron una baja toxicidad para mamíferos, con  $DL_{50} > 2000\ mg\ kg^{-1}$  (Tabla 6). Un trabajo denominado *Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance metconazole* (2006), determinó que el metconazol presentó una toxicidad aguda oral moderada. Sin embargo, para las vías de ingreso dérmicas e inhalatorias la toxicidad aguda fue baja. Las consecuencias de una exposición prolongada se estudiaron en ratas durante dos años, periodo en el cual se les administraron 45 a 55  $mg\ kg^{-1}$  de peso corporal  $día^{-1}$  de metconazol, donde se observó una disminución del peso corporal final, así como un ligero aumento de tamaño en el bazo, hígado y glándulas suprarrenales. En cuanto al propiconazol, un reporte realizado por EFSA (2017) determinó que presentó una toxicidad aguda baja cuando se aplica por vía dérmica e inhalatoria. Por el contrario, estudios de toxicidad reproductiva, permitieron clasificar al propiconazol como tóxico para la reproducción, ya que se observó un menor número de crías nacidas y disminución en su tamaño. Estos datos concuerdan con lo exhibido por la Agriculture & Environment Research Unit (2024) para los ingredientes activos en estudio, a pesar de no representar un riesgo inmediato pueden presentar efectos en el largo plazo según tiempo de exposición. Por esta razón deben ser utilizados de manera consciente y cuando sea necesario para evitar los efectos negativos en organismos no blanco.

Con respecto a las lombrices, ninguno de los fungicidas con mayor probabilidad de permanecer en el compartimento suelo mostró una alta toxicidad ( $CL_{50} < 10\ mg\ kg^{-1}$ ) para este organismo (Tabla 6). Azoxistrobina, benzovindiflupir, benomil, boscalida, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, hexaconazol, isopirazam, kresoxim-metil, manconzeb, mefentrifluconazol, metconazol, piraclostrobina, propiconazol, procloraz y tiabendazol y tiofanato de metilo exhibieron una toxicidad moderada, con valores de  $CL_{50}$  entre 10 y 1000  $mg\ kg^{-1}$  para dicho organismo. Mientras que, los restantes principios activos se categorizaron con baja toxicidad para las lombrices,  $CL_{50} > 1000\ mg\ kg^{-1}$  (Tabla 6).

Investigaciones nacionales e internacionales estudiaron los posibles efectos negativos de los distintos ingredientes activos en el suelo sobre las lombrices. Un ejemplo de investigación nacional fue llevada a cabo por Jorge-Escudero et al. (2022) en el área protegida del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, en las localidades de Nuevo Berlín y San Javier, Departamento de Río Negro. Esta investigación se enmarcó en un estudio más amplio sobre el impacto del uso de fitosanitarios en suelo, aire y agua, dado el fuerte impacto de las áreas dedicadas a cultivos de soja y plantaciones forestales (Ríos & Zaldúa, 2012). El estudio consistió en determinar la ecotoxicidad presente de la mezcla de metconazol y epoxiconazol en las lombrices, *Eisenia fetida* y *Glossoscolex rione*. Los resultados obtenidos por estos autores, mostraron efectos agudos, como muerte y migración, así como efectos subletales que incluyeron alteraciones en el crecimiento, la reproducción y la descendencia de las lombrices expuestas a esa mezcla.

De acuerdo con el destino ambiental de carbendazim y picoxistrobina, es poco probable que estos compuestos persistieran en el compartimento suelo bajo condiciones normales de uso. Sin embargo, debido a su alta toxicidad para las lombrices, suponen un riesgo para esta especie al momento de su aplicación (Tabla 6). Para carbendazim se pudo visualizar este impacto en un estudio realizado por Römbke et al. (2004), donde se observó el efecto de este fungicida sobre las lombrices en diferentes sitios, independientemente de las diferencias en los suelos. Se cuantificó la abundancia de lombrices (*Lumbricus terrestris* y *Lumbricus rubellus*) medidas como individuos m<sup>-2</sup>. Los tratamientos que presentaban las dosis más altas de carbendazim el número de lombrices m<sup>-2</sup> disminuía significativamente, además a las 16 semanas post aplicación del principio activo, se pudo observar la mayor disminución en abundancia de lombrices. En cuanto a las dosis de carbendazim utilizadas en este estudio, que presentaron un rango de 0,36 a 87,5 kg ha<sup>-2</sup>, estas superaron ampliamente las dosis recomendadas para los cultivos de trigo y cebada en Uruguay, que son de 0,15 a 0,25 kg ha<sup>-1</sup>. Por lo tanto, dado los resultados de este estudio, no es esperable observar los efectos mencionados al utilizar las dosis recomendadas en la etiqueta de los productos registrados en el país.

En estudios sobre la toxicidad de fitosanitarios en agricultura, se evaluó la mortalidad de *Eisenia fetida* mediante pruebas de toxicidad por contacto y por exposición en un suelo artificial. La picoxistrobina resultó ser el fungicida más tóxico, con una CL<sub>50</sub> de 2,72 y 8,48 µg cm<sup>-2</sup> en pruebas de contacto (Wang et al., 2012). En suelo artificial, los



valores de toxicidad fueron de 9,22 mg kg<sup>-1</sup> a los 7 días y 7,22 mg kg<sup>-1</sup> a los 14 días, lo que indicó un aumento de la toxicidad con el tiempo de exposición; (OECD, 1984, 2004).

En conjunto, estos estudios permiten destacar la toxicidad que presentan ciertos fungicidas sobre *Eisenia fétida*. La persistencia de estos compuestos en el suelo agravó los efectos negativos al prolongar el periodo de exposición. Es importante resaltar que *Eisenia fétida*, utilizada como organismo modelo en estas evaluaciones, no es necesariamente representativa de las especies locales en Uruguay. Aunque estos estudios proporcionaron información relevante para la gestión de fitosanitarios y fueron utilizados por organismos internacionales como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) y la Organización Internacional de Normalización (ISO), se recomienda realizar estudios futuros con especies locales para obtener una evaluación más precisa del riesgo.

En cuanto al indicador plantas no objetivo, se analizó la DE<sub>50</sub> para el vigor vegetativo y emergencia de plántulas (Tabla 6). Los resultados mostraron que no es un buen parámetro para evaluar la ecotoxicidad de los principios activos en el ambiente terrestre, ya que la mayoría de los ingredientes activos no presentan valores ni interpretación para dicho indicador. La falta de datos uniformes y comparables impidió que las plantas no objetivo fueran un indicador efectivo. No obstante, el procloraz fue el único compuesto que presenta un valor de DE<sub>50</sub>, siendo >1,0 L ha<sup>-1</sup> para el vigor vegetativo en avena, pero debido a la ausencia de interpretación, no se pudo determinar su nivel de toxicidad.

A partir del análisis del destino ambiental de los principios activos, se concluyó que es poco probable su presencia en el compartimento aéreo. Existen pocos estudios que empleen bioindicadores pasivos, como árboles, arbustos ornamentales, musgos y líquenes, para evaluar la calidad del aire en relación con los fitosanitarios. Sin embargo, en el caso de otros contaminantes como metales pesados, hidrocarburos aromáticos y policlorobifenilos, hay más trabajos disponibles (Conti & Cecchetti, 2001; Ferriol et al., 2014; Turkyilmaz et al., 2019).

En la evaluación del impacto de los fitosanitarios en el compartimento aéreo, se identificaron estudios que utilizaron aves y abejas como bioindicadores, ya que estos organismos no solo interactúan con el aire, sino también con otros medios al alimentarse

de polen de plantas tratadas y beber agua contaminada con residuos de estas sustancias (Díaz et al., 2021; Gómez et al., 2024; Yatawara & Dayananda, 2019). En el caso de las aves, para los fungicidas en estudio, el ciproconazol mostró una alta toxicidad ( $< 100 \text{ mg kg}^{-1}$ ), mientras que el benzovindiflupir, mefentrifluconazol, metconazol y tebuconazol presentaron una toxicidad moderada, entre 100 y 2000  $\text{mg kg}^{-1}$  (Tabla 6).

En una investigación realizada en la región agrícola central de España, se analizó la exposición de las perdices rojas (*Alectoris rufa*) a fitosanitarios tras la ingestión de semillas contaminadas con pesticidas. El 33% de los individuos evaluados presentaron residuos de ocho compuestos en su contenido digestivo, siendo la mayoría fungicidas, y en un 19,1% de las aves se detectó tebuconazol (Fernández-Vizcaíno et al., 2022). El consumo diario de este compuesto representó un riesgo de intoxicación crónica, además de estar asociado a problemas reproductivos, como la reducción en la tasa de eclosión y en el tamaño de las crías (López-Antia et al., 2021).

En relación con las abejas, la mayoría de los ingredientes activos estudiados en esta tesis mostraron una toxicidad similar, interpretada como baja ( $> 100 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$  abeja), con la excepción de carbendazim, benomil, flutriafol, mancozeb y tiabendazol que presentaron una toxicidad moderada (entre 1 y 100  $\mu\text{g kg}^{-1}$  abeja) para estos individuos (Tabla 6). Shi et al. (2018), Gong y Diao (2017) y Danihlík et al. (2015) realizaron estudios para evaluar el efecto de carbendazim sobre abejas (*Apis mellifera*). La expresión de genes antimicrobianos se vio inhibida a todas las dosis estudiadas de carbendazim, lo que podría significar una disminución del sistema inmune. En conclusión, estos factores generan que las abejas fueran más vulnerables a patógenos y factores ambientales que predisponen al estrés en estos organismos.

Como se mencionó anteriormente, es crucial evaluar organismos nativos o representativos de la zona en estudio. Por ejemplo, en un estudio realizado en Brasil se analizó la toxicidad letal y subletal del herbicida glifosato, el fungicida mancozeb y el insecticida tiametoxam en dos especies: *Meliponia capixaba*, una especie nativa brasileña, y *Apis mellifera*. El tratamiento por exposición dérmica con el fungicida mancozeb a dosis recomendada por etiqueta, afectó notablemente la supervivencia y capacidad del vuelo de *Apis mellifera* en comparación con *Meliponia capixaba* (Gomes et al., 2023).

La búsqueda de alimento en los campos por parte de las abejas obreras facilita la ingesta de pesticidas, ya que se exponen a polen o néctar, así como también al consumo de agua contaminada por dichas sustancias (Kumar et al., 2020). Además, el estudio presentado por Gomes et al. (2023) muestra que las abejas no pudieron distinguir la presencia de estos pesticidas en sus alimentos, incrementando el riesgo de exposición al no poder evitar su consumo. Otra vía de ingreso de vital importancia es la dérmica, ya que estos organismos están en contacto directo con los fitosanitarios al posarse en plantas o agua con residuos de dichas sustancias (Schumann et al., 2022).

Los ingredientes activos que tienen alta probabilidad de estar presentes en el compartimento acuático no mostraron toxicidad aguda elevada para los organismos presentes de dicho ambiente. Sin embargo, azoxistrobina, ciproconazol, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiroxad, hexaconazol, metconazol, propiconazol, pidiflumetofen y tebuconazol con elevada probabilidad de estar presente en el ambiente acuático, presentaron toxicidad moderada para uno o más organismos. En peces e invertebrados, esta toxicidad aguda varió entre 0,1 a 100 mg L<sup>-1</sup>, mientras que para algas oscila entre 0,01 a 10 mg L<sup>-1</sup> (Tabla 7). El riesgo asociado al uso de estos fungicidas dependerá de la presencia o abundancia de los organismos afectados en el ecosistema.

**Tabla 7**  
*Toxicología para organismos acuáticos*

Ingrediente activo	Peces <sup>a</sup>		Invertebrados acuáticos <sup>b</sup>		Algas <sup>c</sup>	
	CL <sub>50</sub> (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	NOEC crónica (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>	CE <sub>50</sub> (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>3</sup>	NOEC crónica (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>4</sup>	CE <sub>50</sub> (crecimiento mg L <sup>-1</sup> ) <sup>5</sup>	NOEC crónica (mg L <sup>-1</sup> ) <sup>6</sup>
azoxistrobina	0,47	0,147	0,23	0,044	0,36	0,8
benomil *	0,17	0,011	0,28	0,025	2	-
benzovindiflupyr	0,0035	0,00095	0,085	0,015	> 0,89	-
bixafen	0,095	0,0046	1,2	0,05	0,097	-
boscalida **	2,7	0,125	5,33	1,3	3,75	-
carbendazim *	0,19	0,0032	0,15	0,0015	>7,7	-
ciproconazol	19	0,65	> 22	0,023	0,099	0,021
clorotalonil **	0,017	0,0014	0,054	0,009	0,013	0,033
difenoconazol	1,1	0,023	0,77	0,0056	0,032	0,87
epoxiconazol	> 0,92	0,01	> 3,13	0,63	>10,69	0,0078
flutriafol	33	4,8	67	0,55	12	-
fluxapiraxad	0,466	0,036	6,78	0,5	0,7	-
hexaconazol **	3,4	-	> 2,9	0,226	>0,1	-
isopirazam **	0,0258	0,00287	0,044	0,013	2,2	-
kresoxim- metil	0,19	0,013	0,186	0,032	0,063	-
mancozeb *	0,074	0,0022	0,073	0,0073	0,044	-
mefentrifluconazol	0,532	-	0,944	0,016	1,352	0,103
metconazol	2,1	1,14	4,2	0,16	1,7	-
picoxistrobina	0,075	0,01	0,024	0,008	0,056	-
pidiflumetofen	0,18	-	0,42	-	>5,9	-
piraclostrobina	0,006	0,005	0,016	0,004	>0,843	-
procloraz	1,50	0,049	4,30	0,022	>0,0055	0,01
propiconazol	2,6	0,068	10,2	0,31	0,093	0,32
protioconazol	1,83	0,308	1,3	0,56	2,18	2,92
tebuconazol	4,4	0,010	2,79	0,01	1,96	0,1
tiabendazol *	0,55	0,012	0,81	0,042	9	3,2
tiofanato de metilo *	11	0,32	5,4	0,18	>25,4	-
trifloxistrobina	0,022	0,008	0,011	0,0030	0,0053	-

Nota. \* Uso únicamente en cultivos de trigo; \*\* Uso únicamente en cultivos de cebada; <sup>a</sup>

*Oncorhynchus mykiss*, *Cyprinus carpio*, *Lepomis macrochirus*, *Pimephales promelas* y *Leiostomus xanthurus*; <sup>b</sup>*Daphnia magna*; y <sup>c</sup>*Pseudokichneriella subcapitata*, *Scenedesmus acutus*, *Scenedesmus subspicatus*, *Navicula pelliculosa*, *Raphidocelis subcapitata*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Ankistrodesmus* spp., *Selenastrum capricornutum*. <sup>1</sup>CL<sub>50</sub>: Concentración letal media para peces (agudo 96 hs); <sup>2</sup>NOEC crónica: Concentración sin efecto observable para peces de agua templada 21 d; <sup>3</sup>CE<sub>50</sub>: Concentración efectiva media para invertebrados acuáticos (agudo 48 hs); <sup>4</sup>NOEC crónica: Concentración sin efecto observable para invertebrados acuáticos de agua dulce templada 21d; <sup>5</sup>CE<sub>50</sub>: Concentración efectiva media para algas (Aguda; 72 hs); y <sup>6</sup>NOEC crónica: Concentración sin efecto observable para algas 96 hs, crecimiento. Elaborado a partir de Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

Según el destino ambiental de los compuestos benzovindiflupir, bixafen, carbendazim, clorotalonil, isopirazam, mancozeb, picoxistrobina, piraclostrobina, procloraz y trifloxistrobina, la probabilidad de que se encuentren en el medio acuático es baja. Sin embargo, si se utilizaran de manera no indicada en la etiqueta del producto para el cultivo o el organismo a controlar, estos compuestos podrían llegar al agua, con posibles consecuencias debido a su alta toxicidad para uno o más organismos, según sus valores de  $CL_{50}$  y NOEC crónica (Tabla 7). Entre los fungicidas estudiados, los peces serían los más afectados por benzovindiflupir, bixafen, clorotalonil, isopirazam, mancozeb, picoxistrobina, piraclostrobina y trifloxistrobina, los invertebrados acuáticos serían vulnerables a los mismos, excepto bixafen, mientras que, las algas se verían afectadas principalmente por procloraz y trifloxistrobina (Tabla 7).

Existen reportes de la toxicidad que pueden generar dichos principios activos sobre peces e invertebrados acuáticos. En España se comenzó a utilizar el ingrediente activo tebuconazol para controlar el hongo *Piricularia oryzae* que afecta a los cultivos de arroz aledaños a humedales. Por lo que, Andreu-Sánchez et al. (2011) realizaron un estudio que determinó la concentración letal media ( $CL_{50}$ ) a las 96 hs de expuesto el pez cebra (*Danio rerio*) a seis concentraciones distintas de tebuconazol (6,6; 9,8; 14,8; 22,2; 33,3 y 50 mg mL<sup>-1</sup>) en comparación con el control (0 mg mL<sup>-1</sup>). Los resultados obtenidos determinaron una  $CL_{50}$  a las 96 hs de 26,8 mg L<sup>-1</sup>, con un rango de 23,3 a 30,6 mg L<sup>-1</sup>, permitiendo inferir que presentó una toxicidad moderada para dicho organismo acuático. A su vez, otra investigación realizada por Li et al. (2018) sobre embriones de pez cebra (*Danio rerio*), evaluó la toxicidad aguda de trifloxistrobina, piraclostrobina y picoxistrobina, mostrando una alta toxicidad aguda. Estos mismos autores indican que, realizaron otras pruebas como inhibición de la eclosión, disminución de los latidos del corazón, retraso del crecimiento y anomalías morfológicas, como edema pericárdico y edema del saco vitelino. Los resultados muestran que los tres principios activos afectaron de forma significativa el desarrollo normal de los embriones

En una investigación en Estados Unidos se evaluó el efecto toxicológico sobre el invertebrado *Hyaella azteca* que presentó la formulación Headline y Statego, en comparación con sus respectivos ingredientes activos piraclostrobina y trifloxistrobina. En base a los resultados obtenidos en el estudio se concluyó, que tanto las formulaciones como los ingredientes activos son altamente tóxicos para los invertebrados acuáticos

(Morrison et al., 2013). Lo que remarca la importancia de realizar estudios de formulaciones y/o mezclas para evaluar la toxicidad de los diferentes organismos.

Durjava et al. (2013) realizaron un estudio que determinó que los triazoles presentaron toxicidad sobre *Pseudokirchneriella subcapitata*. Se evaluó la inhibición del crecimiento de estas algas durante 72 hs de exposición a dichas sustancias, expresada como ErC<sub>50</sub>, que indica la concentración que causa una reducción del 50% en la tasa de crecimiento. De los triazoles evaluados, el que presentó mayor toxicidad fue difenoconazol, con un valor de ErC<sub>50</sub> de 1,44 mg L<sup>-1</sup>, seguido por hexaconazol con 3,81 mg L<sup>-1</sup> y propiconazol con 4,17 mg L<sup>-1</sup>. Mientras tanto, ciproconazol y epoxicolazol presentaron valores superiores de 8,84 y 8,65 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Además, estos mismos investigadores, investigaron la variación en toxicidad del ciproconazol y hexaconazol en diferentes especies, como *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna* (invertebrado acuático) y *Danio rerio* (pez). Los resultados mostraron que *Pseudokirchneriella subcapitata* presentó mayor sensibilidad a estos ingredientes activos, *Daphnia magna* una sensibilidad media y, por último, *Danio rerio* la menor sensibilidad.

Araujo et al. (2019) estudiaron los efectos agudos y crónicos generados por el metal plomo y el fungicida mancozeb, sobre dos especies de invertebrados acuáticos pertenecientes al mismo género, en distintas áreas climáticas. Los individuos utilizados fueron *Daphnia magna*, proveniente de áreas con clima templado, y *Daphnia similis* que proviene de lugares con clima tropical. Para dicha investigación, se tomaron en cuenta los efectos agudos que generaban ambos contaminantes sobre la inmovilización de neonatos de seis a 24 hs de edad expuestos a cinco concentraciones diferentes durante 48 hs. En *D. similis* se observaron aumentos significativos de la inmovilización a altas dosis de mancozeb. Sin embargo, para la *D. magna* tuvo efectos negativos en su crecimiento. En lo que respecta a la velocidad de alimentación, el fungicida en la mayoría de las concentraciones a la cual fueron expuestas generó una disminución significativa en la ingesta de *D. magna*, pero para el caso de *D. similis* el mayor efecto en la disminución lo obtuvo a una CE<sub>50</sub> a las 24 hs de 0,9 mg L<sup>-1</sup>. Cuando ambas especies fueron expuestas al mancozeb, aumentó de manera similar la actividad de la enzima acetilcolinesterasa. A su vez, estos mismos autores indican que, la frecuencia respiratoria, a concentraciones de 0,05; 0,075 y 0,1 mg L<sup>-1</sup> la *D. magna* aumentó su consumo de oxígeno. Sin embargo, para *D. similis* no se encontraron efectos en la frecuencia. Lo que se pudo concluir de este

estudio es que, al exponer ambas especies al mancozeb, presentaron un comportamiento similar, disminuyendo la reproducción y la alimentación, aumentando la actividad de la acetilcolinesterasa, pero mostrando un consumo de oxígeno diferente entre especies.

Los parámetros de ecotoxicología:  $DL_{50}$  en aves,  $DE_{50}$  plantas no objetivo,  $CL_{50}$  en peces y  $CE_{50}$  en algas, están medidos en diferentes organismos dentro de cada grupo, lo que determina que los valores no sean comparables. Al mismo tiempo, los organismos evaluados, no representan a la fauna nativa del Uruguay, por lo tanto, no se conoce con precisión el impacto que esta podría estar presentando a causa de la aplicación de los fitosanitarios. La evaluación realizada a partir de los datos proporcionados por la base de datos Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para los fungicidas azoxistrobina, benomil, benzovindiflupir, bixafen, boscalida, carbendazim, ciproconazol, clorotalonil, difenoconazol, epoxiconazol, flutriafol, fluxapiraxad, hexaconazol, isopirazam, kresoxim- metil, mancozeb, mefentrifluconazol, metconazol, picoxistrobina, pidiflumetofen, piraclostrobina, procloraz, propiconazol, protioconazol, tebuconazol, tiabendazol, tiofanato de metilo y trifloxistrobina considero aspectos teóricos, debido a que no se conoce la dosis, la frecuencia y condiciones de aplicación que pudieran afectar el destino ambiental de los fungicidas.

En resumen, el compartimento acuático fue el que presentó el mayor riesgo potencial en comparación con los restantes compartimentos, ya que es donde hay mayor probabilidad de que se encuentren la mayoría de los fungicidas evaluados en este estudio, siendo estos en su mayoría de toxicidad moderada. Así mismo, los fungicidas que presentaron mayor probabilidad de permanecer en suelo también podrían alcanzar cursos de agua debido a procesos de erosión hídrica, por ejemplo, un suelo en barbecho o con poco rastrojo en superficie, y estos presentaron alta toxicidad para organismos acuáticos.

## 4.2 ESTUDIO DE CASO

### 4.2.1 Caracterización de la exposición de las chacras analizadas.

Las cuatro chacras analizadas presentaron en promedio de cinco aplicaciones de ingredientes activos durante el ciclo de crecimiento de los cereales para las zafra del 2021/22, 2022/23 y 2023/24. En la última zafra, para la chacra 1 no se registraron aplicaciones dado que se encontraba en barbecho químico, mientras que en la chacra 4 se llevaron a cabo tres aplicaciones (Tabla 4). Para la zafra 2021/22, se registraron

aplicaciones en las chacras 1 y 4, ya que ambas se encontraron sembradas con el cultivo de cebada. Mientras que las dos restantes, fueron sembradas con colza.

Respecto a los fungicidas aplicados, para todas las zafras, la mezcla de piraclostrobina, epoxiconazol y fluxapiroxad fue la más utilizada, seguida por la combinación de protioconazol y piraclostrobina (Tabla 4). Durante los años bajo estudio, dichos productos se aplicaron a distintas dosis. Los que presentaron menor número de aplicaciones fueron la mezcla de azoxistrobina y ciproconazol, siendo aplicados únicamente en la zafra 2022/23 y la formulación de kresoxim-metil y epoxiconazol que se utilizó exclusivamente en la zafra 2023/24 (Tabla 8).

**Tabla 8**

*Numero de aplicaciones de fungicida por chacra y cultivos de invierno durante 2021/22-2023/24*

		Chacra 1	Chacra 2	Chacra 3	Chacra 4	Total de aplicaciones/fungicida
Total de cultivos cereales de invierno		2	2	2	3	
Ingredientes activos	azoxistrobina	1	-	1	1	3
	ciproconazol	1	-	1	1	3
	epoxiconazol	2	3	2	4	11
	fluxapiroxad	2	2	2	3	9
	kresoxim- metil	-	1	-	1	2
	piraclostrobina	3	3	3	4	13
	protioconazol	1	1	1	1	4
Total de aplicaciones/chacra		10	10	10	15	-

Los ingredientes activos con mayor frecuencia de aplicación no formaron parte de la misma familia ni poseen el mismo sitio de acción, pero se aplican en mezcla. Si la misma se aplica reiteradamente puede generar resistencia múltiple, es decir el patógeno se vuelve resistente a los distintos modos de acción que presentan los fungicidas (Mondino, 2002) (Tabla 3). A su vez, el protioconazol y ciproconazol comparten sitio de acción con epoxiconazol, al mismo tiempo que, azoxistrobina y kresoxim - metil, comparten con piraclostrobina. Esto representó un riesgo de generar resistencia cruzada y, por lo tanto, afectar la eficacia de control de los distintos patógenos capaces de generar enfermedades foliares, roya y oídio (Pereyra & Germán, 2012; Reis et al., 2010; Reis & Carmona, 2013).



De las cuatro chacras en estudio, las chacras 2 y 4 presentaron distancias mínimas hacia los cursos de agua de 13,98 y 17,3 m respectivamente, siendo inferiores a los 30 m establecidos por la Resolución n° 129/008 (2008) del MGAP respecto a aplicaciones de fitosanitarios. Lo que determinó que estuvieran prohibidas las aplicaciones en forma aérea, no así la terrestre. Las chacras 1 y 3 presentaron distancias mínimas a los cursos de agua superficiales de 44,4 y 31,2 m respectivamente, lo que significó que cumplen con las distancias mínimas requeridas para las pulverizaciones terrestres y aéreas (Figura 6).

Dado que la resolución S/N/004 sobre las distancias mínimas hacia los centros poblados, zonas urbanas y suburbanas solo tiene en cuenta a las aplicaciones aéreas, se utilizó en conjunto con la Resolución n° 188/011 (2011) del MGAP para considerar las aplicaciones terrestres. La primera considera a los centros educativos, las zonas urbanas, suburbanas y centros poblados. La segunda prohíbe las aplicaciones terrestres a una distancia menor a 300 m y las aéreas a menos de 500 m de los centros educativos. Las chacras 1 y 3, presentaron una distancia de 280 y 25,6 m al casco de una estancia respectivamente, determinando distancias menores a las sugeridas, por lo tanto, el riesgo de exposición a fitosanitarios se ve aumentado.

#### 4.2.2 Riesgo asociado al manejo de fungicidas realizado en las chacras 1 y 3

Las chacras 1 y 3 presentaron la particularidad de que se aplicaron las mismas mezclas y dosis similares de los ingredientes activos analizados. La diferencia radicó en que la chacra 1, durante el invierno 2022/23, estaba en barbecho químico de maíz. Lo que podría ser perjudicial en caso de condiciones climáticas desfavorables, como precipitaciones excesivas, podría aumentar la infiltración de agua en el perfil del suelo (Dabalá, 2009), lo que provocaría la lixiviación de los ingredientes activos adheridos a los sedimentos, contaminando las aguas subterráneas. A su vez, presentó una pendiente de 2,9%, que según Sganga y Puentes (1982) se clasificó como ligera. Por otra parte, en la zafra 2021/22 la chacra 3 estaba sembrada con colza, cultivo no relevante para el análisis de esta tesis. Su pendiente fue de 3,7% clasificándose como moderada (Sganga & Puentes, 1982) (Tabla 4).

**Tabla 9**

Unidades toxicológicas en las chacras 1 y 3, en organismos bioindicadores de suelo y aire

Ingrediente activo	UT mamíferos	%	UT lombrices	%	UT abejas	%	UT aves	%	DT <sub>50</sub> suelo (Días)	Log P	N° de aplicaciones totales
<b>Chacra 1</b>											
azoxistrobina	0,016	6	0,283	20	0,400	6	0,0400	6	78	2,5	1
ciproconazol	0,091	34	0,191	13	0,320	5	0,340	50	142	3,09	1
epoxiconazol	0,035	13	0,220	16	1,100	16	0,055	8	353,5	3,3	2
fluxapiraxad	0,055	20	0,110	8	1,100	16	0,055	8	183	3,13	2
piraclostrobina	0,057	21	0,499	35	2,827	41	0,141	20	41,9	3,99	3
protioconazol	0,018	6	0,110	8	1,1000	16	0,055	8	14,1	2	1
<b>Total</b>	<b>0,27</b>	<b>100</b>	<b>1,41</b>	<b>100</b>	<b>6,85</b>	<b>100</b>	<b>0,69</b>	<b>100</b>	-	-	<b>10</b>
<b>Chacra 3</b>											
azoxistrobina	0,016	6	0,283	20	0,400	6	0,0400	6	78	2,5	1
ciproconazol	0,091	33	0,191	13	0,320	4	0,340	49	142	3,09	1
epoxiconazol	0,035	13	0,220	15	1,100	16	0,055	8	353,5	3,3	2
fluxapiraxad	0,055	20	0,110	8	1,100	16	0,055	8	183	3,13	2
piraclostrobina	0,058	21	0,510	36	2,894	41	0,145	21	41,9	3,99	3
protioconazol	0,019	7	0,117	8	1,170	17	0,059	8	14,1	2	1
<b>Total</b>	<b>0,27</b>	<b>100</b>	<b>1,43</b>	<b>100</b>	<b>6,98</b>	<b>100</b>	<b>0,69</b>	<b>100</b>	-	-	<b>10</b>

*Nota.* Escala de toxicidad de cada ingrediente activo para los porcentajes de las UT calculadas en los diferentes organismos evaluados, rojo = mayor contribución a la toxicidad potencial; naranja = contribución intermedia alta a la toxicidad potencial; amarillo = contribución intermedia baja a la toxicidad potencial. Escala de degradación de suelo (DT<sub>50</sub> suelo): >365 = muy persistente (rojo); 100-365 = persistente (naranja); 30-100 = moderadamente persistente (amarillo); <30 = no persistente (verde) según Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

Escala del coeficiente de partición octanol/agua: >3,0 = alto (rojo); 2,7-3,0 = moderado (amarillo); < 2,7 = baja bioacumulación (verde) de acuerdo con Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

En las chacras 1 y 3, el ingrediente activo que generó un mayor riesgo potencial para todos los individuos analizados que presentaron contacto con el compartimento suelo, fue la piraclostrobina. Este ingrediente activo se aplicó en las zafras 2021/22 con un mes de diferencia entre aplicaciones y en la zafra 2022/23 se aplicó una única vez. Según los datos proporcionado por Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024) para piraclostrobina su valor de  $DT_{50}$  la clasifica como moderadamente persistente, al mismo tiempo presenta un valor de  $K_{oc}$  que determina nula movilidad en suelo. Esto, sumado a que fue aplicado tres veces en las tres zafras analizadas, son elementos que indicarían una alta probabilidad de permanencia en el compartimento. En lo que respecta a su valor de Log P es alto, lo que indica que es liposoluble e hidrofóbico, por lo que tendería a atravesar las membranas de los organismos y bioacumularse.

Por otro lado, a pesar de su baja frecuencia de aplicación, la dosis utilizada del ciproconazol fue superior a la recomendada por etiqueta, representando un riesgo potencial significativo para los organismos analizados. Así mismo, se clasifica como persistente según su  $DT_{50}$ , moderadamente móvil de acuerdo a su valor de  $K_{foc}$ , lo que significa que permanecería por largos periodos de tiempo en suelo presentando a su vez capacidad de lixiviarse. En cuanto a su valor de Log P fue alto, lo que indicaría una alta probabilidad de atravesar las membranas de los individuos y bioacumularse.

El epoxiconazol, es el tercer ingrediente activo que contribuyó a un mayor riesgo potencial estimado sobre los organismos estudiados. Su valor de  $DT_{50}$  y  $K_{foc}$  sugieren que presenta persistencia en suelo y ligera movilidad, respectivamente, lo que aumentaría la probabilidad de lixiviación. Asimismo, su frecuencia de aplicación fue de dos veces en las tres zafras analizadas con un intervalo de tiempo entre aplicaciones de un año aproximadamente. A su vez, su alto valor de Log P, sugiere que podría atravesar las membranas plasmáticas de los organismos expuestos y bioacumularse, generando un riesgo potencial para los individuos.

#### 4.2.3 Riesgo asociado al manejo de fungicidas realizado en las chacras 2 y 4

La chacra 2, en la zafra 2021/22 se encontraba sembrada con colza, cultivo no relevante en este análisis, determinando que el número de aplicaciones totales sea menor en comparación con la chacra 4 (Tabla 8). La chacra 2 presentó una pendiente de 2,5%, la cual Sganga y Puentes (1982) consideraron como ligera, lo que sugiere que, en

comparación con las otras chacras en estudio presentó una menor probabilidad de escurrimiento.

Respecto a la chacra número 4, mostró el mayor número de aplicaciones ya que presentó siembra de cereales de invierno en las tres zafra analizadas. En casi todas las aplicaciones realizadas y para todos los productos utilizados, se emplearon las dosis máximas, la excepción fue en la aplicación de la mezcla epoxiconazol, fluxaproxad y piraclostrobina en la zafra 2021/22. (Tabla 4). La chacra presentó una pendiente de 3,3%, la cual se clasificó como ligera (Sganga & Puentes, 1982), esta sugiere que, bajo abundante precipitación, podría generarse escurrimiento un poco mayor que en la chacra 2, lo que favorecería la llegada de ingredientes activos hacia el compartimento acuático.

**Tabla 10**

Unidades toxicológicas en las chacras 2 y 4, en organismos bioindicadores de los compartimentos evaluados.

	Ingrediente activo	UT mamíferos	%	UT lombrices	%	UT abejas	%	UT aves	%	DT <sub>50</sub> suelo Log (días)	N° de aplicaciones totales	UT peces	%	UT invertebrados	%	UT algas	%	DT <sub>50</sub> agua	FBC	
Chacra 2	epoxiconazol	0,070	31	0,445	31	2,225	26	0,111	30	353,5	3,3	3	241	1	71	0	20	4	1000	70
	fluxapiroxad	0,055	25	0,110	8	1,100	13	0,055	15	183	3,13	2	*	*	16	0	157	27	4,4	36
	kresoxim-metil	0,023	10	0,240	17	1,125	13	*	*	16	3,4	1	592	1	604	3	*	*	0,85	220
	piraclostrobina	0,058	26	0,509	36	2,884	34	0,144	39	41,9	3,99	3	48.066	98	18.025	96	342	60	2	706
	protioconazol	0,019	8	0,116	8	1,160	14	0,058	16	14,1	2	1	63	0	89	1	53	9	-	43,9
	Total	<b>0,224</b>	100	<b>1,42</b>	100	<b>8,49</b>	100	<b>0,37</b>	100	-	-	10	<b>48.964</b>	100	<b>18.806</b>	100	<b>573</b>	100	-	-
Chacra 4	azoxistrobina	0,016	4	0,283	13	0,400	3	0,040	4	78	2,5	1	170	0	347	1	222	22	6,1	Bajo riesgo
	ciproconazol	0,091	23	0,191	8	0,320	3	0,340	40	142	3,09	1	1,68	0	1,45	0	*	*	-	28
	epoxiconazol	0,089	22	0,565	25	2,825	25	0,141	16	353,5	3,3	4	307	1	51	0	26	3	1000	70
	fluxapiroxad	0,085	21	0,170	8	1,700	15	0,085	10	183	3,13	3	*	*	101	0	242	24	4,4	36
	kresoxim-metil	0,023	6	0,239	11	1,125	10	*	*	16	3,4	1	592	1	604	2	*	*	0,85	220
	piraclostrobina	0,078	19	0,687	30	3,894	34	0,195	23	41,9	3,99	4	64.900	98	24.337	95	461	46	2	706
protioconazol	0,019	5	0,120	5	1,200	10	0,060	7	14,1	2	1	66	0	92	0	55	5	-	43,9	
Total	<b>0,40</b>	100	<b>2,25</b>	100	<b>11,46</b>	100	<b>0,86</b>	100	-	-	15	<b>66.036</b>	100	<b>25.537</b>	100	<b>1.008</b>	100	-	-	

Nota. Escala de toxicidad de cada ingrediente activo para los porcentajes de las UT calculadas en los diferentes organismos evaluados, rojo = mayor contribución a la toxicidad potencial; naranja = contribución intermedia alta a la toxicidad potencial; amarillo = contribución intermedia baja a la toxicidad potencial.

Escala de degradación de agua (DT<sub>50</sub> agua): >30 = estable (rojo); 14-30 = baja (naranja); 1-14 = moderadamente rápido (amarillo); <1 = rápido (verde) según Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024). Escala del coeficiente de partición octanol/agua: >3,0 = alto (rojo); 2,7-3,0 = moderado (amarillo); < 2,7 = baja bioacumulación (verde) de acuerdo con Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

Escala del factor de bioconcentración: >5000 = alto potencial (rojo); 5000-100 = umbral de preocupación (amarillo); < 100 = bajo potencial (verde) de acuerdo con Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024).

\* Parámetro evaluado en una especie diferente lo que imposibilita su comparación

En la chacra 2 y 4, se consideraron los valores de UT calculados para los organismos terrestres y aquellos que interactúan con el compartimento suelo (Tabla 10). Determinando que, la piraclostrobina fue el ingrediente activo que contribuyó en gran medida a la toxicidad de lombrices y abejas que se encontraban en contacto con el compartimento suelo. Su valor de  $DT_{50}$  en suelo, sugiere que es moderadamente persistente y de acuerdo con el  $K_{oc}$  no presenta movilidad. Para la piraclostrobina, su valor de Log P es alto, lo que determina que podría acumularse en el tejido adiposo de los organismos. Al considerar las propiedades fisicoquímicas y el número de aplicaciones realizadas durante las zafas analizadas, siendo para la chacra 2 de tres veces, mientras que en la chacra 4 cuatro veces (Tabla 8), podría permanecer por lo menos 41,9 días en suelo siendo capaz de generar un ambiente tóxico para los organismos.

En cuanto al epoxiconazol, de acuerdo con los manejos aplicados en estas chacras presentó una alta toxicidad en mamíferos y a su vez fue el segundo ingrediente activo que generó mayor impacto en la toxicidad de los restantes organismos. De acuerdo con su valor de  $DT_{50}$  en suelo, este principio activo se clasifica como persistente, ya que requiere de 353,5 días para que se degrade el 50% de la dosis aplicada, a su vez presenta una ligera movilidad de acuerdo con su valor de  $K_{foc}$ . Esto sugiere que podría acumularse en el suelo por largos periodos de tiempo, sin embargo, existe cierta probabilidad de lixiviación dado que su adsorción a la materia orgánica es parcial. Respecto a su valor de Log P, este ingrediente activo evidenció una alta liposolubilidad lo que determina que podría acumularse en el tejido adiposo. Por lo tanto, al considerar número de aplicaciones, en la chacra 2 fue de tres mientras que para la chacra 4 fue de cuatro veces para el periodo analizado, su vida media, y su adsorción a los coloides del suelo, se concluyó que el epoxiconazol presentaría una elevada permanencia en el compartimento suelo, lo que provocaría una exposición prolongada de los organismos que cohabitan en este medio a su toxicidad.

Por último, fluxapiroxad, presentó un riesgo potencial para los mamíferos en las dos chacras evaluadas. En las zafas estudiadas, este ingrediente activo se aplicó dos veces para la chacra 2 y tres veces para la chacra 4. En el compartimento suelo, se clasifica como persistente dado su valor de  $DT_{50}$  de 183 días y de acuerdo con su valor de  $K_{foc}$  es ligeramente móvil lo que generaría un ambiente de exposición continua a este ingrediente activo, dada su baja posibilidad de lixiviación, y su capacidad de ser retenido a los

coloides del suelo. Al considerar su valor de Log P, este reveló que podría bioacumularse. Su probabilidad de permanencia prolongada en este compartimento podría aumentar la exposición y el riesgo de generar toxicidad en los mamíferos.

Una diferencia con la chacra 2 es que, la chacra 4 cuenta con la aplicación de ciproconazol. Este mostró una alta toxicidad para aves y mamíferos, siendo aplicado únicamente en la zafra 2022/23. Su valor de  $DT_{50}$  de 142 días en suelo sugiere que el compuesto es persistente. En cuanto a su valor de  $K_{foc}$  determina que presenta una moderada movilidad, lo que implica que podría lixiviarse hacia cursos de agua subterráneos bajo condiciones como lluvias intensas, debido a su limitada adsorción a la materia orgánica. En relación al valor de Log P que presenta este ingrediente activo, el mismo exhibe una elevada capacidad de depositarse en los tejidos adiposos de los organismos como consecuencia de su lipofilia (Tabla 5). Además de su prolongada persistencia, que contribuyó a un ambiente tóxico para los organismos del suelo o que presenten interacción con él, se utilizó a una dosis de  $32 \text{ g L}^{-1}$ , excediendo el rango recomendado por etiqueta de  $0,24$  a  $0,28 \text{ g L}^{-1}$  para los cultivos de trigo y cebada. Este uso indebido determinó un incremento en la toxicidad que este compuesto generaría en aves y mamíferos.

En condiciones de suelo desnudo, poco cubierto por rastrojo y ante condiciones climáticas desfavorables, como excesos de precipitaciones, podría ocurrir escurrimiento y lixiviación lo que aumentaría la probabilidad de que los ingredientes activos analizados lleguen a los cuerpos de agua cercanos. La lixiviación está determinada por los valores de  $GUS > 2,8$ , que indican alta lixivabilidad y los que se encuentran en estado de transición ( $2,8-1,8$ ). Esto es particularmente relevante debido a la presencia de cursos de agua próximos y una pendiente ligera en las chacras.

Según los datos brindados por Pesticide Properties Database (Agriculture & Environment Research Unit, 2024), la piraclostrobina se clasifica con degradación moderadamente rápida en agua con una  $DT_{50}$  de 2 días, a su vez presenta una baja capacidad de lixiviarse, disminuyendo de esta forma su probabilidad de encontrarse en el compartimento acuático. En cuanto a la frecuencia y dosis aplicada, fueron suficientes para que dicho ingrediente activo pueda escurrirse hacia los cursos de agua cercanos, afectando a los organismos presentes en él. Además, presenta un FBC que se considera dentro del umbral de preocupación (Tabla 5). Estas características de la piraclostrobina,

sumado a que es el ingrediente activo que generó la mayor cantidad de unidades toxicológicas en todos los organismos evaluados para este compartimento, resultan en un riesgo potencial considerable.

Otro de los ingredientes activos que presentó un riesgo potencial de toxicidad, pero solamente en algas fue fluxapiraxad. El mismo muestra una degradación moderadamente rápida de 4,4 días en el compartimento acuático según su  $DT_{50}$  en agua, mientras que su valor de GUS indica que se encuentra en estado de transición. Por otra parte, su valor de FBC fue bajo, determinando que es poco probable que aparezca en los tejidos de los peces según la concentración existente en el compartimento (Tabla 5). Considerando estos indicadores en conjunto con su frecuencia de aplicación, no es esperable que este ingrediente activo se encuentre en el agua por largos periodos de tiempo, pero existe la posibilidad de que pueda lixiviarse a aguas subterráneas y generar un efecto sobre las algas (Tabla 8).

Respecto a la chacra 4, la aplicación de azoxistrobina podría haber generado toxicidad en algas. Este ingrediente activo presenta un valor de GUS que exhibe alta lixivabilidad permitiendo su llegada hacia los cursos de agua, pero su valor de  $DT_{50}$  de 6,1 días en agua lo clasifica con degradación moderadamente rápida, por lo que menor es el tiempo de exposición para este organismo. En cuanto a su valor de FBC el mismo es bajo, determinando que es poco probable que aparezca en los tejidos de los organismos de acuerdo con la concentración existente en el compartimento. La aplicación de este fungicida, fue en una única ocasión y a una dosis de  $80 \text{ g L}^{-1}$ , encontrándose la misma por fuera del rango establecido por la etiqueta que va de  $60$  a  $70 \text{ g L}^{-1}$ , esto determinó que las algas presenten mayor sensibilidad a esta compuesto respecto a otros ingredientes activos estudiados.

Al realizar un análisis comparativo de las cuatro chacras, la chacra 4 fue la que presentó mayores valores de UT estimados para cada especie, determinando un mayor riesgo potencial para todos los organismos evaluados que habitan en el compartimento terrestre o que se encuentran en contacto con él. Esto se debió a varios factores, uno de ellos es que, para las tres zafra estudiadas, durante el invierno se encontró sembrada con trigo o cebada, lo que estableció un mayor número de aplicaciones respecto a las otras chacras. Además, en todas las pulverizaciones de fungicidas fueron utilizadas las dosis máximas permitidas, con la excepción de la mezcla de los ingredientes activos



epoxiconazol, fluxapiroxad y piraclostrobina en la zafra 2022/23, que se aplicó a razón de 1 L ha<sup>-1</sup> siendo su valor máximo 1,2 L ha<sup>-1</sup>. Otro aspecto que contribuyó a generar un mayor riesgo fue la aplicación de la azoxistrobina y el ciproconazol a una dosis que se encontró fuera del rango establecido por la etiqueta para estos cultivos.

La chacra 2 presentó el segundo mayor riesgo potencial para todos los organismos que habitan o interactúan con el ambiente terrestre. Los factores que podrían explicar dicho efecto, fueron que, con un mes de diferencia entre aplicaciones, el epoxiconazol se utilizó dos veces en distintas mezclas en la zafra 2023/24, respecto a la piraclostrobina ocurrió lo mismo, aunque en la zafra 2022/23. Ambos ingredientes activos se clasifican como persistentes en suelo, lo cual aumento el tiempo de exposición de los organismos presentes en el compartimento terrestres o que interaccionan con él, generando una mayor toxicidad.

Respecto a los valores de UT calculados para el ambiente acuático, se realizaron evaluaciones para las chacras 2 y 4, que contaban con cursos de agua a una distancia inferior a los 30 m. Los ingredientes activos que contribuyeron en mayor medida a la toxicidad en el compartimento acuático fueron la azoxistrobina, el fluxapiroxad y la piraclostrobina, presentando una DT<sub>50</sub> en agua que sugirió una degradación moderadamente rápida. Con relación al destino ambiental que presentaron estos compuestos, la azoxistrobina y el fluxapiroxad mostraron una alta probabilidad de encontrarse en el ambiente acuático. La azoxistrobina presenta una ligera movilidad según su valor de K<sub>oc</sub> y alta lixiviabilidad de acuerdo con su valor de GUS. En cuanto al fluxapiroxad, su valor de GUS determina que se encuentra en estado de transición, lo que sugiere que su capacidad de lixiviarse es incompleta o contradictoria (Gustafson, 1989).

El ingrediente activo que generó la mayor toxicidad potencial para la mayoría de los organismos en evaluación es la piraclostrobina. Este compuesto se aplicó con mayor frecuencia en comparación con los demás ingredientes activos, utilizándose en tres ocasiones en las chacras 1, 2, 3 y en cuatro ocasiones en la chacra 4. No sería esperable encontrar a este ingrediente activo en el agua, ya que, de acuerdo con sus propiedades fisicoquímicas, presenta una degradación moderadamente rápida en este medio. Sin embargo, aplicaciones que no respeten las distancias mínimas hacia los cursos de agua, suelo desnudo, con poco rastrojo y/o la topografía de la chacra podrían favorecer su llegada a este compartimento. En cambio, en el compartimento suelo su probabilidad de

presencia es mayor, debido a su persistencia moderada, su valor de  $K_{oc}$  el cual indica que podría adsorberse a la materia orgánica del suelo, y a su baja capacidad de lixiviación, determinada por el índice de GUS.

La presencia de recortes de chacra o bajos cubiertos por vegetación en las chacras 2 y 4, permitió reducir la llegada de los ingredientes activos hacia los cursos de agua. Un trabajo proporcionado por Patty et al. (1997) determinó que la presencia de una superficie cubierta por una masa vegetal densa y de un ancho considerable, pudo reducir el escurrimiento y protegió de la deriva durante la aplicación, disminuyendo así la contaminación de las aguas superficiales (Chen et al., 2016). Esta estrategia permitió reducir la infiltración del agua contaminada con pesticidas y la deposición de partículas de suelo con presencia de pesticidas en cursos de agua (Destandau et al., 2013; Rasmussen et al., 2011; Reichenberger et al., 2007; Zubrod et al., 2019).

Este estudio realizado en las chacras sugiere que la distancia mínima a los cursos de agua debería contemplar las propiedades fisicoquímicas de los ingredientes activos aplicados, la cobertura del suelo y la topografía del lugar. Zonas con pendientes moderadas a altas presentan mayor riesgo de erosión y escurrimiento, aumentando así la probabilidad de que estos compuestos alcancen los cuerpos de agua.

La ecotoxicidad estudiada en esta tesis se refiere solo al uso de fungicidas en cereales de invierno. Sin embargo, en la práctica agrícola durante el ciclo de crecimiento de otros cultivos, también se realizan aplicaciones de herbicidas, fungicidas e insecticidas. La presencia de diferentes fitosanitarios en el suelo puede generar un efecto sinérgico que intensifica la toxicidad de alguno de los compuestos, incrementando así el riesgo para los organismos que se encuentran en el mismo (Yang et al., 2017).

Además de los efectos sinérgicos, la aplicación de fungicidas puede alterar la actividad microbiana del suelo, lo que afecta la degradación de otros pesticidas como los herbicidas, generando que su persistencia en el ambiente se vea aumentada o disminuida. A su vez, influye en la disminución de los hongos micorrízicos que se encuentran adheridos a las raíces de las plantas, lo que puede afectar su capacidad de absorción de nutrientes, entre otros efectos (Aktar et al., 2009; White et al., 2010; Wijntjes et al., 2022). Esto determina la importancia de conocer los fitosanitarios aplicados, cómo y cuándo se utilizan, para poder evaluar el riesgo ecotoxicológico en los ecosistemas en estudio.

Es importante considerar el momento de aplicación de estos ingredientes activos para minimizar el impacto sobre los organismos. En los peces, la mayor sensibilidad a los pesticidas se observó en los estadios de embriones y larvas (Hutchinson et al., 1998; Weis & Weis, 1987). Para estos organismos, en nuestro país, los meses de primavera y verano determinan un mayor riesgo de exposición ya que es cuando ocurre la reproducción de estos (Loureiro et al., 2023). Para los organismos que habitan o interactúan con el compartimento suelo, las abejas mostraron el mayor riesgo potencial. En el caso de este organismo, es importante considerar las aplicaciones durante el periodo de floración de los cultivos, ya que es el momento donde ocurre la mayor probabilidad de contacto con los pesticidas (Kumar et al., 2020).

Algunas herramientas como respetar la distancia mínima de aplicación, mantener el suelo con cobertura para controlar la escorrentía provocada por las lluvias que arrastran consigo partículas de fungicidas adheridas al suelo y la presencia de zonas buffer próximas a los cursos de agua, permitieron mitigar la llegada de estos ingredientes activos al ambiente acuático, conservando las aguas pluviales y al mismo tiempo recuperando la estructura de los suelos (Chen et al., 2016; Destandau et al., 2013; Rasmussen et al., 2011; Reichenberger et al., 2007; Zubrod et al., 2019).

En Uruguay, se propuso el Decreto Ley n° 15.239 (1982), el cual, a través de planes de uso y manejos de suelo, buscó prevenir y evitar la erosión y así como también la degradación de los suelos. Gracias a este decreto, se logró reducir la pérdida de partículas de suelo generados por procesos como a la erosión, así como también el arrastre de estas partículas de pesticidas de un ambiente a otro, contribuyendo así a reducir la contaminación hacia las zonas no tratadas.

La implementación de manejos que incluyan la cuantificación de las enfermedades mediante monitoreos frecuentes y exhaustivos, teniendo en cuenta los NC de las enfermedades que lo presentan, el comportamiento sanitario de las diferentes variedades de los cultivos, las condiciones climáticas predisponentes para las enfermedades, la historia sanitaria previa de la chacra, la topografía de la misma, así como respetar el uso sugerido en la etiqueta, son aspectos fundamentales que permiten minimizar el número de aplicaciones. Además, conocer las propiedades fisicoquímicas y toxicológicas de los ingredientes activos, permitiría la elección del ingrediente activo que

mejor se adapte a cada situación específica es una herramienta clave para reducir el impacto ambiental (Bartlett et al., 2002).

## 5 CONCLUSIONES

Este trabajo permitió caracterizar el peligro y determinar el destino ambiental más probable de los fungicidas utilizados en el control de enfermedades en cereales de invierno en el país. El riesgo del uso no se pudo estimar debido a que no se contó con datos de uso a nivel de campo para profundizar en la caracterización de la exposición. Los principales destinos ambientales fueron los compartimentos acuáticos y terrestres presentando toxicidades de moderadas a altas para los organismos que cohabitan allí. Al considerar las propiedades fisicoquímicas  $DT_{50}$  en suelo,  $K_{oc}/K_{foc}$  y GUS, se determinó que, de todos los ingredientes activos con acción fúngica utilizados en el país para los cultivos de trigo y cebada, un 14% presenta alta probabilidad de persistencia en suelo. Para aquellos que tienen alta probabilidad de llegar y persistir en cuerpos de agua, se evaluaron el  $K_{oc}/K_{foc}$ , GUS, solubilidad en agua y  $DT_{50}$  en agua, concluyéndose que el 14% de estos compuestos son capaces de permanecer en dicho compartimento. El 39% de los compuestos evaluados, mostró capacidad para permanecer tanto en el compartimento suelo como en el acuático. El restante 32% presenta probabilidad de degradarse en cualquiera de los dos compartimentos.

En lo que respecta al estudio de las chacras, se caracterizó el riesgo ambiental asociado al uso de fungicidas foliares para el control de enfermedades en cereales de invierno para tres zafras. Se logró identificar situaciones de mayor riesgo para organismos terrestres y acuáticos a partir de datos de aplicaciones de fungicidas. Los resultados obtenidos en este estudio resaltan la necesidad de aumentar los esfuerzos en Uruguay para caracterizar la exposición mediante datos de uso nacionales. Pudiendo analizar el peligro con estudios que consideren la fauna nativa y las dosis recomendadas por las etiquetas de los fungicidas. Esto permitiría una mejor estimación del riesgo asociado a su uso y adoptar prácticas sustentables y/o establecer medidas de mitigación del mismo.

6 BIBLIOGRAFIA

- Adams, S. M., Giesy, J. P., Tremblay, L. A., & Eason, C. T. (2001). The use of biomarkers in ecological risk assessment: Recommendations from the Christchurch conference on Biomarkers in Ecotoxicology. *Biomarkers*, 6(1), 1-6. <https://doi.org/10.1080/135475001452724>
- Agriculture & Environment Research Unit. (2024). *Pesticide properties database*. University of Hertfordshire. [https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz\\_fung.htm](https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz_fung.htm)
- Agrios, G. N. (2007). *Fitopatología* (2<sup>a</sup> ed.). Limusa.
- Akay Demir, E. C., Dilek, F. B., & Yetis, U. (2019). A new screening index for pesticides leachability to groundwater. *Journal of Environmental Management*, 231(1), 1193-1202. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.007>
- Aktar, W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. (2009). Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology*, 2(1), 1-12. <https://sciencedirect.com/downloadpdf/journals/intox/2/1/article-p1.pdf>
- Al-Wabel, M., El-Saeid, M. H., El-Naggar, A. H., Al-Romian, F. A., Osman, K., Elnazi, K., & Sallam, A. S. (2016). Spatial distribution of pesticide residues in the groundwater of a condensed agricultural area. *Arabian Journal of Geosciences*, 9, Artículo e120. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2122-y>
- Andreu-Sánchez, O., Paraíba, L. C., Jonsson, C. M., & Carrasco, J. M. (2011). Acute toxicity and bioconcentration of fungicide tebuconazole in zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology*, 27(2), 109-116. <https://doi.org/10.1002/tox.20618>
- Aparicio, V., De Geronimo, E., Hernández Guijarro, K., Pérez, D., Portocarrero, R., & Vidal, C. (Comps.). (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. INTA. [https://www.researchgate.net/publication/292985188\\_Los\\_plaguicidas\\_agregados\\_al\\_suelo\\_y\\_su\\_destino\\_en\\_el\\_ambiente](https://www.researchgate.net/publication/292985188_Los_plaguicidas_agregados_al_suelo_y_su_destino_en_el_ambiente)

- Araujo, G. S., Pinheiro, C., Pestana, J. L. T., Soares, A. M. V. M., Abessa, D. M. S., & Loureiro, S. (2019). Toxicity of lead and mancozeb differs in two monophyletic *Daphnia* species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *178*, 230-238. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.095>
- Aydinalp, C., & Porca, M. M. (2004). The effects of pesticides in water resources. *Journal Central European Agriculture*, *5*(1), 5-12. [https://www.researchgate.net/publication/284987291\\_The\\_effects\\_of\\_pesticides\\_in\\_water\\_resources](https://www.researchgate.net/publication/284987291_The_effects_of_pesticides_in_water_resources)
- Bacon, C. E., Jarman, W. M., & Costa, D. P. (1992). Organochlorine and polychlorinated biphenyl levels in pinniped milk from the Arctic, the Antarctic, California and Australia. *Chemosphere*, *24*(6), 779-791. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90538-3](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90538-3)
- Baird, D. J., Maltby, L., Greig-Smith, P. W., & Douben, P. E. T. (Eds.). (1996). *Ecotoxicology: Ecological dimension*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-1541-1>
- Bartlett, D. W., Clough, J. M., Godwin, J. R., Hall, A. A., Hamer, M., & Parr-Dobrzanski, B. (2002). The strobilurin fungicides. *Pest Management Science*, *58*(7), 649-662.
- Barzman, M., Bärberi, P., Birch, A. N. E., Boonekamp, P., Dachbrodt-Saaydeh, S., Graf, B., Hommel, B., Jensen, J. E., Kiss, J., Kudsk, P., Lamichhane, J. R., Messéan, A., Moonen, A. C., Ratnadass, A., Ricci, P., Sarah, J. L., & Sattin, M. (2015). Eight principles of integrated pest management. *Agronomy for Sustainable Development*, *35*(4), 1199-1215. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0327-9>
- Bian, C., Gao, M., Liu, L., Zhou, W., Li, Y., Wan, C., & Li., B. (2021). Determination of Pidiflumetofen residues in rice and its environment by an optimized QuEChERS method coupled with HPLC-MS. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *107*(2), 239-247.
- Borrás, E., Tortajada-Genaro, L. A., Ródenas, M., Vera, T., Coscollá, C., Yusá, V., & Muñoz, A. (2014). Gas-phase and particulate products form the atmospheric

degradation of the organophosphorus insecticide chlorpyrifos-methyl. *Chemosphere*, 138, 888-894.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.067>

Brenet, A., Hassan-Abdi, R., & Soussi-Yanicostas, N. (2021). Bixafen, a succinate dehydrogenase inhibitor fungicide, causes microcephaly and motor neuron axon defects during development. *Chemosphere*, 265, Artículo e128781.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128781>

Burger, M., & Mondino, P. (2012). Impacto ambiental de los plaguicidas en Uruguay.

En M. Burger & D. Pose Román (Eds.), *Plaguicidas salud y ambiente: Experiencia en Uruguay* (pp. 205-210). Universidad de la República.

Calamari, D., & Barg, U. (1993). Hazard assessment of agricultural chemicals by simple simulation models. En Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), *Prevention water pollution by agriculture and related activities* (pp. 207-222).

Calamari, D., & Zhang, L. (2002). Environmental risk assessment of pesticides on aquatic life in Xiamen, China. *Toxicology Letters*, 128(1-3), 45-53.

[https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(01\)00532-X](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(01)00532-X)

Carrquiriborde, P. (Coord.). (2021). *Principios de ecotoxicología*. Universidad Nacional de la Plata. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/118183>

Cessna, A. J., Wolf, T. M., Stephenson, G. R., & Brown, R. B. (2005). Pesticide movement to field margins: Routes, impacts and mitigation. En A. G. Thomas (Ed.), *Field boundary habitats: Implications for weed, insect and disease management* (pp. 69-112). Canadian Weed Science Society; Société Canadienne de Malherbologie. [https://www.weedscience.ca/wp-content/uploads/2021/04/Boundary\\_livre\\_with\\_cover.pdf#page=80](https://www.weedscience.ca/wp-content/uploads/2021/04/Boundary_livre_with_cover.pdf#page=80)

Chen, H., Grieneisen, M. L., & Zhang, M. (2016). Predicting pesticide removal efficacy of vegetated filter strips: A meta-regression analysis. *Science of the Total Environment*, 548-549, 122-130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.041>



- Chiou, C. T. (1989). Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter. En B. J. Sawhney & K. Brown (Eds.), *Reactions and movement of organic chemicals in soils* (pp. 1-29). Soil Science Society of America.
- Comisión Administrativa del Río Uruguay. (2019). *Calidad de aguas del Rio Uruguay*. <https://caru.org.uy/nuevositio/wp-content/uploads/2023/12/Calidad-de-aguas-del-rio-Uruguay-2019-r.pdf>
- Comisión Europea. (2019, 11 de diciembre). *Comunicado de la Comisión: El Pacto Verde Europeo*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52019DC0640>
- Comisión Europea. (2021, 12 de mayo). *Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones: La senda hacia un planeta sano para todos*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52021DC0400>
- Committee for Risk Assessment. (2014). *Opinion proposing harmonised classification and labelling at Eu level of Benzovindiflupir (ISO): N-[9-(dichloromethylene)-1,2,3,4-tetrahydro-1,4-methanonaphthalen-5-yl]-3-(difluoromethyl)-1-methyl-1H-pyrazole-4 carboxamide*. European Chemical Agency. <https://echa.europa.eu/documents/10162/ed687a50-b257-a69f-db4c-1ec79a2e8873>
- Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance metconazole. (2006). *EFSA Scientific Report*, 64, 1-71. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2006.64r>
- Consejo de la Unión Europea. (2024, 17 de junio). *Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la vigilancia y la resiliencia del suelo (Ley de vigilancia del suelo)*. <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-11299-2024-INIT/es/pdf>
- Conti, M. E., & Cecchetti, G. (2001). Biological monitoring: Lichens as bioindicators of air pollution assessment. *Environmental Pollution*, 114(3), 471-492. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00224-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00224-4)

- Correa, A. (2011). *Manual de registro de plaguicidas en Centroamérica*. FAO. <https://www.fao.org/3/as399s/as399s.pdf>
- Correa, A. (2019). *Producto 3: Inclusión en el registro de productos fitosanitarios de Uruguay de la Evaluación del Riesgo Ambiental (ERA)*. MSP; MGAP; MVOTMA; FAO; GEF. [https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/GCP-URU-031-GFF\\_-Producto3\\_Evaluacion\\_Riego\\_Ambiental.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/GCP-URU-031-GFF_-Producto3_Evaluacion_Riego_Ambiental.pdf)
- Dabalá, L. (2009). *Guía de siembra directa*. MGAP. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/guia\\_de\\_siembra\\_directa.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/guia_de_siembra_directa.pdf)
- Danihlík, J., Aronstein, K., & Petřivalský, M. (2015). Antimicrobial peptides: A key component of honey bee innate immunity. *Journal of Apicultural Research*, 54(2), 123-136. <https://doi.org/10.1080/00218839.2015.1109919>
- De Andrade, P. P., Parrott, W., & Roca, M. M. (Eds.). (2012). *Guía para la evaluación de riesgo ambiental de organismos genéticamente modificados*. International Life Sciences Institute. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/938250/1/guia.pdf>
- De Gerónimo, E., Aparicio, V. C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S., & Costa, J. L. (2014). Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*, 107, 423-431. <https://doi-org.proxy.timbo.org.uy/10.1016/j.chemosphere.2014.01.039>
- De Oliveira, F. G., & Baldan, L. T. (2022). *Fundamentos de ecotoxicologia: Princípios e aplicações*. Universidade Federal do Paraná. <https://palotina.ufpr.br/wp-content/uploads/2022/10/Ecotoxicologia-Oliveira-e-Baldan.pdf>
- Del Cerro Martín, G., Diamantopoulos Fernández, J., & Morell Rodríguez, I. (2012). *Introducción al conocimiento y prevención de los Contaminantes Orgánicos Persistentes*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. [https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/COPs\\_tcm30-185064.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/mitesco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/COPs_tcm30-185064.pdf)

- Del Puerto Rodríguez, A., Suárez Tampayo, S., & Palacio Estrada, D. E. (2014). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 53(3), 372-387.  
[http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1561-30032014000300010&lng=en&tlng=en](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032014000300010&lng=en&tlng=en)
- Decreto n° 253/979: *Aprobación de normativa para prevenir la contaminación ambiental, a través del control de las aguas*. (1979). IMPO.  
<https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>
- Decreto Ley n° 15.239: *Declaración de interés nacional: Uso y conservación de los suelos y de las aguas superficiales destinados a fines agropecuarios*. (1982). IMPO. <https://www.impo.com.uy/bases/decretos-ley/15239-1981>
- Destandau, F., Imfeld, G., & Rozan, A. (2013). Regulation of diffuse pesticide pollution: Combining point source reduction and mitigation in stormwater wetland (Rouffach, France). *Ecological Engineering*, 60, 299-308.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.030>
- Díaz, R. Y., Niell, S., Cesio, M. V., & Heinzen, H. (2021). Floral food resources for *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) in a mountain forest area in Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 25(2), Artículo e426.  
<https://doi.org/10.31285/AGRO.25.426>
- Díaz de Ackermann, M. (2011). Septoriosis de la hoja del trigo. En S. Pereyra, M. Díaz de Ackermann, S. Germán, & K. Cabrera (Eds.), *Manejo de enfermedades en trigo y cebada* (pp. 75-94). INIA.  
<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/18429160911193955.pdf>
- Díaz de Ackermann, M., & Pereyra, S. (2011). Fusariosis de la espiga de trigo y cebada. En S. Pereyra, M. Diaz de Ackermann, S. Germán, & K. Cabrera (Eds.), *Manejo de enfermedades en trigo y cebada* (pp. 111-128). INIA.  
<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/18429160911193955.pdf>

Dirección General de Protección Civil y Emergencias. (2014). *Guía para la realización del análisis del riesgo medioambiental [en el ámbito del Real Decreto 1254/1999 (Saverso II)]*. Ministerio del Interior.

[https://www.interior.gob.es/opencms/pdf/archivos-y-documentacion/documentacion-y-publicaciones/publicaciones-descargables/proteccion-civil/Guia\\_para\\_la\\_realizacion\\_del\\_analisis\\_del\\_riesgo\\_mediambiental\\_Seveso-II\\_126141291.pdf](https://www.interior.gob.es/opencms/pdf/archivos-y-documentacion/documentacion-y-publicaciones/publicaciones-descargables/proteccion-civil/Guia_para_la_realizacion_del_analisis_del_riesgo_mediambiental_Seveso-II_126141291.pdf)

Dirección General de Servicios Agrícolas. (s.f.). *Consulta de productos fitosanitarios*. MGAP. <https://www.mgap.gub.uy/profit/cultivosweb.aspx>

Dirección General de Servicios Agrícolas. (2014). *Importación de productos fitosanitarios 2014*. MGAP. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2022-06/importaciones\\_fitosanitarios\\_2014.ods](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2022-06/importaciones_fitosanitarios_2014.ods)

Dirección General de Servicios Agrícolas. (2015). [Importaciones 2015]. MGAP. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/fitosanitarios\\_importaciones\\_2015.ods](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/fitosanitarios_importaciones_2015.ods)

Dirección General de Servicios Agrícolas. (2016). [Importaciones 2016]. MGAP. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones\\_fitosanitarios\\_2016.ods](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones_fitosanitarios_2016.ods)

Dirección General de Servicios Agrícolas. (2017). [Importaciones 2017]. MGAP. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones\\_fitosanitarios\\_2017.ods](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones_fitosanitarios_2017.ods)

Dirección General de Servicios Agrícolas. (2018). [Importaciones 2018]. MGAP. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones\\_fitosanitarios\\_2018.ods](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones_fitosanitarios_2018.ods)

- Dirección General de Servicios Agrícolas. (2019). [Importaciones 2019]. MGAP.  
[https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones\\_fitosanitarios%202019.ods](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-06/importaciones_fitosanitarios%202019.ods)
- Dirección General de Servicios Agrícolas. (2020). [Importaciones 2020]. MGAP.  
<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2021-07/IMPORTACIONES.ods>
- Dirección General de Servicios Agrícolas. (2021). [Importaciones 2021]. MGAP.  
<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2021-07/IMPORTACIONES.ods>
- Dirección General de Servicios Agrícolas. (2022). [Importaciones 2022]. MGAP.  
<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2023-05/Importaciones%20y%20formulaci%C3%B3n%20nacional%20de%20PF%202022.xlsx>
- Directiva n° 2000/60/CE: Del Parlamento Europeo y del consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. (2000, 23 de octubre). *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, L327, 1-72. [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0008.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0008.02/DOC_1&format=PDF)
- Directiva n° 2006/118/CE: Del Parlamento Europeo y del consejo de 12 de diciembre de 2006 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. (2006, 27 de diciembre). *Diario Oficial de la Unión Europea*, L387, 19-31. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006L0118>
- Durjava, M. K., Kolar, B., Arnus, L., Papa, E., Kovarich, S., Sahlin, U., & Peijnenburg, W. (2013). Experimental assessment of the environmental fate and effects of triazoles and benzotriazole. *Alternatives to Laboratory Animals*, 41(1), 65-75. <https://doi.org/10.1177/026119291304100108>

- Edwards, P. G., Murphy, T. M., & Lydy, M. J. (2016). Fate and transport of agriculturally applied fungicidal compounds, azoxystrobin and propiconazole. *Chemosphere*, *146*, 450-457.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.116>
- European Food Safety Authority. (2012). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance bixafen. *EFSA Journal*, *10*(11), Artículo e2917. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2917>
- European Food Safety Authority. (2015). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Benzovindiflupyr. *EFSA Journal*, *13*(3), Artículo e4043. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4043>
- European Food Safety Authority. (2017). Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance propiconazole. *EFSA Journal*, *15*(7), Artículo e04887. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2017.4887>
- Fernández-Vizcaíno, E., Ortiz-Santaliestra, M. E., Fernández-Tizón, M., Mateo, R., Camarero, P. R., & Mougeot, F. (2022). Bird exposure to fungicides through the consumption of treated seeds: A study of wild red-legged partridges in central Spain. *Environmental Pollution*, *292*, Artículo e1118335. <https://doi-org.proxy.timbo.org.uy/10.1016/j.envpol.2021.118335>
- Ferriol, M., Muñoz, S., Merle, H., Garmendia, A., & López, C. (2014). Papel de los árboles ornamentales como bioindicadores de la contaminación atmosférica urbana. En D. R. Ferrerfabrega (Ed.), *VI Jornadas Ibéricas de Horticultura Ornamental: Las Buenas Prácticas en la Horticultura Ornamental* (pp. 292-298). Sociedad Española de Ciencias Hortícolas; Associação Portuguesa de Horticultura.  
<https://www.sech.info/ACTAS/Acta%20n%C2%BA%2068.%20VI%20Jornadas%20Ib%C3%A9ricas%20de%20Horticultura%20Ornamental/Actas%20de%20Horticultura%20n%2068.pdf>
- Fleitas, M. C., Gerard, G. S., & Simón, M. R. (2015). Eficacia residual de fungicidas sobre la roya de la hoja del trigo y su efecto sobre componentes del rendimiento y porcentaje de proteínas en grano. *FAVE: Sección Ciencias Agrarias*, *14*(2),

1-16. [http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/98797/Eficacia\\_residual\\_de\\_fungicidas\\_sobre\\_la\\_roya\\_de\\_la\\_hoja\\_del\\_trigo\\_y\\_su\\_efecto\\_sobre\\_componentes\\_del\\_rendimiento\\_y\\_porcentaje\\_de\\_prote%C3%ADnas\\_en\\_grano.1a0fc4bf-77d2-4ea7-a45a-b5a4ab52e483\\_A.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/98797/Eficacia_residual_de_fungicidas_sobre_la_roya_de_la_hoja_del_trigo_y_su_efecto_sobre_componentes_del_rendimiento_y_porcentaje_de_prote%C3%ADnas_en_grano.1a0fc4bf-77d2-4ea7-a45a-b5a4ab52e483_A.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (s.f.). *Límites máximos de residuos*. <https://www.fao.org/pesticide-registration-toolkit/information-sources/maximum-residue-limits/es/#Global%20MRL%20database>

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *Pesticide use, pesticide trade and pesticide indicators: Global, regional and country trend, 1990-2020*. <https://www.fao.org/3/cc0918en/cc0918en.pdf>

Francelino, J. W. C., De Azevedo, F. R., De Oliveira, A. H. B., Menezes, J. M. C., & De Paula Filho, F. J. (2022). Water vulnerability to pesticide contamination in a Brazilian semiarid watershed. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 19(3), 804-816. <https://doi.org/10.1002/ieam.4703>

Fungicide Resistance Action Committee. (2024). *FRAC Code List 2024: Fungal control agents sorted by cross-resistance pattern and mode of action (including coding for FRAC Grupos on product labels)*. <https://www.frac.info/docs/default-source/publications/frac-code-list/frac-code-list-2024.pdf>

Gavrilescu, M. (2005). Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Sciences*, 5(6), 497-526. <https://doi.org/10.1002/elsc.200520098>

Gerstl, Z., & Yaron, B. (1983). Behavior of bromacil and napropamide in soils: I. Adsorption and degradation. *Soil Science Society of America Journal*, 47(3), 474-478.

Gevao, B., & Jones, K. (2002). Pesticides and persistent organic pollution. En P. M. Haygarth & S. C. Jarvis (Eds.), *Agriculture, hydrology and water quality* (pp. 83-100). CABI. [https://www.researchgate.net/profile/Peter-Troch-2/publication/40190769\\_Modelling\\_hydrological\\_mobilization\\_of\\_nutrient\\_pollutants\\_at\\_the\\_catchment\\_scale/links/0f31753c54deacd668000000/Modelling-hydrological-mobilization-of-nutrient-pollutants-at-the-catchment-scale.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Peter-Troch-2/publication/40190769_Modelling_hydrological_mobilization_of_nutrient_pollutants_at_the_catchment_scale/links/0f31753c54deacd668000000/Modelling-hydrological-mobilization-of-nutrient-pollutants-at-the-catchment-scale.pdf)

- Gironés, L. (2023). *Contaminantes orgánicos persistentes (plaguicidas organoclorados, bifenilos policlorados y polibromodifenil éteres) en la región marino-costera del sudoeste bonaerense: Exportación, impacto y evolución asociada a los diferentes usos del suelo*. [Disertación doctoral, Universidad Nacional del Sur]. RED-UNS.  
[https://repositoriodigital.uns.edu.ar/bitstream/handle/123456789/6623/GIRONE%20L.\\_TESIS.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositoriodigital.uns.edu.ar/bitstream/handle/123456789/6623/GIRONE%20L._TESIS.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Gomes, I. N., Gontijo, L. M., Lima, M. A. P., Zanuncio Jr, J. S., & Resende, H. C. (2023). The survival and flight capacity of commercial honeybees and endangered stingless bees are impaired by common agrochemicals. *Ecotoxicology*, 32(7), 937-947. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02699-8>
- Gómez, S., Vergara, M., Rivadeneira, B., Rodríguez, J., & Carpio, A. (2024). Use of lichens as bioindicators of contamination by agrochemicals and metals. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 49214-49226.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-024-34450-z>
- Gong, Y., & Diao, Q. (2017). Current knowledge of detoxification mechanisms of xenobiotic in honey bees. *Ecotoxicology*, 26(1), 1-12.  
<https://doi.org/10.1007/s10646-016-1742-7>
- Google. (2024). Google Earth Pro (Versión 7.3.6.9796) [Software].  
<https://www.google.com/intl/es/earth/about/versions/>
- Gustafson, D. I. (1989). Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8(4), 339-357.  
<https://doi.org/10.1002/etc.5620080411>
- Hamaker, J. W., & Thompson, J. M. (1972). Adsorption. En C. A. I. Goring & J. W. Hamaker (Eds.), *Organic chemicals in the soil environment* (pp. 49-113). Marcel Dekker.
- Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton, G. A., & Cairns, J. (2003). Introduction. En D. J. Hoffman, B. A. Ratter, G. A. Burton, & J. Cairns (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology* (2<sup>nd</sup> ed., pp. 1-16). Lewis Publishers.  
<https://books.google.com.uy/books?id=6U3MBQAAQBAJ&lpg=PP1&ots=IXs>



[WezPq7Z&dq=Handbook%20of%20Ecotoxicology%20Lewis%20Publ&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q=Handbook%20of%20Ecotoxicology%20Lewis%20Publ&f=false](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)10025-X)

- Hutchinson, T. H., Solbe, J., & Kloepper-Sams, P. J. (1998). Analysis of the ecotoxic aquatic toxicity (EAT) database III- Comparative toxicity of chemical substances to different life stages of aquatic organisms. *Chemosphere*, 36(1), 129-142. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)10025-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)10025-X)
- Isman, M. B. (2006). Botanical insecticides, deterrents, and repellents in modern agriculture and an increasingly regulated world. *Annual Review of Entomology*, 51, 45-66. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151146>
- Jecke, F., Mousegne, F., Gaynor, S., Cabral, V., & Echamendi, C. (2020). *Alternativas de control químico para la Mancha Amarilla del Trigo*. INTA. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/7155>
- Jorge-Escudero, G., Pérez Polanco, M., Lagerlöf, J. E., Pérez, C. A., & Míguez, D. (2022). Commercial fungicide toxic effects on terrestrial non-target species might be underestimated when based solely on active ingredient toxicity and standard earthworm tests. *Toxics*, 10(9), Artículo e488. <https://doi.org/10.3390/toxics10090488>
- Kajiwara, N., Matsuoka, S., Iwata, H., Tanabe, S., Rosas, F. C. W., Fillmann, G., & Readman, J. W. (2004). Contamination by persistent organochlorines in cetaceans incidentally caught along Brazilian coastal waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 124-134. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2239-y>
- Karlsson Green, K., Sternberg J. A., & Lankinen, Å. (2020). Making sense of Integrated Pest Management (IPM) in the light of evolution. *Evolutionary Applications*, 13(8), 1791-1805. <https://doi.org/10.1111/eva.13067>
- Keulemans, W., Byleman, D., & De Coninck, B. (2019). *Farming without protection products: Can we grow without using herbicides, fungicides and insecticides?* European Union.

[https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2019/634416/EPRS\\_IDA\(2019\)634416\\_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/IDAN/2019/634416/EPRS_IDA(2019)634416_EN.pdf)

- Khan, S. U. (1978). The interaction of organic matter with pesticides. En M. Schnitzer & S. U. Khan (Eds.), *Soil organic matter* (pp. 137-171). Elsevier.
- Kleivane, L., Severinsen, T., Lydersen, C., Berg, V., & Skaare, J. U. (2004). Total blubber burden of organochlorine pollutants in phocid seals: Methods and suggested standardization. *Science of the Total Environment*, 320(2-3), 109-119. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.07.002>
- Kumar, G., Singh, S., & Kodigenhalli Nagarajaiah, R. P. (2020). Detailed review on pesticides toxicity to honey bees and its management. En R. E. Rebolledo Ranz (Ed.), *Modern beekeeping: Bases for sustainable production* (pp. 13-33). IntechOpen. <https://books.google.com.uy/books?id=VEv9DwAAQBAJ&lpg=PA13&dq=toxicity%20of%20mancozeb%20to%20bees&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q&f=false>
- Lefrancq, M., Jadas-Hécart, A., La Jeunesse, I., Landry, D., & Payraudeau, S. (2017). High frequency monitoring of pesticides in runoff water to improve understanding of their transport and environmental impacts. *Science of the Total Environment*, 587-588, 75-86. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.022>
- Leoni, C. (2023). Transitando hacia la protección agroecológica de los cultivos. En G. P. García-Inza, J. M. Paruelo, & R. Zoppolo (Eds.), *Aportes científicos y tecnológicos del INIA a las trayectorias agroecológicas* (pp. 35-39). CICCUS. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/17097/1/Leoni-C.-Introduccion-Transitando-hacia-la-proteccion-agroecologica-de-los-cultivos.pdf>
- Ley n° 91/414/EEC: *Council directive of 15 July 1991, concerning the placing of plant protection products on the market.* (2007). Unión Europea. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1991L0414:20070201:EN:PDF>
- Li, H., Cao, F., Zhao, F., Yang, Y., Teng, M., Wang, C., & Qiu, L. (2018). Developmental toxicity, oxidative stress and immunotoxicity induced by three strobilurins (pyraclostrobin, trifloxystrobin and picoxystrobin) in zebrafish

embryos. *Chemosphere*, 207, 781-790.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.146>

López-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M. E., Mougeot, F., Camarero, P. R., & Mateo, R. (2021). Birds feeding on tebuconazole treated seeds have reduced breeding output. *Environmental Pollution*, 271, Artículo e116292.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116292>

Loureiro, M., González-Bergonzoni, I., & Teixeira de Mello, F. (2023). *Peces de agua dulce de Uruguay* (2<sup>a</sup> ed.). Universidad de la República.

<https://hdl.handle.net/20.500.12008/40660>

Malagoda, M., & Simsek, S. (2021). Pesticide residue in grain- based food: Effect on health, grain quality, and chemical properties of biomacromolecules. *Cereal Chemistry*, 98(1), 8-16. <https://doi.org/10.1002/cche.10355>

Markert, B. A., Breure, A. M., & Zechmeister, H. G. (Eds.). (2003). *Bioindicators and biomonitors*. Elsevier.

[https://books.google.com.uy/books?id=swKWwOY9CJ4C&lpg=PP1&ots=35JWK4-  
raA&dq=Bioindicators%20and%20Biomonitors&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q=Bioindicators%20and%20Biomonitors&f=false](https://books.google.com.uy/books?id=swKWwOY9CJ4C&lpg=PP1&ots=35JWK4-<br/>raA&dq=Bioindicators%20and%20Biomonitors&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q=Bioindicators%20and%20Biomonitors&f=false)

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. (s.f.). *Registro de aplicaciones de productos fitosanitarios (RAPF)*. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2022-09/Guia%20web%20Registro%20de%20Aplicaciones%209-2022.pdf>

Miranda Pérez, M. T. (2022). *Estimación in silico del destino ambiental de compuestos de amonio cuaternario usados para desinfección contra el virus SARS-CoV- 2* [Trabajo final de grado, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla]. RAA-BUAP.

<https://repositorioinstitucional.buap.mx/server/api/core/bitstreams/63b232b3-85d9-4efd-81fe-64d766da1f66/content>

- Mondino, P. (2002). Manejo de la resistencia a fungicidas. *Horticultura Internacional*, (NE1), 130-139. <https://rodrigocampo43.wordpress.com/wp-content/uploads/2015/01/manejo-de-la-resistencia-de-fungicidas.pdf>
- Morrison, S. A., Mcmurry, S. T., Smith, L. M., & Belden, J. B. (2013). Acute toxicity of pyraclostrobin and trifloxystrobin to *Hyalella azteca*. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 32(7), 1516-1525. <https://doi.org/10.1002/etc.2228>
- Morton, V., & Staub, T. (2008). *A short history of fungicides*. APSnet Features. [https://davidmoore.org.uk/21st\\_Century\\_Guidebook\\_to\\_Fungi\\_PLATINUM/Assets/Printed\\_documents/MortonStaub\\_History\\_of\\_Fungicides.pdf](https://davidmoore.org.uk/21st_Century_Guidebook_to_Fungi_PLATINUM/Assets/Printed_documents/MortonStaub_History_of_Fungicides.pdf)
- Nanos, T., Boye, K., & Kreuger, J. (2012). *Resultat från miljöövervakningen av bekämpningsmedel (växtskyddsmedel): Årssammanställning 2011*. Swedish University of Agricultural Sciences. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:714456/FULLTEXT01.pdf>
- Oficina de Estadísticas Agropecuarias. (2006). *Anuario estadístico agropecuario 2006*. MGAP.
- Oficina de Estadísticas Agropecuarias. (2014). *Anuario estadístico agropecuario 2014*. MGAP. <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Documentos%20compartidos/Anuario2014/Diea-Anuario%202014-Digital01.pdf>
- Oficina de Estadísticas Agropecuarias. (2019). *Encuesta agrícola: Invierno 2019*. MGAP. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-02/publicacion\\_inv2019\\_0.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-02/publicacion_inv2019_0.pdf)
- Oficina de Estadísticas Agropecuarias. (2023). *Anuario estadístico agropecuario 2023*. MGAP. <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2023/ANUARIO2023WEB.pdf>
- Ongley, E. D. (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. FAO.

<https://www.fao.org/3/W2598S/w2598s06.htm#cap%C3%ADtulo%20%20%20%20los%20plaguicidas,%20en%20cuanto%20contaminantes%20del%20agua>

Ono, M., Kannan, N., Wakimoto, T., & Tatsukawa, R. (1987). Dibenzofurans a greater global pollutant than dioxins? Evidence from analyses of open ocean killer whale. *Marine Pollution Bulletin*, 18(12), 640-643.

[https://doi.org/10.1016/0025-326X\(87\)90396-1](https://doi.org/10.1016/0025-326X(87)90396-1)

Organisation for Economic Co-operation and Development. (1984). Test No. 207: Earthworm, acute toxicity tests. En *OECD Guidelines for the testing of chemicals: Section 2*. <https://doi.org/10.1787/9789264070042-en>

Organisation for Economic Co-operation and Development. (2004). Test No. 222: Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/ *Eisenia andrei*). En *OECD guidelines for the testing of chemicals*.

[https://books.google.com.uy/books?id=eMQ1zZaSoOQC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.uy/books?id=eMQ1zZaSoOQC&printsec=frontcover&hl=es&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false)

Organización Mundial de la Salud. (2022, 15 de septiembre). *Residuos de plaguicidas en los alimentos*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/pesticide-residues-in-food>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2024a). *Cultivos y productos de ganadería* [Registro de bases de datos]. FAOSTAT. <https://www.fao.org/faostat/es/#data/QCL>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2024b). *Plaguicidas comercio* [Registro de bases de datos]. FAOSTAT. <https://www.fao.org/faostat/es/#data/RT>

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, & Organización Mundial de la Salud. (2008). *Comité del Codex sobre residuos de plaguicidas: 40ª reunión Hangzhou (China), 14-19 de abril de 2008*. [https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FShared%2BDocuments%252FArchive%252FMeetings%252FFCCPR%252Fccpr40%252Fpr40\\_02s.pdf](https://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FShared%2BDocuments%252FArchive%252FMeetings%252FFCCPR%252Fccpr40%252Fpr40_02s.pdf)

- Pacheco, P. (2006). Revisión bibliográfica: Impactos de los plaguicidas utilizados en la producción agropecuaria en Uruguay. En Centro Uruguay de Tecnologías Apropriadas (Ed.), *Agrotóxicos en Uruguay: Miradas desde los afectados* (pp. 9-10). [https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/2020-10/agrotoxicos\\_0.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/2020-10/agrotoxicos_0.pdf)
- Palladino, C., García, I., & Fernández, G. (2023). Pesticide dependence and associated risks in Uruguayan agriculture: Limitations in its approach. *Agrociencia Uruguay*, 27, Artículo e1156. <https://agrocienciauruguay.uy/index.php/agrociencia/article/view/1156/1389>
- Patty, L., Real, B., & Gril, J. J. (1997). The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Science*, 49(3), 243-251.
- Pereyra, S. (2014, 10 de abril). *Criterios para el manejo de enfermedades en la nueva zafra* [Contribución]. Jornada de Cultivos de Invierno: Uniendo Capacidades para Potenciar la Sustentabilidad del Negocio Agrícola, Mercedes. <http://www.inia.uy/Documentos/INIA%20La%20Estanzuela/Jornada-de-Cultivos-de-Invierno%202014%20presentaciones/2%20Manejo%20de%20enfermedades%20-%20SPereyra.pdf>
- Pereyra, S. (2023). Aportes al manejo agroecológico de enfermedades en trigo. En G. P. Garcia-Inza, J. M. Paruelo, & R. Zoppolo (Eds.), *Aportes científicos y tecnológicos del INIA a las trayectorias agroecológicas* (pp. 67-81). CICCUS; INIA. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/17223/1/Aportes-cientificos-y-tecnologicos-del-INIA-a-trayectorias-agroecologicas.pdf>
- Pereyra, S., & Acosta, Y. (2014). *Guía para el manejo de fusariosis de la espiga en trigo*. INIA [http://www.inia.uy/Documentos/INIA%20La%20Estanzuela/INIA\\_guia%20manejo%20FE%20trigo%202014\\_web%20\(1\).pdf](http://www.inia.uy/Documentos/INIA%20La%20Estanzuela/INIA_guia%20manejo%20FE%20trigo%202014_web%20(1).pdf)
- Pereyra, S., & Altier, N. (2011). Desarrollo de epidemias en cultivos: Análisis de sus componentes para un manejo integrado. En S. Pereyra, M. Díaz de Ackermann,

S. Germán, & K. Cabrera (Eds.), *Manejo de enfermedades en trigo y cebada* (pp. 19-36). INIA.

<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/18429160911193955.pdf>

Pereyra, S., & Díaz, M. (2011). Herramientas para el manejo de enfermedades en trigo. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Jornada de divulgación: Aportes a la zafra de cultivos de invierno* (pp. 23-31).

<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/112761060611161628.pdf>

Pereyra, S., & Díaz de Ackermann, M. (2009). Enfermedades transmitidas por rastrojo en trigo y cebada. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Jornada de cultivos de invierno INIA La Estanzuela* (pp. 25-34).

<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/550/1/112761170409113435.pdf>

Pereyra, S., Díaz de Ackermann, M., Germán, S., & Cabrera, K. (Eds.). (2011). *Manejo de enfermedades en trigo y cebada*. INIA.

<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/18429160911193955.pdf>

Pereyra, S., Díaz de Ackermann, M., & Stewart, S. (2005). *Manual de identificación de enfermedades en cereales de invierno* (2ª ed.). INIA.

<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/6433/1/BD-61-2a.ed.2005-ampl.y-rev..pdf>

Pereyra, S., & Germán, S. (2012). Manejo de enfermedades en trigo y cebada en contexto de márgenes reducidos. En Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (Ed.), *Jornada: Cultivos de invierno*

(pp. 15-24). <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/650/1/112761020512113354.pdf>

Pereyra, S., & Germán, S. (2013, 30 de octubre). *Relevancia y manejo de las enfermedades de cebada en Uruguay* [Contribución]. 4to Congreso Latinoamericano de Cebada, Bahía Blanca.

<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/3091/1/Pereyra.pdf>

Pereyra, S., & González, N. (2023). *Caracterización de fungicidas evaluados por INIA según su eficiencia para el control de distintas enfermedades en trigo y cebada*. INIA.

<http://www.inia.uy/Documentos/P%C3%BAblicos/INIA%20La%20Estanzuela/CaraterizacionSanitaria/Funcigidas%20TRIGO%20y%20CEBADA%20marzo%202023.pdf>

Pereyra, S., & Pérez, C. A. (2017). Avances y perspectivas para el manejo de ramulariosis en cebada en Uruguay. *Cangüé*, (38), 13-18.

[http://clinicavegetal.com/wp-content/uploads/2017/05/Cangue38\\_ramulariosis.pdf](http://clinicavegetal.com/wp-content/uploads/2017/05/Cangue38_ramulariosis.pdf)

Pérez, A., Alonso, B., Ernst, F., Rodríguez, C., Cesio, M. V., Heinzen, H., Colazzo, M., Pareja, L., Pereira, A., Márquez, A., & Errico, E. (2021). *Residuos de plaguicidas en comportamientos ambientales*. INIA.

<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/15392/1/Inia-Fpta-90-proyecto-324-2020.pdf>

Pérez, C., Hoffman, E., Viega, L., Villar, A., & Ernst, O. (2011). Manejo de enfermedades en sistemas agrícolas: Desmitificando algunas realidades. En E. Hoffman & A. Ribeiro (Eds.), *II Simposio Nacional de Agricultura* (pp. 119-131). Universidad de la República.

Pérez-Lucas, G., Vela, N., Aatik, A. E., & Navarro, S. (2018). Environmental risk of groundwater pollution by pesticide leaching through the soil profile. En M. Larramendy & S. Soloneski (Eds.), *Pesticides: Use and misuse and their impact in the environment* (pp. 45-72). IntechOpen.

<https://doi.org/10.5772/intechopen.82418>

Peshin, R., & Dhawan, A. K. (Eds.). (2009). *Integrated pest management: Innovation-development process*. Springer.

[https://books.google.com.uy/books?id=xjhr2M1H\\_9IC&lpg=PR12&ots=JdVDPAF6rs&dq=Integrated%20pest%20management%3A%20volume%201%3A%20innovation-development%20process%20\(Vol.%201\)&lr&hl=es&pg=PR12#v=onepage&q](https://books.google.com.uy/books?id=xjhr2M1H_9IC&lpg=PR12&ots=JdVDPAF6rs&dq=Integrated%20pest%20management%3A%20volume%201%3A%20innovation-development%20process%20(Vol.%201)&lr&hl=es&pg=PR12#v=onepage&q)



[=Integrated%20pest%20management:%20volume%201:%20innovation-development%20process%20\(Vol.%201\)&f=false](#)

- Peter, C. J., & Weber, J. B. (1985). Adsorption, mobility, and efficacy of alachlor and metolachlor as influenced by soil properties. *Weed Science*, 33(6), 874-881.
- Puglisi, E. (2012). Response of microbial organisms (aquatic and terrestrial) to pesticides. *EFSA Supporting Publication*, 9(11), Artículo e359.  
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/sp.efsa.2012.EN-359>
- Rabbinge, R. (1993). The ecological background of food production. En D. J. Chadwick & J. Marsh (Eds.), *Crop protection and sustainable agriculture* (pp. 2-29). John Wiley & Sons. <https://edepot.wur.nl/216169>
- Ramírez Romero, P., Barrera Escorcia, G., Guzman García, X., & Barrera Villa Zevallos, H. (2018). *Ecotoxicología*. Universidad Autónoma Metropolitana.  
[http://148.206.53.210/omp\\_cbs/index.php/cbs/catalog/view/22/15/113-1](http://148.206.53.210/omp_cbs/index.php/cbs/catalog/view/22/15/113-1)
- Rasmussen, J. J., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., McKnight, U. S., & Kronvang, B. (2011). Buffer strip width and agricultural pesticide contamination in Danish lowland streams: Implications for stream and riparian management. *Ecological Engineering*, 37(12), 1990-1997.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.016>
- Rasmussen, J. J., Wiberg-Larsen, P., Baattrup-Pedersen, A., Cedergreen, N., McKnight, U. S., Kreuger, J., Jacobsen, D., Kristensen, E. A., & Friberg, N. (2015). The legacy of pesticide pollution: An overlooked factor in current risk assessments of freshwater systems. *Water Research*, 84, 25-32.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.021>
- Rava, C. (2021a). Cebada cervecera y malta: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2021* (pp. 133-154). MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2021/analisis-sectorial-cadenas-productivas/cebada>
- Rava, C. (2021b). Trigo y derivados: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2021* (pp. 107-131). MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia->

[agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2021/analisis-sectorial-cadenas-productivas/trigo](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2021/analisis-sectorial-cadenas-productivas/trigo)

Rava, C. (2022a). Cebada y malta: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2022* (pp. 155-180). MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2022/analisis-sectorial-cadenas-productivas/cebada-malta>

Rava, C. (2022b). Trigo y derivados: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2022* (pp. 123-154). MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2022/analisis-sectorial-cadenas-productivas/trigo>

Reglamento (CE) n° 396/2005: del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de febrero de 2005 relativo a los límites máximos de residuos de plaguicidas en alimentos y piensos de origen vegetal y animal y que modifica la Directiva 91/414/CEE del Consejo. (2005, 16 de marzo). *Diario Oficial de la Unión Europea*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32005R0396>

Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., & Frede, H.-G. (2007). Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground and surface water and their effectiveness. *Science of the Total Environment*, 384(1-3), 1-35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.046>

Reis, E. M., & Carmona, M. A. (2013). Classification of fungicides. En M. N. Wheeler & B. R. Johnston (Eds.), *Fungicides: Classification, role in disease management and toxicity effects* (pp. 91-104). Nova.

Reis, E. M., Reis, A. C., & Carmona, M. (2010). *Manual de fungicidas: Guia para o controle químico de doenças de plantas* (6ª ed.). Universidade de Passo Fundo.

Resolución n° 188/011: *Distancias de aplicaciones en cercanías a centros educativos*. (2011). MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/resolucion-n-188011-del-mgap-25112011-distancias-aplicaciones-cercanias>

- Resolución n° 129/008: *Distancias de aplicaciones en cercanías a corrientes de agua*. (2008). MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/resolucion-n-129008-dgsa-27022008-distancias-aplicaciones-cercanias>
- Resolución n° S/N/004: *Restricciones a la aplicación de productos fitosanitarios en zonas urbanas, suburbanas y centros poblados*. (2004). MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/resolucion-sn004-dgsa-14052004-restricciones-aplicacion-productos>
- Ríos, M., & Zaldúa, N. (2012). Evaluación de plaguicidas en el sitio Ramsar y Parque Nacional Esteros de Farrapo e Islas del Río Uruguay. En M. Burger & D. Pose Román (Eds.), *Plaguicidas salud y ambiente: Experiencia en Uruguay* (pp 247-272). Universidad de la República.
- Römbke, T., Van Gestel, C. A. M., Jones, S. E., Koolhaas, J. E., Rodrigues, J. M. L., & Moser, T. (2004). Ring-testing and field validation of a Terrestrial Model Ecosystem (TME): An instrument for testing potentially harmful substances: Effects of Carbendazim to earthworms. *Ecotoxicology*, 13, 105-118. <https://doi.org/10.1023/B:ECTX.0000012408.58017.08>
- Sadegh-Zadeh, F., Abd Wahid, S., & Jalili, B. (2017). Sorption, degradation and leaching of pesticides in soils amended with organic matter: A review. *Advances in Environmental Technology*, 3(2), 119-132. [https://aet.irost.ir/article\\_532\\_ee0787a7ceed965635e04348ad7d3e84.pdf](https://aet.irost.ir/article_532_ee0787a7ceed965635e04348ad7d3e84.pdf)
- Schreiner, V. C., Szöcs, E., Bhowmik, A. K., Vijver, M. G., & Schäfer, R. B. (2016). Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Science of the Total Environment*, 573, 680-689. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.163>
- Schuhmann, A., Schmid, A. P., Manzer, S., Schulte, J., & Scheiner, R. (2022). Interaction of insecticides and fungicides in bees. *Frontiers in Insect Science*, 1, Artículo e808335. <https://doi.org/10.3389/finsc.2021.808335>

- Sganga, J. C., & Puentes, R. (1982). *El relevamiento de reconocimiento de suelos a escala 1:100000 en la República Oriental del Uruguay: Metodología y pautas*. MGAP.
- Shi, T., Burton, S., Zhu, Y., Wang, Y., Xu, S., & Yu, L. (2018). Effects of field-realistic concentrations of Carbendazim on survival and physiology in forager honey bees (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Insect Science*, 18(4). Artículo e6. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iey069>
- Smalling, K. L., Kuivila, K. M., Orlando, J. L., Phillips, B. M., Anderson, B. S., Siegler, K., Hunt, J., & Hamilton, M. (2013). Environmental fate of fungicides and other current-use pesticides in a central California estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 73(1), 144-153. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.05.028>
- Smalling, K. L., Reilly, T. J., Sandstrom, M. W., & Kuivila, K. M. (2013). Occurrence and persistence of fungicides in bed sediments and suspended solids from three targeted use areas in the United States. *Science of the Total Environment*, 447, 179-185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.021>
- Soil Science Division Staff. (2017). *Soil survey manual* (4<sup>rd</sup> ed.). USDA. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-09/The-Soil-Survey-Manual.pdf>
- Souto, G. (2000a). Cebada cervecera y malta: Situación actual y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2000* (pp. 119-129). MGAP.
- Souto, G. (2000b). Trigo y derivados: Situación actual y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2000* (pp. 131-138). MGAP.
- Souto, G. (2001a). Cebada cervecera y malta: Situación actual y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2001* (pp. 139-144). MGAP.
- Souto, G. (2001b). Trigo y derivados: Situación actual y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2001* (pp. 131-138). MGAP.
- Souto, G. (2002a). Cebada cervecera y malta: Situación actual y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2001* (pp. 119-126). MGAP.

- Souto, G. (2002b). Trigo y derivados: Situación actual y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2002* (pp. 109-118). MGAP.
- Souto, G. (2010a). Cebada cervecera y malta: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2010* (pp.123-130). MGAP.
- Souto, G. (2010b). Trigo y derivados: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2010* (pp. 109-122). MGAP.
- Souto, G., & Rava, C. (2015a). Cebada cervecera y malta: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2015* (pp. 157-170). MGAP.  
<https://descargas.mgap.gub.uy/OPYPA/Anuarios/Anuario%202015/AnuarioOPYPA2015.pdf>
- Souto, G., & Rava, C. (2015b). Trigo y derivados: Situación y perspectivas. En *Anuario OPYPA 2015* (pp. 135-156). MGAP.  
<https://descargas.mgap.gub.uy/OPYPA/Anuarios/Anuario%202015/AnuarioOPYPA2015.pdf>
- Sparling, D. W. (2017). *Basics of ecotoxicology*. CRC Press.  
<https://doi.org/10.1201/9781315158068>
- Suter II, G. W. (2006). *Ecological risk assessment* (2<sup>nd</sup> ed.). CRC Press.  
<https://doi.org/10.1201/9781420012569>
- Tanabe, S., Iwata, H., & Tatsukawa, R. (1994). Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *Science of the Total Environment*, 154(2-3), 163-177. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(94\)90086-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(94)90086-8)
- Torri, S. I. (2015). *Dinámica de los plaguicidas en los agroecosistemas*. ResearchGate.  
[https://www.researchgate.net/profile/Silvana-Torri/publication/305905415\\_Dinamica\\_de\\_los\\_plaguicidas\\_en\\_los\\_agroecosistemas/links/57a5230408ae3f45292e77dc/Dinamica-de-los-plaguicidas-en-los-agroecosistemas.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Silvana-Torri/publication/305905415_Dinamica_de_los_plaguicidas_en_los_agroecosistemas/links/57a5230408ae3f45292e77dc/Dinamica-de-los-plaguicidas-en-los-agroecosistemas.pdf)

- Truhaut, R. (1975). Ecotoxicology: A new branch of toxicology: A general survey of aims, methods and prospects. En A. D. McIntyre & C. F. Mills (Eds.), *Ecological toxicology research: Effects of heavy metal and organohalogen compounds* (pp. 3-23). Springer.  
<https://books.google.com.uy/books?id=Gz9FBgAAQBAJ&lpg=PT11&ots=rsLNQ-7HIU&dq=%20Ecological%20Toxicology%20Research%3A%20Effects%20of%20Heavy%20Metal%20and%20Organohalogen%20Compounds&lr&hl=es&pg=PA1926#v=onepage&q=Ecological%20Toxicology%20Research:%20Effects%20of%20Heavy%20Metal%20and%20Organohalogen%20Compounds&f=false>
- Turkyilmaz, A., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Cetin, M. (2019). Use of tree rings as a bioindicator to observe atmospheric heavy metal deposition. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 5122-5130.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-3962-2>
- Uruguay XXI. (2022, Julio). *Sector agrícola en Uruguay*.  
<https://www.uruguayxxi.gub.uy/uploads/informacion/20c2018b1a2e68514020b55bcd11b62c6874640e.pdf>
- Vargas Marcos, F. (1996). Prevención y control del riesgo de los productos químicos. *Revista Española de Salud Pública*, 70(4), 409-420.  
[https://www.sanidad.gob.es/eu/biblioPublic/publicaciones/recursos\\_propios/res/revista\\_cdrom/VOL70/70\\_4\\_409.pdf](https://www.sanidad.gob.es/eu/biblioPublic/publicaciones/recursos_propios/res/revista_cdrom/VOL70/70_4_409.pdf)
- Verdera, R. (Coord.). (2013). *Guías de buenas prácticas agrícolas: Para sistemas con agricultura de secano en Uruguay*. Mesa Tecnológica de Oleaginosas  
<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/Guia%20de%20buenas%20practicass%20agricolas%20en%20agricultura%20de%20secano%20-%20MGAP.pdf>
- Wang, Y., Wu, S., Chen, L., Wu, C., Yu, R., Wang, Q., & Zhao, X. (2012). Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*.

*Chemosphere*, 88(4), 484-491.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.086>

Weis, J. S., & Weis, P. (1987). Pollutants as developmental toxicants in aquatic organisms. *Environmental Health Perspectives*, 71,

77-85. <https://doi.org/10.1289/ehp.877177>

White, P. M., Potter, T. L., & Culbreath, A. J. (2010). Fungicide dissipation and impact on metolachlor aerobic soil degradation and soil microbial dynamics. *Science of the Total Environment*, 408(6), 1393-1402.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.012>

WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide: Executive summary. (2021). World Health Organization.

<https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345334/9789240034433-eng.pdf>

Wightwick, A. M., Bui, A. D., Zhang, P., Rose, G., Allinson, M., Myers, J. H., Reichman, S. M., Menzies, N. M., Pettigrove, V., & Allinson, G. (2012). Environmental fate of fungicides in surface waters of a horticultural-production catchment in southeastern Australia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62, 380-390. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9710-y>

Wightwick, A. M., Walters, R., Allison, G., Reichman, S., & Menzies, N. (2010).

Environmental risk of fungicides used in horticultural production systems. En O. Clarisse (Ed.), *Fungicides* (pp. 273-204). IntechOpen.

<https://books.google.com.uy/books?id=NuaODwAAQBAJ&lpg=PA273&ots=aVwcER4MTS&dq=Environmental%20risks%20of%20fungicides%20used%20in%20horticultural%20production%20systems.%20&lr&hl=es&pg=PP1#v=onepage&q=Environmental%20risks%20of%20fungicides%20used%20in%20horticultural%20production%20systems.&f=false>

Wijntjes, C., Weber, Y., Höger, S., Thu Nguyen, K., Hollert, H., & Schäffer, A. (2022).

Decelerated degradation of a sulfonylurea herbicide in four fungicide-treated soils. *Environmental Science Advances*, 1, 70-82. [https://pubs.rsc.org/zh-](https://pubs.rsc.org/zh-tw/content/articlepdf/2022/va/d1va00021g)

[tw/content/articlepdf/2022/va/d1va00021g](https://pubs.rsc.org/zh-tw/content/articlepdf/2022/va/d1va00021g)

- Yang, G., Chen, C., Wang, Y., Peng, Q., Zhao, H., Guo, D., Wang, Q., & Qian, Y. (2017). Mixture toxicity of four commonly used pesticides at different effect levels to the epigeic earthworm, *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142, 29-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.037>
- Yatawara, M., & Dayananda, N. (2019). Use of corticolous lichens for the assessment of ambient air quality along rural–urban ecosystems of tropics: A study in Sri Lanka. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(3), Artículo e179. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7334-2>
- Zhao, Y., Zhang, H., Liu, Y., Lan, Y., Zhu, J., Cai, Y., Guo, F., Li, F., Zhang, Y., Zhang, T., Kannan, K., Xue, J., & Yang, Z. (2024). Evidence of strobilurin fungicides and their metabolites in Dongjiang River ecosystem, southern China: Bioaccumulation and ecological risks. *Science of the Total Environment*, 908, Artículo e168427. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168427>
- Zubrod, J. P., Bundschuh, M., Arts, G., Brühl, C. A., Imfeld, G., Knäbel, A., Payraudeau, S., Rasmussen, J. J., Rohr, J., Scharmüller, A., Smalling, K., Stehle, S., Schulz, R., & Schäfer, R. B. (2019). Fungicides: An overlooked pesticide class? *Environmental Science & Technology*, 53(7), 3347-3365. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04392>