

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, NATURALES Y AMBIENTALES  
ESCUELA DE CIENCIAS QUÍMICAS**

**Monografía**

**Título:**

Características químicas y ecotoxicológicas, destino final en el medio ambiente y métodos de tratamiento aplicados a las aguas residuales que contienen carbamatos.

**Estudiante:** Patricia Elizabeth Basante Aguirre

**Tutor:** Dr. Patricio Javier Espinoza Montero

**Área en la que se inscribe la investigación:** Química Ambiental

**Quito, 2025**

Certifico que la Monografía de Química de la Srta. **Patricia Elizabeth Basante Aguirre** ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.



Patricio Javier Espinoza Montero  
Tutor  
Quito, 15 de Julio de 2025

## **DEDICATORIA**

Quiero dedicar este trabajo a mis padres, quienes con su apoyo incondicional, amor incondicional, sacrificio incansable y ejemplo de perseverancia han sido mi mayor inspiración a lo largo de mi formación académica. Agradezco profundamente su confianza en mí, sus constantes palabras de aliento y por su fe inquebrantable en mis capacidades, que me han motivado a superar cada desafío en estos cuatro años de carrera. A mis amigos, que me acompañaron en cada paso de este viaje universitario. Por las noches de estudio, por los momentos de diversión que aliviaron el estrés y por su amistad sincera que me mantuvo motivada.

Asimismo, extendiendo mi gratitud a mis profesores, quienes con su guía, conocimientos y colaboración han enriquecido mi experiencia universitaria. Al Dr. Patricio Esponza, cuya confianza y palabras de aliento y su fe en mi potencial, fueron el impulso necesario para superar las adversidades y transformar los desafíos en oportunidades.

Finalmente, a la Pontificia Universidad Católica, por brindar el espacio donde mis sueños tomaron forma y me ha impulsado a seguir adelante en la búsqueda del conocimiento y la excelencia académica.

## Tabla de Contenidos

1. RESUMEN.....	1
2. ABSTRACT .....	1
3. INTRODUCCIÓN .....	2
4. OBJETIVOS .....	6
4.1. OBJETIVO GENERAL .....	6
4.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS .....	6
5. DESARROLLO TEÓRICO .....	7
5.1. Características químicas de los carbamatos.....	8
5.2. Tipos de carbamatos.....	9
5.2.1. Carbamatos insecticidas .....	9
5.2.2. Poliuretanos.....	12
5.2.3. Tiorcarbamatos/Ditiocarbamatos.....	14
5.3. Propiedades ecotoxicológicas.....	15
5.3.1. Toxicidad.....	15
5.3.2. Persistencia y Degradación en el Ambiente.....	18
5.3.3. Impacto en Suelo y Agua.....	19
5.4. Destino Final.....	22
5.5. Métodos de tratamientos .....	23
6. CONCLUSIONES .....	33
7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFÍAS .....	34

## 1. RESUMEN

Los carbamatos constituyen una clase relevante de compuestos químicos ampliamente utilizados como pesticidas en la agricultura, bien conocidos por su eficacia en el control de plagas y su menor persistencia ambiental en comparación con otros grupos de plaguicidas organoclorados y organofosforados. Estos pesticidas, derivados del ácido carbámico presentan una estructura y propiedades químicas que favorece su solubilidad en agua y la movilidad en diferentes tipos de suelos, ocasionando su fácil propagación en suelo y agua. Sin embargo, en la actualidad, su uso indiscriminado ha generado gran preocupación debido a efectos adversos en la salud humana, animal y en el equilibrio de los ecosistemas ya que los carbamatos pueden transferirse a lo largo de la cadena alimentaria y así acumularse en organismos vivos. Entre los carbamatos más estudiados se encuentran el carbofurano, el carbaryl, la carbendazina y el aldicarb, cada uno de ellos con aplicaciones específicas y propiedades ecotoxicológicas que han dado lugar a restricciones y privaciones en varios países a nivel mundial.

El carbofurano altamente reconocido por su alta toxicidad y capacidad para inhibir la enzima acetilcolinesterasa, ha sido prohibido en Europa y Canadá debido a grave impacto en la salud y medio ambiente. Asimismo, la persistencia de estos compuestos en el suelo, aguas residuales y la capacidad para desarrollar resistencia en organismos de plaga, han impulsado a la búsqueda y comparación de métodos de tratamientos fisicoquímicos eficaces para su degradación y eliminación. Finalmente, la revisión de la literatura científica evidencia la necesidad de un enfoque a esta problemática que abarque la caracterización química y ecotoxicológica de los carbamatos, destino final en el medio ambiente y el desarrollo de métodos de tratamiento que permitan reducir su toxicidad y proteger los ecosistemas acuáticos y terrestres como también a la salud humana.

*Palabras claves:* carbamatos, pesticidas, propiedades ecotoxicológicas, aldicarb, carbaryl, carbendazina.

## 2. ABSTRACT

Carbamates are a relevant class of chemical compounds widely used as pesticides in agriculture, well known for their efficacy in pest control and their lower environmental persistence compared to other groups of organochlorine and organophosphorus pesticides. These pesticides, derived from carbamic acid, have a structure and chemical properties that favor their solubility in water and mobility in different types of soils, causing their easy spread in soil and water. However, at present, their indiscriminate use has generated great concern due to adverse effects on human and animal health and on the balance of ecosystems, since carbamates can be transferred along the food chain and thus accumulate in living organisms. Among the most studied carbamates are carbofuran, carbaryl, carbendazim and aldicarb, each with specific applications and ecotoxicological properties that have led to restrictions and bans in several countries worldwide. Carbofuran, highly recognized for its high toxicity and ability to inhibit the enzyme acetylcholinesterase, has been banned in Europe and Canada due to its serious impact on health and the environment. Also, the persistence of these compounds in soil, wastewater and the ability to develop resistance in pest organisms, have prompted the search for and comparison of effective physicochemical treatment methods for their degradation and elimination. Finally, the review of the scientific literature shows the need for an approach to this problem that includes the chemical and ecotoxicological characterization of carbamates, their final fate in the environment and the development of treatment methods to reduce their toxicity and protect aquatic and terrestrial ecosystems as well as human health.

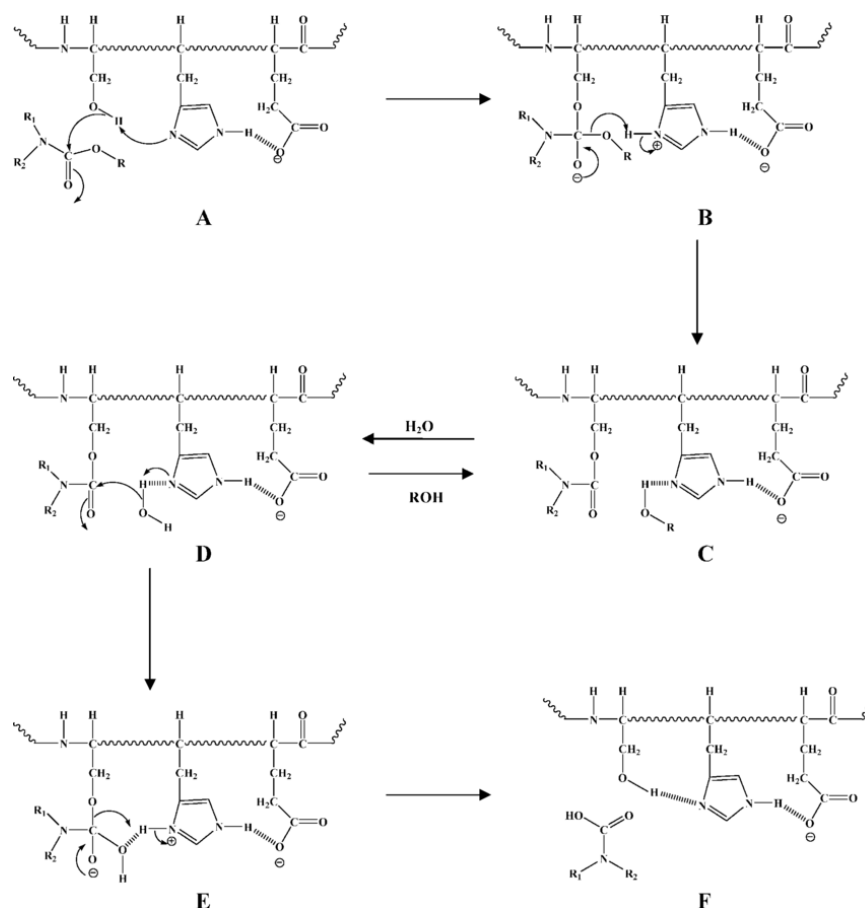
*Keywords:* carbamates, pesticides, ecotoxicological properties, aldicarb, carbaryl, carbendazim.

### **3. INTRODUCCIÓN**

Los pesticidas y sus metabolitos pueden transferirse continuamente a lo largo de la cadena alimentaria a través del enriquecimiento, causando efectos adversos en la calidad y seguridad de los productos agrícolas y el medio ambiente, poniendo así en peligro la salud humana (Rani et al., 2021). El uso indiscriminado de plaguicidas es preocupante por sus efectos

sobre el equilibrio de los ecosistemas, debido a que ha sido reconocido como fuente potencial de impacto negativo sobre el medio ambiente y su presencia en aguas y suelos se ha incrementado notoriamente. Se ha determinado que los fungicidas e insecticidas, son los productos más aplicados para la reducción y/o eliminación de plagas (Alza Camacho et al., 2016).

Los carbamatos son una clase de agroquímicos que se utilizan principalmente como pesticidas en la agricultura. Los carbamatos actúan inhibiendo la acción de la enzima colinesterasa, especialmente la acetilcolinesterasa, llevando a una acumulación de la acetilcolina en las sinapsis nerviosas, desencadenando una serie de efectos parasimpáticos (Silberman & Taylor, 2023), Figura 1.



**Figura 1. Mecanismo general de inhibición pseudoirreversible de la colinesterasa por carbamatos. La desactivación de la enzima se inicia por el ataque nucleofílico de la triada catalítica oxígeno de la serina sobre el grupo carbonilo del carbamato.**



desorción (Bermúdez-Couso et al., 2011).

Se descubrió que numerosos carbamatos eran cancerígenos, lo que llevó a su prohibición en Estados Unidos y países europeos durante muchos años. Esta prohibición no solo se debe a los daños causados a la salud humana, sino también a los impactos adversos en el suelo, el agua, el aire y la biodiversidad (Voris et al., 2024). Según la (*Red de Acción En Plaguicidas y Sus Alternativas Para América Latina (RAPAL) | EU-LAC Foundation*, n.d.) el carbofurano está prohibido en Europa y Canadá desde 2008 (Bonner et al., 2005). La EPA (2009) establece que se encuentra en proceso de prohibición total desde el 2009. El carbofurano pertenece al grupo I (dosis letal 50 de 5–50 mg/kg), señalado como altamente peligroso mientras que es extremadamente tóxico si hay ingestión directa o indirecta por persistencia en restos de alimentos. Su vida media biológica en ratas es de 5,2 horas y la reducción de la actividad de la AChE puede llegar hasta el 79% (X. Zhang et al., 2007). Debido a su gran toxicidad y aplicabilidad se reportan varios métodos de cuantificación dentro de los que están espectrofotometría UV–Vis, cromatografía líquida de alto rendimiento, cromatografía de gases, fluorimetría, sensores amperométricos y cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (Alza Camacho et al., 2016).

En esta monografía se analizan las propiedades químicas y ecotoxicológicas, el destino final en el medio ambiente y las técnicas de tratamiento aplicadas a las aguas residuales que contienen carbamatos. Esta información tiene como objetivo contribuir al desarrollo de un enfoque integral para evaluar y mitigar el impacto ambiental de los carbamatos en aguas residuales, a través de la caracterización de sus características químicas y ecotoxicológicas, la determinación de su comportamiento en el entorno, y la implementación de métodos de tratamiento eficaces que garanticen la disminución de su toxicidad y la protección de los ecosistemas.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1. OBJETIVO GENERAL**

Evaluar las características químicas y ecotoxicológicas, destino final en el medio ambiente y métodos de tratamiento aplicados a las aguas residuales que contienen carbamatos.

### **4.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS**

Evaluar las características químicas y ecotoxicológicas y el destino final en el medio ambiente de los carbamatos.

Estudiar los métodos de degradación de los carbamatos en diferentes tipos de agua residuales.

## 5. DESARROLLO TEÓRICO

Los carbamatos son compuestos químicos que derivan del ácido carbámico y se utilizan principalmente como pesticidas en la agricultura. Los carbamatos son ésteres del ácido carbónico, lo que les confiere alta solubilidad en agua y baja volatilidad, facilitando su transporte y dispersión en ambientes acuáticos. El carbamato consiste en un amplio espectro de pesticidas biológicamente activos utilizados en todo el mundo para controlar insectos y nematodos. Los pesticidas carbamato generalmente se clasifican en insecticidas N-metil-carbamato y herbicidas N-alil-carbamato en vista de sus estructuras químicas y acciones biológicas (Öztürk et al., 2016). Gracias a su eficacia en el control de plagas y su menor persistencia en el medio ambiente en comparación con otros pesticidas, los carbamatos han ganado popularidad en diversas aplicaciones agrícolas.

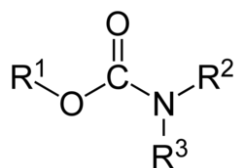
**Tabla 1. Historia, toxicidad y vida media de algunos plaguicidas carbamatos**

Name	Trade Name	Type	Formula	Year of introduction	Rat LD50 (mg/kg)	Half-life soil (Days)
Carbofuran	Furadan	Insecticides	$C_{12}H_{15}NO_3$	1967	8-14	3-60
Cabaryl	Prokoz® and Sevin®	Insecticides	$C_{12}H_{11}NO_2$	1958	250 to 850	4-72
Aldicarb	Temik®	Insecticides	$C_7H_{14}N_2O_2S$	1965	0.9 - 1.0	1-15
Propoxur	Baygon®	Insecticides	$C_{11}H_{15}NO_3$	1959	80 -191	80 - 210
Oxamyl	Vydate®	Nematicide	$C_7H_{13}N_3O_3S$	1974	2.5 - 3.1	4 - 20
Methomyl	Lannate®	Insecticides	$C_5H_{10}N_2O_2S$	1966	12-48	30-45
Methiocarb	Mesuro®	Molluscide	$C_{11}H_{15}NO_2S$	1960	23-140	15 to 50
Carbendazim	Mecarazole, Bavistin	Fungicide	$C_9H_9N_3O_2$	1972	>2000	42 to 175
Primicarb	Pirimor, Abol	Insecticides	$C_{11}H_{18}N_4O_2$	1970	68-221	53
Carbosulfan	Alachlor. Lasso, Pillarzo	Insecticides	$C_{20}H_{32}N_2O_3S$	1979	90 to 250	1.4
Fenoxycarb	omply, Insegar, Logic, Pictyl,	Growth Regulator	$C_{17}H_{19}NO_4$	1987	>16,800	14-45

Fuente: Mustapha et al., 2019

Los plaguicidas carbamatos se convierten usualmente en varios productos a través de diferentes vías como oxidación, biotransformación, hidrólisis, bio-aumento, fotólisis, biodegradación, así como reacciones metabólicas en organismos vivos. La Tabla 1, se detalla el tipo de carbamato, su fórmula química, el año de producción y la DL<sub>50</sub> en ratas en mg/kg para algunos insecticidas de carbamato (Cai et al., 2015).

### 5.1. Características químicas de los carbamatos



**Figura 3. Estructura química general de los compuestos de carbamato (donde R<sup>1</sup> puede ser metilo, aromático o benzimidazol, R<sup>2</sup> es hidrógeno y R<sup>3</sup> es principalmente un radical orgánico o un metal).**

Fuente: Caplow, 1968

Durante los años 60's aparecieron los compuestos orgánicos derivados del ácido carbámico. Estructuralmente, estos los carbamatos contienen ROC(=O)NR<sub>2</sub> como grupo funcional, donde R puede ser un radical orgánico y NR<sub>2</sub> contiene un grupo amino sustituido, Figura 3. (Caplow, 1968) explica para comprender mejor las propiedades químicas y cinéticas de este intermediario, realizamos previamente un análisis cinético de un análogo de la carboxibiotina, y la N-carboxiimidazolidona. Los carbamatos se caracterizan por:

- Ser ésteres del ácido carbámico, con un grupo carbonilo unido a un átomo de oxígeno y a un grupo amino.
- Tener baja solubilidad en agua y en disolventes no polares, pero son muy solubles en disolventes polares orgánicos. Además, su solubilidad en agua le confiere el potencial suficiente de contaminación inmediata de una gran variedad de recursos hídricos (Mariano & Weimer, n.d.).
- Desarrollar resistencia en los organismos plaga y la aparición de nuevas plagas o de plagas secundarias (Peña B., 1980).
- Presenta alta movilidad en diversos tipos de suelo y presenta un bajo coeficiente de adsorción ( $K_{oc} = 30$ ).
- Con peso molecular varía según el compuesto específico; por ej., el Aldicarb tiene un peso molecular de 190.26 g/mol y un pka de 4.8, mientras que otro tipo de carbamatos presentan un pka con un rango entre 5.6 y 12.4.

- Presentar una toxicidad y persistencia intermedia entre los organoclorados (OC) y organofosforados (OF) y se emplean como insecticida, herbicida y fungicida
- El paso limitante de la velocidad en la formación y descomposición del carbamato con aminas débilmente básicas implica la formación y ruptura del enlace carbono-nitrógeno.
- Los ésteres simples o N-sustituidos del ácido carbámico son inestable en medios alcalinos; sin embargo, sus sales y ésteres son más estables, lo que permite su aplicación como plaguicidas.
- Tener una vida media de 36 días en agua y 75 días en suelo, lo que lo hace resistente a la degradación.
- Ser estable en suelos con pH ácido o neutro, lo que contribuye a su persistencia en el medio ambiente
- Ser inhibidores de la enzima acetilcolinesterasa (ACE), se comportan de manera semejante a los insecticidas OF cuando actúan en sistemas biológicos (Silberman & Taylor, 2023).
- Se caracterizan por ser productos liposolubles, de toxicidad variable en humanos, que ingresan al organismo principalmente por vía respiratoria y digestiva, otras veces por vía cutánea. Inhiben la acetilcolinesterasa, enzima que degrada la acetilcolina, la cual actúa como neurotransmisor en mamíferos e insectos. Sin embargo, no se acumulan en el organismo por poseer una vida media corta (Bataller, 2004).

## **5.2. Tipos de carbamatos**

### **5.2.1. Carbamatos insecticidas**

Actúan inhibiendo de forma reversible la enzima acetilcolinesterasa, causando toxicidad en insectos. Durante más de medio siglo, los organofosforados se han utilizado ampliamente como insecticidas a escala mundial. Sin embargo, su uso ha disminuido en los

últimos veinte años, principalmente debido a la creciente adopción de insecticidas a base de carbamatos y a la imposición de limitaciones o prohibiciones definitivas en varios países. Voris et al. (2024) clasifica detalladamente en la Tabla 2, los insecticidas carbamatos según su respectiva toxicidad relativa.

**Tabla 2. Potencia relativa tóxica de los pesticidas carbamatos**

<b>Toxicidad Alta' (LD<sub>50</sub> &lt; 50 mg/kg)</b>	<b>Toxicidad Moderada (LD<sub>50</sub> = 50-200 mg/kg)</b>	<b>Toxicidad Baja (Lu<sub>50</sub> &gt; 200 mg/kg)</b>
Aldicarb	Bufencarb	BPMC
Aldoxicarb	Carbosulfan	Carbaryl
Bendiocarb	Pirimicarb	Isoprocarb
Carbofuran	Promecarb	MPMC
Dimetan	Thiodicarb	MTMC
Dimetilan	Trimethacarb	XMC
Dioxacarb		
Formetanate		
Methiocarb		
Methomyl		

Fuente: Voris et al., 2024

Malhotra et al. (2021) clasifica a los pesticidas carbamatos como fuente de carbono en:

### **Carbofuran**

El carbofurano es un pesticida carbamato muy tóxico y sistémico, utilizado ampliamente como insecticida, nematocida y acaricida. Se aplica al suelo como tratamiento para controlar o eliminar plagas y parásitos, mejorando así la calidad de la producción agrícola. También es un carbamato anticolinesterásico altamente tóxico para plantas, animales y seres humanos (Barbieri et al., 2013; Rafiqah et al., 2021). Además, el carbofurano puede dañar las propiedades biológicas del suelo, como la fertilidad, la respiración, la biomasa y diversidad microbiana, la capacidad de mineralización de nitrógeno y fósforo, y la actividad enzimática de las plantas. El carbofuran puede causar toxicidades agudas y crónicas en organismos acuáticos al alterar las células inmunitarias y las actividades bioquímicas y enzimáticas (Jash & Bhattacharya, 1983). Sin embargo, el carbofurano líquido y granulado todavía está disponible comercialmente en Brasil (estado de São Paulo), con 4000 kg y 60.000 kg consumidos anualmente, respectivamente (Barbieri et al., 2013).

## **Carbaryl**

El carbaril se introdujo en 1956 como plaguicida orgánico sintético. Se empleó ampliamente en todo el mundo debido a su amplio espectro de control de insectos y su baja toxicidad en mamíferos (Toumi et al., 2016). El carbaril es un carbamato de N-metilo que se fabrica como insecticida y molusquicida. Su principal toxicidad para insectos y mamíferos se asocia con la unión e inhibición de la enzima acetilcolinesterasa (AChE). Durante la última década, la preocupación por los riesgos humanos y ecológicos ha limitado su uso. El carbaril se eliminó gradualmente en el Reino Unido en 1998. Se eliminó gradualmente en 2007 según la Directiva 91/414/CEE del Consejo y actualmente no está autorizado su uso en la Unión Europea. En Estados Unidos, alrededor del 80 % de los productos se cancelaron, y muchos usos agrícolas y residenciales se restringieron en 2005. En Australia, se impusieron limitaciones de uso en 2007 (S. E. Koshlukova & Reed, 2014). Sunaryani & Rosmalina, (2021) en su investigación enciona que se ha encontrado en aguas superficiales, subterráneas, suelos agrícolas y entornos urbanos de 14 estados de EE. UU. en diversas concentraciones (0,001 - 33,5 µg/L). Además, el carbaril también se encuentra en el agua y el suelo del sur de Malawi. Finalmente, los reportes experimentales demuestran que la persistencia de los carbamatos en el suelo y el agua varía según las condiciones ambientales. Por ejemplo, el carbaryl tiene una vida media de 7 días en el suelo y 2 días en el agua.

## **Carbendazim**

La carbendazima (metil 1H-benzimidazol-2-ilcarbamato) es un fungicida sistémico de amplio espectro con fórmula química  $C_9H_9N_3O_2$  y peso molecular 191,19 g/mol. La carbendazima se utiliza a nivel mundial como tratamiento precosecha y poscosecha para controlar las enfermedades fúngicas causadas por Ascomycetes, Fungi imperfecti y Basidiomycetes en diversas hortalizas, frutas y otras plantas como plátano, mango, fresas, naranjas, piñas, pepitas, cereales, remolacha azucarera, remolacha forrajera, colza y plantas

ornamentales. Se encuentra entre los cinco pesticidas más utilizados en la India, con un consumo anual de 1992 toneladas métricas (Singh et al., 2016). La carbendazima está clasificada en la categoría de sustancias químicas peligrosas por la Organización Mundial de la Salud. Junto con el carbomil, se encuentran clasificados como posibles carcinógenos humanos (Goodson et al., 2015). Además, debido a su grave toxicidad y su naturaleza persistente, la carbendazima ha sido prohibida en Australia, la mayor parte de la Unión Europea y Estados Unidos (X. Zhang et al., 2013).

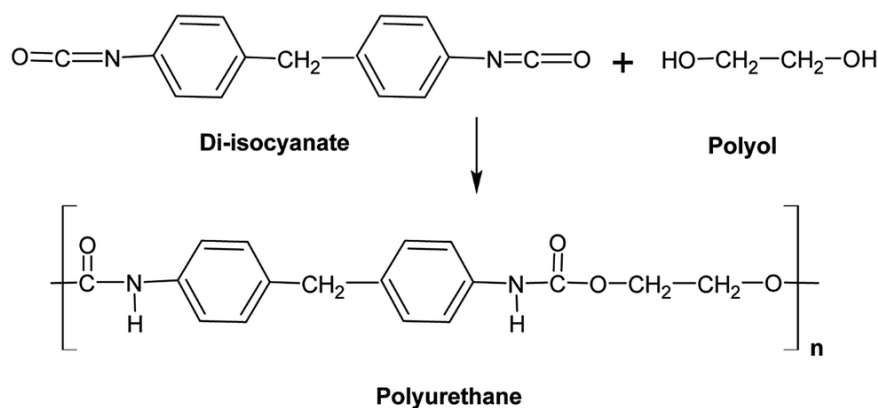
### **Aldicarb**

El aldicarb es un insecticida y nematocida sistémico que se utiliza en diversos cultivos agrícolas, como el algodón, la papa y los cítricos. Se comercializa únicamente en forma granular (que contiene principalmente un 15 % de ingrediente activo), que debe incorporarse al suelo para maximizar su eficacia y minimizar el riesgo para las aves y otros animales silvestres. Tras evaluaciones recientes basadas en datos adicionales de toxicidad, la EPA de EEUU. El aldicarb técnico pertenece a la familia química del N-metil carbamato. El material puro (técnico) es un sólido cristalino blanco con una solubilidad en agua de aproximadamente 6000 ppm a 25 °C y es estable a temperatura ambiente. La fórmula empírica del aldicarb es  $C_{14}H_{14}N_2O_2S$ , con un peso molecular de 190,3 g/mol. El aldicarb es un insecticida sistémico que se incorpora al suelo y es absorbido por el sistema radicular, con posterior translocación por toda la planta para el control de plagas masticadoras y chupadoras. El aldicarb se formula únicamente como gránulo sin polvo y no se presenta en forma líquida. El riesgo dietético y la contaminación de las aguas subterráneas han sido las principales preocupaciones relacionadas con el uso del aldicarb (Blacker et al., 2010).

### **5.2.2.Poliuretanos**

Polímeros que contienen múltiples grupos carbamato en su estructura. Se obtienen por

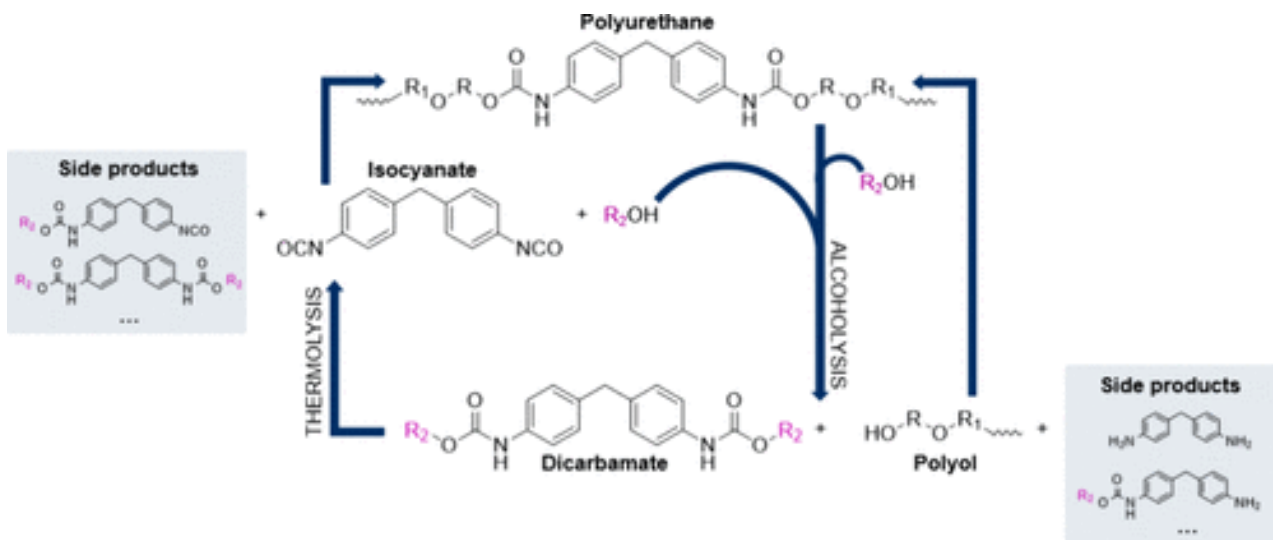
reacción de diisocianatos con dioles y se utilizan en la fabricación de espumas, elastómeros y sólidos plásticos, Figura 4. De especial relevancia es el uso de carbamatos como precursores en la síntesis de isocianatos que pueden ser empleados como monómeros en la síntesis de poliuretanos (Corma et al., n.d.).



**Figura 4. Ruta común para la síntesis de poliuretanos.**

Fuente: Corma et al., n.d.

En otro estudio, se explica que la alcoholisis de residuos de poliuretano se está industrializando actualmente, lo que la convierte en uno de los procesos de reciclaje químico más avanzados para poliuretanos. Sin embargo, el potencial de reciclaje de la fase dicarbamato, que representa entre el 10 % y el 40 % de la masa de poliuretano, a menudo se desestima, ya que en muchos procesos de alcoholisis se recuperan (parcialmente) principalmente los componentes de polioliol (Nees et al., 2024). En la Figura 5, se muestra como la reacción de alcoholisis sirve como paso inicial para recuperar los polioliol valiosos y aislarlos antes de la descomposición térmica. En el paso posterior, el carbamato producido se somete a termólisis. Este proceso termolítico regenera un isocianato y el alcohol inicial utilizado en el primer paso, que puede reciclarse (Nees et al., 2024).



**Figura 5. Schematic overview of the proposed alcoholysis–thermolysis recycling method**

Fuente: Nees et al., 2024

### 5.2.3. Tiorcarbamatos/Ditiocarbamatos

Son derivados en los que uno o ambos átomos de oxígeno en el grupo carbamato son reemplazados por azufre:

- O-Tiocarbamatos ( $\text{ROC}(=\text{S})\text{NR}_2$ )
- S-Tiocarbamatos ( $\text{RSC}(=\text{O})\text{NR}_2$ )
- Ditiocarbamatos ( $\text{RSC}(=\text{S})\text{NR}_2$ )

Son análogos de los carbamatos en los que ambos átomos de oxígeno se sustituyen por átomos de azufre y se generan mediante la reacción de aminas primarias y secundarias con disulfuro de carbono en condiciones alcalinas. Los ditiocarbamatos forman fácilmente complejos octaédricos con iones metálicos como Cu(II), Fe(II) y Fe(III), Co(II), Mn(II) y Ni(II) (Rubino et al., 2014).

Los plaguicidas ditiocarbamatos son ampliamente usados en la agricultura debido a sus propiedades como fungicidas de amplio espectro. El mancozeb y el propineb forman parte de esta familia química y son los fungicidas más vendidos. La etilentiourea (ETU) y la

propilentiourea (PTU) son los principales productos de degradación de mancozeb y propineb, respectivamente, y son particularmente importantes debido a que son moléculas estables en agua, se absorben y se metabolizan fácilmente en las plantas, tienen elevada movilidad debido a su alta solubilidad y bajos coeficientes de adsorción y han sido reportados como cancerígenos, mutagénicos y teratogénicos (O'Neil & Marshall, 1984). El potente efecto fungicida de los EBD se debe a sus metabolitos o productos de descomposición, como el etilendis-isotiocianato, el etilentiuram y el sulfuro de carbonilo (Rubino et al., 2014).

### **5.3. Propiedades ecotoxicológicas.**

#### **5.3.1. Toxicidad**

Los plaguicidas a base de carbamatos presentan una alta toxicidad aguda. Químicamente, los insecticidas a base de carbamatos se presentan como ésteres de carbamatos, así como componentes orgánicos derivados del ácido N-metilcarbámico ( $C_2H_3NO$ ), que tardan semanas o meses en descomponerse en el suelo (McDonald et al., 2005). Los carbamatos son inhibidores de la acetilcolinesterasa (AChE) lo que causa trastornos graves del sistema nervioso central. Además, Los carbamatos se absorben por vía oral o dérmica, aunque esta última tiende a ser la menos tóxica (Lamb et al., 2016). La toxicidad de los carbamatos es responsable de numerosos casos de intoxicación en el medio rural (Gupta, 2014). La mayoría de los artículos sobre la inmunotoxicidad clínica de los pesticidas carbamatos describen alteraciones inmunitarias en trabajadores o agricultores expuestos ocupacionalmente, así como en humanos expuestos accidentalmente. En trabajadores expuestos a carbamatos, se ha demostrado que la capacidad destructora de los neutrófilos se ve significativamente anulada, probablemente debido a la interferencia con la actividad de la mieloperoxidasa (Corsini et al., 2013). Gupta et al. (2011) especifica que los metabolitos de los carbamatos suelen ser menos tóxicos o no tóxicos en comparación con sus compuestos originales. Los dos metabolitos del carbofurano (3-hidroxicarbofurano y 3-cetocarbofurano) tienen un impacto significativo en la toxicidad general del carbofurano. El 3-hidroxicarbofurano tiene una potencia de inhibición de la

acetilcolina (ACE) igual a la del carbofurano y una  $t_{1/2}$  de eliminación plasmática del doble (64 min) que la del carbofurano (29 min), ya que participa en la circulación enterohepática. Por lo tanto, en los estudios toxicocinéticos, los metabolitos deben tenerse en cuenta para la dosimetría, la respuesta biológica y la evaluación de riesgos. Debido al extenso metabolismo de estos pesticidas, solo unos pocos metabolitos se excretan y se detectan en la orina, las heces, la saliva y la leche.

Por ejemplo, el insecticida carbofurano tiene una  $DL_{50}$  oral en ratas de 5-6 mg/kg, en comparación con una  $DL_{50}$  dérmica en ratas de 120 mg/kg, lo que hace que la absorción oral sea casi 24 veces más tóxica tras su consumo (Li et al., 2009). La  $DL_{50}$  es la forma de medir la toxicidad. La dosis debe considerarse, ya que los compuestos con una  $DL_{50}$  alta pueden producir indicaciones letales si se ingieren en dosis altas (Purushothaman & Kuttan, 2017).

## **Humanos**

La mayoría de los pesticidas utilizados hoy en día son extremadamente tóxicos para los humanos. Los pesticidas causan intoxicaciones y muertes cada año. Las intoxicaciones agudas por pesticidas frecuentemente involucran pesticidas organofosforados, o a veces sus parientes cercanos, los n-metil carbamatos. Los síntomas de intoxicación por organofosforados o carbamatos incluyen visión borrosa, salivación, diarrea, náuseas, vómitos, sibilancias y, a veces, convulsiones, coma y muerte.

La reacción inmunitaria más inmediatamente perceptible a la exposición a pesticidas es un aumento en la reactividad alérgica, que a menudo incluye hipersensibilidad química múltiple. Las personas con inmunidad suprimida por pesticidas también pueden ser incapaces de combatir infecciones virales o pueden experimentar una reactivación de uno o más virus del herpes. Estudios inmunológicos revelan que la exposición a pesticidas puede causar una disminución en el número de células B y T. Numerosos estudios clínicos, epidemiológicos y experimentales muestran reducciones o alteraciones en la inmunidad celular, humoral y no

específica (Assessment, 2009).

Es probable que la toxicidad por carbamatos sea más breve en comparación con la toxicidad por organofosforados debido a la reversibilidad de la acetilcolina (AChE). Los efectos clínicos de los plaguicidas de carbamatos dependen del tipo de plaguicida utilizado, así como de la dosis y el modo de exposición (Ahmad et al., 2004). Sin embargo, también se encuentra literatura donde se ha explorado la relación entre la exposición a carbamatos y trastornos mentales como la depresión y la ansiedad. Debido a estas afecciones a los seres humanos, el estudio de la biodegradación de insecticidas tóxicos es útil, ya que las reacciones que liberan insecticidas venenosos transforman la mayoría de los residuos de insecticidas en el ambiente en metabolitos inofensivos y menos tóxicos (Cycoń et al., 2017).

Un estudio epidemiológico cuidadosamente diseñado, realizado en 23 mujeres con exposición crónica a aguas subterráneas contaminadas con aldicarb a un nivel de 16,1 mg/L, mostró cambios persistentes en el recuento de subgrupos de células T, con un aumento significativo del número de células T-CD8+ y una disminución de la relación T4/T8 en comparación con un grupo control emparejado de 27 mujeres no expuestas (Fiore et al., 1986). En otro caso, los estudios con voluntarios humanos que ingirieron carbaril durante 6 semanas informaron cambios abdominales y dificultad para dormir con un límite de exposición mínimo (LOEL) de 0,13 mg kg/día. El informe de un caso sugirió posibles efectos de problemas neurológicos o psicológicos crónicos. Los efectos de las anomalías morfológicas de los espermatozoides y el aumento del riesgo de desarrollar múltiples tumores se analizan en las secciones de toxicidad y carcinogenicidad para la reproducción y el desarrollo (Koshlukova & Reed, 2014).

Además de la inhibición de la actividad de la acetilcolina (AChE), se ha reportado que los carbamatos causan irritación cutánea y ocular, alteraciones hematopoyéticas, degeneración hepática, renal y testicular, así como cambios funcionales e histopatológicos en el sistema nervioso tras exposiciones prolongadas a dosis altas. Además, se sabe que algunos carbamatos

producen efectos reproductivos y teratogénicos. Se ha reportado que los fetos de madres que recibieron carbamatos presentan mayor mortalidad y menor aumento de peso. Los hombres expuestos crónicamente al carbofurano presentan semen de baja calidad, ya que los espermatozoides y las espermátidas presentan multinucleación (Gupta, 2014).

## **Animales**

Los sitios utilizados para el cultivo de peces y otros organismos acuáticos suelen estar expuestos a aguas contaminadas con agroquímicos debido a su proximidad a campos utilizados para el cultivo de hortalizas tratadas con estas sustancias (Campos-Garcia et al., 2015). Los niveles de dosis no letales (LOEL) incluyeron 12-15 mg/kg día para la hipertrofia folicular tiroidea y hepatocelular hepática en ratas, y depósitos globulares en el epitelio vesical en ratones;  $10^{-31}$  mg kg día para la disminución del tamaño de las pupilas, la reducción de la actividad de crianza, temblores, lagrimeo y salivación en ratas y perros; 24 mg/kg día para el aumento del peso del hígado en ratas; 30-79 mg/kg día para la disminución del peso corporal, el aumento de peso corporal y el consumo de alimentos en perros y ratas; 145-350 mg kg día para la nefropatía progresiva y opacidad ocular en ratones, e hiperplasia epitelial vesical, hiperplasia urotelial pélvica, cataratas, degeneración del nervio y músculo ciáticos, cromodaciorrea y alopecia en ratas (Koshlukova & Reed, 2014). Otro estudio realizado por, demuestra que en el pez cebra, la exposición al carbofurano aumenta la ansiedad y la actividad de la tirosina hidroxilasa. Asimismo, los efectos de la exposición al carbofuran en la lubina (*Dicentrarchus labrax*) incluyeron una disminución de la velocidad de nado y la inhibición de la acetilcolinesterasa (AChE) (Liu S et al., 2020).

### **5.3.2.Persistencia y Degradación en el Ambiente**

Estudios sobre los factores que afectan la persistencia del carbofurano indican que una temperatura más alta, la humedad del suelo y la precipitación aumentan la tasa de desaparición. El carbofurano técnico parece ser más susceptible a la degradación y a la lixiviación que la

formulación granular; un factor que debe considerarse al comparar las observaciones (Felsot et al., 1982). Por otra parte, aunque los herbicidas carbamatos generalmente no son particularmente persistentes en el suelo, Kaufman, (1967) explica que los factores ambientales que propician una mayor actividad microbiana por ejemplo, altos niveles de materia orgánica, mayor aireación y mayor humedad y temperatura del suelo tienden a reducir la persistencia de los herbicidas carbamatos en el suelo.

### **5.3.3. Impacto en Suelo y Agua**

En los sistemas acuáticos, los pesticidas se absorben a través de la materia orgánica particulada debido a sus altos valores de  $K_{ow}$  y pueden bioacumularse y multiplicarse en los organismos acuáticos y las cadenas alimentarias (Arisekar et al., 2019). Los pesticidas llegan a los cuerpos de agua por deriva de pulverización, aspersión aérea o escorrentía de tierras agrícolas. Se disipa por hidrólisis, fotólisis y degradación microbiana, dependiendo de su estructura química, las características del agua y su biodisponibilidad (Sunaryani & Rosmalina, 2021). Aunque los plaguicidas carbamatos no persisten por más tiempo en ambientes acuáticos y son muy estables bajo condiciones acuáticas, la aplicación de estos compuestos tóxicos puede causar una reducción importante de organismos no objetivo. Por lo tanto, la degradación del carbamato mediante microbios reviste gran interés, ya que muchos métodos convencionales para eliminar la contaminación por pesticidas han demostrado ser ineficaces y costosos. Por lo tanto, se requieren técnicas eficaces y económicas para tratar este contaminante (Mustapha et al., 2019).

Generalmente, el carbamato se caracteriza por una baja presión de vapor a temperatura ambiente y una baja tasa de evaporación o sublimación, lo que resulta en su volatilización desde el suelo. Sin embargo, la dispersión a través del aire será un factor menos significativo. Los carbamatos se caracterizan por su capacidad de absorber luz, lo que contribuye a su descomposición fotolítica en agua. Por lo tanto, la contaminación persistente y peligrosa de los carbamatos es pequeña. Los insecticidas se aplican principalmente a las plantas, que

posteriormente alcanzarán el suelo; sin embargo, los carbamatos herbicidas y nematocidas se aplican directamente al suelo (Mustapha et al., 2019).

Mendes et al. (2019) afirmaron que el pKa de los pesticidas y el pH de la solución del suelo afectan el comportamiento de sorción de la molécula. Los pesticidas con un  $\log K_{ow}$  inferior a 3 son poco lipofílicos, moderadamente lipofílicos cuando el  $\log K_{ow}$  es 3,5 y altamente lipofílicos cuando el  $\log K_{ow}$  es superior a 5 (Knauer et al., 2017). El  $K_{ow}$  indica el modo de acción sistémico del pesticida. Es probable que los pesticidas con valores bajos de  $K_{ow}$  se transporten en el sistema vascular de las plantas (Zacharia et al., 2011). Los plaguicidas llegan a los cuerpos de agua por deriva de pulverización, pulverización aérea o escorrentía de tierras agrícolas (Shea, 1983). En la Figura 6, se presenta como el comportamiento de los pesticidas en la biosfera está relacionado a su origen y fuente, su uso indiscriminado se ha convertido en un riesgo potencial como fuente de contaminación de las superficies del suelo y napas subterráneas, e incluso se han encontrado vestigios de pesticidas en muestras de aire (Castillo et al., 2003).

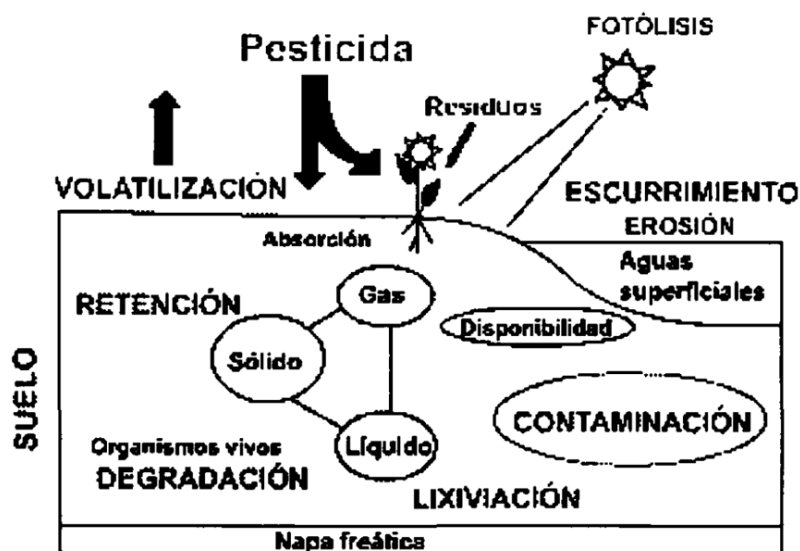


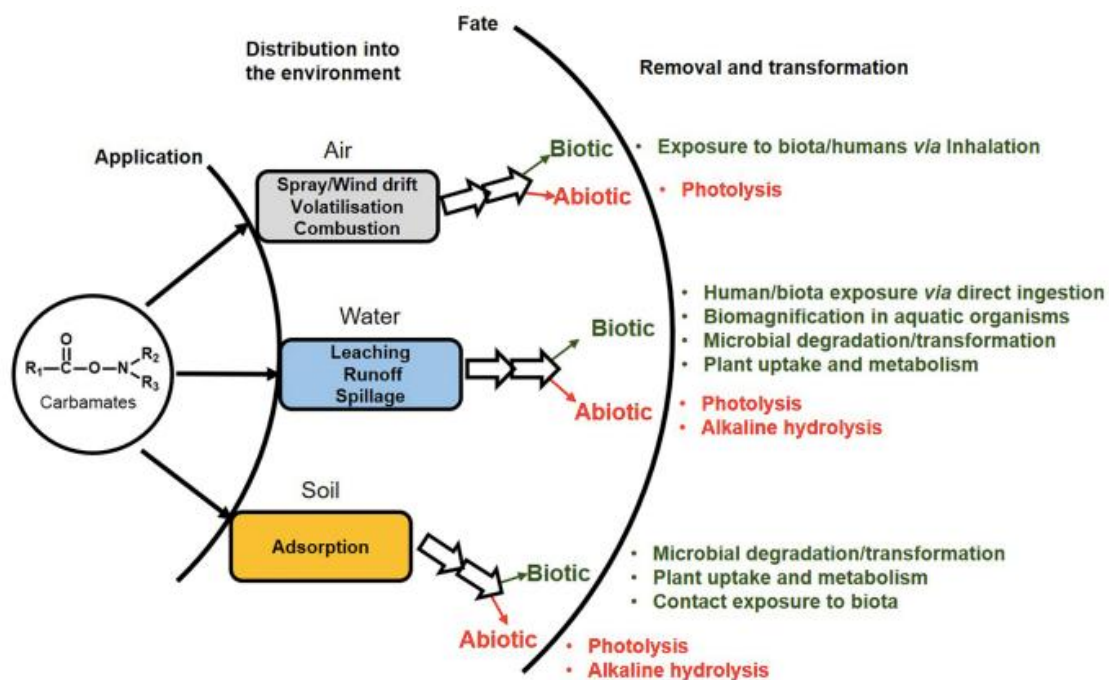
Figura 6. Representación esquemática de los principales fenómenos implicados en la dinámica de los pesticidas en el suelo.

Fuente: Castillo et al., 2003

$K_{oc}$  se describe como el coeficiente entre el agua y las partículas del suelo, normalizado al contenido de CO de las partículas (Knauer et al., 2017). Los pesticidas con una alta  $K_{oc}$  tienden a unirse fuertemente al suelo. El pH del suelo afecta la  $K_{oc}$  de los pesticidas iónicos y parcialmente iónicos (Motoki et al., 2014). Este efecto es función del  $pK_a$  del pesticida (Pereira et al., 2016).

Varios estudios demuestran la presencia de residuos de plaguicidas en peces de agroecosistemas sudamericanos. Sus hallazgos indicaron que se identificaron 30 plaguicidas diferentes en concentraciones de <1 mg/kg a 194 mg/kg. La incidencia de plaguicidas en peces estuvo fuertemente relacionada con los siguientes factores: i) el contaminante ( $K_{ow}$ , persistencia ambiental y movilidad) y ii) la intensidad del uso de plaguicidas específicos y la superficie agrícola (Ernst et al., 2018). Además, Mustapha et al. (2019) explica las bacterias del suelo que están constantemente expuestas a químicos tóxicos sintéticos pueden desarrollar nuevas capacidades para degradar tales químicos. Las poblaciones microbianas en el suelo tienen la capacidad de metabolizar (hidrolizar) plaguicidas carbamatos y pueden adaptarse fácilmente a varias formas de carbamatos.

## 5.4. Destino Final



**Figura 7. Modo de entrada de los plaguicidas carbamatos al medio ambiente y su destino**

Fuente: Malhotra et al., 2021

Del total de carbamatos aplicados como plaguicidas en el sector agrícola, solo una pequeña fracción impacta a los organismos objetivo, mientras que el resto se distribuye al medio ambiente, dañando a la biota no objetivo y provocando un desequilibrio ecológico. La Figura 7, (X. Liu et al., 2024) muestran los procesos que contribuyen principalmente a la distribución y persistencia de estos compuestos incluyen la lixiviación, la adsorción, la escorrentía, la volatilización y la degradación parcial (por factores bióticos y abióticos). Además de los factores bióticos y abióticos, la presencia de cocontaminantes como los metales pesados podría afectar la persistencia de estos compuestos en el medio ambiente al alterar su adsorción, biodisponibilidad, estado redox y toxicidad (H. Zhang et al., 2020). Dado que los carbamatos difieren ampliamente en propiedades químicas como la solubilidad en agua, la presión de vapor, la fotoestabilidad y el coeficiente de adsorción al suelo ( $K_{oc}$ ), el destino ambiental de cada plaguicida individual es variable.

Los carbamatos altamente solubles en agua, como el metomilo, el oxamilo y el aldicarb, son más propensos a la escorrentía y lixiviación hacia aguas subterráneas y cuerpos

de agua. los plaguicidas carbamatos aromáticos pueden adsorberse en partículas del suelo y entrar en cuerpos de agua. El contenido orgánico del suelo es un determinante principal de la adsorción de carbamatos, y ciertos compuestos como el carbarilo y el carbofurano muestran una sorción de moderada a alta en el suelo. los carbamatos también se detectan en el aire debido a la deriva de la pulverización o la volatilización. Para determinar el destino de estos plaguicidas, se emplean diversas técnicas de estimación cuantitativa y cualitativa a partir de muestras ambientales. La cromatografía de gases (GC) y la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC), junto con la espectrometría de masas (MS) u otros métodos de detección (como UV-Vis/fluorescencia), se han aplicado principalmente en estos análisis. Sin embargo, dado que la mayoría de los carbamatos son polares y térmicamente inestables, a menudo se requiere la derivatización para el análisis por GC (Wu et al., 2009).

El carbofurano es un pesticida de la clase carbamato ampliamente utilizado que se ha detectado en ríos de todo el mundo. En Brasil, la detección de carbofurano osciló entre 1,40  $\mu\text{g/L}$  y 148  $\mu\text{g/L}$  (Brovini et al., 2023; Grützmacher et al., 2008) y, en China, entre 1,54  $\mu\text{g/L}$  y 204  $\mu\text{g/L}$  (C. P. Zhang et al., 2016). La concentración más alta encontrada en Kenia fue de 495  $\mu\text{g/L}$  (Otieno et al., 2010). Así también, Song et al. (2018) reporta la presencia de carborurano en alimentos, por encima del límite máximo en pepinos (0,146  $\mu\text{g/kg}$ ), néctar y polen de colza (35,78  $\mu\text{g/kg}$ ) y en cacahuets en Camerún (0,0966  $\mu\text{g/kg}$ ) (Oliveira et al., 2024).

### **5.5. Métodos de tratamientos**

Los plaguicidas se degradan principalmente en la naturaleza por microorganismos, lo cual depende de diversos factores bióticos y abióticos (Aislabie & Lloyd-Jones, 1995). Así también, Reichenberger et al. (2007) han revisado diversas estrategias de mitigación y su eficacia para reducir la contaminación por plaguicidas en aguas ambientales. Se han evaluado previamente diferentes tratamientos físicos de aguas residuales (lecho evaporativo revestido, adsorción con carbón activado), tratamientos químicos (fotólisis, hidrólisis y oxidación

química) y tratamientos biológicos (lodos activados, lecho biológico, humedal artificial) (Ikehata & El-Din, 2005). En los últimos años, los procesos de oxidación avanzada (POA) han recibido una atención considerable para la degradación de plaguicidas. Los procesos de oxidación avanzada pueden definirse ampliamente como procesos de tratamiento a temperatura cercana a la ambiente basados en radicales altamente reactivos, especialmente el radical hidroxilo, como oxidante principal (Misra, 2015).

**Tabla 3. Métodos químicos y fisicoquímicos de tratamiento de aguas residuales contaminados con carbamatos**

<b>Método de tratamiento</b>	<b>Principio</b>	<b>Carbamatos tratados</b>	<b>Eficiencia</b>
Oxidación avanzada (POA)	Generación de radicales hidroxilos altamente reactivos que atacan y degradan los carbamatos.	Carbofurano Carbaril Metolimo Tiocarbamatos	Eficiencia de remoción del 90-100%
Coagulación/Floculación	Adición de coagulantes para desestabilizar las partículas suspendidas y los coloides. Seguidamente, los floculantes promueven la aglomeración de las partículas para facilitar su remoción por sedimentación o flotación.	Carbamatos de mayor peso molecular o con baja solubilidad	Eficiencia variable. Permite remover el 30-60%
Adsorción de carbón activado	Retención de los carbamatos en la superficie porosa del carbón activado gracias a las fuerzas de van der Waals.	Carbaril Carbofurano	Eficiencia de remoción del 99%
Electro-oxidación (PEOA)	Utiliza electrodos para generar especies oxidantes para oxidar directamente los carbamatos.	Carbofurano Carbaril Metomilo Aldicarb	Alta eficiencia de degradación. 80% hasta más del 99% para diferentes carbamatos.
Electrocoagulación	Genera iones metálicos que actúan como coagulantes in situ.	Carbaril Carbofurano	Eficiencia de remoción del 85-95% de la carga orgánica global.

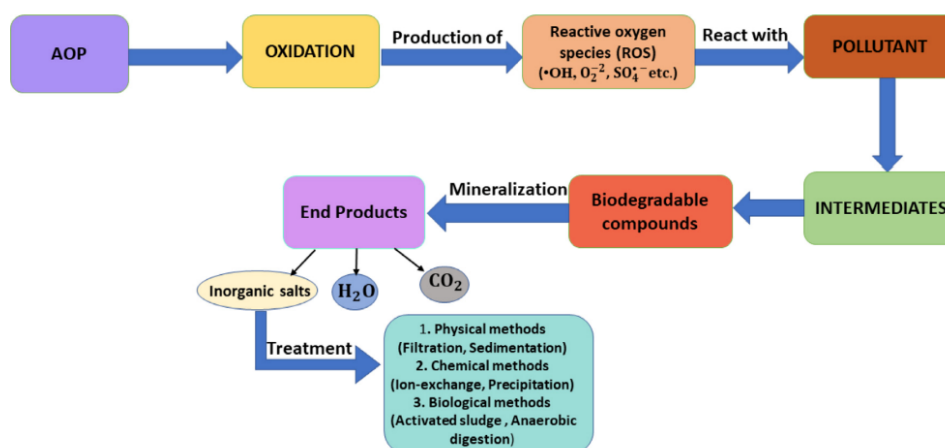
En la actualidad, los métodos de tratamiento de carbamatos en aguas residuales es un desafío ambiental debido a la persistencia y toxicidad de estos compuestos ampliamente aplicados como pesticidas, Tabla 3, Entre los métodos químicos y fisicoquímicos más efectivos se encuentran la oxidación avanzada (POA), la misma que emplea radicales hidroxilos altamente reactivos capaces de degradar carbamatos como el carbofurano, carbaril, metomilo y tiocarbamatos con una eficiencia de remoción de 90% al 100%. La coagulación/floculación consiste en la adición de coagulantes con el fin de desestabilizar partículas suspendidas y coloides que posteriormente se aglomeran gracias a floculantes, permitiendo la remoción de carbamatos de mayor peso molecular o baja solubilidad. Por otra parte, la adsorción en carbón activado destaca por su eficiencia, alcanzando hasta el 99% para carbamatos. Asimismo, la electro-oxidación (PEOA) se caracteriza por utilizar electrodos para formar especies oxidantes que degradan directamente los carbamatos.

Finalmente, la electrocoagulación, es un método de tratamiento químico que permite generar iones metálicos coagulantes *in situ*, removiendo eficientemente la carga orgánica global en aguas contaminadas con carbaril y carbofurano. Santos et al. (2010) explica que la selección del método más adecuado depende de las características específicas del agua residual y del tipo de carbamato presente, siendo recomendable la combinación de tecnologías para alcanzar una remoción óptima. En la presente revisión bibliográfica se ha decidido enfocar el análisis únicamente en los métodos de tratamiento de aguas residuales contaminadas con carbamatos que presentan las mayores eficiencias de remoción: la oxidación avanzada (POA) y la adsorción en carbón activado. La selección de estos métodos se fundamenta en los datos recolectados en la Tabla 3, donde ambos métodos se caracterizan por su capacidad para eliminar carbamatos hasta el 99-100% de los pesticidas presente, superando significativamente a otros métodos alternativos como la coagulación/floculación y la electrocoagulación. Además, ambos métodos han demostrado ser escalables y adaptables a diferentes condiciones operativas, lo que refuerza su relevancia para el tratamiento de aguas residuales.

### Procesos de Oxidación Avanzada (POA)

El proceso de oxidación avanzada (POA) es una tecnología prometedora que implica la liberación de especies reactivas de oxígeno para la degradación de contaminantes orgánicos y su principal objetivo es la mineralización completa de contaminantes en productos finales inocuos (Oturán & Aaron, 2014). Los POA se los puede clasificar en: ozonización, fotocátalisis homogénea y heterogénea, y procesos Fenton y similares, pueden acelerarse mediante la aplicación de ultrasonidos, microondas, oxidación húmeda y procesos electroquímicos y de irradiación. Una de sus ventajas importantes frente a los métodos convencionales es su capacidad para reducir eficazmente los componentes recalcitrantes sin generar un flujo de residuos secundario, por ej., los procesos de membrana. Además, Kommineni et al., (2000) detalla que, en la mayoría de los casos, la formación de especies peligrosas en el efluente es limitada, lo que parece ser la principal ventaja frente a tecnologías competitivas como la oxidación de compuestos orgánicos con cloro, en la que su tratamiento se asocia con la formación de una cantidad considerable de especies organocloradas. Kumari & Kumar (2023) enlistan las siguientes características importantes:

- No es selectivo y puede reaccionar con casi todos los contaminantes orgánicos.
- Es altamente reactivo y presenta constantes de reacción del orden de  $10^{-4} \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ , lo que lo hace más rápido en comparación con las técnicas convencionales.
- Se puede generar fácilmente mediante diversos métodos, lo que convierte al proceso de oxidación avanzada en una técnica versátil para diversos contaminantes.
- Es inocuo y un oxidante ecológico, ya que oxida el contaminante completamente y produce subproductos no tóxicos.



**Figura 8. Esquema de funcionamiento del proceso de oxidación avanzada.**

Fuente: Kumari & Kumar, 2023

Se prefiere la POA a otros métodos por su respeto al medio ambiente, ya que no transfiere contaminantes de una fase a otra ni produce lodos peligrosos tras el tratamiento (Saravanan et al., 2022). Una barrera importante asociada a los POA en comparación con otros métodos de tratamiento más convencionales es el nivel de costo específico, el volumen unitario de efluente tratado y el costo por unidad de masa de contaminante eliminado. Heberling et al. (n.d.) explica que los tratamientos POA se dividen en dos categorías:

- i. Métodos no fotoquímicos: Ozono, ozono catalítico, peroxona, sistemas fenton, ferrato.
- ii. Métodos fotoquímicos: Radiación ultravioleta (UV), ozono-radiación UV, ozono-peróxido de hidrógeno-radiación UV, ozonización fotocatalítica, sistemas foto fenton/similares a fenton, oxidación fotocatalítica (UV/TiO<sub>2</sub>), irradiación con haz de electrones, ultrasonidos/sonicación.

Se utilizan en lugar de otros procesos de oxidación, como la oxidación con KMnO<sub>4</sub>, K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>4</sub> y Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub>, ya que oxidan parcialmente los contaminantes, y estos contaminantes parcialmente oxidados pueden constituir una fuente secundaria de contaminación. Por otro lado, Rodríguez et al. (2018) explica que la POA produce la mineralización completa o la oxidación total de los contaminantes, generando productos inorgánicos como CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O y

compuestos inorgánicos inofensivos. La Figura 8, muestra el mecanismo básico involucrado en el proceso de oxidación avanzada. Las especies reactivas de oxígeno más utilizadas como oxidantes en POA son el ozono ( $O_3$ ) y el radical hidroxilo ( $\cdot OH$ ), debido a su alto potencial de reducción (2,07 V), que se ve potenciado por la generación de  $\cdot OH$ , con un potencial de reducción de (2,8 V). La Tabla 4 muestra el potencial de reducción de varios oxidantes. El potencial de reducción mide la tendencia de una especie química dada a reducirse y oxidar otras especies. De la Tabla 4 se deduce que, después del flúor, el radical hidroxilo tiene el mayor potencial de reducción en comparación con otras especies reactivas de oxígeno, por lo que se utiliza principalmente en procesos de oxidación avanzada (Kumari & Kumar, 2023).

**Tabla 4. Potencial de reducción de diversos oxidantes**

Especies oxidativas	Potencia de reducción ( $E^0(V)$ )
Flúor	3.03
Radical hidroxilo	2.8
Oxígeno singlete	2.42
Ozono	2.07
Peróxido de hidrógeno	1.78
Radical hidroperóxido	1.7

Fuente: Kumari & Kumar, 2023

### **Ozono**

El ozono ( $O_3$ ) es un potente oxidante ampliamente utilizado en diversos procesos industriales, como el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales, la desinfección de agua potable, la síntesis química, la industria alimentaria, la agricultura, el control de la contaminación atmosférica y las aplicaciones médicas y dentales (Loeb et al., 2012). Mahmoodi & Pishbin (2025) ofrecen una revisión sobre el análisis de mecanismos de

oonización, abarcando tanto oxidación directa por ozono como las reacciones indirectas facilitadas por los radicales hidroxil. Donde se examinan el desarrollo de los procesos de oxidación avanzada (POA) basados en ozono que han demostrado una eficacia significativa en la descomposición de contaminantes persistentes, como microcontaminantes orgánicos y patógenos, que no se abordan fácilmente con las técnicas de tratamiento tradicionales. Debido a los requisitos de energía y el costo, la ozonización se ha considerado menos efectiva que otros POA (incluida la ozonización utilizada en conjunto con otros procesos) en la reducción de microcontaminantes de aguas residuales (Prieto-Rodríguez et al., 2013).

Beltrán et al. (1999) ha presentado una explicación de las reacciones del ozono en el tratamiento de agua y aguas residuales. Debido a su estructura química única, que implica cuatro posibles formas de resonancia con tres átomos de oxígeno, el ozono posee características tanto electrófilas como nucleófilas. Las reacciones del ozono molecular acuoso se pueden clasificar en tres categorías:

- Reacciones de oxido-reducción
- Reacciones de cicloadición dipolar
- Reacciones de sustitución electrofílica

Se sabe que el ozono ataca los dobles enlaces  $C=C$  en moléculas orgánicas como olefinas y aromáticos para formar un intermedio cíclico llamado ozónido, que posteriormente experimenta una serie de reacciones, como la ozonólisis anormal, y produce dos moléculas más pequeñas, como cetonas, aldehídos o ácidos carboxílicos. En las reacciones de sustitución electrofílica, una molécula de ozono reacciona con una molécula orgánica, como un compuesto aromático sustituido, en una de las posiciones nucleófilas. La ortohidroxicación y parahidroxicación de compuestos aromáticos, como el fenol, es un ejemplo típico de reacciones de sustitución electrofílica. Los fenoles hidroxicados se descomponen aún más por el ozono en ácidos orgánicos más pequeños, cetonas y aldehídos mediante una serie de reacciones, incluida

la ozonólisis anormal.

Además de estas reacciones directas del ozono que involucran moléculas de ozono y otros compuestos (contaminantes en el caso del tratamiento de agua y aguas residuales), las moléculas de ozono se descomponen en diversas especies reactivas de oxígeno (radicales libres) que reaccionan con los contaminantes del agua (Ikehata & Li, 2018). Por otro lado, la ozonización catalítica es un proceso de oxidación avanzada que mejora la capacidad oxidativa del ozono a través de la presencia de catalizadores específicos para la formación de radicales hidroxilos altamente reactivos. Hill, (1948) en su investigación sobre el mecanismo y energía de activación de la descomposición del ozono catalizada por el ión cobalto sugiere que los iones metálicos disueltos y que diversos óxidos metálicos, como el óxido de cobre (II) ( $\text{CuO}$ ), el dióxido de manganeso ( $\text{MnO}_2$ ), el dióxido de titanio ( $\text{TiO}_2$ ) y el óxido de hierro(III) ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), así como el paladio y el carbón activado, actúan como catalizadores heterogéneos de la descomposición del ozono. Además, la ozonización catalítica permite la degradación eficiente de contaminantes orgánicos complejos de aguas residuales, aumentando la mineralización y reduciendo la toxicidad de los efluentes.

De manera similar, el resto de categorías de POA mencionadas anteriormente, han arrojado investigaciones en los últimos años, donde el ozono ha demostrado su eficacia en la desactivación de productos farmacéuticos y la reducción de la DQO, la DBO y los sólidos en suspensión, a la vez que reduce los costes energéticos. El ferrato, al igual que la radiación UV, también ha demostrado ser prometedora en la reducción de la DQO. La radiación UV, en particular la UV con ozono o peróxido, demostró su eficacia en el tratamiento de contaminantes en aguas grises y la descomposición de bisfenoles. En un estudio de 2013, el ozono catalítico mostró una eliminación de contaminantes de hasta un 88% en comparación con los métodos convencionales. Investigaciones realizadas en los últimos cinco años han demostrado que la peroxona y la E. peroxona mejoraron la eficacia del ozono en la destrucción de contaminantes,

a la vez que redujeron los costes en comparación con el ozono solo. Estudios recientes que incluyen procesos Fenton han demostrado ser prometedores en el tratamiento de iones metálicos y productos farmacéuticos. Estudios contemporáneos han demostrado éxito en la desactivación de patógenos biológicos mediante UV/TiO<sub>2</sub>. La irradiación con haz de electrones mostró eficacia en la reducción de coliformes. Los sistemas de hierro de valencia cero a nanoescala fueron eficaces en la eliminación de estrógenos, según los hallazgos de un estudio realizado hace cinco años (Heberling et al., n.d.).

### **Adsorción de carbón activado**

El carbón activado es un producto con una estructura cristalina reticular similar a la del grafito. Es extremadamente poroso y puede desarrollar superficies extensas como 1,500.00 metros cuadrados por gramo de carbón. Los átomos de carbón pueden atraer moléculas de compuestos que causan color, olor o sabor no deseados. La activación del carbono es "multiplicar" la superficie, creando una estructura porosa. Por todo ello, elimina impurezas orgánicas que causan olor, color o sabor no deseado (CAO et al., 2006). La química superficial del carbón activado depende del contenido de heteroátomos, principalmente complejos de oxígeno en la superficie, que determinan la carga superficial, la hidrofobicidad y la densidad electrónica (Moreno-Castilla, 2004). Su aplicación como medio filtrante se diversifica en el tratamiento de agua potable debido a sus altas propiedades de adsorción. La superficie equivalente de 1 g de carbón activado de cáscara de coco varía de 1100 a 1400 m<sup>2</sup> (Silva et al., 2022). Acharya et al. (2009) explica que la adsorción con carbón activado ha demostrado ser la opción de tratamiento más económica, especialmente para tratar bajas concentraciones de aguas residuales y para cumplir con los estrictos requisitos de tratamiento.

El procedimiento de adsorción comienza con el paso del agua contaminada a través del lecho de carbón activado (en columna). Las moléculas de carbamatos se adhieren a la superficie del carbón debido a fuerzas de Van der Waals y, en algunos casos, a interacciones químicas específicas (quimisorción), sin descomponer el compuesto original, evitando la formación de

subproductos tóxicos (Matisová & Škrabáková, 1995). Sabzehmeidani et al. (2021) corrobora que, en la fase acuosa, diversas interacciones, incluyendo las fuerzas de enlace de hidrógeno de van der Waals, dipolo inducido, dipolo-dipolo y donador-aceptor, desempeñan un papel crucial en la unión y acumulación de compuestos químicos en adsorbentes carbonosos. Entre estas interacciones, los enlaces de hidrógeno y  $\pi$ - $\pi$ , las interacciones covalentes y electrostáticas, así como el efecto hidrofóbico, contribuyen significativamente al proceso de adsorción. Durante el proceso de adsorción, se puede desarrollar una zona conocida como zona de transferencia de masa (ZTM) dentro del lecho de carbón, donde se produce la adsorción. Se observa un aumento en la concentración del efluente cuando la ZTM llega a la salida, donde la solución sale de la columna (Srivastava et al., 2008).

Sin embargo, Wang et al. (2007) expone que el carbón activado comercial es un producto relativamente caro y su regeneración no siempre es evidente. Por ello, en los últimos años, los investigadores han buscado soluciones ecorresponsables para producir carbón activado más económico a partir de materiales renovables. se han realizado varios estudios sobre la recuperación de residuos agrícolas en la producción de carbón activado. Estos carbones se derivan de residuos lignocelulósicos, tales como huesos de aceituna, cáscara de hueso de albaricoque, huesos de albaricoque, cáscaras de almendra, cáscaras de pistacho, cáscaras de nuez, huesos de dátil, tallos de plátano, cáscaras de rambután, cáscaras de mangostán, mazorcas de maíz, marcas de uva, cáscaras de coco, cáscaras de cacahuete, etc. Se utilizan, a su vez, en el tratamiento de aguas, purificación de productos y sistemas de adsorción de gases (Zgolli et al., 2024). Cuando el pH de la solución supera el pH de carga cero del material de carbono, la superficie adquiere una carga negativa y puede atraer cationes de la solución. Por el contrario, cuando el pH desciende por debajo del pH de carga cero del material de carbono, la superficie se vuelve positiva, atrayendo aniones (Moreno-Castilla, 2004).

Lazarević-Pašti et al. (2023) describe que las características cruciales del adsorbato que impactan significativamente el proceso de adsorción incluyen el pKa, los grupos funcionales,

la polaridad, el peso y tamaño molecular, la solubilidad y la naturaleza del sustituyente. El tamaño de las moléculas determina la accesibilidad a los poros del carbono, mientras que la solubilidad influye en las interacciones hidrofóbicas. El valor de pKa desempeña un papel crucial en la disociación de la adsorción, especialmente en el caso de los electrolitos. Además, los sustituyentes del anillo aromático, al igual que los sustituyentes de la capa de grafeno, pueden modular la distribución electrónica, lo que afecta las interacciones de dispersión entre el anillo aromático del adsorbato y las capas de grafeno dentro del adsorbente. El proceso de adsorción también se ve influenciado por las condiciones de la solución, como el pH, la fuerza iónica y la temperatura (Haghseresht et al., 2002).

## 6. CONCLUSIONES

Los carbamatos, debido a sus propiedades químicas particulares como la alta solubilidad en agua, baja volatilidad y alta movilidad en suelos, han demostrado ser eficaces en aplicaciones agrícolas, aunque también representan una amenaza significativa para el medio ambiente. Su toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación generan impactos ecotoxicológicos relevantes, afectando tanto a organismos acuáticos como terrestres, y planteando riesgos para la salud humana y la biodiversidad. El destino ambiental de estos compuestos está condicionado por diversos factores fisicoquímicos y biológicos, que influyen en su degradación y posible transporte hacia cuerpos de agua superficiales o subterráneos

En cuanto al tratamiento de aguas contaminadas con carbamatos, se han identificado métodos convencionales como la hidrólisis, fotólisis y biodegradación, así como técnicas avanzadas como los procesos de oxidación avanzada (POA) y la adsorción con carbón activado, cuya eficiencia depende del tipo de carbamato y las características del agua residual. La revisión bibliográfica destaca la necesidad de integrar el conocimiento químico y ecotoxicológico con el desarrollo de tecnologías de tratamiento efectivas. Asimismo, se subraya la importancia de fortalecer la regulación y fomentar la educación para promover un uso responsable de los pesticidas y mitigar

sus efectos sobre la salud pública y los ecosistemas.

## 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acharya, J., Sahu, J. N., Sahoo, B. K., Mohanty, C. R., & Meikap, B. C. (2009). Removal of chromium(VI) from wastewater by activated carbon developed from Tamarind wood activated with zinc chloride. *Chemical Engineering Journal*, *150*(1), 25–39. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2008.11.035>
- Aislabie, J., & Lloyd-Jones, G. (1995). A review of bacterial-degradation of pesticides. *Soil Research*, *33*(6), 925–942. <https://doi.org/10.1071/SR9950925>
- Alza Camacho, C., Roberto, W., Colmenares, G., Mauricio, J., Acuña, C., & Patricia, S. (2016). Estimación del riesgo de contaminación de fuentes hídricas de pesticidas (Mancozeb y Carbofuran) en Ventaquemada, Boyacá - Colombia. *Acta Agronómica*, *65*(4), 368–374. <https://doi.org/10.15446/acag.v65n4.50325>
- Arisekar, U., Shakila, R. J., Jeyasekaran, G., Shalini, R., Kumar, P., Malani, A. H., & Rani, V. (2019). Accumulation of organochlorine and pyrethroid pesticide residues in fish, water, and sediments in the Thamirabarani river system of southern peninsular India. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *11*, 100194. <https://doi.org/10.1016/J.ENMM.2018.11.003>
- Assessment, U. E. N. C. for E. (2009). *Pesticides and immunity*.
- Barbieri, M., Bruno, C., Crisafulli, P., Isella, F., Lavina, D., & Poggi, A. (2013). Optimization process of a multi-reservoir system in a market context. *Proceedings of IREP Symposium: Bulk Power System Dynamics and Control - IX Optimization, Security and Control of the Emerging Power Grid, IREP 2013*. <https://doi.org/10.1109/IREP.2013.6629387>
- Beltrán, F. J., García-Araya, J. F., Frades, J., Álvarez, P., & Gimeno, O. (1999). Effects of single and combined ozonation with hydrogen peroxide or UV radiation on the chemical degradation and biodegradability of debittering table olive industrial wastewaters. *WatRe*, *33*(3), 723–732. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00239-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00239-5)
- Bermúdez-Couso, A., Fernández-Calviño, D., Pateiro-Moure, M., Nóvoa-Muñoz, J. C., Simal-Gándara, J., & Arias-Estévez, M. (2011). Adsorption and desorption kinetics of carbofuran in acid soils. *Journal of Hazardous Materials*, *190*(1–3), 159–167. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2011.03.021>,
- Blacker, A. M., Kelly, I. D., Lantz, J. L., Mihlan, G. J., Jones, R. L., & Young, B. M. (2010). Aldicarb: Toxicity, Exposure and Risks to Humans. *Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology, Third Edition: Volume 1, 1*, 1619–1632. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374367-1.00075-6>
- Bonner, M. R., Lee, W. J., Sandler, D. P., Hoppin, J. A., Dosemeci, M., & Alavanja, M. C. R. (2005). Occupational exposure to carbofuran and the incidence of cancer in the agricultural health study. *Environmental Health Perspectives*, *113*(3), 285–289. <https://doi.org/10.1289/EHP.7451>,
- Brovini, E. M., Quadra, G. R., Paranaíba, J. R., Carvalho, L., Pereira, R. de O., & de Aquino, S. F. (2023). Occurrence and environmental risk assessment of 22 pesticides in Brazilian freshwaters. *Aquatic Toxicology*, *260*. <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2023.106566>,

- Cai, Z., Wang, J., Ma, J., Zhu, X., Cai, J., & Yang, G. (2015). Anaerobic Degradation Pathway of the Novel Chiral Insecticide Paichongding and Its Impact on Bacterial Communities in Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *63*(32), 7151–7160. <https://doi.org/10.1021/ACS.JAFC.5B02645>,
- Campos-Garcia, J., Martinez, D. S. T., Alves, O. L., Leonardo, A. F. G., & Barbieri, E. (2015). Ecotoxicological effects of carbofuran and oxidised multiwalled carbon nanotubes on the freshwater fish Nile tilapia: Nanotubes enhance pesticide ecotoxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *111*, 131–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.005>
- CAO, Q., XIE, K., LV, Y., & BAO, W. (2006). Process effects on activated carbon with large specific surface area from corn cob. *Bioresource Technology*, *97*(1), 110–115. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2005.02.026>
- Caplow, M. (1968). Kinetics of Carbamate Formation and Breakdown. *Journal of the American Chemical Society*, *90*(24), 6795–6803. [https://doi.org/10.1021/JA01026A041/ASSET/JA01026A041.FP.PNG\\_V03](https://doi.org/10.1021/JA01026A041/ASSET/JA01026A041.FP.PNG_V03)
- Castillo, A. E., Rojas, J. M., Solito, R. L. M., Nardelli, J. L., & Guasch, G. (2003). Métodos para determinar Carbofuran (2,3-dihidro-2,2-dimetilbenzofuran-7-il metilcarbamato). *Agrotecnia*, *10*(10), 15–20. <https://doi.org/10.30972/AGR.010462>
- Cogger, C. G., Stark, J. D., Bristow, P. R., Getzin, L. W., & Montgomery, M. (1998). Transport and Persistence of Pesticides in Alluvial Soils: II. Carbofuran. *Journal of Environmental Quality*, *27*(3), 551–556. <https://doi.org/10.2134/JEQ1998.00472425002700030011X;CTYPE:STRING:JOURNAL>
- Corma, A., Juárez Marín, R., & García Gómez, H. (n.d.). *Preparación de carbamatos en “one pot” con catalizadores sólidos*. Retrieved June 21, 2025, from <https://digital.csic.es/handle/10261/41100>
- Corsini, E., Sokooti, M., Galli, C. L., Moretto, A., & Colosio, C. (2013). Pesticide induced immunotoxicity in humans: A comprehensive review of the existing evidence. *Toxicology*, *307*, 123–135. <https://doi.org/10.1016/J.TOX.2012.10.009>,
- Cycoń, M., Mroziak, A., & Piotrowska-Seget, Z. (2017). Bioaugmentation as a strategy for the remediation of pesticide-polluted soil: A review. *Chemosphere*, *172*, 52–71. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2016.12.129>,
- Ernst, F., Alonso, B., Colazzo, M., Pareja, L., Cesio, V., Pereira, A., Márquez, A., Errico, E., Segura, A. M., Heinzen, H., & Pérez-Parada, A. (2018). Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. *Science of the Total Environment*, *631–632*, 169–179. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.320>
- Felsot, A. S., Wilson, J. G., Kuhlman, D. E., & Steffey, K. L. (1982). Rapid Dissipation of Carbofuran as a Limiting Factor in Corn Rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae) Control in Fields with Histories of Continuous Carbofuran Use. *Journal of Economic Entomology*, *75*(6), 1098–1103. <https://doi.org/10.1093/JEE/75.6.1098>
- Fiore, M. C., Anderson, H. A., Hong, R., Golubjatnikov, R., Seiser, J. E., Nordstrom, D., Hanrahan, L., & Belluck, D. (1986). Chronic exposure to aldicarb-contaminated groundwater and human immune function. *Environmental Research*, *41*(2), 633–645. [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(86\)80157-8](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(86)80157-8),
- Getzin, L. W., Cogger, C. G., & Bristow, P. R. (1989). Simultaneous Gas Chromatographic Determination of Carbofuran, Metalaxyl, and Simazine in Soils.

- Journal of AOAC INTERNATIONAL*, 72(2), 361–364.  
<https://doi.org/10.1093/JAOAC/72.2.361>
- Goodson, W. H., Lowe, L., Carpenter, D. O., Gilbertson, M., Ali, A. M., de Cerain Salsamendi, A. L., Lasfar, A., Carnero, A., Azqueta, A., Amedei, A., Charles, A. K., Collins, A. R., Ward, A., Salzberg, A. C., Colacci, A., Olsen, A. K., Berg, A., Barclay, B. J., Zhou, B. P., ... Hu, Z. (2015). Assessing the carcinogenic potential of low-dose exposures to chemical mixtures in the environment: the challenge ahead. *Carcinogenesis*, 36(Suppl\_1), S254–S296.  
<https://doi.org/10.1093/CARCIN/BGV039>
- Grützmacher, D. D., Grützmacher, A. D., Agostinetto, D., Loeck, A. E., Roman, R., Peixoto, S. C., & Zanella, R. (2008). Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12(6), 632–637. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000600010>
- Gupta, R. C. (2014). *Carbamate Pesticides Chemical Structure and Uses*.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00106-8>
- Gupta, R. C., Malik, J. K., & Milatovic, D. (2011). Organophosphate and carbamate pesticides. *Reproductive and Developmental Toxicology*, 471–486.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382032-7.10037-2>
- Haghseresht, F., Nouri, S., Finnerty, J. J., & Lu, G. Q. (2002). Effects of surface chemistry on aromatic compound adsorption from dilute aqueous solutions by activated carbon. *Journal of Physical Chemistry B*, 106(42), 10935–10943.  
<https://doi.org/10.1021/JP025522A>;WEBSITE:WEBSITE:ACSPUBS;PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION
- Heberling, J., Mahmoud, A. S., & Peters, R. W. (n.d.). “*AOP Performance at Wastewater Treatment Plants: Recent Developments*” by.
- Hill, G. R. (1948). Kinetics, Mechanism, and Activation Energy of the Cobaltous Ion Catalyzed Decomposition of Ozone. *Journal of the American Chemical Society*, 70(4), 1306–1307.  
<https://doi.org/10.1021/JA01184A003>/ASSET/JA01184A003.FP.PNG\_V03
- Ikehata, K., & El-Din, M. G. (2005). Aqueous pesticide degradation by ozonation and ozone-based advanced oxidation processes: A review (part II). *Ozone: Science and Engineering*, 27(3), 173–202.  
<https://doi.org/10.1080/01919510590945732>;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:BOSE20;WGROU:STRING:PUBLICATION
- Ikehata, K., & Li, Y. (2018). Ozone-Based Processes. *Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: Emerging Green Chemical Technology*, 115–134.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810499-6.00005-X>
- Jash, N. B., & Bhattacharya, S. (1983). Delayed toxicity of carbofuran in freshwater teleosts, *Channa punctatus* (BLOCH) and *Anabas testudineus* (BLOCH). *Water, Air, and Soil Pollution*, 19(3), 209–213.  
<https://doi.org/10.1007/BF00599047>/METRICS
- Kaufman, D. D. (1967). Degradation of Carbamate Herbicides in Soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 15(4), 582–591.  
<https://doi.org/10.1021/JF60152A015>/ASSET/JF60152A015.FP.PNG\_V03
- Knauer, K., Homazava, N., Junghans, M., & Werner, I. (2017). The influence of particles on bioavailability and toxicity of pesticides in surface water. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(4), 585–600.  
<https://doi.org/10.1002/IEAM.1867>

- Kommineni, S. J., Zoekler, A., Stocking, P. E. S., Liang, A., Flores, M., Kavanaugh, P. E., Rodriguez, R., Browne, T., Roberts, P. E. R. A., Brown, A., & Stocking, P. E. (n.d.). *3.0 Advanced Oxidation Processes Literature Review*.
- Koshlukova, C. S., & Reed, N. (2014). *Carbaryl*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00107-X>
- Kumari, P., & Kumar, A. (2023). ADVANCED OXIDATION PROCESS: A remediation technique for organic and non-biodegradable pollutant. *Results in Surfaces and Interfaces*, *11*, 100122. <https://doi.org/10.1016/J.RSURFI.2023.100122>
- Lamb, T., Selvarajah, L. R., Mohamed, F., Jayamanne, S., Gawarammana, I., Mostafa, A., Buckley, N. A., Roberts, M. S., & Eddleston, M. (2016). High lethality and minimal variation after acute self-poisoning with carbamate insecticides in Sri Lanka – implications for global suicide prevention. *Clinical Toxicology*, *54*(8), 624–631. <https://doi.org/10.1080/15563650.2016.1187735;PAGE:STRING:ARTICLE/CHAPTER>
- Lazarević-Pašti, T., Jocić, A., Milanković, V., Tasić, T., Batalović, K., Breitenbach, S., Unterweger, C., Fürst, C., & Pašti, I. A. (2023). Investigating the Adsorption Kinetics of Dimethoate, Malathion and Chlorpyrifos on Cellulose-Derived Activated Carbons: Understanding the Influence of Physicochemical Properties. *C-Journal of Carbon Research*, *9*(4), 103. <https://doi.org/10.3390/C9040103/S1>
- Li, H., Ricordel, I., Tong, L., Schopfer, L. M., Baud, F., Mégarbane, B., Maury, E., Masson, P., & Lockridge, O. (2009). Carbofuran poisoning detected by mass spectrometry of butyrylcholinesterase adduct in human serum. *Journal of Applied Toxicology*, *29*(2), 149–155. <https://doi.org/10.1002/JAT.1392>
- Liu, S., Yu, M., Xie, X., Ru, Y., & Ru, S. (2020). Carbofuran induces increased anxiety-like behaviors in female zebrafish (*Danio rerio*) through disturbing dopaminergic/norepinephrinergic system. *Chemosphere*, *253*, 126635. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.126635>
- Liu, X., Sun, Y., Liu, L., Duan, X., You, S., Yu, B., Pan, X., Guan, X., Lin, R., & Song, L. (2024). Green Synthesis and Antifungal Activities of Novel N-Aryl Carbamate Derivatives. *Molecules*, *29*(15), 3479. <https://doi.org/10.3390/MOLECULES29153479/S1>
- Loeb, B. L., Thompson, C. M., Drago, J., Takahara, H., & Baig, S. (2012). Worldwide Ozone Capacity for Treatment of Drinking Water and Wastewater: A Review. *Ozone: Science & Engineering*, *34*(1), 64–77. <https://doi.org/10.1080/01919512.2012.640251>
- Mahmoodi, M., & Pishbin, E. (2025). Ozone-based advanced oxidation processes in water treatment: recent advances, challenges, and perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, *32*(7), 3531–3570. <https://doi.org/10.1007/S11356-024-35835-W/METRICS>
- Malhotra, H., Kaur, S., & Phale, P. S. (2021). Conserved Metabolic and Evolutionary Themes in Microbial Degradation of Carbamate Pesticides. *Frontiers in Microbiology*, *12*, 648868. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2021.648868/XML/NLM>
- Mariano, N., & Weimer, S. (n.d.). *ARTÍCULO LA CONTROVERSIA DEL CARBOFURANO*.
- Matisová, E., & Škrabáková, S. (1995). Carbon sorbents and their utilization for the preconcentration of organic pollutants in environmental samples. *Journal of*

- Chromatography A*, 707(2), 145–179. [https://doi.org/10.1016/0021-9673\(95\)00347-P](https://doi.org/10.1016/0021-9673(95)00347-P)
- McDonald, I. R., Kämpfer, P., Topp, E., Warner, K. L., Cox, M. J., Connell Hancock, T. L., Miller, L. G., Larkin, M. J., Ducrocq, V., Coulter, C., Harper, D. B., Murrell, J. C., & Oremland, R. S. (2005). *Aminobacter ciceronei* sp. nov. and *Aminobacter lissarensis* sp. nov., isolated from various terrestrial environments. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 55(Pt 5), 1827–1832. <https://doi.org/10.1099/IJS.0.63716-0>
- Mendes, K. F., Olivatto, G. P., de Sousa, R. N., Junqueira, L. V., & Tornisielo, V. L. (2019). Natural biochar effect on sorption–desorption and mobility of diclosulam and pendimethalin in soil. *Geoderma*, 347, 118–125. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2019.03.038>
- Misra, N. N. (2015). The contribution of non-thermal and advanced oxidation technologies towards dissipation of pesticide residues. *Trends in Food Science & Technology*, 45(2), 229–244. <https://doi.org/10.1016/J.TIFS.2015.06.005>
- Moreno-Castilla, C. (2004). Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. *Carbon*, 42(1), 83–94. <https://doi.org/10.1016/J.CARBON.2003.09.022>
- Mustapha, M. U., Halimoon, N. B., Lutfi, W., Johari, W., Yunus, M., Shukor, A., Umar Mustapha, M., Halimoon, N., Johar, W., & Yunus, M. (2019). SCIENCE & TECHNOLOGY An Overview on Biodegradation of Carbamate Pesticides by Soil Bacteria CORE View metadata, citation and similar papers at core.ac.uk provided by Universiti Putra Malaysia Institutional Repository. *Pertanika J. Sci. & Technol*, 27(2), 547–563.
- Nees, M., Adeel, M., Pazdur, L., Porters, M., Vande Velde, C. M. L., & Billen, P. (2024). Polyurethane Waste Recycling: Thermolysis of the Carbamate Fraction. *ACS Omega*, 9(43), 43438–43446. [https://doi.org/10.1021/ACSOMEGA.4C04671/ASSET/IMAGES/LARGE/AO4C04671\\_0007.JPEG](https://doi.org/10.1021/ACSOMEGA.4C04671/ASSET/IMAGES/LARGE/AO4C04671_0007.JPEG)
- Oliveira, G. R., Gallas-Lopes, M., Chitolina, R., Bastos, L. M., Portela, S. M., Stahlhofer-Buss, T., Gusso, D., Gomez, R., Wyse, A. T. S., Herrmann, A. P., & Piato, A. (2024). Evaluation of behavioral and neurochemical changes induced by carbofuran in zebrafish (*Danio rerio*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 283, 109969. <https://doi.org/10.1016/J.CBPC.2024.109969>
- O’Neil, W. M., & Marshall, W. D. (1984). Goitrogenic effects of ethylenethiourea on rat thyroid. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 21(1), 92–101. [https://doi.org/10.1016/0048-3575\(84\)90077-4](https://doi.org/10.1016/0048-3575(84)90077-4)
- Otieno, P. O., Lalah, J. O., Virani, M., Jondiko, I. O., & Schramm, K. W. (2010). Soil and water contamination with carbofuran residues in agricultural farmlands in Kenya following the application of the technical formulation Furadan. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 45(2), 137–144. <https://doi.org/10.1080/03601230903472058>
- Oturan, M. A., & Aaron, J. J. (2014). Advanced Oxidation Processes in Water/Wastewater Treatment: Principles and Applications. A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(23), 2577–2641. <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829765>
- Öztürk, B., Ghequire, M., Nguyen, T. P. O., De Mot, R., Wattiez, R., & Springael, D. (2016). Expanded insecticide catabolic activity gained by a single nucleotide

- substitution in a bacterial carbamate hydrolase gene. *Environmental Microbiology*, 18(12), 4878–4887. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13409>,
- Peña B., N. (1980). *Intoxicación por organofosforados y carbamatos. (Inhibidores de las colinesterasas)*. Instituto Colombiano Agropecuario.
- Prieto-Rodríguez, L., Oller, I., Klamerth, N., Agüera, A., Rodríguez, E. M., & Malato, S. (2013). Application of solar AOPs and ozonation for elimination of micropollutants in municipal wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47(4), 1521–1528. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.002>
- Purushothaman, B. P., & Kuttan, R. (2017). Protective effect of curcumin against carbofuran-induced toxicity in wistar rats. *Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology*, 36(1), 73–86. <https://doi.org/10.1615/JENVIRONPATHOLTOXICOLONCOL.2017016796>,
- Rafiqah, R. N., Aminah, S. M. S., Helmy, Y. M., Norfatimah, M. Y., & Roziah, K. (2021). Potential of Carbofuran Degradation by Soil Bacteria in Malaysia: A Review. *Research Journal of Biotechnology*, 16(12), 209–226. <https://doi.org/10.25303/1612RJBT209226>
- Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Grewal, A. S., Srivastav, A. L., & Kaushal, J. (2021). An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. *Journal of Cleaner Production*, 283, 124657. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.124657>
- Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas para América Latina (RAPAL) | EU-LAC Foundation*. (n.d.). Retrieved June 20, 2025, from <https://eulacfoundation.org/es/red-accion-plaguicidas-y-sus-alternativas-para-america-latina-rapal>
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., & Frede, H. G. (2007). Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of The Total Environment*, 384(1–3), 1–35. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.04.046>
- Rodríguez, J. L., Fuentes, I., Aguilar, C. M., Valenzuela, M. A., Poznyak, T., Chairez, I., Rodríguez, J. L., Fuentes, I., Aguilar, C. M., Valenzuela, M. A., Poznyak, T., & Chairez, I. (2018). Catalytic Ozonation as a Promising Technology for Application in Water Treatment: Advantages and Constraints. *Ozone in Nature and Practice*. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.76228>
- Rubino, F. M., Mrema, E. J., & Colosio, C. (2014). Pesticide Residues: Dithiocarbamates. *Encyclopedia of Food Safety*, 3, 5–10. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-378612-8.00240-7>
- Sabzehmeidani, M. M., Mahnaee, S., Ghaedi, M., Heidari, H., & Roy, V. A. L. (2021). Carbon based materials: a review of adsorbents for inorganic and organic compounds. *Materials Advances*, 2(2), 598–627. <https://doi.org/10.1039/D0MA00087F>
- Santos, L. H. M. L. M., Araújo, A. N., Fachini, A., Pena, A., Delerue-Matos, C., & Montenegro, M. C. B. S. M. (2010). Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1–3), 45–95. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.100>
- Saravanan, A., Deivayanai, V. C., Kumar, P. S., Rangasamy, G., Hemavathy, R. V., Harshana, T., Gayathri, N., & Alagumalai, K. (2022). A detailed review on advanced oxidation process in treatment of wastewater: Mechanism, challenges and future outlook. *Chemosphere*, 308, 136524. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.136524>

- Shea, T. B. (1983). Enhancement of Goldfish Virus Type 2 Replication by 1- Naphthol, the Major Hydrolysis Product of the Pesticide Carbaryl. *Applied and Environmental Microbiology*, 46(5), 1230. <https://doi.org/10.1128/AEM.46.5.1230-1231.1983>
- Silberman, J., & Taylor, A. (2023). Carbamate Toxicity. *StatPearls*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK482183/>
- Silva, G. M. E., Campos, D. F., Brasil, J. A. T., Tremblay, M., Mendiondo, E. M., & Ghiglieno, F. (2022). Advances in Technological Research for Online and In Situ Water Quality Monitoring—A Review. *Sustainability* 2022, Vol. 14, Page 5059, 14(9), 5059. <https://doi.org/10.3390/SU14095059>
- Singh, S., Singh, N., Kumar, V., Datta, S., Wani, A. B., Singh, D., Singh, K., & Singh, J. (2016). Toxicity, monitoring and biodegradation of the fungicide carbendazim. *Environmental Chemistry Letters*, 14(3), 317–329. <https://doi.org/10.1007/S10311-016-0566-2/METRICS>
- Song, W., Jia, C., Jing, J., Zhao, E., He, M., Chen, L., & Yu, P. (2018). Residue behavior and dietary intake risk assessment of carbosulfan and its metabolites in cucumber. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 95, 250–253. <https://doi.org/10.1016/J.YRTPH.2018.03.023>
- Srivastava, V. C., Prasad, B., Mishra, I. M., Mall, I. D., & Swamy, M. M. (2008). Prediction of breakthrough curves for sorptive removal of phenol by bagasse fly ash packed bed. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 47(5), 1603–1613. <https://doi.org/10.1021/IE0708475;SUBPAGE:STRING:ABSTRACT;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:IECRED;WGROU:STRING:ACHS>
- Sunaryani, A., & Rosmalina, R. T. (2021). Persistence of carbaryl pesticide in environment using system dynamics model. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 623(1), 012048. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/623/1/012048>
- Toumi, H., Burga-Perez, K. F., & Ferard, J. F. (2016). Acute and chronic ecotoxicity of carbaryl with a battery of aquatic bioassays. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 51(1), 57–62. <https://doi.org/10.1080/03601234.2015.1080500;WEBSITE:WEBSITE:TFOPB;PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION>
- Voris, D. G. R., Cavalcante, S. F. A., Borges, C. V. N., & Lima, A. L. S. (2024a). Carbamates: Are they “Good” or “Bad Guys”? *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 35(9), e-20240058. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20240058>
- Voris, D. G. R., Cavalcante, S. F. A., Borges, C. V. N., & Lima, A. L. S. (2024b). Carbamates: Are they “Good” or “Bad Guys”? *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 35, e-20240058. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20240058>
- Wang, S. L., Tzou, Y. M., Lu, Y. H., & Sheng, G. (2007). Removal of 3-chlorophenol from water using rice-straw-based carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1–2), 313–318. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.031>
- Zacharia, Tano, J., Zacharia, & Tano, J. (2011). Identity, Physical and Chemical Properties of Pesticides. *Pesticides in the Modern World - Trends in Pesticides Analysis*. <https://doi.org/10.5772/17513>
- Zgolli, A., Souissi, M., & Dhaouadi, H. (2024). Purification of Pesticide-Contaminated Water Using Activated Carbon from Prickly Pear Seeds for Environmentally Friendly Reuse in a Circular Economy. *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 406, 16(1), 406. <https://doi.org/10.3390/SU16010406>

- Zhang, C. P., He, H. M., Yu, J. Z., Hu, X. Q., Zhu, Y. H., & Wang, Q. (2016). Residues of carbosulfan and its metabolites carbofuran and 3-hydroxy carbofuran in rice field ecosystem in China. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 51(6), 351–357.  
<https://doi.org/10.1080/03601234.2015.1120606>;WEBSITE:WEBSITE:TFOPB;P  
AGEGROUP:STRING:PUBLICATION
- Zhang, H., Yuan, X., Xiong, T., Wang, H., & Jiang, L. (2020). Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods. *Chemical Engineering Journal*, 398, 125657.  
<https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.125657>
- Zhang, X., Huang, Y., Harvey, P. R., Li, H., Ren, Y., Li, J., Wang, J., & Yang, H. (2013). Isolation and Characterization of Carbendazim-degrading *Rhodococcus erythropolis* djl-11. *PLOS ONE*, 8(10), e74810.  
<https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0074810>
- Zhang, X., Tsang, A. M., Okino, M. S., Power, F. W., Knaak, J. B., Harrison, L. S., & Dary, C. C. (2007). A physiologically based pharmacokinetic/pharmacodynamic model for carbofuran in sprague-dawley rats using the exposure-related dose estimating model. *Toxicological Sciences*, 100(2), 345–359.  
<https://doi.org/10.1093/TOXSCI/KFM232>,