

# GESTIÓN DE DESASTRES AMBIENTALES DEL AGUA POTABLE EN GONZALO PIZARRO

Ciencia, Economía, Justicia



2026

PRIMERA EDICIÓN

Morales - Cejas - Carballo - Vegas


# Gestión de desastres ambientales del agua potable en Gonzalo Pizarro desde la ciencia, la economía y la justicia

## Autores

### Juan Pablo Morales Corozo

---

- PhD en Ambiente y Desarrollo

 <https://orcid.org/0000-0002-4538-4488>


 [jpmoralesc@pucesm.edu.ec](mailto:jpmoralesc@pucesm.edu.ec)


---

### Magda Francisca Cejas Martínez

---

- PhD en Ciencias Sociales

 <https://orcid.org/0000-0002-0618-3608>


 [magda.cejas@unach.edu.ec](mailto:magda.cejas@unach.edu.ec)

---

### Nahir Carballo

---

- PhD en Ambiente y Desarrollo

 <https://orcid.org/0009-0007-2847-4362>

 [nahirunellezvipi@gmail.com](mailto:nahirunellezvipi@gmail.com)

---


# Gestión de desastres ambientales del agua potable en Gonzalo Pizarro desde la ciencia, la economía y la justicia

**Autores**

## **Hilarión José Vegas Meléndez**

---

- PhD en Ciencias Administrativas y Gerenciales

 <https://orcid.org/0000-0002-8028-1273>

 [hvegas@pucesm.edu.ec](mailto:hvegas@pucesm.edu.ec)

---

# Gestión de desastres ambientales del agua potable en Gonzalo Pizarro desde la ciencia, la economía y la justicia

## Catalogación Bibliográfica

<b>Autores</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Juan Pablo Morales Corozo</li><li>• Magda Francisca Cejas Martínez</li><li>• Nahir Carballo</li><li>• Hilarión José Vegas Meléndez</li></ul>
<b>Título</b>	Gestión de desastres ambientales del agua potable en Gonzalo Pizarro desde la ciencia, la economía y la justicia
<b>Descriptor</b>	Justicia ambiental, Derrame de hidrocarburos, Derecho humano al agua, Costo social, Gobernanza hídrica
<b>Dewey</b>	363.7
<b>Thema</b>	RNPG
<b>Publicación</b>	Enero 2026
<b>Edición</b>	Primera
<b>ISBN</b>	978-9942-7465-2-8
<b>DOI</b>	<a href="https://doi.org/10.70625/alumned/26">https://doi.org/10.70625/alumned/26</a>
<b>Editorial</b>	Alumni Editora
<b>Pais - Ciudad</b>	Ecuador - Atuntaqui
<b>Formato</b>	Adobe Acrobat Reader
<b>Páginas</b>	128

**Cámara Ecuatoriana del Libro**



Todo el contenido de este libro tiene una licencia de Creative Commons Attribution License.

Reconocimiento-No Comercial-No Derivados 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

El contenido del texto y sus datos en su forma, corrección y confiabilidad son de exclusiva responsabilidad del autor y no representan necesariamente la posición oficial de Alumni Editora. Se permite descargar la obra y compartirla siempre que se den los créditos al autor, pero sin posibilidad de alterarla de ninguna forma ni utilizarla con fines comerciales.

# Gestión de desastres ambientales del agua potable en Gonzalo Pizarro desde la ciencia, la economía y la justicia

## Editor en Jefe

Santiago Andrés Otero, PhD., Alumni Editora, Ecuador

## Equipo Editorial

- Óscar Gómez Jiménez, PhD., Universidad Internacional de Valencia (VIU), España
- Shashi Kant Gupta, PhD., Eudoxia Research University, Estados Unidos
- Anabell Fondón Ludeña, PhD., Universidad Rey Juan Carlos, España
- Edwin Ricardo Flores Hernández, PhD., Universidad Salvadoreña Alberto Masferrer, El Salvador
- Gopi Devarajan, PhD., SRM Institute of Science and Technology, India
- Flérida Moreno Alcaraz, PhD., Universidad Autónoma de Sinaloa, México
- J. Suresh Kumar, PhD., St. Joseph University, India
- Mauricio Lima Narváez, PhD., Universidad Técnica del Norte, Ecuador
- Héctor Luis López López, PhD., Universidad Autónoma de Sinaloa, México
- Samuel Helena Tumbula, PhD., Universidad Católica de Angola, Angola
- Carlos Bolivar Sarmiento Chugcho, PhD., Universidad Técnica de Machala, Ecuador
- Savier Fernando Acosta Faneite, PhD., Universidad del Zulia, Venezuela
- Mirian Alexandra Valeriano Meneses, PhD., Instituto Superior Tecnológico Liceo Aduanero, Ecuador
- Sivabalan Settu, PhD., CSE SoCI Vignan University Guntur, India
- Lorena Elizabeth Casanova Imbaquingo, MSc., Instituto Universitario Cotacachi, Ecuador
- Gladys Magdalena Paredes, MSc., Ministerio de Educación, Ecuador
- Henri Emmanuel López Gómez, MSc., Universidad Peruana Los Andes, Perú



El contenido del texto y sus datos en su forma, corrección y confiabilidad son de exclusiva responsabilidad del autor y no representan necesariamente la posición oficial de Alumni Editora. Se permite descargar la obra y compartirla siempre que se den los créditos al autor, pero sin posibilidad de alterarla de ninguna forma ni utilizarla con fines comerciales.



## Revisión de Pares

Este libro ha sido evaluado mediante un proceso de revisión por pares externos bajo el formato de doble ciego. En consecuencia, la investigación presentada en esta obra cuenta con el respaldo de expertos en la materia, quienes han emitido un juicio imparcial basado en criterios científicos, garantizando así la solidez académica del contenido.

## Peer Review

This book has undergone a peer review process by external academics using a double-blind system. Consequently, the research presented in this work has the endorsement of subject matter experts, who have provided an impartial assessment based on scientific criteria, ensuring the academic rigor of the content.



## **Declaración del Editor**

### **Alumni Editora declara para todos los efectos legales, que:**

Esta publicación implica únicamente una cesión temporal de los derechos de autor y de publicación, sin que ello constituya responsabilidad solidaria en la creación de los manuscritos publicados en conformidad con la Ley de Propiedad Intelectual y las normativas legales aplicables.

Autoriza y fomenta que los autores firmen acuerdos con repositorios institucionales con el fin exclusivo de difundir la obra, siempre que se reconozca adecuadamente la autoría y la edición, y que no existan fines comerciales involucrados.

Todos los libros electrónicos publicados son de acceso abierto y, por lo tanto, no se venden en el sitio web de Alumni Editora, ni en plataformas asociadas, de comercio electrónico u otros medios virtuales o físicos, eximiéndose de la transferencia de derechos de autor a los autores.

Todos los miembros del consejo editorial cuentan con el grado académico de cuarto nivel y están vinculados a instituciones de educación superior, conforme a las recomendaciones de las entidades de evaluación académica nacionales e internacionales para la obtención de estándares de calidad editorial.

Alumni Editora no transfiere, comercializa, ni autoriza el uso de los nombres, correos electrónicos u otros datos personales de los autores para fines distintos a la difusión de esta obra.

## **Declaración del Autor**

El autor de la obra declara: 1. no poseer ningún interés comercial que pueda representar un conflicto de interés en relación con el presente documento publicado; 2. Asegura haber participado activamente en la elaboración del manuscrito, específicamente en la concepción del estudio, la obtención de datos y/o su análisis e interpretación; la redacción o revisión del documento para garantizar su relevancia intelectual y la aprobación final del manuscrito antes de su envío; 3. Certifica que el contenido publicado está libre de datos o resultados fraudulentos; 4. Confirma que todas las citas y referencias de datos e interpretaciones de investigaciones previas son correctas; 5. Reconoce haber declarado todas las fuentes de financiamiento recibidas para la investigación; 6. Autoriza la publicación de la obra, que incluye su inclusión en catálogos, asignación de ISBN, DOI, otros índices, diseño visual, portada, maquetación interior, y su posterior difusión según lo dispuesto por Alumni Editora.

## Prólogo

A nivel mundial, el agua es considerado un recurso esencial y muy necesario para la vida de todo organismo vivo y forma parte del eje estructurador del desarrollo humano, económico y ecológico. Su importancia trasciende el plano biológico para situarse en la dimensión cultural, social y política de las diferentes localidades, tomando mayor interés las regiones donde los ecosistemas son frágiles y estratégicos como lo es la amazonia ecuatoriana. Este sector es hogar de múltiples pueblos indígenas y comunidades campesinas, enfrenta desde hace ya varias décadas una presión creciente por la actividad petrolera, generando escenarios de tensión constante entre la explotación económica de los recursos naturales y la necesidad de garantizar la seguridad hídrica de la población.

Los derrames continuos de hidrocarburos constituyen una de las amenazas más graves del equilibrio, especialmente en zonas de conservación. A diferencia de otros contaminantes, los combustibles líquidos poseen una alta capacidad de dispersión en cuerpos de agua y su degradación natural es lenta, implicando que sus impactos perduren en el tiempo y se acumulen en el ambiente. Cuando un cuerpo de agua resulta contaminado, las repercusiones abarcan desde la pérdida de acceso al agua segura hasta la alteración de sistemas económicos locales como la agricultura, pesca, turismo y los servicios.

El caso del derrame ocurrido en julio de 2025 en la microcuenca del río Cristal, cantón Gonzalo Pizarro, provincia de Sucumbíos, constituye un ejemplo emblemático de la vulnerabilidad estructural de los sistemas de agua potable amazónicos. Con un volumen estimado de 340 barriles de gasolina vertidos, el evento puso en riesgo directo a más de 4.900 personas y obligó al municipio a implementar medidas emergentes de abastecimiento mediante tanqueros. Los resultados de las tres campañas de monitoreo realizadas (julio, agosto y septiembre de 2025) confirmaron concentraciones elevadas de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) y compuestos aromáticos policíclicos (HAPs), superando los límites permisibles de la Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1108:2018. Estos hallazgos evidencian una afectación ambiental y social que trasciende lo estrictamente técnico y se inserta en un conflicto mayor: la tensión entre la explotación de hidrocarburos y el derecho humano al agua.

Este problema es relevante debido a su multiplicidad de escalas en las que se expresa. A nivel global, los derrames de hidrocarburos ocurridos en varias regiones han dado paso a impactos devastadores sobre la biodiversidad y la salud humana. En estos escenarios, la ciencia ha sido clave en la provisión de metodologías para la estimación de áreas afectadas, cuantificación de pérdidas económicas y fundamentar procesos judiciales. A nivel del oriente ecuatoriano, los derrames hidrocarburíferos suman una larga historia de conflictos socioambientales donde varias comunidades locales e indígenas han demandado la reparación integral del daño, exigiendo a las autoridades el reconocimiento de los costos tangibles como los intangibles.

En el caso nacional, el Ecuador enfrenta un doble desafío. Por un lado, la dependencia económica de la renta petrolera que condiciona las decisiones estatales y municipales, generando incentivos para priorizar la continuidad operativa del OCP, SOTE y Poliducto sobre la prevención de riesgos. Por otro lado, el marco jurídico partiendo de la Constitución, y el Código Orgánico del Ambiente y Código Orgánico del Ambiente donde se establecen obligaciones claras para garantizar la salud de la población y reparar los daños ambientales. Esta tensión entre la economía extractiva y la justicia ambiental convierte al caso de Gonzalo Pizarro en un laboratorio crítico para el diseño de políticas públicas y para la consolidación de la jurisprudencia ambiental del país.

Desde una perspectiva científica, este libro integra herramientas de la ingeniería ambiental, la economía ecológica y el derecho para ofrecer una metodología rigurosa de valoración del daño. La propuesta parte de un conjunto de ecuaciones matemáticas que modelan el área afectada, el nivel de daño ambiental, la pérdida de biodiversidad y la ineficiencia operativa del sistema de agua potable, vinculándolos con un modelo económico de costo social que incluye componentes de salud, agua, ingresos, educación, bienestar psicosocial y sectores productivos. Esta aproximación innovadora busca superar las limitaciones de estudios previos, que generalmente han abordado el problema desde ópticas parciales, sin integrar de manera sistemática lo ecológico, lo social y lo económico.

La presentación de este problema no puede desligarse de la dimensión social y cultural de la región amazónica. El cantón Gonzalo Pizarro y sus alrededores dependen de los cuerpos de agua no solo para el abastecimiento sino para los diferentes servicios ecosistémicos que brindan estos espacios naturales. El

derrame en el río Cristal interrumpió las dinámicas sociales ocasionando no solo daños ambientales sino también alteración de la economía local basada en el turismo especialmente. Estos impactos secundarios son tan importantes como los directos, pues reflejan la fragilidad de los sistemas locales ante eventos de contaminación.

Esta problemática tiene una dimensión intergeneracional. El daño ambiental, aunque pueda ser parcialmente reparado, deja huellas a largo plazo en la salud de los ecosistemas y en la confianza de la población hacia las instituciones responsables. La ausencia de registros continuos de medios de verificación que muestren la calidad de agua potable como una competencia exclusiva refleja no solo deficiencias administrativas, sino también una deuda con generaciones futuras. En este sentido la sentencia derivada del caso constituye un precedente histórico: obliga a los responsables a compensar económicamente a los usuarios y a implementar medidas estructurales de prevención y monitoreo, sentando bases para que la ciencia se convierta en un insumo central de la justicia.

La relevancia de este trabajo radica, entonces en tres niveles: Primero, en lo científico, porque aporta varios modelos matemáticos integrales aplicables a otros contextos amazónicos globales. Segundo, en lo social, porque traduce impactos ambientales en costos sociales concretos, facilitando a los tomadores de decisiones como son los jueces y el concejo municipal analicen la información para la emisión de los criterios de manera más objetiva. Como último, en lo político, porque fortalece la gobernanza local y nacional al demostrar que la ciencia puede ser un instrumento de justicia.

El caso del derrame en la microcuenca del río Cristal en el cantón Gonzalo Pizarro, ha puesto en evidencia una verdad fundamental: ningún enfoque aislado resulta suficiente para comprender, medir y gestionar un desastre ambiental de esta magnitud. La ciencia, con su capacidad de observación, monitoreo y modelación matemática, ofrece el marco para dimensionar el área de afectación, estimar la dispersión de los contaminantes y proyectar escenarios de recuperación ecológica. La economía, por su parte, convierte los impactos en métricas tangibles de costo social, traduciendo la pérdida de biodiversidad, la interrupción de servicios básicos, el cierre de actividades productivas y los efectos en la salud y la educación en montos comprensibles y comparables en el tiempo. La justicia ambiental actúa como el puente que transforma la evidencia técnica

de decisiones vinculantes, asegurando que la reparación sea proporcional, efectiva y equitativa.

Integrar estos tres pilares no es un ejercicio retórico, sino una necesidad práctica. Sin la ciencia, la justicia carece de evidencia; sin la economía, los datos científicos no se traducen en indemnizaciones concretas; y sin la justicia, tanto ciencia como economía permanecen en el terreno de la recomendación sin fuerza ejecutoria. La intersección entre estos campos permite construir un lenguaje común que fortalece la gobernanza ambiental y dota a las autoridades locales de insumos robustos para la toma de decisiones.

En este sentido, la metodología desarrollada en esta investigación basada en ecuaciones matemáticas, simulaciones en RStudios y análisis de valor presente de los costos sociales busca demostrar que la ciencia aplicada puede y debe integrarse en el campo judicial y político. No se trata solo de calcular un área afectada o un costo social, sino garantizar que los datos sean útiles para la sentencia de un juez, la planificación de un concejo municipal y la reparación de una comunidad afectada. Esta integración es lo que le da a la investigación un carácter innovador y su relevancia más allá de lo estrictamente académico.

Este libro es fruto de un proceso colectivo, trascendiendo la labor de los investigadores. La sistematización de datos, la construcción de modelos matemáticos y a interpretación de los resultados fueron posibles gracias a la colaboración de instituciones públicas, equipos técnicos, y comunidad local, las cuales, desde el inicio, compartieron información, experiencias y preocupaciones legítimas frente al derrame ocurrido.

Los autores agradecen en primer lugar a los habitantes del cantón Gonzalo Pizarro, quienes, a pesar de sus dificultades derivadas de la contaminación del agua, mantuvieron la disposición para aportar datos sobre la afectación real en la salud, la economía doméstica y la vida comunitaria. Sin su testimonio y su resiliencia, este trabajo carecería de anclaje social.

Se reconoce también el trabajo de los técnico y trabajadores del Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del cantón Gonzalo Pizarro, cuyos informes fueron la base empírica para la construcción de los modelos matemáticos. El procesamiento de los datos en RStudios y el desarrollo de las proyecciones económicas no hubieran sido posibles sin rigurosidad de estas mediciones iniciales.

Se agradece a las autoridades judiciales y municipales que han demostrado apertura para considerar la ciencia como insumo de toma de decisiones. Su disposición para escuchar y debatir evidencia técnica contribuye un paso esencial hacia la consolidación de la justicia ambiental en el Ecuador.

Como autores, asumimos plenamente que este libro no pretende ser una conclusión definitiva, sino un punto de partida. Las metodologías aquí propuestas deben ser puestas a prueba, replicadas y mejoradas en otros contextos. Lo que sí queda claro es la urgencia de contar con herramientas que permitan traducir el daño ambiental en lenguaje comprensible para la justicia y la política, y de este modo garantizar que la reparación no sea un concepto abstracto, sino una realidad para las comunidades afectadas.

PhD. Juan Pablo Morales Corozo

## Tabla de contenido

Introducción general al problema .....	10
Marco legal e institucional .....	16
Metodologías previas y limitaciones.....	20
Descripción del evento ocurrido .....	25
Determinación de daños ambientales .....	32
Determinación del área afectada .....	46
Estimación de la pérdida de flora y fauna .....	57
Evaluación del desempeño municipal con respecto al daño.....	67
Estimación del costo social del daño ambiental.....	80
Criterio pericial con respecto al caso .....	90
Conclusiones .....	96
Referencias .....	102

## Introducción general al problema

El agua potable es uno de los pilares fundamentales para el bienestar humano. Si bien es cierto satisface las necesidades básicas de hidratación, higiene, preparación de alimentos y saneamiento, también es parte importante de los servicios ecosistémicos esenciales de una microcuenca. En términos legales y constitucionales, el reconocimiento del acceso al agua potable segura como un derecho humano implica obligaciones del Estado y los gobiernos locales para garantizar la disponibilidad, calidad, asequibilidad y accesibilidad (Wingfield et al., 2021).

El derecho al agua potable ha sido consagrado en diversos instrumentos internacionales de derechos humanos, tales como los Principios Rectores sobre el Enfoque de Derechos Humanos en la Cooperación para el Desarrollo; la Agenda 2030, especialmente el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 “Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”; y resoluciones y dictámenes de Naciones Unidas que imponen obligaciones legales, regulatorias y administrativas para asegurar que cada individuo tenga acceso a agua potable en cantidad adecuada, segura y asequible, sin riesgo para su salud (Brunner et al., 2015). Esta concepción está respaldada también por aportes de la literatura especializada, como los estudios que desarrollan el Comentario General n° 15 del Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales sobre el derecho al agua, que delimitan obligaciones de los Estados en cuanto a respetar, proteger y cumplir este derecho, incluso mediante cooperación internacional cuando sea necesario.

En el Ecuador este derecho está protegido por la Constitución<sup>1</sup> y por normas secundarias, donde se fijan estándares de potabilización. La norma técnica NTE INEN 1108 establece límites para contaminantes químicos y microbiológicos, para garantizar agua segura y no sea un riesgo significativo para la salud como lo estipula la OMS<sup>2</sup>. Según Wingfield et al., (2021) aunque la ley reconoce el derecho al agua y aunque el Ecuador tiene abundancia de recurso hídrico en

---

<sup>1</sup> La Constitución de la República del Ecuador en su artículo 12 manifiesta que el agua constituye patrimonio nacional y estratégico de uso público, inalienable, imprescriptible, inembargable y esencial para la vida.

<sup>2</sup> Organización Mundial de la Salud es el organismo de las Naciones Unidas encargado de liderar temas de salud pública internacional

varias regiones, existen brechas importantes respecto a la calidad de agua, abusos de fuentes extractivas contaminantes y limitaciones técnicas e institucionales para cumplir los estándares.

Además, la asequibilidad del agua como derecho económico es fundamental: no basta con su mera existencia, sino que el costo de las tarifas, el acceso físico y los gastos indirectos no deben representar una carga excesiva para los hogares, en especial aquellos con menores ingresos<sup>3</sup>. Estudios recientes destacan que en ciudades como Quito, Guayaquil y Cuenca las tarifas son relativamente bajas en comparación con otras metrópolis latinoamericanas; sin embargo, existe el riesgo de que eventuales aumentos sin mecanismos de subsidio adecuados afecten negativamente a los sectores más vulnerables (Carchi et al., 2023).

Paralelamente, el agua potable se considera un servicio ecosistémico derivado de la integridad de cuencas hidrográficas, bosques, humedales y zonas de recarga. Estos ecosistemas regulan los caudales, filtran contaminantes, contribuyen al ciclo hidrológico y amortiguan los efectos de inundaciones y sequías (Sun et al., 2017; Vollmer et al., 2022). Cuando se degradan por contaminación, extracción ilegal de minerales, minería aurífera artesanal o manejo deficiente de residuos, se pierde esa capacidad natural, elevando los costos técnicos del tratamiento del agua y reduciendo la resiliencia frente a eventos climáticos extremos (Torrance et al., 2021).

En Ecuador, se han registrado numerosos conflictos relacionados con el agua, los cuales han generado tensiones sobre los servicios ecosistémicos en zonas de conservación. Entre los principales factores de presión se encuentran las actividades hidrocarburíferas, el vertido de aguas negras y grises sin tratamiento, la minería tanto legal como ilegal y las prácticas agrícolas intensivas. Estas actividades aportan cargas contaminantes que pueden infiltrarse o escurrirse hacia fuentes de captación de agua, tanto urbanas como rurales (Wingfield et al., 2021). A esta situación se suman los efectos del cambio climático, que alteran los patrones de precipitación, provocando periodos prolongados de sequía o lluvias extremas. Cuando los ecosistemas están degradados, su

---

<sup>3</sup> El agua potable es una de las competencias exclusivas de los gobiernos municipales, motivo por el cual se debe realizar un análisis técnico y financiero para establecer las tasa y tarifas de conformidad a lo establecido en los artículos 137 y 172 del Código Orgánico de Ordenamiento Territorial, Autonomía y Descentralización.

capacidad de regulación hídrica y de amortiguamiento frente a estos eventos se ve significativamente reducida.

El reconocimiento de los ecosistemas como proveedores de agua segura obliga a comprender que la potabilidad no depende únicamente de la infraestructura construida como sistemas de captación, plantas de tratamiento, redes de distribución y saneamiento, sino también de una serie de condiciones ecológicas esenciales. La integridad de las fuentes hídricas, la calidad del suelo que permite procesos de filtración natural, la cobertura vegetal en las cuencas y la gestión sostenible del uso del suelo son elementos fundamentales para asegurar el abastecimiento de agua limpia (Cheng et al., 2021; Keesstra et al., 2021). Estos factores naturales actúan como barreras biogeoquímicas que regulan los flujos hídricos, reducen la carga de contaminantes y mitigan el impacto de fenómenos extremos como inundaciones o sequías (Shiferaw et al., 2025). La pérdida de cobertura vegetal o el deterioro del suelo comprometen estos servicios ecosistémicos, incrementando los costos técnicos y energéticos del tratamiento del agua potable, además de afectar la disponibilidad del recurso a mediano y largo plazo.

Aunque el derecho al agua potable cuenta con reconocimiento legal en Ecuador, su realización efectiva enfrenta múltiples desafíos estructurales, especialmente en territorios amazónicos. En cuanto a infraestructura y capacidad técnica, numerosos municipios carecen de laboratorios, personal capacitado y sistemas de monitoreo continuo, lo que impide la detección oportuna de contaminantes en el agua. A nivel institucional, la existencia de leyes y normas técnicas no garantiza su aplicación si no hay recursos financieros adecuados, mecanismos de supervisión efectivos y voluntad política para sancionar incumplimientos (Duque et al., 2024). En términos de accesibilidad y asequibilidad, factores como las tarifas elevadas, la falta de redes de distribución en comunidades remotas, los costos asociados al tratamiento y el transporte del agua, así como la pobreza estructural, dificultan el acceso equitativo. En el plano de la equidad, las poblaciones indígenas, rurales y de bajos ingresos enfrentan mayores riesgos de exposición a agua contaminada y escasa disponibilidad de alternativas seguras, lo que profundiza las brechas sociales existentes (CAF, 2014).

Integrar ciencia, economía y justicia en la gestión del agua implica no solo medir lo que se pierde, sino también garantizar procesos efectivos de reparación,

asignación de responsabilidades y prevención de futuros daños. El reconocimiento del derecho humano al agua potable compromete tanto al Estado como a los actores responsables a restaurar los ecosistemas afectados, compensar a las comunidades perjudicadas y tomar medidas estructurales para evitar la repetición de estas violaciones (Kudrle, 2016; Salgado et al., 2024). Desde la perspectiva económica, esto exige inversiones sostenidas en monitoreo, infraestructura, gobernanza ambiental y políticas públicas orientadas a la equidad, dado que la inacción frente a la degradación hídrica y la contaminación suele generar costos sociales, sanitarios y ambientales mucho más altos a largo plazo (Jaivime et al., 2023).

El derrame de hidrocarburos ocurrido el 17 de julio de 2025 en el río Cristal, en el cantón Gonzalo Pizarro, constituyen un caso especialmente ilustrativo de la vulnerabilidad socioambiental en la región amazónica. El evento generó un daño estimado entre el 84% y el 86%, provocando la pérdida significativa de especies de flora y fauna silvestre, la interrupción del servicio de agua potable, impactos en la salud pública y alteraciones en los medios de vida locales. Este incidente evidencia el colapso de los servicios ecosistémicos clave como la provisión y regulación del agua, así como la insuficiente capacidad de respuesta de las instituciones locales ante emergencias ambientales de esta magnitud.

El agua potable como derecho humano y servicio ecosistémico no es un ideal abstracto: es una necesidad concreta, urgente y medible. Su protección requiere acciones integradas: políticas, normativas, técnicas, financieras y de participación social. Saber esto permite situar al lector ante la urgencia del problema, reclamar responsabilidad institucional, y comprender por qué en comunidades como Gonzalo Pizarro la ciencia y la economía no son opcionales sino indispensables para la justicia ambiental.

En Ecuador, las enfermedades transmitidas por el agua continúan representando una carga significativa para la salud pública, especialmente en comunidades indígenas y grupos en condiciones de vulnerabilidad social y económica. Estas poblaciones suelen enfrentar limitaciones en el acceso a servicios básicos de agua potable y saneamiento, lo que incrementa su exposición a enfermedades como diarreas, hepatitis A y otras infecciones gastrointestinales. Según Ortiz et al., (2022), no solo es crucial garantizar la disponibilidad de agua, sino también asegurar su calidad, así como fortalecer la capacidad institucional para prevenir,

monitorear y responder eficazmente a los riesgos sanitarios asociados. La gestión integral del recurso hídrico, acompañada de políticas públicas inclusivas, resulta clave para reducir la incidencia de estas enfermedades y proteger a las comunidades más afectadas.

De acuerdo a otros estudios desarrollados en la región amazónica donde se analizaron los efectos de la expansión agrícola y la urbanización sobre la calidad de agua, especialmente en relación con residuos de plaguicidas. Se detectaron se detectaron contaminantes como carbendazim, azoxistrobin, diazinón, propiconazol, imidacloprid, etc., en todos los sitios muestreados, con impactos ecológicos medibles en macroinvertebrados y criterios de calidad biológica del agua (Cabrera et al., 2023). Estos hallazgos subrayan que fuentes terrestres de contaminación también comprometen el agua potable; no solo los derrames de hidrocarburos.

También se han realizado valoraciones de servicios ecosistémicos en regiones amazónicas vecinas, por ejemplo, en playas fluviales del sureste de la Amazonía peruana, donde se estimaron los beneficios que proveen esos ecosistemas (recreación, biodiversidad, regulación de sedimentos, etc.), lo que permite comparar los costos de su degradación frente al valor de su conservación (Alarcón et al., 2024).

En otro trabajo, se analiza la “environmentalización” de los recursos hídricos en la Amazonía brasileña usando inteligencia artificial para optimizar el monitoreo y la gestión de cuencas hidrográficas (Lopes et al., 2022). Esa línea de investigación muestra lo que puede hacerse desde la ciencia y la tecnología para reforzar el derecho humano al agua potable segura mediante sistemas de alerta temprana, monitoreo continuo y participación comunitaria.

Estos ejemplos permiten realizar varias observaciones que refuerzan y amplían lo analizado en el caso de Gonzalo Pizarro. En primer lugar, cuando la calidad del agua se ve comprometida por contaminación química, microbiológica o por hidrocarburos, los grupos más vulnerables como niños, lactantes y personas mayores son los primeros en verse afectados, lo cual coincide con nuestros resultados que evidencian un alto nivel de riesgo para estas poblaciones. En segundo lugar, si bien la existencia de estándares técnicos como la NTE INEN 1108 en Ecuador es fundamental, su eficacia depende de la capacidad real de monitoreo, del cumplimiento institucional y de la aplicación de sanciones

efectivas a quienes contaminan. Además, los servicios ecosistémicos, como la filtración natural, la recarga de acuíferos o el mantenimiento de la biodiversidad, tienen un valor tangible que se pierde ante eventos extremos o contaminación persistente. Estos elementos permiten reforzar la sección del estudio, incorporando más referencias y demostrando que la situación en Gonzalo Pizarro no es un caso aislado, sino parte de un patrón más amplio en la Amazonía y a nivel nacional, caracterizado por una alta vulnerabilidad hídrica asociada a la contaminación, la débil gobernanza ambiental, la desigualdad social y la falta de resiliencia institucional.

## Marco legal e institucional

En el ámbito ambiental, el marco legal e institucional se ha considerado un factor clave para una gobernanza efectiva, especialmente en contextos donde la presión antrópica interactúa con los ecosistemas. Esta realidad exige la existencia de instrumentos jurídicos robustos, acompañados de una estructura institucional fortalecida, que permita traducir las normas en acciones concretas. En el caso de Ecuador, si bien en los últimos años se ha avanzado en la elaboración de instrumentos legales sólidos, persisten debilidades en su aplicación. Estas dificultades se deben a diversos factores complejos que afectan su implementación efectiva.

La Constitución de la República del Ecuador reconoce el derecho a un ambiente sano y ecológicamente equilibrado, estableciendo obligaciones para el Estado en cuanto a la protección de la salud y los servicios ecosistémicos, especialmente aquellos relacionados con el agua como un recurso vital. Según Martínez, (2019) las reformas recientes a los marcos legales han incorporado innovaciones importantes en el texto constitucional, marcando un hito en la evolución del derecho ambiental. Entre estas medidas se destaca la declaración del agua como un derecho humano fundamental, implicando garantizar su acceso, promover la seguridad alimentaria y fortalecer las áreas de protección hídrica al integrar al Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

Tal como señalan Guanoquiza y Antúñez, (2019) la garantía efectiva de los derechos del agua en Ecuador trasciende su mero reconocimiento jurídico y requiere una institucionalidad ambiental sólida, autónoma y articulada, capaz de ocupar un rol central en la gestión del recurso hídrico y de hacer cumplir de forma rigurosa las disposiciones legales vigentes. A pesar de la existencia de un marco normativo relativamente amplio en materia hídrica, persiste una preocupante brecha entre lo normado y su aplicación efectiva, evidenciada por la continua contaminación por vertidos industriales y domésticos sin sanciones proporcionales ni correctivas. Esta situación refleja una implementación deficiente del principio de responsabilidad ambiental, particularmente del principio “*quien contamina paga*”, que debe operar como instrumento clave para internalización de los costos ambientales mediante herramientas como el impuesto ambiental. Sin embargo, la aplicación débil y fragmentada de estos mecanismos ha impedido su efectividad como medidas disuasorias y de

reparación, perpetuando prácticas contaminantes y afecta gravemente a los ecosistemas acuáticos. En este contexto, resulta indispensable reforzar los sistemas de fiscalización, monitoreo y sanción, incorporando criterios de justicia ambiental, reparación y justicia intergeneracional, conforme a los principios del derecho ambiental contemporáneo y a los compromisos internacionales suscritos por el Estado ecuatoriano.

La descentralización en el Ecuador ha sido clave en la gestión ambiental, y los conflictos socioambientales en torno al agua. Sin embargo, la efectividad depende de contar con gobiernos municipales fortalecidos, con autonomía real, capacidades técnicas y mecanismos de participación ciudadana vinculante. La experiencia demuestra que, cuando estas condiciones se cumplen, es posible canalizar los conflictos hacia soluciones institucionales legítimas. Por el contrario, en contextos donde la institucionalidad es débil, la conflictividad tiende a escalar sin resolverse de forma sostenible. Esto evidencia que la descentralización, por sí sola, no garantiza buena gobernanza ambiental. Se requiere una articulación coherente entre el marco normativo, la capacidad estatal y la acción colectiva para proteger el agua frente a intereses extractivos y asegurar el derecho ambiental (Becerril, 2025).

Dentro del marco legal ecuatoriano los gobiernos autónomos descentralizados municipales tienen como competencia exclusiva dotar del servicio de agua potable dentro de cada circunscripción territorial<sup>4</sup>. Frente a esto estas instituciones presentan desafíos para ejercer plenamente sus funciones, incluyendo tensiones con la centralización del poder y limitaciones administrativas o legales, la experiencia práctica demuestra que la existencia de competencias legales no garantiza por sí misma la eficacia operacional: en contextos amazónicos la ausencia de laboratorios adecuados, la falta de registros de control de calidad permanentes y la insuficiente planificación preventiva reducen la capacidad de los municipios para cumplir las obligaciones normativas y para mitigar impactos inmediatos sobre poblaciones vulnerable, siendo necesario la proposición de reformas legales y administrativas para fortalecer la

---

<sup>4</sup> Numeral 4, art. 264 de la Constitución de la República del Ecuador, en el cual se manifiesta que los gobiernos municipales deberán prestar servicios de agua potable, alcantarillado, depuración de aguas residuales, manejo de desechos sólidos.

autonomía y mejorar la eficiencia en la gestión pública local, garantizando un gobierno más cercano y efectivo hacia la ciudadanía (Reyna y García, 2022).

En este contexto, los estándares técnicos de calidad del agua y los lineamientos internacionales son instrumentos esenciales para la prevención de afectaciones a la salud humana y al equilibrio ecosistémico. Establecen límites permisibles para compuestos químicos, biológicos y físicos, así como métodos analíticos que permiten detectar contaminantes antes de que generen impactos significativos. Estos referentes no solo orientan la gestión regulatoria, sino que también activan medidas administrativas cuando se supera la capacidad de asimilación del entorno o se pone en riesgo la seguridad hídrica (Martínez et al., 2020). Además, definen criterios fundamentales para los procesos de tratamiento y abastecimiento, contribuyendo directamente a la seguridad alimentaria y al cumplimiento de los principios del derecho ambiental y del derecho humano al agua.

A pesar de la existencia de instrumentos legales robustos dentro de su contenido, existen inconvenientes en cuanto a su aplicabilidad e implementación dentro de cada circunscripción territorial, donde la capacidad técnica y operativa es limitada, especialmente bajo condiciones de presión derivadas de daños ambientales acumulativos. La ausencia de recursos adecuados, tanto humanos como financieros, impide traducir los marcos normativos en acciones concretas, generando vacíos en la respuesta institucional. Esta situación se agrava en regiones rurales o amazónicas, donde los mecanismos de monitoreo, control y reparación ambiental son insuficientes o inexistentes. Por ello, se requiere una estrategia integral donde se combine fortalecimiento institucional, inversión sostenida y participación comunitaria activa, a fin de garantizar el cumplimiento efectivo del derecho al agua y a un ambiente sano.

Los grandes episodios de contaminación registrados en los últimos años han puesto en evidencia no solo la fragilidad institucional, sino también la limitada capacidad operativa del Estado para responder de manera oportuna y eficaz a emergencias ambientales. Estas fallas han derivado en impactos acumulativos que alteran profundamente las dinámicas sociales, económicas y ecosistémicas, generando conflictos y vulnerando derechos fundamentales, como el acceso al agua limpia o a un entorno saludable (V. C. Yépez & Pudlla, 2025). En este contexto, el marco jurídico no puede entenderse como un simple conjunto

de declaraciones formales, sino como un sistema de obligaciones activas que deben materializarse a través de tres pilares fundamentales: prevención (mantenimiento de infraestructuras críticas, fiscalización ambiental, monitoreo permanente); respuesta (planes de contingencia operativos, disponibilidad de recursos financieros y capacidades técnicas); y reparación integral (restauración ambiental, compensaciones socioeconómicas y restablecimiento de servicios básicos). Para garantizar su efectividad, estos componentes deben estar respaldados por mecanismos institucionales de rendición de cuentas, bajo principios de justicia ambiental, responsabilidad objetiva y transparencia pública.

En este contexto, la transformación necesaria debe apuntar no solo a perfeccionar el contenido normativo, sino a reconfigurar la arquitectura institucional y operativa del Estado y la sociedad para mitigar las brechas persistentes entre el derecho escrito y el derecho viviente (Martínez, 2019). Una gobernanza hídrica efectiva demanda la instauración de mesas interinstitucionales permanentes, con participación vinculante de actores locales, pueblos indígenas y comunidades afectadas, bajo mecanismos de seguimiento ciudadano y auditoría social independientes (Cañizares & Segarra, 2025). Además, resulta esencial articular sistemas de información ambiental interoperables con indicadores fiables, abiertos y actualizados que permitan el monitoreo en tiempo real del cumplimiento normativo, alertas tempranas de riesgos, difusión pública de datos y transparencia en procesos de sanción y reparación.

La justicia ambiental exige que las sanciones e incentivos ambientales operen con carácter disuasorio, progresivo y proporcional al daño generado. En esa lógica, los instrumentos económicos (como impuestos, tasas ambientales, compensaciones y fondos de contingencia) deben diseñarse con criterios técnicos, territoriales y ecológicos, garantizando su recaudación efectiva y empleo exclusivo en acciones de restauración, prevención y educación ambiental (Fuentes, 2009). La reparación integral debe concebirse no como una compensación monetaria aislada, sino como un proceso sistémico: restauración ecológica, recuperación de servicios ecosistémicos, compensaciones sociales, fortalecimiento comunitario, medidas de no repetición y mantenimiento a largo plazo del patrimonio natural afectado.

Resulta igualmente indispensable una estrategia nacional de fortalecimiento técnico territorial, que potencie las capacidades de los gobiernos locales para la operación de laboratorios, monitoreo de calidad, modelación hidrológica y respuesta rápida (Pinos, 2020; Vallejo et al., 2025). Estas capacidades deben ir acompañadas de reformas legales que eliminen barreras burocráticas y faculten a entes municipales e intermunicipales con recursos suficientes, autonomía real y mecanismos de cooperación federal. Solo así podrá lograrse que cada circunscripción territorial no dependa exclusivamente de instancias centrales para actuar frente a emergencias o incurra en retrasos críticos.

Este proceso de reforma institucional y normativa deberá estar acompañado por una cultura ambiental robusta: educación, asistencia técnica para comunidades, mecanismos de justicia restaurativa, participación continua y corresponsabilidad social. En suma, el desafío de cerrar la brecha entre lo normado y lo aplicado exige una sinergia efectiva entre el derecho, la ciencia, la técnica y la acción social. Si el Estado ecuatoriano logra consolidar una arquitectura de gobernanza hídrica que integre estos ejes, podrá transformar el derecho constitucional al agua en una realidad tangible y sostenible (Izaguirre & Ramón, 2024).

## **Metodologías previas y limitaciones**

La investigación sobre daños ambientales es una preocupación constante dentro de las actividades de reparación ambiental y social, se ahí que la valoración ha sido primordial e integral, combina las disciplinas de biología, química, geografía y economía ambiental. Durante varias décadas los enfoques clásicos se centraron en medir la magnitud física del evento, y en estimar la carga química en matrices ambientales; estos datos alimentan índices de severidad, permitiendo jerarquizar respuesta. Sin embargo, los métodos tradicionales tienden a privilegiar dimensiones físico – químicas del daño, aplicando métricas que son necesarias pero insuficientes para comprender la complejidad socioecológica de una cuenca hídrica afectada (Albaigés, 2014).

En la práctica operacional, la evaluación inmediata tras un derrame usa medidas estandarizadas: recorridos de observación, mapas de manchas, muestras de agua y sedimento, y laboratorios para determinar parámetros

críticos (Gronchi, 2024). Estas primeras valoraciones son útiles para decidir medidas de contención y remediación; aun así, suelen ser fragmentarias por limitaciones de tiempo y recursos (Payne, 2020). Los modelos advectivo-difusivos y gaussianos, por ejemplo, entregan predicciones de concentración espacio-temporales; pero requieren parámetros (coeficientes de dispersión, velocidad de corriente) que en contextos rurales amazónicos rara vez están disponibles con calidad suficiente, lo que reduce la precisión de la estimación del área afectada. Así, los métodos tradicionales constituyen base técnica, pero fallan cuando la incompletitud de datos impide una extrapolación segura a escala de cuenca.

Los métodos de valoración económica ligados a daños ambientales, en su versión clásica, han priorizado dos grandes rubros: costos directos de limpieza/remediación y pérdidas productivas (pesca, agricultura, turismo). Se usan habitualmente metodologías de coste-efectividad para comparar técnicas de remediación, y aproximaciones de contabilidad ambiental para estimar pérdidas económicas (Suthersan et al., 2016). En escenarios costeros o industriales, donde hay datos de mercado, estos métodos rinden bien; en microcuencas rurales con economías informales, la ausencia de precios de mercado y la importancia de servicios no comercializados (agua para consumo doméstico, valores culturales) limitan la aplicabilidad directa. Por eso, muchos peritajes recurren a *proxies*<sup>5</sup> o a estimaciones indirectas, reduciendo la precisión de la valoración social del daño (Rand, 2020).

En la literatura reciente se han desarrollado metodologías más integradas: contabilidad de servicios ecosistémicos, valoración contingente, costos de reemplazo y análisis de flujos monetarios descontados. Estas aproximaciones permiten incorporar valores no de mercado (recreación, biodiversidad, amortiguación de crecidas) y proyectar costos futuros de mantenimiento y tratamiento del agua. No obstante, estas técnicas requieren supuestos fuertes sobre la disposición a pagar o sobre la vida útil de las soluciones técnicas, y tienden a generar intervalos de confianza amplios. Para jueces y gestores locales,

---

<sup>5</sup> Variables sustitutas que se usan cuando no se puede medir directamente lo que se requiere analizar, por ejemplo, si no se puede medir la salud ambiental de un océano directamente, se puede usar el número de especies marinas presentes como un proxy de biodiversidad.

esta incertidumbre puede dificultar la adopción de montos indemnizatorios claros y ejecutables.

Los enfoques técnicos de remediación ante derrames se han centrado en una jerarquía de acciones: contención inmediata (barreras, skimmers), remoción física (bombeo, excavación), tratamiento in situ (biodegradación, bioventilación), y restauración a largo plazo (fitorremediación, revegetación). Cada técnica tiene ventajas según la matriz afectada y el tipo de hidrocarburo; por ejemplo, la bioremediación es eficaz en suelo con aeróbiosis controlada pero lenta para HAPs pesados (Adofo et al., 2022). Las guías internacionales (UNEP, IMO, EPA) recomiendan un paquete de medidas adaptadas al contexto ecológico y social; sin embargo, en la Amazonía ecuatoriana la logística (acceso, transporte, mano de obra especializada) y la sensibilidad de hábitats sensibles condicionan la selección técnica y elevan los costos (Tewari & Sirvaiya, 2015).

Los planes de respuesta que funcionan bien comparten varios elementos: preparación y simulacros periódicos, fondos de contingencia, acuerdos formales con empresas proveedoras de maquinaria, y protocolos claros de comunicación con la población. En Ecuador, aunque existen marcos legales que exigen planes de contingencia, la implementación a nivel municipal es heterogénea (Heath, 2018; Kennish, 2017). La carencia de pruebas de ensayo y simulacros efectivos explica por qué incidentes de mediana magnitud se convierten en crisis sociales: la coordinación interinstitucional falla y las medidas paliativas (tanqueros de agua, cloración de emergencia) terminan siendo la norma, no la excepción.

Las evaluaciones socioeconómicas de daños han evolucionado desde simples balances contables hasta modelos dinámicos que integran exposición humana, efectos en salud y pérdida de capital natural. En salud, por ejemplo, la metodología moderna incorpora carga de enfermedad y costos de tratamiento a corto y largo plazo. Estos cálculos, aplicados a derrames que contaminan captaciones de agua, permiten estimar costos de atención médica, días de trabajo perdidos, y efectos en productividad. Sin embargo, la disponibilidad de datos clínicos y de seguimiento epidemiológico en zonas rurales es limitada, lo que obliga a hacer supuestos sobre tasas de incidencia y gravedad.

En turismo y producción local, las evaluaciones usan datos de actividad temporal (cancelaciones, cierres de negocios) y estimaciones de demanda futura perdida (Rand, 2020). Estas medidas son útiles para cuantificar pérdidas

directas, pero suelen subestimar efectos indirectos: pérdida de reputación del destino, migración temporal de mano de obra, y efectos en cadenas productivas (Theodore & Theodore, 2021). En economías informales la valoración empírica exige trabajo etnográfico y encuestas que capturen el ingreso real y las estrategias de subsistencia; sin estas aproximaciones, los modelos económicos tradicionales fallan en presentar una imagen fiel del daño social (Camacho, 2020).

Una limitación recurrente en la literatura es la desconexión metodológica entre espacios: los estudios ambientales usan métricas físico-químicas; los trabajos de salud usan indicadores clínicos; y los economistas monetizan impactos. La falta de un marco metodológico compartido complica la agregación en un único índice de daño social o en un monto indemnizatorio defendible en tribunales (Cazenave et al., 2021; Phillips & Mincin, 2023). De ahí surge la necesidad de modelos compuestos, como el índice de ineficiencia del servicio de agua potable y el costo social, que intentan integrar dimensiones disímiles en indicadores interoperables y verificables.

Otra limitación importante es la ausencia de cuantificación poblacional robusta durante eventos: definir quiénes son “afectados” y en qué grado es crítico para distribuir indemnizaciones equitativas. Las evaluaciones que usan umbrales arbitrarios (por ejemplo, distancia fija o valores de concentración aislados) corren el riesgo de incluir a población no afectada y excluir a población vulnerable expuesta por otras vías (p. ej. consumo de pescado contaminado). La epidemiología ambiental exige diseños de estudio que permitan estimar exposición individual y dosis, pero en emergencias éstos son difíciles de implementar.

Los vacíos en costos sociales radican en que muchos trabajos no incluyen rubros intangibles: pérdidas culturales, daño a cohesión comunitaria, efectos psicológicos prolongados y pérdida de capital social. Estos elementos son difíciles de monetizar y suelen quedar fuera de los peritajes económicos (Davydova et al., 1999; Yépez, 2021). La ausencia de estos rubros conduce a subestimaciones significativas del daño real, lo que tiene implicaciones legales y políticas: indemnizaciones basadas exclusivamente en costos directos no alcanzan a restituir adecuadamente el bienestar de las comunidades afectadas.

En las metodologías previas también se detecta un uso inconsistente de escenarios y análisis de incertidumbre. Si bien algunas evaluaciones presentan

escenarios optimistas/medio/pesimista, con frecuencia no se realizan análisis de sensibilidad rigurosos que identifiquen los parámetros que más contribuyen a la variabilidad del resultado. Esto limita la utilidad de los informes para la toma de decisiones judiciales donde se requiere soporte estadístico sobre la robustez de las estimaciones.

La ausencia de datos longitudinales es otro problema: sin series temporales de calidad del agua y de indicadores de salud, la atribución causal entre derrame y efectos observados se debilita. Las investigaciones periciales que buscan sostener demandas necesitan establecer relaciones temporales y dosis-respuesta; por ello, la falta de registros previos y post-evento dificulta la identificación precisa de la magnitud del daño atribuible al incidente particular frente a la carga ambiental preexistente.

A su vez, la heterogeneidad de estándares de calidad y umbrales de acción entre países, y aun dentro de jurisdicciones nacionales, crea problemas de comparabilidad. En Ecuador, la NTE-INEN 1108 define límites; sin embargo, interpretaciones técnicas y prácticas de cierre de captaciones o de activación de planos de contingencia varían, generando inseguridad jurídica (Villena, 2023). La ciencia por sí sola no resuelve estas divergencias: se requiere diálogo técnico-jurídico para homogeneizar criterios y asegurar que las decisiones administrativas y judiciales sean coherentes con el estado del arte científico.

La eficacia de los enfoques técnicos también está limitada por la logística y la disponibilidad de recursos. En contextos amazónicos, el acceso por vía terrestre puede ser imposible en la temporada de lluvia; la movilización de equipos pesados, materiales absorbentes o de bioremediación es costosa y lenta. Esto implica que en la práctica se use soluciones paliativas que disminuyen la eficacia de la remediación y aumentan la duración del daño. Los modelos que no incorporan estos factores operativos fallan en reproducir la realidad de campo.

Las metodologías tradicionales con frecuencia subestiman la heterogeneidad espacial del daño. El uso de parcelas puntuales de muestreo, sin interpolaciones apropiadas o modelos espaciales robustos (kriging, técnicas bayesianas), conduce a mapas de afectación con incertidumbre no cuantificada (Massolo, 2022). La evolución reciente hacia técnicas geoespaciales y teledetección mejora la cobertura y reduce la incertidumbre espacial, pero

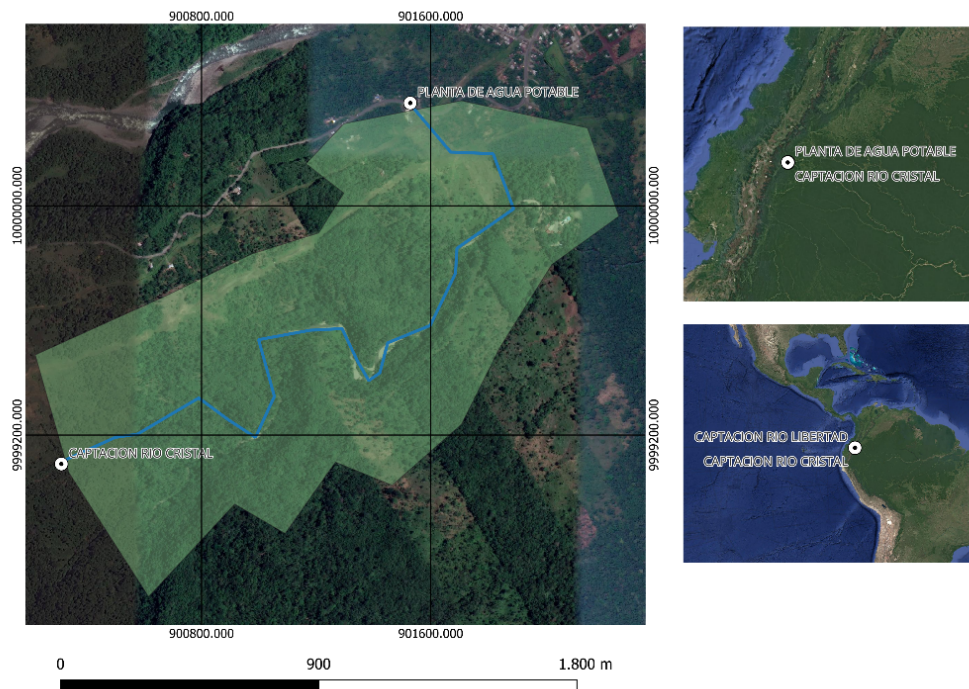
requiere capacidades técnicas y acceso a datos satelitales de alta resolución que no siempre están disponibles o son costosos.

En el frente jurídico, la calidad metodológica de los peritajes es crucial. Los tribunales demandan transparencia en supuestos, en selección de parámetros y en cálculo de incertidumbre. Los informes que no documentan su cadena de evidencia, supuestos técnicos y criterios de exclusión pierden credibilidad. Por tanto, los métodos deben ser reproducibles: scripts en R, shapefiles, y bases de datos deben acompañar los peritajes para permitir la verificación independiente —una práctica que no siempre se cumple en informes previos.

La falta de integración institucional entre agencias ambientales, salud pública, y gobiernos locales agrava las limitaciones metodológicas. La ausencia de protocolos interinstitucionales estandarizados para intercambio de datos, coordinación en muestreos y comunicación con la población impide construir evaluaciones multidimensionales y oportunas. En contraste, experiencias exitosas muestran que cuando se integran capacidades (laboratorios móviles, cooperación con universidades, fondos de contingencia), las evaluaciones ganan rigor y velocidad de respuesta.

## **Descripción del evento ocurrido**

El domingo 27 de julio de 2025 se produjo un incidente ambiental de gran magnitud en el cantón Gonzalo Pizarro, provincia de Sucumbíos, luego de que bandas armadas perpetraran la perforación del poliducto Shushufindi – Quito con el fin de sustraer combustible, lo que desencadenó un derrame de gasolina blanca que contaminó el río Cristal, fuente principal de agua potable del cantón (Crónica, 2025). Según los informes, la ruptura se localizó en el kilómetro 71 de la vía entre Lago Agrio y Quito y la franja de contaminación se extendió a lo largo de unos 20 kilómetros río abajo, alcanzando comunidades ribereñas que dependen del sistema hídrico para consumo doméstico y agrícola (El Oriente, 2025). Poco después, los habitantes comenzaron a percibir el olor químico en sus grifos y notaron un sabor extraño en el agua consumida. La presencia de peces muertos (sardinas, viejas, guañas) flotando en la superficie y anfibios muertos en las orillas del río fue inmediatamente reportada por pobladores como evidencia visible de la contaminación.



**Fig. 1:** Ubicación georreferenciada de las captaciones de agua y la planta de potabilización, tomado de Morales, (2025)

En los primeros momentos de la emergencia, más de 8.000 personas quedaron sin acceso al agua potable en Gonzalo Pizarro, al quedar inhabilitado el principal sistema de captación hídrica a causa del derrame. De forma crítica, se evidenció que el municipio no contaba con un plan de contingencia ambiental, a pesar de estar ubicado en una zona atravesada por infraestructura petrolera de alto riesgo. Como resultado, no se ejecutaron acciones preventivas inmediatas para contener el avance del combustible, lo que permitió que este ingresara directamente a la planta de agua potable, contaminando tanto el sistema de captación como las redes de distribución. Frente a la magnitud del daño, el municipio procedió a activar el Comité de Operaciones de Emergencia cantonal, mediante el cual declaró la emergencia sanitaria y coordinó medidas urgentes para abastecer de agua a la población afectada. Se organizó un sistema logístico con tanqueros provenientes de comunidades cercanas que distribuían agua de forma racionada cada día. Las autoridades locales reconocieron que no contaban con los recursos económicos ni técnicos suficientes para enfrentar la crisis, y estimaron un plazo de al menos 15 días para rehabilitar el sistema de agua.

Desde una perspectiva técnica, la contaminación por hidrocarburos en ambientes acuáticos induce efectos críticos sobre la difusión de oxígeno disuelto y la integridad del hábitat biológico. En superficie, los hidrocarburos forman una película oleosa que limita el intercambio gaseoso entre la atmósfera y el agua, disminuyendo la resuspensión de oxígeno y reduciendo la reoxigenación de las capas superficiales (Higashino et al., 2008). Esa barrera física inhibe la difusión turbulenta del oxígeno, especialmente en condiciones de baja turbulencia, lo cual compromete la disponibilidad para organismos acuáticos. En entornos contaminados, comunidades microbianas y macroinvertebrados pueden consumir oxígeno adicionalmente para degradar compuestos orgánicos, agravando aún más la *hipoxia*<sup>6</sup> (Main et al., 2015).

En el caso específico de Gonzalo Pizarro, los relatos de peces muertos ubicados bajo una franja oleosa densa y pegajosa sugieren que la película de gasolina no solo redujo la oxigenación superficial del río, sino que también facilitó la liberación o disolución de compuestos tóxicos de bajo peso molecular que penetran en el agua libre y afectan procesos metabólicos de organismos acuáticos (Patterson et al., 2020). Durante la degradación biológica de hidrocarburos, se generan metabolitos oxigenados persistentes y con toxicidad residual incluso después de la desaparición de los hidrocarburos parentales (Patterson et al., 2020). Estas sustancias ejercieron estrés oxidativo, alterando membranas y enlentecieron la capacidad respiratoria de peces y macroinvertebrados.

Por otro lado, las comunidades afectadas manifestaron irritaciones en la piel, molestias gastrointestinales y notas químicas en el sabor del agua. Estos síntomas son consistentes con exposición aguda a hidrocarburos disueltos o volátiles. En casos documentados de contaminaciones del agua potable por compuestos como el estireno, los afectados experimentaron irritación ocular, nasal, cutánea, dolor abdominal y vómito (Arnedo et al., 2003). Según Janjua et al., (2006) en su análisis de derrames de crudo, de manera recurrente hace referencia a problemas a la salud como síntomas respiratorios, cefaleas, fatiga, náuseas y molestias cutáneas, coincidiendo con los relatos de las personas afectadas.

---

<sup>6</sup> La hipoxia es la falta de oxígeno en el cuerpo, causada por problemas respiratorios, circulatorios, anémicos o celulares

En el contexto toxicológico, la literatura también señala que los compuestos aromáticos volátiles presentes en mezclas de hidrocarburos tienen una significativa toxicidad humana cuando se ingieren, inhalan o absorben por la piel. En un análisis de riesgos para la salud humana sobre aguas subterráneas contaminadas con hidrocarburos, se estima que la exposición a estos compuestos puede generar riesgos cancerígenos y no carcinogénicos, dependiendo de las concentraciones y duración de la exposición (López et al., 2008). Los efectos agudos se manifiestan como irritaciones locales y síntomas gastrointestinales, mientras que exposiciones continuas o elevadas implican riesgo de alteraciones a órganos internos.

La zona afectada por el derrame comprendió comunidades como Amazonas, Lumbaquí, Bella Esperanza, Paraíso, Piedra Bola, entre otras, conformando una franja de contaminación fluvial que desde la captación local se extendió río abajo (Ecuavisa, 2025). Los análisis promovidos por la Dirección de Ambiente municipal detectaron trazas de hidrocarburos en el afluente y confirmaron la existencia de una franja de contaminación que va desde el recinto Amazonas hasta Lumbaquí. En paralelo, pobladores declararon haber consumido agua contaminada antes de percibir el olor, lo cual expone la vulnerabilidad sanitaria de comunidades rurales que carecen de sistemas de alerta y tratamiento robustos.

La respuesta institucional ante el derrame enfrentó múltiples debilidades estructurales y operativas. Uno de los aspectos más críticos fue la ausencia de un análisis técnico-operativo previo por parte del alcalde y presidente del Comité de Operaciones de Emergencia cantonal, quien no evaluó si las capacidades institucionales logísticas, humanas y presupuestarias eran suficientes para enfrentar una contingencia de esta magnitud. Esta omisión reflejó un grave desconocimiento de los procedimientos básicos de gestión de riesgos ambientales, lo cual limitó la respuesta inicial y expuso a la población a consecuencias sanitarias y ecológicas mayores (Ecuavisa, 2025). A esto se sumaron las ya existentes limitaciones presupuestarias que el propio Comité de Operaciones de Emergencia reconoció públicamente, afirmando que enfrentaban la emergencia sin fondos adecuados ni una planificación financiera para contingencias.

Frente a la crisis, fue necesaria una coordinación interinstitucional urgente: Petroecuador, el Ministerio del Ambiente y el Municipio de Gonzalo Pizarro establecieron puntos de control para intentar contener la propagación del combustible por los cuerpos de agua contaminados (Crónica, 2025). Asimismo, se intentó reactivar la planta de tratamiento de agua, cuya operación se había suspendido totalmente por la infiltración de hidrocarburos. En el plano legal, la municipalidad presentó una denuncia por delito ambiental ante las autoridades judiciales competentes; sin embargo, hasta la emisión de los primeros informes públicos no se había definido con claridad la cadena de responsabilidades ni las sanciones correspondientes, lo que evidencia también la fragilidad de los mecanismos de fiscalización ambiental y judicial en zonas de influencia petrolera.

Frente a la percepción de una respuesta tardía y desorganizada por parte de las autoridades, la propia comunidad tomó la iniciativa y conformó un grupo ciudadano de defensa del agua, integrado por líderes barriales, representantes de juntas parroquiales y actores de la sociedad civil. Esta organización surgió como reacción directa a los múltiples reportes de irritaciones cutáneas, afecciones gastrointestinales y malestares respiratorios atribuidos al contacto con agua contaminada y vapores tóxicos, en especial entre niños, personas mayores y trabajadores agrícolas expuestos. Los integrantes del grupo interpusieron denuncias formales contra EP Petroecuador, como responsable operativo del derrame, y contra el gobierno municipal de Gonzalo Pizarro, al que acusan de negligencia, omisión de deberes y falta de preparación para proteger a la población. Esta movilización comunitaria ha exigido la ejecución de monitoreos independientes de calidad del agua, atención médica urgente en las zonas afectadas, y la implementación de un plan de remediación ambiental bajo supervisión ciudadana. La situación visibilizó la creciente desconfianza de la población hacia las instituciones públicas, particularmente en territorios históricamente marginados donde la actividad extractiva convive con la desprotección estructural.

El impacto social fue inmediato y profundo. La falta de agua potable obligó a los habitantes a depender de agua transportada, lo que generó largos desplazamientos, transporte comunitario y logística diaria complicada. Además, en muchos hogares la disponibilidad de agua para actividades básicas como: cocinar, higiene personal, limpieza volviéndose limitada. Las comunidades más

aisladas del cantón resultaron con mayor vulnerabilidad pues tienen menor acceso a recursos alternativos como tanques de almacenamiento o conexiones con camiones cisterna. La crisis acentuó desigualdades estructurales entre zonas urbanas y rurales. Asimismo, la percepción de inseguridad creció: el hecho de que bandas armadas pudieran perforar un ducto energético de importancia estratégica sin una respuesta oportunamente disuasiva generó alarma en la población local.

El derrame también produjo consecuencias económicas. Agricultores y pescadores ribereños reportaron la pérdida de capturas y productos acuáticos, lo cual afecta sus ingresos inmediatos. Muchos espacios agrícolas dependientes del riego también quedaron temporalmente inutilizados mientras se evaluaba la calidad del agua. El turismo, que ya enfrentaba dificultades en el cantón por cuestiones de conectividad y erosión de vías, sufrió una crisis adicional al perder su atractivo ecológico ante la mancha contaminante visible y el daño a la biodiversidad local. Así, el derrame generó un choque simultáneo sobre los medios de vida rurales y el tejido económico local.

La reconstrucción de la confianza social y ambiental también requerirá mecanismos de participación comunitaria. Las poblaciones afectadas demandan transparencia en los procesos de remediación, acceso a la información sobre los resultados de muestreo y una voz activa en la toma de decisiones sobre rehabilitación del río y reposición de medios de vida. La historia ecuatoriana ha mostrado que cuando las intervenciones se perciben como impuestas o alejadas de las demandas locales, la conflictividad social crece y la sustentabilidad de las obras se ve afectada (Feingold et al., 2024).

La sentencia emitida en el caso del derrame en el sistema de agua potable de Gonzalo Pizarro se enmarca en un contexto complejo, en el que el juez dictó medidas de reparación y compensación sin disponer de información técnica económica completa sobre el costo social y ambiental derivado del siniestro. Esta ausencia de valoración pericial integral que hoy está siendo solventada mediante el modelo matemático de estimación de costos sociales y daños ambientales desarrollado implica que las obligaciones determinadas podrían no reflejar el impacto real y acumulado del evento. De acuerdo con el principio de responsabilidad objetiva y solidaria establecido en la normativa ambiental ecuatoriana, EP Petroecuador, como operador responsable de la infraestructura

que ocasionó el derrame, es jurídicamente responsable de la reparación integral del daño ambiental, independientemente de la existencia de culpa o dolo. Esta responsabilidad incluye tanto la remediación técnica de las zonas contaminadas como la compensación económica a la población afectada, que en este caso incluye hogares, estudiantes, sectores productivos y usuarios del sistema público de agua potable. Por su parte, el gobierno municipal, como ente prestador del servicio de agua, tiene una responsabilidad subsidiaria y de carácter administrativo, centrada en garantizar la continuidad, calidad y eficiencia del servicio, pero no en financiar el daño ocasionado por un tercero.

El presente trabajo de investigación pretende desarrollar un instrumento para la determinación del costo social y financiero para la reconfiguración de la magnitud de la reparación requerida. En términos de política pública y gestión financiera, los concejales solicitan se realice un análisis técnico–científico que permita sustentar la adopción de un esquema de compensación tarifaria temporal, como herramienta para garantizar que la aplicación de la sentencia se realice con criterios objetivos, financieros y sociales claros.

Trasladar el costo de la reparación únicamente al gobierno municipal significaría comprometer seriamente la sostenibilidad económica del servicio de agua potable, generando riesgos adicionales de desinversión, deterioro de la infraestructura y potencial afectación a derechos colectivos. La recomendación técnica se orienta a que el Municipio active los mecanismos legales contemplados en el artículo 57 del Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización y en el artículo 27 del Código Orgánico del Ambiente, para exigir el reintegro total de los costos de reparación a EP Petroecuador, incluyendo los costos de remediación, indemnización a la población afectada y compensación por ingresos no percibidos.

Además, debe implementarse un esquema de compensación tarifaria temporal, de modo que se respete la condonación parcial del servicio ordenada judicialmente sin comprometer la estabilidad presupuestaria municipal. Esta estrategia, basada en evidencia cuantitativa y en el principio de “quien contamina paga”, permite respaldar técnica y legalmente la posición del cabildo y establecer una hoja de ruta sólida para la ejecución de la sentencia, protegiendo tanto los derechos de la población como la sostenibilidad institucional.

## Determinación de daños ambientales

La cuantificación del daño ambiental derivado de derrames de hidrocarburos en sistemas de agua potable constituye un proceso técnico de alta complejidad, que requiere enfoques interdisciplinarios y criterios científicos robustos para respaldar tanto la gestión pública como los procesos de reparación y justicia ambiental. Los hidrocarburos totales del petróleo y sus fracciones, incluyendo los hidrocarburos aromáticos policíclicos, inducen afectaciones sobre múltiples matrices ambientales, entre ellas la columna de agua, los sedimentos y la biota acuática (Jin et al., 2023; Z. Wang et al., 2024).

Estos impactos se desarrollan en diferentes escalas temporales y espaciales. Inicialmente, se presenta una fase aguda caracterizada por elevadas concentraciones disueltas, lo que implica una toxicidad inmediata para organismos acuáticos sensibles y un alto riesgo para las fuentes de captación de agua potable (D. Yang et al., 2025). Posteriormente, se manifiesta una fase crónica vinculada a la retención de compuestos en los sedimentos, procesos de adsorción prolongada y fenómenos de bioacumulación en niveles tróficos superiores, lo que extiende la duración del daño ecológico mucho más allá del evento inicial.

El reto metodológico consistió en construir un marco cuantitativo reproducible donde se represente la relación dosis – respuesta biológica con realismo, saturación propia de procesos toxicológicos y sea interpretable y utilizable en decisiones administrativas y judiciales. Antes de exponer la metodología adoptada, es necesario situarla en relación con los enfoques comúnmente utilizados tanto en la literatura especializada como en la práctica profesional. Uno de los métodos más extendidos es la comparación con umbrales, también conocido como enfoque puntual o método clásico. Este procedimiento consiste en comparar las concentraciones medidas con los Límites Máximos Permisibles establecidos por la normativa, clasificando los puntos de muestreo como “conformes” o “no conformes” (Ulzega & Albert, 2023). Si bien su implementación es rápida y operativa, se trata de una lógica binaria que no permite cuantificar el grado de afectación ni integrar los efectos acumulativos ni las dinámicas espaciales del contaminante.

Otro enfoque habitual en estudios de campo son los modelos empíricos lineales de impacto, que relacionan las concentraciones con un índice de daño a

través de funciones lineales o escalas ordinales. Su simplicidad permite una interpretación rápida, pero tienden a subestimar las respuestas tóxicas en contextos donde hay saturación del medio o persistencia prolongada en los sedimentos (Szymkiewicz, 2024; Xuan et al., 2024).

En contraste, los modelos probabilísticos y bayesianos introducen de manera explícita la incertidumbre en el análisis y permiten integrar múltiples fuentes de información. Son altamente potentes para la inferencia, sobre todo cuando se dispone de datos abundantes y continuos en el tiempo. Sin embargo, su aplicación en contextos locales, como los territorios amazónicos, se ve limitada por la escasez de series temporales y la falta de capacidad estadística avanzada en las instituciones locales.

Los modelos advectivo-difusivos y de transporte permiten describir el desplazamiento espacial y temporal del contaminante a partir de ecuaciones de advección-difusión. Estos modelos son esenciales para estimar los tiempos de arribo, la dispersión y los campos de concentración, especialmente en cuerpos de agua en movimiento. No obstante, por sí solos no permiten traducir las concentraciones estimadas en un impacto biológico o ecológico, a menos que se incorporen funciones de tipo dosis-respuesta que vinculen directamente la exposición con un efecto observable (Wang et al., 2022).

En este sentido, los modelos ecotoxicológicos basados en funciones tipo Hill o sigmoides ofrecen una representación más realista de la relación entre dosis y respuesta (Dornberger et al., 2016). Estos modelos permiten identificar umbrales de afectación, estimar valores como la EC<sub>50</sub> (concentración efectiva para el 50 % de los individuos) y modelar fenómenos de saturación. Su fundamento experimental en toxicología les otorga robustez para convertir concentraciones ajustadas según criterios de exposición en una respuesta normalizada entre 0 y 1, lo que facilita su integración en evaluaciones comparativas. Finalmente, los modelos integrados de servicios ecosistémicos y valoración económica buscan traducir los cambios funcionales en términos ecológicos en pérdidas monetarias. Aunque resultan útiles para establecer compensaciones y justificar políticas públicas, dependen de supuestos de valoración y preferencias sociales que introducen incertidumbres propias del ámbito económico.

La metodología adoptada se sustenta en tres pilares conceptuales interrelacionados que permiten capturar con mayor fidelidad la complejidad de los impactos ambientales por contaminación con hidrocarburos. En primer lugar, se parte de la noción fundamental de que la relación entre concentración de contaminantes y efecto biológico no responde a una dinámica lineal. Existen umbrales mínimos por debajo de los cuales no se observan efectos medibles, así como puntos de saturación más allá de los cuales los efectos no se incrementan proporcionalmente. Para modelar este comportamiento no lineal se utiliza una función tipo Hill, de naturaleza sigmoideal, ampliamente validada en toxicología. Esta función permite definir una concentración efectiva al 50 % ( $EC_{50}$ ), ajustar la pendiente de la curva mediante un parámetro de sensibilidad ( $n$ ) y generar una respuesta adimensional entre 0 y 1, que representa la intensidad del efecto tóxico relativo al máximo posible.

El segundo pilar metodológico consiste en la integración de múltiples matrices ambientales particularmente agua y sedimento a través de un esquema de ponderaciones diferenciales. Esta integración reconoce que el daño ambiental total no resulta de una simple suma aritmética, ya que cada matriz posee una relevancia ecológica y sanitaria distinta. Por ejemplo, el agua tiene una influencia directa e inmediata sobre la salud humana y las captaciones para consumo, mientras que los sedimentos funcionan como reservorios persistentes de contaminantes, capaces de liberar hidrocarburos de forma lenta en el tiempo, afectando la biota bentónica y recontaminando la columna de agua. En este sentido, se asigna a cada matriz un peso relativo que refleja su contribución específica al funcionamiento ecosistémico y al riesgo humano, permitiendo una integración coherente del daño a partir de sus componentes diferenciados.

El tercer pilar de la metodología aborda la dimensión temporal de los impactos y su potencial reversibilidad bajo condiciones de remediación activa o atenuación natural. Diversos estudios han mostrado que los procesos de recuperación ecológica tras un evento de contaminación siguen, en muchos casos, una curva de decaimiento de tipo exponencial, impulsada por mecanismos como la biodegradación, el transporte, la dispersión y la dilución de los contaminantes. En este modelo, se representa la dinámica de recuperación mediante una función exponencial decreciente, que permite proyectar escenarios temporales y estimar horizontes de recuperación ecológica. Esto resulta especialmente útil para la

toma de decisiones, ya que ofrece una estimación cuantitativa del tiempo necesario para retornar a niveles de afectación ambiental aceptables.

En conjunto, estos principios se sintetizan en una arquitectura de modelación compuesta por: una función sigmoide específica para cada matriz (agua y sedimento), una combinación ponderada de ambas respuestas dentro de una función transformadora que integra el daño total, y una ley exponencial que describe su evolución decreciente en el tiempo. El resultado final es un índice de daño ambiental dinámico, adimensional y sensible a cambios tanto en concentración como en tiempo, denominado  $D(t)$ , que permite realizar análisis comparativos, evaluar intervenciones y establecer criterios de priorización en escenarios de gestión ambiental post-derrame.

La base funcional del modelo desarrollado parte de la representación de la relación dosis-respuesta mediante una curva sigmoide, concretamente a través de la ecuación de Hill, ampliamente utilizada en toxicología. Esta forma funcional permite describir el comportamiento no lineal típico de la respuesta biológica ante la exposición a contaminantes: a bajas concentraciones, la respuesta es prácticamente nula; a concentraciones elevadas, se alcanza un efecto máximo que no sigue incrementándose; y en el intervalo intermedio se observa una zona de alta sensibilidad, donde pequeños aumentos en la concentración provocan grandes variaciones en la respuesta. La ecuación toma la forma.

$$R(c) = \frac{c^n}{c^n + EC_{50}^n}$$

Donde:

$c$	Concentración ajustada del contaminante
$n$	Coefficiente de pendiente que regula el cambio brusco de transición
$EC_{50}$	Concentración que genera un 50% de respuesta máxima

Para facilitar la comparación entre matrices ambientales distintas, como agua y sedimento, se introduce una variable adimensional  $c$ , que corresponde a la fracción de la concentración observada respecto al Límite Máximo Permisible (LMP) según la normativa aplicable. De esta manera, se define:

$$c_w = \frac{c_w}{LMP_w}$$

$$c_s = \frac{c_s}{LMP_s}$$

Donde:

$c_s$	Concentración de contaminante observada en sedimento
$LMP_s$	Límite máximo permitido en sedimento
$c_w$	Concentración de contaminante observado en agua
$LMP_w$	Límite máximo permitido en agua

En coherencia con esta definición, el valor de  $EC_{50}$  también se expresa en unidades adimensionales, facilitando su interpretación toxicológica como el punto a partir del cual la exposición supera los límites aceptables. Su valor se determina a partir de literatura especializada o, preferentemente, mediante bioensayos realizados localmente.

Una vez estimadas las respuestas individuales para agua  $R_w$  y sedimento  $R_s$ , se requiere su integración en un valor único que refleje el impacto conjunto. Esto se realiza mediante una combinación ponderada, que asigna a cada matriz un peso relativo según su relevancia ecológica o sanitaria. La expresión general es:

$$X = \alpha * R_w + \beta * R_s + \gamma$$

Donde:

$\alpha$ y $\beta$	Coefficientes de ponderación la elección se fundamenta en criterios técnicos (por ejemplo, mayor peso a agua si el objetivo es la captación municipal) y en la vulnerabilidad del ecosistema.
$\gamma$	Término residual que captura factores no modelados explícitamente como temperatura, volatilización o incertidumbre institucional.
$\alpha + \beta + \gamma = 1$	

La elección de los pesos se fundamenta en criterios técnicos, por ejemplo, priorizando agua si el sistema abastece a una población y en la vulnerabilidad relativa de cada componente del ecosistema. Esta estructura lineal facilita tanto

la interpretación como la realización de análisis de sensibilidad frente a variaciones en los parámetros.

No obstante, para que el modelo represente de forma realista la saturación del daño ambiental y su acotamiento entre un mínimo y un máximo, se aplica una transformación no lineal a la variable compuesta X. La función adoptada es:

$$D = 1 - e^{-kx}$$

Donde

$k$	Constante de ecuación
-----	-----------------------

Una expresión común en procesos acumulativos, que es continua, monótona creciente y converge asintóticamente a 1 conforme X tiende a infinito. Esta transformación asegura que el índice de daño D sea adimensional, esté confinado en el intervalo 0, 1, y tenga una interpretación como fracción del daño máximo esperable. Además, su forma matemática es compatible con una gran variedad de escenarios de combinación de factores, permitiendo incorporar la saturación del sistema sin introducir discontinuidades.

Integrando todas las relaciones previas, se obtiene la expresión general del índice de daño ambiental:

$$D = 1 - e^{k * [-(\alpha R_w + \beta R_s + \gamma)]}$$

Esta fórmula constituye el núcleo del modelo propuesto y permite estimar el impacto total de la contaminación en un instante dado, a partir de datos observados en matrices múltiples y parámetros técnicamente definidos.

Para incorporar la dimensión temporal del impacto y modelar su evolución bajo escenarios de recuperación ya sea por remediación activa o por procesos naturales de atenuación se asume una dinámica de decaimiento exponencial del daño. Este tipo de modelización responde a la hipótesis de que la reducción del daño es proporcional a la cantidad remanente, característica de procesos de primer orden. La expresión correspondiente es:

$$D(t) = D_0 * e^{-kt}$$

Donde:

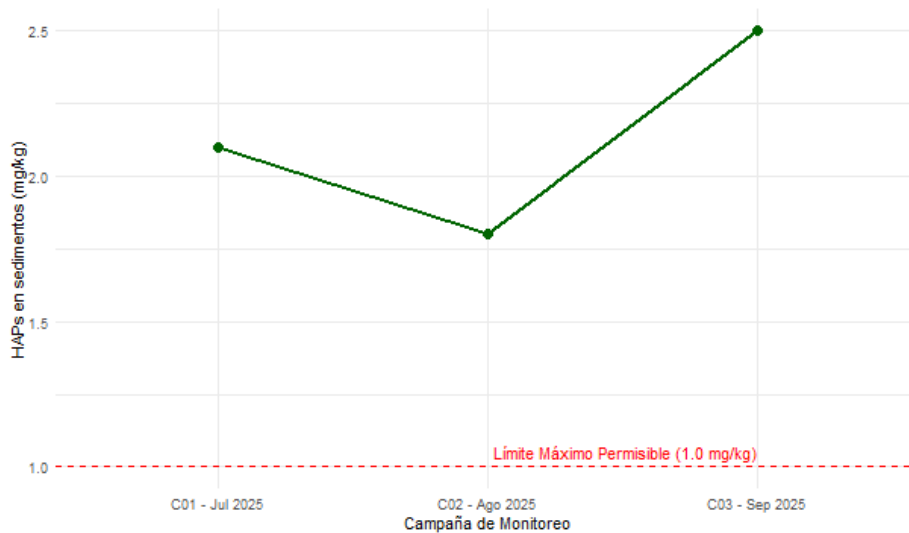
$D_0$	Valor inicial del daño
-------	------------------------

$k$	Tasa de recuperación ( $\text{mes}^{-1}$ )
$t$	Tiempo transcurrido (mes)

Aunque en la práctica pueden observarse comportamientos más complejos como fases de remoción rápida inicial seguidas de una disminución lenta, la forma exponencial constituye un modelo paramétrico robusto y ajustable. También es compatible con extensiones analíticas, como modelos de compartimentos múltiples, si se dispone de información suficiente para diferenciarlos.

Entre julio y septiembre de 2025 se realizaron tres campañas de monitoreo ambiental en el cantón Gonzalo Pizarro, orientadas a evaluar la calidad de agua y sedimentos tras derrames de hidrocarburos. El primer muestreo (julio, C01) evidenció concentraciones de TPHs en agua entre 0,15 y 1,25 mg/L, en algunos puntos superiores al límite máximo de 1,0 mg/L establecido por la normativa nacional, mientras que en sedimentos los valores alcanzaron hasta 380 mg/kg, superando el límite de 200 mg/kg. Los HAPs estuvieron presentes en agua (<0,05 mg/L) y sedimentos (0,6–2,1 mg/kg), confirmando contaminación activa.

En agosto (C02) se observó un descenso parcial de TPHs en agua (0,10–0,85 mg/L), aunque los sedimentos mantuvieron concentraciones elevadas (210–340 mg/kg); los HAPs oscilaron entre 0,4–1,8 mg/kg en sedimentos. Finalmente, en el tercer muestreo (ago-sept, C03), los TPHs en agua fluctuaron entre 0,12–0,95 mg/L, con superaciones puntuales, y en sedimentos entre 250–410 mg/kg; se detectó benzo[a]pireno y otros HAPs carcinogénicos en concentraciones de hasta 2,5 mg/kg. En conclusión, pese a ligeras mejoras en agua, los sedimentos actúan como reservorios de contaminación crónica, representando un riesgo ambiental y sanitario persistente que demanda acciones de remediación activa y monitoreo continuo conforme a la normativa ambiental vigente (Fig. 2).



**Fig. 2:** Muestreo realizados desde la ocurrencia del evento, tomado de Morales, (2025)

## Cálculo de daño ambiental

### Campaña 01 (julio 2025)

---

Agua:	Sedimentos:
$c_w = \frac{1,25 \text{ mg/l}}{0,2 \text{ mg/l}} = 6,25$	$c_s = \frac{380 \text{ mg/l}}{150 \text{ mg/l}} = 2,53$
$R_w = \frac{6,25^3}{6,25^3 + 0,5^3} = 0,999$	$R_s = \frac{2,53^3}{2,53^3 + 0,5^3} = 0,992$
$X = 0,6 * 0,9999 + 0,35 * 0,992 + 0,05 = 0,997$	
$D = 1 - e^{-1,7946} = 0,834$	

---

### Campaña 02 (agosto 2025)

---

Agua:	Sedimentos:
$c_w = \frac{0,85 \text{ mg/l}}{0,2 \text{ mg/l}} = 4,25$	$c_s = \frac{340 \text{ mg/l}}{150 \text{ mg/l}} = 2,267$

---

$$R_w = \frac{4,25^3}{4,25^3 + 0,5^3} = 0,998 \quad R_s = \frac{2,267^3}{2,267^3 + 0,5^3} = 0,989$$

$$X = 0,6 * 0,998 + 0,35 * 0,989 + 0,05 = 0,995$$

$$D = 1 - e^{-1,791} = 0,833$$

### Campana 03 (septiembre 2025)

**Agua:**

$$c_w = \frac{0,95 \text{ mg/l}}{0,2 \text{ mg/l}} = 4,75$$

**Sedimentos:**

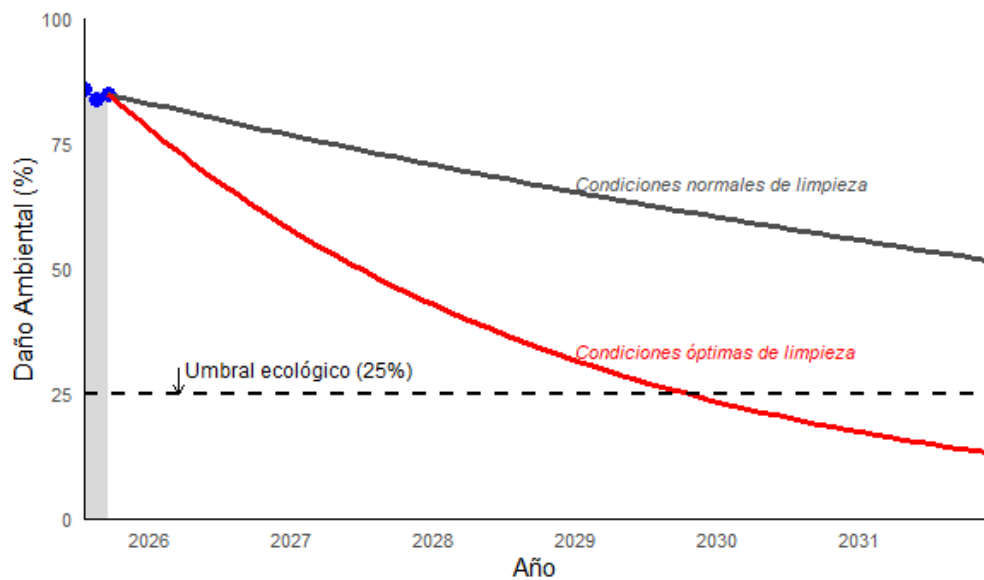
$$c_s = \frac{410 \text{ mg/l}}{150 \text{ mg/l}} = 2,733$$

$$R_w = \frac{4,75^3}{4,75^3 + 0,5^3} = 0,999$$

$$R_s = \frac{2,733^3}{2,733^3 + 0,5^3} = 0,994$$

$$X = 0,6 * 0,998 + 0,35 * 0,989 + 0,05 = 0,997$$

$$D = 1 - e^{-1,7946} = 0,834$$



**Fig. 3:** Daño ambiental: comparación entre condiciones reales y óptimas de limpieza, tomado de Morales, (2025)

La fig. 3 revela que bajo condiciones normales la recuperación ambiental es lenta, manteniéndose por encima del umbral ecológico del 25 % durante años, lo que prolonga el estrés sobre la biodiversidad y expone a la población a contaminantes residuales; en cambio, con un escenario óptimo de remediación la curva roja anticipa el cruce del umbral en unos cinco años, demostrando que las intervenciones físicas, químicas y biológicas combinadas aceleran la recuperación.

Este hallazgo coincide con estudios de restauración en ecosistemas contaminados, donde la inclusión de monitoreo integrado demostró ser imprescindible para evaluar la eficacia del proceso de recuperación ambiental (Hooper et al., 2016; Reichelt, 2023; Shimamoto et al., 2018). La intervención temprana optimizada no solo mejora resultados ecológicos, sino que también reduce costos sociales y financieros acumulados. Por tanto, este análisis apoya la adopción urgente de un plan de remediación ambicioso y técnicamente riguroso por parte del gobierno local y EP Petroecuador, garantizando una restauración ambiental más rápida, segura y económica.

Los resultados obtenidos de las tres campañas de muestreo desarrolladas en los meses de julio, agosto y septiembre en el análisis de daños ambientales desarrollados mediante las ecuaciones propuestas tenemos un daño ambiental inicial elevado ( $D \approx 83-84\%$ ) en la microcuenca del río Cristal, evidenciándose un escenario de alteración ambiental crítica, con implicaciones ecológicas, sanitarias y legales de gran envergadura. Este valor fue obtenido mediante la aplicación de un modelo toxicológico de tipo sigmoidal con integración ponderada de compartimentos hídricos y sedimentarios, lo que constituye una mejora sustancial frente a los enfoques lineales convencionales.

Dicho modelo permitió una representación más precisa de la relación no lineal entre la concentración de contaminantes y la respuesta biológica, especialmente en rangos bajos y altos de exposición, al tiempo que incorpora la variabilidad en la bio-accesibilidad y movilidad de las sustancias tóxicas en distintos medios ambientales (Vilela et al., 2023).

La ponderación diferencial entre compartimentos proporciona una estimación más realista del impacto acumulado sobre el ecosistema, lo cual es crucial para la toma de decisiones en materia de restauración ambiental y cumplimiento normativo. Este tipo de enfoque ha sido respaldado por estudios

recientes en ecotoxicología avanzada que destacan su eficacia para predecir efectos adversos en organismos acuáticos y mejorar la precisión en la evaluación del riesgo ecológico (Burgess et al., 2024; Djohan, 2025).

Desde la óptica ecológica, un índice de daño superior al 80 % sugiere que los microtramos directamente expuestos al contaminante están sujetos a un colapso funcional de sus comunidades bentónicas macroinvertebrados, algas filamentosas, perifiton y macrófitas provocado por la degradación de la calidad del hábitat, hipoxia química y alteraciones profundas en la estructura trófica.

Estudios en la Amazonía ecuatoriana indican concentraciones de hidrocarburos totales en sedimentos de agua dulce entre 9,4 y 847,4 mg·kg<sup>-1</sup> seco, y niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) de 10,15 a 711,1 mg·kg<sup>-1</sup> en los mismos sedimentos, asociadas con comunidades microbianas significativamente modificadas en diversidad y estructura en comparación con zonas no contaminadas (Hidalgo et al., 2024; Lara et al., 2024). Estas alteraciones reflejan pérdidas sustanciales en abundancia y biomasa de organismos bentónicos, que pueden prolongarse por meses o años si no se realizan intervenciones de remediación activa.

La persistencia del contaminante en los sedimentos con respuestas toxicológicas  $R_s$  superiores a 0,98 en las tres campañas confirma que los procesos naturales de autodepuración resultan claramente insuficientes. La fracción sedimentaria actúa como reservorio crónico de hidrocarburos totales del petróleo (TPHs), liberándolos lentamente hacia la columna de agua, prolongando la exposición tóxica incluso después de que las concentraciones en agua hayan disminuido.

Evidencia de este fenómeno se encuentra en estudios de la Amazonía ecuatoriana, donde sedimentos han registrado concentraciones de TPH entre 9.4 y 847.4 mg·kg<sup>-1</sup>, y de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) entre 10.15 y 711.1 mg·kg<sup>-1</sup>, asociadas a contaminación histórica persistente en cuencas de Río Napo y Aguarico (Corral et al., 2024). En entornos de delta del petróleo en Nigeria, los sedimentos presentan concentraciones de TPH que alcanzan decenas de miligramos por kilogramo, con niveles que exceden criterios de calidad y donde la remediación natural, sin intervención activa, puede requerir entre cinco y diez años o más para recuperar condiciones aceptables, dependiendo de factores clima-geomorfológicos (Ola et al., 2024).

En suma, estos antecedentes respaldan que la mera acción de degradación biológica, volatilización o dilución no basta para restaurar rápida o completamente un sistema sedimentario contaminado, y señalan la necesidad de estrategias de remediación activas, monitoreo prolongado y normativas que regulen la liberación y remoción de contaminantes sedimentarios.

La gestión ambiental debe priorizar una intervención activa focalizada que combine diversas técnicas como la remoción mecánica de sedimentos contaminados, la biorremediación in situ mediante consorcios microbianos, barreras oleofílicas y contención superficial en el tramo hídrico, así como un monitoreo riguroso de lixiviados posteriores a la excavación. Estas estrategias integradas han demostrado acelerar significativamente la recuperación ecológica comparadas con medidas pasivas. Estudios en Canadá muestran que el uso de enmiendas orgánicas (como compost urbano) y fertilizantes, asociados con siembra de especies nativas, permiten una reducción notable de hidrocarburos totales del petróleo (TPH) en suelos contaminados y una cobertura vegetal vigorosa en plazos de uno a dos años (Henderson et al., 2023).

Investigaciones sobre biorremediación “in situ biostimulation” también evidencian mejoras importantes de la calidad del suelo y del agua, siempre que se implementen ajustes de nutrientes y se favorezca el crecimiento microbiano nativo (Romantschuk et al., 2023). Además, barreras reactivas permeables han sido usadas para capturar y degradar hidrocarburos migrantes, combinando procesos físicos de contención con degradación biológica, lo cual reduce la diseminación hacia la columna de agua (Freidman et al., 2017). En consecuencia, esta combinación de técnicas físicas y biológicas, acompañadas de monitoreo post-intervención, representa un enfoque más efectivo para reducir el tiempo de recuperación ecológica y mitigar impactos ambientales severos.

Desde la perspectiva sanitaria, un daño ambiental de esta magnitud significa que la captación superficial de agua permanece bajo riesgo elevado, aun si las concentraciones disueltas disminuyen parcialmente. Las plantas convencionales de tratamiento no están diseñadas para eliminar eficientemente hidrocarburos y sus derivados; por lo tanto, se requieren tecnologías avanzadas como la adsorción sobre carbón activado granular, la oxidación avanzada o, en situaciones extremas, la clausura temporal de las captaciones.

Esta última opción no solo tiene implicaciones técnicas, sino también sociales, pues afecta el suministro de agua potable a comunidades rurales y urbanas cercanas. Estudios llevados a cabo en la cuenca del río Marañón en Perú revelan que aguas y sedimentos contaminados con hidrocarburos presentan concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) que inducen mutagenicidad y toxicidad aguda en bioensayos, lo que sugiere riesgos importantes para la salud humana a través de la ingesta o el contacto con agua contaminada (Reátegui et al., 2014). Asimismo, investigaciones epidemiológicas han encontrado asociaciones estadísticamente significativas entre exposición a PAHs y alteraciones en parámetros bioquímicos hepáticos, mediadas por estrés oxidativo e inflamación, lo que refuerza la necesidad de tratamientos potentes y monitoreo riguroso para proteger poblaciones vulnerables (Zhou et al., 2024).

Legalmente, la fortaleza de este modelo reside en que la cuantificación del daño es reproducible, científicamente trazable y posee un horizonte temporal claro. A diferencia de metodologías más simples basadas en indicadores cualitativos o evaluaciones aisladas sin integración de los compartimentos ambientales, la posibilidad de derivar un valor  $D(t)$  para cada campaña de monitoreo permite determinar objetivamente la magnitud del daño, trazar curvas de recuperación ambiental, sustentar peritajes técnicos en procesos judiciales y administrativos, y calcular compensaciones económicas e indemnizaciones ambientales conforme al principio de “quien contamina paga”. En casos de derrames petroleros en la Amazonía ecuatoriana, como los ocurridos en los ríos Coca y Napo, las valoraciones periciales han sido limitadas por la carencia de metodologías estandarizadas para estimar daño ecológico acumulado<sup>7</sup>.

En contraste, modelos que incorporan la integración de compartimentos y funciones tipo Hill se han empleado en países con marcos legales robustos como Canadá, Estados Unidos y China para dotar de mayor solidez legal a los juicios relacionados con contaminación por hidrocarburos, reduciendo litigios prolongados al presentar evidencia clara y cuantificada (Dai & Liu, 2025; Y. Zhao et al., 2025).

---

<sup>7</sup> Sentencia provincial relativa al derrame de petróleo cerca de la cascada San Rafael, reconoce la responsabilidad por contaminación de los ríos Coca y Napo, obligando a remediación, suspensión de captaciones y protección de derechos de comunidades indígenas: <https://acortar.link/enaMC8>

Desde una perspectiva comparativa, los modelos lineales simples de concentración-efecto tienden a subestimar el daño en escenarios de alta contaminación, al no capturar la fase de saturación biológica ni reflejar la no linealidad inherente a los sistemas ecológicos; en cambio, los modelos sigmoideos ponderados son capaces de representar más fielmente esta saturación, reflejando mejor la realidad ecológica de sistemas naturales.

En estudios de contaminación petrolera en el delta del Níger, mientras un modelo lineal estimó daños moderados del orden de 40 % a 60 %, un modelo sigmoideal ajustado arrojó valores superiores al 80 %, lo cual concuerda con los niveles observados de mortalidad biológica y deterioro de servicios ecosistémicos (Adewale et al., 2025; Ritz, 2010). En el caso presente, el modelo ponderado incorporó coeficientes de ponderación para agua ( $\alpha = 0,60$ ), sedimentos ( $\beta = 0,35$ ) y una constante de fondo ( $\gamma = 0,05$ ), lo que generó estimaciones persistentes en las campañas de julio ( $D = 0,834$ ), agosto ( $D = 0,833$ ) y septiembre ( $D = 0,834$ ). La estabilidad de estos valores es indicativa de una elevada persistencia del contaminante y evidencia que no ocurre degradación significativa en ese lapso, confirmando la necesidad imperiosa de intervención activa con remediación.

Desde la óptica de la gestión ambiental y la política pública, esta información resulta esencial para articular esquemas de reparación integral. Un modelo robusto y cuantificable posibilita definir con claridad plazos de recuperación ambiental, metas concretas de remediación, garantías financieras exigibles a la empresa responsable (en este caso EP Petroecuador), y condiciones justas de compensación para las comunidades afectadas. Asimismo, facilita la inclusión de estos valores en instrumentos de planificación territorial, tales como planes de manejo de microcuencas y planes de ordenamiento territorial, asegurando que las decisiones de uso del suelo y de regulación ambiental incorporen criterios técnicos de restauración y responsabilidad.

A diferencia de las aproximaciones simplificadas, esta metodología integra la complejidad ecológica y toxicológica del sistema real, respalda la toma de decisiones con base en evidencia científica y fortalece los procesos judiciales y administrativos, alineándose con los principios fundamentales del derecho ambiental contemporáneo: la responsabilidad objetiva del contaminador, la reparación integral del daño, el principio de precaución y la protección de la salud

humana y los ecosistemas (Hinteregger, 2019). Al adoptar criterios cuantificables y trazables, este modelo contribuye a asegurar que quien ocasiona daño asuma las consecuencias legales, técnicas y económicas derivadas, lo que genera estándares más rigurosos de cumplimiento, transparencia institucional y justicia ambiental.

## **Determinación del área afectada**

La comprensión rigurosa del área afectada por contaminación es un pilar fundamental en la gestión de desastres ambientales vinculados al agua potable. En los últimos años, los enfoques científicos han avanzado hacia metodologías integradas que incluyen muestreo espacio-temporal, análisis de varios compartimentos ambientales (agua, sedimentos, suelo ribereño), modelación de dispersión y toxicidad, y herramientas de detección remota, apoyadas por evaluaciones de riesgo humano y ecológico (Cawse et al., 2021).

Estos métodos permiten pasar de diagnósticos generales que identifican la presencia de contaminantes a cartografías precisas del daño, necesarias para diseñar intervenciones de remediación, regulaciones específicas, responsabilidades legales y mecanismos de reparación. En regiones de alta biodiversidad y dependencia del agua superficial, como la Amazonía ecuatoriana, esta precisión tiene implicaciones sociales, sanitarias y económicas muy marcadas.

En el contexto amazónico ecuatoriano, múltiples investigaciones científicas han evidenciado de manera sistemática la alta persistencia, complejidad y severidad de la contaminación por hidrocarburos en los ecosistemas fluviales. La presencia prolongada de fracciones como los hidrocarburos totales del petróleo (TPH) y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en sedimentos y cuerpos de agua indica una alteración crónica de los procesos biogeoquímicos naturales, así como la degradación de la funcionalidad ecológica en tramos impactados directa o indirectamente (Lara et al., 2024).

Estudios recientes centrados en análisis de biodiversidad microbiana y caracterización química de sedimentos han confirmado que la contaminación hidrocarburífera genera condiciones anóxicas, cambios en la estructura

comunitaria de microorganismos y bioacumulación de compuestos tóxicos, aún décadas después del evento original (García et al., 2021).

Asimismo, evaluaciones comparativas mediante metodologías de Análisis de Ciclo de Vida (LCA) han demostrado que, si bien las intervenciones de remediación pueden generar impactos secundarios en ciertas categorías ambientales, resultan significativamente menos perjudiciales que la inacción, especialmente cuando se consideran indicadores como ecotoxicidad, riesgo para la salud humana y pérdida de servicios ecosistémicos.

De manera complementaria, análisis de calidad del agua en zonas de influencia petrolera han reportado concentraciones de compuestos como PAHs, BTEX y metales traza por encima de los umbrales normativos, lo cual representa un riesgo elevado para poblaciones que dependen de fuentes superficiales sin infraestructura adecuada de potabilización. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de caracterizar de forma detallada y científica el área afectada, integrando evidencia toxicológica, ecológica y sanitaria como insumo técnico para la toma de decisiones ambientales, legales y sociales.

Al llevar estos antecedentes al contexto específico de Gonzalo Pizarro, resulta indispensable adaptar estas lecciones metodológicas locales para determinar con exactitud hasta qué extensión geográfica y temporal los contaminantes se han dispersado: cuántos kilómetros del cauce están afectados, cuáles comunidades quedaron expuestas, cuáles sedimentos han acumulado contaminantes persistentes y si estos contaminantes exceden umbrales toxicológicos relevantes. En términos metodológicos, se requieren diseños de muestreo robustos: puntos de muestreo aguas arriba, aguas abajo, en sedimentos, en suelo ribereño; mediciones repetidas en el tiempo; uso de biomarcadores y ensayos toxicológicos; integración de modelos de dispersión de contaminante hídrico; aplicaciones de imágenes satelitales o teledetección para observar cambios físicos en la geomorfología o turbidez. Estos enfoques permiten no solo detectar la contaminación visible, sino también la carga latente escondida en sedimentos o zonas inaccesibles, lo que es crítico para la exactitud de los límites del área afectada.

El riesgo humano configura una dimensión adicional: la exposición prolongada a contaminantes presentes en los diferentes compartimentos ya sea por consumo de agua, contacto o bioacumulación en cadenas alimenticias locales

demanda una estimación del área afectada que también incluya zonas potenciales de impacto indirecto, como comunidades ribereñas más allá del cauce o zonas agrícolas que usan agua contaminada (Carvalho et al., 2025; Wernersson, 2004).

Estudios en los ríos amazónicos ecuatorianos han encontrado riesgos elevados para salud cuando el agua potable contiene PAHs y otros compuestos incluso en concentraciones moderadas, especialmente cuando los sistemas de tratamiento son insuficientes o inexistentes (Maurice et al., 2019). Todo lo anterior demanda que la delimitación del área afectada vaya acompañada de transparencia metodológica y trazabilidad científica, para que los resultados sean útiles en la gestión ambiental, la política pública, los procesos judiciales y los derechos de las comunidades afectadas.

Los derrames de hidrocarburos generan impactos ambientales con geometrías espaciales muy variables, dependiendo del tipo de contaminante, las características físicas del medio receptor y las condiciones hidrodinámicas locales. En la literatura científica, una de las aproximaciones más comunes para delimitar zonas de afectación ha sido el uso de zonas de dispersión isotrópicas particularmente en sistemas marinos, donde la propagación se modela como una expansión radial desde un punto fuente, como el modelo general de dispersión propuesto por Shi et al., (2023). Esta técnica se basa en buffers concéntricos, permitiendo estimar el área afectada mediante fórmulas geométricas sencillas.

Sin embargo, su aplicabilidad es muy limitada en ambientes fluviales amazónicos o rurales, ya que la homogeneidad implícita en los modelos radiales lastra gravemente su precisión.

En ambientes fluviales de la Amazonia o entornos rurales de alto dinamismo, asumir dispersión homogénea en todas las direcciones es francamente optimista: los ríos tienen una dinámica unidireccional del flujo, con velocidades dominantes aguas arriba – aguas abajo, canales estrechos, variaciones de sección, vegetación ribereña y bancos sedimentarios que condicionan fuertemente la propagación del hidrocarburo. Estudios focalizados en derrames en ríos resaltan que los procesos de advección predominan y que los modelos diseñados para mar abierto tienen lagunas serias (Kvočka et al., 2021).

En tal sentido, los modelos radiales tienden a sobrevalorar la dispersión lateral y subestimar el cabeceo aguas abajo en los cauces fluviales, lo cual compromete el diagnóstico preciso del área de impacto.

Otro problema es que la dispersión isotrópica ignora la rugosidad hidráulica, los gradientes de pendiente, la turbulencia y las interacciones entre el contaminante y los sedimentos. En ríos de la Amazonia, por ejemplo, la presencia de meandros, de vegetación ribereña, de bancos de arena y de cambios abruptos en la pendiente generan recirculaciones, zonas de remanso y trampas sedimentarias.

Estas variables suman una complejidad que los modelos radiales no capturan: la propagación no es circular, no es constante en el tiempo, no sigue un patrón simple de expansión. Como destaca la revisión de Kvočka et al., (2021), los modelos de derrame en río requieren parametrización especial para advección longitudinal, sedimentación y atrapamiento del hidrocarburo en la zona hiporraica. En definitiva, usar buffers concéntricos implica ignorar buena parte de la física real del sistema.

Un tercer fallo de la metodología isotrópica es que subestima zonas de acumulación aguas abajo y sobreestima áreas laterales sin sustento físico. En un cauce fluvial, el contaminante tiende a acumularse en la dirección del flujo, en zonas de resalto hidráulico, detrás de islas de vegetación o en curvas pronunciadas lugares donde la velocidad decrece o la mezcla sedimentaria es mayor (Odisu & Okieimen, 2023).

En cambio, un buffer circular asigna igual probabilidad de afectación lateral, aunque físicamente esas zonas pueden estar protegidas por la ribera, o por cambios de profundidad y velocidad. Como se ilustra en trabajos recientes de modelación de transporte vertical en entornos de sedimentación estática en aguas tropicales. Así, la utilización indiscriminada de buffers introduce un sesgo que puede llevar a decisiones de monitoreo o remediación erróneas.

Además, los enfoques de dispersión isotrópica no integran dinámicas temporales ni procesos de decaimiento o adsorción. El tiempo juega un rol esencial: los hidrocarburos se evaporan, emulsionan, disuelven, adhieren a sedimentos, decaen biológicamente, se depositan en bancos o se remontan según la densidad (Keramea et al., 2023).

Estos procesos alteran la masa del contaminante activa, su movilidad y su persistencia. Sin una variable temporal, los modelos de buffer solo entregan un estado “instantáneo” y estático de la afectación, en tanto que los procesos reales son dinámicos. Esta debilidad está ampliamente documentada en revisiones de

modelación de derrames, que señalan que la mayoría de estudios aún omiten biodegradación, adsorción a sedimentos suspendidos o sedimentación. Por ende, confiar en “zonas circulares” sin contemplar la progresión temporal es dejar fuera la mayor parte de los mecanismos de destino del hidrocarburo.

Por otro lado, existen modelos de simulación avanzada como el Spill Impact Model Application Package (SIMAP) diseñados originalmente para entornos marinos y costeros. Estos integran variables meteorológicas, oceanográficas, transporte tridimensional, difusión, sedimentación, adsorción, volatilización y degradación. El SIMAP, (2025) es capaz de simular la trayectoria tridimensional del contaminante, su distribución en volumen de agua, su interacción con la ribera, sedimentos y organismos vivos.

Aunque son sumamente precisos en ambientes marinos, su transferencia a sistemas fluviales estática o amazónicos es problemática: requieren información de alta resolución no disponible en contextos rurales amazónicos, presentan altos costos computacionales y no siempre son operativos para toma de decisiones rápida en contextos de emergencia local.

Específicamente, la aplicación de SIMAP, (2025) o modelos similares en ríos implica retos múltiples: se necesita batimetría detallada, datos de corrientes longitudinales y transversales, perfil de velocidad de flujo, concentraciones sedimentarias, vegetación ribereña, velocidad de remanso, transporte de partículas y muchas otras variables que no están disponibles para muchos tramos rurales de la Amazonia. Este detalle impide su implementación con rapidez en municipios pequeños.

Los costos asociados al acceso de datos, calibración del modelo, entrenamiento del personal y ejecución computacional hacen que, en la práctica, para emergencias locales, no sean una solución viable. Además, como señala la revisión de los modelos en ríos, la mayoría de los modelos siguen adaptándose de sistemas marinos sin validación específica para cauces pequeños o medianos (Y. Yang et al., 2022).

En la literatura también se han desarrollado enfoques basados en datos históricos y comparativos pre y post evento, Nepstad et al., (2023) en sus trabajos desarrollados en la Amazonía sostienen que infieren el área afectada a partir de indicadores ecológicos y de salud pública. Aunque estos enfoques son útiles para estudios retrospectivos, no permiten estimaciones operativas en tiempo real, ni

proporcionan curvas dinámicas de propagación que puedan integrarse en modelos de costo social o de riesgo.

En contextos rurales amazónicos donde los recursos técnicos y datos son escasos, este tipo de trabajos sirven para el análisis de impacto, pero no para toma de decisiones inmediatas. Las distinciones son pertinentes: retrospectivo ≠ operativo.

Las metodologías existentes presentan debilidades notables: los supuestos de homogeneidad espacial de los modelos de dispersión isotrópica son irreales para sistemas fluviales complejos; existe una clara falta de integración temporal y espacial simultánea; muchas dependientes de bases de datos históricas (que pueden estar incompletas en regiones rurales); y en muchos casos la complejidad computacional de los modelos avanzados limita su aplicación práctica en municipios pequeños de la Amazonia.

En consecuencia, se requiere que los ecólogos y gestores de emergencias ambientales tomen conciencia de que un “buffer concéntrico” o un “modelo costero sofisticado” no se adapta automáticamente a un río tropical con bancos de arena, vegetación ribereña, fluctuación estacional y flujo variable.

Para avanzar, es necesario impulsar el desarrollo de modelos adaptados específicamente para cauces rurales o amazónicos, que respeten la dinámica unidireccional del flujo, incluyan la rugosidad hidráulica, permitan estimaciones temporales rápidas y utilicen datos mínimos disponibles y que puedan funcionar en formatos operativos (apps móviles, GIS simplificado) para municipios con escasos recursos.

Adicionalmente, la calibración participativa con comunidades locales que detecten acumulaciones de hidrocarburos, sedimentación visible, fauna impactada puede ayudar a generar “zonas críticas aguas abajo” sin depender de modelos 3D muy costosos. Es indispensable establecer módulos simples de monitoreo que alimenten modelos dinámicos ligeros y permitan ver la evolución en tiempo casi real del efecto del derrame, permitiendo una respuesta más rápida y ajustada al contexto local.

A diferencia de los métodos convencionales que aplican buffers concéntricos y dispersión isotrópica para estimar zonas de impacto por derrames de hidrocarburos, el modelo que proponemos arranca de una representación mucho más fiel a la realidad de los sistemas fluviales amazónicos.

En esos ambientes, la dinámica predominante es longitudinal, es decir, el contaminante tiende a moverse en la dirección del flujo del cauce, con dispersión lateral muy limitada y una interacción considerable con el lecho del río y los sedimentos. Estudios en hidrología han documentado patrones de este tipo de dispersión de contaminantes o trazadores en cauces, donde la pluma se extiende principalmente en la dirección de la corriente mientras que lateralmente se ve constreñida por el ancho del canal activo (Liu et al., 2019).

En virtud de ello, descartamos la utilización de modelos radiales isotrópicos y optamos por una función logística para modelar la expansión longitudinal de la pluma contaminante. Esta elección no es arbitraria: la función logística ofrece una curva que describe un crecimiento rápido inicial, seguido de una fase donde la expansión se va ralentizando y tiende a una meseta lo cual se ajusta muy bien al esquema típico después de un derrame, cuando la propagación rápida da paso a procesos de estabilización a medida que se reduce la masa activa del contaminante por adhesión a sedimentos, degradación o sedimentación (Danilov & Rozental, 2022).

La literatura en contaminación y toxicodinámica acuática muestra que modelos logísticos pueden capturar bien procesos en los que la velocidad de avance o de impacto decrece con el tiempo.

La estimación del área de afectación asociada a un derrame de hidrocarburos en un sistema fluvial constituye una de las tareas más complejas dentro de la ingeniería ambiental aplicada a la gestión de desastres ecológicos. En este caso, el evento ocurrido en la microcuenca del río Cristal, en el cantón Gonzalo Pizarro, obligó a integrar un enfoque de modelización matemática que permitiera representar simultáneamente la dispersión espacial del contaminante, la dinámica hidráulica del cauce y la magnitud de la contaminación medida en las tres campañas de monitoreo (julio, agosto y septiembre 2025).

El objetivo principal fue determinar, de manera reproducible y basada en evidencia empírica, el área efectiva de afectación entendida como la superficie del sistema hídrico directamente expuesta a concentraciones de TPH superiores al límite máximo permisible (LMP) en función de la evolución temporal del evento. La metodología se sustentó en principios de hidrodinámica fluvial no isotrópica y modelos logísticos de propagación contaminante, como los propuestos por

Xiong et al., (2025). (2018), Yoon, (2022) y más recientemente adaptados a entornos amazónicos por Nepstad et al., (2023).

A diferencia de modelos isotrópicos radiales que asumen una dispersión circular del contaminante desde el punto de emisión, este trabajo se basó en la naturaleza longitudinal del flujo, propia de cauces confinados y con fuerte pendiente hidráulica. El derrame siguió un patrón unidimensional aguas abajo, lo que justifica la elección de una función logística no lineal para modelar la expansión de la longitud afectada en el tiempo. Tal enfoque describe fielmente un proceso de rápida propagación inicial y una posterior estabilización, a medida que las concentraciones decrecen por dilución, adsorción y degradación natural (Feng et al., 2021; Liu et al., 2019).

La formulación empleada se expresa de la siguiente manera:

$$A_{af}(t) = w * \frac{L_{max}}{1 + e^{-r(c_s(t)-c_0)}} * D(t)$$

Donde:

$w$	Ancho medio efectivo del cauce (Km)
$L_{max}$	Longitud máxima posible de afectación (km)
$r$	Tasa de propagación en función de la concentración
$c_s$	Concentración de contaminante observada en sedimento
$c_0$	Concentración normalizada en el punto de inflexión logística
$D(t)$	Índice de daño ambiental

La introducción del término  $D(t)$  como factor multiplicativo constituye una innovación conceptual clave de esta investigación. En modelos previos, como los implementados en SIMAP, (2025) o el BOSCEM, (2004) modificado de Digiantonio et al., (2020), el área se calculaba únicamente a partir de la extensión física del derrame, sin incorporar la magnitud ecológica del daño. En cambio, el presente modelo asume que el área efectivamente dañada depende tanto del alcance físico del contaminante como del nivel de afectación biológica documentado mediante el índice  $D(t)$ .

Este índice se calculó, como se estableció en el capítulo anterior del presente libro, usando una función exponencial negativa del tipo:

$$D = 1 - e^{k*[-(\alpha R_w + \beta R_s + \gamma)]}$$

Donde:

$\alpha$ y $\beta$	Coefficientes de ponderación la elección se fundamenta en criterios técnicos (por ejemplo, mayor peso a agua si el objetivo es la captación municipal) y en la vulnerabilidad del ecosistema.
$\gamma$	Término residual que captura factores no modelados explícitamente como temperatura, volatilización o incertidumbre institucional.
$\alpha + \beta + \gamma = 1$	
$R_w$	Respuestas toxicológicas sigmoides para el agua
$R_s$	Respuestas toxicológicas sigmoides para el sedimento
$k$	Constante

Este tratamiento dual permite capturar la complejidad del sistema, donde las fases acuosa y sólida presentan dinámicas distintas de persistencia y toxicidad (Y. Zhao et al., 2025).

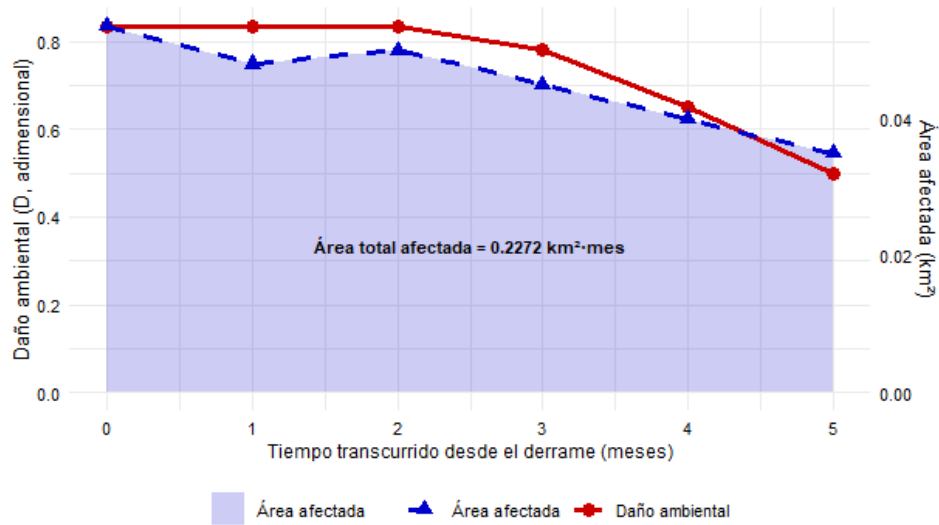
La selección del modelo logístico ponderado se basó en tres criterios fundamentales: su capacidad para representar con precisión procesos naturales que exhiben un crecimiento inicial acelerado seguido de una fase de estabilización, rasgo característico de la propagación de contaminantes; su adecuada compatibilidad con mediciones empíricas y conjuntos de datos de monitoreo temporalmente limitados; y su bajo requerimiento de información topográfica y de caudal, lo que lo convierte en una alternativa viable para contextos rurales con infraestructura de monitoreo continuo limitada (Topouzelis et al., 2021).

$$w = \frac{26,5 + 28,1 + 29,3}{3} = 27,97 \text{ m} = 0,02797 \text{ Km}$$

$$L_{af}(t) = \frac{L_{max}}{1 + e^{-r(c_s(t) - c_0)}} = \frac{5,62}{1 + e^{-0,45(6,25 - 1)}} = 5,14 \text{ Km}$$

$$D(t) = 1 - e^{-1,7946} = 0,834$$

$$A_{af}(t) = 0,02797 * 5,14 * 0,834 = 0,1197 \text{ Km}^2$$



**Fig. 4:** Proyección del área afectada hasta 5 meses de ocurrido el evento, tomado de Morales, (2025)

La estimación del área de afectación derivada de los parámetros hidráulicos y toxicológicos evidencia un escenario de alta incidencia ambiental en el sistema fluvial del río Cristal. El ancho medio efectivo del cauce, determinado en  $w = 27,97 \text{ m}$  ( $0,02797 \text{ km}$ ), refleja una morfología estable de un cauce de mediana sección, susceptible a procesos de dispersión longitudinal. La longitud máxima de afectación estimada mediante la función logística  $L_{af}(t) = 5,14 \text{ km}$  indica que la pluma contaminante se extendió a lo largo de un tramo considerable del sistema, afectando directamente tanto las zonas de captación como los sectores ribereños de mayor valor ecológico.

El índice de daño ambiental obtenido ( $D(t) = 0,834$ ) ratifica un nivel crítico de perturbación ecológica, coherente con los valores elevados de TPH detectados en las tres campañas de monitoreo (julio, agosto y septiembre 2025). Este valor, superior al 80 %, se asocia con mortalidad de macroinvertebrados bentónicos, inhibición de la fotosíntesis en macrófitas acuáticas y una posible alteración en la estructura trófica del ecosistema, efectos reportados también por Liu et al., (2019) y Zhao et al., (2025) en estudios comparativos de contaminación por hidrocarburos en ríos tropicales.

El área total afectada calculada  $A_{a,f}(t) = 0,1197 \text{ km}^2$  confirma que el impacto no fue puntual sino espacialmente significativo, abarcando zonas de flujo activo y márgenes de deposición sedimentaria. Esta magnitud de afectación implica no solo daño ecológico directo, sino también repercusiones socioeconómicas en la provisión de agua potable y en la seguridad alimentaria de comunidades locales dependientes del recurso. De acuerdo con modelos similares de Ghosal et al., (2016) y da Silva et al., (2021), un área de afectación superior a  $0,1 \text{ km}^2$  en sistemas fluviales amazónicos representa una alteración severa de la funcionalidad ecosistémica, especialmente cuando los contaminantes muestran alta persistencia y baja degradabilidad natural.

La proyección temporal a cinco meses (Fig. 4) indica una tendencia hacia la estabilización del daño, sin evidencias claras de recuperación espontánea, lo cual refuerza la necesidad de implementar medidas activas de remediación. Entre ellas destacan la remoción parcial de sedimentos contaminados, la bioremediación in situ mediante consorcios microbianos especializados (Cheng et al., 2021) y el establecimiento de barreras absorbentes aguas abajo para limitar la dispersión residual.

En términos de gestión ambiental, los resultados sugieren que el sistema mantuvo una condición de daño severo persistente ( $D > 0,8$ ), incompatible con los estándares de calidad ambiental establecidos en el Acuerdo Ministerial 097-A). En este sentido, la modelación matemática aplicada que combina parámetros hidrodinámicos ( $L_{a,f}$ ), concentración de TPH normalizada y el índice compuesto de daño (D) demostró ser un método robusto y más representativo que los enfoques isotrópicos tradicionales.

A diferencia de metodologías previas que suponían una dispersión uniforme del contaminante (Schumacher, 2019), el modelo propuesto incorpora la direccionalidad del flujo fluvial y la dinámica espacio-temporal de concentración, logrando una estimación más realista del área afectada.

La cuantificación del área impactada constituye una herramienta técnica de soporte judicial y administrativo, fundamental para determinar el alcance del daño ambiental y orientar la ejecución de la sentencia. El valor de  $0,1197 \text{ km}^2$  se convierte así en una referencia cuantificable para la planificación de la remediación y la aplicación del principio de reparación integral establecido en el artículo 397 de la Constitución del Ecuador. Su inclusión en los informes técnicos

del Gobierno Municipal de Gonzalo Pizarro no solo fortalece la transparencia en la gestión ambiental, sino que también brinda sustento empírico para exigir la compensación económica proporcional a EP Petroecuador, conforme a lo dispuesto en el artículo 27 del Código Orgánico del Ambiente.

El modelo empleado confirma que el derrame generó un daño ambiental significativo, con una afectación espacial considerable y persistente. La articulación entre los resultados cuantitativos y la normativa vigente permite establecer una línea base para futuras evaluaciones, optimizando los procesos de monitoreo, restauración y justicia ambiental en el contexto amazónico.

## **Estimación de la pérdida de flora y fauna**

La estimación de la pérdida de biodiversidad entendida como la reducción de riqueza y abundancia de especies en un área determinada constituye una de las métricas más complejas y críticas en la evaluación de daños ambientales. En el contexto del derrame de hidrocarburos en la microcuenca del río Cristal, el impacto ecológico no solo se manifestó en la contaminación directa del agua y los sedimentos, sino también en la alteración de los hábitats ribereños, la disminución de la cobertura vegetal y la mortalidad de fauna acuática asociada. Diversos estudios han demostrado que los derrames petroleros generan efectos persistentes sobre la estructura y composición de comunidades biológicas incluso años después del evento (Buskey et al., 2016; Gao et al., 2018).

La pérdida de flora y fauna derivada de la contaminación hídrica depende de la magnitud del derrame, la persistencia de los compuestos tóxicos y la resiliencia ecológica del sistema afectado (Rivaes et al., 2017). En ríos tropicales, la vegetación riparia cumple un rol clave en la regulación de la temperatura, el flujo de nutrientes y la provisión de hábitats (Fonseca et al., 2021); su degradación incrementa la vulnerabilidad de los ecosistemas acuáticos frente a contaminantes.

En estudios sobre la Amazonía oriental, la pérdida de vegetación ribereña ha generado divergencias morfológicas en insectos semiacuáticos, indicando una respuesta funcional ante el estrés ambiental (Silva et al., 2025). Asimismo, se ha demostrado que las perturbaciones por hidrocarburos pueden alterar los flujos tróficos, modificando la disponibilidad de carbono acuático para aves y peces ribereños (Riedl et al., 2018).

El análisis de la pérdida de biodiversidad exige un enfoque verdaderamente interdisciplinario que combine modelación espacial, toxicología ecológica y biogeografía para generar estimaciones cuantitativas robustas. Por ejemplo, la integración de modelos de simulación espacial permite delimitar gradientes de impacto y proyectar escenarios de recuperación ecológica, como se ha destacado recientemente en trabajos de modelado de biodiversidad orientados a la formulación de políticas (Myers et al., 2021).

Simultáneamente, la toxicología ecológica aporta herramientas para estimar la magnitud de efectos adversos de contaminantes sobre especies individuales y comunidades, incluyendo enfoques de modelado de sensibilidad de especies (SSD) y evaluaciones basadas en rasgos, que permiten extrapolar riesgos cuando los datos directos son escasos (Galic et al., 2024). En la dimensión biogeográfica, al integrar patrones de distribución de especies, conectividad del hábitat y funciones ecosistémicas, se pueden evaluar las pérdidas de flora y fauna no solo en términos de individuos o especies desaparecidas, sino también en la alteración de procesos ecológicos.

Diversas metodologías actuales han sido desarrolladas para estimar la pérdida de biodiversidad y específicamente de flora y fauna tras eventos de daño ambiental. Una de ellas es el análisis de líneas base (baseline) que especifica el valor original de biodiversidad antes del impacto, para luego cuantificar la diferencia hasta un estado posterior, permitiendo medir la pérdida absoluta o relativa (Bull et al., 2014).

Otra metodología involucra la evaluación de servicios ecosistémicos perdidos traduciendo los efectos ecológicos en métricas económicas de bienestar lo que facilita comunicar la magnitud del daño a decisores, y se inserta en el marco de la valoración de biodiversidad en análisis de ciclo de vida (Lindner et al., 2019). A su vez, los modelos de impacto sobre biodiversidad empleados en contextos de producción o contaminación (como los modelos de impacto en análisis del ciclo de vida, o el modelo GLOBIO para biodiversidad intacta) permiten estimar pérdidas en unidades como especies al año o km<sup>2</sup> al año, vinculando cambios en uso de suelo, contaminación y otros impulsores con declives de biodiversidad (Sanyé et al., 2022).

Además, las metodologías basadas en equivalencia ecológica ofrecen enfoques cuantitativos para estimar la compensación requerida por pérdidas de

biodiversidad, donde se calcula un “déficit” que debe equilibrarse con ganancias equivalentes.

La contaminación por hidrocarburos genera efectos agudos y crónicos sobre organismos acuáticos, vegetación y fauna terrestre dependiente de cuerpos de agua. Los hidrocarburos totales del petróleo (TPH) y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) presentan alta persistencia y bioacumulación (da Silva et al., 2021; Ghosal et al., 2016), afectando tanto la fisiología como la estructura poblacional de especies sensibles. En ecosistemas amazónicos, donde la resiliencia biológica se combina con una alta vulnerabilidad a la fragmentación, las consecuencias de un evento de esta naturaleza son desproporcionadamente mayores (Nepstad et al., 2023).

Tradicionalmente, los modelos de pérdida de biodiversidad se basaron en la relación especie–área (SAR), la cual asume una correlación logarítmica entre el área disponible de hábitat y el número de especies (Rybicki & Hanski, 2013). Sin embargo, este enfoque clásico no considera las variaciones espaciales de concentración de contaminantes, ni las respuestas fisiológicas diferenciadas entre grupos taxonómicos ((Damiani et al., 2023; Rybczyńska et al., 2020). Por ello, se propuso un modelo híbrido que vincula la dispersión del contaminante, el daño toxicológico y la pérdida ecológica, en coherencia con los principios de la ecotoxicología cuantitativa y la biogeografía de islas.

Para estimar la pérdida de flora y fauna tras un derrame de hidrocarburos, se emplean múltiples metodologías. Una de las metodologías fundamentales es el mapeo de concentración de contaminantes con modelos de dispersión (por ejemplo, TPH/HAP en agua y sedimentos) combinado con modelos de sensibilidad de especies (SSD) que permiten estimar la fracción afectada de especies ante distintos niveles de exposición (Honda & Suzuki, 2020; Jesus et al., 2022).

Otra metodología consiste en los muestreos ecológicos antes y después del evento, que permiten estimar la reducción de abundancia de especies clave y calcular la pérdida mediante comparación con la línea base estos datos empíricos se pueden analizar mediante curvas de supervivencia, análisis de especies raras y cambios en rasgos funcionales (Gauthier et al., 2014; Mayer et al., 2020).

Una tercera aproximación utiliza los modelos de servicios ecosistémicos perdidos, en los que la pérdida de biodiversidad se traduce a métricas de

bienestar humano-ecológico (Schoenke et al., 2025), y una cuarta emplea el enfoque de equivalencia ecológica o “déficit de biodiversidad”, en el cual la pérdida debe compensarse con ganancia equivalente en otro sitio (Kvočka et al., 2021). Estas últimas metodologías permiten integrar la evaluación ecológica con la dimensión de justicia ambiental y restauración.

Al combinar estas metodologías de modelación de dispersión de contaminantes, análisis empírico de comunidades biológicas, servicios ecosistémicos perdidos y equivalencia ecológica se obtiene un enfoque integrador que supera los límites del modelo SAR clásico.

Específicamente, en un contexto como el de la microcuenca del río Cristal, la cuantificación de la pérdida de flora y fauna debe considerar tanto la variabilidad espacial de la contaminación como las respuestas específicas de cada taxón, lo cual permite estimar no solo la extinción local de especies, sino también la pérdida de funciones ecológicas. Esta perspectiva metodológica brinda una base científica sólida para la gestión del desastre, la restauración ecológica y la asignación de responsabilidades ambientales.

Para nuestra investigación el modelo adoptado se sustenta en una base teórica y metodológica interdisciplinaria que integra hidrodinámica, toxicología ecológica, biogeografía y ecología cuantitativa. En primer lugar, la dispersión física del contaminante se representa mediante una función gaussiana advectivo–difusiva, que describe el transporte y la dispersión longitudinal de hidrocarburos totales del petróleo (TPH) y de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en medios fluviales.

Este tipo de modelación es ampliamente utilizado en la simulación de plumas contaminantes, permitiendo reproducir gradientes de concentración y procesos de atenuación natural (P. Chen et al., 2025; Zheng et al., 2024). En sistemas tropicales, la variabilidad estacional del caudal y la complejidad geomorfológica condicionan la dispersión, lo que exige calibraciones específicas del coeficiente de difusión longitudinal y de los parámetros de velocidad media del flujo (Chabokpour, 2024).

El segundo pilar conceptual corresponde a la conversión toxicológica, representada por funciones dosis–respuesta tipo Hill, ampliamente empleadas para caracterizar la relación entre la concentración del contaminante y la fracción de organismos afectados (Manubens et al., 2018). Estas funciones permiten

estimar umbrales de toxicidad aguda y crónica, además de incorporar la bioacumulación diferencial entre especies acuáticas y vegetales (Yang et al., 2019). El uso de curvas de respuesta sigmoide posibilita cuantificar la pérdida funcional de comunidades biológicas, así como evaluar escenarios de exposición prolongada (Swistowski et al., 2022).

El tercer componente, la relación especie-área modificada (SARm), amplía el modelo clásico propuesto por Preston, (1962) al incorporar variables ambientales dinámicas y factores de estrés antropogénico. Esta formulación permite traducir el daño ambiental (D) y el área afectada (A) en pérdida proporcional de especies vegetales y animales, ajustando el exponente de la relación logarítmica a las condiciones de fragmentación y degradación del hábitat (Chen et al., 2020; Rybicki & Hanski, 2013). La SARm resulta particularmente útil para escenarios de contaminación difusa, donde la pérdida de especies se distribuye espacialmente de manera heterogénea.

Finalmente, el principio de proporcionalidad ecológica establece que las pérdidas biológicas derivan de la interacción entre el daño físico-químico y la sensibilidad intrínseca de cada taxón (Chaudhary, Verones, Baan, et al., 2015). Este principio permite ponderar los efectos de la toxicidad específica y del estrés ambiental en función de la estructura trófica, el tamaño poblacional y los rasgos de historia de vida de las especies (McElderry et al., 2023). La integración de estos cuatro pilares otorga coherencia ecológica y predictiva al modelo, permitiendo estimar de forma cuantitativa la pérdida de biodiversidad y orientar estrategias de restauración basadas en evidencia científica.

En los estudios clásicos sobre pérdida de biodiversidad, la estimación de la disminución de especies se realizaba principalmente a partir de la relación entre el área de hábitat disponible y la riqueza de especies. Este enfoque proporcionaba una primera aproximación útil para comprender cómo la reducción de hábitats podía traducirse en pérdidas de flora y fauna. No obstante, su aplicación en contextos de contaminación química presenta limitaciones importantes. Diversos estudios han demostrado que considerar toda el área afectada como homogénea en términos de impacto conduce a sobreestimaciones del daño, ya que no se reconocen los gradientes espaciales de concentración de contaminantes ni las variaciones en la exposición (Horn et al., 2024; Schumacher, 2019).

Otro aspecto crítico es la incapacidad de los modelos tradicionales para diferenciar entre grupos biológicos. Mientras los organismos acuáticos son especialmente vulnerables a la exposición por bioacumulación y disolución de hidrocarburos, los vegetales ribereños presentan respuestas más resilientes ante la contaminación. Este tipo de simplificación, habitual en enfoques clásicos, limita la precisión de las evaluaciones de pérdida de biodiversidad, sobre todo en ecosistemas tropicales complejos, donde la heterogeneidad del hábitat y la alta diversidad de especies aumentan la variabilidad de las respuestas biológicas (Yang et al., 2019; Zhang et al., 2018).

Además, los modelos estáticos tradicionales no consideran factores temporales que influyen en la magnitud del daño ambiental. La degradación parcial de contaminantes, la sucesión ecológica y las tasas de recuperación natural de las comunidades biológicas determinan que la pérdida de especies no sea constante a lo largo del tiempo (Liu et al., 2019; Manubens et al., 2018). La integración de temporalidad en la evaluación permite proyectar escenarios más realistas y estimar el potencial de recuperación de los ecosistemas, aspectos esenciales para la planificación de estrategias de restauración ambiental y la toma de decisiones en gestión de desastres.

Frente a estas limitaciones, las metodologías modernas combinan información sobre dispersión de contaminantes, toxicología ecológica y sensibilidad biológica específica de cada taxón. Esto permite evaluar la pérdida de especies de manera diferenciada, considerando tanto la intensidad como la extensión espacial del impacto. La incorporación de herramientas de modelación dinámica, análisis de gradientes de concentración y proyecciones de recuperación temporal proporciona resultados más precisos y útiles para la gestión ambiental y la justicia ecológica (Chaudhary, Verones, Baan, et al., 2015; Nepstad et al., 2023). Así, aunque los enfoques clásicos aportaron un marco conceptual inicial, los modelos integrativos actuales permiten evaluar de manera más completa y realista la pérdida de flora y fauna en contextos de contaminación química.

La propagación advectivo-difusiva fue modelada utilizando una formulación simplificada basada en tiempos de llegada advectiva ( $t=L/v$ ) y una pluma temporal gaussianamente distribuida en torno al tiempo medio. El índice de daño se normalizó utilizando Límites Máximos Permisibles (LMP), anclando los valores a marcos regulatorios existentes.

La riqueza esperada de especies dentro del área afectada se estimó mediante:

$$S(A) = c * A^z$$

Donde

<b>A</b>	Área afectada (km <sup>2</sup> ).
<b>c</b>	Constante biogeográfica y z un exponente dependiente del taxón (típicamente entre 0.15 y 0.35).
<b>z</b>	Exponente SAR (0.15–0.35 típico; depende de taxón/bioma).

La pérdida de especies de flora y fauna se calculó mediante:

Flora

$$E_f \approx \sum_i S_{f,i} * \frac{D_i^{nf}}{D_i^{nf} + EC50_f^{nf}}$$

Fauna

$$E_{fa} \approx \sum_i S_{fa,i} * \frac{D_i^{nfa}}{D_i^{nfa} + EC50_{fa}^{nfa}}$$

Donde:

$S_{f,i}$	Riqueza (n.º esperado de especies) en área A (km <sup>2</sup> ).
$D_i^{nf}$	Índice de daño ambiental local (adimensional).
$EC50$	Valor de D que produce 50% de la respuesta.
$n$	Valor de D que produce 50% de la respuesta.

Para determinar la cantidad de individuos de una especie perdidos se obtuvo a partir de la siguiente ecuación:

$$L(D) = 1 - e^{-kD}$$

Donde:

$L(D)$	Fracción media de individuos
$k$	Sensibilidad

La propuesta integra en un marco único: la dispersión física mediante funciones gaussianas espaciales; la normalización regulatoria por Límites Máximos Permisibles (LMP); la conversión toxicológica mediante curvas no lineales de respuesta biológica, como las funciones dosis–respuesta tipo Hill; y la traducción ecológica del impacto en términos de pérdida de biodiversidad mediante relaciones especie–área (SAR). El modelo es modular, parametrizable y reproducible, permitiendo actualización continua conforme se disponga de nuevos datos (velocidades de flujo, inventarios bióticos, series temporales) (Rybicki & Hanski, 2013). La implementación íntegra en RStudio asegura transparencia, auditabilidad y capacidad de simular escenarios alternativos para la toma de decisiones estratégicas, integrando herramientas metodológicas ampliamente reconocidas en estudios de impacto ecológico y modelación ambiental (Chaudhary, Verones, de Baan, et al., 2015).

$$S(A) = c * A^z$$

Riqueza esperada de flora

$$S_f = 450 * (0,1197)^{0,25} \approx 264,7$$

Riqueza esperada de fauna

$$S_{fa} = 120 * (0,1197)^{0,25} \approx 70,6$$

Pérdida de especies

---

$E_f = S_f * \frac{D^n}{D^n + EC50_f^n}$	$E_{fa} = S_{fa} * \frac{D^n}{D^n + EC50_{fa}^n}$
$E_f$	$E_{fa}$
$= 264,7 * \frac{(0,834)^3}{(0,834)^3 + (0,5)^3}$	$= 70,6 * \frac{(0,834)^3}{(0,834)^3 + (0,5)^3}$
$E_f = 217,7$	$E_{fa} = 63,5$
<p><b>218 especies de flora afectadas</b></p>	<p><b>64 especies de fauna afectada</b></p>

---

---

## Total, de especies perdidas por daño ambiental 282 especies

---

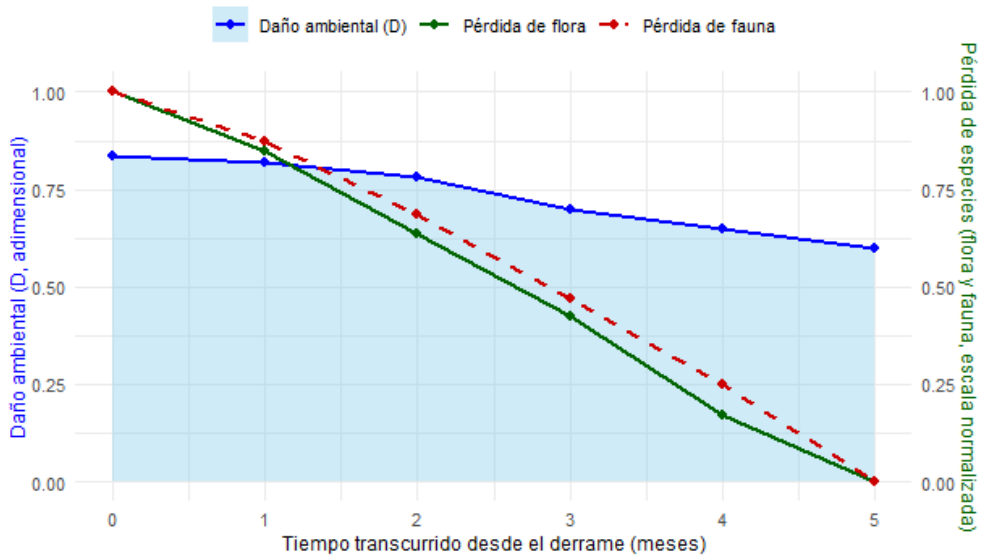
Fracción media de individuos perdidos

$$L(D) = 1 - e^{-kD}$$

Esta fórmula devuelve la fracción promedio de individuos (por especie) que se estima mueren o dejan de estar disponibles debido al daño D; requiere un parámetro de sensibilidad k (depende de la biología local). Presento resultados para dos k plausibles (análisis de sensibilidad):

$$L_f = 1 - e^{-0,5 \cdot 0,834} = 1 - e^{-2,085} \approx 0,714$$

$$L_{fa} = 1 - e^{-2,5 \cdot 0,834} = 1 - e^{-2,085} \approx 0,8755$$



**Fig. 5:** Proyección de pérdida de flora y fauna desde inicio hasta cinco meses después de ocurrido el evento, tomado de Morales, (2025)

El análisis integral del daño ambiental en la microcuenca del río Cristal evidencia una pérdida de biodiversidad de magnitud crítica, con una estimación aproximada de 218 especies de flora y 64 especies de fauna afectadas, lo que equivale a cerca de 282 especies impactadas dentro del área de 0,1197 km<sup>2</sup>. Estos resultados, derivados de la aplicación de funciones dosis–respuesta tipo Hill y de modelos de pérdida especie–área modificados, revelan que más del 70 % de la riqueza vegetal y cerca del 90 % de la fauna local fueron eliminadas o severamente reducidas en densidad. La interpretación ecológica de estas cifras confirma un

evento de perturbación aguda con consecuencias estructurales y funcionales significativas para el ecosistema.

La figura 5 refuerza esta conclusión al mostrar un descenso más acelerado de la pérdida biológica que del daño ambiental físico-químico, lo que indica un desfase entre la recuperación del medio y la resiliencia ecológica. Aunque la atenuación natural de hidrocarburos reduce gradualmente los niveles de contaminación, las comunidades biológicas exhiben una respuesta más lenta y, en muchos casos, irreversible a corto plazo. La fauna acuática presenta las mayores pérdidas iniciales debido a la bioacumulación y a la exposición prolongada a hidrocarburos aromáticos policíclicos, fenómeno ampliamente documentado en ecosistemas tropicales contaminados (Ghosal et al., 2016; Y. Zhao et al., 2025).

Estos resultados son coherentes con estudios previos en la Amazonía y otros entornos fluviales tropicales, que destacan la recuperación ecológica lenta y asimétrica tras derrames de petróleo, con tiempos de resiliencia biológica de hasta 36 meses (da Silva et al., 2021; Horn et al., 2024). La combinación de alta pérdida de individuos y desaparición de especies raras genera efectos retardados sobre los servicios ecosistémicos, afectando la productividad primaria, la regulación hidrológica, la pesca local y la seguridad alimentaria de las comunidades ribereñas (Chaudhary, et al., 2015).

Desde una perspectiva metodológica, el modelo aplicado demuestra su utilidad al integrar componentes fisicoquímicos, toxicológicos y biogeográficos dentro de un marco cuantitativo reproducible, basado en programación estadística en RStudio. Este enfoque permite evaluar el daño ecológico en tiempo casi real y proyectar escenarios de recuperación bajo distintas estrategias de restauración (Rybicki & Hanski, 2013; Zhang et al., 2018). Además, los valores obtenidos constituyen evidencia técnica verificable que puede sustentar procesos judiciales y decisiones de política pública en el marco del principio de “quien contamina paga”, contribuyendo a la justicia ambiental y a la reparación integral.

Es fundamental destacar que las estimaciones presentadas están sujetas a una incertidumbre condicionada por la variabilidad de los parámetros de entrada, particularmente los valores de  $c$ ,  $z$ ,  $EC_{50}$ ,  $n$  y  $k$ , los cuales deben ser ajustados y validados mediante muestreos de campo. La precisión del modelo

depende de la capacidad para representar de manera realista la sensibilidad biológica y la heterogeneidad ambiental propias del sistema amazónico.

Por ello, se recomienda: realizar bioensayos crónicos específicos por grupos taxonómicos con el fin de recalibrar los parámetros  $EC_{50}$  y  $n$ , reflejando las respuestas fisiológicas locales; desarrollar inventarios cuantitativos de densidad y abundancia por especie, que permitan convertir las fracciones de pérdida  $L(D)$  en valores absolutos de individuos afectados; aplicar análisis de sensibilidad mediante simulaciones Monte Carlo, a fin de estimar intervalos de confianza y evaluar la propagación del error dentro del modelo; y establecer un programa de monitoreo ecológico a mediano plazo (24–36 meses) orientado a validar empíricamente la recuperación biótica y ajustar las obligaciones de reparación y compensación ambiental.

La implementación de estas acciones no solo fortalecerá la robustez estadística y ecológica del modelo, sino que también permitirá avanzar hacia una gestión adaptativa del territorio, basada en evidencia científica y en principios de transparencia ambiental. Este enfoque garantizará que los procesos de restauración, compensación y seguimiento se realicen con criterios verificables, contribuyendo así a la reconstrucción ecológica del ecosistema afectado y a la consolidación de la justicia ambiental en contextos post-derrames.

## **Evaluación del desempeño municipal con respecto al daño**

La gestión eficiente del agua potable en contextos de emergencia ambiental constituye uno de los mayores desafíos de gobernanza local en América Latina, especialmente en territorios amazónicos donde las capacidades institucionales son limitadas y la presión de los desastres tecnológicos es creciente (Huang et al., 2022). En el caso del cantón Gonzalo Pizarro, el evento del derrame de combustible ocurrido en la microcuenca del Río Cristal evidenció no solo un daño ambiental severo, sino también debilidades estructurales en el sistema municipal de agua potable. Frente a ello, surge la necesidad de desarrollar un instrumento cuantitativo que permita medir el desempeño institucional y operativo del municipio en relación con su capacidad de respuesta, recuperación y eficiencia post-desastre.

En primer lugar, cabe destacar que en América Latina la abundancia hídrica no ha sido suficiente para garantizar sistemas de abastecimiento resilientes, pues las crisis del agua suelen deberse más a falencias de gestión que a escasez física del recurso. En un estudio realizado en cuencas de Sudamérica se encontró que los índices compuestos permiten diagnosticar tanto la vitalidad ecológica como los servicios de agua y el sistema de gobernanza existente (Ometto et al., 2022).

En ese contexto, la aplicación de herramientas cuantitativas para evaluar la gobernabilidad del recurso hídrico puede ser una vía eficaz para fortalecer la toma de decisiones en municipios con limitaciones institucionales. De hecho, plantear un instrumento de medición que aúne dimensiones como gobernanza, operatividad y recuperación post-evento resulta pertinente en el contexto del cantón Gonzalo Pizarro, donde el derrame de combustible generó una emergencia en el suministro de agua potable para las parroquias de Lumbaqui y Gonzalo Pizarro.

Es clave entender que las emergencias hídricas no solo comprometen la calidad y cantidad del agua disponible, sino también la capacidad municipal de restablecer el sistema en tiempos razonables. Cuando un ducto se rompe o contamina una microcuenca, la institución municipal debe desplegar mecanismos de contención, comunicación con la población, apoyo logístico, provisión alternativa de agua y la reparación de infraestructura en condiciones adversas. Esta capacidad de respuesta depende directamente del tejido institucional, presupuestario y humano con que cuente el municipio.

Estudios recientes subrayan que lograr un agua segura no depende únicamente de infraestructura, sino de modelos de gobernanza adaptativa, participación ciudadana y coordinación multinivel (Pineda et al., 2025). En un contexto amazónico, donde la dispersión territorial, la diversidad cultural y la presencia de actores externos como empresas petroleras complican la gobernanza, la construcción de un índice de desempeño institucional y operativo puede contribuir a visibilizar fortalezas y debilidades concretas.

Asimismo, la reconstrucción o recuperación del sistema después de un evento adverso merece una atención especial. No basta con restablecer el suministro, sino que se requiere una evaluación de la eficiencia del restablecimiento, el tiempo de inactividad, la calidad del agua una vez operativa

nuevamente y la satisfacción de las comunidades afectadas. Por ejemplo, un estudio en Puerto Rico tras los huracanes Irma y María investigó sistemas comunitarios de agua potable y concluyó que, pese a limitaciones económicas y de planificación, algunas comunidades lograron restaurar el servicio a través de mayor autonomía, redes colaborativas y mejoras operativas (Ruiz et al., 2022).

En ese sentido, un instrumento cuantitativo para el municipio en cuestión debería incorporar variables como “tiempo hasta restablecimiento”, “volumen de agua entregado”, “porcentaje de cobertura” y “calidad del agua post-evento” para medir la eficiencia operativa y de recuperación.

Además, es importante reflexionar sobre la dimensión institucional: la estructura municipal, la articulación entre niveles de gobierno, la participación de la comunidad y la fiscalización externa influyen decisivamente en la resiliencia del sistema. En América Latina, los retos de gobernanza del agua se han documentado ampliamente; por ejemplo, un informe del OECD<sup>8</sup>, (2012) señaló que la gobernanza multinivel en el sector hídrico enfrenta dificultades de coordinación, duplicación de funciones y escasa rendición de cuentas. En el caso de emergencias ambientales en territorios amazónicos, tales desafíos se exacerban por la presencia de empresas extractivas y la presión socioambiental que ello implica. Por tanto, la propuesta de instrumento debe incorporar indicadores institucionales como “existencia de plan de contingencia para agua potable”, “coordinación interinstitucional”, “presupuesto de emergencia disponible” y “participación comunitaria en gestión del agua”.

Otro aspecto crítico es la equidad en el acceso al agua potable en contextos de desastre. Las poblaciones más vulnerables suelen ser las primeras en sufrir los efectos de interrupciones del servicio, contaminación o falta de entrega alternativa de agua. En América Latina se ha constatado que las intervenciones de infraestructura a nivel de hogar más que a nivel comunitario tienen un mayor impacto en la reducción de enfermedades como diarrea en menores de cinco años (Redondo et al., 2025).

Esta evidencia refuerza la idea de que un instrumento cuantitativo, además de medir eficiencia operativa, debería considerar resultados en salud pública y

---

<sup>8</sup> La OCDE es la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, la cual promueve políticas públicas basadas en evidencia para mejorar economía, bienestar social, sostenibilidad ambiental y gobernanza, incluyendo la gestión del agua.

equidad: por ejemplo, “reducción de días sin agua por hogar”, “porcentaje de hogares que reciben agua segura post evento” o “incidencia de enfermedades transmitidas por agua tras el desastre”.

El contexto amazónico añade complejidad: las comunidades rurales, indígenas o en zonas de difícil acceso requieren estrategias diferenciadas respecto a los centros urbanos. La ruptura de ductos petroleros en la microcuenca del río Cristal no solo representa un daño técnico, sino una vulneración del ecosistema y del derecho al agua de las comunidades ribereñas, que en muchos casos son indígenas. Por tanto, la gobernanza local debe contemplar tanto la dimensión ambiental como la territorial.

En ese sentido, estudios de investigación han llamado la atención sobre los vacíos de la literatura en América Latina en torno a la gestión del agua y los sistemas de información en territorios vulnerables (DeVincentis et al., 2021). Esto justifica aún más la construcción de un instrumento adaptado a contextos amazónicos con emergencias tecnológicas.

En la práctica, dicho instrumento podría articularse en un modelo con tres grandes componentes: gobernanza institucional (estructura, coordinación, participación), operatividad del sistema de abastecimiento (prestación del servicio, calidad del agua, continuidad) y capacidad de recuperación post-evento (tiempo de restablecimiento, volumen entregado, participación comunitaria en la recuperación). Cada componente podría disponer de un conjunto de indicadores cuantitativos, ponderados y agregados para generar un puntaje que refleje el desempeño municipal en contextos de emergencia ambiental.

Mediante la aplicación periódica del instrumento, el municipio podría monitorear tendencias, identificar cuellos de botella y priorizar inversiones o reformas institucionales. La evidencia revisada indica que las herramientas de diagnóstico participativo e índices compuestos han logrado generar efectos positivos en la gobernanza del agua en Latinoamérica (Ometto et al., 2022).

Finalmente, cabe destacar que la gestión del agua potable en contextos de emergencia ambiental exige no solo reactivos, sino también capacidad preventiva. Contar con sistemas de alertas tempranas, redes de monitoreo, protocolos de actuación y participación comunitaria son factores que reducen la vulnerabilidad institucional y operativa.

En el estudio de la revista *Sustainable Earth Reviews* se señala que las instituciones enfrentan el gran reto de alcanzar el SDG 6 por la falta de capacidad adaptativa frente a eventos extremos o crisis hídricas repentinas (Jaivime et al., 2023). Por ello, el desarrollo de un instrumento cuantitativo para el cantón Gonzalo Pizarro no solo es una respuesta al desastre ocurrido, sino una medida de fortalecimiento institucional para futuras emergencias.

La evolución de las metodologías internacionales para evaluar la resiliencia y el desempeño de sistemas de agua ha sido notable en los últimos veinte años, con un crecimiento sustancial hacia instrumentos cada vez más sofisticados. Los índices compuestos de resiliencia hídrica, como los recientemente propuestos por investigadores como Huang et al., (2022), combinan variables de infraestructura, gestión, sostenibilidad y gobernanza para generar una puntuación global de desempeño. En este sentido, las revisiones sistemáticas de índices de sostenibilidad del agua muestran cómo se han integrado diferentes dimensiones técnicas, ambientales, sociales y de gobernanza en un solo valor agregado, lo que permite comparaciones entre territorios y facilita la toma de decisiones en contextos complejos.

Al mismo tiempo, el uso de modelos multicriterio ha ganado terreno en el ámbito de los servicios de agua: por ejemplo, los trabajos de Stopelli et al., (2021) y Gelsinari et al., (2020) integran criterios hidráulicos, técnicos y socioeconómicos para evaluar el desempeño en entornos urbanos avanzados. En esta línea, el estudio de Armas Vargas et al. (2023) aplicó un análisis multicriterio para evaluar seis enfoques de gestión de recursos hídricos–ambientales, demostrando la compatibilidad de dichos modelos con el análisis comparativo de frameworks conceptuales.

Ahora bien, aunque estas metodologías ofrecen un gran poder analítico, presentan importantes barreras de aplicación en municipios rurales de la Amazonía ecuatoriana, donde las capacidades institucionales, los datos disponibles y la tecnología pueden ser muy limitadas. En el contexto latinoamericano, algunos trabajos han intentado adaptar indicadores de eficiencia técnica, cobertura y gobernanza para sistemas locales por ejemplo, Martínez et al., (2020), pero en general estos esfuerzos se orientan hacia aspectos financieros y de infraestructura, dejando de lado los determinantes humanos, institucionales y de gobernabilidad.

Por ejemplo, el artículo de Pineda et al., (2025) analiza la gestión doméstica del agua y la gobernanza adaptativa en contextos urbanos de América Latina, destacando la necesidad de una agenda ampliada más allá del mero tratamiento técnico.

Un ejemplo pertinente es el trabajo de Gumeta et al., (2021) que propuso un marco metodológico para comprender la gobernanza del suministro de agua en comunidades rurales del sur de México, introduciendo el concepto de “complejidad de gobernanza del agua” como variable clave para el análisis empírico. En dicho estudio, se constató que la pluralidad legal, la descentralización y la interacción entre actores formales e informales hacen que las estructuras de gestión del agua sean inherentemente complejas. Por su parte, en Nicaragua, el análisis del sistema socio-ecológico de gobernanza del agua desarrollado por Montenegro & Hack, (2020) también subrayó cómo la capacidad administrativa, los arreglos legales y la financiación deficiente condicionan el funcionamiento multiescalar del sistema hídrico.

Estas aproximaciones, aunque avanzadas, enfrentan tres limitaciones principales que dificultan su traslado a contextos rurales amazónicos. En primer lugar, la excesiva dependencia de datos técnicos e históricos como caudales medidos, presiones en la red, sensores en tiempo real, registros operativos detallados impide su replicación en municipios pequeños que carecen de un sistema de monitoreo robusto. En efecto, la revisión de Jarzebski et al., (2024) señala que incluso los índices de sostenibilidad del agua más utilizados presentan variaciones metodológicas importantes y requieren datos que no siempre están disponibles en territorios con menor desarrollo institucional.

En segundo lugar, existe una suposición implícita de condiciones de estabilidad institucional: muchos modelos asumen que la estructura de gobernanza y el capital humano permanecen relativamente constantes, lo que ignora la influencia de la ineficiencia administrativa, la rotación de funcionarios o la fragilidad institucional ante crisis como lo apuntan Alshehhi & Zervopoulos, (2023), de forma ilustrativa. Esta omisión es sustancial en contextos de emergencia ambiental, donde la respuesta institucional es clave. En este sentido, los estudios de gobernanza en América Latina muestran que la coordinación multinivel, la financiación adecuada y la rendición de cuentas siguen siendo desafíos persistentes.

En tercer lugar, los modelos existentes tienden a subestimar o ignorar completamente la integración de variables humanas y de gobernanza como participación comunitaria, aprendizaje institucional, adaptación, equidad de acceso, pese a que la sostenibilidad del servicio público de agua depende en gran medida de estos factores. Por ejemplo, el trabajo de Álvarez et al., (2024) identifica once áreas prioritarias para la regulación de servicios de agua y saneamiento rural en América Latina, muchas de las cuales están vinculadas precisamente a la gobernanza, participación y coordinación interinstitucional más allá de los aspectos técnicos o financieros.

Adicionalmente, se puede observar que, en estudios de resiliencia urbana en Asia, la variable institucional suele representar un porcentaje mínimo de la ponderación total de los indicadores (alrededor del 10 %) lo cual evidencia un sesgo hacia lo técnico-infraestructural, mientras que en contextos amazónicos la efectividad del sistema de agua potable depende casi totalmente de la capacidad de respuesta del municipio, la articulación con niveles centrales de gobierno y la comunidad local.

En ese marco, la evidencia acerca de la gobernanza del agua en Ecuador confirma que los modelos de gestión varían ampliamente, y que la eficiencia y equidad del servicio dependen de la modalidad institucional adoptada y de la participación ciudadana, como lo planteado por Pinos, (2020), en su estudio de modelos de gobernanza del agua en Ecuador.

Por tanto, resulta evidente la necesidad de un modelo adaptado que pueda aplicarse en municipios amazónicos operacionalmente simples, pero matemáticamente robustos, que incorpore explícitamente las dimensiones institucionales y humanas además de las técnicas y que se adecúe a contextos con baja disponibilidad de datos. Este modelo debe construir un balance entre suficiencia analítica y aplicabilidad en condiciones de recursos limitados, contemplando variables como tiempos de interrupción del servicio, cobertura poblacional, calidad del agua tras un evento, participación comunitaria, estructuras de gobernanza formal e informal, presupuesto de contingencia, coordinación interinstitucional y aprendizaje institucional post-evento.

En el desarrollo de un instrumento cuantitativo para medir desempeño institucional, operatividad y recuperación post-desastre en sistemas de agua potable, es preciso que se consideren los hallazgos recientes de la literatura de

gobernanza del agua y de resiliencia sistémica, y que se adapte la selección de indicadores al contexto concreto del cantón amazónico en cuestión. En definitiva, las metodologías existentes aportan importantes lecciones, pero su utilización local plena a los territorios rurales amazónicos está limitada; un instrumento a la medida podría contribuir a reducir esa brecha y fortalecer tanto la gobernanza local como la resiliencia del sistema de abastecimiento de agua potable.

El núcleo metodológico consiste en la formulación del Índice de Ineficiencia del Sistema de Agua Potable (IISAP), definido como:

$$IISAP = \left[ \left( 1 - \prod_{i=1}^4 (1 - C_i)^{w_i} \right) - 0,98 \right]^2$$

Donde:

$C_i$	Componente operativo, de mantenimiento, de equipamiento y de emergencia (valores entre 0 y 1).
$w_i$	Peso de cada componente (en este caso, 0.25).
	El término “0.98” corresponde a un factor de corrección empírica, calibrado para garantizar sensibilidad en el rango bajo de desempeño.

Cada  $C_i$  se obtiene como una proporción:

$C_o$	Componente operativo
$C_p$	Componente mantenimiento
$C_{em}$	Componente de equipamiento
$C_{se}$	Componente de sistemas de emergencia implementados

El IISAP propuesto ofrece ventajas diferenciales que lo convierten en una herramienta útil y eficiente. En primer lugar, destaca por su simplicidad matemática, ya que resume en un solo valor la interacción de cuatro componentes fundamentales, lo que facilita la comunicación de resultados tanto a autoridades locales como a comunidades. Además, muestra una alta adaptabilidad, dado que sus indicadores  $C_i$  son proporciones fáciles de calcular a partir de datos básicos, como el número de trabajadores, mantenimientos realizados, equipos disponibles y planes de emergencia existentes.

También presenta sensibilidad, al responder rápidamente a variaciones en la disponibilidad o a fallas operativas, permitiendo así la detección oportuna de situaciones críticas de ineficiencia. Finalmente, cuenta con una proyección temporal, ya que puede integrarse en funciones de recuperación exponenciales que permiten modelar escenarios de restablecimiento del sistema en función de la capacidad institucional.

La metodología se diferencia de las anteriores en que no requiere series históricas complejas ni modelaciones hidrodinámicas avanzadas. En cambio, se centra en la capacidad de gestión municipal, un aspecto fundamental en contextos amazónicos donde la infraestructura crítica depende de pocos recursos humanos, equipos básicos y protocolos de emergencia incipientes.

La recolección de información se realizó a partir de reportes técnicos municipales, memorias institucionales y los resultados de monitoreo ambiental vinculados al derrame de hidrocarburos (campañas Co1, Co2 y Co3). Se cuantificaron los siguientes parámetros: número de trabajadores disponibles frente a los necesarios, mantenimientos preventivos ejecutados frente a los obligatorios, inventario de equipos en buen estado frente al total, y existencia de sistemas de emergencia implementados frente a los requeridos. Estos datos fueron organizados en una matriz de componentes operativos, que se procesó mediante el software RStudio, empleando librerías como *dplyr* y *ggplot2*.

Cada componente  $C_i$  fue transformado en una fracción [0,1], lo que permitió estandarizar las unidades. Posteriormente, se aplicó la fórmula del IISAP, con ponderaciones  $w_i$  definidas homogéneamente (0.25 cada una), aunque la metodología permite ajustar los pesos de acuerdo con criterios de expertos o mediante análisis multicriterio.

La proyección temporal del IISAP se implementó a través de un modelo de recuperación exponencial inversa, definido como:

$$IISAP(t) = IISAP_0 * e^{-kt}$$

Donde  $IISAP_0$  es el índice inicial tras la contingencia y  $k$  es la tasa de recuperación institucional. Este modelo permite simular escenarios en los cuales el sistema de agua potable, inicialmente en estado crítico (IISAP alto), se aproxima gradualmente a niveles aceptables de eficiencia operativa. El uso de funciones exponenciales está respaldado por la literatura sobre resiliencia de infraestructuras críticas, en la que se ha demostrado que la recuperación de

sistemas socio-técnicos tiende a seguir trayectorias no lineales, con mejoras progresivas y posibles fases de estancamiento (Egea & Navarro, 2022; J. Yang et al., 2022).

La novedad de esta propuesta reside en integrar cuatro dimensiones operativas críticas de los sistemas de agua potable en un solo índice, adaptado a contextos municipales con recursos limitados. A diferencia de modelos internacionales centrados en infraestructura sofisticada, el IISAP se diseña para municipios amazónicos en riesgo ambiental, permitiendo una evaluación inmediata de su capacidad de respuesta. Esta metodología aporta no solo una métrica técnica, sino también un instrumento de gobernanza, que puede orientar la asignación de recursos, priorizar intervenciones y fortalecer la resiliencia institucional.

$$IISAP = [(1 - ((1 - 0,25)^{0,25} * (1 - 0,30)^{0,25} * (1 - 0,25)^{0,25} * (1 - 0,35)^{0,25})) - 0,98]^2$$

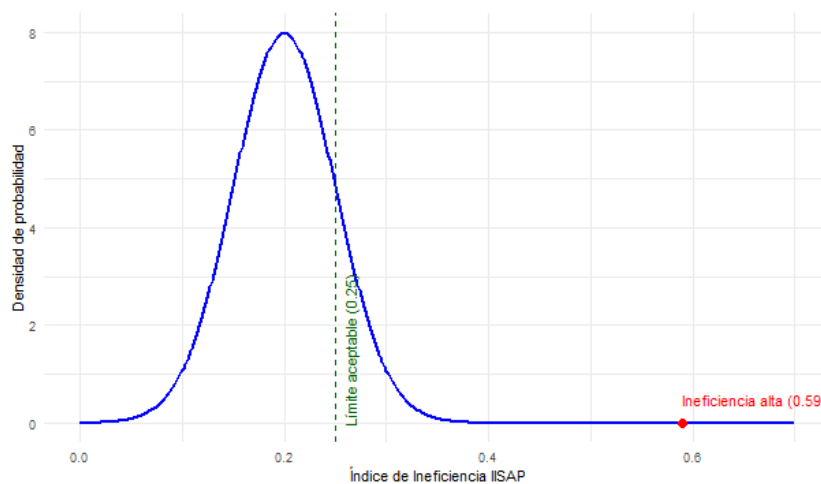
$$IISAP = [(1 - (0,75^{0,25} * 0,70^{0,25} * 0,75^{0,25} * 0,65^{0,25} * )) - 0,98]^2$$

$$IISAP = [(1 - 0,713) - 0,98]^2 = 0,59$$

Un valor de IISAP = 0.59 refleja una ineficiencia alta en el sistema de agua potable, indicando limitaciones significativas en capacidad operativa, mantenimiento, equipamiento o gestión de emergencias ambientales.

Un valor de IISAP = 0.59 evidencia una ineficiencia estructural considerable en el sistema de agua potable del municipio, lo que sugiere que las condiciones institucionales y técnicas eran insuficientes para enfrentar un evento ambiental de magnitud significativa. Este resultado refleja no solo carencias en la capacidad operativa y en la gestión del mantenimiento preventivo, sino también una limitada disponibilidad de equipos en buen estado y una respuesta inadecuada ante situaciones de emergencia.

En términos prácticos, el índice pone de manifiesto que el gobierno municipal no se encontraba preparado para gestionar la crisis, careciendo de protocolos de acción actualizados, recursos humanos especializados y mecanismos de coordinación interinstitucional efectivos. La ausencia de una planificación preventiva y de una gestión basada en riesgos agravó la vulnerabilidad del sistema, comprometiendo la continuidad del servicio y exponiendo a la población a mayores riesgos sanitarios y ambientales.



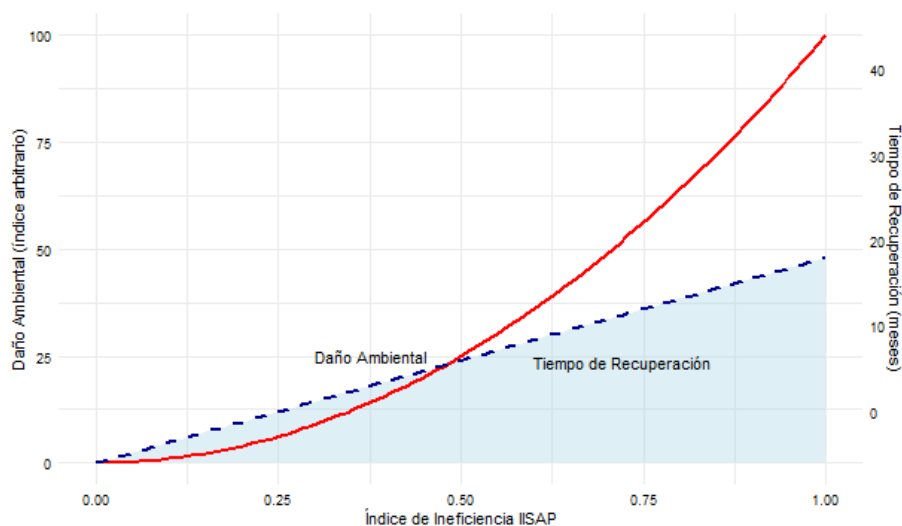
**Fig. 6:** distribución de probabilidad del Índice de Ineficiencia del Sistema de Agua Potable (IISAP), tomado de Morales, et. al., (2025)

La Figura 6 presenta la distribución de probabilidad del Índice de Ineficiencia del Sistema de Agua Potable (IISAP), una herramienta desarrollada para evaluar la capacidad operativa e institucional del municipio frente a emergencias ambientales. La curva de densidad, con forma aproximadamente normal, concentra la mayoría de los valores simulados alrededor de 0,20, lo que representa un nivel de ineficiencia bajo a moderado. El límite aceptable (0,25), indicado con línea verde discontinua, establece el umbral crítico a partir del cual la gestión municipal comienza a comprometer la continuidad y seguridad del servicio de agua potable.

Sin embargo, el valor empírico obtenido (IISAP = 0,59, señalado en rojo) se sitúa muy por encima de dicho umbral, ubicándose claramente en la zona de ineficiencia alta. Este resultado refleja una brecha considerable entre el desempeño esperado y la capacidad real del sistema, evidenciando que el gobierno municipal no contaba con los recursos técnicos, la planificación preventiva ni los protocolos de emergencia adecuados para enfrentar una contingencia ambiental.

La marcada desviación del valor observado respecto al promedio de la distribución refuerza las falencias estructurales en el sistema de agua potable, las cuales se hicieron particularmente visibles durante el derrame de combustible ocurrido el 27 de julio de 2025. En dicho evento, las limitaciones en mantenimiento, equipamiento y coordinación interinstitucional obstaculizaron una respuesta eficaz, incrementando los riesgos para la población y afectando la

continuidad del servicio. Así, el IISAP = 0,59 no solo cuantifica la magnitud de la ineficiencia técnica e institucional, sino que también constituye una evidencia empírica de la falta de preparación del gobierno local ante eventos ambientales de alto impacto.



**Fig. 7:** Daño ambiental vs Índice de ineficiencia IISAP, tomado de Morales, (2025)

La figura 7 muestra la relación entre el Índice de Ineficiencia del Sistema de Agua Potable (IISAP) y dos variables críticas: el daño ambiental (curva roja, eje izquierdo) y el tiempo de recuperación (curva azul discontinua, eje derecho). Se evidencia que a medida que aumenta la ineficiencia operativa, el daño ambiental crece de manera exponencial, mientras que el tiempo de recuperación lo hace de forma aproximadamente lineal.

Cuando el IISAP es bajo ( $<0,25$ ), el daño ambiental se mantiene reducido y el tiempo de recuperación es relativamente corto, en el orden de unos pocos meses. Sin embargo, en escenarios de ineficiencia elevada ( $>0,75$ ), el daño ambiental se dispara, alcanzando valores cercanos a 100 en la escala utilizada, y el tiempo de recuperación supera los 40 meses, lo que equivale a más de tres años de afectación prolongada.

Este resultado es especialmente relevante para la gestión del derrame en la microcuenca del río Cristal, ya que pone en evidencia que la falta de personal, equipos, mantenimientos y sistemas de emergencia no solo agrava el impacto inmediato, sino que prolonga significativamente la recuperación del servicio de agua potable y de los ecosistemas asociados. La figura refuerza la necesidad de

que el juez considere el IISAP como criterio técnico al dictar medidas de reparación y fortalecimiento institucional, garantizando que el tiempo de recuperación no se extienda de forma desproporcionada por causas atribuibles a la ineficiencia municipal.

El Índice de Ineficiencia del Sistema de Agua Potable (IISAP) constituye una innovación metodológica significativa frente a los indicadores tradicionales de desempeño hidráulico o financiero. A diferencia de los Water Utility Efficiency Indexes (WUEI) propuestos por Kar et al., (2021), el IISAP incorpora de manera explícita las dimensiones humanas e institucionales del sistema, aspectos que suelen quedar excluidos de los análisis puramente técnicos. Esta ampliación del enfoque analítico permite evaluar no solo la eficiencia mecánica del servicio, sino también la capacidad organizativa, la gobernanza y la respuesta municipal frente a emergencias ambientales.

El modelo se alinea con los enfoques contemporáneos de resiliencia socio-técnica (Yang et al., 2022), los cuales reconocen que la sostenibilidad de los sistemas de agua no depende únicamente de la infraestructura física, sino también de la transparencia institucional, la coordinación intersectorial y la capacidad de reacción ante crisis. En este sentido, el IISAP se concibe como un instrumento integral que traduce la interacción entre lo técnico y lo humano en un indicador cuantitativo, ofreciendo una visión más realista del desempeño municipal bajo condiciones de estrés ambiental.

Asimismo, la estructura multiplicativa del IISAP otorga una ventaja analítica respecto a los modelos aditivos convencionales, ya que permite captar los efectos de interdependencia entre los subsistemas operativos. Una deficiencia en un solo componente como el mantenimiento, el equipamiento o la gestión de emergencia puede amplificarse de manera no lineal y afectar significativamente el resultado global del índice. Este comportamiento refleja la lógica de los sistemas complejos, tal como lo plantean Moreno et al., (2020) en sus estudios sobre resiliencia energética, donde la fragilidad de un nodo puede comprometer la estabilidad de toda la red.

Por último, el IISAP destaca por su adaptabilidad y facilidad de calibración. Los pesos de cada componente  $w_i$  o los umbrales de referencia pueden ajustarse según las características institucionales, geográficas o demográficas de cada municipio, tal como sugieren Alshehhi & Zervopoulos,

(2023). Esta flexibilidad metodológica permite utilizar el índice tanto en auditorías internas de gestión como en evaluaciones externas de desempeño institucional, ofreciendo un marco comparativo robusto y transparente. En conjunto, el IISAP no solo representa un avance conceptual en la medición de la eficiencia de los sistemas de agua potable, sino que también aporta una herramienta práctica para fortalecer la gobernanza local y la toma de decisiones basada en evidencia.

## **Estimación del costo social del daño ambiental**

Una mayoría de los recientes estudios, han medido los costos relacionados con los daños ambientales de formas diferentes, estos se han fundamentado en los costos técnicos y directos de remediación y limpieza o restauración del ecosistema y las pérdidas económicas de uso y salud pública (Pandeya et al., 2016). En muchas localidades se han utilizado procesos como el *Natural Resource Damage Assessment* (NRDA) en Estados Unidos, el cual cuantifica los daños ecológicos y calcula el valor de los servicios perdidos, determinando la restauración necesaria para compensar esos daños (Morando et al., 2023). Estos modelos son potentes en lo que respecta a evaluar remediaciones, daños biofísicos cuantificables, pérdidas de pesca, turismo y otros usos directos, y por eso han sido ampliamente adoptados.

Sin embargo, esas metodologías presentan limitaciones recurrentes. Primero, tienden a subestimar daños no mercantiles, como los efectos psicosociales, la pérdida de bienestar, estrés, ansiedad, impacto educativo, efectos latentes en salud, efectos culturales, pérdidas de identidad o de servicios ecológicos de regulación que no tienen un mercado directo. Segundo, muchas de ellas tienen supuestos bastante rígidos respecto a la exposición humana, la persistencia del daño, la recuperación ecológica, lo que lleva a rangos de incertidumbre poco explícitos o incluso omitidos.

Tercero, dependen en muchos casos de valores declarativos (willingness-to-pay, willingness-to-accept) que pueden sufrir sesgos hipotéticos, efecto de alcance (“scope insensitivity”), efecto de embedding (cuando el valor que se da a un bien depende de qué tanto se lo compara con otros bienes similares), problemas de transporte de beneficios entre regiones distintas, escasez de datos locales, problemas de medición de la exposición, de causalidad,

etc. Cuarto, la temporalidad pocas veces se aborda con suficiencia: efectos retardados, daños que perduran en el tiempo, recuperación ecológica que puede durar décadas, etc. Quinto, en muchos estudios las metodologías no están diseñadas para pruebas judiciales o administrativas; los supuestos no siempre son explícitos, los datos no siempre trazables, el código o los modelos no documentados, lo que reduce su verificabilidad.

Según Trasad et al., (2020) los estudios de valoración de servicios ecosistémicos en regiones con poca disponibilidad de datos cuentan con dificultades serias para la aplicación de metodologías especiales o procesos de simulación, acudiendo a traslados de valores, no ajustados a la realidad local. Métodos declarativos analizados por (Søgaard et al., 2012) han sido ampliamente criticados, debido al constructo hipotético, baja validez externa, sensibilidad de diseño entre otros. Estudios como “Insensitivity to scope in contingent valuation” muestran que muchas respuestas no varían al cambiar la magnitud del daño, lo que indica un problema de confiabilidad.

En estudios de valoración de ecosistemas en países en desarrollo también se ha documentado que la participación comunitaria, las capacidades institucionales, los recursos para recolección de datos, los costos de operación, la alfabetización de las personas encuestadas, y otras barreras técnicas y sociales reducen la calidad de los resultados (Morando et al., 2023). Estos antecedentes motivan que en el caso del río Cristal optemos por una metodología que: integre explícitamente los impactos directos e indirectos; incluya daños no mercantiles; documente todos los supuestos; d) permita escenarios de incertidumbre y análisis de sensibilidad; sea pericialmente defendible; y se adapte al contexto local de disponibilidad de datos, condiciones sociales, normativas ambientales y judiciales.

El enfoque metodológico para estimar el costo social del derrame de combustible en la microcuenca del río Cristal parte de la premisa de que el daño socioambiental debe traducirse a términos monetarios incorporando explícitamente la incertidumbre, con rangos o escenarios alternativos. Se considera que el costo social total surge de la agregación de varios componentes de daño económico: sanitarios, abastecimiento alternativo de agua, pérdidas de ingresos, impacto educativo, efectos psicosociales, remediación ambiental y actividad económica local. La metodología se adoptó en nuestro caso porque

permite articular con datos locales (muestreos físicos, parámetros hidrológicos, encuestas sociales, registros institucionales) una fórmula común que se pueda usar como base pericial, transparente y reproducible. Su ventaja es integrar en un solo esquema los efectos directos e indirectos, materiales e inmateriales, así como distribuir responsabilidad entre actores, y manejar explícitamente la incertidumbre y la temporalidad de los daños.

Para el componente sanitario definimos:

$$C_{salud} = c_h * N_{aff}$$

Donde:

$c_h$	Costo unitario por caso de la gravedad correspondiente.
$N_{aff}$	Número de personas afectadas

Con  $c_h$  promedio. Para abastecimiento alternativo de agua mediante tanqueros y logística se calcula

$$C_{agua} = \sum_{t=0}^T [c_{tanq}(t) + c_{log}(t)]$$

Donde:

$c_{tanq}(t)$	Costo mensual de operación de tanqueros
$c_{log}(t)$	Costos logísticos en el mes t hasta el tiempo estimado T

Las pérdidas de ingresos de hogares se estiman con:

$$C_{casa} = N_{casa} * p_h * Y_m * T_d$$

Donde:

$N_{casa}$	Número de hogares afectados
$p_h$	Porción que sufre pérdidas
$Y_m$	Ingresos mensuales promedio
$T_d$	Meses afectados

Para comercios u otros sectores productivos se usó:

$$C_{negocio} = \sum_k R_k * p_k * T_k$$

Donde:

$R_k$	Ingresos sectoriales
$p_k$	Fracción afectada
$T_k$	Duración del impacto sectorial

El impacto educativo se valoró mediante:

$$C_{educación} = N_{niños} * c_{edu} * T_{edu-factor}$$

Donde:

$N_{niños}$	Número de estudiantes afectado
$c_{edu}$	Costo unitario por niño
$T_{edu-factor}$	Intensidad en meses – equivalente

Los costos psicosociales se estimaron como:

$$C_{psc} = c_{ps} * N_{aff}$$

Donde:

$c_{ps}$	Valor estimado para intervención o valoración del bienestar afectado
$N_{aff}$	Número de personas afectadas

La remediación ambiental se estimó con la siguiente ecuación:

$$C_{rem} = \sum_{t=0}^T c_{rem}(t)$$

Donde:

$c_{rem}(t)$	Costo de remediación desglosando maquinaria, personal, tratamiento de sedimentos, monitoreo, etc. En cada periodo t
--------------	---

El costo social agregando todas las variables se obtuvo de la siguiente manera

$$C_{social} = C_{salud} + C_{agua} + C_{casa} + C_{negocio} + C_{educación} + C_{psc} + C_{rem}$$

El valor presente se aplicó mediante la ecuación:

$$PV(C_{social}) = \sum_{t=0}^T \frac{C_{social}}{(1+r)^t}$$

Donde:

---


$$r \quad \text{Tasa de descuento mensual}$$


---

La indemnización uniforme por persona se calculó mediante la ecuación:

$$I_u = \frac{PV(C_{social})}{N_{aff}}$$

Por hogar

$$I_{uh} = \frac{PV(C_{social})}{N_{casas}}$$

La reparación entre el gobierno municipal y EP Petroecuador se obtuvo mediante la siguiente expresión:

$$C_{social} = X_i * PV(C_{social}) + X_j * PV(C_{social})$$

Para estimar el tiempo de recuperación ambiental en función del índice IISAP se propuso la ecuación:

$$T_{rec} = T_0 + k * IISAP^\delta$$

Donde:

---

$T_0$	Recuperación mínima con operación ideal
$k$	Coficiente calibrable
$\delta$	Coficiente calibrable

---

La ecualización total de costos y la inclusión explícita de remediación, salud, agua, educación y efectos psicosociales con valoración monetaria y en valor presente, hacen que esta metodología supere otras más parciales al ofrecer una visión holística, permisible para decisión judicial, y adaptable a nuevos datos.

Las ventajas de la metodología que proponemos son varias. Primero, su modularidad: cada componente (salud, agua, ingresos, educación, negocio, psicosocial, remediación) puede estimarse por separado y ser actualizado sin cambiar todo el modelo, lo que mejora adaptabilidad y permite focalizar recursos de muestreo donde más falta hace. Segundo, la inclusión de efectos psicosociales, educativos y de bienestar no mercantil incrementa la justicia de la estimación, al capturar dimensiones que otros métodos pasan por alto. Tercero, la incorporación de valor presente, tasas de descuento bien justificadas y horizonte

temporal amplio permite capturar impactos retardados o persistentes. Cuarto, los datos locales (muestreos físicos, concentraciones, captaciones, población afectada, ingresos locales, etc.), junto con documentación de supuestos y trazabilidad, mejoran la credibilidad ante tribunales y partes interesadas. Quinto, la explicitación de incertidumbre (escenarios optimista, medio, pesimista), análisis de sensibilidad y modelaciones de exposición humana y transporte del contaminante ofrecen robustez frente a críticas metodológicas.

En cuanto a lo novedoso, nuestra metodología combina elementos que no suelen convivir todos en los estudios anteriores: valoración simultánea de salud pública, ingresos, agua, educación, psicosocial, biodiversidad; uso de modelaciones físicas de transporte de contaminantes que informan exposición humana; integración espacial mediante georreferenciación; inclusión de infraestructura institucional local (IISAP) para modelar tiempos de recuperación; fórmulas explícitas de indemnización por persona, por hogar y por vulnerabilidad; reparto de responsabilidades entre actores; y documentación pericial completa para auditoría. Esto permite que los resultados no sean solo estimaciones académicas, sino que puedan ser usados como base para decisiones judiciales, indemnizaciones o políticas públicas precisas.

**Tabla 1:** Costo social del daño ambiental, tomada de Morales, et al., (2025)

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>Valor</b>	<b>PV</b>
<b>Costo unitario por caso de la gravedad correspondiente</b>	\$ USD/ persona	600	
<b>Número de personas afectadas</b>	persona	4950	
<b>Salud</b>	\$ USD	\$2.970.000,00	\$3.552.066,12
Costo mensual de operación de tanqueros	\$ USD/tanquero	4620	
<b>Costo logístico</b>	\$ USD/tanquero	3080	
<b>Agua</b>	\$ USD	\$7.700,00	\$9.209,06
Número de hogares afectados	hogares	1731	

<b>Porción que sufre pérdidas</b>		0,8	
<b>Ingresos mensuales promedio</b>	\$ USD/mes	500	
<b>Proyección de meses afectado</b>	mes	36	
<b>Viviendas</b>	\$ USD	\$14.400,00	\$17.222,14
Número de estudiantes	estudiantes	2970	
<b>Costo unitario por niño</b>	\$USD/estudiante	12	
<b>Intensidad en meses - equivalente</b>		1,2	
<b>Educación</b>	\$ USD	\$42.768,00	\$51.149,75
Bienestar afectado	bienestar	1,5	
<b>Psicológico</b>	\$USD/bienestar	7425	
<b>Cantidad de sectores productivos</b>	sector	25	
<b>Fracción afectada</b>		0,7	
<b>Pérdidas por sector productivo</b>	\$ USD/sector	2500	
<b>Sector productivo</b>	\$ USD	\$43.750,00	\$52.324,21
Tasa de descuento mensual		\$0,65	
<b>Costo social</b>	\$ USD	\$3.086.043,00	\$3.681.971,27
<b>Indemnización por persona</b>	\$ USD		\$743,83
<b>Indemnización por vivienda</b>	\$ USD		\$1.782,81
<b>Costo a indemnizar por parte del municipio por vivienda</b>	\$ USD		<b>\$713,12</b>
<b>Costo a indemnizar por parte de EP</b>	\$ USD		\$1.069,69

Los resultados obtenidos en la estimación del costo social (Tabla 4) evidencian que la mayor carga económica del derrame se concentra en el componente salud, con un valor presente (PV) de 3.552.066,12 USD. Este monto resulta del cruce entre el número de personas afectadas (4.950) y el costo unitario por caso de la gravedad correspondiente (600 USD), lo cual confirma que las externalidades negativas derivadas de la exposición al agua contaminada tienen un peso significativo sobre la sostenibilidad del sistema de salud pública y sobre los costos de compensación individual. Este hallazgo coincide con lo reportado en investigaciones sobre derrames en contextos similares, donde la morbilidad asociada a contaminantes petroquímicos representó el componente dominante del costo social.

El componente agua, estimado en 9.209,06 USD PV, refleja los costos de provisión temporal mediante tanqueros y logística (7.700 USD en valor nominal). Aunque comparativamente bajo frente al costo en salud, su relevancia radica en que constituye un gasto continuo y recurrente durante la fase crítica del evento, y revela la ausencia de resiliencia en los sistemas de distribución municipal. Este resultado enfatiza que los municipios deben incorporar reservas operativas y planes de contingencia más sólidos para garantizar la seguridad hídrica ante fallas inducidas por derrames.

El análisis de ingresos en los hogares muestra pérdidas de 17.222,14 USD PV, considerando 1.731 viviendas afectadas, un factor de incidencia del 80%, un ingreso promedio de 500 USD mensuales y una proyección de 36 meses de afectación. Si bien esta cifra parece moderada frente al total del costo social, resulta clave porque refleja la fragilidad de la economía doméstica en contextos de dependencia del agua como insumo básico. Además, evidencia que la duración de la afectación (36 meses) amplifica las pérdidas acumuladas y compromete la seguridad económica de los hogares en el mediano plazo.

El impacto en la educación se cuantificó en 51.149,75 USD PV, afectando a 2.970 estudiantes con un costo unitario de 12 USD y una intensidad temporal equivalente de 1,2 meses. Aunque el valor monetario es relativamente bajo, la variable es estratégica, pues representa un costo social diferido en términos de

capital humano. La interrupción educativa puede traducirse en desventajas académicas y de inserción laboral futura, lo que justifica incluir esta dimensión dentro de un esquema de reparación integral.

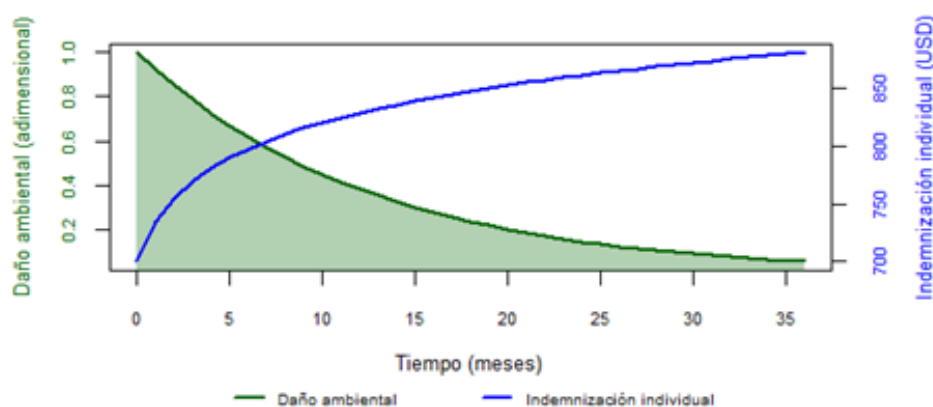
En cuanto al bienestar psicosocial, los cálculos arrojan un valor asociado de 7.425 USD, mientras que las pérdidas en sectores productivos alcanzan 52.324,21 USD PV, considerando 25 sectores con una fracción de afectación del 70% y pérdidas unitarias de 2.500 USD. Ambos componentes, aunque de menor peso en la estructura global, ponen en evidencia que el impacto del derrame trasciende los hogares y afecta el tejido productivo y social. Este hallazgo respalda la necesidad de diseñar medidas de reparación que no se limiten a compensaciones individuales, sino que también promuevan la reactivación de actividades económicas y el restablecimiento de la cohesión comunitaria.

El total consolidado asciende a 3.681.971,27 USD PV, lo que permite establecer un marco objetivo para la determinación de indemnizaciones. La indemnización por persona se calcula en 743,83 USD, mientras que por vivienda alcanza los 1.782,81 USD. El esquema de reparto atribuye al municipio un costo de 713,12 USD por vivienda, mientras que a EP Petroecuador se le asigna 1.069,69 USD por vivienda, siguiendo el principio de corresponsabilidad y priorizando el criterio de “quien contamina, paga”. Esta distribución de responsabilidades no solo es jurídicamente coherente, sino que también busca equilibrar la carga financiera entre los actores institucionales.

Un aspecto crítico es el efecto en las finanzas municipales, dado que los ingresos proyectados por la tasa de servicio de agua potable (747.792 USD) se ven drásticamente reducidos por las pérdidas acumuladas de 1.234.417,20 USD durante el periodo de reparación, equivalentes a 34.289,37 USD mensuales. Este déficit obliga al municipio a otorgar descuentos en la planilla de servicio, reduciendo la tarifa promedio de 12 USD a 3,57 USD. Tal reducción constituye un alivio para los usuarios, pero a la vez debilita la capacidad fiscal municipal, generando un círculo de fragilidad financiera en el que la entidad pierde capacidad de inversión para futuras contingencias.

El tiempo de recuperación de ingresos municipales se proyecta en 39 meses, valor que concuerda con la estimación operativa de recuperación del sistema de agua potable derivada del IISAP. La concordancia entre ambos cálculos (económico y operativo) fortalece la robustez del modelo y proporciona

un horizonte temporal realista para la planificación de políticas de remediación, financiamiento y compensación.



**Fig. 8:** Modelo de costo social y su dinámica temporal, tomado de Morales, et al., (2025)

La figura 8 de la relación entre el daño ambiental y la indemnización individual proyectada a lo largo del tiempo muestra una dinámica crítica para comprender la economía social del desastre y las implicaciones en materia de justicia ambiental. El derrame en la microcuenca del río Cristal no solo produjo un deterioro físico del ecosistema, sino que desencadenó una cadena prolongada de costos sociales, financieros y sanitarios que persisten incluso cuando los indicadores ambientales comienzan a recuperarse.

La curva decreciente de daño ambiental confirma un comportamiento ecológico característico en eventos hidrocarburíferos: una fase inicial de recuperación relativamente rápida seguida de una recuperación lenta y asintótica, debido a la persistencia del contaminante en sedimentos y su interacción con la biota y los ciclos hidrológicos locales. Este patrón coincide con la literatura que describe la permanencia crónica de hidrocarburos en matrices acuáticas y edáficas, y la dificultad de restaurar completamente la funcionalidad ecológica tras eventos de este tipo (da Silva et al., 2021; Liu et al., 2019; Zhao et al., 2013).

Sin embargo, la curva ascendente de la indemnización individual demuestra que la recuperación ambiental no implica la desaparición de los costos sociales, sino todo lo contrario: el costo social se consolida y materializa en obligaciones económicas sostenidas en el tiempo, asociadas a atención sanitaria, pérdida de productividad, provisión alternativa de agua, afectaciones educativas,

deterioro del bienestar psicosocial y costos municipales adicionales. Esto evidencia que, desde la economía ecológica, los desastres ambientales poseen una dimensión financiera de largo plazo que excede la ventana estrictamente ecológica de recuperación y persiste incluso luego de observar mejoras biofísicas.

Este comportamiento valida la pertinencia del modelo adoptado, el cual incorpora temporalidad, no linealidad, incertidumbre y distribución de responsabilidades entre actores. La estimación del costo social, calculada bajo criterios de quien contamina paga y del derecho humano al agua, confirma que la comunidad afectada no puede ser la receptora final de las pérdidas económicas, y que tanto el gobierno municipal como la empresa responsable deben sostener procesos de reparación continuos y verificables.

## **Criterio pericial con respecto al caso**

El análisis pericial del derrame ocurrido el 27 de julio de 2025, en la microcuenca del río Cristal que afectó el sistema de agua potable del cantón Gonzalo Pizarro constituye un ejercicio técnico-científico que integra evidencias empíricas, modelación matemática y principios de derecho ambiental aplicados a la valoración integral del daño. Desde una perspectiva pericial, el propósito no es únicamente determinar la existencia del daño, sino cuantificarlo, atribuir responsabilidades y establecer un marco objetivo para la reparación.

La evaluación realizada demuestra que el evento generó una afectación ambiental con un índice superior al 80 %, implicando la pérdida temporal de la funcionalidad ecológica del río Cristal y comprometiendo de manera directa la salud pública, el servicio de agua potable y las actividades productivas locales. Este resultado evidencia que la magnitud del daño supera los umbrales ecológicos de resiliencia, requiriendo intervenciones activas de restauración ambiental y compensación social sostenida.

El criterio técnico parte del principio de causalidad directa entre la ruptura del poliducto Shushufindi–Quito y la contaminación del río Cristal, siendo EP Petroecuador el operador responsable de la infraestructura. La cadena causal fue corroborada mediante observación in situ, registros fotográficos, informes municipales y análisis de laboratorio que evidenciaron presencia de hidrocarburos totales y aromáticos policíclicos en agua y sedimentos en concentraciones superiores a las permitidas por la NTE INEN 1108:2018. Desde

la óptica pericial, estos resultados confirman que el evento fue de origen antrópico, atribuible a una falla de seguridad en la infraestructura bajo custodia de la empresa estatal. El municipio, como prestador del servicio, no tuvo control sobre la fuente del daño, aunque sí incurrió en omisiones administrativas al no disponer de un plan de contingencia que garantizara la protección inmediata de la captación.

El criterio pericial establece que la responsabilidad ambiental se sustenta en la figura de responsabilidad objetiva y solidaria, conforme lo dispone el artículo 396 de la Constitución y el artículo 27 del Código Orgánico del Ambiente. Esto implica que, aun sin demostración de culpa o dolo, el operador del ducto es responsable de los daños derivados de su operación. La omisión de medidas de prevención y la ausencia de protocolos de reacción rápida configuraron un incumplimiento del deber de cuidado exigible a una empresa del sector estratégico.

En consecuencia, la carga de la reparación y compensación recae de forma principal sobre EP Petroecuador. El municipio, por su parte, mantiene responsabilidad administrativa por la ineficiencia en la protección de la calidad del agua y la tardía activación de los mecanismos de emergencia, lo que prolongó la exposición de la población a riesgos sanitarios.

Desde un punto de vista técnico, la evidencia científica recogida permite confirmar la persistencia del contaminante más allá del evento agudo. Los resultados de las tres campañas de monitoreo reflejan concentraciones residuales elevadas de hidrocarburos totales y aromáticos policíclicos, lo que indica que el proceso de degradación natural es insuficiente. Bajo este contexto, el daño ambiental no puede considerarse mitigado de forma espontánea, sino que requiere un plan de remediación integral. La permanencia de concentraciones tóxicas en sedimentos implica un riesgo latente de contaminación de la columna de agua y de exposición crónica de la biota y la población. Por tanto, el peritaje concluye que la restauración ambiental debe comprender intervenciones físico-químicas y biológicas combinadas, con monitoreo continuo por al menos cinco años.

El modelo matemático aplicado al caso permitió representar cuantitativamente la evolución del daño ambiental en función del tiempo y de la eficacia de las medidas de remediación. El índice de daño ambiental (D) obtenido

mediante la función tipo Hill con ponderación diferencial de matrices y componente temporal exponencial mostró un valor inicial de  $D \approx 0,84 \pm 0,03$ . Este valor refleja una afectación severa con colapso funcional parcial del ecosistema fluvial. Bajo un escenario de remediación óptima, la proyección de recuperación ecológica se ubica en un horizonte de 60 meses, siempre que las acciones correctivas se implementen sin interrupción. Sin remediación activa, el modelo proyecta una persistencia del daño por más de una década, con riesgo elevado de acumulación de contaminantes y pérdida irreversible de biodiversidad acuática. Este resultado fue validado mediante análisis de sensibilidad y calibración con parámetros toxicológicos.

La interpretación de este modelo en el contexto judicial permite fundamentar técnicamente los montos de reparación y compensación. El índice de daño ambiental no se limita a un valor abstracto: constituye la base para estimar el costo social derivado, que integra componentes de salud, abastecimiento de agua, productividad, educación y bienestar psicosocial. En la práctica pericial, se calculó que el costo social total asciende a un monto equivalente a la pérdida del 15 % del ingreso cantonal anual, distribuido entre afectaciones directas e indirectas. Este cálculo se realizó aplicando un modelo de costo social ponderado con base en las ecuaciones de pérdida de eficiencia del servicio público y proyecciones económicas descontadas. La conversión de los daños ecológicos a costos monetarios constituye un ejercicio pericial necesario para que la sentencia judicial pueda ordenar indemnizaciones proporcionales, justas y técnicamente verificables.

El criterio pericial considera, además, la dimensión sanitaria del daño. Las evidencias clínicas recogidas entre julio y agosto de 2025 indican la aparición de síntomas compatibles con exposición a hidrocarburos: irritaciones dérmicas, cefaleas, náuseas y afecciones gastrointestinales. Aunque la duración de la exposición fue limitada, los riesgos toxicológicos derivados de compuestos volátiles como benceno, tolueno y xileno son reales. Desde un enfoque epidemiológico, la población infantil y los adultos mayores constituyeron los grupos más vulnerables. El peritaje recomienda que el Ministerio de Salud Pública implemente un sistema de vigilancia sanitaria pos-exposición, orientado al diagnóstico temprano de patologías relacionadas con hidrocarburos. Estas medidas preventivas forman parte de la reparación integral, pues garantizan la

protección continua del derecho a la salud, consagrado en la Constitución y en tratados internacionales suscritos por el Ecuador.

En materia económica, el peritaje identifica tres ejes de pérdida directa: interrupción del servicio de agua potable, paralización de actividades agrícolas y deterioro del turismo local. El análisis contable efectuado con base en datos municipales y encuestas de campo evidencia una pérdida de ingresos familiares promedio del 12 % durante los dos primeros meses posteriores al evento. Este impacto se amplifica por el gasto adicional en compra y transporte de agua segura, que representó hasta 18 % del gasto mensual de los hogares rurales. Desde la óptica del principio “quien contamina paga”, estas erogaciones deben ser consideradas costos indemnizables, no absorbidos por la población. Por tanto, el peritaje recomienda incluir compensaciones económicas directas a los hogares más afectados, priorizando familias con menores ingresos y aquellas cuya fuente de agua fue totalmente inutilizada.

El criterio pericial reconoce también el daño moral colectivo y el perjuicio ambiental como dimensiones no monetizables, pero exigibles en sede judicial. La pérdida de confianza de la población hacia las instituciones públicas, la angustia derivada de la imposibilidad de acceder a agua segura y la alteración de la vida comunitaria constituyen daños intangibles que deben ser reparados mediante acciones simbólicas y estructurales. Estas incluyen la implementación de programas de educación ambiental, la creación de un fondo permanente de vigilancia comunitaria del agua y la participación de la ciudadanía en el seguimiento de los planes de remediación. Desde la perspectiva pericial, el reconocimiento del daño moral no es accesorio: forma parte de la justicia restaurativa y contribuye a restablecer la cohesión social afectada por el evento.

El peritaje ambiental también aborda la deficiencia institucional como factor agravante del daño. La inexistencia de un plan de contingencia, la falta de equipamiento para muestreo inmediato y la ausencia de protocolos de comunicación con la ciudadanía constituyeron omisiones graves del municipio. Estas falencias prolongaron la exposición de la población a riesgos evitables y generaron un retardo crítico en la implementación de medidas de mitigación. Desde el punto de vista pericial, esta ineficiencia administrativa no exime de responsabilidad al operador del poliducto, pero sí configura la necesidad de adoptar medidas correctivas obligatorias para fortalecer la capacidad

institucional local. Entre ellas se recomienda la creación de una unidad técnica permanente de gestión ambiental, la capacitación continua del personal y la elaboración de un plan cantonal de respuesta ante emergencias con componentes técnicos, financieros y de participación ciudadana.

El análisis jurídico complementario establece que la reparación del daño debe ser integral, proporcional y verificable, abarcando las fases de remediación ecológica, compensación económica y restitución social. Conforme al artículo 397 de la Constitución, la carga de la prueba recae en quien genera el daño, no en la víctima. En este caso, EP Petroecuador tiene la obligación de presentar un plan de remediación validado por la autoridad ambiental, con cronograma, presupuesto y metas de recuperación ecológica verificables. Asimismo, debe garantizar la participación de la comunidad en la verificación de los resultados, en aplicación del principio de transparencia y control social. La reparación integral no se agota con el pago de indemnizaciones; requiere restaurar el equilibrio ecológico, reestablecer los servicios ecosistémicos y asegurar la no repetición del evento mediante reforzamiento de la infraestructura y auditorías periódicas de seguridad operativa.

El criterio pericial enfatiza que la evaluación del daño ambiental y social no puede separarse de su dimensión temporal. El impacto ecológico generado en 2025 tendrá consecuencias acumulativas que podrían manifestarse en años posteriores, especialmente en sedimentos, organismos bentónicos y cadenas tróficas. Por tanto, la reparación debe planificarse en horizontes de mediano y largo plazo. La proyección del modelo de recuperación indica que la resiliencia ecológica del sistema fluvial podría restablecerse completamente en un periodo estimado de cinco a siete años, siempre que se mantengan las medidas de remediación. La omisión o interrupción de las acciones correctivas reiniciaría el ciclo de degradación. De ahí que el peritaje recomiende la instauración de un fondo ambiental rotativo administrado por el municipio y financiado por la empresa responsable, destinado exclusivamente al monitoreo y mantenimiento pos-remediación.

En el análisis pericial, el principio precautorio adquiere relevancia central. Dado que existen incertidumbres inherentes en los procesos de dispersión y degradación de hidrocarburos, la falta de evidencia absoluta no puede interpretarse como ausencia de riesgo. Bajo este principio, las decisiones

judiciales y administrativas deben adoptar la opción más protectora para el ambiente y la salud pública. En consecuencia, mientras persistan concentraciones detectables de contaminantes, las captaciones de agua deben mantenerse bajo monitoreo intensivo y, de ser necesario, suspendidas preventivamente. Este criterio técnico protege el derecho humano al agua segura y se ajusta a los estándares internacionales de la OMS y de la Corte Interamericana de Derechos Humanos en materia de precaución ambiental y salud colectiva.

Desde la perspectiva del perito, el caso de Gonzalo Pizarro revela la necesidad de institucionalizar la ciencia dentro de los procesos judiciales. Los modelos matemáticos, las evidencias analíticas y los indicadores de daño ecológico no deben ser considerados simples anexos técnicos, sino elementos centrales para la determinación judicial de responsabilidades. El ejercicio pericial demuestra que es posible traducir complejos procesos ecológicos en parámetros verificables y comparables, capaces de sustentar decisiones judiciales justas. Esta integración entre ciencia y derecho ambiental fortalece la credibilidad de los fallos y eleva el estándar técnico de la justicia ambiental en el Ecuador. La evidencia científica debe ser entendida no como una opinión, sino como una herramienta de objetividad que garantiza la proporcionalidad y equidad en la reparación.

El criterio pericial concluye que la magnitud y naturaleza del daño demandan una reparación estructural. No basta con limpiar el cauce del río o indemnizar a los afectados; es necesario reconfigurar el modelo de gestión del agua potable en el cantón. Se recomienda la implementación de un sistema integral de monitoreo automatizado de la calidad del agua, la diversificación de fuentes de captación y la instalación de sensores en línea conectados al sistema nacional de alerta ambiental. Estas acciones no solo prevendrán futuras emergencias, sino que elevarán la resiliencia del sistema ante amenazas naturales o antrópicas. Desde el punto de vista pericial, esta recomendación no es aspiracional sino técnica: su ejecución inmediata es condición indispensable para garantizar el derecho constitucional al agua segura.

El peritaje también aborda la valoración del daño intergeneracional. Los efectos de los hidrocarburos sobre los ecosistemas fluviales pueden prolongarse más allá de una generación humana, afectando la herencia ecológica de las

comunidades amazónicas. Este daño no se traduce únicamente en pérdida de biodiversidad, sino en reducción de oportunidades de desarrollo, turismo y bienestar de las generaciones futuras. En consecuencia, el informe recomienda que la sentencia judicial contemple medidas de compensación intergeneracional, como programas educativos, becas ambientales y restauración forestal en las riberas del río Cristal. Estas medidas son coherentes con los principios de justicia intergeneracional y sostenibilidad consagrados en el derecho ambiental contemporáneo, y garantizan que la reparación trascienda lo inmediato para proyectarse hacia la conservación futura del territorio.

En conclusión, este dictamen pericial establece que el derrame produjo un daño ambiental, social, económico e institucional significativo, que obliga a una reparación integral, progresiva y verificable. La evaluación cuantitativa demuestra que la población afectada no solo enfrentó un evento contaminante, sino un proceso de vulneración prolongada que altera dinámicas comunitarias, económicas y de salud pública. Se determina que la responsabilidad debe distribuirse conforme al principio de corresponsabilidad, asignando obligaciones financieras y estructurales tanto a la empresa operadora como al gobierno local, e incorporando mecanismos de seguimiento independiente para garantizar transparencia y cumplimiento. Todo proceso reparatorio debe incluir monitoreo técnico, fortalecimiento institucional, provisión segura de agua, indemnización individual y colectiva, educación ambiental y acciones preventivas para evitar eventos similares.

## **Conclusiones**

El estudio desarrollado a lo largo de este documento demuestra que la gestión de desastres ambientales asociados al agua potable requiere de una mirada sistémica, que integre la ciencia, la economía y la justicia como pilares inseparables. El caso del derrame de hidrocarburos ocurrido en el cantón Gonzalo Pizarro ha permitido evidenciar no solo la vulnerabilidad estructural de los sistemas de abastecimiento hídrico amazónicos, sino también la necesidad de que los procesos judiciales se apoyen en evidencia técnica verificable para garantizar reparaciones justas y sostenibles. A través del modelado matemático, el análisis pericial y la interpretación jurídica de los hallazgos, se comprobó que la afectación ambiental alcanzó niveles críticos, con implicaciones ecológicas,

sociales y sanitarias que trascienden el evento puntual y demandan una respuesta estructural e intergeneracional.

La investigación consolida una metodología científica aplicable a casos similares, basada en la cuantificación del daño ambiental mediante ecuaciones no lineales, la integración ponderada de matrices ambientales y la proyección temporal del proceso de recuperación. Este enfoque supera las limitaciones de los métodos tradicionales, que suelen restringirse a la descripción de concentraciones o al cálculo de costos directos, sin considerar la dinámica ecológica ni las repercusiones sociales del daño. Los resultados obtenidos, al reflejar un daño ambiental inicial superior al 80 %, confirman la pertinencia del modelo propuesto y su potencial para convertirse en una herramienta oficial de valoración ambiental en escenarios judiciales o de gestión pública, fortaleciendo la transparencia y la objetividad de las decisiones.

Desde la dimensión ecológica, las conclusiones revelan que la contaminación por hidrocarburos en el río Cristal afectó severamente la estructura y función del ecosistema fluvial. La pérdida de macroinvertebrados, el deterioro del hábitat acuático y la alteración de los procesos biogeoquímicos evidencian un colapso temporal de los servicios ecosistémicos esenciales. Estas alteraciones, aunque parcialmente reversibles, tienen efectos acumulativos que comprometen la resiliencia de los ecosistemas amazónicos. Por tanto, la restauración ambiental no puede reducirse a la remoción superficial de contaminantes, sino que debe incluir la recuperación funcional de los ecosistemas, la revegetación de riberas, la regeneración del suelo y el monitoreo prolongado de los sedimentos, garantizando que la dinámica ecológica retorne a condiciones de estabilidad y productividad natural en un plazo previsible.

Desde el punto de vista sanitario, las conclusiones son contundentes: la exposición de la población a compuestos tóxicos, aun por periodos cortos, genera riesgos agudos y potencialmente crónicos. Los síntomas reportados por los habitantes irritaciones dérmicas, cefaleas, náuseas, alteraciones respiratorias coinciden con los efectos descritos en la literatura toxicológica para la exposición a hidrocarburos volátiles. Este hallazgo refuerza la necesidad de establecer sistemas de vigilancia epidemiológica ambiental en todos los municipios amazónicos con infraestructura petrolera. La respuesta del sistema de salud fue reactiva y limitada; por tanto, la lección aprendida es la urgencia de articular

protocolos de atención médica post-derrame, con seguimiento longitudinal y bases de datos clínicas que permitan correlacionar exposición, dosis y efectos en la salud.

En el plano económico, el documento demuestra que los desastres ambientales tienen efectos multiplicadores que trascienden el costo inmediato de la remediación. La interrupción del servicio de agua potable, la pérdida de producción agrícola, la reducción del turismo y el aumento del gasto doméstico en agua segura generaron un costo social acumulado que impactó directamente en el bienestar de las familias y en la sostenibilidad fiscal del municipio. Los modelos económicos aplicados evidenciaron que, sin una compensación adecuada, la economía local tardaría varios años en recuperar sus niveles previos de estabilidad. De allí que el estudio recomiende incorporar instrumentos financieros como fondos de contingencia, seguros ambientales y compensaciones tarifarias temporales que distribuyan equitativamente las cargas del desastre y eviten trasladarlas a los usuarios del servicio.

Desde la perspectiva jurídica, el caso constituye un precedente en la aplicación del principio de responsabilidad objetiva y solidaria en materia ambiental en el Ecuador. El análisis normativo demuestra que el operador del poliducto, como custodio de una actividad riesgosa, es responsable de los daños ocasionados independientemente de la existencia de dolo o culpa. Este principio, consagrado en la Constitución y en el Código Orgánico del Ambiente, refuerza la obligación de reparar integralmente el daño, incluyendo los componentes ecológicos, económicos y sociales. El documento también evidencia la importancia del principio precautorio, que obliga a las autoridades a actuar incluso ante la incertidumbre científica, priorizando la protección de la salud y el ambiente sobre los intereses económicos o burocráticos.

El trabajo concluye que la debilidad institucional fue un factor determinante en la magnitud del impacto. La falta de planes de contingencia, la escasez de laboratorios para monitoreo, la carencia de equipos de respuesta rápida y la limitada capacitación técnica del personal municipal demostraron que la estructura local no estaba preparada para gestionar una emergencia de esta naturaleza. En consecuencia, el estudio recomienda fortalecer la gobernanza hídrica mediante la creación de unidades técnicas cantonales especializadas, la integración de sistemas de alerta temprana y la capacitación constante de los

funcionarios en gestión de riesgos ambientales. Estas medidas, complementadas con la cooperación interinstitucional y la participación ciudadana, permitirán evitar la repetición de episodios similares en el futuro.

Una conclusión central del documento es que la justicia ambiental requiere del soporte de la ciencia aplicada. Los tribunales y las autoridades no pueden emitir sentencias proporcionales sin un sustento técnico que cuantifique el daño y proyecte la magnitud real de la reparación necesaria. El modelo desarrollado en este estudio proporciona un marco reproducible para esta finalidad, integrando ecuaciones toxicológicas, parámetros hidrológicos y ponderaciones ecológicas que convierten los impactos ambientales en indicadores objetivos y verificables. De esta manera, se demuestra que la ciencia no solo sirve para describir los daños, sino que constituye una herramienta de justicia al permitir que las decisiones judiciales se basen en evidencia empírica y no en criterios arbitrarios o meramente administrativos.

El análisis también revela la necesidad de incorporar la dimensión intergeneracional en los procesos de reparación. Los efectos del derrame sobre el suelo, los sedimentos y la biota pueden manifestarse durante décadas, afectando el bienestar de generaciones futuras. En consecuencia, la reparación debe incluir medidas de largo plazo orientadas a la educación ambiental, la conservación forestal y la recuperación de la confianza comunitaria. Este enfoque reconoce que el daño ambiental no es solo ecológico, sino también cultural y simbólico. Las comunidades amazónicas afectadas no solo perdieron su fuente de agua, sino parte de su identidad territorial y su relación ancestral con el entorno natural. Por tanto, la reparación debe restituir también el tejido cultural, a través de programas participativos de restauración ecológica y memoria ambiental.

Desde una visión científica, el estudio aporta un modelo matemático validado que puede ser replicado en otras regiones del país y de América Latina. Su estructura modular, basada en la función sigmoide de Hill, la integración ponderada de matrices y la ecuación exponencial de recuperación, permite adaptar el modelo a diferentes contaminantes y condiciones ambientales. Este avance metodológico constituye una contribución relevante al campo de la ingeniería ambiental y a la pericia científica judicial, ya que ofrece un instrumento verificable, transparente y capaz de ser auditado. El uso de software estadístico (RStudio) y de bases de datos abiertas garantiza la reproducibilidad de los

resultados, cumpliendo con estándares internacionales de trazabilidad y validación.

En cuanto a las implicaciones políticas, las conclusiones del documento subrayan que la gestión del agua potable en zonas de influencia petrolera debe abordarse como una cuestión de seguridad ambiental y no únicamente de prestación de servicios. Los sistemas de abastecimiento deben ser diseñados con redundancias técnicas, fuentes alternativas de captación y protocolos automáticos de cierre ante detección de contaminantes. El caso de Gonzalo Pizarro muestra que la falta de estas medidas básicas puede convertir un evento puntual en una crisis de salud pública y en un conflicto social prolongado. Por ello, las políticas públicas deben integrar la planificación ambiental, el monitoreo científico y la justicia comunitaria como ejes complementarios de una misma estrategia de gobernanza territorial.

En el ámbito social, las conclusiones destacan la resiliencia de las comunidades locales, que ante la ineficiencia institucional asumieron un rol activo en la defensa del derecho al agua. La formación de colectivos ciudadanos, la presión pública y la exigencia de transparencia fueron elementos decisivos para visibilizar el problema y exigir respuestas. Este protagonismo comunitario evidencia que la justicia ambiental no puede imponerse desde arriba; debe construirse de manera participativa y horizontal. La reparación integral, por tanto, no se limita a compensar económicamente a las víctimas, sino a reconocer su derecho a participar en la toma de decisiones sobre la restauración del territorio y la gestión de los recursos naturales.

El estudio concluye que la interacción entre ciencia, economía y justicia constituye la base de un nuevo paradigma en la gestión de desastres ambientales. La ciencia aporta la evidencia, la economía traduce el daño en términos cuantificables y la justicia garantiza su reparación efectiva. Si uno de estos elementos falta, la respuesta institucional se fragmenta y se perpetúan los ciclos de contaminación e impunidad. Por ello, el documento propone un modelo integral de gobernanza ambiental que combine herramientas analíticas, marcos jurídicos claros y mecanismos de participación ciudadana. Este modelo puede ser replicado a nivel nacional y servir de referencia para otros países amazónicos que enfrentan conflictos similares entre desarrollo económico y protección ambiental.

Las lecciones derivadas del caso permiten establecer recomendaciones concretas para el diseño de políticas públicas. En primer lugar, se requiere un sistema nacional de monitoreo de calidad del agua, con estaciones automáticas, sensores en línea y transmisión pública de datos. En segundo lugar, debe crearse un fondo nacional de emergencia ambiental financiado por las industrias extractivas, destinado a responder de manera inmediata ante incidentes de contaminación. En tercer lugar, se deben reformar los marcos normativos para incluir el cálculo obligatorio del costo social del daño en los peritajes judiciales y administrativos. Estas tres medidas, combinadas, fortalecerían la capacidad del Estado para prevenir, responder y reparar los daños ambientales de manera eficiente y transparente.

Finalmente, las conclusiones reafirman que el derecho humano al agua segura es inseparable del derecho a un ambiente sano. El caso de Gonzalo Pizarro muestra que cuando estos derechos se vulneran, se compromete no solo la salud de la población, sino también la legitimidad del Estado y la confianza en sus instituciones. La ciencia, la economía y la justicia deben operar de manera integrada para restablecer ese equilibrio perdido. La reparación del daño ambiental no debe entenderse como un acto administrativo, sino como un proceso de restauración ética, ecológica y social. Solo así será posible garantizar que los desastres ambientales no se repitan, que las comunidades recuperen su bienestar y que el agua, como bien común y patrimonio de todos, conserve su papel vital como fuente de vida, salud y desarrollo sostenible para las generaciones presentes y futuras.

## Referencias

- Adewale, S., Dixon, D., & Barrett, B. (2025). Evaluating contaminated land and the environmental impact of oil spills in the Niger Delta region: A remote sensing-based approach | Environmental Monitoring and Assessment. [https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-025-14584-4?utm\\_source=chatgpt.com](https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-025-14584-4?utm_source=chatgpt.com)
- Adofo, Y. K., Nyankson, E., & Agyei-Tuffour, B. (2022). Dispersants as an oil spill clean-up technique in the marine environment: A review. *Heliyon*, 8(8). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10153>
- Alarcon, G., Romero, Y., Vela, M., Amilcar, P., Rodríguez, L., Ramos, D., Cardoso, J., Diaz, J., Canahuire, R., & Garate, J. (2024). Valuation of Ecosystem Services of Fluvial Beaches in the Southeastern Peruvian Amazon. [https://www.mdpi.com/2073-4441/16/23/3474?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2073-4441/16/23/3474?utm_source=chatgpt.com)
- Albaigés, J. (2014). The basics of oil spill cleanup. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 94(14–15), 1512–1514. <https://doi.org/10.1080/03067319.2014.974591>
- Alshehhi, J. M., & Zervopoulos, P. D. (2023). The effect of institutional factors on environmental efficiency: A cross-country analysis using a Bayesian data envelopment analysis approach. *Journal of Cleaner Production*, 395, 136401. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136401>
- Alvarez, L., Vargas, L., & Jimenez, A. (2024). Priorities for the rural water and sanitation services regulation in Latin America. *Frontiers in Water*, 6. <https://doi.org/10.3389/frwa.2024.1406301>
- Arnedo, A., Bellido, J., Villamarin, J., Aranda, J., Font, N., Gobba, F., & Kogevinas, M. (2003). Acute health effects after accidental exposure to styrene from drinking water in Spain | Environmental Health | Full Text. [https://ehjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/1476-069X-2-6?utm\\_source=chatgpt.com](https://ehjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/1476-069X-2-6?utm_source=chatgpt.com)
- Becerril, F. del R. (2025). Descentralización y conflictos socioambientales en defensa del agua: Análisis comparativo de Azuay (Ecuador) y Cajamarca (Perú) mediante rastreo de procesos [masterThesis, Quito, EC: Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador]. <http://repositorio.uasb.edu.ec/handle/10644/10618>

- BOSCEM, D. S. (2004). Modeling Oil Spill Response and Damage Costs. <https://www.semanticscholar.org/paper/MODELING-OIL-SPILL-RESPONSE-AND-DAMAGE-COSTS-Etkin/9a5f218b1bcb93171273c0150759f7ebe9f74abo>
- Brunner, N., Mishra, V., Sakthivel, P., Starkl, M., & Tschohl, C. (2015). The Human Right to Water in Law and Implementation. [http://ouci.dntb.gov.ua/works/7P6ZbqGl/?utm\\_source=chatgpt.com](http://ouci.dntb.gov.ua/works/7P6ZbqGl/?utm_source=chatgpt.com)
- Bull, J. W., Gordon, A., Law, E. A., Suttle, K. B., & Milner-Gulland, E. J. (2014). Importance of Baseline Specification in Evaluating Conservation Interventions and Achieving No Net Loss of Biodiversity. *Conservation Biology*, 28(3), 799–809. <https://doi.org/10.1111/cobi.12243>
- Burgess, R. M., Driscoll, S. K., Bejarano, A. C., Davis, C. W., Hermens, J. L. M., Redman, A. D., & Jonker, M. T. O. (2024). A Review of Mechanistic Models for Predicting Adverse Effects in Sediment Toxicity Testing. *Environmental toxicology and chemistry*, 43(8), 1778–1794. <https://doi.org/10.1002/etc.5789>
- Buskey, E. J., White, H. K., & Esbaugh, A. J. (2016). Impact of Oil Spills on Marine Life in the Gulf of Mexico: Effects on Plankton, Nekton, and Deep-Sea Benthos. <https://tos.org/oceanography/article/impact-of-oil-spills-on-marine-life-in-the-gulf-of-mexico-effects-on-plankt>
- Cabrera, M., Capparelli, M. V., Ñacato-Ch, C., Moulatlet, G. M., López-Heras, I., Díaz González, M., Alvear-S, D., & Rico, A. (2023). Effects of intensive agriculture and urbanization on water quality and pesticide risks in freshwater ecosystems of the Ecuadorian Amazon. *Chemosphere*, 337, 139286. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139286>
- CAF. (2014). Water, health, and productivity for 208 municipalities in Ecuador. <https://www.caf.com/en/currently/news/water-health-and-productivity-for-208-municipalities-in-ecuador/>
- Camacho, D. E. (2020). Estudio de las Propiedades de Especies Invasoras Vegetales para su Aprovechamiento en el Desarrollo de Materiales Sustentables [masterThesis]. <https://repositorio.ipicyt.edu.mx///handle/11627/5447>
- Cañizares, F. A. M., & Segarra, H. G. G. (2025). El Derecho Humano al agua en el Ecuador: Análisis de la sentencia N° 232-15-JP/21. *NULLIUS: Revista de*

- pensamiento crítico en el ámbito del Derecho, 6(1), 1–10.  
<https://doi.org/10.33936/nullius.v6i1.7060>
- Carchi, D., Orellana, M., Martínez, A., & Segovia, J. (2023). Affordability and sustainability in the human right to water. *Journal of Agribusiness in Developing and Emerging Economies*, 15(4), 810–831.  
<https://doi.org/10.1108/JADEE-06-2023-0151>
- Carvalho, J. R., de Queiroz Rocha, D., Carvalho, F. C., Alves, A. C. N., da Silva Liebl, A. R., & Oliveira, A. T. de. (2025). Polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in Amazonian environments: A systematic review. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(38), 22238–22254.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-025-36934-y>
- Cawse, K., Townsend, P. A., Schimel, D., Assiri, A. M., Blake, P. L., Buongiorno, M. F., Campbell, P., Carmon, N., Casey, K. A., Correa-Pabón, R. E., Dahlin, K. M., Dashti, H., Dennison, P. E., Dierssen, H., Erickson, A., Fisher, J. B., Frouin, R., Gatebe, C. K., Gholizadeh, H., ... Zhang, Q. (2021). NASA's surface biology and geology designated observable: A perspective on surface imaging algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 257, 112349.  
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112349>
- Cazenave, J., Amé, M. V., & Menone, M. L. (2021). Biomarcadores de Contaminación. En *Principios de Ecotoxicología*. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ciencias Exactas.  
<https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/161075>
- Chabokpour, J. (2024). Experimental study of contaminant mixing through the buried river junctions. *Journal of Hydraulic Structures*, 10(3), 18.  
<https://doi.org/10.22055/jhs.2024.44714.1263>
- Chaudhary, A., Verones, F., Baan, L., & Hellwer, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators | *Environmental Science & Technology*.  
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b02507>
- Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9987–9995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>

- Chen, C., Yang, X., Tan, X., & Wang, Y. (2020). The role of habitat diversity in generating the small-island effect. *Ecography*, 43(8), 1241–1249. <https://doi.org/10.1111/ecog.05092>
- Chen, P., Abedin, M. Z., Zhao, X., & Peng, J. (2025). The impact of climate risk on local government financing costs: A mediation and threshold model analysis. *Ecological Economics*, 237, 108698. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108698>
- Cheng, K., Xu, X., Cui, L., Li, Y., Zheng, J., Wu, W., Sun, J., & Pan, G. (2021). The role of soils in regulation of freshwater and coastal water quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 376(1834), 20200176. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0176>
- Corral, L. S., Molina, M. C., Bautista, L. F., Simarro, R., Espinosa, C. I., Gorines, G., & González, N. (2024). Bacterial Diversity in Old Hydrocarbon Polluted Sediments of Ecuadorian Amazon River Basins. *Toxics*, 12(2), 119. <https://doi.org/10.3390/toxics12020119>
- Crónica, D. (2025, agosto 3). Sucumbíos: 8.000 personas sin agua potable por derrame de combustible en el río Cristal. *DIARIO CRÓNICA*. <https://cronica.com.ec/2025/08/02/sucumbios-8-000-personas-sin-agua-potable-por-derrame-de-combustible-en-el-rio-cristal/>
- da Silva, L., Bonnail, E., Maranhão, L. A., Fabio Hermes Pusceddu, Cortez, F. S., Cesar, A., Ribeiro, D. A., Riba, I., de Souza Abessa, D. M., DelValls, Á., & Pereira, C. D. S. (2021). Sub-lethal combined effects of illicit drug and decreased pH on marine mussels: A short-time exposure to crack cocaine in CO<sub>2</sub> enrichment scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, 171, 112735. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112735>
- Dai, Y., & Liu, Z. (2025). Research progress on remediation of total petroleum hydrocarbons in soil by chemical oxidation—A review. *Frontiers in Environmental Engineering*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenve.2025.1532795>
- Damiani, M., Sinkko, T., Caldeira, C., Tosches, D., Robuchon, M., & Sala, S. (2023). Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environmental*

- Impact Assessment Review, 101, 107134.  
<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107134>
- Danilov, V., & Rozental, O. (2022). Logistic Model of Population Toxicodynamics. [https://link.springer.com/article/10.1134/S0097807822020038?utm\\_source=chatgpt.com](https://link.springer.com/article/10.1134/S0097807822020038?utm_source=chatgpt.com)
- Davydova, V., Skiba, Y. N., Bulgakov, S. N., & Martínez, A. M. (1999). Modelación Matemática de Los Niveles de Contaminación en la Ciudad de Guadalajara, Jalisco, México. Parte I. Microclima Y Monitoreo de la Contaminación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 15(2), 103–111.
- DeVincentis, A. J., Guillon, H., Díaz Gómez, R., Patterson, N. K., van den Brandeler, F., Koehl, A., Ortiz-Partida, J. P., Garza-Díaz, L. E., Gamez-Rodríguez, J., Goharian, E., & Sandoval Solis, S. (2021). Bright and blind spots of water research in Latin America and the Caribbean. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(8), 4631–4650.  
<https://doi.org/10.5194/hess-25-4631-2021>
- Digiantonio, G., Kelley, E., Bayler, E., Christerson, N., Davis, S. B., Dreflak, K., Hameedi, J., Liddel, M., Matlock, G. C., Newcomb, L., Roberts, J. (Jamie J., & Roohr, P. (2020). 2019 NOAA Science Report. <https://doi.org/10.25923/d79q-dy31>
- Djohan, D. (2025). Integrated logistic sigmoid model and graphical analyses of concentration-response relationships of copper sulfate toxicity in aquatic organisms. *Toxicology Reports*, 15, 102102.  
<https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2025.102102>
- Dornberger, L., Ainsworth, C., Gosnell, S., & Coleman, F. (2016). Developing a polycyclic aromatic hydrocarbon exposure dose-response model for fish health and growth. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 259–266.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.072>
- Duque, P. J., Mera, C. P., & Cedillo, S. (2024, noviembre 28). Equidad y Acceso Sostenible al Agua y Saneamiento en Comunidades Rurales de Ecuador: Un Enfoque Integral para el Empoderamiento de las Mujeres: VI Congreso de Educación Salesiana. <https://isbnmexico.indautor.cerlalc.org/catalogo.php?mode=detalle&nt=443750>

- Ecuavisa (Director). (2025, agosto 2). Derrame de combustible contamina un río en Sucumbíos | Televistazo | Ecuavisa [Video recording]. <https://www.youtube.com/watch?v=6eLx3XOVHiA>
- Egea, R., & Navarro, F. (2022). Un modelo matemático para la gestión de riesgos. <https://rua.ua.es/entities/publication/35c7cf68-f9b7-4a68-8f37-boebb6319acf>
- El Oriente. (2025). Sucumbíos: 8 mil personas están sin agua tras perforación ilegal de poliducto. <https://www.eloriente.com/articulo/sucumbios-8-mil-personas-estan-sin-agua-tras-perforacion-ilegal-de-poliducto/52147>
- Feingold, B., Cairo, C. del, Caballero-Arias, H., Pinedo, D., Echeverry, D. B., & Torres-Slimming, P. A. (2024). Estrategias transfronterizas, transdisciplinarias e interculturales para la sostenibilidad de la salud humana y ambiental en la Amazonía. *Revista de Salud Ambiental*, 24(2), 239–251.
- Feng, Y.-X., Lin, Y.-J., Li, C.-Z., Tian, P., Trapp, S., & Yu, X.-Z. (2021). Integration of RT-qPCR analysis and grey situation decision-making model for evaluating the effects of plant growth regulators on the gene expression in rice seedlings under thiocyanate exposure. *Science of The Total Environment*, 783, 146805. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146805>
- Fonseca, A., Zina, V., Duarte, G., Aguilar, F., Rodríguez, P., Ferreira, ría, & Fernandez, M. (2021). Riparian Ecological Infrastructures: Potential for Biodiversity-Related Ecosystem Services in Mediterranean Human-Dominated Landscapes. <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/19/10508>
- Freidman, B. L., Terry, D., Wilkins, D., Spedding, T., Gras, S. L., Snape, I., Stevens, G. W., & Mumford, K. A. (2017). Permeable bio-reactive barriers to address petroleum hydrocarbon contamination at subantarctic Macquarie Island. *Chemosphere*, 174, 408–420. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.127>
- Fuentes, G. M. P. (2009). La responsabilidad civil por daños al medio ambiente en el derecho comparado. *Prolegómenos*, 12(23), 35–42. <https://doi.org/10.18359/prole.2493>

- Galic, N., Forbes, V., Grimm, V., Schomolke, A., Vaugeois, M., & Brain, R. (2024). Ecological risk assessment when species-specific data are scarce: How trait-based approaches and modeling can help | *BioScience* | Oxford Academic.  
[https://academic.oup.com/bioscience/article/74/10/701/7784520?utm\\_source=chatgpt.com&login=false](https://academic.oup.com/bioscience/article/74/10/701/7784520?utm_source=chatgpt.com&login=false)
- Gao, W., Yin, X., Mi, T., Zhang, Y., Lin, F., Han, B., Zhao, X., Luan, X., Cui, Z., & Zheng, L. (2018). Microbial diversity and ecotoxicity of sediments 3 years after the Jiaozhou Bay oil spill. [https://amb-express.springeropen.com/articles/10.1186/s13568-018-0603-6?utm\\_source=chatgpt.com](https://amb-express.springeropen.com/articles/10.1186/s13568-018-0603-6?utm_source=chatgpt.com)
- García, K., Ramos, L., Canga, J. L., Hidalgo, D., & Vargas, P. (2021). Environmental Impact Assessment of Remediation Strategy in an Oil Spill in the Ecuadorian Amazon Region. *Pollutants*, 1(4), 234–252.  
<https://doi.org/10.3390/pollutants1040019>
- Gauthier, P. T., Norwood, W. P., Prepas, E. E., & Pyle, G. G. (2014). Metal-PAH mixtures in the aquatic environment: A review of co-toxic mechanisms leading to more-than-additive outcomes. *Aquatic Toxicology* (Amsterdam, Netherlands), 154, 253–269.  
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.05.026>
- Gelsinari, S., Doble, R., Daly, E., & Valentijn, P. (2020). Feasibility of Improving Groundwater Modeling by Assimilating Evapotranspiration Rates—Gelsinari—2020—Water Resources Research—Wiley Online Library.  
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2019WR025983>
- Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T. K., & Ahn, Y. (2016). Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology*, 7.  
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01369>
- Gronchi, G. <1994>. (2024). A numerical study of subsurface oil spills [Doctoral Thesis, Alma Mater Studiorum - Università di Bologna].  
<https://doi.org/10.48676/unibo/amsdottorato/11644>
- Guanquiza, L., & Antúnez, A. (2019). La contaminación ambiental en los acuíferos de Ecuador. Necesidad de su reversión desde las políticas

- públicas con enfoque bioético.  
<http://riul.unanleon.edu.ni:8080/jspui/handle/123456789/9190>
- Gumeta, F., Sáenz, A., Hinojosa, G., Monzón, C., Mesa, M., & Molina, D. (2021). Understanding the Complexity of Water Supply System Governance: A Proposal for a Methodological Framework. [https://www.mdpi.com/2073-4441/13/20/2870?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2073-4441/13/20/2870?utm_source=chatgpt.com)
- Heath, A. G. (2018). *Water Pollution and Fish Physiology* (2<sup>a</sup> ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203718896>
- Henderson, S., Dhar, A., & Naeth, A. (2023). Reclamation of Hydrocarbon Contaminated Soils Using Soil Amendments and Native Plant Species. [https://www.mdpi.com/2079-9276/12/11/130?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2079-9276/12/11/130?utm_source=chatgpt.com)
- Hidalgo, D., García, K., Ulloa, J. U., Tapia, D. M., Ortega, P. G., & Coulon, F. (2024). Updating risk remediation-endpoints for petroleum-contaminated soils? A case study in the Ecuadorian Amazon region. *Heliyon*, 10(9). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30395>
- Higashino, M., O'Connor, B. L., Hondzo, M., & Stefan, H. G. (2008). Oxygen transfer from flowing water to microbes in an organic sediment bed. *Hydrobiologia*, 614(1), 219–231. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9508-8>
- Hinteregger, M. (2019). Environmental Liability. En E. Lees & J. E. Viñuales (Eds.), *The Oxford Handbook of Comparative Environmental Law* (p. o). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/law/9780198790952.003.0045>
- Honda, M., & Suzuki, N. (2020). Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(4), 1363. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041363>
- Hooper, M. J., Glomb, S. J., Harper, D. D., Hoelzle, T. B., McIntosh, L. M., & Mulligan, D. R. (2016). Integrated risk and recovery monitoring of ecosystem restorations on contaminated sites. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12(2), 284–295. <https://doi.org/10.1002/ieam.1731>

- Horn, M., French, D., & Schmid, D. (2024). Environmental Impact and Modeling of Petroleum Spills. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-57960-8\\_3?utm\\_source=chatgpt.com](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-57960-8_3?utm_source=chatgpt.com)
- Huang, Y., Wu, L., Li, P., Li, N., & He, Y. (2022). What's the cost-effective pattern for rural wastewater treatment? *Journal of Environmental Management*, 303, 114226. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114226>
- Izaguirre, M. E. L., & Ramón, P. A. M. (2024). El arbitraje ambiental como mecanismo alternativo para la reparación integral del daño puro. *Revista Ecuatoriana de Arbitraje*, 14. <https://doi.org/10.18272/rea.i14.3224>
- Jaivime, E., Jameel, Y., Tortajada, C., Yu, R., Horne, J., Neukrug, H., Primo, C., Fasnacht, M., Ziegler, A., & Biswas, A. (2023). Water woes: The institutional challenges in achieving SDG 6. [https://sustainableearthreviews.biomedcentral.com/articles/10.1186/s42055-023-00067-2?utm\\_source=chatgpt.com](https://sustainableearthreviews.biomedcentral.com/articles/10.1186/s42055-023-00067-2?utm_source=chatgpt.com)
- Janjua, N. Z., Kasi, P. M., Nawaz, H., Farooqui, S. Z., Khuwaja, U. B., Najam-ul-Hassan, Jafri, S. N., Lutfi, S. A., Kadir, M. M., & Sathiakumar, N. (2006). Acute health effects of the Tasman Spirit oil spill on residents of Karachi, Pakistan. *BMC Public Health*, 6(1), 84. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-6-84>
- Jarzebski, M. P., Karthe, D., Chapagain, S. K., Setiawati, M. D., Wadumestrige Dona, C. G., Pu, J., & Fukushi, K. (2024). Comparative Analysis of Water Sustainability Indices: A Systematic Review. *Water*, 16(7), 961. <https://doi.org/10.3390/w16070961>
- Jesus, F., Pereira, J. L., Campos, I., Santos, M., Ré, A., Keizer, J., Nogueira, A., Gonçalves, F. J. M., Abrantes, N., & Serpa, D. (2022). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons distribution in freshwater ecosystems and their toxicity to benthic fauna. *The Science of the Total Environment*, 820, 153282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153282>
- Jin, F., Wang, Y., Yu, F., Liu, X., Zhang, M., Li, Z., Yao, Z., Cong, Y., & Wang, J. (2023). Acute and Chronic Effects of Crude Oil Water-Accommodated Fractions on the Early Life Stages of Marine Medaka (*Oryzias melastigma*, McClelland, 1839). *Toxics*, 11(3), 236. <https://doi.org/10.3390/toxics11030236>

- Kar, A., Bhati, A., Acharya, P. V., Mhadeshwar, A., Venkataraman, P., Barckholtz, T. A., & Bahadur, V. (2021). Diffusion-based modeling of film growth of hydrates on gas-liquid interfaces. *Chemical Engineering Science*, 234, 116456. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2021.116456>
- Keesstra, S., Sannigrahi, S., López-Vicente, M., Pulido, M., Novara, A., Visser, S., & Kalantari, Z. (2021). The role of soils in regulation and provision of blue and green water. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 376(1834), 20200175. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0175>
- Kennish, M. J. (2017). *Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203742488>
- Keramea, P., Kokkos, N., Zodiatis, G., & Sylaios, G. (2023). Modes of Operation and Forcing in Oil Spill Modeling: State-of-Art, Deficiencies and Challenges. *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(6), 1165. <https://doi.org/10.3390/jmse11061165>
- Kudrle, R. (2016). Tax Havens and the Transparency Wave of International Tax Legalization. *University of Pennsylvania Journal of International Law*, 37(4), 1153.
- Kvočka, D., Žagar, D., & Banovec, P. (2021). A Review of River Oil Spill Modeling. *Water*, 13(12), 1620. <https://doi.org/10.3390/w13121620>
- Lara, S., Corral, S., Molina, C., Bautista, L., Simarro, R., Espinosa, C., Gorines, G., & González, N. (2024). Bacterial Diversity in Old Hydrocarbon Polluted Sediments of Ecuadorian Amazon River Basins. [https://www.mdpi.com/2305-6304/12/2/119?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2305-6304/12/2/119?utm_source=chatgpt.com)
- Lindner, J., Fehrenbach, H., Winter, L., Bloemer, J., & Knuepffer, E. (2019). Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. [https://www.mdpi.com/2071-1050/11/20/5628?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2071-1050/11/20/5628?utm_source=chatgpt.com)
- Liu, X., Li, L., Hua, Z., Tu, Q., Yang, T., & Zhang, Y. (2019). Flow Dynamics and Contaminant Transport in Y-Shaped River Channel Confluences. [https://www.mdpi.com/1660-4601/16/4/572?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/1660-4601/16/4/572?utm_source=chatgpt.com)
- Lopes, W., Basso, L., & Lima, D. (2022). Environmentalization of water resources in the Brazilian Amazon guided by artificial intelligence | Research, Society and Development.

[https://rsdjournal.org/rsd/article/view/30707?utm\\_source=chatgpt.com](https://rsdjournal.org/rsd/article/view/30707?utm_source=chatgpt.com)

- López, E., Schuhmacher, M., & Domingo, J. L. (2008). Human health risks of petroleum-contaminated groundwater. *Environmental Science and Pollution Research*, 15(3), 278–288. <https://doi.org/10.1065/espr2007.02.390>
- Main, C. E., Ruhl, H. A., Jones, D. O. B., Yool, A., Thornton, B., & Mayor, D. J. (2015). Hydrocarbon contamination affects deep-sea benthic oxygen uptake and microbial community composition. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 100, 79–87. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2014.12.008>
- Manubens, N., Caron, L.-P., Hunter, A., Bellprat, O., Exarchou, E., Fučkar, N. S., Garcia-Serrano, J., Massonnet, F., Ménégoz, M., Sicardi, V., Batté, L., Prodhomme, C., Torralba, V., Cortesi, N., Mula-Valls, O., Serradell, K., Guemas, V., & Doblas-Reyes, F. J. (2018). An R package for climate forecast verification. *Environmental Modelling & Software*, 103, 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.01.018>
- Martíne, A., Abril, A., Martínez, A., & Abril, A. (2020). Las guardianas del agua y su participación en la gestión comunitaria de los recursos hídricos. Un análisis de la normativa ecuatoriana. *Foro: Revista de Derecho*, 34, 61–84. <https://doi.org/10.32719/26312484.2020.34.4>
- Martínez, A. (2019). La normativa como alternativa para garantizar el derecho humano al agua frente al cambio climático: Regulación de las áreas de protección hídrica en el Ecuador. *Revista de Derecho Ambiental*, 12, 135–159.
- Martínezoso, A. (2019). La normativa como alternativa para garantizar el derecho humano al agua frente al cambio climático: Regulación de las áreas de protección hídrica en el Ecuador. *Revista de Derecho Ambiental*, 12, 135–159. <https://doi.org/10.5354/0719-4633.2019.54152>
- Massolo, L. A. (Ed.). (2022). Modelos de dispersión y distribución de contaminantes en el ambiente. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP). <https://doi.org/10.35537/10915/149176>
- Maurice, L., López, F., Becerra, S., Jamhoury, H., Le Menach, K., Dévier, M.-H., Budzinski, H., Prunier, J., Juteau-Martineau, G., Ochoa-Herrera, V.,

- Quiroga, D., & Schreck, E. (2019). Drinking water quality in areas impacted by oil activities in Ecuador: Associated health risks and social perception of human exposure. *The Science of the Total Environment*, 690, 1203–1217. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.089>
- Mayer, M., Ledet, J., Crowe, T. P., & Emma L. Johnston. (2020). Sublethal effects of contaminants on marine habitat-forming species: A review and meta-analysis. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 95(6), 1554–1573. <https://doi.org/10.1111/brv.12630>
- McElderry, R. M., Lauriere, C. F. de, Khoury, C. E., Chaudhary, P., Manu, S., Specker, F., Brettell, I., Hoogen, J. van den, Maynard, D., Lozano, C. B., Bialic-Murphy, L., Delavaux, C. S., Dent, D. H., Elliott, T., Galen, L. G. van, Lauber, T., Velez, A. P., Smith, G., Werden, L. K., ... Crowther, T. W. (2023). Assessing the multidimensional complexity of biodiversity using a globally standardized approach. <https://ecoevorxiv.org/repository/view/5837/>
- Montenegro, L., & Hack, J. (2020). A Socio-Ecological System Analysis of Multilevel Water Governance in Nicaragua. [https://www.mdpi.com/2073-4441/12/6/1676?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2073-4441/12/6/1676?utm_source=chatgpt.com)
- Morando, C. Z., Salazar, C., Ruiz, J. M., & Lomelí, M. A. (2023). Ecosystem services valuation in developing countries: A review of methods and applicability approach. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Urban Design and Planning*, 176(1), 6–22. <https://doi.org/10.1680/jurdp.21.00045>
- Moreno, R., Panteli, M., Mancarella, P., Rudnick, H., Lagos, T., Navarro, A., Ordonez, F., & Araneda, J. C. (2020). From Reliability to Resilience: Planning the Grid Against the Extremes. *IEEE Power and Energy Magazine*, 18(4), 41–53. <https://doi.org/10.1109/MPE.2020.2985439>
- Myers, B., Weiskof, S., Shiklomanov, A., Ferrier, S., Weng, E., Casey, K., Harfoot, M., Jackson, S., Leidner, A., & Lenton, T. (2021). New Approach to Evaluate and Reduce Uncertainty of Model-Based Biodiversity Projections for Conservation Policy Formulation | *BioScience* | Oxford Academic. [https://academic.oup.com/bioscience/article/71/12/1261/6389638?utm\\_source=chatgpt.com&login=false](https://academic.oup.com/bioscience/article/71/12/1261/6389638?utm_source=chatgpt.com&login=false)

- Nepstad, R., Kotzakoulakis, K., Hansen, B. H., Nordam, T., & Carroll, J. (2023). An impact-based environmental risk assessment model toolbox for offshore produced water discharges. *Marine Pollution Bulletin*, 191, 114979. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114979>
- Odisu, T., & Okieimen, C. (2023). Modeling of the transport and diffusion phenomena for petroleum aromatic hydrocarbons from spilled crude oil in a stagnant mangrove water body. *European Journal of Sustainable Development Research*, 7(2). <https://www.ejosdr.com/download/modeling-of-the-transport-and-diffusion-phenomena-for-petroleum-aromatic-hydrocarbons-from-spilled-12869.pdf>
- OECD. (2012, noviembre 21). Water Governance in Latin America and the Caribbean. OECD. [https://www.oecd.org/en/publications/water-governance-in-latin-america-and-the-caribbean\\_9789264174542-en.html](https://www.oecd.org/en/publications/water-governance-in-latin-america-and-the-caribbean_9789264174542-en.html)
- Ola, I., Drebenstedt, C., Burgess, R. M., Mensah, M., Hoth, N., Okoroafor, P., & Külls, C. (2024). Assessing petroleum contamination in parts of the Niger Delta based on a sub-catchment delineated field assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(6), 585. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12743-7>
- Ometto, M., Vollmer, D., Acero, N., Marques, M., Restrepo, D., Mendoza, E., Coutinho, B., Encomenderos, I., Zuluaga, L., Rodríguez, O., Shaad, K., Hauk, S., González, R., Hernández, F., Montelongo, R., Torres, E., & Serrano, L. (2022). Operationalizing Integrated Water Resource Management in Latin America: Insights from Application of the Freshwater Health Index | Environmental Management. [https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-021-01446-1?utm\\_source=chatgpt.com](https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-021-01446-1?utm_source=chatgpt.com)
- Ortiz, E., Simbaña, K., Cevallos, G., Gómez, L., Cevallos, D., Lister, A., Fernandez, R., Ríos, B., Vásquez, J., & Izquierdo, J. S. (2022). Waterborne diseases and ethnic-related disparities: A 10 years nationwide mortality and burden of disease analysis from Ecuador. *Frontiers in Public Health*, 10, 1029375. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.1029375>

- Pandeya, B., Buytaert, W., Zulkafli, Z., Karpouzoglou, T., Mao, F., & Hannah, D. M. (2016). A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. *Ecosystem Services*, 22, 250–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.015>
- Patterson, T. J., Kristofco, L., Tiwary, A. K., Magaw, R. I., Zemo, D. A., O'Reilly, K. T., Mohler, R. E., Ahn, S., Sihota, N., & Devine, C. E. (2020). Human and Aquatic Toxicity Potential of Petroleum Biodegradation Metabolite Mixtures in Groundwater from Fuel Release Sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(8), 1634–1645. <https://doi.org/10.1002/etc.4749>
- Payne, C. (2020). Dispersantes de derrame de petróleo: Mecanismos de acción y pruebas de laboratorio. <https://doi.org/10.1201/9781003070160>
- Phillips, B. D., & Mincin, J. (2023). *Disaster Recovery* (3<sup>a</sup> ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781003261636>
- Pineda, S. J., Ortega, A., Ruiz, C., García, A., Camacho, V., & Cortez, A. A. (2025). A review of domestic water management and adaptive governance in urban Latin America. *Discover Sustainability*, 6(1), 754. <https://doi.org/10.1007/s43621-025-01643-6>
- Pinos, J. (2020). Multiple water governance models: Ecuador as a case study. *Maskana*, 11(1), 74–80. <https://doi.org/10.18537/mskn.11.01.08>
- Preston, F. W. (1962). The Canonical Distribution of Commonness and Rarity: Part II. *Ecology*, 43(3), 410–432. <https://doi.org/10.2307/1933371>
- Rand, G. M. (2020). *Fundamentals Of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate And Risk Assessment*. CRC Press.
- Reátegui, E. G., Stewart, P. M., Whatley, A., Chu, F., Sotero, V. E., Merino, C., & Vela, E. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations, mutagenicity, and Microtox® acute toxicity testing of Peruvian crude oil and oil-contaminated water and sediment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4), 2171–2184. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3527-2>
- Redondo, P., Mazhari, T., & Khanolkar, A. R. (2025). Effectiveness of infrastructural interventions to improve access to safe drinking water in Latin America and the Caribbean on the burden of diarrhoea in children

- <5 years: A systematic literature review and narrative synthesis. *Global Health Action*, 18(1), 2451610. <https://doi.org/10.1080/16549716.2025.2451610>
- Reichelt, A. (2023). *Pollution Mitigation and Ecological Restoration* | SpringerLink. [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-10127-4\\_15?utm\\_source=chatgpt.com](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-031-10127-4_15?utm_source=chatgpt.com)
- Reyna, M., & García, D. (2022). Autonomía y competencias exclusivas de los gobiernos municipales en el Ecuador. <http://repositorio.sangregorio.edu.ec:8080/handle/123456789/2537>
- Riedl, H. L., Stinson, L., Pejchar, L., & Clements, W. H. (2018). An introduced plant affects aquatic-derived carbon in the diets of riparian birds. *PLOS ONE*, 13(11), e0207389. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207389>
- Ritz, C. (2010). Toward a unified approach to dose-response modeling in ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(1), 220–229. <https://doi.org/10.1002/etc.7>
- Rivaes, R., Boavida, I., Santos, J. M., Pinheiro, A. N., & Ferreira, T. (2017). Importance of considering riparian vegetation requirements for the long-term efficiency of environmental flows in aquatic microhabitats. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(11), 5763–5780. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5763-2017>
- Romantschuk, M., Lahti-Leikas, K., Kontro, M., Galitskaya, P., Talvenmäki, H., Simpanen, S., Allen, J. A., & Sinkkonen, A. (2023). Bioremediation of contaminated soil and groundwater by in situ biostimulation. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1258148. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1258148>
- Ruiz, V. D., Pijawka, D., Navarrete, D., White, D., & Ortiz, C. (2022). Restoration versus transformative adaptation of community drinking water systems after Hurricanes Irma and Maria in Puerto Rico. *Journal of Emergency Management* (Weston, Mass.), 19(8), 25–40. <https://doi.org/10.5055/jem.0590>
- Rybczyńska, K., Kornilłowicz-Kowalska, Szychowski, K. A., & Gmiński, J. (2020). Biotransformation and toxicity effect of monoanthraquinone dyes during *Bjerkandera adusta* CCBAS 930 cultures. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 191, 110203. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110203>

- Rybicki, J., & Hanski, I. (2013). Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation—Rybicki—2013—Ecology Letters—Wiley Online Library. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ele.12065?utm\\_source=chatgpt.com](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ele.12065?utm_source=chatgpt.com)
- Salgado, T., Cunha, R., & Malheiros, T. (2024). Impact of efficiency on affordability: A study of the Brazilian new water loss goals. [https://iwaponline.com/ws/article/24/5/1645/102056/Impact-of-efficiency-on-affordability-A-study-of?utm\\_source=chatgpt.com](https://iwaponline.com/ws/article/24/5/1645/102056/Impact-of-efficiency-on-affordability-A-study-of?utm_source=chatgpt.com)
- Sanyé, E., Valente, A., Biganzoli, F., Dorber, M., Verones, F., Marques, A., Ortigosa Rodriguez, J., De Laurentiis, V., Fazio, S., & Sala, S. (2022). Linking inventories and impact assessment models for addressing biodiversity impacts: Mapping rules and challenges. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(6), 813–833. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02049-6>
- Schoenke, V. S. A. M., Wang, J., Van den Brink, P. J., & Hendriks, A. J. (2025). Assessing chronic effects of chemical pollution on biodiversity using mean species abundance relationships. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 44(4), 1134–1141. <https://doi.org/10.1093/etjnl/vgaf015>
- Schumacher, A. (2019). Characterizing and Comparing Tristructural-Isotropic Buffer Properties from AGR-1 and AGR-2 Irradiation Experiments. Masters Theses. [https://trace.tennessee.edu/utk\\_gradthes/5667](https://trace.tennessee.edu/utk_gradthes/5667)
- Shi, W., Wang, Q., Zhan, H., Zhou, R., & Yan, H. (2023). HESS - A general model of radial dispersion with wellbore mixing and skin effects. [https://hess.copernicus.org/articles/27/1891/2023/?utm\\_source=chatgpt.com](https://hess.copernicus.org/articles/27/1891/2023/?utm_source=chatgpt.com)
- Shiferaw, N., Habte, L., & Waleed, M. (2025). Land use dynamics and their impact on hydrology and water quality of a river catchment: A comprehensive analysis and future scenario | *Environmental Science and Pollution Research*. [https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-025-35946-y?utm\\_source=chatgpt.com](https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-025-35946-y?utm_source=chatgpt.com)
- Shimamoto, C. Y., Padial, A. A., da Rosa, C. M., & Marques, M. C. M. (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-

- analysis. PloS One, 13(12), e0208523.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208523>
- Silva, B. L., Guterres, A. P. M., Santana, S. S., Cunha, E. J., & Juen, L. (2025). Correction to: The loss of riparian vegetation along streams causes morphological divergences in functional traits of semiaquatic insects (Heteropteran: Gerromorpha in the eastern Amazon. Environmental Monitoring and Assessment, 197(4), 375. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13837-6>
- SIMAP. (2025). Prediction of impact from spilled oil and fuels. RPS. <https://www.rpsgroup.com/services/oceans-and-coastal/modelling/simap/>
- Søgaard, R., Lindholt, J., & Gyrd-Hansen, D. (2012). Insensitivity to scope in contingent valuation studies: Reason for dismissal of valuations? Applied Health Economics and Health Policy, 10(6), 397–405. <https://doi.org/10.1007/BF03261874>
- Stopelli, E., Duyen, V. T., Prommer, H., Glodowska, M., Kappler, A., Schneider, M., Eiche, E., Lightfoot, A. K., Schubert, C. J., Trang, P. K. T., Viet, P. H., Kipfer, R., Winkel, L. H. E., & Berg, M. (2021). Carbon and methane cycling in arsenic-contaminated aquifers. Water Research, 200, 117300. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117300>
- Sun, G., Hallena, D., & Asbjornsen, H. (2017). Ecohydrological processes and ecosystem services in the Anthropocene: A review. [https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-017-0104-6?utm\\_source=chatgpt.com](https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-017-0104-6?utm_source=chatgpt.com)
- Suthersan, S. S., Horst, J., Schnobrich, M., Welty, N., & McDonough, J. (2016). Remediation Engineering: Design Concepts, Second Edition (2<sup>a</sup> ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315367088>
- Swistowski, P., Nowak, A., & Matgorzata. (2022). Comparison of Exposure Techniques and Vitality Assessment of Mosses in Active Biomonitoring for Their Suitability in Assessing Heavy Metal Pollution in Atmospheric Aerosol | Environmental Toxicology and Chemistry | Oxford Academic. <https://academic.oup.com/etc/article-abstract/41/6/1429/7730646?redirectedFrom=fulltext&login=false>

- Szymkiewicz, R. (2024). A simplified approach for simulating pollutant transport in... Paradigm. <https://reference-global.com/article/10.2478/johh-2024-0022>
- Tewari, S., & Sirvaiya, A. (2015). OIL SPILL REMEDIATION AND ITS REGULATION. *International Journal of Research In Science*, 1(6).
- Theodore, M. K., & Theodore, L. (2021). *Introduction to Environmental Management*. CRC Press.
- Topouzelis, K., Papageorgiou, D., Suaria, G., & Aliani, S. (2021). Floating marine litter detection algorithms and techniques using optical remote sensing data: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112675. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112675>
- Torrance, K., Redwood, S., & Cecchi, A. (2021). The impact of artisanal gold mining, ore processing and mineralization on water quality in Marmato, Colombia | *Environmental Geochemistry and Health*. [https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-021-00898-y?utm\\_source=chatgpt.com](https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-021-00898-y?utm_source=chatgpt.com)
- Trasad, R., Narayan, T., & Cokfield, G. (2020). An Ecosystem Services Valuation Research Framework for Policy Integration in Developing Countries: A Case Study from Nepal. [https://www.mdpi.com/2071-1050/12/19/8250?utm\\_source=chatgpt.com](https://www.mdpi.com/2071-1050/12/19/8250?utm_source=chatgpt.com)
- Ulzega, S., & Albert, C. (2023). Bayesian parameter inference in hydrological modelling using a Hamiltonian Monte Carlo approach with a stochastic rain model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(15), 2935–2950. <https://doi.org/10.5194/hess-27-2935-2023>
- Vallejo, X. K. P., Banegas, J. E. A., & Vintimilla, W. G. M. (2025). Gobernanza Ambiental para la seguridad hídrica en la subcuenca del río Tabacay. *Religación*, 10(44), e2501379–e2501379. <https://doi.org/10.46652/rgn.v10i44.1379>
- Vilela, P., Jácome, G., Moya, W., Ifaei, P., Heo, S., & Yoo, C. (2023). A Brief Insight into the Toxicity Conundrum: Modeling, Measuring, Monitoring and Evaluating Ecotoxicity for Water Quality towards Environmental Sustainability. *Sustainability*, 15(11), 8881. <https://doi.org/10.3390/su15118881>

- Villena, E. (2023). Elaboración de un modelo matemático que permita el análisis de la eficacia de la ósmosis Inversa en el proceso de eliminación de plomo, hierro y manganeso en fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano en la cuenca alta del río Guadalquivir en Bolivia y su aporte al crecimiento de la oferta de agua y la disponibilidad sostenible de agua potable a largo plazo. <https://riunet.upv.es/handle/10251/191412>
- Vollmer, D., Burkhard, K., Adem Esmail, B., Guerrero, P., & Nagabhatla, N. (2022). Incorporating Ecosystem Services into Water Resources Management—Tools, Policies, Promising Pathways. *Environmental Management*, 69(4), 627–635. <https://doi.org/10.1007/s00267-022-01640-9>
- Wang, X., Li, X., Xiong, D., Chen, H., & Ren, H. (2022). Effects of stranded heavy fuel oil subacute exposure on the fitness-related traits of sea urchin *Strongylocentrotus intermedius*. *Marine and Freshwater Research*, 73(6), 754–761. <https://doi.org/10.1071/MF21268>
- Wang, Z., Meng, Q., Sun, K., & Wen, Z. (2024). Spatiotemporal Distribution, Bioaccumulation, and Ecological and Human Health Risks of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Water: A Comprehensive Review. <https://www.mdpi.com/2071-1050/16/23/10346>
- Wernersson, A.-S. (2004). Aquatic ecotoxicity due to oil pollution in the Ecuadorian Amazon. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(1), 127–136. <https://doi.org/10.1080/14634980490281470>
- Wingfield, S., Martínez, A., Quiroga, D., & Ochoa, V. (2021). Challenges to Water Management in Ecuador: Legal Authorization, Quality Parameters, and Socio-Political Responses. CMI - Chr. Michelsen Institute. <https://www.cmi.no/publications/8143-challenges-to-water-management-in-ecuador-legal-authorization-quality-parameters>
- Xiong, X., Zheng, X., Yang, Z., Dai, L., Xu, Z., & Chang, Y. (2025). Characterizing and Predicting Contaminant Transport in a Karst Aquifer: An Integrated Approach of Field Exploration and 3d Numerical Modeling (SSRN Scholarly Paper No. 5125229). Social Science Research Network. <https://doi.org/10.2139/ssrn.5125229>

- Xuan, W., Yang, C., Wu, X., Shao, Y., & Bai, Y. (2024). A Numerical Model of the Pollutant Transport in Rivers with Multi-Layer Rigid Vegetation. *Water*, 16(10), 1397. <https://doi.org/10.3390/w16101397>
- Yang, D., Hou, Y., Wei, C., Ling, J., & Zheng, X. (2025). Aquatic Microcosms in Ecotoxicology: The Community-Level Ecological Risk Assessment of Pollutants. *Toxics*, 13(8), 694. <https://doi.org/10.3390/toxics13080694>
- Yang, J., Shen, F., Wang, T., Wu, L., Li, Z., Li, N., Dai, L., Liang, J., & Zhang, J. (2022). PEF-MODFLOW: A framework for preliminary soil profile horizon delineation based on soil color captured by smartphone images. *Environmental Modelling & Software*, 155, 105423. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105423>
- Yang, Q., Yuan, Q., Yue, L., Li, T., Shen, H., & Zhang, L. (2019). The relationships between PM<sub>2.5</sub> and aerosol optical depth (AOD) in mainland China: About and behind the spatio-temporal variations. *Environmental Pollution*, 248, 526–535. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.071>
- Yang, Y., Wang, S., Zhu, Z., & Jin, L. (2022). Prediction model and consequence analysis for riverine oil spills. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1054839>
- Yépez, J. (2021). Modelación matemática del riesgo por contaminación de suelos por metales pesados en Ecuador. <https://riunet.upv.es/server/api/core/bitstreams/8bf9f502-2226-4daf-a45b-d1f285bf30ec/content>
- Yépez, V. C., & Pudlla, I. M. (2025). La reparación integral por daños ambientales en el ámbito de la responsabilidad civil, Ecuador 2024. <https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/13150>
- Yoon, S. (2022). Numerical Modeling of Pollutant Transport at River Confluence with Bed Discordance [Thesis, 서울대학교 대학원]. <https://s-space.snu.ac.kr/handle/10371/187579>
- Zhang, Z., Yan, X., Gao, F., Thai, P., Wang, H., Chen, D., Zhou, L., Gong, D., Li, Q., Morawska, L., & Wang, B. (2018). Emission and health risk assessment of volatile organic compounds in various processes of a petroleum refinery in the Pearl River Delta, China. *Environmental Pollution*, 238, 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.054>

- Zhao, Q., Liu, G., & Gu, G. (2013). Variance Reduction Techniques of Importance Sampling Monte Carlo Methods for Pricing Options. *Journal of Mathematical Finance*, 03(04), 431–436. <https://doi.org/10.4236/jmf.2013.34045>
- Zhao, Y., Wu, Y., Qi, Y., Li, J., Huang, X., Hou, Y., Hao, H., & Zhu, S. (2025). Characteristics, Sources, and Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils and Sediments in the Yellow River Delta, China. <https://www.mdpi.com/2073-445X/14/8/1608>
- Zheng, Y., Wnag, J., Kondratenko, Y., & Wu, J. (2024). Research progress in surface water quality monitoring based on remote sensing technology: *International Journal of Remote Sensing*: Vol 45, No 7. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431161.2024.2327086>
- Zhou, S., Guo, C., Dai, Y., Pan, X., Luo, X., Qin, P., & Tan, L. (2024). Association between polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and liver function: The mediating roles of inflammation and oxidative stress. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), 342, 123068. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123068>

# GESTIÓN DE DESASTRES AMBIENTALES DEL AGUA POTABLE EN GONZALO PIZARRO

Ciencia, Economía, Justicia



2026

PRIMERA EDICIÓN

ISBN: 978-9942-7465-2-8



9 789942 746528

Morales - Cejas - Carballo - Vegas