



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

Facultad de
Ciencias e Ingeniería

MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES DE CONTAMINACIÓN
ORGÁNICA EN HUMEDALES COSTEROS

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO
AMBIENTAL

AUTORES:

KARLA MISHHELL VILCA BENITES

MARIA ISABEL RIVERA CHICLLA

ASESOR:

JORGE AQUILES CARDICH SALAZAR

LIMA, PERÚ

2026

Jurado calificador

Presidente: M. Sc. Victor Alberto Huanambal Sovero

Vocal: Dra. Susana Cardenas Alayza

Secretario: Mtr. Vanessa Stefanny Arevalo Seijas



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Los egresados:

N. º	APELLIDOS Y NOMBRES
1.	VILCA BENITES KARLA MISHELL
2.	RIVERA CHICLLA MARIA ISABEL

(Agregar filas adicionales si hay más autores)

Pertenecientes al programa de la **CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL** autores del trabajo titulado: **MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA EN HUMEDALES COSTEROS**, el cual ha sido elaborado, sustentado y aprobado, según corresponda, para optar por el **TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO AMBIENTAL** bajo la modalidad de **TESIS**.

En calidad de docentes asesores de la Universidad Peruana Cayetano Heredia:

N. º	APELLIDOS Y NOMBRES DEL DOCENTE	FACULTAD	NIVEL DE ASESORÍA
1.	CARDICH SALAZAR JORGE AQUILES	FACI	ASESOR

Declaramos que el contenido del presente documento es original y que las citas y referencias a otros autores cumplen con las normas académicas establecidas. En ese sentido, hacemos constar que:

- El documento presenta un porcentaje de similitud de **10%**, según el reporte emitido por el software **Turnitin®** (identificador de entrega: **3678415368**; fecha de entrega: **13/10/2026**).
- Tras una revisión detallada del reporte y del contenido del trabajo en cuestión, no se han identificado indicios de plagio.
- Se certifica que el documento respeta los principios de integridad académica y cumple con los requisitos institucionales de originalidad.

Lugar y fecha: **Lima, 14 de octubre de 2026**

Firma del asesor

Nº DNI: 43318527

ORCID: 0000-0001-8175-2789

DEDICATORIA

A mis padres, Mabel y Edwin, por su amor y apoyo incondicional. A mi hermano Pool, por sus ocurrencias y compañía. A mi pequeña Spicy porque sus ojitos marrones me llenan de vitalidad. Gracias por su existir en mi vida. Les dedico enteramente cada uno de mis logros y los que están por venir. Asimismo, este trabajo en conjunto se lo dedico a Isabel. Su compañerismo y profesionalidad me permitieron crecer y aprender mucho. Gracias por confiar y creer en mí para desafiar este proyecto tan importante juntas.

A mis padres, Juvelina y Braulio, por ser mi ejemplo de esfuerzo y constancia. Gracias por acompañarme en cada paso y por creer en mí. A mi hermana, por su apoyo y por ser parte esencial de mi motivación. A Stefany y Karla, por brindarme su compañía sincera, sus palabras de aliento y por recordarme, en los momentos de mayor presión, que no estoy sola en este camino. A Willyan, por ayudarme a mantener una actitud positiva y brindarme su apoyo incondicional. A todos ustedes, les dedicamos este logro con gratitud y cariño profundo.

AGRADECIMIENTO

Queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas que hicieron posible la culminación de esta etapa tan significativa en nuestras vidas. A nuestros padres, hermanos y amigos por compartir con nosotras este proceso y por recordarnos que los logros se celebran mejor cuando se comparten. A la universidad, por brindarnos la formación académica y humana que hoy nos permite culminar este ciclo. A todos los docentes que, con dedicación y compromiso, compartieron sus conocimientos y nos impulsaron a crecer profesional y personalmente. En especial, a nuestro asesor de tesis, Jorge Cardich, por su guía, paciencia y valiosas orientaciones durante el desarrollo de este trabajo. Su acompañamiento fue clave para alcanzar este logro.

A todos ustedes, gracias por ser parte de este proceso.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT.....	2
I. INTRODUCCIÓN	3
1. Humedales costeros: Importancia y dinámica	3
2. Impactos antropogénicos en humedales costeros	4
3. Efectos de la contaminación orgánica sobre la fauna acuática	6
4. Macroinvertebrados como bioindicadores de contaminación orgánica.....	7
II. JUSTIFICACIÓN.....	10
III. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	11
IV. OBJETIVOS.....	12
1. Objetivo general.....	12
2. Objetivos específicos	12
V. METODOLOGÍA.....	12
1. Tipo de estudio.....	12
2. Área de estudio	13
3. Operacionalización de variables	16
4. Actividades	18
5. Desarrollo del proceso de análisis de información	20
VI. RESULTADOS	28
1. Caracterización bibliográfica.....	28
2. IC y parámetros ambientales en relación con el nivel de afectación en los HC .	30
3. Patrones de distribución espacial de macroinvertebrados en relación con su estructura comunitaria.....	35
4. Potenciales bioindicadores en relación con los parámetros fisicoquímicos del agua en los HC	39
VII. DISCUSIÓN	41
1. Carencia de investigaciones integrales y su influencia en el análisis de los HC	41
2. Factores que condicionan la calidad de agua y los niveles de contaminación en HC	44
3. Factores influyentes en la distribución espacial de macroinvertebrados	46

4. Identificación de macroinvertebrados como potenciales bioindicadores de contaminación orgánica	51
VIII. CONCLUSIONES	63
IX. RECOMENDACIONES	64
X. REFERENCIAS.....	65
ANEXOS.....	82

RESUMEN

Los humedales costeros (HC) del Perú son ecosistemas altamente productivos y biodiversos que actualmente enfrentan la presión de diversos impulsores de cambio (IC) asociados al crecimiento poblacional desordenado y a las actividades antrópicas. El objetivo de esta investigación fue identificar especies de macroinvertebrados con potencial de ser utilizadas como bioindicadores de contaminación orgánica en HC de los departamentos de Áncash, Lima e Ica. Para ello, se realizó una revisión sistemática que permitió recopilar información biológica y ambiental, caracterizar los principales IC presentes en los HC y evaluar su nivel de exposición. Posteriormente, se analizó el ordenamiento espacial de los macroinvertebrados mediante el escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) y se identificaron los taxones que contribuyeron en mayor medida a las diferencias mediante SIMPER. Asimismo, se exploró la relación entre la composición de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos del agua por medio del ajuste ambiental (envfit). Los resultados evidenciaron variaciones en la estructura comunitaria y en los patrones de distribución espacial de los macroinvertebrados, particularmente en los HC de Lima e Ica. La integración de los análisis estadísticos con la evidencia bibliográfica permitió proponer especies con potencial bioindicador; sin embargo, las limitaciones de información disponible, especialmente para Áncash y para las características fisicoquímicas del sedimento, impidieron establecer relaciones concluyentes entre las especies y la contaminación orgánica. Finalmente, se destaca la necesidad de fortalecer los programas de monitoreo ecológico mediante la recopilación simultánea de información biológica y ambiental, incluyendo variables del agua y sedimento, así como estudios sobre los ciclos de vida y la respuesta ecológica de los macroinvertebrados, con el fin de consolidar su aplicación como herramientas de biomonitoreo en HC del Perú.

Palabras claves: Macroinvertebrados, bioindicadores, humedales costeros, contaminación orgánica.

ABSTRACT

Peruvian coastal wetlands (CWs) are highly productive and biodiverse ecosystems that are currently under pressure from various drivers of change (DC) associated with unplanned population growth and anthropogenic activities. The objective of this study was to identify macroinvertebrate species with potential for use as bioindicators of organic pollution in CW located in the departments of Ancash, Lima, and Ica. To achieve this, a systematic review was conducted to compile biological and environmental information, characterize the main DC affecting these ecosystems, and assess their level of exposure. Subsequently, the spatial arrangement of macroinvertebrates was analyzed using non-metric multidimensional scaling (nMDS), and the taxa contributing most to observed differences were identified through SIMPER analysis. In addition, the relationship between macroinvertebrate composition and water physicochemical parameters was explored using environmental fitting (envfit). The results revealed variations in community structure and spatial distribution patterns of macroinvertebrates, particularly in the CW of Lima and Ica. The integration of statistical analyses with bibliographic evidence allowed the proposal of species with bioindicator potential; however, limitations in the available information, especially for Ancash and regarding sediment physicochemical characteristics, prevented the establishment of conclusive relationships between species and organic pollution. Finally, the study highlights the need to strengthen ecological monitoring programs through the simultaneous collection of biological and environmental data, including water and sediment variables, as well as studies on the life cycles and ecological responses of macroinvertebrates, in order to consolidate their application as biomonitoring tools in Peruvian CW.

Keywords: Macroinvertebrates, bioindicators, coastal wetlands, organic pollution.

I. INTRODUCCIÓN

1. Humedales costeros: Importancia y dinámica

Los humedales son ecosistemas en los que el recurso hídrico es el principal agente que sustenta el medio, vida vegetal y animal (Convención de Ramsar, s.f.). Así, un humedal es toda extensión terrestre que mantiene un flujo de agua continuo o estancado, natural o artificial, en diversas condiciones de salinidad. Una clasificación de los humedales son los Humedales Costeros (HC), estos abarcan áreas marinas en las que la profundidad en marea baja es menor a seis metros (De la Rosa M., & Ruiz A. 2023). Los HC se distribuyen a lo largo de la costa de todos los continentes, así como en la parte occidental de Sudamérica (Convención de Ramsar, s.f.). Suministran agua para el desarrollo de las actividades básicas humanas como la agricultura, pesca, ganadería, acuicultura y proporcionan materia prima tales como la madera, plantas medicinales, aceite vegetal, entre otros (Convención de Ramsar, s.f.). Del mismo modo, representan depósitos de material genético vegetal, como el arroz, que simboliza el 20% de la alimentación a nivel mundial (Convención de Ramsar, s.f.).

Por otro lado, los HC se consideran como amortiguadores de la naturaleza, ya que son controladores de la precipitación y escorrentía, de manera que reducen el impacto de las inundaciones; lo que, a la vez, los convierte en beneficiosos almacenes de agua en épocas de sequías. Son los hábitats de numerosas especies nativas, en algunos casos migratorias, de fauna y flora, puesto que son el sustento de una amplia riqueza biológica (MINAM, 2015). Presentan escasa vegetación, caracterizada principalmente por lentejas de agua, grama, salicornia, totora y juncos (Moschella, 2012). Asimismo, favorecen el turismo, la recreación y son parte de una diversa variedad de creencias religiosas e históricas. Bajo este contexto, los HC representan una fuente ambiciosa para el ser humano gracias a sus

servicios ecosistémicos; por ello, son considerados como símbolo cultural de la humanidad (Convención de Ramsar, s.f.).

Además, son capaces de brindar servicios ecosistémicos (SSEE) que no solo resultan beneficiosos para los humanos, sino también para ellos mismos, puesto que permiten la resiliencia de estos ecosistemas ante peligros naturales, y la capacidad de adaptación al cambio climático. Los SSEE se originan por una serie de funciones producto del dinamismo de los HC (Convención de Ramsar, s.f.). Este último comprende procesos como el del ciclo del agua que favorece la retención y flujo del recurso hídrico en el manto terrestre, lo que permite su escurrimiento en la superficie y recarga de aguas subterráneas. Asimismo, se consideran importantes sumideros de carbono gracias a su capacidad de captura y almacenamiento del CO₂ atmosférico. Cabe agregar que, los HC contribuyen a la formación de tierras, las cuales no son afectadas significativamente por las tormentas en virtud de su capacidad como controladores y reguladores de la erosión, así como transporte de las partículas sedimentarias que estabilizan el litoral costero (Ten et al., 2013).

2. Impactos antropogénicos en humedales costeros

A nivel mundial, los ecosistemas marinos se ven seriamente afectados por la explotación directa de las especies y el cambio de uso de suelo (Convención sobre los Humedales, 2021). En ese contexto, la implementación de complejos turísticos aledaños a los humedales ocasiona la reducción, alteración y fragmentación de áreas importantes de vegetación (Santana y Peña, 2018). Asimismo, los residuos plásticos representan una problemática al medio ambiente al causar el deterioro de la flora y fauna, ya que muchas de las especies se enredan o intoxican por el consumo continuo de ese material (Paduani, 2020).

Sumado a ello, los HC enfrentan amenazas significativas debido a la contaminación orgánica. Entre las causas más recurrentes de este tipo de

polución se encuentran el vertimiento de aguas residuales y efluentes de agricultura que provocan eutrofización, ya que se vierten grandes cantidades de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo que conducen a la pérdida progresiva de oxígeno en el agua (Rogel et al., 2016). Del mismo modo, los hidrocarburos, compuestos orgánicos conformados por moléculas de carbono e hidrógeno, representan un riesgo para la diversidad de especies debido a su capacidad de adherirse a las algas, al fitoplancton y a las branquias de los peces (Olguín et al., 2007). Además, pueden encontrarse en forma de emulsión o dispersos en la columna de agua, lo que les permite interactuar con un amplio espectro de organismos y generar alteraciones en los ecosistemas acuáticos (Rodríguez et al., 2017).

En Perú, los HC sufren impactos antropogénicos que afectan su estabilidad y equilibrio ecosistémico ligados al crecimiento demográfico en la zona costera, ya que esta región posee el 59% de la población nacional (INEI, 2023). En el departamento de Áncash, el ecosistema marino se ve afectado por el vertimiento de aguas residuales domésticas e industriales sin previo tratamiento (principalmente de la industria pesquera), lo que posiblemente está relacionado con las concentraciones de nutrientes que superan los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) de agua (García et al., 2018).

Asimismo, los HC del departamento de Lima presentan rastros de contaminación química, vertimientos de aguas residuales, degradación por agricultura y pastoreo, e introducción de especies exóticas, los cuales generan presión sobre estos ambientes (Aponte et al., 2020). Con respecto a los HC del departamento de Ica, estos ecosistemas funcionan como botaderos de residuos sólidos y para el vertimiento de aguas residuales no tratadas (Instituto Geofísico Peruano, 2023). Todas las fuentes de contaminación expuestas conforman los impulsores de cambio (IC), los cuales son impactos negativos capaces de generar cambios directos o indirectos sobre el funcionamiento de los ecosistemas. Los IC directos impactan de manera directa en las condiciones ambientales del ecosistema

como ocurre con la agricultura; en cambio, los IC indirectos son los que influyen de manera indirecta como el crecimiento demográfico. Esta interacción magnifica los efectos sobre los HC (Gómez et al., 2023).

3. Efectos de la contaminación orgánica sobre la fauna acuática

Los ecosistemas acuáticos son considerados sistemas funcionales en los que se produce un intercambio continuo de energía y materia entre los organismos que lo habitan y el medio biótico (Roldán, 2016); por ello, la perturbación que aqueja un ambiente tiende a reflejarse en la flora y fauna que alberga. En este sentido, los hidrocarburos y las aguas residuales representan una amenaza en los ecosistemas, ya que pueden permanecer suspendidos o ingresar al cuerpo de agua para, posteriormente, depositarse en los sedimentos marinos. El desplazamiento de estos contaminantes en la columna de agua aumenta la biodisponibilidad de los mismos en el medio y, en consecuencia, se presentan efectos negativos en la diversidad de biota acuática (López et al., 2021).

Los hidrocarburos, las aguas residuales domésticas y agrícolas ocasionan una disminución del oxígeno disponible en el agua, lo que ocasiona estrés en la fauna acuática (Ruhl et al., 2015). Las bajas condiciones de oxígeno disuelto (OD) están consideradas como las principales causas de los posibles cambios en la composición de macroinvertebrados (Raymond et al., 2021). Además, cuanto más alta sea la concentración de contaminantes orgánicos (medido principalmente como Demanda Biológica de Oxígeno, DBO), los macroinvertebrados con un rango mayor de sensibilidad tendrán más dificultades de sobrevivir en ese medio (Hou et al., 2020). Generalmente, el gradiente de alteración producto del impacto de materia orgánica se describe mediante el modelo de Pearson y Rosenberg (1978) en base a la alteración de los patrones de diversidad y abundancia de la fauna bentónica. El modelo sostiene que se produce un aumento de la abundancia de especies oportunistas y decrecimiento de la biomasa, la biodiversidad y riqueza específica en ambientes alterados. En el caso de

niveles intermedios de perturbación, la macrofauna bentónica evidencia un crecimiento en la riqueza específica y la diversidad (Corgos et al., 2014). Esta respuesta responde a la hipótesis planteada por Connell (1978) sobre la alteración intermedia, en la cual menciona que un aporte moderado y continuo de materia orgánica funciona como un estímulo positivo para el ecosistema. Al no ser una contaminación extrema, evita que una sola especie domine el ecosistema. Esto permite que la fauna local y las nuevas especies colonizadoras compartan el mismo hábitat y los recursos, alcanzando así el punto máximo de diversidad y riqueza antes de que el lugar sufra una grave contaminación (Corgos et al., 2014).

4. Macroinvertebrados como bioindicadores de contaminación orgánica

Según Chowdhury et al. (2023), los bioindicadores son especies o grupos de especies capaces de alertar la presencia de perturbaciones naturales o antropogénicas en los ecosistemas que habitan, ya sea por impactos positivos o negativos. Su utilidad radica en su sensibilidad o tolerancia a las variaciones de las condiciones ecológicas, así como en su interacción con otros organismos dentro de la cadena trófica. Debido a ello, constituyen una herramienta confiable para el monitoreo y la evaluación del estado ecológico de los ecosistemas (Arévalo & Gutiérrez, 2023).

No obstante, es importante diferenciar los conceptos de bioindicadores y biomarcadores, ya que ambos aportan información ambiental desde enfoques distintos. Los bioindicadores corresponden a distintos tipos de organismos como los macroinvertebrados, cuya presencia, ausencia, diversidad o abundancia brinda información directamente sobre la calidad y características biogeográficas y ecológicas de un ecosistema (Domínguez et al., 2020). Por otro lado, los biomarcadores consisten en respuestas fisiológicas, bioquímicas o moleculares dentro de un organismo como la actividad enzimática, el daño en el ADN o la expresión de proteínas de estrés que evidencian la exposición a contaminantes o condiciones de estrés a nivel individual o celular. Por ello, mientras los

bioindicadores permiten conocer el estado de salud del ecosistema, los biomarcadores revelan el nivel de afectación interna de los organismos; por ello, ambos enfoques son complementarios (Domínguez et al., 2020).

Hay organismos bioindicadores entre bacterias, protozoos, algas, macroinvertebrados, peces, aves, entre otros. Los macroinvertebrados responden a aquellos invertebrados visibles que pueden ser retenidos en una red de malla de 500µm (Ramírez, 2010), y están constituidos por un conjunto de organismos taxonómicamente diversos. Estos organismos cumplen con un perfil que los categoriza como bioindicadores de contaminación, debido a que mantienen una taxonomía y ecología definidas, están ampliamente dispersos en el ecosistema y son sencillos de manejar (Chowdhury et al., 2023). En esta misma línea, son naturalmente sésiles, lo que les permite responder rápidamente a las perturbaciones ocasionadas en su hábitat; no presentan cambios significativos a nivel genético, pueden ser cultivados en un laboratorio; son relativamente sencillos de identificar y recolectar; entre otros (Roldán, 2016). Sumado a ello, la aplicación de macroinvertebrados en los biomonitoreos ambientales se centra en la integración de diversos beneficios como la ubicuidad, diferentes niveles de tolerancia a perturbaciones y la relación costo - beneficio del muestreo, además de ser organismos sensibles a las presiones antropogénicas (Tampo et al., 2021). Los más representativos se encuentran en los filos de animales como *Mollusca*, *Arthropoda*, *Annelida*, *Nemertea*, *Nematoda* y *Platelminta* (Tatenda et al., 2022).

Cabe destacar que, existen otros factores que también impactan en el crecimiento y reproducción de los macroinvertebrados. De acuerdo con ello, se ha demostrado el efecto negativo entre la variación de la diversidad de estos organismos y los parámetros ambientales, tales como la temperatura, pH, OD y DBO. Sin embargo, estos resultados sostienen que existe una diferencia de especies dominantes que habitan en los HC, a causa de los múltiples factores ambientales propios de cada ecosistema; los cuales, dependiendo de sus particulares complejidades, responden distinto. Ello explica por qué se presentan diferencias entre las especies de

macroinvertebrados en los diversos HC (Hou, 2020). Por otro lado, las características del sedimento juegan un papel relevante en la composición de los macroinvertebrados, ya que parámetros como el carbono orgánico y otros, tienen un efecto decisivo en la distribución de estos organismos. Esto demuestra que las diferentes características de los sustratos generan una desigualdad en los tipos y cantidades de macroinvertebrados en los HC (Hou, 2020).

A pesar de la importancia de los HC, no existen diversas investigaciones en las que se utilicen o identifiquen especies de macroinvertebrados como bioindicadores, debido a que actualmente su limitado conocimiento se centra en HC de áreas protegidas, lo que resulta desventajoso para el avance de investigaciones en HC no protegidos (Velásquez, 2020). Esto explica el por qué se cuenta con más información de bioindicadores en los Pantanos de Villa y Pantanos de Ventanilla para la costa de Perú central (Tabla 1).

Filo	Clase	Especies	Ubicación	Referencia
Arthropoda	Insecta	<i>Ischnura capreola</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
		<i>Ischnura ramburii</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
		<i>Hydrometra argentina</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
		<i>Buenoa absidata</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
		<i>Limnogonus profugus</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
		<i>Paraplea puella</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
		<i>Trichocorixa reticulata</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
		<i>Centrocorisa sp.</i>	Humedales de Ventanilla	Canales H., 2022
		<i>Aeshna sp.</i>	Humedales de Ventanilla	Canales H., 2022

		<i>Chirinomus sp.</i>	Humedales de Ventanilla	Lanncone et al., 2003
Mollusca	Bivalva	<i>Sphaeriidae</i>	Pantanos de Villa	Peralta J., 2012
	Gasterópodo	<i>Heleobia cumingii</i>	Humedales de Ventanilla	Lannacone et al., 2003
		<i>Melanoides sp.</i>	Humedales de Ventanilla	Lannacone et al., 2003
		<i>Caracol dulceacuicola</i> <i>M. tuberculata</i>	Pantanos de Villa	Lannacone et al., 2003
		<i>Melanoides Tuberculata</i>	Humedales de Ventanilla	Lannacone et al., 2003
		<i>Hydrobia sp.</i>	Humedales de Ventanilla	Canales H., 2022
Platelminta	Rabditóforos	<i>Girardia festai</i>	Humedales de Ventanilla	Lannacone J., 2003

Tabla 1. Macroinvertebrados bioindicadores identificados en Pantanos de Villa y Humedales de Ventanilla. Se registraron los filos de Mollusca, Arthropoda y Platelminata.

II. JUSTIFICACIÓN

Los HC del Perú son ecosistemas altamente productivos y biodiversos, además son reconocidos por su importancia ecológica que responde a un conjunto de factores bióticos y abióticos. Se ubican en el litoral costero, la cual se caracteriza por albergar un alto porcentaje de la población a nivel nacional, escenario que vulnera a los HC localizados en regiones como Áncash, Lima e Ica; pues se ha identificado y demostrado el impacto negativo producto de las interacciones antrópicas en estos ecosistemas (Aponte, 2020).

Los principales IC dentro del litoral costero son las aguas residuales domésticas, las actividades ganaderas y de pastoreo (Aponte, 2020). Este panorama genera la pérdida de condiciones naturales y cambios en el dinamismo del ecosistema. La presión de las elevadas concentraciones de contaminantes orgánicos se ve

relacionada con el estrés en los macroinvertebrados (López et al., 2021) y las dificultades de supervivencia de estos organismos, ya que algunos poseen un rango de sensibilidad menor (Hou et al., 2020). Pese a que, actualmente, existe una marcada deficiencia de investigaciones que evalúen la afectación de la contaminación orgánica sobre la estructura comunitaria y poblacional de los macroinvertebrados en estos ecosistemas; estos organismos son empleados con frecuencia como bioindicadores de contaminación ambiental, debido a que permiten adquirir información sobre el grado de perturbación de un ecosistema en virtud de sus amplios rangos de tolerancia (Tatenda et al., 2022).

Por ello, la presente investigación busca identificar especies de macroinvertebrados en HC de los departamentos Áncash, Lima e Ica que puedan ser utilizados como potenciales bioindicadores de contaminación orgánica, según los IC dominantes en los HC analizados, mediante una revisión sistemática. En base a ello, se pretende obtener información sobre estos invertebrados estudiados previamente en otros HC del mundo para evaluar su factibilidad de aplicación en HC peruanos, los cuales en su mayoría son marino-costeros. Asimismo, buscaremos brindar una investigación útil para la Estrategia Nacional de Humedales, ejecutada por el Ministerio del Ambiente (MINAM). Además, cubriremos la necesidad de estandarización de indicadores de contaminación orgánica que permitan servir de guía para poder estimar el nivel de exposición de los HC, así como para los muestreos biológicos y monitoreos de la macrofauna para mejorar la gestión de los HC (MINAM, 2015), puesto que estas evaluaciones permiten la integración de la variabilidad de los factores ambientales en la composición y funcionalidad de las comunidades biológicas, así como evaluar el estado ecológico de los HC a través del tiempo (Arévalo & Gutiérrez, 2023).

III. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles especies de macroinvertebrados identificados en HC de los departamentos Áncash, Lima e Ica podrían ser usados como potenciales bioindicadores de contaminación orgánica?

IV. OBJETIVOS

1. Objetivo general

Identificar especies de macroinvertebrados que puedan emplearse como potenciales bioindicadores de contaminación orgánica en HC de los departamentos de Áncash, Lima e Ica a partir de una revisión sistemática.

2. Objetivos específicos

- Clasificar y evaluar las fuentes bibliográficas encontradas en función de los parámetros de calidad de agua, macroinvertebrados, IC y HC estudiado para conocer la situación actual de las investigaciones publicadas.
- Identificar los principales IC y parámetros ambientales relacionados con el nivel de exposición de los IC en los HC de los departamentos de Áncash, Lima e Ica.
- Determinar los patrones de distribución espacial de macroinvertebrados en relación con su estructura comunitaria (densidad y diversidad) en HC de los departamentos de Áncash, Lima e Ica.
- Evaluar la relación de los potenciales bioindicadores con los principales parámetros físicoquímicos del agua y sedimento que caracterizan a los HC de los departamentos de Áncash, Lima e Ica.

V. METODOLOGÍA

1. Tipo de estudio

La presente investigación posee un enfoque correlacional, debido a que busca identificar la relación entre IC de cambio y las variaciones en la densidad y diversidad de las especies de macroinvertebrados, con la finalidad de evaluar su potencial uso como bioindicadores de contaminación orgánica en humedales costeros. Asimismo, el estudio se desarrolla en un contexto con limitada información previa sobre biomonitoreo en ecosistemas costeros del Perú, contribuyendo a generar una base de conocimiento para futuras investigaciones. Finalmente, el

diseño es no experimental, ya que no existe manipulación de variables ni medición directa en campo, sino que se fundamenta en la revisión y análisis sistemático de información bibliográfica para el cumplimiento de los objetivos planteados.

2. Área de estudio

Los HC analizados en la presente investigación se definieron según la revisión sistemática. Se identificaron en total 23 HC dispersos en los departamentos de Áncash, Lima e Ica, ubicados en el litoral costero peruano (**Figura 1**). Para la creación del mapa se consideraron las coordenadas geográficas de cada HC y se utilizó la herramienta ArcGIS para el diseño.

Pese a que cada humedal presenta características específicas en torno a las condiciones climáticas y de vegetación, al ser considerados como HC comparten algunas similitudes debido a su ubicación en el litoral costero del pacífico. Estos ecosistemas comprenden zonas húmedas y de transición entre el agua salada y dulce con escaso flujo de agua y su recarga mayormente se asocia con lagos cercanos. El clima es templado, con alta humedad relativa y baja precipitación anual (MINAM, 2015). Albergan diversa vegetación como totora, juncos y carrizos (Aponte et al., 2020). Al ser una zona árida, cuentan con menor número de especies vasculares en comparación con otras regiones del país (Arana & Salinas, 2003). Estos ambientes son explotados por las poblaciones aledañas, ya que estos utilizan recursos como el junco para la elaboración de productos artesanales; así como el uso del espacio para la crianza de ganado vacuno y ovino (Abad, 2019). Asimismo, poseen una variedad de especies de aves neotropicales y neárticas, las cuales utilizan los HC para descansar y alimentarse durante su migración (Moschella, 2012).

Ubicación	HC	Abreviatura	Tipo de HC
Áncash	Humedal San Juan	HSJ	Estuario - palustre
	Humedal del PPAO	PPAO	Palustre - artificial
	Humedal Balneario Atahualpa	HBA	Marino - costero

	Humedal San Diego	HSD	Marino - costero
	Humedal La Península	HLP	Estuario
	Humedal de Villa María	HVM	Marino - costero
	Humedal Del Sur	HDS	Estuario - lacustre - palustre
Lima	Albufera de Medio Mundo	AMM	Lagunar - Estuarino
	Humedal La Encantada	HLE	Costero
	Humedal El Paraíso	HEP	Lagunas costeras
	Humedal Salinas de Huacho	HSH	Palustre
	Humedal de Carquín	HDC	Lagunar
	Humedal Santa Rosa	HSR	Ribereño
	Humedal Poza La Arenilla	HPA	Lagunar
	Humedales de Ventanilla	HV	Ribereño
	Humedal San Pedro de Quilcay	SPQ	Costero
	Pantanos de Villa	PV	Palustre
	Humedal Puerto Viejo	HPV	Marino - costero
Ica	Humedal de Tambo Mora	HTM	Palustre
	Humedal Boca del Río	HBR	Estuario
	Humedal de Caucato	HCT	Marino
	Humedal Pisco Playa	HPP	Estuario - Albufera
	Bahía de Paracas	BHP	Marino - costero

Tabla 2. HC identificados en los departamentos de Áncash, Lima e Ica

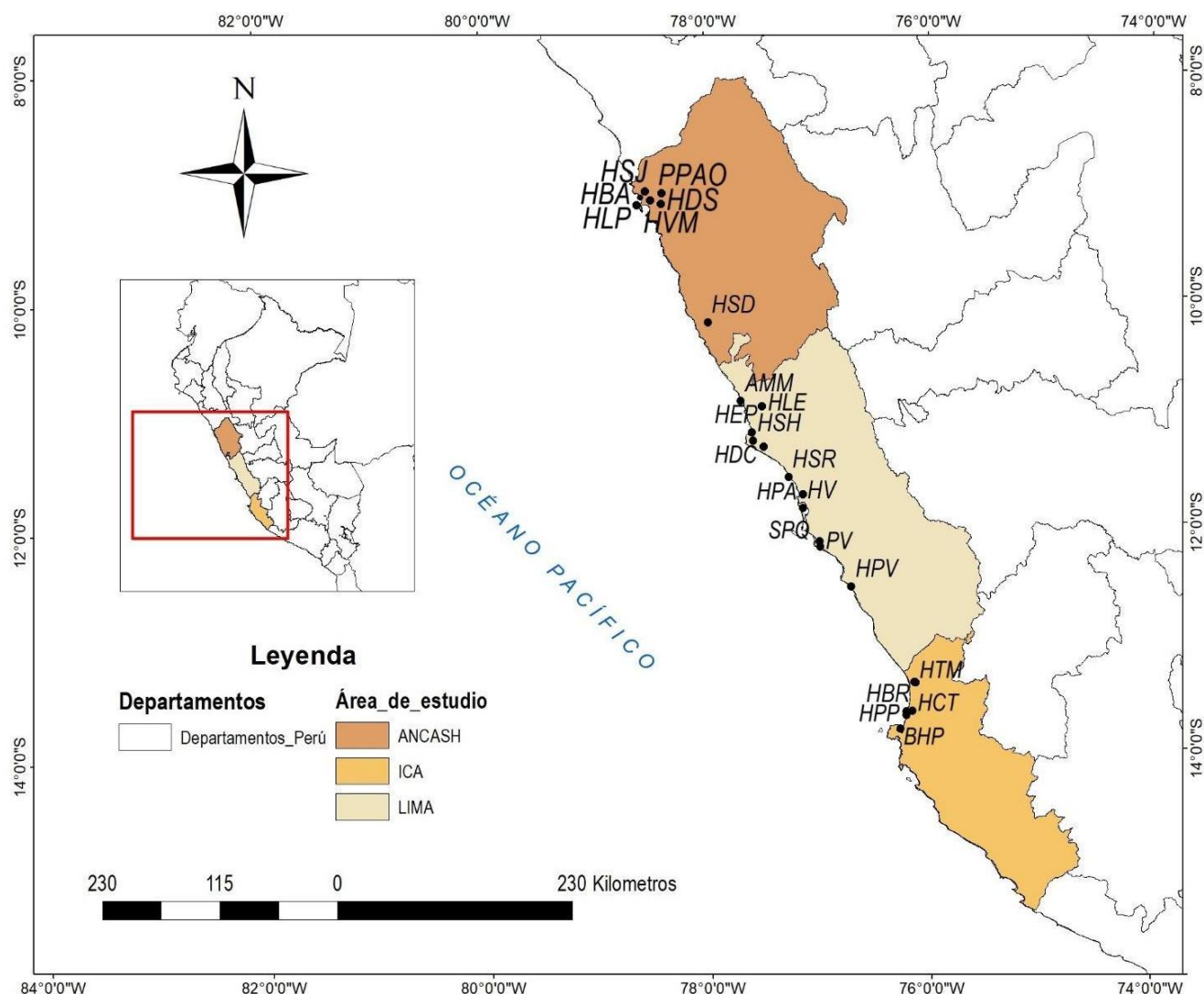


Figura 1. Mapa de distribución geográfica de los HC considerados para el análisis de la investigación. Los acrónimos utilizados en el mapa corresponden a los HC evaluados en la Tabla 2, donde se detallan su ubicación, nombres completos, abreviatura correspondiente y tipo de HC.

3. Operacionalización de variables

Variable	Tipo	Definición conceptual	Definición operacional	Escala de medición
Densidad de macroinvertebrados	Cuantitativas	Estimación del número de individuos de una especie por unidad de superficie (Fontana, 2015).	Se emplearon estudios con reportes de la densidad de especies de macroinvertebrados en los HC del área de estudio para completar las tablas de registro. Asimismo, se aplicó el método de cuartiles para establecer la escala de medición.	-
Diversidad de macroinvertebrados		Expresa la riqueza, número de especies presentes (Malacalza, 2013); así como la abundancia relativa, proporción de individuos de una especie en comparación con el total de individuos de todas las especies presentes (Fontana, 2015) de macroinvertebrados.	Se realizaron patrones de distribución sobre la diversidad de macroinvertebrados; para el caso donde no se reportaba explícitamente en la literatura, se empleó el Índice de diversidad de Shannon-Wiener a fin de completar las tablas de registro y para la aplicación del método de cuartiles.	-
Parámetros ambientales		Los parámetros ambientales expresan las condiciones abióticas del ecosistema donde habitan los macroinvertebrados (Samboni et al., 2007).	Se registraron las mediciones de parámetros ambientales en agua como el OD, pH, temperatura de los HC.	- mg/l - (0 - 14) - °C

			Se registraron las mediciones de parámetros ambientales de sedimentos como materia orgánica, clorofila de los HC.	- mg/l
Indicadores de contaminación orgánica antropogénica		Los indicadores de contaminación orgánica antropogénica son parámetros utilizados para evaluar la presencia e impacto de materia orgánica en el medio ambiente (por ejemplo, en el agua y suelo) (Samboni et al., 2007).	Se realizó un registro de datos de medición obtenidos por métodos estándar con los cuales se determinó los rangos y patrones de DBO, clorofila, carbono orgánico total, nitratos, fosfatos y otros.	- mg/l
Nivel de exposición a IC	Cualitativa	Hace referencia al grado en que un ecosistema se encuentra sometido a IC, como contaminantes, alteraciones fisicoquímicas o actividades antrópicas, los cuales pueden generar modificaciones en su estructura, dinámica y funcionamiento ecológico (Aponte et al., 2020).	Se asignó el valor de 1 a cada tipo de IC identificado en los HC y después se sumó los puntajes para determinar el nivel de exposición a los impactos antropogénicos.	- Bajo - Moderado - Alto - Muy alto

Tabla 3: Matriz de operacionalización de variables de estudio. Se identificaron cuatro variables cuantitativas y una variable cualitativa.

4. Actividades

Para atender al objetivo específico 1 se realizó una revisión sistemática relacionada con cada variable de estudio. La búsqueda se llevó a cabo en las bases de datos de ScienceDirect, Scopus, Pubmed, Redalyc, SciELO, Dialnet, Google Academic, informes de la Convención Ramsar y repositorios de universidades peruanas. Este proceso fue guiado por los lineamientos de la metodología PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses, por sus siglas en inglés), lo que permitió seleccionar y depurar las fuentes en función de su calidad y pertinencia. Esta etapa permitió conformar la base de datos inicial necesaria para abordar la metodología de la presente investigación.

De acuerdo con el desarrollo de los siguientes objetivos específicos se elaboraron tablas de registro para recopilar y sistematizar la información cuantitativa de cada variable de estudio. Estos recursos permitieron visualizar la data de manera integral y mapear los análisis estadísticos a emplear a fin de comprometer un flujo metodológico de acorde con las necesidades del estudio y la disponibilidad de datos. A partir de ello, se identificaron las variables que no se evaluaron en la presente investigación.

Para el cumplimiento del objetivo específico 2, se elaboró una tabla de registro que recopiló los principales IC identificados en los HC de los 3 departamentos evaluados, con la finalidad de determinar el nivel de exposición que presentan estos ecosistemas frente a las actividades antropogénicas. Asimismo, se sistematizó la información correspondiente a parámetros ambientales de agua y sedimento, así como indicadores de contaminación orgánica, para desarrollar una matriz de correlaciones y un mapa de calor que permitan caracterizar las condiciones ambientales de los distintos HC de los departamentos de Áncash, Lima e Ica.

En relación con el objetivo específico 3, se pretendió sistematizar una base de datos sobre la densidad y diversidad de las especies de macroinvertebrados, con el propósito de determinar los patrones de

distribución espacial de estos organismos en función de su estructura comunitaria. Sin embargo, durante el proceso se evidenció la limitación e inconsistencia de los datos obtenidos de las fuentes bibliográficas. Como consecuencia, no fue posible: (i) calcular el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') para evaluar la diversidad de macroinvertebrados, debido a la insuficiente información sobre riqueza, abundancia absoluta y abundancia relativa; (ii) desarrollar el análisis correspondiente al departamento de Áncash; y (iii) aplicar de manera consistente la totalidad de los procedimientos estadísticos mapeados para los departamentos de Lima e Ica.

Como primer paso, el objetivo fue abordado mediante un análisis exploratorio basado en gráficas de Escalamiento Multidimensional no Métrico (nMDS), con el fin de identificar patrones de similitud y diferenciación en la estructura comunitaria de los macroinvertebrados. La disimilitud entre las especies fue empleada como un criterio para la identificación de taxones que no respondan de manera homogénea frente a las variaciones y perturbaciones ambientales. Las diferencias en la tolerancia, sensibilidad y capacidad de adaptación de cada especie pueden generar patrones de respuesta diferenciados frente a factores como la alteración del hábitat o la contaminación ambiental.

En este sentido, la representación mediante nMDS permitió identificar especies cuyos patrones de asociación difirieron del comportamiento general de la comunidad, reflejándose en una mayor separación entre ellas. Esta disimilitud puede evidenciar respuestas particulares frente a las condiciones ambientales evaluadas; por ello, las especies con patrones más diferenciados pueden representar una mayor sensibilidad o tolerancia frente a alteraciones del medio.

No obstante, debido a que la disimilitud por sí sola no permite establecer una relación causal directa con la contaminación, su uso se planteó como un criterio exploratorio para seleccionar especies candidatas cuya respuesta diferencial pudiera aportar información sobre posibles cambios en las condiciones ambientales. Posteriormente, se aplicó el análisis de

porcentajes de similitud (SIMPER) para determinar las especies que contribuyeron en mayor medida a las diferencias observadas entre los grupos espaciales evaluados en los nMDS, permitiendo identificar a los taxones más representativos de cada departamento analizado (Lima e Ica).

Para el desarrollo del objetivo específico 4 se evaluó la relación entre las 10 especies identificadas por medio de SIMPER (5 en Lima y 5 en Ica) y los parámetros físicoquímicos del agua disponibles en los estudios revisados. Para ello, se aplicó la función de ajuste ambiental (envfit). Esta herramienta permitió proyectar las variables ambientales sobre la ordenación obtenida a partir de las gráficas de nMDS, con el fin de determinar e interpretar la relación entre la estructura biótica (macroinvertebrados) y variables ambientales. El análisis fue aplicado únicamente en los casos donde la ordenación espacial generada por el nMDS presentó una estructura interpretable, permitiendo una evaluación consistente de las relaciones entre las variables bióticas y ambientales. Posteriormente, se contrastaron los resultados con evidencia científica reportada en la literatura, a fin de respaldar la interpretación y evaluar el uso de los taxones como potenciales bioindicadores.

5. Desarrollo del proceso de análisis de información

En función al desarrollo del objetivo 1 se realizó la revisión sistemática de la literatura mediante la combinación de términos relacionados con macroinvertebrados como bioindicadores de calidad ambiental en HC. Las búsquedas se estructuraron a partir de diferentes combinaciones de conceptos en español e inglés relacionados con “macroinvertebrados”, “bioindicadores”, “humedales costeros”, “contaminación orgánica e indicadores de contaminación”, “calidad ambiental”, “parámetros físicoquímicos del agua y del suelo”, “impulsores de cambio”, “abundancia”, “diversidad” y “monitoreos biológicos”. El Anexo 1 contiene las cadenas de búsqueda empleadas durante la recopilación de información. Asimismo, las fuentes bibliográficas consideradas para el desarrollo de la metodología se encuentran detalladas en el anexo 2. Los criterios aplicados en el proceso de selección de artículos se muestran en

la Tabla 4.

Criterios	Inclusión
Tipo de estudio	Artículos científicos, tesis, repositorios institucionales y reportes técnicos con metodología clara.
Ubicación del ecosistema	Humedales ubicados en la costa del pacífico en los departamentos de Áncash, Lima e Ica.
Componentes bióticos	Estudios que reporten densidad y diversidad de especies de macroinvertebrados.
Componentes abióticos	Reporte de IC (aguas residuales, hidrocarburos, fertilizantes u otros); parámetros fisicoquímicos e indicadores de contaminación.
Calidad de datos	Artículos con datos cuantitativos y cualitativos completos.

Tabla 4: Criterios aplicados para el proceso de selección en la revisión sistemática

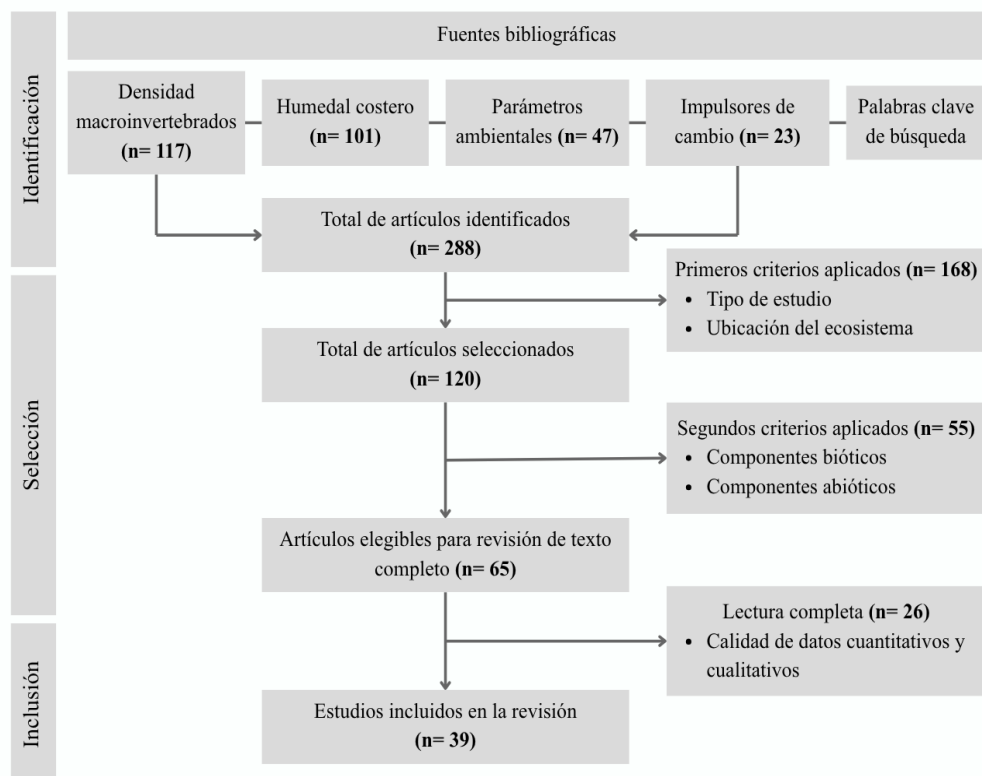


Figura 2. *Diagrama de flujo de la metodología PRISMA aplicado en la revisión sistemática. Se identificaron inicialmente 288 registros bibliográficos relacionados a densidad de macroinvertebrados, HC, parámetros ambientales e IC. Se aplicó el criterio de selección basado en el tipo de estudio y la ubicación del ecosistema. Posteriormente, se evaluó la información según la naturaleza de las variables de estudio (componentes bióticos y abióticos analizados), obteniéndose 65 artículos elegibles para revisión de texto completo. Finalmente, durante el criterio de inclusión, se evaluó la calidad y disponibilidad de información cuantitativa y cualitativa, considerando 39 estudios para el desarrollo de la revisión sistemática.*

La presente investigación se estructuró siguiendo la metodología PRISMA, lo que permitió garantizar transparencia en el proceso de selección de la literatura. En la fase de identificación, se recopilamos artículos provenientes de diversas fuentes bibliográficas, agrupados en categorías temáticas: macroinvertebrados, humedales costeros, parámetros ambientales e IC. Esta búsqueda inicial generó un conjunto amplio de estudios que conformaron la base de datos preliminar.

Posteriormente, en la etapa de selección, se consideró como primer criterio el tipo de estudio y la ubicación de los HC, con el fin de asegurar la pertinencia geográfica y temática; el segundo, abarcó las variables analizadas, distinguiendo según su carácter biótico (macroinvertebrados) y abiótico (parámetros fisicoquímicos, indicadores de contaminación). Este proceso permitió segregar la base inicial y obtener un conjunto de artículos elegibles para revisión completa.

Finalmente, en la fase de inclusión, se realizó la lectura detallada de los artículos, evaluando la calidad de los datos tanto cuantitativos como cualitativos. Solo los estudios que cumplían con las necesidades para el desarrollo de la metodología fueron incorporados. Este proceso brindó un panorama general de la información disponible para cada variable. Se alcanzaron un total de 39 artículos que cumplieron con evidencia representativa para el desarrollo de la metodología.

El desarrollo del objetivo específico 1 involucró la caracterización de la revisión sistemática mediante la elaboración de dos gráficos circulares para clasificar las fuentes bibliográficas recopiladas. El primero consideró la cantidad de investigaciones por departamento y el segundo las variables de estudio evaluadas (parámetros ambientales, indicadores de contaminación orgánica, macroinvertebrados e IC). Asimismo, se realizó un gráfico de barras para identificar la distribución de investigaciones por HC. La finalidad de estos gráficos fue caracterizar de manera general la información disponible y evaluar su suficiencia para seleccionar análisis estadísticos adecuados, evitando posibles sesgos derivados de la limitada disponibilidad de datos. A partir de ello, se determinó que la información recopilada no era suficiente para desarrollar análisis relacionados con la diversidad de macroinvertebrados; además, debido a la escasa cantidad de estudios disponibles para el análisis nMDS, se excluyó al departamento de Áncash.

Previo al desarrollo de cada objetivo, fue fundamental sistematizar la información recopilada de las fuentes bibliográficas. Para ello, se elaboraron tablas de registro que permitieron recopilar los datos cuantitativos disponibles. A partir de esta evaluación, se determinaron las variables y análisis que podían ser desarrollados, así como aquellos que debían ser descartados debido a la insuficiencia de datos, a fin de evitar posibles sesgos derivados de la limitada disponibilidad de datos. Cada tabla fue diseñada en Excel considerando los requerimientos de formato necesarios para su procesamiento en RStudio.

En relación con el objetivo específico 2, se elaboró una tabla de registro de los IC identificados en la literatura para cada HC, con el propósito de determinar el nivel de exposición de estos ecosistemas frente a actividades antropogénicas. Para ello, únicamente se consideraron los HC que contaban con información disponible sobre dichos impulsores. Asimismo, se desarrollaron tablas de registro de parámetros ambientales fisicoquímicos del agua como oxígeno disuelto (OD), pH, temperatura, salinidad y conductividad eléctrica, parámetros de sedimento como

materia orgánica, granulometría y carbonatos, e indicadores de contaminación orgánica, entre ellos demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitratos, fosfatos, clorofila A y carbono orgánico total. Las tablas incluyeron información relacionada con la unidad de medida reportada, el nombre del HC evaluado y la fecha de muestreo.

Con la finalidad de estimar el nivel de exposición de los HC a los IC, se establecieron las categorías “muy alto”, “alto”, “moderado” y “bajo”. La categorización se realizó mediante la asignación de un valor de “1” por cada IC reportado en la literatura para cada HC. Posteriormente, la sumatoria de estos valores permitió calcular el porcentaje de afectación y estimar la cantidad de IC que impactan cada ecosistema. A partir del método de cuartiles, se definieron los rangos correspondientes al nivel de exposición, y los resultados fueron representados mediante diagramas de cajas (Anexo 6). Esta metodología fue adaptada del planteamiento de Héctor Aponte et al. (2020), quienes proponen un análisis de agrupamiento entre HC según los IC identificados mediante la revisión sistemática. No obstante, en la presente investigación no se desarrollaron dendrogramas, debido a que el enfoque principal se centró en determinar el nivel de exposición de los HC a distintas fuentes de contaminación orgánica reportadas en la literatura.

La información recopilada fue contrastada con datos cuantitativos provenientes de monitoreos ambientales en los HC, con el propósito de evaluar la calidad del agua mediante el análisis de parámetros fisicoquímicos e indicadores de contaminación orgánica. Para ello, se desarrolló una matriz de correlación, la cual permitió identificar relaciones entre los parámetros evaluados. Este análisis se enfocó exclusivamente en los parámetros de agua, debido a que los datos de sedimento presentaban una elevada cantidad de valores ausentes (NAs), lo que limitaba la confiabilidad estadística de los resultados. Complementariamente, se elaboró un mapa de calor que permitió visualizar el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos e indicadores de contaminación orgánica en relación con los distintos HC evaluados. Aunque de los 23 HC analizados

no todos contaron con información completa, se registraron parámetros como oxígeno disuelto (OD), temperatura, pH, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), salinidad, conductividad eléctrica (CE) clorofila A (Cl_a), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), alcalinidad (AT), dureza, coliformes termo tolerantes (CTR), amonio (NH₄), fosfatos (PO₄), nitrógeno amoniacal (NA) y sólidos totales disueltos (STD). Con respecto a la matriz de sedimento, se consideró parámetros como la materia orgánica (MO), pH, carbonatos (CaCO₃), grava, arena total (Ar_T) y limo y arcillas (L_Arc), pero los datos fueron limitados.

Para el desarrollo del objeto específico 3, se estructuró una base de datos a fin de analizar la estructura comunitaria de los macroinvertebrados presentes en los HC de Lima e Ica. La información fue sistematizada en tablas de registro que incluyeron los nombres de las especies, la densidad reportada y la ubicación de los puntos de muestreo. Debido a las diferencias en la disponibilidad y nivel de detalle de la información reportada por las fuentes bibliográficas, los análisis fueron desarrollados de manera independiente para cada departamento, con el fin de evitar sesgos asociados a la integración de datos con características distintas. Se aplicó la transformación de Hellinger para la estandarización de las densidades y, posteriormente, se procesó el análisis nMDS a manera exploratoria, con la finalidad de establecer patrones de similitud y diferenciación de las especies de macroinvertebrados. De manera complementaria, se aplicó el análisis SIMPER para identificar a 5 especies en Lima y 5 en Ica, que contribuyeron con mayor influencia a la diferenciación comunitaria, brindando una línea base de las potenciales especies bioindicadores.

Con ello, se abordó el objetivo específico 4, ya que se aplicó la función de ajuste envfit en los códigos de los nMDS en RStudio. Este recurso se empleó con el objetivo de evaluar la relación entre la estructura comunitaria representada en el espacio de ordenación del nMDS y las variables fisicoquímicas registradas. Con ello, estimar la dirección e

intensidad de la asociación entre los parámetros ambientales y la distribución de las especies.

Finalmente, la capacidad de bioindicadores de cada taxón seleccionado fue contrastada con la literatura mediante una revisión enfocada en su sensibilidad o tolerancia frente a la variación de calidad ambiental. Este proceso permitió reforzar su potencial uso como bioindicadores en HC y fortalecer la interpretación ecológica de los resultados estadísticos obtenidos.

Análisis	Aplicación del método analítico en el estudio
Análisis PRISMA	Se empleó la metodología PRISMA para la identificación, selección y depuración de la literatura científica. A través de los criterios aplicados en el flujo se construyó la base de datos utilizada para el desarrollo de los objetivos de investigación. Como criterios de exclusión, se descartaron aquellas investigaciones desarrolladas en ecosistemas diferentes a HC, estudios que no evalúen macroinvertebrados acuáticos, artículos que no presentaron información sobre parámetros fisicoquímicos del agua o identificación taxonómica de las especies y documentos sin acceso al texto completo o sin revisión por pares.
Caracterización bibliográfica	Se elaboraron 2 gráficos de pie para analizar la distribución de la información en torno a las variables de estudio y 1 gráfico de barras para la distribución por departamento.
Tablas de registro	Se sistematizó la información cuantitativa extraída de los artículos seleccionados mediante tablas de registro en Excel, que fueron conformadas de la siguiente manera: - Tabla de registro del nivel de exposición de HC frente a los IC - Tabla de registro de parámetros fisicoquímicos (agua y sedimento) - Tabla de registro de los indicadores de contaminación orgánica - Tabla de registro de densidad de macroinvertebrados A partir de esta recopilación, se visualizó la disponibilidad de datos y se mapeó la ruta metodológica para orientar el desarrollo

	de los objetivos. Asimismo, esta forma de estructuración facilitó el procesamiento de datos en RStudio.
Tabla del nivel de exposición a IC	Se compiló la información sobre las categorías de IC de fuentes orgánicas según la revisión sistemática para analizar el nivel de exposición de cada HC. Este recurso permitió determinar las diferentes presiones que predominan en estos ecosistemas y, posteriormente, constatar la relación de este impacto con los análisis de los parámetros fisicoquímicos e indicadores de contaminación, además de sugerir mayor cuidado para los HC.
Matriz de correlación	A partir de la data de los monitoreos ambientales reportada en los HC se elaboró una matriz de correlación para evaluar la relación entre los parámetros fisicoquímicos e indicadores de contaminación. Esto permitió identificar posibles asociaciones de los componentes abióticos (parámetros fisicoquímicos e indicadores de contaminación) a fin de analizar la calidad del agua y tener una perspectiva del estado ambiental. Asimismo, permitió identificar relaciones positivas o negativas entre los componentes considerados.
Mapa de calor	Se elaboró un mapa de calor a partir de los parámetros fisicoquímicos e indicadores de contaminación orgánica registrados para cada HC. Esta representación permitió visualizar patrones de similitud, diferencias ambientales y posibles gradientes de calidad del agua entre los ecosistemas evaluados.
nMDS	Se aplicó la ordenación de exploración nMDS para representar las relaciones de similitud y disimilitud entre la estructura comunitaria (distribución y densidad de macroinvertebrados) en los HC evaluados, a fin de identificar patrones espaciales y posibles agrupamientos.
SIMPER	Se aplicó la prueba SIMPER para determinar las especies de macroinvertebrados que contribuyeron en mayor proporción a las diferencias observadas en los nMDS entre los grupos espaciales definidos para cada HC. Este procedimiento permitió identificar las especies responsables de la disimilitud comunitaria y seleccionar a los taxones con mayor relevancia ecológica que podrían ser considerados como potenciales bioindicadores.
Envfit	Se empleó la función envfit para evaluar la asociación entre la estructura comunitaria de los macroinvertebrados representada

	mediante los nMDS y los parámetros fisicoquímicos del agua disponibles para los HC evaluados. Este análisis permitió estimar la intensidad y dirección de la relación entre los parámetros ambientales y la distribución de las especies, identificando las variables con mayor capacidad explicativa sobre los patrones observados en la comunidad biológica.
Revisión de literatura	Se realizó una revisión sistemática de la literatura de cada taxón para contrastar los resultados obtenidos de los análisis estadísticos (nMDS, SIMPER y envfit). Esta etapa permitió validar la selección de potenciales bioindicadores, considerando su respuesta documentada frente a variaciones ambientales.

Tabla 5. Cuadro resumen de los análisis metodológicos aplicados en la investigación

VI. RESULTADOS

1. Caracterización bibliográfica

Para la presente investigación, se recopilaron 39 referencias bibliográficas para el análisis de las variables de interés, de las cuales Lima fue el departamento que contó con el mayor número de información documentada, representando un 78% del total de referencias evaluadas. En contraste, los departamentos con menor número de fuentes fueron Áncash e Ica, con 12% y 10% respectivamente (**Figura 3**).

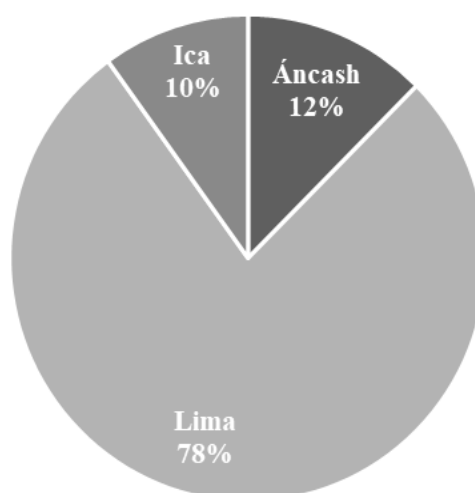


Figura 3. *Distribución porcentual de las fuentes bibliográficas de los departamentos de Áncash, Lima e Ica.*

La distribución porcentual de las fuentes bibliográficas se dividió según los requerimientos para cada variable del presente estudio: parámetros ambientales (agua y sedimento), indicadores de contaminación orgánica, macroinvertebrados (especies) e IC (Figura 4). Los tópicos que se abordaron con mayor frecuencia fueron los parámetros ambientales de agua (39%) y los IC (38%). En contraste, los estudios enfocados en la evaluación de parámetros ambientales de sedimento (8%), especies de macroinvertebrados (8%) e indicadores de contaminación (7%) fueron los menos analizados.

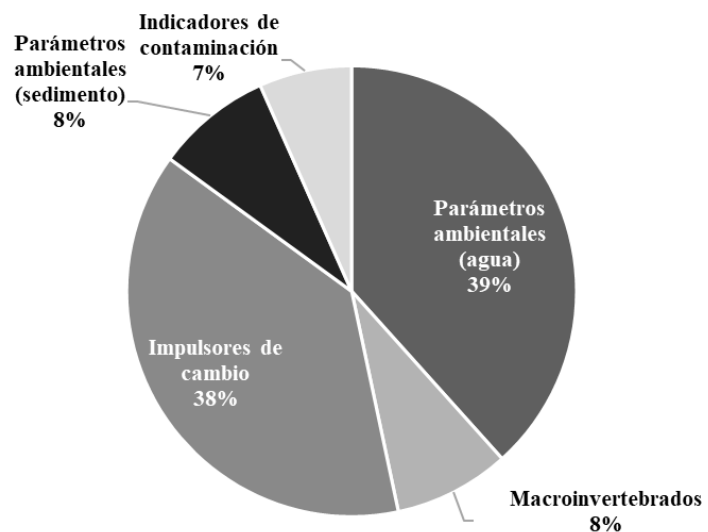


Figura 4. *Distribución porcentual de las fuentes bibliográficas según variables de interés.*

Cada fuente de información fue clasificada según el número de investigaciones realizadas por HC considerando todas las variables de interés, con la finalidad de conocer la distribución de fuentes bibliográficas por HC. En este contexto, se evaluaron los 23 HC, siendo Lima el departamento que albergó el mayor número de investigaciones, donde solo el HSH no presentó ningún estudio. En contraste, Áncash e Ica fueron los que presentaron los menores números de recursos

bibliográficos sobre sus humedales, siendo los humedales HSJ, PPAO, HLP, HSD, HBR y HPP, en los que no se reportó ninguna investigación.

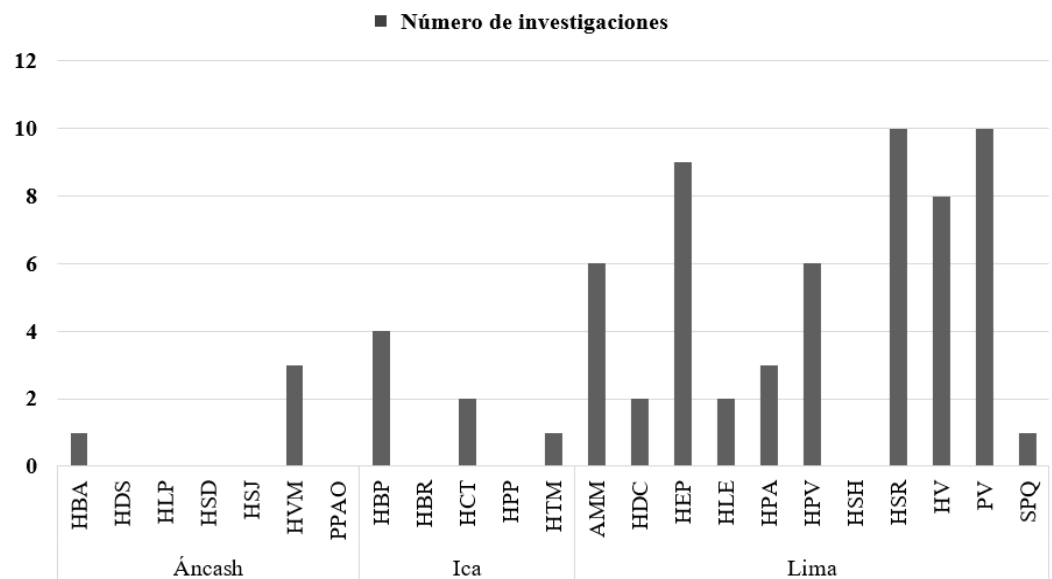


Figura 5. Distribución de las fuentes bibliográficas según los 23 HC. Se identificó que 7 de ellos no presentaron investigaciones en ninguna de las variables analizadas.

2. IC y parámetros ambientales en relación con el nivel de afectación en los HC

Se realizó una tabla de registro con la información de los IC de 15 HC, en los departamentos de Áncash, Lima e Ica (8 HC no fueron considerados porque no disponen de información sobre IC). Esta búsqueda sistemática de documentos corresponde al periodo 2007 - 2023, y demuestra que, los HC mostraron diversos tipos de contaminación orgánica provenientes de diversas actividades antropogénicas. Bajo este contexto, el HC con mayor puntaje de afectación fue el HSR, puesto que presentó el impacto de las 7 categorías de IC consideradas; mientras que los HC de HSJ, el PPAO, HDC, HPA, HPV, HCT y HTM, registraron la menor puntuación, ya que en la revisión sistemática sólo presentaron el impacto de una categoría en específico. Los IC más representativos de estos HC son el vertimiento de aguas residuales domésticas (10), ganadería y pastoreo (9) y los efluentes de agricultura (8) (**Tabla 6**).

Dpto	HC	ARD	EAG	HDR	GNP	CAN	PCG	ROC	Puntuación	Porcentaje de afectación	Nivel de exposición a IC (cuartiles)	Referencias
Áncash	HVM	1	1		1			1	4	57,14	Alto	[1, 2, 3, 4]
	HBA	1	1						2	28,57	Moderado	[5]
	HSJ	1							1	14,29	Bajo	[6]
	PPAO	1							1	14,29	Bajo	[6]
Lima	AMM	1	1		1	1	1		5	71,43	Muy alto	[4, 7, 8, 9]
	HDC				1				1	14,29	Bajo	[4, 7]
	HEP		1		1	1			3	42,86	Alto	[4, 7, 8, 9]
	HSR	1	1	1	1	1	1	1	7	100,00	Muy alto	[4, 7, 9, 10, 11, 12, 13]
	HV	1	1	1	1				4	57,14	Alto	[4, 7, 14, 15]
	HPA	1							1	14,29	Bajo	[8, 16]
	PV	1	1		1	1			4	57,14	Alto	[4, 7, 8, 17, 18, 19]
	HPV				1				1	14,29	Bajo	[4, 7, 9]
Ica	HCT		1						1	14,29	Bajo	[4]
	HBP	1						1	2	28,57	Moderado	[20]

	HTM				1				1	14,29	Bajo	[4]
Total de IC identificados									7	-	-	-

Tabla 6. Nivel de exposición de los HC de Áncash, Lima e Ica. El nivel de exposición a IC fue realizado con los valores de los cuartiles. ARD= Aguas residuales domésticas; EAG = Efluentes de agricultura; HDR = Hidrocarburos; GNP = Ganadería y Pastoreo; CAN = Criadero de animales; PCG = Presencia de cultivos y granjas; ROC = Residuos orgánicos de comidas

** ¹ Flores, 2015; ² Vilela 2010; ³ Pérez, 2015; ⁴ Gómez et al., 2023; ⁵ Torres & Espinoza 2019; ⁶ Abad, 2019; ⁷ Aponte et al., 2020; ⁸ Tabilo et al., 2016; ⁹ Aponte et al., 2011; ¹⁰ Apeño, 2020; ¹¹ Aponte, 2017; ¹² Jindo & Morikawa 2020; ¹³ IMARPE, 2022; ¹⁴ Villacorta, 2019; ¹⁵ Moschella, 2012; ¹⁶ IMARPE, 2014; ¹⁷ Pulido et al., 2020; ¹⁸ Sánchez, 2020; ¹⁹ Iannacone & Alvarino 2007; ²⁰ Condori & Mallaupoma 2021

Rango	Descripción	Cuartil
Bajo	Ecosistema con exposición mínima a IC	Q1
Moderado	Exposición leve a IC	Q2
Alto	Exposición intermedia a IC	Q3
Muy alto	Exposición severa a IC	Q4

Tabla 7. Descripción de rangos de exposición según cuartiles

La matriz de correlaciones presenta los distintos parámetros evaluados para determinar la calidad del agua de los siguientes HC: HBA, HSR, HPV, PV, HEP, AMM, HLE, HPA, HV y HBP. Los parámetros evaluados incluyen OD, pH, temperatura, salinidad, CE, NO₂, STD, DBO, dureza (D), Cl_a, NO₃, CTR y AT. Cada círculo es proporcional al valor de la correlación, valores cercanos a 1 o -1 indican correlaciones fuertes, mientras que los valores cercanos a 0 reflejan correlaciones débiles o inexistentes. Se identificaron correlaciones positivas y negativas altas entre parámetros como DBO-STD, DBO-CTR, NO₂-STD y NO₂-NO₃, pH-NO₃, OD-DBO y OD-NO₃. Estos patrones pueden ser indicativos de interacciones en las condiciones ambientales de los HC y factores que influyen en su calidad de agua.

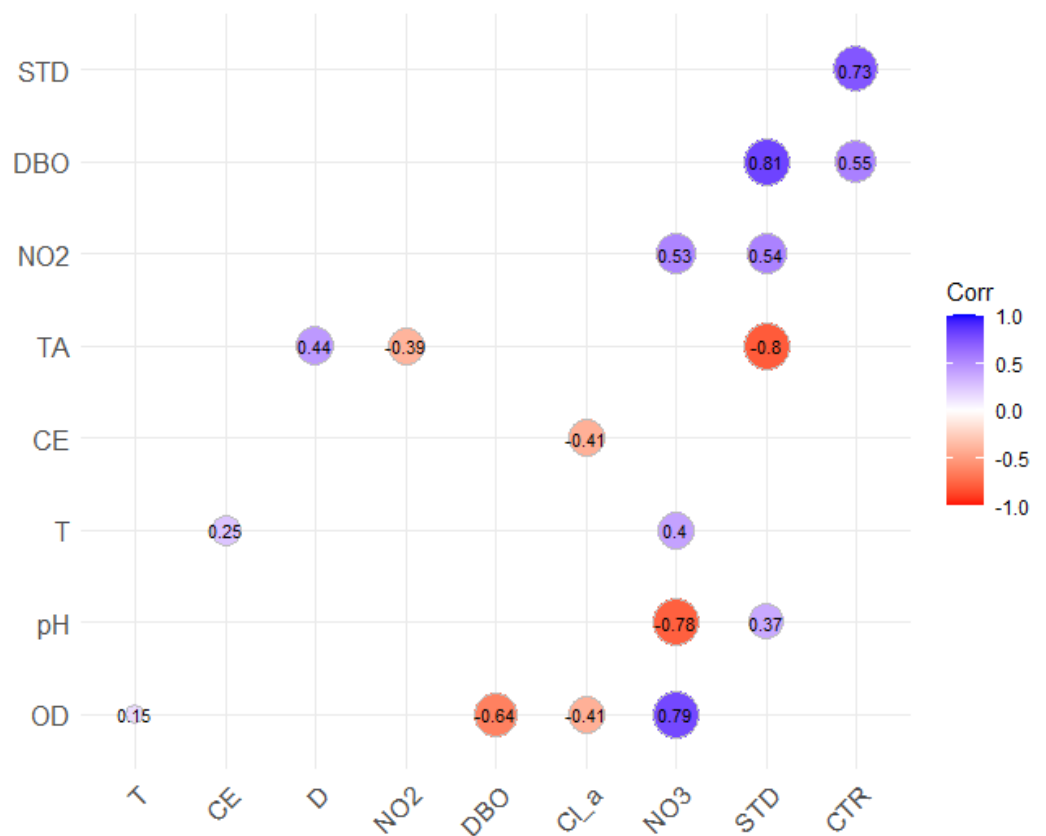


Figura 6. Matriz de Correlación de los parámetros de agua e indicadores de contaminación orgánica de los humedales HBA, HSR, HPV, PV, HEP, AMM, HLE, HPA, HV y HBP. Solo se muestran las correlaciones significativas.

El mapa de calor muestra los parámetros de calidad del agua evaluados en los 23 HC, los cuales incluyen al OD, pH, temperatura (T), salinidad (S), CE, NO₂, NH₄ y STD. Los valores se representan en una escala de colores que varían entre el verde (valores bajos) al rojo (valores altos), lo que facilita la identificación de variaciones en las condiciones de calidad de agua de los distintos HC. Las celdas en blanco indican la ausencia de datos registrados (NA), evidenciando limitaciones en la cobertura de algunos parámetros que podrían influir o ser relevantes en la interpretación de la calidad del agua. Para evitar que las diferentes unidades de los parámetros fisicoquímicos del agua afecten los resultados comparativos, los datos fueron estandarizados mediante la transformación Z-score (o tipificación). (**Figura 7**).



Figura 7. Mapa de calor de promedios de los parámetros fisicoquímicos del agua e indicadores de contaminación orgánica de los HC de Áncash, Lima e Ica, Los datos fueron estandarizados mediante la transformación Z-score.

3. Patrones de distribución espacial de macroinvertebrados en relación con su estructura comunitaria

Para evaluar los patrones de distribución espacial de los macroinvertebrados, se aplicó un análisis de nMDS utilizando la distancia de Bray-Curtis. Este ordenamiento se realizó como primer paso para explorar las relaciones de similitud y disimilitud entre las especies de los HC evaluados. En total, se registraron las densidades de 110 especies de macroinvertebrados distribuidos en los departamentos de Lima (68) e Ica (42). No se consideró el análisis de Áncash, ya que no se encontró información reportada sobre las densidades de estos organismos, lo que impidió incluir su evaluación. Cabe destacar que, pese a que se contó con información en Lima e Ica, estos fueron analizados de manera independiente debido a las diferencias en las metodologías aplicadas y en los esfuerzos de muestreo reportados en los estudios revisados (**Anexo 4**).

En base a este panorama, para el caso del análisis de Lima, se construyó una tabla de datos en Excel a partir de la información de densidad reportada en los HC de PV y HPV. Las filas representaron el HC en el que se realizó el monitoreo, mientras que las columnas correspondieron a las especies identificadas. De esta manera, cada celda de la matriz contuvo el valor de densidad, estandarizado mediante la transformación Hellinger, asociado a cada taxón. Esta estructura permitió compilar la información procedente de las distintas fuentes bibliográficas y generar una base de datos que se procesó en RStudio.

A partir de la tabla de registro se aplicó la ordenación nMDS con el fin de explorar patrones de similitud y disimilitud en la estructura comunitaria de los HC evaluados. El análisis obtenido presentó un valor de estrés de 0.00007, indicando un adecuado ajuste de datos. Sin embargo, el ordenamiento espacial generado en la gráfica no evidenció agrupamientos ni patrones que permitieran una interpretación robusta de la estructura comunitaria (**Anexo 5**).

Debido a ello, se complementó el análisis mediante la aplicación del método SIMPER, el cual permitió identificar las especies que contribuyeron en mayor medida a las diferencias en la estructura comunitaria de los macroinvertebrados. De esta manera, fue posible reconocer a los taxones con mayor influencia en la diferenciación de los HC evaluados (**Tabla 8**), proporcionando una primera aproximación a las especies con potencial bioindicador, sustentada en su contribución estadística a las diferencias observadas entre las comunidades analizadas.

Entre los 5 taxones más representativos se identificaron a *Hydracarina sp.*, *Leptohyphes sp.*, *Chironomidae sp.*, *Tropisternus sp.* y Orthoclaadiinae, los cuales registraron los mayores valores de contribución promedio y conjuntamente representaron el 22.2 % de la contribución acumulada a la diferenciación de las comunidades de macroinvertebrados.

Comparación entre humedales	Contribución promedio	Contribución acumulada (%)
<i>Hydracarina sp.</i>	0.04771	0.051
<i>Leptohyphes sp.</i>	0.04708	0.101
Chironomidae sp.	0.04009	0.143
<i>Tropisternus sp.</i>	0.03790	0.183
Orthoclaadiinae	0.03612	0.222

Tabla 8. Principales especies con mayor contribución a la disimilitud entre los HC de Lima (PV y HPV) según el análisis SIMPER.

Para el departamento de Ica, la información recopilada también fue sistematizada en una tabla de registro, en la que las filas correspondieron a los puntos de muestreo considerados en el estudio del HBP, mientras que las columnas representaron los nombres de los taxones identificados. Esta estructura se ejecutó en RStudio y se obtuvo un valor de estrés de 0.137 en el ordenamiento nMDS, considerado adecuado para la representación de los patrones de similitud entre las estaciones evaluadas.

Esta distribución de las especies permitió evidenciar la presencia de un agrupamiento predominante dentro de la comunidad de macroinvertebrados, así como visualizar diferencias en el ordenamiento espacial de algunas especies que se encontraban alejadas del pelotón (Figura 8).

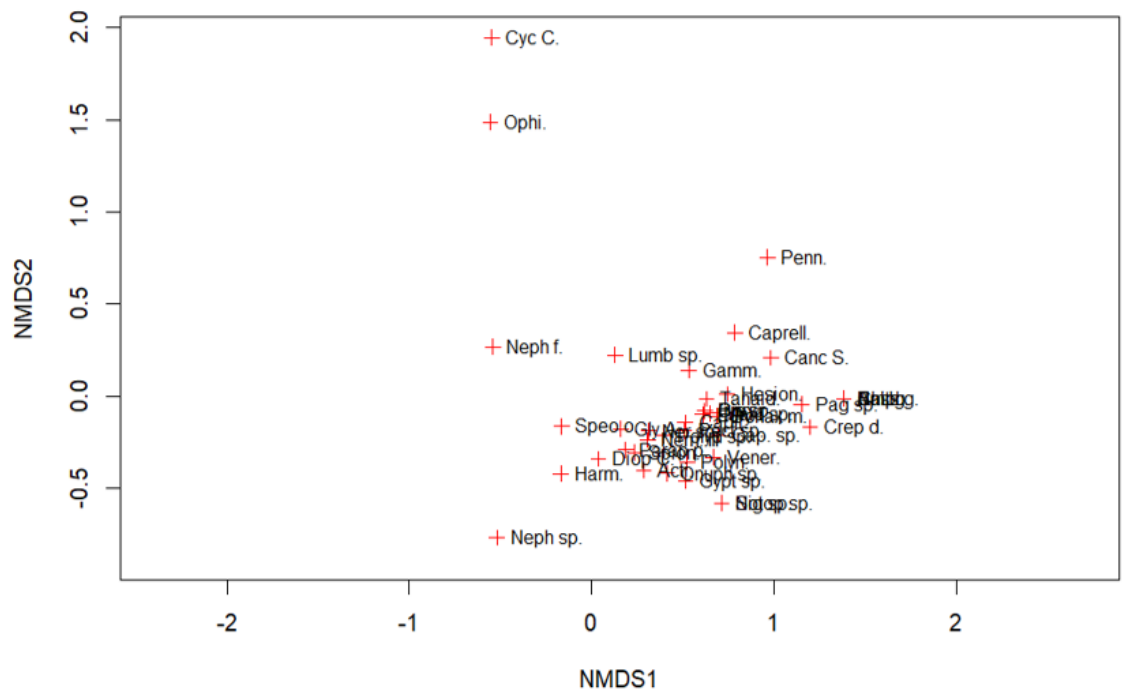


Figura 8. *Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico de las abundancias de macroinvertebrados del humedal HBP en el departamento de Ica. El valor de estrés fue de 0.137*

Debido a que los puntos de muestreo de macroinvertebrados del HBP en Ica correspondieron a estaciones distribuidas a lo largo de una misma zona geográfica, para realizar la prueba de SIMPER, fue necesario establecer agrupamientos espaciales que permitieran evaluar las posibles variaciones en la composición de macroinvertebrados. Para ello, las estaciones fueron clasificadas en tres grupos (norte, centro y sur) utilizando como criterio su ubicación latitudinal. Esta delimitación tuvo como finalidad evaluar si la estructura de las comunidades de macroinvertebrados presentaba cambios a lo largo de la bahía.

Se procedió a realizar el análisis de los resultados considerando las relaciones norte-centro, norte-sur y centro-sur. En cada comparación, se evaluó la contribución promedio de las especies a la disimilitud entre los grupos. En función de su contribución acumulada y su consistencia en las tres comparaciones, se seleccionaron las 5 especies más representativas (**Tabla 9**). En primer lugar, *Lumbrineris* sp. fue elegida por su alta contribución en los contrastes norte-centro y centro-sur. En segundo lugar, *Polynoidae* sp., ya que su presencia fue constante en las tres comparaciones, mostrando un rol clave en la diferenciación. En tercer lugar, *Onuphidae* sp. se seleccionó por su contribución significativa en norte-sur y centro-sur. En cuarto lugar, *Actiniaria* se incluyó debido a su relevancia en norte-centro y centro-sur; finalmente, *Nephtys* se consideró por su contribución recurrente, aunque con un aporte ligeramente menor.

Especies	Comparaciones donde destacó	Contribución promedio máxima
<i>Lumbrineris</i> sp.	norte-centro, centro-sur	0.05259
<i>Polynoidae</i>	norte-sur, centro-sur	0.04672
<i>Onuphidae</i> sp.	norte-sur, centro-sur	0.04626
<i>Actiniaria</i>	norte-centro	0.06144
<i>Nephtys ferruginea</i>	norte-centro	0.05594

Tabla 9. Principales especies con mayor contribución a la disimilitud en el HC de Ica (BHP) según el análisis SIMPER.

Para cada departamento, se seleccionaron cinco especies a partir de los resultados del análisis SIMPER. Esta selección no respondió a un umbral estadístico establecido por el método, dado que el análisis SIMPER permite identificar y cuantificar la contribución de las especies a la disimilitud observada entre los grupos, pero no determina un número específico de especies que deban ser seleccionadas. En ese sentido, la elección de cinco especies constituyó estuvo basada en la priorización de aquellas especies con mayores contribuciones relativas a la disimilitud identificada en cada departamento. La selección permitió concentrar el

análisis en las especies que presentaron una mayor influencia en las diferencias observadas, evitando ampliar la revisión hacia especies con contribuciones progresivamente menores. Asimismo, la delimitación a cinco especies permitió hacer viable una revisión detallada de la literatura sobre las características ecológicas y la evidencia disponible respecto a su posible sensibilidad o tolerancia frente a alteraciones ambientales.

En el caso del departamento de Lima, la selección de las especies se realizó a partir de los resultados del análisis SIMPER, aun cuando la representación mediante nMDS no permitió identificar agrupamientos claramente interpretables. Esta situación no impidió la aplicación ni la interpretación del SIMPER, debido a que ambos análisis cumplen funciones metodológicas diferentes y complementarias. Mientras que el nMDS constituye una técnica de ordenación que permite representar gráficamente los patrones de similitud o disimilitud existentes entre las unidades analizadas, el SIMPER permite cuantificar la contribución relativa de cada especie a la disimilitud promedio entre los grupos previamente definidos. Por tanto, la ausencia de agrupamientos claramente diferenciados en la representación gráfica del nMDS no implica que el análisis SIMPER carezca de resultados interpretables, ya que este último evalúa directamente la contribución de las especies a las diferencias observadas entre los grupos. En consecuencia, para Lima, la priorización de las cinco especies se sustentó en sus mayores contribuciones relativas a la disimilitud obtenida mediante SIMPER y no en la identificación visual de agrupamientos a través del nMDS.

4. Potenciales bioindicadores en relación con los parámetros fisicoquímicos del agua en los HC

Con el propósito de evaluar la relación entre las comunidades de macroinvertebrados y las condiciones fisicoquímicas del agua, se proyectaron las variables ambientales sobre la ordenación obtenida mediante el nMDS utilizando la función de ajuste ambiental (envfit). Este análisis considera la estructura comunitaria en su conjunto, permitiendo

evaluar la capacidad explicativa de los parámetros fisicoquímicos sobre el ordenamiento espacial. Posteriormente, esta información fue complementada mediante la revisión de la literatura, con el fin de contrastar la respuesta ecológica reportada para las especies previamente seleccionadas mediante SIMPER y evaluar su potencial uso como bioindicadoras de las condiciones ambientales presentes en los HC evaluados.

En el caso del departamento de Lima no se pudo establecer el ajuste envfit debido a que el ordenamiento espacial obtenido en el nMDS no permitió identificar patrones de distribución comunitaria que puedan sustentarse mediante el ajuste para los parámetros ambientales. En base a esto, la identificación de taxones como potenciales bioindicadores se sustentó a partir de los resultados obtenidos mediante el análisis SIMPER, presentado en la sección anterior, y se complementó mediante la revisión de la literatura sobre las especies.

Por el contrario, para el departamento de Ica, se pudo establecer las relaciones entre la comunidad de macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos, ya que la estructura de los datos permitió la aplicación e interpretación del ajuste envfit sobre la ordenación nMDS (**Figura 9**). Este procedimiento permitió evaluar el grado de ajuste de las variables ambientales respecto a la distribución de las especies registrada en los sitios de muestreo del HBP. Los resultados mostraron que la temperatura presentó el mayor coeficiente de determinación ($R^2 = 0.307$), seguida por el OD ($R^2 = 0.258$) y el pH ($R^2 = 0.257$) (**Tabla 10**). Sin embargo, ninguna de las variables evaluadas presentó asociaciones estadísticamente significativas con la estructura de la comunidad de macroinvertebrados ($p > 0.05$).

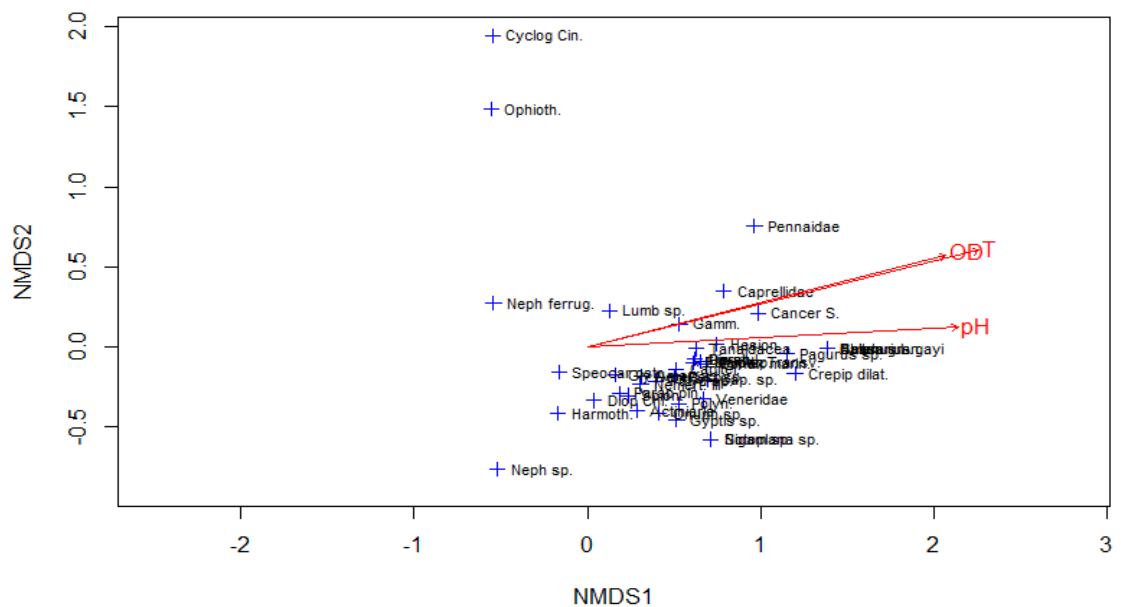


Figura 9. Ordenación nMDS de las comunidades de macroinvertebrados del HBP con ajuste de los parámetros fisicoquímicos mediante envfit. Las flechas representan la dirección y magnitud relativa de los gradientes ambientales evaluados.

Variable	R ²	p - valor
Temperatura	0.307	0.073
Oxígeno	0.258	0.107
pH	0.257	0.107

Tabla 10. Resultados del análisis envfit para las variables fisicoquímicas del agua en el HBP en Ica.

VII. DISCUSIÓN

1. Carencia de investigaciones integrales y su influencia en el análisis de los HC

La revisión sistemática en los HC de los departamentos de Áncash, Lima e Ica evidencia una marcada diferencia en la distribución de información en los estudios realizados. Además, la escasez de datos para la mayoría de

los parámetros de agua y sedimento se refleja en la presencia de numerosos valores faltantes en las tablas de registro (NA). Esta situación dificulta la aplicación de análisis multivariados más complejos; por ejemplo, en el caso del OD, pH y temperatura, aunque son parámetros esenciales, muchos HC presentan registros incompletos de estos o incluso no presentan mediciones. Este vacío de información reduce la precisión en las interpretaciones y la comprensión integral de los procesos, parámetros e indicadores que afectan la calidad de los HC del área de estudio.

De manera similar, no se logró analizar críticamente los resultados de la calidad del agua, debido a la falta de información sobre la dinámica de interacción entre los factores fisicoquímicos del agua y sedimentos de los HC. La caracterización de la calidad de sedimentos en HC es esencial para entender los impactos ambientales y la acumulación de contaminantes, particularmente en áreas cercanas a actividades humanas (Zavaleta et al., 2021). Sin embargo, no se pudo realizar la matriz de correlaciones de parámetros de sedimento, ya que la información presentaba una ausencia significativa de datos. Este panorama limita la comprensión de los análisis de calidad de sedimento, puesto que no se conoce la afectación que sufre esta matriz debido a los IC; los cuales, incluso pueden impactar negativamente al equilibrio ecológico a largo plazo. En la misma línea, el registro de datos sobre la densidad de las especies de macroinvertebrados resultó limitada; por ello, para la identificación de las potenciales especies de macroinvertebrados como bioindicadores de contaminación orgánica se consideraron solo los departamentos de Lima e Ica, ya que en Áncash no se reportó información de esta índole. Asimismo, la asociación con contaminación orgánica se sustentó en la relación observada entre la abundancia de las especies y parámetros fisicoquímicos comúnmente vinculados a este tipo de contaminación, tales como el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno y nutrientes, los cuales reflejan alteraciones en la calidad del agua ocasionadas por el ingreso de materia orgánica.

Durante la formulación de las variables, se consideró inicialmente incluir la variable de la diversidad mediante el Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'); sin embargo, no se encontró información bibliográfica suficiente para completar el desarrollo de esta variable. Bajo este contexto, se empleó únicamente la densidad de especies de macroinvertebrados; la cual, también contó con limitantes, puesto que la información fue mínima en los departamentos de Lima (dos HC) e Ica (solo un HC), e incluso no se contó con evidencia para la evaluación de los HC del departamento de Áncash.

Esta escasez de datos limita la posibilidad de realizar análisis más complejos y comparaciones estadísticamente confiables entre los HC estudiados. Este sesgo se evidencia en la concentración de estudios y refleja el centralismo de la investigación científica en Perú sobre esta materia, dado que en las zonas con mayor población y acceso a recursos atraen más atención (Miranda, 2015), como es el caso de los HC de Lima. Esto sitúa a regiones como Áncash e Ica en una posición desventajosa para entender los factores que afectan los humedales y priorizar acciones de conservación. La falta de una perspectiva integral no solo limita el alcance del análisis en términos de escala espacial, sino también en el tiempo, ya que la mayoría de los estudios carecen de información histórica que permita mantener un registro de los cambios a largo plazo.

En este contexto, la atención de investigaciones integrales influye directamente en el análisis de los HC, ya que imposibilita generar diagnósticos precisos sobre la calidad ambiental y la dinámica de contaminación orgánica. Esta falta de datos integrados también restringe el desarrollo de estrategias efectivas de manejo y conservación, dejando a los HC vulnerables frente a los impactos de actividades humanas y cambios climáticos. Asimismo, para lograr un monitoreo de los impactos de la contaminación orgánica es imprescindible realizar estudios en HC de áreas menos urbanizadas, de modo que se puedan definir líneas de base adecuadas (similar al implementado en los Estudio de Impacto Ambiental) y desarrollar indicadores de cambio ambiental confiables para las áreas

más cercanas a las actividades humanas. Este tipo de información permitiría identificar variaciones y mejorar la comprensión de los procesos ecológicos, apoyando así a la formulación de políticas de gestión ambiental que fortalezcan la Estrategia Nacional de Humedales (Toledo et al., 2023).

2. Factores que condicionan la calidad de agua y los niveles de contaminación en HC

La evaluación del nivel de exposición a IC de los HC realizada en esta investigación revela la influencia de estos en la afectación del ecosistema. Los resultados de la Tabla 6 muestran que los análisis de los HC presentan diversos niveles de contaminación ambiental, clasificados según rangos del nivel de exposición a IC que van desde "muy alto" hasta "bajo" y considera la cantidad de veces que se reporta un IC para un determinado humedal. Esta afectación y posterior dinámica de los HC se puede observar en la matriz de correlaciones (Figura 6), donde existen relaciones significativas positivas y negativas altas entre parámetros como DBO-STD, DBO-CTR, NO₂-STD, NO₂-NO₃, pH- NO₃, OD-DBO y OD-NO₃. La materia orgánica y nutrientes pueden estar presentes en el agua en forma de STD y, por ende, ser contribuyentes del aporte a la concentración de DBO (Isea et al., 2015), lo que a su vez puede coincidir con una alta concentración de CTR debido a la contaminación fecal (Caceda, 2016). La misma relación ocurre con el NO₂-NO₃, puesto que el NO₂ es un intermediario que se oxida a NO₃ (nitrificación) por bacterias nitrificantes, en especial en ambientes con suficiente oxígeno donde la reacción se ve más favorecida (Jarpa et al., 2007). Debido a esto, en ambientes acuáticos es más común que la concentración de NO₃ sea más elevada que la del NO₂ (Jarpa et al., 2007).

En el caso de las correlaciones negativas altas, el pH puede influir en las formas de nitrógeno presentes en el agua, en general, el NO₃ es estable en un rango amplio de pH, pero valores extremos (ácidos o alcalinos) podrían afectar su disponibilidad o transformación (Cárdenas & Sánchez, 2013).

Para la DBO, que mide la cantidad de oxígeno consumido, un aumento de DBO puede llevar a una disminución del OD en el agua (Ruhl et al., 2015), especialmente en cuerpos de agua contaminados con materia orgánica, ya que los microorganismos consumen oxígeno al descomponerlo (Ruhl et al., 2015). Esto también puede llevar a condiciones anaeróbicas o anóxicas en los HC, afectando negativamente a la biodiversidad de especies de flora, fauna y la calidad del agua (Rogel et al., 2016). El NO_3 se produce por oxidación del amonio o NO_2 en condiciones aerobias, por lo tanto, niveles adecuados de OD favorecen la formación de NO_3 (Jarpa et al., 2007). Sin embargo, en condiciones anaeróbicas (bajo OD), puede ocurrir desnitrificación, reduciendo el NO_3 a formas gaseosas de nitrógeno (N_2 o N_2O) (Cárdenas & Sánchez, 2013).

Por otro lado, los niveles de OD son un indicador fundamental de la calidad del agua. En el mapa de calor, los valores altos de OD (naranja) en humedales como HPV se relacionan con bajos valores de DBO. Este patrón sugiere que hay mayor probabilidad de que el entorno acuático sea sano y estable, lo que coincide con la **Tabla 6**, donde el HPV presenta un nivel de exposición a IC “bajo”. Sin embargo, esta relación no parece repetirse en otros humedales de manera consistente. Por ejemplo, en HSR y HPA, tanto el OD como la DBO tienen valores intermedios (amarillo/naranja), lo que podría indicar condiciones moderadas de contaminación o una combinación de fuentes de contaminación que interfieren con la relación directa de parámetros (Terán, 2024). Asimismo, en humedales como HEP y AMM, se observa que valores bajos de NO_2 (verde) coinciden con niveles altos de OD (naranja). Esto podría indicar que la baja cantidad de nutrientes favorece condiciones más oxigenadas, evitando procesos de eutrofización (Withers et al., 2014).

Por el contrario, el HBA tiene niveles altos de NO_2 y valores bajos de OD sugiriendo una dinámica diferente, donde al haber mayor concentración de nutrientes estos afectan a la disponibilidad de OD en el medio (Withers et al., 2014). Además, la variabilidad natural en parámetros como la temperatura del agua, la salinidad y la CE están relacionadas con las

condiciones climáticas regionales y las características geológicas de cada HC (De la Rosa M., & Ruiz A. 2023). Los humedales ubicados en zonas costeras áridas tienden a mostrar mayores valores de salinidad y CE debido a la evaporación y la interacción con aguas subterráneas salobres (Verdugo et al., 2007).

Aunque existen relaciones claras en algunos casos, como la relación de OD y DBO en el HPV, no todos los parámetros presentaron relaciones lineales consistentes en todos los humedales. Esto se debe a que las dinámicas ambientales varían considerablemente entre humedales, ya que son influidos por factores característicos propios de cada ecosistema, como la profundidad, renovación de agua y las especies de fauna y flora (Terán, 2024). Además de factores externos como las diversas fuentes de contaminación que alteran los parámetros ambientales de manera diferenciada. Estas características agravan los impactos de la contaminación orgánica, convirtiendo a ciertos HC más vulnerables a los cambios ambientales.

Los humedales que enfrentan condiciones naturales desafiantes, como alta salinidad, escasez de agua dulce o cambios estacionales extremos son especialmente vulnerables a los impactos de los IC (Verdugo et al., 2007). Estas condiciones pueden amplificar el efecto de la contaminación, dificultando la recuperación del ecosistema y favoreciendo procesos como la eutrofización y la acumulación de materia orgánica en los sedimentos. Por ello, es fundamental resaltar la necesidad de monitoreos sistemáticos e integración de indicadores biológicos, como los macroinvertebrados, en las evaluaciones de calidad ambiental, para prevenir la pérdida de la funcionalidad de estos ecosistemas y en consecuencia los servicios ecosistémicos.

3. Factores influyentes en la distribución espacial de macroinvertebrados

El análisis de ordenación mediante nMDS se empleó para explorar los patrones de similitud y disimilitud en la estructura comunitaria de los macroinvertebrados, considerando las densidades registradas en los HC de

Lima e Ica. La información recopilada evidenció una distribución heterogénea de las especies, ya que algunas presentaron altas densidades en determinados puntos de muestreo, mientras que en otros puntos estuvieron ausentes o fueron registradas en bajas densidades. Si bien algunas especies podrían clasificarse como raras debido a su presencia limitada en pocos sitios, independientemente de si sus densidades fueron bajas o elevadas (Jip de Vries et al., 2023), su ocurrencia puede aportar información ecológica relevante sobre las condiciones ambientales del ecosistema.

Bajo este contexto, esta primera etapa de exploración brindó un panorama del comportamiento de las especies ubicadas a mayor distancia de los principales pelotones dentro de la ordenación, pues merecen especial atención, ya que podrían estar reflejando patrones de distribución diferenciados respecto a los grupos predominantes. Estas diferencias pueden sugerir una reacción particular en determinadas condiciones ambientales o características ecológicas del hábitat, contribuyendo a la comprensión de la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados (Clarke & Warwick, 2001).

Se tomó en consideración que las condiciones ambientales de los humedales de PV y HPV, ubicados en Lima, son diferentes a las de BHP, en Ica; por lo que resultó inconsistente forzar una comparación directa de ambos departamentos. Las diferencias pueden atribuirse a factores ambientales como la variación en la salinidad, temperatura, profundidad de los HC, disponibilidad de nutrientes, régimen hidrológico e IC que influyen en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. Mientras que los HC de Lima suelen estar más expuestos a presiones antropogénicas, debido a la mayor urbanización y actividades industriales (Miranda, 2015), los HC de Ica pueden verse más influenciados por factores climáticos y la disponibilidad de agua en un entorno más árido (Pérez et al., 2020). Esta disimilitud se refleja en el **Anexo 4**, donde se observa una notoria diferencia en la distribución de los macroinvertebrados en el nMDS, evidenciando que los HC de ambos

departamentos presentan complejidades ecológicas, dinámicas y características fisicoquímicas distintas.

Los HC situados en Lima mantienen características influenciadas por el clima árido de la costa central. Además de encontrarse localizados en áreas costeras continentales dentro de una ciudad densamente poblada, lo que propicia un mayor impacto ambiental, producto de las actividades aledañas (Aponte, 2020). En Lima, la recarga hídrica de los humedales se produce principalmente a través de los ríos; específicamente, el HPV se nutre del río Mala, mientras que los PV reciben su recarga hídrica del río Rímac. En contraste, la BHP, reconocida como sitio RAMSAR desde 1992 y designada como Zona de Protección Estricta, se caracteriza por una fuerte influencia del litoral marino costero y la corriente de Humboldt, presentando además un clima desértico extremo (IMARPE, 2010). Este HC enfrenta otros tipos de desafíos de contaminación causados por la sobreexplotación del ecosistema y actividades turísticas y recreativas no reguladas.

Otro factor que podría influir en la distribución espacial de macroinvertebrados es la ubicación del organismo dentro del cuerpo de agua. Es importante destacar que las profundidades en las que se tomaron las muestras de los HC de Lima e Ica presentan una brecha considerable, debido a que para el caso del humedal PV, las profundidades de los puntos de muestreo variaron entre 0.1 - 1.5 m (Peralta, 2012) y en el HPV fluctúan entre 0,3 m a 2,4 m (Ríos & Del Río, 2022); mientras que, la profundidad de la BHP alcanza una profundidad máxima de 14 m y mínima de 5 m aproximadamente (IMARPE, 2010). Esta diferencia influye en las condiciones de desarrollo de los macroinvertebrados, así como el grado nivel de exposición, puesto que los parámetros fisicoquímicos de agua y sedimento serán diferentes de acuerdo con los humedales de cada departamento. Asimismo, algunos macroinvertebrados que se encuentren más cercanos, o en la misma matriz del sedimento, se pueden ver más afectados, puesto que los contaminantes acumulados estarían en contacto directo con estas especies (Hansen et al., 2013). Los sedimentos actúan

como reservorios de materia orgánica y nutrientes, liberándolos al agua bajo ciertas condiciones ambientales, como bajos niveles de OD o cambios en el pH (Hansen et al., 2013). Esta dinámica de resuspensión y bioturbación del sedimento puede amplificar los efectos de la contaminación, prolongando su impacto e incluso en ausencia de nuevas fuentes contaminantes (Zavaleta et al., 2021).

En el caso de la BHP, las condiciones óptimas de oxigenación se registraron en profundidades de 1,5 a 3 m, mientras que entre 3 y 5 m se encontraron niveles moderados de oxígeno. En contraste, a profundidades superiores a 6 m, las condiciones fueron deficientes en términos de oxigenación. Sin embargo, los reportes indican que la macrofauna bentónica monitoreada en la BHP se situó a profundidades de 0,5 y 11,0 m (IMARPE, 2010). Señalando que estos organismos estuvieron dispersos en una amplia gradiente de oxigenación y, pese a pertenecer a un mismo hábitat, algunas especies han desarrollado mecanismos que les permiten adaptarse a bajos niveles de oxígeno para sobrevivir en ambientes hipóxicos. Sumado a todo ello, las variaciones en las técnicas de muestreo, el nivel de detalle taxonómico, y los esfuerzos en las metodologías impidieron integrar los datos en un mismo análisis gráfico. Como resultado, se optó por realizar los análisis de forma independiente para cada región, con el fin de mantener la consistencia metodológica y evitar sesgos en la interpretación de los patrones observados.

En el caso del análisis en Lima, la ordenación multivariada del nMDS no permitió identificar agrupamientos diferenciados entre los humedales PV y HPV (**Anexo 5**). Esta situación podría estar relacionada con la diferencia de los datos proveniente de las fuentes bibliográficas, debido a que la información procedió de estudios desarrollados en diferentes periodos, con metodologías de muestreo independientes y bajo condiciones ambientales distintas. En base a ello, algunos autores señalan que la integración de información proveniente de múltiples fuentes puede incrementar la variabilidad interna de los datos biológicos y reducir la capacidad de los análisis de ordenación para detectar patrones espaciales

consistentes (Borcard et al., 2018). A pesar de ello, el análisis SIMPER permitió identificar la contribución de taxones, de mayor a menor medida, según las diferencias presentadas en el nMDS. En base a los valores obtenidos en las contribuciones promedio se seleccionaron 5 taxones: *Hydracarina sp.*, *Leptohyphes sp.*, *Chironomidae sp.*, *Tropisternus sp.* y *Orthocladinae*.

Por otro lado, los resultados obtenidos para el HBP, en Ica, mostraron una estructura espacial más definida, presentando un valor de estrés de 0.137, considerado adecuado para representar las relaciones ecológicas entre las especies en un espacio bidimensional. La ordenación obtenida sugiere que las especies que se ubican alejadas de los agrupamientos principales en la ordenación NMDS podrían estar respondiendo a condiciones ambientales particulares presentes en determinados sectores del ecosistema (**Imagen 8**). Este comportamiento es consistente con el dinamismo de los ecosistemas, ya que la distribución asimétrica de las densidades entre las estaciones de muestreo podría estar asociada a la variabilidad de condiciones ambientales y ecológicas a lo largo del humedal. Factores como la disponibilidad de recursos, la heterogeneidad del hábitat, la disponibilidad de oxígeno y los regímenes de perturbación influyen en la estructura y distribución de las comunidades bentónicas, generando patrones espaciales diferenciados en la densidad (Levin et al., 2001).

Con la finalidad de aplicar la prueba SIMPER se segregaron las estaciones de muestreo en los sectores norte, centro y sur según sus latitudes. Esta herramienta complementó los resultados al identificar las especies responsables de las principales diferencias entre las zonas delimitadas para el HBP. Entre los 5 taxones con mayor contribución destacaron *Lumbrineris sp.*, Polynoidae, Onuphidae sp., Actiniaria y *Nephtys ferruginea*. La recurrencia de algunas de estas especies en múltiples comparaciones espaciales sugiere que presentan distribuciones heterogéneas dentro del ecosistema, contribuyendo significativamente a la diferenciación de las comunidades bentónicas entre sectores.

4. Identificación de macroinvertebrados como potenciales bioindicadores de contaminación orgánica

El análisis independiente de la distribución espacial de las especies y de su contribución a las diferencias en la estructura comunitaria de macroinvertebrados permitió evaluar el comportamiento de estos organismos a partir de las variaciones observadas en sus densidades. No obstante, este procedimiento no permitió identificar de manera directa patrones de respuesta frente a las condiciones ambientales presentes en los HC. Estos factores se encuentran estrechamente relacionados con los IC, debido a que las variaciones en la densidad de macroinvertebrados pueden representar respuestas potenciales al estado ecológico de estos ecosistemas (Custodio y Chanamé, 2016). En este contexto, la identificación de especies con potencial bioindicador requiere considerar múltiples aspectos, entre ellos los niveles de tolerancia y sensibilidad frente a perturbaciones ambientales, la exposición ontogenética, el nivel de resolución taxonómica y la respuesta de los organismos ante variaciones en los parámetros fisicoquímicos del agua y sedimento.

La exposición de los macroinvertebrados a la contaminación puede variar considerablemente según la etapa de su ciclo de vida. Estos organismos atraviesan diferentes fases de desarrollo (huevo, larva, juvenil y adulto), cada una con distintos grados de vulnerabilidad frente a los contaminantes ambientales (Colette et al., 2024). En particular, los organismos bentónicos y las larvas que habitan en los sedimentos de los HC presentan una mayor exposición a contaminantes orgánicos en comparación con los adultos que permanecen en la columna de agua o que incluso abandonan el medio acuático durante determinadas etapas de su desarrollo, como ocurre en varios grupos de insectos (Gamboa et al., 2008). Asimismo, las interacciones ecológicas entre especies que comparten el mismo hábitat, tales como la competencia por recursos y la depredación, también pueden modificar la estructura comunitaria y, en consecuencia, influir en la interpretación ecológica de los patrones observados.

En función de los objetivos del presente estudio, la precisión en la identificación taxonómica constituyó un aspecto relevante, principalmente porque se buscó comprender con mayor detalle las respuestas ecológicas de los organismos frente a distintos tipos e intensidades de perturbación ambiental. Esta determinación suele basarse en análisis morfológicos especializados, los cuales pueden resultar complejos y demandar mayores recursos y tiempo; sin embargo, permiten alcanzar resoluciones taxonómicas más específicas y favorecen una interpretación más precisa de la magnitud y naturaleza de los impactos ambientales en los ecosistemas (Ge et al., 2021). Aun así, el nivel taxonómico requerido depende de los objetivos particulares de cada investigación, ya que diversos estudios ecológicos y programas de monitoreo han reportado resultados satisfactorios utilizando categorías taxonómicas superiores, como género o familia, especialmente en evaluaciones rápidas o en contextos con limitaciones técnicas y de información.

Este panorama se evidenció en la literatura considerada para el presente estudio, donde se observó una clasificación taxonómica incompleta en algunos macroinvertebrados. En varios casos, los organismos fueron registrados únicamente a nivel de género y acompañados del término “sp.”, indicando que no fue posible alcanzar una identificación específica. Situaciones similares se presentaron en estudios que diferenciaron morfotipos como “sp. 1” y “sp. 2” dentro de un mismo género, evidenciando variaciones morfológicas potencialmente asociadas a diferencias ecológicas relevantes. Si bien esta resolución taxonómica parcial no invalida los aportes de dichas investigaciones, sí representa una limitación para el análisis detallado de la sensibilidad ecológica de cada organismo en la presente investigación. Esto adquiere especial relevancia considerando que se buscó complementar los resultados estadísticos con información bibliográfica sobre cada taxón, a fin de fortalecer la interpretación de su respuesta frente a la contaminación orgánica y otros IC, así como evaluar su potencial uso como organismo bioindicador.

En este contexto, se utilizó la función de ajuste ambiental envfit, un paquete perteneciente al lenguaje de programación R, a fin de proyectar los parámetros fisicoquímicos identificados en los HC de PV y HPV sobre los resultados de ordenación espacial obtenidos en los nMDS. La aplicación de este recurso no resultó metodológicamente apropiada para los HC de Lima, debido a que esta herramienta requiere una ordenación espacial consistente e interpretable para establecer la relación entre los parámetros fisicoquímicos del agua y la estructura comunitaria de macroinvertebrados.

La identificación de potenciales bioindicadores constituye una de las principales aplicaciones del estudio de macroinvertebrados, debido a que estos organismos reúnen las condiciones ambientales de un ecosistema a lo largo del tiempo y responden a las alteraciones de los ecosistemas acuáticos. En el presente estudio, la selección de taxones potencialmente bioindicadores se sustentó tanto en los patrones espaciales observados en las estructuras comunitarias (nMDS), así como en la contribución de determinadas especies y grupos taxonómicos a las diferencias registradas entre los HC evaluados (SIMPER).

La literatura señala que los dípteros de *Chironomidae* poseen una amplia tolerancia ecológica y pueden encontrarse asociados tanto a ambientes relativamente conservados como a ecosistemas sometidos a enriquecimiento orgánico, dependiendo de los géneros presentes. Constituyen uno de los grupos de insectos acuáticos más ampliamente distribuidos y abundantes en ecosistemas dulceacuícolas, con presencia incluso en ambientes terrestres y marinos. Su capacidad para habitar una amplia variedad de condiciones ambientales, incluyendo gradientes de temperatura, pH, salinidad y concentración de oxígeno, les confiere una elevada tolerancia ecológica frente a distintos niveles de perturbación ambiental. Debido a esta amplitud ecológica y a su alta diversidad de especies, los Chironomidae han sido frecuentemente utilizados en estudios ecológicos y programas de biomonitorio para evaluar cambios en la

calidad ambiental y en la estructura de los ecosistemas acuáticos (Armitage et al., 1995).

De manera similar, los taxones de *Leptohyphes sp.*, pertenecientes al orden Ephemeroptera, son reconocidos por su utilidad en estudios de biomonitoreo debido a su estrecha relación con el sustrato y su sensibilidad a las alteraciones de contaminación orgánica. Durante su ciclo de vida, las efímeras habitan la zona bentónica como la zona hiporreica, especialmente durante las etapas embrionarias y los primeros estadios larvales, de esta manera se refugian de los depredadores y condiciones ambientales adversas. Esta estrecha interacción con el agua y los sedimentos las expone de manera continua a los cambios físicoquímicos y a la presencia de contaminantes, permitiéndoles responder rápidamente a las perturbaciones del hábitat (Benhadji et al., 2025). Debido a que la zona hiporreica desempeñan funciones esenciales en el ciclo de nutrientes, la filtración del agua y otros procesos ecológicos, las modificaciones en estas condiciones se reflejan en la distribución y densidad de las efímeras, lo que las convierte en bioindicadores sensibles y en herramientas eficaces para la detección temprana de alteraciones en la calidad del agua y del sedimento (Benhadji et al., 2025).

Asimismo, las especies del género *Hydracarina sp.* perteneciente al grupo de los hidracnidios, se consideran bioindicadores, debido a su sensibilidad a los cambios en la calidad del agua. Estas especies responden rápidamente a variaciones en parámetros como el OD, la CE, el pH y los STD, lo que le permite alertar rápidamente el deterioro ambiental (Vasquez et al., 2022). Tienen una distribución amplia, pero con preferencias muy marcadas por ciertos microhábitats, lo que las hace útiles para identificar condiciones ecológicas específicas. En ambientes conservados suelen ser más diversas y abundantes, mientras que en zonas impactadas se ven considerablemente reducidas (Vasquez et al., 2022).

Por su parte, los escarabajos del género *Tropisternus sp.* son considerados como potenciales bioindicadores debido a su capacidad para vivir en medios ricos en materia orgánica y escasos en oxígeno. Son especies

consideradas facultativas, ya que toleran condiciones moderadas de contaminación en cuerpos de agua. Sin embargo, para parámetros como el pH, se ha demostrado un proporcional aumento de su densidad poblacional durante su estadio larval (Torres, 2013). Si bien es cierto, este género corresponde a organismos, en su mayoría, tolerantes a niveles de contaminación ambiental como altos rangos de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, fósforo total, cloruros, STD, entre otros (Santiago y Sandoval, 2001); es necesario analizarlas a nivel de especie, dado que esta característica permite delimitar con mayor precisión el impacto del ecosistema.

Los taxones de *Orthoclaadiinae*, pertenecientes a la familia *Chironomidae*, también han sido reportados como organismos con potencial bioindicador debido a su sensibilidad diferencial frente a variaciones ambientales. Aunque algunos taxa de este grupo pueden tolerar condiciones moderadas de perturbación, diversas especies suelen encontrarse asociadas a ambientes con buena oxigenación y menor carga orgánica, especialmente en ecosistemas acuáticos con condiciones relativamente estables. Su distribución y abundancia han sido utilizadas en estudios ecológicos para evaluar cambios en la calidad del agua, alteraciones del hábitat y gradientes de perturbación ambiental (Cranston et al., 1989, Armitage et al., 1995). En el presente estudio, la contribución de *Orthoclaadiinae* a las diferencias observadas entre los sitios evaluados sugiere que este grupo podría responder a variaciones ambientales presentes en los HC analizados, reforzando su potencial utilidad como indicador ecológico dentro de programas de monitoreo ambiental.

En el HBP de Ica, la aplicación del ajuste envfit permitió explorar la relación entre la estructura comunitaria de los macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos evaluados. Los resultados mostraron que la temperatura presentó el mayor nivel de ajuste respecto a la ordenación de las comunidades ($R^2 = 0.307$), seguida por el OD ($R^2 = 0.258$) y el pH ($R^2 = 0.257$). No obstante, ninguna de estas variables alcanzó significancia estadística ($p > 0.05$). En base a estos resultados, la ausencia de relaciones

significativas sugiere que la variabilidad observada en la composición de los macroinvertebrados no puede atribuirse exclusivamente a los parámetros fisicoquímicos del agua considerados en el presente estudio. A pesar de ello, las tendencias observadas permiten plantear que la temperatura, OD y el pH podrían ejercer cierta influencia sobre la estructura de las comunidades de macroinvertebrados estudiadas, aunque dicha influencia no fue lo suficientemente clara como para ser abordada con los recursos estadísticos.

La selección de *Lumbrineris sp.*, Polynoidae, Onuphidae sp., Actiniaria y *Nephtys ferruginea* como taxones de interés ecológico se sustentó debido a su contribución a la diferenciación espacial identificada mediante el análisis SIMPER. Entre ellos, *Lumbrineris sp.* destacó por aparecer recurrentemente en más de una comparación espacial y presentar una distribución diferenciada dentro de la ordenación nMDS. Este taxón comprende un grupo de poliquetos marinos que habitan fondos blandos desde zonas intermareales hasta ambientes profundos. Los poliquetos poseen un rol indispensable en el funcionamiento de las comunidades bénticas, ya que son buenos indicadores de contaminación ambiental. Algunas especies dentro de este género son resistentes a perturbaciones, mientras que otras son altamente sensibles, lo que permite evaluar distintos niveles de impacto ambiental (Polanía et al., 2013). Su composición en comunidades bentónicas es utilizada para detectar alteraciones por contaminación, eutrofización o cambios en la estructura del hábitat. Especies como *Lumbrineris annulata* y *Lumbrineris tetraura* han sido reportadas en ambientes con alta materia orgánica. Estas especies mostraron capacidades fisiológicas para adaptarse a condiciones hipóxicas, lo que las cataloga como indicadores biológicos de ecosistemas alterados, especialmente en zonas con acumulación de residuos orgánicos (Elías, 2021). La especie *Lumbrineris composita* cuenta con más de una enzima óxido-reductasa, lo que le permite soportar ambientes con baja concentración de oxígeno disuelto.

Del mismo modo, Actiniaria es potencialmente bioindicadora, gracias a sus patrones de distribución espacial y temporal (Ramírez, 2017). Sin embargo, en ambos casos se necesita un estudio con mayor detenimiento que evidencie su aplicación en contextos de perturbación ambiental antropogénica. Los organismos del orden Actiniaria, comúnmente conocidos como anémonas de mar, se encuentran en sustratos rocosos o blandos en ambientes marinos costeros. Por su longevidad y escasa movilidad, son especialmente sensibles a cambios físicos y químicos en el entorno (González et al., 2016). Alteraciones en su distribución o abundancia pueden reflejar variaciones en la oxigenación del agua, presencia de contaminantes o pérdida de integridad ecológica, lo que las convierte en indicadores valiosos de la salud del ecosistema marino.

La especie *Nephtys ferruginea*, pertenece a la clase de los poliquetos, los cuales son considerados como excelentes indicadores del impacto antropogénico (Sivadas et al., 2009). Esta especie se caracteriza por su alto nivel de tolerancia a los efectos adversos de la contaminación y las perturbaciones naturales. A nivel molecular, cuenta con más de una enzima óxido-reductasa, lo que le permite habitar ambientes con una baja concentración de OD (Hernández et al., 2024). Se conoce la importancia del uso de estos poliquetos en el seguimiento de monitoreos ambientales en plataformas de extracción de petróleo en mar abierto, estuarios, bahías y derrames de petróleo (Elías et al., 2021), escenario que es considerado como un IC en el presente estudio.

De igual manera, Polynoidae constituye la familia de poliquetos, uno de los grupos más abundantes en las comunidades bentónicas que han sido ampliamente utilizados como bioindicadores de las condiciones ambientales. Este grupo taxonómico proporciona información valiosa sobre el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos. Su utilidad radica en su capacidad para reflejar cambios en la calidad del agua, la diversidad comunitaria y las condiciones del sedimento, así como en la tolerancia diferencial que presentan algunas especies frente a ambientes que contienen alta carga de materia orgánica, metales pesados y otros

contaminantes. Ciertas especies de poliquetos suelen dominar en ambientes sometidos a estrés ambiental o con elevadas cargas orgánicas, convirtiéndose en herramientas útiles para el monitoreo y evaluación de la calidad ambiental de ecosistemas costeros y estuarinos (Harlan D., 2008).

En relación con los poliquetos de la familia Onuphidae, en condiciones de referencia o ambientes ecológicamente estables, los onuphidos se comportan de manera regulada, formando parte de ensamblajes bentónicos equilibrados donde operan como organismos no oportunistas y no dominantes. Sin embargo, su distribución espacial y densidad poblacional están directamente condicionadas por variables del sustrato, principalmente la granulometría y la concentración de materia orgánica en el sedimento (Elías et al., 2021). Debido a esta estrecha dependencia, ante eventos de enriquecimiento orgánico severo causados por actividades antropogénicas, tales como descargas de aguas residuales urbanas o vertidos de la industria pesquera, los taxones de esta familia exhiben una alta sensibilidad que se traduce en respuestas ecológicas drásticas, siendo capaces de generar proliferaciones poblacionales masivas favorecidas por la acumulación de detritos y restos orgánicos. Esta transición de un estado de baja dominancia a un crecimiento demográfico exponencial ante el estrés ambiental convierte a la abundancia y fluctuación de Onuphidae en una herramienta diagnóstica de gran valor para evaluar el grado de impacto y la calidad de los sedimentos marinos (Elías et al., 2021).

De acuerdo con los resultados obtenidos durante la revisión bibliográfica, *Lumbrineris sp.* destacó por aparecer en más de una comparación SIMPER y presentar una posición relativamente diferenciada en la ordenación nMDS. Del mismo modo, se mostró la relevancia de Polynoidae y Onuphidae en la diferenciación espacial observada en el análisis del HBP en Ica, ya que coincide con investigaciones que destacan la sensibilidad de diversos poliquetos frente a cambios en las características físicas y químicas del sedimento, así como en la disponibilidad de recursos tróficos. Debido a que muchos representantes de estos grupos presentan hábitos

ecológicos específicos, sus variaciones de densidad suelen reflejar modificaciones en la estructura del sustrato.

Especie/ Género	HC	Características ecológicas relevantes	Tolerancia / sensibilidad	Potencial como bioindicador	Parámetros asociados	Referencias
<i>Hydracarina sp.</i>	Lima	Sensible a cambios fisicoquímicos; asociada a ambientes conservados	Alta sensibilidad ambiental	Indicador temprano de deterioro ambiental	OD, CE, pH, sólidos disueltos	[1]
<i>Leptohyphes sp.</i>	Lima	Ninfas acuáticas asociadas a aguas bien oxigenadas; sensibles a perturbaciones ambientales	Alta sensibilidad a contaminación orgánica y disminución de OD	Indicadores de buena calidad de agua	OD, temperatura, pH, CE	[2]
Chironomidae sp.	Lima	Larvas bentónicas ampliamente distribuidas; algunas especies poseen hemoglobina que facilita tolerar ambientes pobres en oxígeno	Alta tolerancia a contaminación orgánica y eutrofización	Indicadores clásicos de aguas degradadas y enriquecidas con materia orgánica	OD, materia orgánica, nutrientes, eutrofización	[3]
<i>Tropisternus sp.</i>	Lima	Habita ambientes ricos en materia orgánica y pobres en oxígeno	Tolerante a contaminación moderada	Indicador de contaminación orgánica moderada y condiciones anaeróbicas	pH, nitrógeno amoniaco, fósforo, cloruros, STD	[4, 5]
Orthocladina e	Lima	Grupo asociado generalmente a aguas frías y mejor oxigenadas; responde rápidamente a cambios fisicoquímicos	Más sensible que otros Chironomidae	Indicador de buena calidad ecológica y cambios ambientales tempranos	OD, temperatura, pH	[3, 6]

<i>Lumbrineris sp.</i>	Ica	Algunas especies toleran hipoxia y alta materia orgánica	Varía según la especie	Indicador de eutrofización y alteración bentónica	OD, materia orgánica	[7]
Polynoidae	Ica	Familia de poliquetos bentónicos que habitan sedimentos y sustratos marinos; participan activamente en la dinámica trófica bentónica	Algunas especies toleran perturbaciones moderadas, aunque muchas son sensibles a alteraciones severas del sedimento	Indicadores de cambios en comunidades bentónicas y calidad del sedimento	Materia orgánica, OD, perturbación en los sedimentos	[8]
Onuphidae sp.	Ica	Organismos tubícolas asociados a fondos blandos marinos; presentan estrategias adaptativas frente a variaciones ambientales	Moderada tolerancia a enriquecimiento orgánico y condiciones hipóxicas	Indicadores de alteración bentónica y contaminación orgánica	OD, dureza, cloruros, materia orgánica, profundidad	[7, 8]
Actiniaria	Ica	Baja movilidad y larga longevidad; sensible a cambios ambientales	Sensible a alteraciones fisicoquímicas	Indicador de calidad ambiental marina	Oxigenación, contaminantes, integridad ecológica	[9]
<i>Nephtys ferruginea</i>	Ica	Posee enzimas óxido-reductasas; soporta ambientes hipóxicos	Alta tolerancia a contaminación y bajo OD	Indicador de impacto antropogénico	OD, perturbaciones ambientales	[7, 10]

Tabla 11. Resumen de las especies de macroinvertebrados seleccionadas. Se describen las características ecológicas relevantes.

****** ¹ *Vasquez et al., 2022*; ² *Benhadji et al., 2025*; ³ *Armitage et al., 1995*; ⁴ *Torres 2013*; ⁵ *Santiago S. & Sandoval J., 2001*; ⁶ *Cranston et al., 1989*; ⁷ *Elías et al., 2021*; ⁸ *Harlan, 2008*; ⁹ *Gonzáles et al., 2016*; ¹⁰ *Hernández et al., 2024*

VIII. CONCLUSIONES

A pesar de las limitaciones presentadas durante el desarrollo de la investigación, se logró contribuir significativamente al cumplimiento del objetivo general. A partir de los resultados obtenidos mediante la revisión sistemática y el análisis SIMPER, se seleccionaron en Lima cinco especies de macroinvertebrados (*Lumbrineris sp.*, Polynoidae, Onuphidae sp., Actiniaria y *Nephtys ferruginea*) y en Ica cinco taxones (*Lumbrineris sp.*, Polynoidae, Onuphidae sp., Actiniaria y *Nephtys ferruginea*) que presentaron una mayor contribución a la diferenciación de las comunidades y que, mediante la revisión bibliográfica, fueron consideradas candidatas para una evaluación exploratoria de su potencial como bioindicadoras de contaminación orgánica. Esta selección no implica que dichos taxones sean los únicos con potencial bioindicador, dado que otras especies no seleccionadas también podrían presentar características indicadoras. En el caso de Áncash, no se contó con información suficiente para realizar los análisis correspondientes.

En torno al objetivo específico 1, la clasificación y evaluación de fuentes bibliográficas permitió identificar la situación de estudios relacionados con los parámetros de calidad de agua, macroinvertebrados, IC y HC. Este análisis evidencia que, aunque existen investigaciones sobre los HC, persisten vacíos importantes en la cobertura de variables, puesto que se evidencia el centralismo de la investigación en el departamento de Lima.

Respecto al objetivo específico 2, se identificaron con éxito los principales IC, así como los parámetros ambientales de agua que afectan a la calidad ambiental de los HC de Áncash, Lima e Ica. Este análisis permitió reconocer la influencia de factores como aguas residuales domésticas, efluentes agrícolas y ganadería en la calidad ambiental de estos ecosistemas, contribuyendo a una mejor comprensión de los desafíos actuales para su conservación y manejo sostenible.

Con respecto al objetivo específico 3, se determinaron parcialmente los patrones de distribución espacial de macroinvertebrados en relación con la densidad en los HC de Lima e Ica, proporcionando información valiosa sobre su estructura comunitaria. Sin embargo, la falta de datos sobre densidad de macroinvertebrados en Áncash y la diversidad de macroinvertebrados de los tres departamentos

limitaron una caracterización más completa, resaltando la necesidad de incorporación de estas variables en futuras investigaciones, ya que esto resulta clave para un entendimiento integral de la ecología de estos ecosistemas.

Finalmente, para el objetivo 4, se logró evaluar la relación entre la distribución de los macroinvertebrados y los principales parámetros fisicoquímicos del agua (pH, OD y temperatura) mediante análisis estadísticos en el departamento de Ica. Sin embargo, las asociaciones encontradas no fueron concluyentes para el caso de Lima, debido a las limitaciones y vacíos de información presentes en las fuentes bibliográficas utilizadas. Asimismo, no fue posible analizar la influencia de los parámetros fisicoquímicos del sedimento sobre las comunidades de macroinvertebrados, ya que no se encontraron registros suficientes para este componente ambiental. Del mismo modo, la ausencia de información en el departamento de Áncash impidió desarrollar este análisis para dicha zona.

IX. RECOMENDACIONES

La escasez de estudios, principalmente en los departamentos de Áncash e Ica, y el desigual número de investigaciones de las variables consideradas para este estudio, reflejan la importancia de realizar mayor énfasis en estudios que aborden esta falta de información y la necesidad de ampliar metodologías que impliquen el uso de macroinvertebrados como bioindicadores de contaminación orgánica. Por consiguiente, se sugiere que futuros trabajos puedan enfocarse en la integración de los parámetros ambientales (agua y sedimento), así como los de la densidad y diversidad de macroinvertebrados en un solo ámbito de investigación. Esto permitiría una mayor comprensión de la influencia de los parámetros ambientales de los componentes bióticos y abióticos, así como la importancia de la estandarización de los biomonitoreos ambientales que empleen macroinvertebrados como bioindicadores confiables. Asimismo, se resalta la necesidad de una gestión más sostenible y una regulación adecuada en las actividades antropogénicas que se desarrollan alrededor de estos HC. Las estrategias para mitigar los IC serán cruciales para preservar la dinámica ecológica de los HC y garantizar su papel en la biodiversidad, la calidad ambiental de la región costera del Perú y en la provisión de servicios ecosistémicos.

Por otro lado, se recomienda la implementación del monitoreo biológico como aspecto clave en la evaluación de la calidad del agua de los HC, ya que permite analizar el impacto de las actividades antropogénicas sobre estos ecosistemas. Además, integra el uso de macroinvertebrados como bioindicadores sumados a herramientas como el Índice Biológico (BI) o el Índice Multimétrico (MMI) que ayudan a cuantificar las perturbaciones. Sin embargo, se recalca la necesidad de trabajar con niveles taxonómicos más específicos, ya que esto permite detectar patrones más detallados en la comunidad bentónica y evaluar con mayor precisión las respuestas a las presiones antropogénicas. La identificación de estos organismos a nivel de especie aumenta la sensibilidad de los índices utilizados, mejorando la detección de alteraciones sutiles en el ecosistema. Este estudio sugiere un principal enfoque en la especie *Lumbrineris* que mostró una contribución significativa en varios contrastes del análisis SIMPER, estuvo presente de forma consistente en las comparaciones entre sectores y, además, muchas especies de la familia Lumbrineridae han sido reconocidas en otros estudios como sensibles a cambios ambientales. De esta manera, *Lumbrineris sp.* podría ser un candidato robusto para exploraciones futuras, ya que su respuesta puede reflejar variaciones en la calidad del hábitat y en los gradientes ambientales del humedal.

X. REFERENCIAS

- Abad A. (2019). Dinámica, transformación y situación actual de los humedales costeros: caso de estudio de los municipios de Chimbote y Nuevo Chimbote, Perú. [Tesis Magíster, Universidad Politécnica de Madrid]. <https://doi.org/10.20868/tf.2019.16.4222>
- Adams B., Bowley J., Rohwer M., Oberg E., Willemsens K., Wintersteen W., Peterson R. & Higley L. (2024). Heavy metal movement through insect food chains in pristine thermal springs of Yellowstone National Park. ECOLOGY. <https://peerj.com/articles/16827/#p-36>
- Álvarez J., González M., Conesa H., Tercero M., Párraga I., Cervantes A., & Jiménez F. (2016). Eutrofización y contaminación por residuos mineros en

humedales del Mar Menor. Mar Menor una laguna singular y sensible: evaluación científica de su estado, 11, 251-270. ISBN 978-84-95877-55-0

Albarran N., Rangel L. & Gamboa J. (2009). Distribución y abundancia de *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. *Acta zoológica mexicana*, 25(1), 93-104. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372009000100009&lng=es&tlng=es

Arango A. & Arteaga L. (2017). Evaluación preliminar de *Melanoides tuberculata* y *Lymnaea columella* en la planta de abastecimiento de agua potable del corregimiento El Vínculo (Buga -Valle del Cauca) [Tesis para optar a título de Ingeniero Ambiental]. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. <https://repository.unad.edu.co/bitstream/handle/10596/13480/1113629365.pdf;jsessionid=FE61309FAA0D6E6C8C0C83A6E51A735E?sequence=1>

Armitage P., Cranston P. & Pider L. (1995). Biology and ecology of non - biting midges. Springer - Science + Business Media Dordrecht. DOI 10.1007/978-94-011-0715-0.

Aponte H., Gonzáles S. & Gómez Á. (2020). Impulsores del cambio en los humedales de América Latina: El caso de los humedales costeros de Lima. *South Sustainability*, 1(2), 1-5. doi.org/10.21142/SS-0102-2020-023

Aponte H. y Ramírez D. (2011). HUMEDALES DE LA COSTA CENTRAL DEL PERÚ: ESTRUCTURA Y AMENAZAS DE SUS COMUNIDADES VEGETALES. *Ecología Aplicada*, 10(1). <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v10n1/a04v10n1.pdf>

Aponte U. (2017). Humedales de la Costa central del Perú: Un diagnóstico de los humedales de Santa Rosa, laguna El Paraíso y Albufera de Medio Mundo. https://www.academia.edu/35242909/Humedales_de_la_Costa_central_del_Per%C3%BA_Un_diagn%C3%B3stico_de_los_humedales_de_Santa_Rosa_laguna_El_Para%C3%ADso_y_Albufera_de_Medio_Mundo

Arana C. & Salinas L. (2003). Flora vascular de los Humedales de Chimbote, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 10(2), 221-224.

http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1727-99332003000200014&script=sci_arttext&tlng=pt

Arévalo S., & Gutiérrez M. (2023). Guía de evaluación de calidad de agua en la Cordillera Blanca (Áncash) un caso de ciencia participativa (1.a ed.). Universidad Peruana Cayetano Heredia. <https://repositorio.lamolina.edu.pe/items/8ac8e6bb-4701-45e9-9ff2-5b5478c85d10>

Azabache L. (2018). DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA DE LOS RÍOS PORCÓN, GRANDE Y MASHCÓN- CAJAMARCA, EN FUNCIÓN DE LA MACROFAUNA BENTÓNICA COMO BIOINDICADOR. [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Cajamarca]. <https://repositorio.unc.edu.pe/bitstream/handle/20.500.14074/2114/TESIS%20DOCTORADO%20AZABACHE%20CORONADO%20LUIS%20ALBERTO.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Bazán D. (2020). DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LOS HUMEDALES DE ETEN UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS ODONATA, COLEÓPTERA, DÍPTERA Y HEMIPTERA DURANTE SEPTIEMBRE 2019 – ABRIL 2020. [Tesis para titulación, Universidad de Lambayeque]. <https://core.ac.uk/download/pdf/389312615.pdf>

Benhadji N., Kurniawan S., Imron M. Review of mayflies (Insecta Ephemeroptera) as a bioindicator of heavy metals and microplastics in freshwater. *Sci Total Environ.* 2025 Jan 1;958:178057. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.178057. Epub 2024 Dec 13. PMID: 39674161.

Bustamante A. (2018). REGISTRO DE LOS COLEÓPTEROS ACUÁTICOS EN LA REGIÓN CUSCO, PERÚ. *The Biologist (Lima)*, 16(1), 35-49. <https://doi.org/10.24039/rb2018161220>

Borcard D., Gillet F., & Legendre P. (2018). Numerical Ecology with R. In Use R! Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>

Caceda M. (2016). Coliformes totales, termotolerantes y *Escherichia coli* en relación con la temperatura, pH y demanda bioquímica de oxígeno en la playa de Puerto Malabrigo [Tesis para titulación, Universidad Nacional de Trujillo].

<https://dspace.unitru.edu.pe/server/api/core/bitstreams/2dc9836c-49f3-471e-8484-6dbf70f43f4d/content>

Canales H. (2022). Variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el área de conservación regional – Humedales de Ventanilla – Callao durante el año 2018 [Tesis Magíster, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. <https://hdl.handle.net/20.500.12672/18901>

Cárdenas G. & Sánchez I. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 15(1), 72-88. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0124-71072013000100007&lng=en&tlng=es

Caporale A. & Violante A. (2016). Chemical Processes Affecting the Mobility of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. *Curr Pollution Rep* 2, 15–27. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0024-y>

Condori A. & Mallaupoma S. (2021). Gestión de residuos sólidos en la Reserva Nacional de Paracas, Pisco, Ica 202 [Tesis de Maestría; Universidad Continental]. http://repositoriodemo.continental.edu.pe/bitstream/20.500.12394/11133/1/IV_FIN_107_TE_Condori_Mallaupoma_2021.pdf

Convención de Ramsar (s.f.). ¿Qué son los humedales?. <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/info2007sp-01.pdf>

Convención de Ramsar (s.f.). La Convención de Ramsar: ¿de qué trata?. https://www.ramsar.org/sites/default/files/fs_6_ramsar_convention_sp_0.pdf

Convención sobre los Humedales (2021). Perspectiva mundial sobre los humedales. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo_2021_s.pdf

Cazzaniga N. (2011). El género *Heleobia* (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur. *ResearchGate*, 1-85. https://www.researchgate.net/publication/286776351_El_genero_Heleobia_Caenogastropoda_Cochliopidae_en_America_del_Sur

Colette M., Capilla P., Monaghan P. & Burraco P. (2024). The impact of chemical pollution across major life transitions: a meta-analysis on oxidative stress in amphibians. *Proc Biol Sci.* 2024. <https://doi.org/10.1098/rspb.2024.1536>

Chowdhury S., Dubey V., Choudhury, S., Das, A., Jeengar, D., Sujatha, B., Kumar, A., Kumar, N., Semwal, A. & Kumar, V. (2023). Insects as bioindicator: A hidden gem for environmental monitoring. *Frontiers In Environmental Science*, 11. doi.org/10.3389/fenvs.2023.1146052

Clarke K., Gorley R., Somerfield P. & Warwick R. (2014). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation (3era edición). PRIMER-E: Plymouth

Corgos A., Godínez E., Flores J. & Rojo J. (2014). Comunidades de fondos blandos submareales de la bahía de Navidad (Jalisco, México): patrones espaciales y temporales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1171–1183. doi:[10.7550/rmb.41419](https://doi.org/10.7550/rmb.41419)

Cranston P., Oliver, D., & Sæther O. (1989). The adult males of Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region-Keys and diagnoses, 165-352.

Custodio M. & Chanamé F. (2016). Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria*, 7(1), 33-44. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2016.01.04>

Dalu T., Cuthbert R., Methi M., Dondofema F., Chari L. & Wasserman R. (2022). Drivers of aquatic macroinvertebrate communities in a Ramsar declared wetland system. *Science Of The Total Environment. ScienceDirect*, 818. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151683

Dalu T., & Chauke R. (2020). Assessing macroinvertebrate communities in relation to environmental variables: the case of Sambandou wetlands, Vhembe Biosphere Reserve. *Applied Water Science*, 10(16). doi.org/10.1007/s13201-019-1103-9

De la Rosa M., & Ruiz A. (2023). Valoración social de humedales costeros en el noroeste de México. *Acta Universitaria*, 33, 1–20. doi.org/10.15174/au.2023.3889

Díaz L. & Carpizo E. (2011). Efecto del estrés térmico en la supervivencia y el retraso de la metamorfosis en larvas del erizo morado *Strongylocentrotus purpuratus*. *Ciencias marinas*, 37(4a), 403-414. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-38802011000400003&lng=es&tlng=es

Domínguez E., Giorgi A. & Gómez N. (2020). La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina. Eudeba, Buenos Aires. https://remaqua.conicet.gov.ar/download/libro/La-Bioindicacion-en-el-monitoreo-y-evaluacion-de-los-sistemas-fluviales-de-la-Argentina_compressed.pdf

Elías R., Méndez N., Muñiz P., Cabanillas R., Gutierrez C., Rozbaczylo N., Londoño M., Gárate P., Cárdenas M., Villamar F., Laverde J., Brauko K., Araki M., Cunha P. & Díaz O. (2021). Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe. *MARINE AND FISHERY SCIENCES* 34 (1): 37-107. <https://doi.org/10.47193/mafis.3412021010301>

Minam. (2015). Estrategia Nacional de Humedales, D.S. N° 004-2015-MINAM,. <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/01/Anexo-Decreto-Supremo-N%C2%B0-004-2015-MINAM2.pdf>

Metcalf & Edy, Tchobanoglous G., Stensel D. & Tsuchihashi R. (2013). WASTEWATER ENGINEERING: TREATMENT AND RESOURCE RECOVERY, FIFTH EDITION. ISBN 978-0-0

García S., Arguello A. & Parra R. (2019). Factors that influence the pH of water through the application of linear regression models. *Inova Research Journal*, 4, 59-71. <https://revistas.uide.edu.ec/index.php/innova/article/view/909/1510>

García V., Perea A., & Orozco R. (2018). Quality of the coastal and marine environment of the Ancash Region, 2018. *Boletín Instituto del Mar del Perú*, 34(2), 406-431. <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/3395>

Gamboa M., Reyes R. & Arrivillaga J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 48(2), 109-120. Recuperado en 05 de diciembre de 2024, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1690-46482008000200001&lng=es&tlng=es

Ge Y., Xia C., Wang J., Zhang X., Ma X., & Zhou Q. (2021). The efficacy of DNA barcoding in the classification, genetic differentiation, and biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates. *Ecology and evolution*, 11(10), 5669-5681.

González R., Simões N., Guerra E., Hernández C., Carrasquel G., Méndez E., Lira C., Rada M., Hernández I., Pauls S., Croquer A. & Cruz J. (2016). Anémonas de mar (Cnidaria: Actiniaria, Corallimorpharia, Ceriantharia, Zoanthidea) de ambientes marinos de aguas someras en Venezuela: nuevos registros y un inventario actualizado. *Mar Biodivers Rec* 9 , 18. <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0016-7>

Gómez A., Aponte H. & Gonzales S. (2023). How to protect Peruvian coastal wetlands? An answer based on a conceptual model of their drivers of change. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 52(2), 125-142. <http://boletin.invemar.org.co/ojs/index.php/boletin/article/view/1218/943>

Guizhi Q., Borui Z., Biao T, Rui Y, Andy B, Pan W. & Shouyang H. (2023). Characterization of Dissolved Organic Matter from Agricultural and Livestock Effluents: Implications for Water Quality Monitoring. *Revista internacional de investigación ambiental y salud pública* 20, n.º 6: 5121. <https://doi.org/10.3390/ijerph20065121>

Hansen A., Mahé F. & Corzo C. (2013). Metodología para determinar la liberación de metales del sedimento al agua en lagos y embalses. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(3), 179-190. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992013000300004&lng=es&tlng=es

Harlan D., (2008). The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Rev Biol Trop.* 56.

https://www.researchgate.net/publication/255592166_The_use_of_polychaetes_Annelida_as_indicator_species_of_marine_pollution_a_review

Hernández E., Veas R., Torres P., Krautz C., Hernández A., Chandía C. & Salamanca M. (2024). Dinámica metacomunitaria de la macrofauna bentónica de fondos blandos de la zona costera del Golfo de Arauco. *Gayana (Concepción)*, 88(2), 215-235. https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-65382024000200215&script=sci_arttext&tlng=pt

Hou Y., Kong F., Li Y., Xi M. & Yu Z. (2020). Key factors of the studies on benthic macroinvertebrate in coastal wetlands: Methods and biodiversity. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 20, 424-436. doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.02.004

Hon L., Sharifah R., Pei T., Khor W., Hanafiah F., Nadiah R., Siti A., Suhairi M., Sabri M., Leong L., Young C., Yu C., Li L. & Mazlan G. (2022). Low water pH depressed growth and early development of giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* larvae. *Heliyon*, Vol. 8, Issue 7, ISSN 2405-8440, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09989>

Instituto del Mar del Perú (2010). BASES TÉCNICAS PARA EL ORDENAMIENTO PESQUERO Y ACUÍCOLA DE LA BAHÍA DE PARACAS. <http://humboldt.iwlearn.org/es/sitios-piloto/-/estudiosbahiaparacas.pdf>

Instituto del Mar del Perú. (2022). Monitoreo de los impactos ocasionados sobre los recursos hidrobiológicos por el derrame de petróleo en el sector litoral de ventanilla.

<https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/2912447/Evaluaci%C3%B3n%20del%20impacto%20del%20derrame%20de%20petr%C3%B3leo%20en%20la%20Bah%C3%ADa%20de%20Ventanilla%20-%20Informe%20de%20Monitoreo%20-%202022.pdf>

Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2023). *Población peruana alcanzó los 33 millones 726 mil personas en el año 2023*. Gobierno del Perú.

<https://www.gob.pe/institucion/inei/noticias/795336-poblacion-peruana-alcanzo-los-33-millones-726-mil-personas-en-el-ano-2023>

Instituto Geofísico del Perú. (2023). Humedales costeros del Perú: Pisco-Ica. *Informe Técnico Especial*, 2. <https://repositorio.igp.gob.pe/items/e9a785b9-b38e-4316-920e-ba90273c0bf4>

Isea D., Vargas L., Durán J., Delgado J. & Mendoza R. (2015). Biokinetics parameters governing of BOD equation in a crab-processing industry wastewater. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 38(2), 112-121. <https://ve.scielo.org/pdf/rtfiuz/v38n2/art03.pdf>

Iannacone J., Mansilla J., & Ventura K. (2003). Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima - Perú. *Ecología Aplicada*, 2(1), 116-124. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162003000100018&lng=es&tlng=es

Iannacone J. & Alvarino L. (2002). EFECTO DEL DETERGENTE DOMÉSTICO ALQUIL ARIL SULFONATO DE SODIO LINEAL (LAS) SOBRE LA MORTALIDAD DE TRES CARACOLAS DULCEACUÍCOLAS EN EL PERÚ. *Ecología aplicada*, 1(1), 1-7. <https://revistas.lamolina.edu.pe/index.php/eau/article/view/234/230>

Jarpa M., Aguilar A., Belmonte M., Decap J., Abarzúa M. & Vidal G. (2007). Determinación de la capacidad nitrificante de un sedimento marino proveniente de un centro de cultivo de salmones. *Interciencia*, 32(10), 679-685. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442007001000008&lng=es&tlng=es

Jip de Vries, Michiel H.S. Kraak, Piet F.M. Verdonshot. (2023). Complementarity of community indices in characterizing aquatic macroinvertebrate assemblages. *Global Ecology and Conservation*, 46. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02604>

Fontana L. (2015). Principios de ecología. *Editorial Brujas*, 1. <https://elibro.net/es/ereader/cayetano/78148?page=76>

- Lee J. & Jae S. (2020). Taxonomic revision of the subfamily Stratiomyinae (Diptera: Stratiomyidae). *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 13(4), 559-576. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2020.07.007>
- Lencioni V., Marziali L. & Rossaro B. (2012). Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. *Freshwater Science*, 31 (2). <https://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1899/11-038.1>
- Levin L., Etter J., Rex M., Gooday A., Smith, C., Pineda J., Stuart C., Hessler R. & Pawson D. (2001). Environmental influences on regional deep-sea species diversity. *Annual review of ecology and systematics*, 32(1), 51-93.
- López H., Miglio M., & Paredes C. (2021). Pruebas de toxicidad con elutriados de sedimento marino de las bahías los chimus, tortugas y casma en Perú empleando las microalgas *Isochrysis galbana* y *Nannochloropsis* oceánica. *Ecología Aplicada*. 20(2). 169-177. <https://doi.org/10.21704/rea.v20i2.1807>
- Main C., Ruhl A., Jones B., Yool A., Thornton B. & Mayor, D. (2015). *Hydrocarbon contamination affects deep-sea benthic oxygen uptake and microbial community composition. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 100, 79–87. doi.org/10.1016/j.dsr.2014.12.008
- Malacalza L. (2013). Ecología y ambiente. *Sociedad y Ambiente: Reflexiones para una nueva América Latina*, 2. ISBN 978-987-29821-0-2
- MINAM.(2015). Estrategia Nacional de Humedales. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente, *Dirección General de Diversidad Biológica*. <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2015/01/Anexo-Decreto-Supremo-N%C2%B0-004-2015-MINAM2.pdf>
- Minam (2021). Criterios para la priorización de humedales en el Perú. Gob.pe <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/2773869/ANEXO%20RM.%20019-2022%20-%20CRITERIOS%20PARA%20LA%20PRIORIZACION%20DE%20HUMEDALES%20EN%20EL%20PERU.pdf.pdf>

Miranda F. (2015). La descentralización centralista en el Perú: entre la crisis y el crecimiento 1970-2014. *Investigaciones Sociales*, 19(34), 153-167.
<https://doi.org/10.15381/is.v19i34.11758>

Moschella P. (2012). Variación y Protección de los Humedales Costeros Frente a Procesos de Urbanización: Casos Ventanilla y Puerto Viejo [Tesis de Maestría, Pontificia Universidad Católica del Perú].
<https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/4527>

Montes D., Aponte H. & Valle S. (2023). Un nuevo humedal artificial en la costa central de Perú: primera caracterización de su avifauna. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 47(183), 352-370.
<https://doi.org/10.18257/raccefyn.1883>

Muñoz H., Orozco S., Vera A., Suárez J., García E., Neria M., & Jiménez J. (2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(5), 59-74.
<https://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v6n5/v6n5a5.pdf>

Ndayisenga J. & Habimana V. (2020). The Use of Aquatic Macro-Invertebrate and Physico-Chemical Parameters for Water Quality Analysis in Wetlands of Kigali City. *East African Journal of Science and Technology*, 10(3), 91 – 104.
https://www.researchgate.net/profile/Valens-Habimana/publication/344269801_The_use_of_aquatic_macro-invertebrate_and_physico-chemical_parameters_for_water_quality_analysis_in_wetlands_of_Kigali_City/links/5f621d03a6fdcc11641659ab/The-use-of-aquatic-macro-invertebrate-and-physico-chemical-parameters-for-water-quality-analysis-in-wetlands-of-Kigali-City.pdf

Navarro E. (2005). Análisis de la teoría aceptada sobre la disociación del agua. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 2(2), 65-73.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722005000200003&lng=es&tlng=es

Oladi M., & Shokri M. R. (2021). *Multiple benthic indicators are efficient for health assessment of coral reefs subjected to petroleum hydrocarbons contamination: A case study in the Persian Gulf. Journal of Hazardous Materials*, 409, 124993. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124993

Olguín E., Hernández M., & Sánchez G. (2007). Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23(3), 139-154. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992007000300004&lng=es&tlng=es

Paduani M. (2020). Microplastics as novel sedimentary particles in coastal wetlands: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111739. doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111739

Parikh G., Rawtani D., & Khatri N. (2020). Insects as an Indicator for Environmental Pollution. *Environmental Claims Journal*, 1–21. doi:10.1080/10406026.2020.1780698

Pérez M., Mata D., Casasola P., Alarcón M., Macías E. & Alfaro J. (2020). Patrones de distribución y estructura de la vegetación en el gradiente de humedales costeros El Castaño, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 242-259. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68i1.37616>

Peralta J. (2012). DIVERSIDAD DE LA ENTOMOFAUNA ACUÁTICA Y SU USO COMO INDICADORES BIOLÓGICOS EN HUMEDALES DE VILLA, LIMA, PERÚ [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/20.500.12672/4384>

Pilar Y., Ossa J., Giménez F. & Sánchez J. (2011). Polychaete distribution pattern on the Valencian Community coast, Spanish Mediterranean. *Ciencias Marinas*, 37(3): 261–270. <https://www.scielo.org.mx/pdf/ciemar/v37n3/v37n3a2.pdf>

Polanía J., Tania C., Venegas J. & Perez A. (2013). Investigación en Ciencias del Mar: Aportes de la Universidad Nacional de Colombia. ResearchGate. https://www.researchgate.net/profile/Jaime-Polania-Vorenberg/publication/259297930_Investigacion_en_Ciencias_del_Mar_Aporte

s_de_la_Universidad_Nacional_de_Colombia/links/00b4952ae5bcbec466000000/Investigacion-en-Ciencias-del-Mar-Aportes-de-la-Universidad-Nacional-de-Colombia.pdf#page=91

Quesada F., Umaña G., Springer M. & Picado J. (2020). Variación estacional y características físicoquímicas e hidrológicas que influyen en los macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical* , 68 (Supl. 2), 54-67. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44332>

Raymond C., Gorójo E. & Karlson A. (2021). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Have Adverse Effects on Benthic Communities in the Baltic Sea: Implications for Environmental Status Assessment. *Front. Environ. Sci.* 9. doi.org/10.3389/fenvs.2021.624658

Ramírez A. (2010). Capítulo 2: Métodos de recolección. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 41-50. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800002&lng=en&tlng=es

Ramirez A. (2017). Diversidad de Anémonas de Mar (Anthozoa: Actiniaria) en la zona intermareal de las playas rocosas del Área Natural Protegida Los Cóbano y Punta Amapala, El Salvador. [Tesis de Licenciatura, Universidad de El Salvador]. <https://repositorio.ues.edu.sv/server/api/core/bitstreams/480802e9-d980-4fff-9074-3bad5a50abe6/content>

Ríos M. & Del Río V. (2022). ANÁLISIS DE LA CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA DE LA LAGUNA PUERTO VIEJO, CAÑETE, LIMA-PERÚ. [Tesis para optar el título profesional, Universidad Científica]. <https://repositorio.cientifica.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12805/2987/TL-Rios%20M-Del%20Rio%20V-Ext.pdf?sequence=1&isAllowed=y#page=27.40>

Rivas R., Zepa C., drian Pareja E., Leiva D., Huaytalla V. & Iannacone José. (2022). Caracterización física y biológica, y servicios ecosistémicos del humedal san pedro de quillcay, Lurín, Lima, Perú. *The Biologist (Lima)*, 20 (2), 1-27. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9398106>

- Rodríguez E., Pollack L., Alvítez E. & Mora M. (2017). Los humedales costeros de la región La Libertad (Perú) son ecosistemas frágiles que necesitan planes de conservación urgente. *URGENTE. Sagasteguiana*, 5(2), 231-270. <https://revistas.unitru.edu.pe/index.php/REVSAGAS/article/view/3125>
- Roldán G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista De La Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, 40(155), 254–274. <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.335>
- Roldan G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Centro de Investigaciones, CIEN. <https://ianas.org/wp-content/uploads/2020/07/wbp13.pdf>
- Santana G. & Peña J. (2018). Situación de los humedales de la República Dominicana. *VERDOR*, 8(13), 120-129. <https://bvearmb.do/bitstream/handle/123456789/4254/Revista%20Verdor%208%2813%29%20201%208%20120-129.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Santiago S. & Sandoval J. (2001). Coleópteros acuáticos y su relación con la dinámica fisicoquímica del Río Cuautla (Tramo Tetelcingo-Anenecuilco), Morelos, México. *Hidrobiológica*, 11(1), 19-29. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972001000100002
- Samboni N., Carvajal Y., & Escobar J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27 (3), 172-181. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-56092007000300019&lng=en&tlng=es
- Soler P., Berroterán J., Gil J. & Acosta R. (2012). Índice valor de importancia, diversidad y similaridad florística de especies leñosas en tres ecosistemas de los llanos centrales de Venezuela. *Agronomía Tropical*, 62(1-4), 025-038.

http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2012000100003&lng=es&tlng=es.

Sousa D., Pires J., Sousa R., Freire S. & Pinto H. (2024). Use of a geospatial tool to predict the distribution of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) and some native freshwater gastropods found in Brazil. *Biota Neotropica*, 24(3), e20241638.

<https://www.scielo.br/j/bn/a/Q35qdPMZ9cTWsRV7drY74YJ/?format=pdf&lang=en>

Sunnas (2022), DIAGNÓSTICO DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR) EN EL ÁMBITO DE LAS EMPRESAS PRESTADORAS. Gop.pe.

<https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/3212482/Informe%20de%20diagn%C3%B3stico%20de%20las%20PTAR.pdf?v=1654900510>

Tabilo E., Burmeister J., Chávez C., & Zöckler C. (2016). Humedales y aves migratorias en la costa árida del pacífico sudamericano. *Centro Neotropical de Entrenamiento de Humedales*, 1-97. [10.13140/RG.2.1.3004.4565](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3004.4565)

Tampo L., Kaboré I., Alhassan E., Ouéda A., Bawa L. & Djaneye G. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in water*, 3. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>

Ten P., Russi D., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R. & Davidson N. (2013) La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad relativa al agua y los humedales. *Resumen ejecutivo*. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/teeb_waterwetlands_execsum_2013-sp.pdf

Terán E. (2024). Teoría de ecosistemas complejos para la conservación de la biodiversidad: Considerando un análisis concreto, la situación concreta que fundamenta la realidad científica. ResearchGate, 1-12. https://www.researchgate.net/publication/382208271_TEORIA_DE_ECOSISTEMAS_COMPLEJOS_PARA_LA_CONSERVACION_DE_LA_BIODIVERSIDAD

AD Considerando un analisis concreto la situacion concreta que fundamenta la realidad cientifica

Toledo S., Aponte H. & Gil F. (2023). La conservación de los humedales peruanos: un análisis de su legislación, sanciones y consecuencias. Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente, (11), A-004. Epub 30 de junio de 2023. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2709-36892023000100004

Torres A. (2013). MONITOREO DE LA COMUNIDAD DE INSECTOS PARA EVALUAR LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO PESQUERÍA, DESDE EL MUNICIPIO DE GARCÍA HASTA PESQUERÍA, NUEVO LEÓN, MÉXICO. [Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León]. <http://eprints.uanl.mx/7255/1/1080259443.pdf>

Vasquez A., Kabalan B. & Miller C. (2022). First data on water mite (Acari, Hydrachnidia) assemblages of Point Rosa Marsh, Harrison Township, Michigan, USA, and their use as environmental bioindicators of aquatic health. *Acarologia*, 62(3), 653-665. <https://doi.org/10.24349/2m5p-c5ku>

Velásquez R., & Araujo A. (2020). Spatial variation of the aquatic macroinvertebrates community in the littoral zone of the Santa Rosa coastal wetland, Lima, Peru. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 50-68. doi.org/10.15517/rbt.v68i1.35233

Villacorta Lucano, E. N. (2019). Centro de interpretación ambiental para la restauración ecológica de los humedales de Ventanilla. [Tesis para obtener el título profesional de Arquitecta, Universidad César Vallejo]. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/36924>

Verdugo F., Moreno P., Agraz M., López H., Benitez P. & Travieso A. (2007). La topografía y el hidroperiodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. ResearchGate, 1-9. https://www.researchgate.net/publication/26493675_La_topografia_y_el_hidroperiodo_dos_factores_que_condicionan_la_restauracion_de_los_humedales_costeros

Withers P, Colin N., Helen P. y Donnacha G. (2014). Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? Sustainability 6, no. 9: 5853-5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>

Xia Y., Zhang M., Tsan D., Geng N., Lu D., Zhu L., Deshani A., Pavani D. y Rinklebe J. (2020). Recent advances in control technologies for nonpoint source pollution with nitrogen and phosphorus from agricultural runoff: current practices and future prospects . Appl Biol Chem 63 , 8 (2020). <https://doi.org/10.1186/s13765-020-0493-6>

Zavaleta L., Ñique M., & Lévano J. (2021). Caracterización físico-química de los sedimentos del humedal la laguna bella en la selva de Huánuco, Perú. Ecología Aplicada, 20(2), 161-167. Epub 30 de diciembre de 2021. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162021000200161

ANEXOS

Anexo 1: Cadenas de búsqueda empleadas en la revisión sistemática

Términos	Cadenas de búsqueda (español e inglés)
Macroinvertebrados y bioindicadores	- "macroinvertebrados" AND "humedales costeros" / "macroinvertebrates" AND "coastal wetlands" - "bioindicadores" AND "humedales costeros" / "bioindicators" AND "coastal wetlands"
Densidad y diversidad	- ("densidad" OR "diversidad") AND "macroinvertebrados" AND "humedales costeros" - ("density" OR "diversity") AND "macroinvertebrates" AND "coastal wetlands"
Contaminación orgánica y calidad ambiental	- "indicadores de contaminación orgánica" AND "humedales costeros" / "organic pollution indicators" AND "coastal wetlands" - "calidad ambiental" AND "macroinvertebrados" AND "humedales costeros" / "environmental quality" AND "macroinvertebrates" AND "coastal wetlands"
Parámetros fisicoquímicos	- "parámetros fisicoquímicos del agua" AND "humedales costeros" / "water physicochemical parameters" AND "coastal wetlands" - "parámetros fisicoquímicos del suelo" AND "humedales costeros" / "soil physicochemical parameters" AND "coastal wetlands"
Impulsores de cambio	- "impulsores de cambio" AND "humedales costeros" / "drivers of change" AND "coastal wetlands" - "impulsores de cambio" AND "macroinvertebrados" AND "humedales costeros" / "drivers of change" AND "macroinvertebrates" AND "coastal wetlands"
Monitoreo biológico	- "monitoreo biológico" AND "macroinvertebrados" / "biological monitoring" AND "macroinvertebrates"

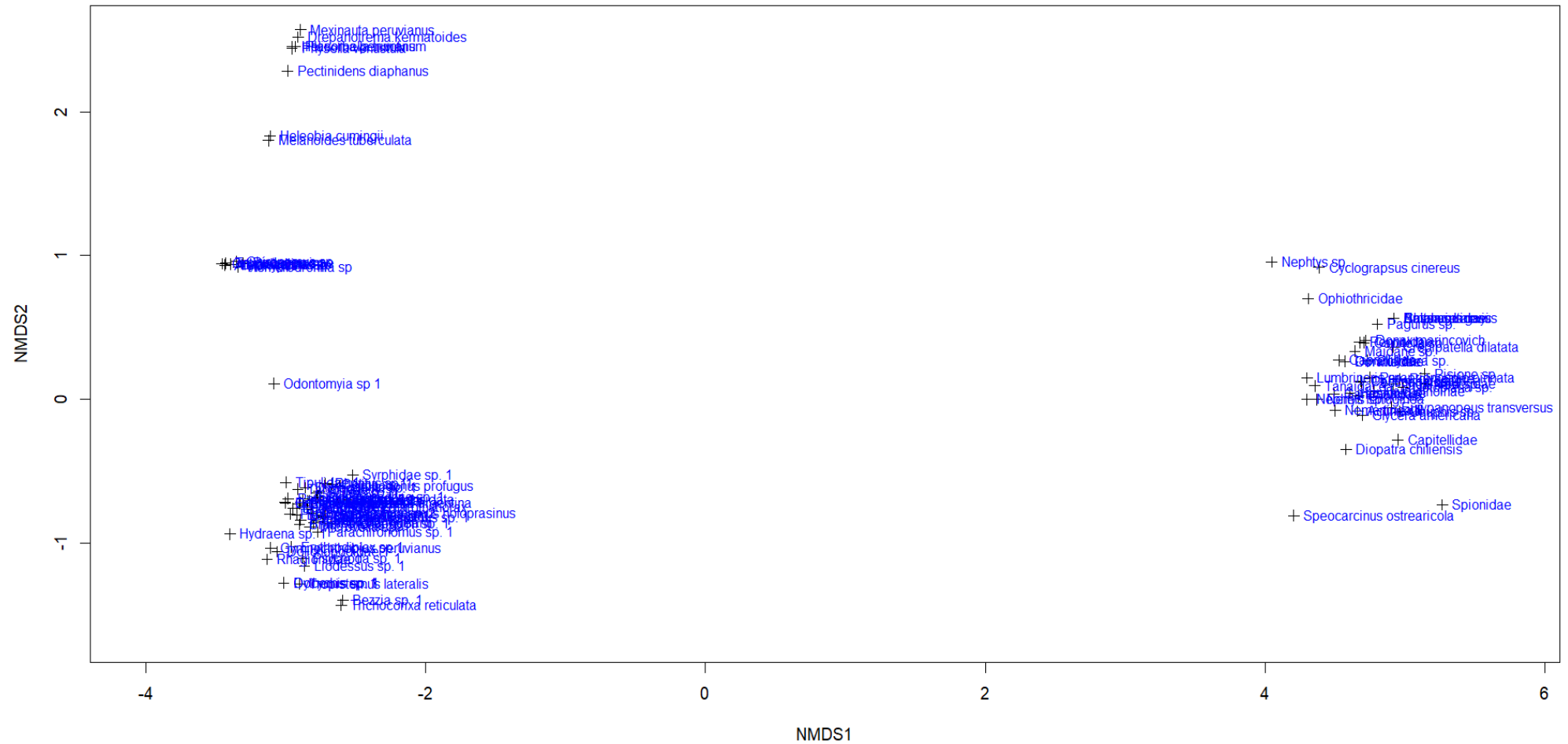
Anexo 2: Tabla resumen de artículos revisados

https://docs.google.com/spreadsheets/d/1TGxidtNmrF-uHRxWtzBqqCbqjarj2nrf1sbWPQ_2miA/edit?usp=sharing

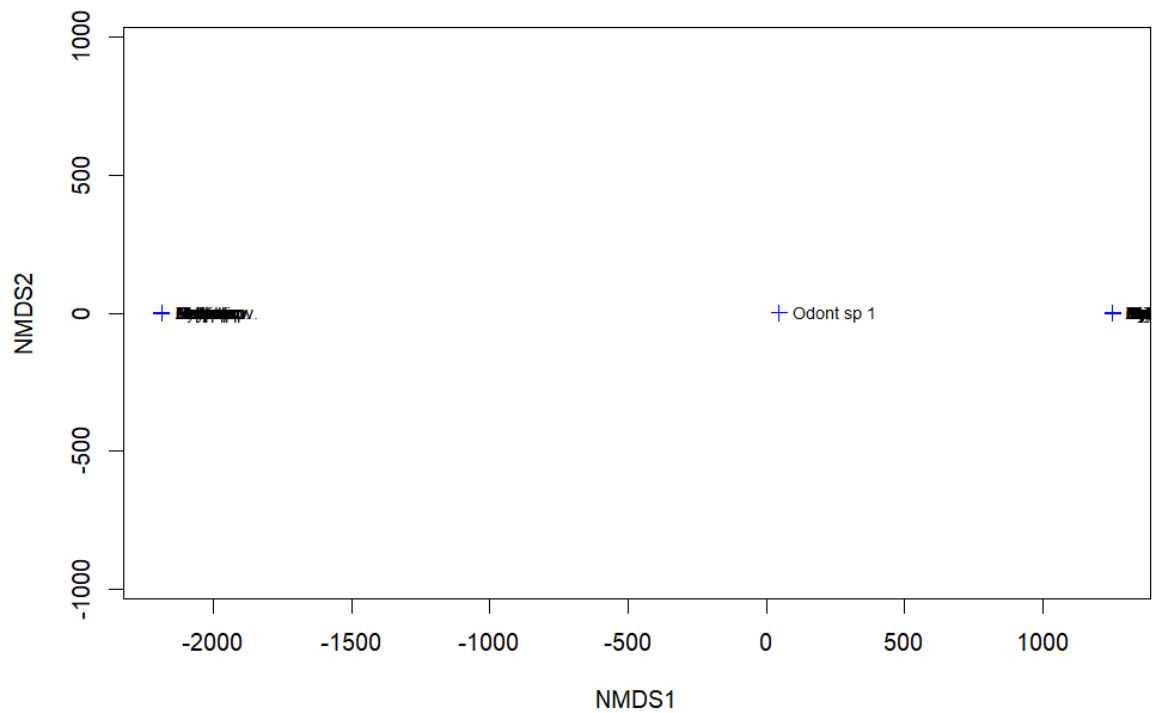
Anexo 3: Tabla de registro de especies de macroinvertebrados (familia, orden, clase y especie), parámetros fisicoquímicos de sedimento, parámetros fisicoquímicos de agua, indicadores de contaminación e impulsores de cambio.

<https://docs.google.com/spreadsheets/d/1DbcmPnpsVnJrSXmk4a8vaVqWHd2ZJiDEtz9hQazN72o/edit?usp=sharing>

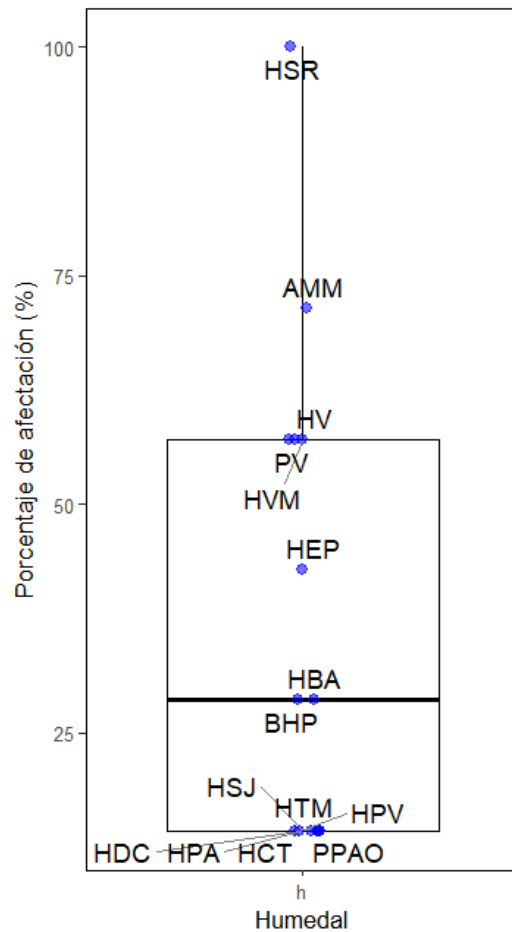
Anexo 4: Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico de las especies de macroinvertebrados de los departamentos de Lima (especies situadas en la izquierda) e Ica (especies situadas en la derecha)



Anexo 5: Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico de las abundancias de macroinvertebrados de los humedales de PV y HPV en el departamento de Lima. El valor de estrés fue de 0.00007



**Anexo 6: Diagrama de caja de la distribución de porcentajes de afectación
por cuartiles según los IC.**



Nivel de exposición a IC	%	Cuartil
Bajo	0-14,29	Q1(25)
Moderado	14,30-28,57	Q2(50)
Alto	28,58-57,14	Q3(75)
Muy alto	57,15-100	Q4(100)