

1 The Biologist (Lima), 2025, 1 vol. 23(2), XX-XX.

2 DOI: <https://doi.org/10.62430/rtb20252322019>

3 Este artículo es publicado por la revista The Biologist (Lima) de la Facultad de Ciencias Naturales
4 y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú. Este es un artículo de acceso
5 abierto, distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Atribución 4.0
6 Internacional (CC BY 4.0) [<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>] que permite el
7 uso, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente
8 citada de su fuente original.



9

10 ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

11 Assessment of the water quality of the Lurín river, Lima, Perú, using biotic indices
12 during the high-flow season

13

14 Evaluación de la calidad del agua del río Lurín, Lima, Perú, utilizando índices bióticos
15 durante la temporada de crecida

16

17 Julio Zurita-Castillo^{1*} & Gabriela Salinas-Espinoza¹

18 ¹ Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal,
19 Lima, Perú. juliozcastillo@gmail.com; gabrielasalinasespinoza@gmail.com

20 Running Head: Water Quality of Lurín River Using Biotic Indices

21 *Corresponding author: juliozcastillo@gmail.com

22 Julio Zurita-Castillo:  <https://orcid.org/0009-0009-3984-1193>

23 Gabriela Salinas-Espinoza:  <https://orcid.org/0009-0003-3576-3809>

24

25 ABSTRACT

26 The water quality of the Lurín River, Lima, Peru, shows evidence of deterioration due to
27 urban growth and the discharge of domestic and industrial effluents, which affect the
28 ecological integrity of its lower basin. In this context, the present study aimed to evaluate
29 water quality during the high-flow season using biotic indices based on benthic
30 macroinvertebrates (BMI) as a complementary tool to conventional physicochemical and
31 microbiological parameters. Six sampling stations were established along 5 km of the
32 river channel, where macroinvertebrates were collected manually and with a Surber net
33 (500 µm mesh), following a standardized protocol at each point. In the field, temperature,
34 pH, electrical conductivity (EC), and dissolved oxygen (DO) were measured, and in the
35 laboratory, thermotolerant coliforms (TTC) and *Escherichia coli* (Castellani & Chalmers,
36 1919) were analyzed. Organisms were identified to the family level, and the BMWP/Col,
37 ASPT, ChIBF, and %EPT indices were calculated. In addition, Pearson correlation
38 analyses, the Morisita–Horn similarity index, and the non-parametric Friedman test were
39 applied to compare the indices. A total of 1479 individuals belonging to 11 families were
40 identified, with Leptohyphidae, Hydropsychidae, and Simuliidae being the most
41 abundant. The BMWP/Col, ASPT, and ChIBF indices exhibited consistent patterns,
42 whereas %EPT differed significantly according to the Friedman test. The evaluated
43 stations complied with the Peruvian ECA–water standards for EC, pH, and DO, but not
44 for TTC, and only E1 remained within the permitted limit for *E. coli*. The Morisita–Horn
45 index revealed high similarity (>95%) among stations E1–E4 and E2–E5 relative to E3
46 and E6. Consistently, these two stations concentrated the lowest scores: E3 obtained the
47 lowest classification according to the %EPT index, while E6 recorded minimum values
48 in BMWP/Col, ASPT, and ChIBF. Overall, the results demonstrate that biotic indices

49 constitute an effective and complementary tool for the ecological assessment of water
50 quality in the lower Lurín River basin during high-flow periods.

51 **Keywords:** Benthic macroinvertebrates – Water quality – BMWP/Col – ASPT – ChIBF
52 – EPT

53

54 **RESUMEN**

55 La calidad del agua del río Lurín, Lima, Perú presenta evidencias de deterioro por el
56 crecimiento urbano y los vertimientos de efluentes domésticos e industriales, que afectan
57 la integridad ecológica de su cuenca baja. En este contexto, el presente estudio tuvo como
58 objetivo evaluar la calidad del agua durante la temporada de crecida mediante el uso de
59 índices bióticos basados en macroinvertebrados bentónicos (MIB), como herramienta
60 complementaria a los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos convencionales. Se
61 establecieron seis estaciones de muestreo a lo largo de 5 km del cauce, donde se
62 recolectaron macroinvertebrados manualmente y con red Surber (malla 500 µm),
63 aplicando un protocolo estandarizado en cada punto. En campo se determinaron la
64 temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD), y en laboratorio
65 se analizaron los coliformes termotolerantes (CTT) y *Escherichia coli* (Castellani &
66 Chalmers, 1919). Los organismos se identificaron hasta nivel de familia y se calcularon
67 los índices BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT. Además, se realizaron análisis de
68 correlación de Pearson, índice de similitud de Morisita-Horn y la prueba no paramétrica
69 de Friedman para comparar los índices. Se identificaron 1479 individuos pertenecientes
70 a 11 familias, siendo las más abundantes Leptohyphidae, Hydropsychidae y Simuliidae.
71 Los índices BMWP/Col, ASPT y ChIBF mostraron patrones consistentes, mientras que
72 el %EPT difirió significativamente según la prueba de Friedman. Las estaciones

73 evaluadas cumplieron con los límites del ECA-agua para CE, pH y OD, pero no para
74 CTT, y solo E1 se mantuvo dentro del límite permitido para *E. coli*. El índice de Morisita-
75 Horn evidenció alta similitud ($> 95\%$) entre las estaciones E1–E4 y E2–E5 con respecto
76 a E3 y E6. Coincidentemente, estas dos estaciones concentraron las puntuaciones más
77 bajas: E3 obtuvo la calificación más reducida según el índice %EPT, mientras que E6
78 registró valores mínimos en BMWP/Col, ASPT y ChIBF. En conjunto, los resultados
79 demuestran que los índices bióticos constituyen una herramienta eficaz y complementaria
80 para la evaluación ecológica de la calidad del agua en la cuenca baja del río Lurín durante
81 períodos de crecida.

82 **Palabras clave:** Macroinvertebrados bentónicos - Calidad del agua - BMWP/Col – ASPT
83 – ChIBF – EPT

84

85 INTRODUCCIÓN

86 En el Perú, las actividades antrópicas, como las descargas de aguas residuales sin
87 tratamiento de origen urbano e industrial, junto con la limitada gestión de la inversión
88 pública en saneamiento (Dianderas, 2022), han generado una progresiva contaminación
89 y pérdida de calidad en los recursos hídricos, representando un riesgo para la salud pública
90 (Villena, 2018; Zárate-Cáceres *et al.*, 2025). La evaluación de la calidad del agua en el
91 país se basa principalmente en parámetros microbiológicos y fisicoquímicos (MINAM,
92 2017). A pesar de su utilidad, estos análisis proporcionan información temporalmente
93 restringida y no siempre representan las dinámicas ecológicas del sistema, lo que puede
94 limitar la interpretación ambiental a largo plazo; asimismo, su aplicación demanda
95 recursos económicos y técnicos más elevados (Brouset-Minaya *et al.*, 2018; Moulinec *et*
96 *al.*, 2025).

97 Una alternativa, ampliamente utilizada para evaluar la calidad del agua en diversas
98 regiones del mundo, es el uso de los macroinvertebrados bentónicos (MIB) (Roldán,
99 2016; Corteletti & Paz, 2021; Vilca-Carhuapoma, 2022). Los MIB son organismos
100 mayores a 0.5 mm que habitan el sustrato bentónico durante alguna etapa de su desarrollo
101 (Roldan, 2016; Rodríguez-Castillo *et al.*, 2021); además, debido a sus características
102 biológicas y ecológicas, logran integrar los efectos combinados de los factores bióticos y
103 abióticos de sus ecosistemas a lo largo del tiempo, ofreciendo una aproximación más
104 representativa de la calidad del agua (Segnini, 2003; Roldán, 2016; Tampo *et al.*, 2021;
105 Vilca-Carhuapoma, 2022). Para ello, se requiere determinar la diversidad y abundancia
106 de estos organismos y, a partir de dichos datos, aplicar índices bióticos (IB) que permitan
107 clasificar la calidad del agua. Entre los IB mayormente empleados en la región de
108 Sudamérica están el índice *Biological Monitoring Working Party* adaptado a Colombia
109 (BMW/Col), el índice *Average Socore Per Taxon* (ASPT), índice Biótico de Familias
110 adaptado para Chile (ChIBF) y el índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (%EPT)
111 (Segnini, 2003; Figueroa *et al.*, 2007; Pinilla *et al.*, 2010; Canchapoma *et al.*, 2016;
112 Roldán, 2016; Corteletti & Paz, 2021; Vilca-Carhuapoma, 2022).

113 Aunque algunos estudios realizados en la cuenca del río Lurín han evidenciado el
114 potencial de los MIB como bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua
115 (Iannaccone *et al.*, 2013; Chumpitaz, 2017; Arana, 2019), la información científica
116 disponible para esta cuenca sigue siendo limitada y concentrada en períodos específicos,
117 sin un monitoreo sistemático entre estaciones. Por ello, diversos autores han señalado la
118 necesidad de estudios continuos y estacionales que permitan profundizar en el
119 conocimiento de la fauna acuática para desarrollar índices bióticos ajustados a la realidad
120 ecológica local (Roldán, 2016; Chumpitaz, 2017; Arana, 2019; Mathers *et al.*, 2023). A

121 esta problemática se suma que la normativa peruana vigente no contempla estos índices
122 dentro de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA-Agua), restringiendo su
123 uso en programas oficiales de monitoreo y gestión ambiental (MINAM, 2017).

124 El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del agua de la cuenca baja del
125 río Lurín, distrito de Cieneguilla, Lima, Perú, mediante la aplicación de los índices
126 bióticos BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT, con el fin de complementar la información
127 existente sobre los MIB durante la temporada de crecida (verano). Asimismo, se propuso
128 valorar la utilidad de estos índices como herramientas complementarias para el monitoreo
129 ambiental en este río.

130

131 **MATERIALES Y MÉTODOS**

132 La investigación se desarrolló en la cuenca baja del río Lurín, distrito de Cieneguilla,
133 localizada al sur de Lima, Perú, durante el mes de febrero del año 2020, época
134 correspondiente a la temporada de crecida del río.

135 La evaluación de cada estación de monitoreo se realizó conforme al protocolo
136 estandarizado elaborado por la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (2014). Se
137 establecieron seis estaciones de muestreo (E), distribuidas a lo largo de un tramo de 5 Km
138 (E1, E2, E3, E4, E5 y E6) entre los 270 msnm y 355 msnm, y se georreferenciaron con
139 ayuda de un GPS eTrex Vista® de la marca Garmin® (Tabla 1). La elección de este sector
140 respondió al interés de evaluar la respuesta biológica del ecosistema ante una dinámica
141 hidrológica variable y su creciente presión antrópica debido al vertimiento de aguas
142 residuales y la expansión urbana.

143 La recolecta se realizó en aguas corrientes y pozas, además de distintos sustratos (ramas,
144 hojas, tallos sumergidos, entre otros). Cada submuestra fue tomada por duplicado,
145 empleándose un esfuerzo de muestreo de una sola persona durante una hora.
146 Se utilizó una red tipo surber compuesta por un marco de muestreo de 0,09 m² y una malla
147 de 500 µm de abertura para las recolectas. Para los otros tipos de sustratos, la recolección
148 se realizó de manera manual retirando a los organismos presentes con ayuda de pinzas
149 entomológicas. En cada estación se recolectaron muestras de agua y MIB siguiendo un
150 protocolo uniforme para asegurar la comparabilidad de los resultados. Los organismos
151 que no pudieron ser identificados en campo fueron trasladados en bolsas con cierre
152 hermético o frascos de polipropileno con alcohol 70° y glicerina hasta el laboratorio
153 (Vásquez & Medina, 2015).

154

155 **Tabla 1.** Datos y descripción de seis puestos de muestreo en la cuenca baja del río Lurín,
156 Lima, Perú, febrero del 2020.

Estación de muestreo	Coordenadas Sexagesimales	Altitud (msnm)	Descripción
E1	12,09411 S 76,77609 W	355	Ubicada aguas arriba del puente Panquilmá. Presencia moderada de vegetación herbácea. Pastoreo a pequeña escala y casas aledañas. Presencia de peces y escasos residuos de origen humano.
E2	12,10186 S 76,7846 W	333	Abundante presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Escasos residuos de origen humano.
E3	12,10458 S 76,79449 W	310	Moderada presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Se evidenció actividades recreativas y presencia moderada de residuos de origen humano y animal.
E4	12,10889 S 76,80061 W	288	Escasa presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Se evidenció actividades recreativas y presencia moderada de residuos de origen humano y animal.
E5	12,11197 S 76,80453 W	280	Abundante presencia de vegetación herbácea. Sin presencia de viviendas aledañas. Se evidenció actividades recreativas y presencia moderada de residuos de origen humano y animal.
E6	12,11919 S 76,80928 W	270	Ubicada aguas arriba del puente Inca Molle. Escasa presencia de vegetación. Extensa actividad recreativa, presencia de bañistas y carpas. Abundantes residuos de origen humano. Presencia de pequeños peces.

157

158 La identificación de los MIB se efectuó hasta el nivel taxonómico de familia, utilizando
159 claves especializadas de Roldán (1996), Domínguez & Fernández (2009) y Flores (2014).
160 Se registró la abundancia total por familia y estación, y se calculó la riqueza taxonómica
161 como el número total de familias presentes por sitio. Estos datos constituyeron la base
162 para el cálculo de los índices bióticos empleados.
163 Se aplicaron cuatro índices ampliamente utilizados en la evaluación de la calidad del
164 agua: BMWP/Col, ASPT (Roldán & Ramírez, 2008), ChIBF (Figueroa *et al.*, 2007) y el
165 porcentaje de %EPT (Flores, 2014). Cada índice se calculó conforme a sus fórmulas
166 originales y se le otorgó la clasificación correspondiente (Tabla 2).

167

168 **Tabla 2.** Tabla resumen de clasificación de calidad del agua y su significado según los
169 índices BMWP/Col, ASPT, %EPT y ChIBF.

Clase	Calidad	BMWP/ Col	ASPT	%EPT	ChIBF	Significado
I	Buena	> 150	9,00-10,00	75-100	0,00-3,75	Aguas muy limpias
		101-120	8,00-8,99			Aguas no contaminadas
II	Aceptable	61–100	6,50–7,99	50–74	3,76-4,63	Se evidencian efectos de la contaminación.
III	Dudosa	36–60	4,50–6,49	25–49	4,64-6,12	Aguas moderadamente contaminadas
IV	Crítica	16–35	3,00–4,49	10–24	6,13-7,25	Aguas contaminadas
V	Muy Crítica	<15	1,00–2,99	<10	7,26-10,00	Aguas fuertemente contaminadas

170 Nota: Tabla adaptada de Peña *et al.* (2019).

171 Leyenda: *Corresponde al índice ChIBF.

172

173 Se determinaron *in situ* los parámetros físicoquímicos de temperatura, pH, conductividad
174 eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD), utilizando un multiparámetro portátil de la marca

175 HACH® de origen estadounidense, modelo HQ40d, que se verificó antes de cada jornada,
176 siguiendo los lineamientos de la Autoridad Nacional del Agua (2016). Adicionalmente,
177 se analizaron los indicadores microbiológicos coliformes termotolerantes (CTT) y *E. coli*
178 mediante la técnica de tubos múltiples (American Public Health Association, 2017). Para
179 este estudio se tomó como referencia los valores más críticos dentro de la categoría 3 del
180 ECA-agua para determinar el cumplimiento de la norma: CE < 2500 µS/cm, pH 6,5–8,5
181 unidades de pH, OD ≥ 4 mg/L, CTT < 1000 NMP/100 mL y *E. coli* < 1000 NMP/100 mL
182 (MINAM, 2017).

183 Para el análisis de abundancia, riqueza, similitud (índice de Morisita-Horn) y
184 correlaciones se empleó el programa estadístico PAST, versión 4.02. La prueba no
185 paramétrica de Friedman se aplicó utilizando el software estadístico InfoStat, versión
186 2017, con el fin de determinar si existían diferencias estadísticamente significativas ($\alpha <$
187 0.05) entre las clasificaciones de calidad del agua generadas por los distintos índices
188 bióticos. Para este análisis se empleó la variable ordinal de clase, debido a que cada índice
189 asigna categorías con magnitudes de valoración no equivalentes entre sí.

190

191 **Aspectos éticos.** La investigación se desarrolló en cumplimiento estricto de los principios
192 éticos nacionales e internacionales aplicables a estudios ambientales. Toda la información
193 presentada corresponde íntegramente al trabajo de campo, procedimientos analíticos y
194 resultados obtenidos por los autores. Las actividades de muestreo se realizaron sin
195 intervenir áreas privadas ni generar alteraciones en el ecosistema evaluado, garantizando
196 el respeto por el entorno natural y por las normativas locales vigentes.

197

198 **RESULTADOS**

199 Se identificaron un total de 1479 individuos de MIB, distribuidos en 11 familias en las
200 seis estaciones (Tabla 3). Las estaciones con mayor y menor abundancia fueron: E2 (498)
201 y E1 (110). Las familias que presentaron mayor número de especímenes fueron:
202 Leptohyphidae (686), Hydropsychidae (351) y Simuliidae (188). La riqueza para las
203 estaciones E1 y E2 fue de 8 familias, para E5 y E6 fue de 7 familias y para la estación E3
204 y E4 fue de 6 familias.

205 Las estaciones que mejores puntuaciones obtuvieron fueron según el índice BMWP/Col,
206 la estación E2 con 44 puntos; según el índice ASPT y %EPT, la estación E4 con 6,67 y
207 88 puntos, respectivamente, y según ChIBF, la estación E1 con 4,20 puntos. La estación
208 que menor puntuación obtuvo para los índices BMWP/Col, ASPT y ChIBF fue E6, con
209 puntajes de 34, 4,86 y 5,07, respectivamente, y para el índice %EPT la estación con menor
210 puntuación fue E3 con una puntuación de 63 (Tabla 4).

211

212 **Tabla 3.** Familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en seis estaciones de
213 muestreo de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú, febrero del 2020.

Orden	Familia	Estación						Total
		E1	E2	E3	E4	E5	E6	
Coleoptera	Elmidae	19	60	19	6	12	30	146
Coleoptera	Hydrophilidae	0	2	0	0	0	0	2
Diptera	Ceratopogonidae	1	0	0	0	0	0	1
Diptera	Chironomidae	0	60	5	3	6	2	76
Diptera	Simuliidae	1	39	84	7	28	29	188
Ephemeroptera	Leptohyphidae	49	214	98	66	110	149	686
Ephemeroptera	Oligoneuriidae	0	0	0	1	2	0	3
Hemiptera	Veliidae	2	9	2	0	0	0	13
Trichoptera	Hydropsychidae	36	111	92	55	50	7	351
Oligochaeta*	Tubicidae	1	0	0	0	0	1	2
Gastropoda*	Physidae	1	3	0	0	5	2	11
Total		110	498	300	138	213	220	1479

214 Leyenda: *Corresponde al nivel taxonómico de Clase.

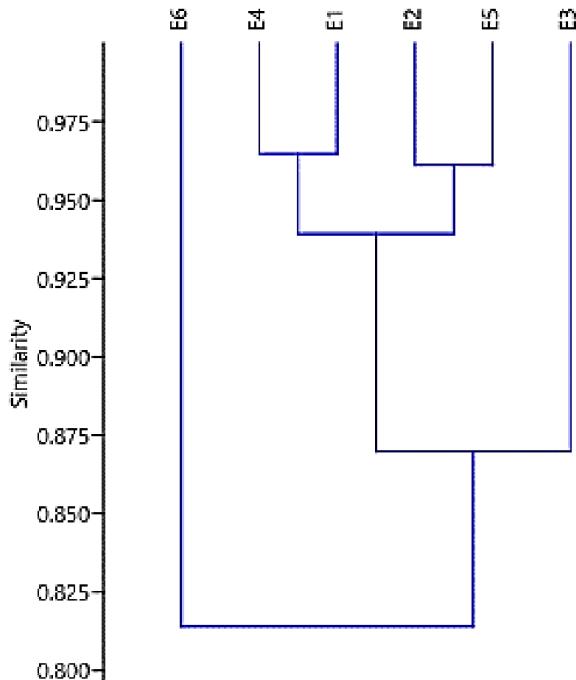
215 Con base en la matriz de distancia obtenida mediante el índice de Morisita-Horn, se
216 identificaron dos agrupaciones claramente definidas: la primera conformada por las
217 estaciones E1 y E4, y la segunda por las estaciones E2 y E5. Ambos grupos presentaron
218 un nivel de similitud superior al 95%, lo que evidencia una alta correspondencia en la
219 composición y estructura de las comunidades evaluadas. En contraste, las estaciones E3
220 y E6 mostraron los menores niveles de similitud, indicando una mayor diferenciación en
221 su composición biológica. (Fig. 1).

222

223 **Tabla 4.** Resultados de la riqueza y de los índices BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT
224 de las seis estaciones de muestreo (E1 a E6) de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú,
225 febrero del 2020.

Índices	Estación					
	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Riqueza	8	8	6	6	7	7
BMWP/Col	43	44	38	40	43	34
ASPT	5,38	5,5	6,33	6,67	6,14	4,86
ChIBF	4,2	4,99	4,92	4,29	4,87	5,07
%EPT	77	65	63	88	76	71

226



227

228 **Figura 1.** Dendograma generado a partir de una matriz de distancias calculadas con el
 229 índice de Morisita-Horn entre seis estaciones de muestreo en la cuenca baja del río Lurín,
 230 Lima, Perú, febrero del 2020. E1: Estación 1; E2: Estación 2; E3: Estación 3; E4: Estación
 231 4; E5: Estación 5; E6: Estación 6.

232

233 En relación con las condiciones fisicoquímicas, todas las estaciones evaluadas
 234 cumplieron con los límites establecidos por el ECA-agua (MINAM, 2017) para CE, pH
 235 y OD. No obstante, ninguna estación cumplió con el valor permitido para CTT, y solo la
 236 estación E1 (920 NMP/100 mL) se mantuvo dentro del límite establecido para el
 237 parámetro de *E. coli* (Tabla 5).

238

239

240

241 **Tabla 5.** Resultados fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en las seis estaciones
242 de muestreo de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú, febrero del 2020.

Parámetro	Estación					
	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Temperatura (°C)	20,8	21,2	21,7	23,0	23,1	24,4
pH (unidades de pH)	7,92	8,01	7,98	7,97	7,94	7,93
CE ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	175,8	177,9	181,4	180,0	179,1	179,0
OD (mg/L)	8,07	8,06	8,19	7,95	7,93	7,84
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	1700	9200	2200	5400	3500	1100
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	920	9200	2200	5400	3500	1100

243
244 El análisis de correlación de Pearson evidenció relaciones claras entre las variables
245 evaluadas. La temperatura presentó correlaciones negativas y significativas con el OD (r
246 $= -0,84$; $p < 0,05$) y con la altitud ($r = -0,95$; $p < 0,01$). Asimismo, el pH se correlacionó
247 positivamente con los CTT ($r = 0,82$; $p < 0,05$) y con *E. coli* ($r = 0,84$; $p < 0,05$), lo que
248 sugiere que las variaciones de acidez del agua podrían estar asociadas a la presencia de
249 contaminación fecal.
250 Se observó también una fuerte correlación positiva entre los CTT y *E. coli* ($r = 0,99$; $p <$
251 0,001), evidenciando consistencia entre ambos indicadores microbiológicos. Por otro
252 lado, no se identificaron correlaciones significativas entre los parámetros fisicoquímicos
253 y los índices bióticos BMWP/Col, ASPT, ChIBF y %EPT.
254 La prueba de Friedman mostró diferencias significativas en la forma en que los índices
255 bióticos clasificaron la calidad del agua entre las estaciones de muestreo ($\chi^2 = 35,91$; $p <$
256 0,0001). El análisis *post hoc* mostró que los índices BMWP/Col y ASPT no difirieron
257 significativamente entre sí, lo que indica que ambos clasifican la calidad del agua de
258 manera consistente dentro de la cuenca evaluada. Del mismo modo, tampoco se
259 detectaron diferencias significativas entre ASPT y ChIBF, evidenciando que estos índices
260 comparten un patrón de respuesta similar frente a las condiciones ambientales del río. En

261 contraste, el índice %EPT presentó una clasificación significativamente diferente en
262 comparación con los demás índices bióticos ($p < 0,05$), evidenciando un patrón de
263 valoración que no coincide con el de las métricas multimétricas aplicadas.

264

265 DISCUSIÓN

266 La abundancia total registrada en el presente estudio (1479) y la riqueza relativamente
267 homogénea entre estaciones (6-8 familias) reflejan un ensamblaje moderadamente
268 diverso, pero condicionado por la dinámica hidrológica de la temporada de crecida.
269 Distintos estudios reportan que los períodos de mayor caudal generan inestabilidad del
270 sustrato, arrastre de material fino y reducción de microhabitats, provocando una
271 disminución en abundancia y riqueza respecto al estiaje (Flores & Huamantinco, 2017;
272 Pascual *et al.*, 2019; Mathers *et al.*, 2023; Sun *et al.*, 2024). Esto concuerda con lo
273 observado en el río Lurín, donde los valores registrados son inferiores a los obtenidos en
274 estudios previos realizados en períodos de transición o estiaje (Iannaccone *et al.*, 2013;
275 Chumpitaz, 2017), reforzando que la estación del año tiene un efecto clave en la estructura
276 de las comunidades bentónicas.

277 La discrepancia evidenciada por la prueba de Friedman en la manera en que los índices
278 BMWP/Col, ASPT y ChIBF clasifican la calidad del agua del río Lurín respecto al %EPT
279 puede explicarse porque este último depende exclusivamente de la proporción de tres
280 órdenes sensibles como Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT). En cuencas
281 neotropicales con marcada estacionalidad o con dominancia de determinadas familias,
282 como lo observado en este estudio, donde grupos tolerantes dentro de los EPT fueron
283 abundantes, el %EPT tiende a reflejar más las variaciones locales de abundancia y
284 fenología que un gradiente real de contaminación. Esta respuesta ecológica ha sido

285 ampliamente reportada en estudios internacionales, donde se señala que, aunque el %EPT
286 es una métrica útil para detectar degradación general, su capacidad discriminatoria
287 disminuye cuando existen taxones tolerantes dentro del propio grupo o cuando la
288 diversidad de órdenes complementarios es baja (Liu *et al.*, 2024; Tubić *et al.*, 2024). A
289 nivel nacional, estudios en cuencas andinas peruanas han reportado discrepancias en el
290 uso del %EPT. En la cuenca del río Vilcanota (Cusco), Quispe-Illa *et al.* (2024)
291 encontraron que los valores del índice %EPT no reflejaban adecuadamente las diferencias
292 de calidad del agua entre estaciones, particularmente en sectores donde la comunidad de
293 macroinvertebrados estaba dominada por organismos menos sensibles y los órdenes EPT
294 bajas abundancias. Por su parte, Vilca-Carhuapoma (2022) evidenció que los índices
295 BMWP y ABI mostraban una mejor discriminación de la presión ambiental en estas
296 estaciones, indicando que la capacidad del %EPT para detectar gradientes de
297 contaminación depende fuertemente de la composición comunitaria y puede estar
298 limitada por la presencia de especies tolerantes o por la escasa abundancia de órdenes
299 sensibles en ecosistemas altoandinos.

300 El índice de Morisita–Horn respaldó la estructura de diferenciación ecológica observada
301 entre las estaciones, mostrando agrupamientos consistentes (E1–E4 y E2–E5) con
302 similitudes superiores al 95%, así como una marcada separación de E3 y E6. Esta
303 organización espacial fue coherente con los valores obtenidos en los índices bióticos,
304 donde E3 presentó los puntajes más bajos de %EPT y E6 los valores mínimos en
305 BMWP/Col, ASPT y ChIBF. Estudios han confirmado que la integración de métricas de
306 similitud comunitaria con IB mejora la capacidad para identificar la segmentación
307 ecológica asociada a presiones ambientales en ríos de la región central del país (Merino-
308 Velasco *et al.*, 2023; Quispe-Illa *et al.*, 2024).

309 A nivel internacional, Sun *et al.* (2024) mostraron que los índices multimétricos
310 reproducen con mayor precisión los gradientes de perturbación en ríos subtropicales
311 sometidos a fluctuaciones estacionales, mientras que métricas univariadas como %EPT
312 exhiben respuestas inconsistentes. En conjunto, estos hallazgos confirman que los índices
313 multimétricos, al integrar múltiples dimensiones de la comunidad bentónica, ofrecen una
314 representación más estable y robusta del gradiente de perturbación en sistemas como el
315 río Lurín, donde la dinámica estacional es un factor dominante.

316 La marcada dominancia de Leptohyphidae, Hydropsychidae y Simuliidae durante la
317 temporada de crecida en el río Lurín revela un ensamble bentónico característico de
318 sistemas sometidos a perturbaciones orgánicas moderadas y alta dinámica hidrológica,
319 patrón coherente con lo reportado para ríos tropicales y andinos (Cortelezzi & Paz, 2023;
320 Sun *et al.*, 2024). Leptohyphidae, aunque parte del conjunto EPT, incluye especies
321 moderadamente tolerantes capaces de persistir en condiciones variables de oxigenación
322 y carga orgánica (Figueroa-León, 2017; Liu *et al.*, 2024). Hydropsychidae, filtradores
323 asociados al incremento de materia orgánica en suspensión, suele incrementar su
324 frecuencia en zonas con aportes recreativos y descargas difusas (Ricoy-Llavero *et al.*,
325 2020; Nuñez & Fragoso-Castilla, 2022), mientras que Simuliidae, tradicionalmente
326 considerados indicadores de aguas bien oxigenadas, han mostrado tolerancia a ambientes
327 con elevada carga bacteriana, siempre que exista turbulencia suficiente (Docile *et al.*,
328 2015; Tubić *et al.*, 2024). Esto evidencia que los organismos más abundantes del río Lurín
329 actúan como indicadores de un ecosistema alterado, pero funcional, donde las
330 perturbaciones no han alcanzado niveles suficientes para desplazar por completo a los
331 grupos sensibles, pero sí para permitir la proliferación de familias tolerantes.

332 Por otro lado, la correlación positiva entre el pH y los indicadores microbiológicos (CTT
333 y *E. coli*) sugiere que la actividad antrópica cercana al cauce podría estar modificando las
334 características químicas del agua. Investigaciones desarrolladas en ríos de la costa y sierra
335 peruana han señalado que los vertimientos recreativos y domésticos tienden a incrementar
336 el pH debido a la mezcla de aguas residuales con detergentes y materia orgánica,
337 generando patrones similares a los observados en este estudio (Zárate-Cáceres *et al.*,
338 2025). Por su parte, Medina-Silva *et al.* (2021), encontró la presencia de familias sensibles
339 a la contaminación en estaciones con presencia de CTT lo que evidencia cómo ciertos
340 taxones pueden persistir bajo condiciones de contaminación moderada, hallazgos que
341 coinciden con lo encontrado en el río Lurín. Del mismo modo, estudios en Colombia y
342 Chile muestran que elevaciones en el pH vinculadas a descargas puntuales suelen
343 acompañarse de aumentos en la carga bacteriana, reflejando procesos de degradación
344 orgánica tempranos (Cortelezzi & Paz, 2023).

345 Sin embargo, un hallazgo relevante del presente estudio es la ausencia de correlaciones
346 significativas entre los parámetros fisicoquímicos (pH, CE, OD y temperatura) y los
347 índices bióticos aplicados. Esto sugiere que las comunidades de macroinvertebrados están
348 integrando perturbaciones crónicas que no necesariamente se detectan mediante
349 mediciones puntuales. Moulinec *et al.* (2025) indican que, en escenarios donde los
350 parámetros fisicoquímicos se mantienen dentro de rangos normativos, como lo registrado
351 durante este estudio, la biota puede mostrar señales de estrés ecológico antes de que los
352 indicadores químicos se desvíen de los límites regulatorios. Esto concuerda con la
353 presencia de valores microbiológicos elevados en varias estaciones, sin que ello se
354 traduzca de forma directa en una reducción drástica de la riqueza o abundancia de grupos
355 sensibles.

356 Los resultados del río Lurín coinciden con últimos estudios que indican que la interacción
357 entre factores químicos y biológicos es más compleja durante la temporada de crecida,
358 cuando el arrastre de sedimentos, la dilución y la turbulencia generan condiciones
359 temporales que pueden enmascarar procesos de contaminación orgánica (Mathers *et al.*,
360 2023; Liu *et al.*, 2024). Por ello, los parámetros fisicoquímicos deben interpretarse como
361 indicadores complementarios, pero no suficientes, particularmente en sistemas donde las
362 presiones recreativas y domésticas son intermitentes pero persistentes, como en la cuenca
363 baja del río Lurín.

364 Por otra parte, algunos estudios también han señalado limitaciones en la aplicación de los
365 índices bióticos. Según Moulinec *et al.* (2025), el empleo de índices diseñados en otras
366 regiones puede generar evaluaciones sesgadas cuando se aplican en sistemas sometidos a
367 marcadas variaciones estacionales o a presiones humanas irregulares, como suele ocurrir
368 en muchos ríos de la costa y sierra peruana. De forma complementaria, Corteletti & Paz
369 (2023) señalan que en América Latina aún persisten importantes vacíos metodológicos,
370 debido a la escasez de programas de monitoreo prolongados que permitan generar valores
371 de referencia propios para ecosistemas tropicales y andinos.

372 En conclusión, los macroinvertebrados bentónicos demostraron ser una herramienta útil
373 para evaluar la calidad del agua en la cuenca baja del río Lurín durante la temporada de
374 crecida. Aunque los parámetros fisicoquímicos regulados se mantuvieron dentro de los
375 límites permitidos, las diferencias entre los índices bióticos revelaron señales tempranas
376 de alteración ecológica. La presencia dominante de grupos moderadamente tolerantes y
377 la discrepancia entre el %EPT y los índices multimétricos muestran que la respuesta
378 biológica del río es compleja y no siempre coincide con la normativa vigente. Por ello, se
379 recomienda adaptar los valores de referencia de los índices BMWP/Col, ASPT y ChIBF

380 a las características propias de los ríos costeros peruanos, con el fin de obtener
381 evaluaciones más precisas y representativas.

382

383 **Author contributions: CRediT (Contributor Roles Taxonomy)**

384

385 **JZC** = Julio Zurita-Castillo

386 **GSE** = Gabriela Salinas-Espinoza

387

388 **Conceptualization:** JZC

389 **Data curation:** JZC

390 **Formal Analysis:** JZC

391 **Funding acquisition:** JZC, GSE

392 **Investigation:** JZC

393 **Methodology:** JZC, GSE

394 **Project administration:** JZC, GSE

395 **Resources:** JZC, GSE

396 **Software:** JZC, GSE

397 **Supervision:** JZC, GSE

398 **Validation:** GSE

399 **Visualization:** JZC

400 **Writing – original draft:** JZC

401 **Writing – review & editing:** GSE

402

403 **AGRADECIMIENTOS**

404 A Hugo Gómez-Carpio, Daniel Capcha-Sánchez, Diego Castillo-Reyes y Alejandra
405 Zurita-Castillo, por su apoyo durante el muestreo.

406

407 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

408 American Public Health Association (2017). *Standard methods for the examination of*
409 *water and wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association.

410 Arana, D. (2019). *Evaluación del impacto antrópico, sobre la calidad de las aguas del*
411 *río Lurín, a partir de indicadores físico-químicos, microbiológicos y*
412 *macroinvertebrados*. [Tesis de grado]. Universidad Nacional Mayor de San
413 Marcos.

414 Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la*
415 *Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales*. Ministerio de Agricultura y Riego.

416 Brousett-Minaya, M., Chambi, A., Mollocondo, M., Aguilar, L., & Lujano, E. (2018).
417 Evaluación Físico-Química y Microbiológica de Agua para Consumo Humano
418 Puno-Perú. *Fides Et Ratio*, 15, 47-68.

419 Canchapoma, K., Casas, K., Palacin, A., Rojas, D., & Vargas, I. (2016). La biodiversidad
420 de macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua en los ríos de Junín.
421 *Revista Ingenium*, 1, 35-39.

422 Chumpitaz, B. (2017). *Aplicar los índices bióticos mediante la identificación de los*
423 *macroinvertebrados a nivel bentos en la cuenca baja del río Lurín*. [Tesis de grado].
424 Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur.

425 Cortelezzi, A., & Paz, L. (2023). Macroinvertebrate biomonitoring in Latin America:
426 Progress and challenges. *Freshwater Science*, 42, 204-213.

- 427 Dianderas, A. (2022). *El sector saneamiento en Perú: brechas en agua potable y*
428 *alcantarillado*. Gobierno y Gestión Pública.
- 429 Docile, T. N., Figueiró, R., Gil-Azevedo, L. H., & Nessimian, J. L. (2015). Water
430 pollution and distribution of the black fly (Diptera: Simuliidae) in the Atlantic
431 Forest, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 63, 683-693.
- 432 Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos*
433 *sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
- 434 Figueiroa, R., Palma, A., Ruiz, V., & Niell, X. (2007). Análisis comparativo de índices
435 bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo
436 de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80, 225-
437 242.
- 438 Figueiroa-León, L. C. (2017). Diversidad de la familia Leptohyphidae (Ephemeroptera)
439 en las vertientes norte y occidental de la Sierra Nevada de Santa Marta [Tesis de
440 grado]. Universidad del Magdalena.
- 441 Flores, D. (2014). *Guía para la vigilancia ambiental "Agua es Vida"*. Associació Catalana
442 D'Enginyeria Sense Fronteres.
- 443 Flores, D., & Huamantinco, A. (2017). Desarrollo de una herramienta de vigilancia
444 ambiental ciudadana basada en macroinvertebrados bentónicos en la cuenca del
445 Jequetepeque (Cajamarca, Perú). *Ecología Aplicada*, 16, 105-114.
- 446 Iannacone, J., Alvariño, L., Jiménez-Reyes, R., & Argota, G. (2013). Diversidad de
447 plancton y macrozoobentos como indicador alternativo de calidad de agua del río
448 Lurín en el distrito de Cieneguilla, Lima-Perú. *The Biologist (Lima)*, 11, 79-95.
- 449 Liu, G., Qi, X., Lin, Z., Lv, Y., Khan, S., Qu, X., Jin, B., Wu, M., Oduro, C., & Wu, N.
450 (2024). Comparison of different macroinvertebrates bioassessment indices in a

- 451 large near-natural watershed under the context of metacommunity theory. *Ecology*
452 and *Evolution*, 14, e10896.
- 453 Mathers, K. L., Armitage, P. D., Hill, M., McKenzie, M., Pardo, I., & Wood, P. J. (2023).
454 Seasonal variability of lotic macroinvertebrate communities at the habitat scale
455 demonstrates the value of discriminating fine sediment fractions in ecological
456 assessments. *Ecology and Evolution*, 13, e10564.
- 457 Medina-Silva, Y., Nique-Alvarez, M., & Gil-Bacilio, J. (2021). Calidad de agua del río
458 tres de mayo en el parque nacional Tingo María, según los índices H', BMWP/Col.
459 y NSF. *REBIOL*, 41, 3-15.
- 460 Merino-Velasco, M., Gómez, A., Livia, L., & Montalván, A. (2023). Macroinvertebrados
461 bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua en la cuenca media del río
462 Rímac, Perú. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 91.
- 463 Ministerio del Ambiente. (2017, 7 de junio). *Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM que*
464 *aprueba los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua*. Diario Oficial *El*
465 *Peruano*. [https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-004-2017-](https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-004-2017-minam/)
466 *minam/*
- 467 Moulinec, A., Arle, J., Hollert, H., Hörrchner, S., Johann, S., Kienle, C., Oetken, M., &
468 Sundermann, A. (2025). Assessing chemical pollution with biomonitoring
469 approaches in streams and rivers: A critical review. *Environmental Sciences*
470 *Europe*, 37, 69.
- 471 Nuñez, J. C., & Fragoso-Castilla, P. J. (2020). Uso de macroinvertebrados acuáticos como
472 bioindicadores de la calidad del agua en la cuenca media del río Guatapuri
473 (Valledupar, Colombia). *Información Tecnológica*, 31, 207-216.

- 474 Pascual, G., Iannacone, J., & Alvariño, L. (2019). Macroinvertebrados bentónicos y
475 ensayos toxicológicos para evaluar la calidad del agua y del sedimento del río
476 Rímac, Lima, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 30, 1421-
477 1442.
- 478 Peña, S. A., Bohórquez, H. A., Barrera, A. K., Salamanca, S. S., Jiménez, D. A., &
479 Botello, W. A. (2019). Macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del
480 agua en la quebrada La Calaboz (Yopal, Casanare). *Entre Ciencia e Ingeniería*,
481 16, 14-22.
- 482 Pinilla, G. A., Duarte, J., & Vega, L. (2010). Índice de estado limnológico (IEL) para
483 evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del canal del dique, Colombia.
484 *Acta Biológica Colombiana*, 15, 169-188.
- 485 Quispe-Illa, V., Pérez-Aguilar, C., Calla-Calla, J., Lorenzo, R. J., Colqui, A. C., Casas,
486 G. V., Caysahuana, A. C., Alfaro, J. M., & Huamán de la Cruz, A. (2024). Benthic
487 macroinvertebrates as bioindicators of water quality in the Vilcanota River,
488 Cusco-Peru. *International Journal of Environmental Impacts*, 7, 425–434.
- 489 Ricoy-Llaverio, E., Ortega, F., Guerrero, F., & Márquez, F. J. (2020). Estudio de la
490 comunidad y del patrón de colonización de simúlidos (Diptera, Simuliidae) en
491 ecosistemas fluviales mediterráneos de montaña. *Limnetica*, 39, 233–243.
- 492 Rodríguez-Castillo, A., Roldán-Rodríguez, J., & Bopp-Vidal, G. M. (2021).
493 Macroinvertebrados bentónicos indicadores de calidad biológica del agua de
494 lagunas altoandinas, La Libertad–Perú. *REBIOL*, 41, 91–101.
- 495 Roldán, G. (1996). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del*
496 *Departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia.

- 497 Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua:
498 cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista Académica*
499 *Colombiana de Ciencia Exactas Físicas y Naturales*, 40, 254-274.
- 500 Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2^{da} ed.).
501 Universidad de Antioquia.
- 502 Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la
503 condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16, 45-63.
- 504 Sun, C., Xia, L., Zhang, M., He, Q., Yu, N., Xiang, H., & Yang, H. (2024). The impacts
505 of different seasons on macroinvertebrate community structure and functional
506 diversity in the Jingui River, China. *Global Ecology & Conservation*, 51, e02876.
- 507 Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou,
508 G. (2021). Benthic macroinvertebrates as ecological indicators: Their sensitivity to
509 the water quality and human disturbances in a tropical river. *Frontiers in Water*, 3,
510 662765.
- 511 Tubić, B., Andjus, S., Zorić, K., Vasiljević, B., Jovičić, K., Čanak Atlagić, J., & Paunović,
512 M. (2024). Aquatic Insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) Metric as
513 an Important Tool in Water Quality Assessment in Hilly and Mountain Streams.
514 *Water*, 16, 849.
- 515 Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Museo de Historia Natural. (2014). *Métodos*
516 *de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton,*
517 *bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú.*
518 Ministerio del Ambiente.

- 519 Vásquez, M., & Medina, C. A. (2015). Calidad de agua según los macroinvertebrados
520 bentónicos y parámetros físico-químicos en la microcuenca del río Tablachaca
521 (Ancash, Perú) 2014. *REBIOL*, 35, 75-89.
- 522 Vilca-Carhuapoma, E. (2022). Use of macroinvertebrates as indicators of water quality
523 in lotic ecosystems in Peru: A review. *South Sustainability*, 3, e060.
- 524 Villena, J. A. (2018). Calidad del agua y desarrollo sostenible. *Revista Peruana de
525 Medicina Experimental y Salud Pública*, 35, 304-308.
- 526 Zárate-Cáceres, C. R., Iparraguirre-Meza, M., Pérez-Venegas, C. J., Picoy-Gonzales, J.
527 A., Ordoñez-Ccora, G., Lacho-Gutiérrez, P., Riveros-Laurente, K. Y., Díaz-
528 Aranda, D. L., Gutiérrez-Iparraguirre, G. G., Huarcaya-Taype, R., Arias-Rico, R.
529 P., Camposano-Córdova, Y. F., Carhuas-Peña, L. I., Capcha-Huamán, A. V., &
530 Yaulilahua, R. (2025). Integrated water quality assessment and health risk analysis
531 of heavy metal and microbial contamination in the Ichu River, Peru.
532 *F1000Research*, 14, 384.
- 533 Received October 14, 2025.
- 534 Accepted November 25, 2025.