

## BIOINDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO OCOÑA, DEPARTAMENTO DE AREQUIPA, PERÚ, UTILIZANDO DIATOMEAS EPILÍTICAS Y SU RELACIÓN CON ALGUNOS PARÁMETROS AMBIENTALES

Bioindicators of water quality in the lower reaches of the Ocoña river basin, Arequipa department, Peru, using epilithic diatoms and their relationship with some environmental parameters

Julia Cecilia MOTTA MAMANI\* y César Augusto RANILLA FALCÓN

Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Santa Catalina 117, Arequipa, 04001, Arequipa, Perú.

\* Autora para correspondencia: [jmottam@unsa.edu.pe](mailto:jmottam@unsa.edu.pe)

(Recibido: abril 2021; aceptado: octubre 2023)

Palabras clave: diversidad de especies, contaminación del agua, índices de diversidad, biodiversidad.

### RESUMEN

Se determinó la riqueza y estructura de la comunidad de diatomeas epilíticas y su relación con parámetros físicos, químicos y microbiológicos en la cuenca baja del río Ocoña, Departamento de Arequipa, Perú, en tres puntos de muestreo, en los meses de enero, mayo y octubre de 2019. Se identificaron 52 taxa de la división Bacillariophyta. Del total de taxones, 12 presentaron una abundancia relativa superior al 2 % y se utilizaron para el análisis de correspondencia canónica. La mayor riqueza de especies (39) se presentó en el mes de octubre. Los valores de diversidad  $H'$  (2.04 a 2.45 bit/cel) para enero y octubre representaron a una comunidad con una diversidad normal; mientras que los valores registrados en mayo (0.51 a 1.58 bit/cel) se asociaron a una diversidad baja. Según el Índice de Simpson la mayor dominancia (0.18) se presentó en el mes de mayo y estuvo representada por *Nitzschia inconspicua*, la equidad (J) mostró una distribución uniforme en la comunidad de diatomeas en los meses de enero (63 %) y octubre (69 %). Del análisis de correspondencia canónica, los taxones *Diatoma moniliformis*, *Melosira varians* y *Nitzschia palea* presentaron una relación positiva con los parámetros ambientales pH, dureza,  $SO_4^{2-}$ , P, K, Na y Mg; mientras que *Cocconeis placentula* presentó una correlación positiva con pH, dureza, Ca, Mg y Na. Asimismo, *Epithemia sorex*, *Nitzschia* sp.1 y *Ulnaria ulna* presentaron una relación positiva con las concentraciones más altas de Fe, mientras que *N. inconspicua* se relacionó positivamente con los coliformes termotolerantes.

Key words: species diversity, water contamination, diversity indexes, biodiversity.

### ABSTRACT

The species richness and community structure of an epilithic diatom community and their relationship with physical, chemical and microbiological parameters in the lower reaches of the Ocoña river basin, Arequipa Department, Peru, were determined at three sampling points in January, May, and October 2019. Fifty-two taxa of the Bacillariophyta division were identified. Of the total taxa, 12 had a relative abundance greater than 2% and were used for canonical correspondence analysis. The highest species richness (39) occurred in October. The  $H'$  diversity values (2.04 to 2.45 bit/cel) for January and

October represent a community with normal diversity; while the values registered in May (0.51 to 1.58 bit/cel) are associated with low diversity. According to the Simpson Index, the highest dominance (0.18) occurred in May and was represented by *Nitzschia inconspicua*; equity (J) showed a uniform distribution in the diatom community in January (63%) and October (69%). From the canonical correspondence analysis, the taxa *Diatoma moniliformis*, *Melosira varians*, and *Nitzschia palea* presented a positive relationship with the environmental parameters pH, hardness,  $\text{SO}_4^{2-}$ , P, K, Na, and Mg, while *Cocconeis placentula* exhibited a positive correlation with pH, hardness, Ca, Mg, and Na. Likewise, *Epithemia sorex*, *Nitzschia* sp.1, and *Ulnaria ulna* showed a positive relationship with the highest Fe concentrations, while *N. inconspicua* was positively related to thermotolerant coliforms.

## INTRODUCCIÓN

Con la creciente degradación ambiental de los ecosistemas de agua dulce en todo el mundo, existe una demanda creciente de enfoques integrativos para el monitoreo y evaluación de las condiciones de dichos ecosistemas. En muchos países se han implementado bioevaluaciones como complemento de los análisis físicos y químicos, ya que estos parámetros sólo muestran las condiciones establecidas en un momento determinado (Fenoglio et al. 2002, Tan et al. 2017).

Debido a su rápida respuesta a las perturbaciones ambientales, mediante el reconocimiento de cambios en la estructura y la dinámica de la comunidad, hay creciente interés en el empleo de las diatomeas como bioindicadores para determinar el estado trófico y la calidad del agua en ríos (Kelly et al. 2012, Lobo et al. 2016, 2019, Freitas et al. 2020).

En las aguas continentales las diatomeas representan gran parte de la diversidad algal y son uno de los principales grupos dominantes de algas perifíticas en los sistemas lóticos (Das et al. 2022, Ospina et al. 2022); asimismo, se consideran excelentes indicadores ambientales dado que responden directamente a cambios físicos, químicos y biológicos (Novais et al. 2014, Lobo et al. 2016, Vélez-Agudelo y Espinosa 2021) y debido al ciclo de vida corto que tienen pueden reflejar las condiciones ambientales recientes (es decir, en las semanas previas al muestreo), lo cual puede relacionarse con la calidad del agua (Stevenson et al. 2010). En términos ecológicos su importancia se ve reflejada en que las diatomeas están presentes en casi todos los hábitats acuáticos, donde juegan un papel primordial como productores primarios y en el ciclo geoquímico de varios elementos naturales, en particular el carbono y el silicio (Perera y Yatigammana 2015).

Diferentes índices como el índice de diversidad, índice trófico de diatomeas y el índice de diatomeas

de ríos, han sido ampliamente utilizados para la clasificación ecológica y calidad de agua (Chen et al. 2016). Entre los atributos ecológicos más simples que se utilizan para tal fin destacan la riqueza de especies y los índices de Shannon ( $H'$ ), Pielou y Simpson; métricas que se utilizan comúnmente en la evaluación de la calidad del agua (Stevenson et al. 2010).

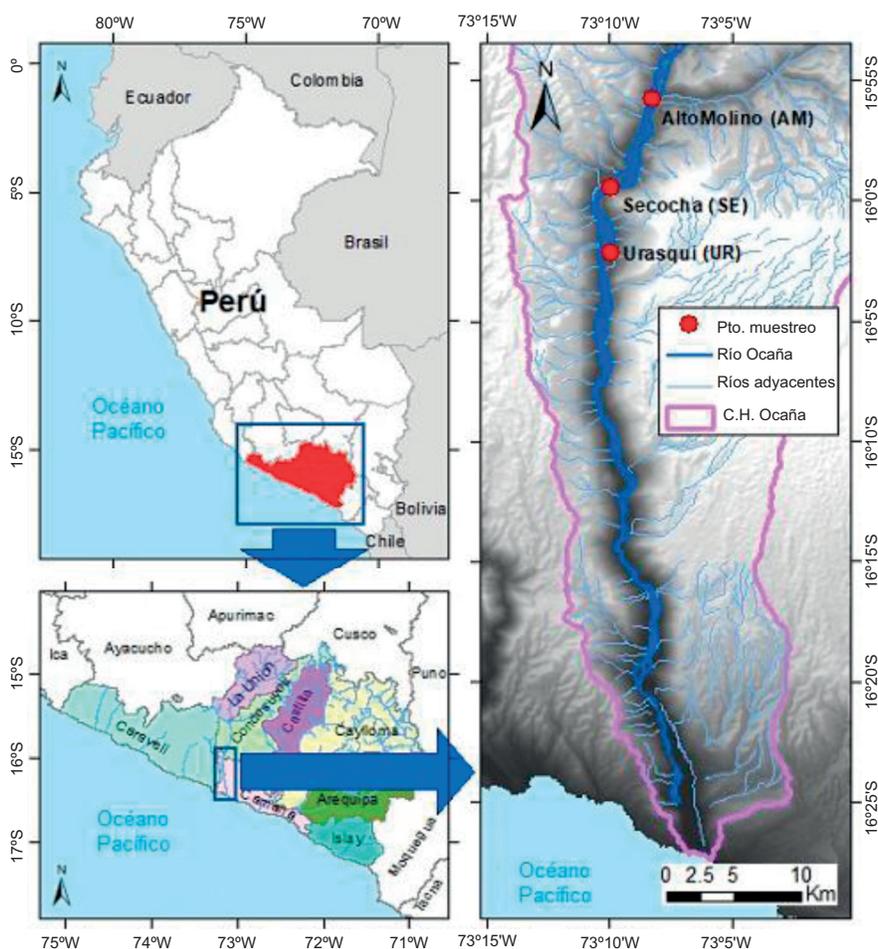
En Perú, en la parte sur de la costa, se ubica la cuenca del río Ocoña, en donde algunas de las actividades productivas que se desarrollan son la agricultura, la pesca de camarones de río (*Cryphiops caemantarius*) y la minería artesanal e informal (ANA 2015). La actividad minera ubicada a lo largo de la cuenca del río Ocoña ha traído consigo el establecimiento de núcleos poblacionales; por ejemplo, el asentamiento minero en la localidad de Secocha, en el cual, si bien es cierto que no se han evidenciado descargas puntuales de efluentes domésticos, la población no cuenta con servicios de agua y desagüe.

Así pues, se presume que los vertimientos difusos y las filtraciones que existen pueden llegar hasta el río, mismos que probablemente contengan una carga orgánica y metales provenientes de la minería, lo que se presume impactaría directa e indirectamente en los ecosistemas acuáticos, particularmente en lo referente a la calidad del agua.

En tal sentido, el objetivo de esta investigación fue determinar si se presenta alguna correlación entre la composición (riqueza específica) y estructura de la comunidad (abundancia relativa, índices de Shannon, índice de dominancia de Simpson y equidad de Pielou) de las diatomeas epilíticas del río Ocoña, con parámetros físicos, químicos y microbiológicos.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio. Los muestreos se realizaron en la cuenca baja del río Ocoña, ubicada en el departamento de Arequipa, Perú, en la vertiente del Océano



**Fig. 1.** Ubicación de los puntos de muestreo en la cuenca baja del río Ocoña en el departamento Arequipa, Perú.

Pacífico (628 555, 790 333 Este y 8 179 423, 8 395 793 Norte). El área total de la cuenca es de 15 998 km<sup>2</sup>. El clima de la región se clasifica como semicálido árido, con abundante precipitación en los meses de diciembre a marzo siendo muy escasas en los meses de mayo a agosto (ANA 2015). El río Ocoña es de régimen regular por la gran extensión de su cuenca colectora y por la incidencia de los deshielos de los nevados, cuyos aportes contribuyen a mantener un caudal elevado aún en época de estiaje (MINAGRI 2007).

**Puntos de muestreo.** Se seleccionaron tres puntos de muestreo (**Fig. 1**): Alto Molino (AM), Secocha (SE) y Urasqui (UR) y las colectas se realizaron en los meses de enero, mayo y octubre de 2019, fechas que corresponden a la temporada húmeda, seca y transición a temporada húmeda respectivamente. Las coordenadas geográficas de cada punto de muestreo se muestran en el **cuadro I**.

**Colecta y limpieza de muestras biológicas.** Para la colecta de las diatomeas epilíticas se siguió

**CUADRO I.** UBICACIÓN, CARACTERÍSTICAS GEOGRÁFICAS Y COORDENADAS DE LOS PUNTOS DE MUESTREO.

Punto de muestreo	Elevación m snm	Coordenadas UTM	
		Este	Norte
Alto Molino	420	699368.85	8238071.12
Secocha	396	696254.82	8231220.49
Urasqui	350	696235.81	8226240.43

UTM: Universal Transverse Mercator

el Protocolo de muestreo de la Directiva Marco del Agua (CHE 2007). En cada punto de muestreo se conformó una muestra compuesta formada por 10 rocas (tamaño aproximado 10 a 20 cm de diámetro) en las cuales se raspó un área de aproximadamente 10 cm<sup>2</sup> con un cepillo dental duro (Kelly et al. 2001). El cepillado se colectó en frascos herméticos de 100 mL y para su transporte se conservaron en formol al 4 % a pH neutro.

La limpieza de los frústulos se realizó de acuerdo al método del peróxido caliente (Kelly et al. 2001), el cual consistió en adicionar 20 mL de peróxido de hidrógeno al 30 % V/V a un tubo de ensayo que contenía 10 mL de muestra; posteriormente se llevó a una placa de calentamiento a una temperatura de aproximadamente  $90 \pm 5$  °C, hasta que la mayoría de la materia orgánica se oxidó (aproximadamente unas tres horas). Posteriormente las muestras fueron centrifugadas tres veces a 1000 rpm por tres minutos y se lavaron con agua destilada entre cada centrifugada para eliminar el agente oxidante hasta que el pH estuviera neutro ( $\sim 7$ ).

**Preparación de láminas permanentes.** La suspensión de diatomeas limpiadas se agitó y de ella se tomó 1 mL con una pipeta Pasteur, colocándose sobre un cubreobjetos entre una y dos gotas de muestra junto con una gota de etanol al 75 % para romper la tensión superficial y homogeneizar la muestra. El cubreobjetos se colocó en una placa de calentamiento a 80 °C aproximadamente hasta que se evaporó todo el líquido. Posteriormente se verificó al microscopio que la densidad de diatomeas fuera adecuada. Para fijar las muestras se usó el medio de montaje Zrax (IR 1.7). Se montaron tres preparaciones permanentes por punto de muestreo.

**Identificación y recuento de diatomeas.** Por cada preparación se contaron como mínimo 400 valvas (Kelly et al. 2001, Quevedo et al. 2018, Tibby et al. 2019) a una magnificación de 1000x haciendo uso de un microscopio óptico Carl Zeiss modelo Primo Star equipado con sistema microfotográfico. Para la identificación de los taxones se utilizaron las claves, ilustraciones y atlas de la especialidad de Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1991), Round et al. (1990) y Wehr et al. (2015). La ubicación taxonómica de las especies se hizo con base en Wehr et al. (2015).

**Determinación de parámetros físicos, químicos y microbiológicos.** Los parámetros determinados *in situ* fueron: temperatura del agua (Temp), oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica (CE) y sólidos totales disueltos (STD). Las determinaciones se realizaron por triplicado haciendo uso de un multiparámetro marca Aquared modelo AP2000. La toma de muestras para la determinación de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) y los metales totales: calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K), sodio (Na), aluminio (Al), boro (B), hierro (Fe) y fósforo (P), se realizó en frascos de plástico de 250 mL previamente lavados con agua del río. Las muestras para metales se preservaron con  $\text{HNO}_3$  a  $\text{pH} < 2$ . La dureza se cuantificó por cálculo según APHA (2017). Las muestras para análisis de coliformes termotolerantes (CT) se recolectaron en

frascos de plástico estériles de 500 mL. Todas las muestras fueron transportadas hasta el Laboratorio Certificaciones del Perú S.A.C., en un refrigerador a temperatura  $< 4$  °C, según los lineamientos establecidos en ISO (2016) y APHA (2017).

**Análisis estadístico.** Se utilizaron los programas estadísticos SPSS Statistics versión 25 y PAST 3.0. Preliminarmente se realizó una exploración de los datos con estadística descriptiva determinándose la normalidad a través de la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de homogeneidad de varianzas mediante el estadístico de Levene. Los datos que presentaron una distribución normal y varianzas homogéneas ( $p > 0.05$ ), como son los parámetros físicos y químicos de pH y temperatura, se sometieron al análisis de varianza y prueba de Duncan. Los datos que no presentaron una distribución normal y no fueron homogéneos ( $p < 0.05$ ) como son los casos del oxígeno disuelto, los sólidos totales disueltos, la conductividad y los índices de diversidad de Shannon, Simpson y Pielou, se sometieron a las pruebas de H de Kruskal-Wallis y Dunn. Para el cálculo de los índices ecológicos ( $H'$ ,  $J$ , y  $1-D$ ) se utilizó el programa PAST 3.0.

Para el establecimiento de los gradientes ambientales que causan la mayor variabilidad de los datos físicos y químicos se realizó un análisis de componentes principales (ACP) y se determinó el coeficiente de correlación de Spearman ( $r_s$ ). La relación entre la abundancia relativa de las diatomeas y los parámetros físicos y químicos se estableció mediante el análisis de correlación canónica (ACC) utilizando PAST 3.0 (Hammer et al. 2001). Se excluyeron las especies que presentaron una abundancia relativa menor al 2 % (Tan et al. 2013, Tibby et al. 2019).

Para cuantificar el nivel de correspondencia entre los parámetros ambientales, las especies seleccionadas y los índices ecológicos se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman ( $r_s$ ), previamente los datos se transformaron a  $\ln(x+1)$  conforme a las recomendaciones de Castillejo et al. (2018).

## RESULTADOS

### Parámetros físicos, químicos y microbiológicos

Todos los puntos de muestreo registraron valores de pH entre 8.03 y 9.51 (**Cuadro II**); el promedio en enero fue de  $8.88 \pm 0.19$ , en mayo fue de  $8.17 \pm 0.12$  y en octubre  $9.26 \pm 0.21$ . La temperatura osciló entre 17.4 °C y 24.9 °C; en enero el promedio fue de  $23.7 \pm 1.2$  °C, en mayo fue de  $18.5 \pm 0.9$  °C y en octubre  $22.3 \pm 0.8$  °C. En relación con el oxígeno disuelto, la

**CUADRO II. VALORES DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS MEDIDOS EN ENERO, MAYO Y OCTUBRE DE 2019 EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO OCOÑA.**

Parámetro	Unidad	Normativa peruana ECA	Enero			Mayo			Octubre			Rango de parámetros		
			AM	SE	UR	AM	SE	UR	AM	SE	UR			
pH		6.5-8.5	8.68	8.92	9.06	8.88 ±0.19	8.03	8.22	8.26	8.17 ±0.12	9.13	9.15	9.51	8.03-9.51
Temp	°C	Δ 3	22.27	24.00	24.90	23.72±1.34	17.40	18.43	19.53	18.46±1.07	21.27	22.47	23.07	17.4-24.9
OD	mg/L	≥ 4	6.20	6.85	6.49	6.51±0.32	5.68	5.77	5.53	5.66±0.12	8.42	8.86	8.17	7.21-8.45
CE	μS/cm		334	337	332	334±2.52	345	349	346.7	346.9±2.01	535	706	730	332-730
STD	mg/L		213	219	222	218±4.6	206	208	214	209.3 ±4.2	413	427	472	213-472
Dureza	mg CaCO <sub>3</sub> /L		89.7	93.4	90.6	91.2 ±1.9	87.1	89.5	91.6	89.4±2.3	140.6	144.1	149.8	87.1-149.8
CT	NMP 100/mL	1000	22	11	23	18.6 ±6.6	130	230	45	135±92.6	23	130	45	11-230
Na	mg/L		35.7	35.8	35.5	35.7±0.2	28.6	29	29.1	28.9 ±0.3	49.2	48.5	49.3	28.6-49.3
K	mg/L		4.89	5.01	4.91	4.94 ±0.06	4.13	5.4	4.02	4.52±0.77	5.83	5.59	5.95	4.02-5.95
Ca	mg/L		26.7	28	27	27.2 ±0.7	27.3	28.4	29	28.2±0.9	44.3	46.1	47.9	26.7-47.9
Mg	mg/L		5.60	5.7	5.62	5.64 ±0.05	4.59	4.5	4.67	4.59±0.09	7.28	7.05	7.33	4.5-7.33
Fe	mg/L		0.43	0.44	0.41	0.43 ±0.02	0.27	0.22	0.21	0.23 ±0.03	0.22	0.21	0.17	0.17-0.44
Al	mg/L	5	0.35	0.32	0.44	0.37 ±0.06	0.37	0.28	0.28	0.31 ±0.05	0.21	0.13	0.13	0.13-0.44
P	mg/L	5	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.04	0.05	0.03	0-0.05
B	mg/L	1	0.79	0.77	0.76	0.78 ±0.02	0.58	0.59	0.60	0.59±0.01	0.47	0.43	0.44	0.43-0.79
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	mg/L	1000	76.5	74	74	74.8 ±1.4	61.6	62.6	62.8	62.3±0.6	107	110	109	61.6-110

AM: Alto Molino, SE: Secocha, UR: Urasqui, DS: desviación estándar, Temp: temperatura, OD: oxígeno disuelto, CE: conductividad eléctrica, STD: sólidos totales disueltos, CT: coliformes totales, Na: sodio, K: potasio, Ca: calcio, Mg: magnesio, Fe: hierro, Al: aluminio, P: fósforo, B: boro y SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>: sulfatos. Δ 3: variación de 3 grados Celsius; NMP: número más probable.

concentración varió de 7.21 a 8.45 mg/L (**Cuadro II**), las concentraciones más bajas se presentaron en los meses de enero y octubre, las más altas en el mes de mayo en el punto de muestreo AM.

Los STD oscilaron entre 213 mg/L y 472 mg/L (**Cuadro II**), en los meses de enero y mayo se presentaron los valores más bajos (213 mg/L a 222 mg/L) y en el mes de octubre estaban en el rango superior de los valores medidos (413 mg/L a 472 mg/L), el punto de muestreo UR presentó la mayor concentración.

La conductividad eléctrica mostró un patrón similar al de los STD, varió de 332  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 730  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , con los valores más altos en el mes de octubre (535  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 730  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) en todos los puntos de muestreo (**Cuadro II**). Si bien no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) en los parámetros físicos y químicos entre los puntos de muestreo, entre los meses del año sí se presentaron ( $p < 0.05$ ). En el caso del pH y la temperatura, la prueba de Duncan mostró diferencias significativas ( $p < 0.01$ ) entre los tres meses estudiados; para el OD, la CE y los STD la prueba de Dunn mostró diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre los meses del año.

Los CT presentaron el valor más alto (230 NMP 100/mL) en el punto de muestreo SE en el mes de mayo y el más bajo (11 NMP 100/mL) en el mismo punto de muestreo en el mes de enero.

Los cationes principales (Na, K, Mg, Ca), la dureza total y el sulfato presentaron las concentraciones más altas en el mes de octubre en el punto de muestreo UR, salvo el sulfato que fue en SE; las concentraciones más bajas para Na, K y Mg se reportaron en el mes de mayo, el Ca en el mes de enero y la dureza en mayo. El Fe registró un intervalo de variación de 0.17 mg/L a 0.44 mg/L (**Cuadro II**) en el punto de muestreo UR en octubre y SE en enero, respectivamente. Las concentraciones más altas de Al y B (0.44 mg/L y 0.79 mg/L) se presentaron en el punto de muestreo UR y AM en enero, respectivamente. El valor más alto de P (0.05 mg/L) se registró en el punto de muestreo SE en octubre, mientras que en los meses de enero y mayo la concentración fue menor al límite de detección ( $< 0.02$  mg/L).

### Riqueza (S) de diatomeas e índices de diversidad de Shannon H', Simpson (1-D) y Pielou (J)

La S estuvo representada por 52 taxones de diatomeas (**Cuadro III**), de la cual 12 taxones presentaron una abundancia relativa superior al 2 %, *Nitzschia inconspicua* (90.65 %), *Epithemia sorex* (48.77 %), *Melosira varians* (24.99 %), *Nitzschia palea* (15.92 %), *Ulnaria ulna* (11.32 %), *Cocconeis placentula* (11.11 %), *Nitzschia sp1* (10.06 %), *Rhoicosphenia*

*abbreviata* (6.9 %), *Diatoma moniliformis* (6.36 %), *Navicula ingapirca* (6.25 %), *Reimeria sinuata* (5.59 %) y *Navicula rhynchocephala* (2.95 %); las fotomicrografías de algunas diatomeas se observan en la **figura 2**.

Los valores más altos de S y H' se registraron durante los meses de enero y octubre (**Cuadro IV** y **Cuadro V**). En octubre, el punto de muestreo UR fue el más rico y diverso con un promedio de 39 taxones y un valor de  $H' = 2.45$  bit/cel mientras que, en mayo, en el punto de muestreo AM se presentaron los valores más bajos de riqueza (S = 16) y  $H' = 0.51$  bit/cel. De acuerdo con el índice de Simpson el punto de muestreo con mayor dominancia fue AM (1-D = 0.18), siendo *Nitzschia inconspicua* la especie que dominó en todos los puntos de muestreo en el mes de mayo, en cambio las especies *Epithemia sorex*, *Melosira varians* y *Ulnaria ulna* dominaron durante los meses de enero y octubre (1-D = 0.77 y 1-D = 0.82, respectivamente) presentando las mayores abundancias.

El índice de equidad de Pielou mostró una distribución uniforme en la comunidad de diatomeas en los meses enero y octubre (J = 0.63 y J = 0.69 respectivamente), salvo en el mes de mayo (J = 0.4) donde la abundancia de la comunidad de diatomeas se concentró en la especie *N. inconspicua* (**Cuadro IV**).

Estadísticamente no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0.05$ ) entre los valores de los índices ecológicos en términos espaciales; sin embargo, sí se presentaron temporalmente ( $p < 0.01$ ); la prueba de Dunn no presentó diferencias significativas ( $p > 0.01$ ) entre los meses de enero y octubre, a diferencia de los meses de enero y mayo y mayo y octubre donde sí se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.01$ ).

### Distribución de especies, índices ecológicos y parámetros ambientales

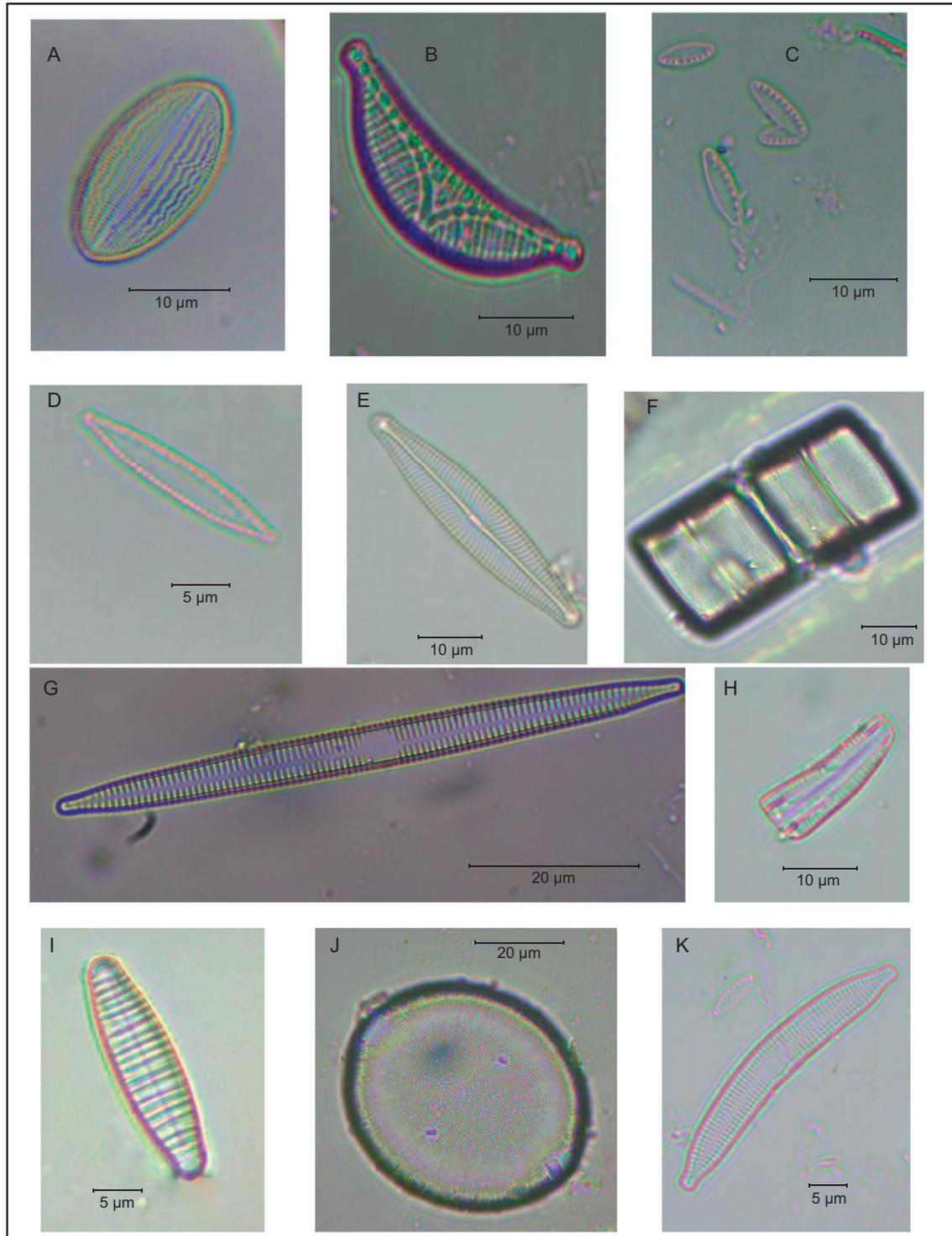
El ACP mostró que los dos primeros componentes resumen el 92.4 % de la variabilidad total de los datos, correspondiéndole el 71.5 % al primer componente, el cual estuvo asociado en su mayoría a los parámetros físicos y químicos que regulan el balance iónico de las aguas, i. e. pH, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, dureza, Ca, Mg, K, Na, P y  $\text{SO}_4^{2-}$ , mismos que mostraron una correlación alta ( $> 0.6$ ). El segundo componente representó el 17.4 % de la varianza total y estuvo asociado a la temperatura, oxígeno disuelto, coliformes termotolerantes, Fe, B y Al (**Fig. 3**).

Sólo doce de los 52 taxones que alcanzaron abundancias relativas mayores a 2 % en alguno de

**CUADRO III.** LISTA DE ESPECIES DE DIATOMEAS REPORTADAS EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO OCOÑA EN 2019.

Especies	Enero			Mayo			Octubre		
	AM	SE	UR	AM	SE	UR	AM	SE	UR
<i>Cocconeis placentula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cocconeis fluviatilis</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Cymbella minuta</i>			X	X	X	X			
<i>Cymbella tumida</i>	X		X	X			X		
<i>Diatoma vulgare</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Diatoma</i> sp1		X						X	
<i>Diatoma moniliformis</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Discostella stelligera</i>	X		X						X
<i>Encyonema lange-bertalotii</i>	X	X	X						
<i>Epithemia sorex</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Epithemia zebra</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Fragilaria</i> sp1		X	X			X			X
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	X	X	X	X				X	
<i>Gomphoneis</i> sp1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gomphonema parvulum</i>				X					
<i>Hannaea arcus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hannaea</i> sp1				X					X
<i>Hantzschia</i> sp1			X				X		X
<i>Hantzschia</i> sp2									X
<i>Hantzschia</i> sp3	X		X	X			X	X	X
<i>Hantzschia</i> sp4									X
<i>Melosira varians</i>	X	X	X		X		X	X	X
<i>Navicula ingapirca</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula cryptotenella</i>	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Navicula rhynchocephala</i>							X	X	X
<i>Navicula</i> sp1									X
<i>Navicula tripunctata</i>							X	X	X
<i>Nitzschia clausii</i>									X
<i>Nitzschia inconspicua</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia dissipata</i>	X	X					X	X	X
<i>Nitzschia amphibia</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Nitzschia palea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp1	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp2	X						X		X
<i>Nitzschia</i> sp3							X	X	X
<i>Pinnularia marchica</i>			X						
<i>Pleurosira laevis</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Planothidium ellipticum</i>	X						X		X
<i>Punctastriata</i> sp1	X	X	X				X		
<i>Reimeria sinuata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Rhopalodia gibba</i>	X	X	X				X		X
<i>Stausosira construens</i>	X	X	X						X
<i>Stausosira</i> sp1	X	X	X						X
<i>Luticola</i> sp1								X	X
<i>Surirella ovalis</i>	X	X							
<i>Surirella tenera</i>		X							X
<i>Surirella</i> sp1									X
<i>Stauroneis ambicephala.</i>	X		X						
<i>Tabellaria</i> sp1		X							
<i>Ulnaria ulna</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stausosira laucensis</i> var. <i>vulpina</i> L - B. & R.			X			X			

AM: Alto Molino, SE: Secocha, UR: Urasqui y X: presencia.



**Fig. 2.** Fotomicrografías de algunas de las especies de diatomeas registradas en la cuenca baja del río Ocoña, Perú. **A.** *Cocconeis placentula*. **B.** *Epithemia sorex*. **C.** *Nitzschia inconspicua*. **D.** *N. palea*. **E.** *Navicula cryptotenella*. **F.** *Melosira varians*. **G.** *Ulnaria ulna*. **H.** *Rhoicosphenia abbreviata*. **I.** *Diatoma moniliformis*. **J.** *Pleurosira laevis*. **K.** *Hannaea arcus*.

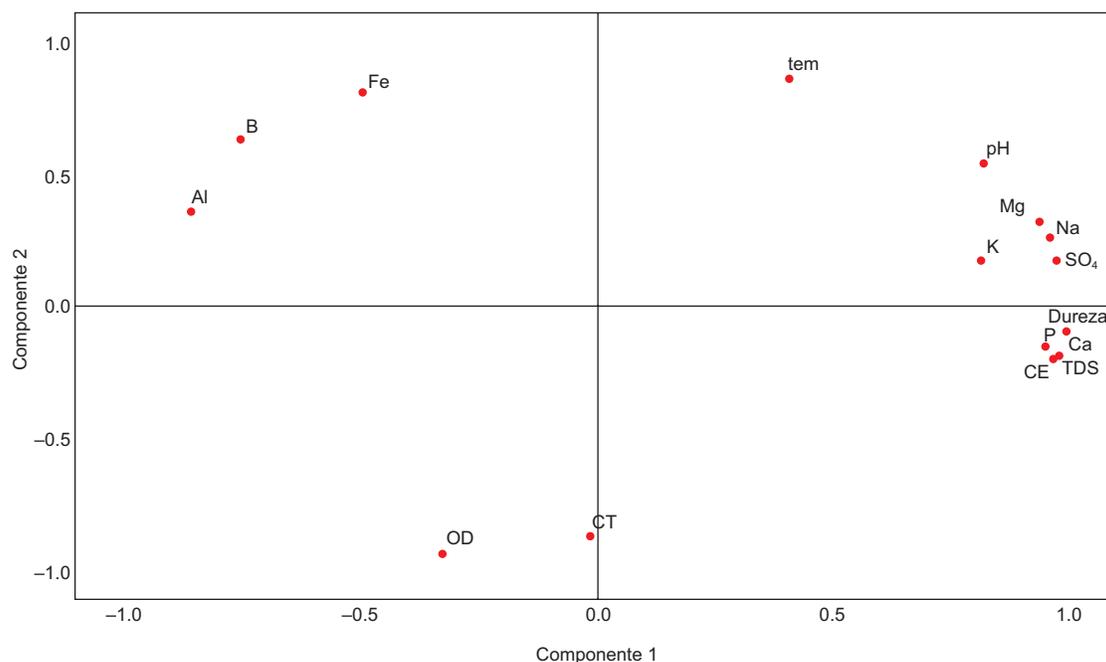
**CUADRO IV.** VALORES DE LOS ÍNDICES ECOLÓGICOS POR MES DE MUESTREO, 2019.

Parámetro	Enero	Mayo	Octubre
Riqueza	32 ± 1	14 ± 2.08	31 ± 6.81
Índice de Shannon	2.14 ± 0.08	1.01 ± 0.54	2.31 ± 0.13
Índice de dominancia de Simpson	0.77 ± 0.02	0.40 ± 0.24	0.82 ± 0.03
Índice de equidad de Pielou	0.63 ± 0.04	0.40 ± 0.22	0.69 ± 0.01

**CUADRO V.** VALORES DE LOS ÍNDICES ECOLÓGICOS POR PUNTO DE MUESTREO, 2019.

Punto de muestreo	Enero				Mayo				Octubre			
	S	H'	1-D	J	S	H'	1-D	J	S	H'	1-D	J
Alto Molino	32	2.04	0.75	0.60	16	0.51	0.18	0.19	29	2.32	0.85	0.70
Secocha	31	2.18	0.79	0.67	12	0.93	0.37	0.34	26	2.18	0.80	0.68
Urasqui	33	2.19	0.77	0.63	13	1.58	0.66	0.62	39	2.45	0.82	0.70

S: riqueza, H': índice de Shannon, 1-D: índice de dominancia de Simpson y J: índice de equidad de Pielou.



**Fig. 3.** Ordenación de los parámetros ambientales: temperatura (tem), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (STD), coliformes totales (CT), sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), hierro (Fe), aluminio (Al), fósforo (P), boro (B) y sulfatos (SO<sub>4</sub>) en las dos primeras componentes del análisis de componentes principales en la cuenca baja del río Ocoña en 2019.



**CUADRO VI.** VALOR DE P Y COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN ( $r_s$ ) ENTRE ALGUNOS PARÁMETROS AMBIENTALES Y LOS ÍNDICES ECOLÓGICOS.

	Temp	pH	OD	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	P	Mg	K	Na	Dureza	H'	1-D	S	J
Temp		0.043	0.121	0.122	0.702	0.076	0.372	0.108	0.133	0.028	0.047	0.014	0.049
pH	0.700		0.003	0.001	0.036	0.000	0.021	0.001	0.001	0.001	0.001	0.059	0.000
OD	0.567	0.883		0.003	0.024	0.005	0.007	0.005	0.016	0.017	0.002	0.194	0.007
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	0.561	0.929	0.879		0.028	0.003	0.044	0.001	0.005	0.015	0.003	0.045	0.007
P	0.158	0.782	0.842	0.825		0.040	0.040	0.040	0.036	0.123	0.036	0.679	0.038
Mg	0.633	0.950	0.867	0.879	0.762		0.031	0.000	0.001	0.001	0.000	0.050	0.000
K	0.333	0.767	0.833	0.695	0.762	0.733		0.016	0.043	0.034	0.016	0.359	0.022
Na	0.583	0.933	0.867	0.921	0.762	0.967	0.783		0.001	0.002	0.000	0.076	0.000
Dureza	0.550	0.917	0.783	0.854	0.782	0.917	0.700	0.917		0.009	0.002	0.230	0.000
H'	0.736	0.929	0.778	0.786	0.602	0.929	0.720	0.895	0.820		0.001	0.019	0.001
1-D	0.600	0.933	0.900	0.879	0.782	0.967	0.783	0.967	0.900	0.929		0.108	0.000
S	0.800	0.667	0.483	0.633	0.168	0.683	0.350	0.633	0.450	0.770	0.583		0.141
J	0.594	0.937	0.845	0.840	0.776	0.962	0.762	0.946	0.954	0.924	0.979	0.536	

Temp: temperatura, OD: oxígeno disuelto, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>: sulfatos, P: fósforo, Mg: magnesio, K: potasio, Na: sodio, H': índice de Shannon, 1-D: índice de dominancia de Simpson, S: riqueza y J: índice de equidad de Pielou.

Los valores más altos de temperatura (media = 23.72 °C y 22.27 °C) y oxígeno disuelto (6.51 mg/L y 8.48 mg/L) se registraron en los meses de enero y octubre respectivamente. En dichos meses se registró la mayor riqueza específica, la cual según Adam et al. (2017) puede atribuirse al efecto que tienen los valores elevados de temperatura en el fotoperíodo en los organismos; es importante señalar que, si bien la temperatura se correlacionó con la estructura de la comunidad de diatomeas, no fue así en arroyos urbanos en Beijing, China, donde la temperatura, entre otros parámetros ambientales fue determinante en la composición de diatomeas (Chen et al. 2016) y también en manantiales en Italia, donde cinco taxones entre ellos *Nitzschia palea*, se correlacionaron positivamente con la temperatura (Lai et al. 2018).

En relación a los índices ecológicos, se observó que los valores más altos de diversidad (H' = 2.45 bit/cel) y riqueza (S = 39) registrados en el mes de octubre (**Cuadro V**), podrían atribuirse a los valores más altos de algunos nutrientes como el sulfato, inferencia basada en los valores del coeficiente de correlación ( $r_s > 0.6$ ,  $p < 0.05$ ) que se observan en el **cuadro VI**. Al respecto Adam et al. (2017) y Quevedo et al. (2018), determinaron que los cambios estacionales implican variaciones en los valores de la temperatura del agua y en la concentración de nutrientes, mismas que junto a la contaminación de los cuerpos de agua tienen implicaciones directas sobre la distribución, abundancia y diversidad de las comunidades de microalgas epífitas.

Ríos-Henríquez et al. (2020) en su investigación sobre la diversidad estacional de la comunidad de

diatomeas planctónicas utilizadas para evaluar la salud ambiental, reportaron que la distribución espacial de las diatomeas no varió significativamente ( $p > 0.05$ ) a diferencia de la distribución estacional ( $p < 0.05$ ), semejante a nuestro estudio donde la diversidad y la riqueza de especies no presentó diferencias significativas espacialmente ( $p > 0.05$ ), pero sí entre temporadas ( $p < 0.05$ ). En este mismo sentido Das et al. (2022) también reportaron una variación estacional de los valores de diversidad obtenidos mediante el índice de Shannon en la comunidad de diatomeas. Tomando en cuenta que los valores de H' varía entre 0.5 y 5, valores entre 2 y 3 representan una diversidad normal, valores inferiores a 2 se consideran bajos y superiores a 3 son altos (Mora-Donjuán et al. 2017) se puede considerarse que, en los meses de enero y octubre se presentó una diversidad normal ( $p > 0.05$ ), a diferencia de mayo que presentó una baja diversidad ( $p < 0.05$ ); asumiendo que, en términos ecológicos una diversidad normal estaría representada por una comunidad en la que la variedad de taxones que la integran viven en armonía en su ambiente natural.

De acuerdo con el ACC, los parámetros físicos y químicos pH, dureza, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, P, K, Na y Mg presentaron una relación positiva con las especies *Diatoma moniliformis*, *Melosira varians* y *Nitzschia palea*. Algunos autores como Mangadze et al. (2017) han informado sobre los efectos de la composición iónica en la distribución de la comunidad de diatomeas, siendo el B, K, Fe, Pb, Mg, Na y la conductividad los más importantes en el río Bloukrans en Sudáfrica. En el caso particular del taxón *Cocconeis placentula*,

se ha determinado que puede establecerse y desarrollarse en hábitats bentónicos, donde puede adherirse a rocas y macrófitas (incluidas las macroalgas), siendo común y de amplia distribución geográfica en cuerpos de agua dulce, relacionándose positivamente en términos particulares con valores de pH circumneutrales o alcalinos (Abuhatab-Aragón y Donato-Rondón 2012). Salinas-Camarillo et al. (2021), en un estudio desarrollado en la Cuenca de México, encontraron que este taxón además de presentar amplia distribución fue abundante en las cabeceras de la cuenca, en donde se registraron bajas concentraciones de nutrientes. En nuestro estudio, *C. placentula* fue una de las especies que se registró en todos los muestreos tanto temporales como espaciales y tuvo una relación positiva con el pH además de los parámetros dureza, Ca, Mg y Na.

Al respecto, Díaz-Quirós y Rivera-Rondón (2004) reportaron que en pequeños ríos de Colombia *C. placentula* presentó las mayores abundancias cuando el pH fue superior a 6. Por otra parte, Van Dam et al. (1994) y Novais et al. (2014), consideraron a esta especie como alcalófila, es decir, se desarrollan principalmente en  $\text{pH} > 7$ , lo cual corroboraría los resultados obtenidos en nuestro trabajo. Este taxón ha sido reportado poco abundante en los ríos Pardo y Cali en Brasil y Colombia respectivamente (Lobo et al. 2015, Heinrich et al. 2019), abundante en manantiales de la Cuenca Andreas, Brasil (Freitas et al. 2020); y considerado medianamente tolerante a la eutrofización (Lobo et al. 2015). Así mismo, Torres-Franco et al. (2019) en su estudio realizado en el río Chili- Arequipa reportaron a esta especie predominante en dos puntos de muestreo (durante la primavera y en invierno); sin embargo, no establecieron relación con algún parámetro ambiental.

En el caso de algunas especies del género *Diatoma* y particularmente de *Melosira varians* estas han sido categorizadas como alcalófilas (Van Dam et al. 1994). Asimismo, *D. moniliformis* ha sido reportada en sitios con valores altos en pH, conductividad y oxígeno disuelto (Sevindik et al. 2023). Según Tan et al. (2013) la propagación y el crecimiento de algunas especies incluyendo *M. varians* se debe probablemente a los iones de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{K}^+$  los cuales juegan un papel importante en el mantenimiento de la estructura de la comunidad de diatomeas.

Por otro lado, Lobo et al. (2015) refieren a *N. palea* como una especie altamente tolerante a la eutrofización; y abundante en el río Pardo, manantiales de la cuenca Andreas en Brasil, río Cali en Colombia y en el río Pita en Ecuador (Lobo et al. 2015, Schuch et al. 2015, Castillejo et al. 2018, Heinrich et al. 2014,

2019); mientras que, en México se reportó en sitios de zona urbana con alta contaminación (Carmona-Jiménez et al., 2016); en esta investigación *N. palea* además de presentar mayor abundancia a pH más altos, también se correlacionó positivamente con los valores más altos de dureza, Ca, Mg, K y Na registrados en el mes de octubre.

*Nitzschia inconspicua* es una especie de diatomea de importancia ecológica, que se cree tiene una amplia distribución, tolerante a la salinidad y a la contaminación orgánica o nutritiva (Rovira et al. 2015) y se ha correlacionado positivamente con los coliformes termotolerantes. En nuestro trabajo, se registró la presencia de *N. inconspicua* en todos los muestreos; no obstante, que los parámetros indicadores de contaminación orgánica como son oxígeno disuelto, coliformes termotolerantes presentaron valores bajos. Esta falta de concordancia entre lo reportado por Rovira et al. (2015) y nuestro trabajo podría sugerir que los datos fisicoquímicos medidos no estarían reflejando la naturaleza fluctuante de estas aguas en un sentido temporal. En este mismo sentido, Van Dam et al. (1994) mencionan que la presencia de taxones tolerantes a la contaminación orgánica no siempre indica la presencia de contaminación orgánica.

De otro lado, para las especies del género *Nitzschia* que tienen células pequeñas y estructura delicada como *N. inconspicua* se recomienda el uso de Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) para evitar inconsistencias en su identificación taxonómica (Lobo et al. 2016, 2017); nosotros coincidimos que este taxón al ser de aprox. 5  $\mu\text{m}$  la correcta identificación taxonómica en lo posible debe ser mediante el uso del SEM.

En lo que respecta a la fase de identificación de los taxones, Lobo et al. (2019), mencionan que la generación de líneas base de conocimientos para el potencial uso de las diatomeas como bioindicadores debe hacerse de forma integrativa, analizando no solo la morfología observable con microscopía de luz, sino también la ultraestructura con microscopía electrónica de barrido e incluso incluir el análisis de metacódigo de barras del ADN. Así pues, si bien es cierto que la información taxonómica generada en esta investigación puede considerarse como una aproximación válida para la constitución de una línea base en el conocimiento sobre las diatomeas y su relación con los parámetros físico-químicos, es necesario implementar y complementar la identificación taxonómica convencional con métodos antes mencionados, así como es la evaluación de la influencia de los factores hidrológicos en las cuencas del Perú.

## CONCLUSIONES

Este estudio proporciona información sobre la composición y estructura de la comunidad de las diatomeas epilíticas en la cuenca baja del río Ocoña, la composición e índices ecológicos mostraron una diferencia significativa entre temporadas. Así mismo, los resultados obtenidos sugieren que los parámetros ambientales más importantes que influyen en los índices ecológicos de la comunidad de diatomeas epilíticas son la temperatura, pH, el oxígeno disuelto y el sulfato.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecemos a la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, UNSA, por la subvención de la investigación según contrato TM-005-2018-UNSA otorgado a la primera autora para optar la Maestría en Gerencia, Auditoría y Gestión Ambiental. Así mismo, a los revisores y doctores que han aportado en la revisión del presente artículo científico.

## REFERENCIAS

- Abuhatab-Aragón Y.A. y Donato-Rondón J. C. (2012). *Cocconeis placentula* y *Achnanthydium minutissimum* especies indicadoras de arroyos oligotróficos andinos. *Caldasia* 34 (1), 205-212.
- Adam M. S., Hifney A. F., Fawzy M.A. y Al-Badaani A. A. (2017). Seasonal biodiversity and ecological studies on the epiphytic microalgae communities in polluted and unpolluted aquatic ecosystem at Assiut, Egypt. *European Journal of Ecology* 3 (2), 92-106. <https://doi.org/10.1515/eje-2017-0017>
- ANA (2015). Evaluación de recursos hídricos en la cuenca de Ocoña. Autoridad Nacional del Agua. Informe final. Lima, Perú, 699 pp.
- APHA (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, EUA, 1325 pp.
- Carmona-Jiménez J., Ramírez-Rodríguez R., Bojorge-García M. G., González-Hidalgo B. y Cantoral-Uriza E. A. (2016). Estudio del valor indicador de las comunidades de algas bentónicas: Una propuesta de evaluación y aplicación en el río Magdalena, Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 32 (2), 139-152. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.01>
- Castillejo P., Chamorro S., Paz L., Heinrich C., Carrillo I., Salazar J.G., Navarro J.C. y Lobo E. A. (2018). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients along an Ecuadorian Andean River. *Comptes Rendus Biologies* 341(4), 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2018.03.008>
- CHE (2007). Metodología para el establecimiento del estado ecológico del agua según la Directiva Marco del Agua, protocolo de muestreo y análisis para fitoplankton, fitobentos (microalgas bentónicas), macrófitas, invertebrados bentónicos e ictiofauna. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza, España, 234 pp.
- Chen X., Zhou W., Pickett S.T., Li W., Han L. y Ren Y. (2016). Diatoms are better indicators of urban stream conditions: A case study in Beijing, China. *Ecological Indicators* 60, 265-74. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.039>
- Das B., Mukherjee J. y Das S. (2022). Seasonal variation of diatom community in some freshwater ponds of Kolkata. *Acta Scientific Microbiology* 5 (12), 37-42. <https://doi.org/10.31080/ASMI.2022.05.1175>
- Díaz-Quirós C. y Rivera-Rondón C. A. (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadoras de condiciones ambientales. *Caldasia* 26 (2), 381-394.
- Fenoglio S., Badino G. y Bona F. (2002). Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Revista de Biología Tropical* 50 (3-4), 1125-1131.
- Freitas N. C. W., Heinrich C. G., Etges T., de Souza Celente G. y Lobo E. A. (2020). Assessment of potential reference sites for evaluating the ecological status of subtropical and temperate Brazilian lotic systems using the epilithic diatom community. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 8698-8708. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11136-w>
- Hammer Ø., Harper D. A. T. y Ryan P. D. (2001). PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1), 1-9.
- Heinrich C. G., Leal V. L., Dupont M. S. A. y Lobo E. A. (2014). Epilithic diatoms in headwater areas of the hydrographical sub-basin of the Andreas Stream, RS, Brazil, and their relation with eutrophication processes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26, 347-355. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000400003>
- Heinrich C. G., Palacios-Peñaranda M. L., Peña-Salamanca E., Schuch M. y Lobo, E. A. (2019). Epilithic diatom flora in Cali River hydrographical basin, Colombia. *Rodriguésia* 70. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970041>
- ISO (2016). 17294-2:2016. Water quality. Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Part 2: Determination of selected elements including uranium isotopes. International Standard Organization. Geneva, Suiza, 31 pp.

- Kelly M. G., Adams C., Graves A. C., Jamieson J., Krokowski J., Lycett E. B., Murray-Bligh J., Pritchard S. y Wilkins C. (2001). Preparation of diatoms for microscopy. En: *The Trophic Diatom Index: a user's manual*. (M.G. Kelly, C. Adams, A.C. Graves, J. Jamieson, J. Krokowski, E.B. Lycett, J. Murray-Bligh, S. Pritchard y C. Wilkins, Eds.). Environment Agency, Bristol, Inglaterra, pp. 17-24.
- Kelly M. G., Gómez-Rodríguez C., Kahlert M., Almeida S. F., Bennett C., Bottin M., Delmas F., Descy J.P., Dörflinger G., Kennedy B., Marvan P., Opatrilova L., Pardo I., Pfister P., Rosebery J., Schneider S. y Vilbaste S. (2012). Establishing expectations for pan-European diatom based ecological status assessments. *Ecological Indicators* 20, 177-186. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.020>
- Krammer K. y Lange-Bertalot H. (1986). Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. En *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer, Eds.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Alemania, 876 pp.
- Krammer K. y Lange-Bertalot H. (1991). Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. En: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/3 (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig y D. Mollenhauer, Eds.), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Alemania, 576 pp.
- Lai G. G., Padedda, B. M., Wetzel C. E., Cantonati N.S., Lugliè A. y Ector L. (2018). Diatom assemblages from different substrates of the Casteldoria thermo-mineral spring (Northern Sardinia, Italy). *Botany Letters* 166 (1), 14-31. <https://doi.org/10.1080/23818107.2018.1466726>
- Lobo E. A., Schuch M., Heinrich C. G., Da Costa A. B., Düpont A., Wetzel C. E. y Ector L. (2015). Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring and Assessment* 187 (6), 354. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4586-3>
- Lobo E. A., Heinrich C. G., Schuch M., Wetzel C. E. y Ector L. (2016). Diatoms as bioindicators in rivers. En: *River algae* (O. Necchi, Ed.). Springer International Publishing, Orlando, EUA, pp. 245-271. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1_11)
- Lobo E. A., Wetzel C. E., Heinrich C. G., Schuch M., Taques F. y Ector L. (2017). Occurrence of a poorly known small-sized *Nitzschia* species in headwaters streams from southern Brazil. *Nova Hedwig Beih* 146, 229-240. <https://doi.org/10.1127/1438-9134/2017/229>
- Lobo E. A., Freitas N. W. y Salinas V. H. (2019). Diatoms as bioindicators: Ecological aspects of the algae response to eutrophication in Latin America. *Mexican Journal of Biotechnology* 4 (1), 1-24. <https://doi.org/10.29267/mxjb.2019.4.1.1>
- Mangadze T., Wasserman R. J. y Dalu T. (2017). Use of diatom communities as indicators of conductivity and ionic composition in a small austral temperate river system. *Water Air Soil Pollution* 228 (11), 428. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3610-3>
- MINAGRI (2007). Evaluación de los recursos hídricos de la cuenca del río Ocoña. Instituto Nacional de Recursos Naturales, Intendencia de Recursos Hídricos. Administración técnica del distrito de riego Ocoña-Pausa. Ministerio de Agricultura. Ocoña, Perú, 128 pp.
- MINAM (2017). Decreto Supremo N°004-2017-MINAM. Aprueban estándares de calidad ambiental (ECA) para agua y establecen disposiciones complementarias. Ministerio del Ambiente. Diario Oficial El Peruano, Perú. 7 de junio del 2017.
- Mora-Donjuán C.A., Burbano-Vargas O.N., Méndez-Osorio C. y Castro-Rojas D.F. (2017). Evaluación de la biodiversidad y caracterización estructural de un bosque de encino (*Quercus* L.) en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 14 (35), 68-75. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v14i35.3154>
- Novais M. H., Morais M. M., Rosado J., Dias L. S., Hoffman L. y Ector L. (2014). Diatoms of temporary and permanent watercourses in southern Europe (Portugal). *River Research and Applications* 30 (10), 1216-1232. <https://doi.org/10.1002/rra.2818>
- Ospina M. I., Peña-Salamanca E. J. y Rivera-Rondón C. A. (2022). Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) in a tropical Andean River of Southwest Colombia. *Rodriguésia* 73. <https://doi.org/10.1590/2175-7860202273076>
- Perera P.A.I.U.T. y Yatigammana S.K. (2015). Freshwater diatoms as proxies of assessing environmental changes in reservoirs in Sri Lanka. *International Journal of Earth Sciences and Engineering* 8, 417-423.
- Quevedo L., Ibáñez C., Caiola N., Cid N. y Hampel H. (2018). Impact of a reservoir system on benthic macroinvertebrate and diatom communities of a large Mediterranean river (lower Ebro River, Catalonia, Spain). *Limnetica* 37 (2), 209-228. <https://doi.org/10.23818/limn.37.18>
- Ríos-Henríquez C., Fuentes N., Tobar C.N., Rau J.R. y Cruces F. (2020). Planktonic diatom assemblage seasonal diversity used to assess environmental health in a coastal wetland of southern Chile. *Gayana Botánica* 77 (2), 139-151.
- Round F. E., Crawford R. M. y Mann D. G. (1990). *The diatoms: Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido, 747 pp.
- Rovira L., Trobajo R., Sato S., Ibáñez C. y Mann D.G. (2015). Genetic and physiological diversity in the diatom *Nitzschia inconspicua*. *Journal of Eukaryotic*

- Microbiology 62 (6), 815-832. <https://doi.org/10.1111/jeu.12240>
- Salinas-Camarillo V. H., Carmona-Jiménez J. y Lobo E. A. (2021). Development of the Diatom Ecological Quality Index (DEQI) for peri-urban mountain streams in the Basin of Mexico. *Environmental Science and Pollution Research* 28 (12), 14555-14575. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11604-3>
- Schuch M., Oliveira M. A. y Lobo E. A. (2015). Spatial response of epilithic diatom communities to downstream nutrient increases. *Water Environment Research* 87 (6), 547-558. <https://doi.org/10.2175/106143014X14062131178196>
- Sevindik T.O., Cetin T., Güzel U., Tunca H. y Tekbaba A. G. (2023). Using diatom indices to estimate the ecological status of minimally disturbed rivers of the Sakarya River Basin (Türkiye). *Ecohydrology* 16 (7), 1-15. <https://doi.org/10.1002/eco.2568>
- Stevenson R.J., Pan Y. y Van Dam H. (2010). Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. (E.F. Stoermer y J.P. Smol, Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, pp. 57-85. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511763175.005>
- Tan X., Sheldon F., Bunn S. E. y Zhang Q. (2013). Using diatom indices for water quality assessment in a subtropical river, China. *Environmental Science and Pollution Research* 20, 4164-4175. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1343-9>
- Tan X., Zhang Q., Burford M.A., Sheldon F. y Bunn S. E. (2017). Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in Microbiology* 8, 601. <http://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00601>
- Tibby J., Richards J., Tyler J.J., Barr C., Fluin J. y Goonan P. (2019). Diatom-water quality thresholds in South Australian streams indicate a need for more stringent water quality guidelines. *Marine and Freshwater Research* 71 (8), 942-952. <https://doi.org/10.1071/MF19065>
- Torres-Franco A. F., Alatrística-Gongora G. R., Guzmán-Rodríguez N. P., Calizaya-Anco J. A., Mota C. R. y Figueredo C. C. (2019). Physicochemical and diatoms trophic state indexes: A complementary approach for improving water sustainability in a high Andean urban stream. *Ecohydrology and Hydrobiology* 19 (4), 577-587. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.01.007>
- Van Dam H., Mertens A. y Sinkeldam J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 (1), 117-133. <https://doi.org/10.1007/BF02334251>
- Vélez-Agudelo C. y Espinosa M. A. (2021). Distribution and environmental preferences of diatoms along the Negro River, Patagonia, Argentina. *Limnetica* 40 (2), 247-265. <http://dx.doi.org/10.23818/limn.40.17>
- Wehr J. D., Sheath R. G. y Kociolek J. P. (2015). *Freshwater alga of North America: Ecology and classification*. Elsevier. Oxford, Reino Unido, 1050 pp.