

EVALUACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL ESTADO TRÓFICO EN EL SISTEMA LAGUNAR DE AGIABAMPO, SONORA

Spatio-temporal evaluation of the trophic state in the lagoon system of Agiabampo, Sonora

Juan Adolfo RIVAS-MARQUEZ¹, Luis Arturo MÉNDEZ-BARROSO^{1,2*},
Ian Mateo SOSA-TINOCO^{1,2} y Agustín ROBLES-MORÚA¹

¹ Instituto Tecnológico de Sonora. Calle 5 de febrero 818 sur, colonia Centro, Ciudad Obregón, C.P. 85000, Sonora, México.

² Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera, Región Golfo de California, Ciudad Obregón, CP. 85000, Sonora, México.

*Autor para correspondencia: luis.mendez78585@potros.itson.edu.mx

(Recibido: junio 2022; aceptado: junio 2023)

Palabras clave: eutrofización, lagunas costeras, sistemas de monitoreo, agricultura intensiva.

RESUMEN

La principal fuente de contaminación de las zonas costeras del sureste del Golfo de California son las descargas de aguas residuales agrícolas, las cuales, contienen una gran cantidad de fertilizantes nitrogenados dando como resultado un exceso de nutrientes en el agua. Sin embargo, el estado trófico en las lagunas costeras del Golfo de California ha sido poco estudiado, especialmente, en la región del sur de Sonora. El presente trabajo estima la variación temporal y espacial del estado trófico dentro del sistema lagunar de Agiabampo. La evaluación del estado trófico del estero se realizó mediante la aplicación del índice de estado trófico y un índice alternativo basado en la concentración de oxígeno disuelto y pH. Estos índices se estimaron en varios puntos a lo largo del sistema lagunar entre noviembre de 2019 y marzo de 2020. Adicionalmente se midieron en forma continua parámetros físicos y químicos del agua en dos puntos de muestreo mediante sondas de bajo costo. Los resultados indican que los niveles de eutrofización en la columna superficial en ambos índices fueron de medio a altos, mientras que la columna más profunda mostró más variación entre índices. Por otra parte, se encontraron marcadas diferencias estacionales en oxígeno disuelto, clorofila-a, temperatura, pH y salinidad a lo largo de un transecto de 15 km a partir del punto de las descargas de los drenes agrícolas. Los resultados de este trabajo proporcionan conocimiento base para entender el estado trófico de lagunas costeras que reciben descargas agrícolas. Además, los indicadores propuestos en este trabajo pueden ser implementados en observatorios de monitoreo tanto en el noroeste de México como en otros sistemas lagunares de regiones semiáridas en el mundo.

Key words: eutrophication, coastal lagoons, monitoring systems, intensive agriculture.

ABSTRACT

The main source of pollution in the coastal areas of the Gulf of California is nitrogen (N) fertilizers discharged through agricultural drains, resulting in excess nutrients in the water. However, the trophic state in the coastal lagoons of the Gulf of California has

been poorly studied, particularly in the southern region of Sonora. The present work estimates the temporal and spatial variation of the trophic state within the Agiabampo coastal lagoon system in northwestern Mexico. The trophic state of the estuary was evaluated by applying the trophic state index and an alternative index based on the concentration of dissolved oxygen and pH. These indices were estimated at various sampling points across the lagoon system between November 2019 and March 2020. Additionally, water physical and chemical parameters were continuously measured at two sampling points using low-cost probes. The results indicate that eutrophication levels in the shallow water column in both indices were medium to high, while the deeper column showed more variation between indices. On the other hand, marked seasonal differences were found in dissolved oxygen, chlorophyll-a, temperature, pH, and salinity along a 15-km transect from the discharge point of agricultural drains. The results of this work provide basic knowledge to understand the trophic state of coastal lagoons that receive agricultural discharges. Furthermore, the indicators proposed in this work can be implemented in monitoring observatories both in the Northwest of Mexico and in other lagoon systems of semi-arid regions in the world.

INTRODUCCIÓN

El proceso de eutrofización es definido como el enriquecimiento excesivo de nutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo) en un hábitat acuático afectando la integridad y el estado de salud de los ecosistemas tanto continentales como marinos costeros (Nixon 1995, Cai et al. 2011). El incremento anormal de esos nutrientes causa una gran variedad de cambios en la estructura y dinámica de los ecosistemas costeros (Nixon 1995, Gamito et al. 2005, Smith et al. 2006, Nixon 2009, Ferreira et al. 2011, Muciño et al. 2017, Desmit et al. 2018). Entre los principales cambios se encuentran la disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto (hipoxia), incremento en las concentraciones de clorofila-a, aumento de la biomasa de macroalgas, reducción de la transparencia del agua, muerte de peces, cambios en la red alimentaria, pérdida de hábitat e incremento en la concentración de materia orgánica (Vollenweider et al. 1992, Yin et al. 2004, Herrera-Silveira et al. 2005, Justić et al. 2005, Mudge et al. 2007, Breitburg et al. 2009, Rabalais et al. 2009, Moreno et al. 2010, Ferreira et al. 2011, Rinaldi et al. 2011, Wen et al. 2022). Además de la composición química y biológica del agua, la evolución temporal y espacial del estado trófico en regiones costeras es altamente controlada por factores tanto ambientales como hidrodinámicos entre los que se encuentran la temperatura del agua, temperatura del aire, velocidad del viento, radiación solar, la profundidad, corrientes y surgencias marinas (Nienhuis 1992, Bermúdez 2015, Duarte et al. 2015, Mas-Monsonis 2017, McCrackin et al. 2017, García 2018, Mutlu 2019).

Una de las regiones de México más impactada por la variación temporal de nutrientes es el Golfo de California, donde los estuarios (zona de transición entre el medio fluvial y el marino) tienen una marcada variación temporal tanto en nutrientes como en parámetros físicos y químicos debido a que son altamente influenciados por la circulación de las mareas, eventos hidrometeorológicos (monzón norteamericano, tormentas tropicales, huracanes, etc.) y las descargas de aguas residuales (Álvarez 1991, Kennish et al. 1991, Kjerfve et al. 1994, Kennish et al. 1997, Beman et al. 2005, Lara et al. 2011, Alongi et al. 2020). La principal fuente de contaminación de las costas occidentales del Golfo de California son los fertilizantes a base de nitrógeno vertidos en las descargas agrícolas que alteran las propiedades físicas, químicas y biológicas de estos cuerpos acuáticos causando una acelerada eutrofización (Beman et al. 2005, Alexakis 2011, Brockmeyer et al. 2011, Kitsiou et al. 2011, Karydis et al. 2013, Páez et al. 2013, Dupas et al. 2017, Fregoso et al. 2020).

De acuerdo con el estudio de Beman et al. (2005), existe un incremento en la descarga de aguas residuales agrícolas con altas cantidades de fertilizantes nitrogenados donde un gran número de estuarios son utilizados como barrera para la remoción de este tipo de aguas residuales antes de llegar al Golfo de California. Sin embargo, los tiempos de remoción de estos fertilizantes son muy largos en contraste con los tiempos de descarga, dando como resultado una deficiente eliminación (Cai et al. 2022).

Por esta razón, surge la necesidad de determinar el estado trófico de los cuerpos acuáticos mediante el empleo de indicadores conocidos como índices de eutrofización. Estos índices requieren de diversos

parámetros físicos, químicos y biológicos del agua para su estimación y sus valores proporcionan información sobre el estado trófico del cuerpo acuático (García et al. 2018). En el caso específico del Golfo de California, se han utilizado diversos índices como el Karydis (Karydis et al. 1983), ASSETS (Bricker et al. 2003), ICAC (Mendoza et al. 2005), TSI (Carlson et al. 1977) y TRIX (Vollenweider 1998). Entre los estudios pioneros en la región occidental del Golfo de California se encuentra el desarrollado por Martínez et al. (2008), quien evaluó el estado trófico del sistema lagunar de Topolobampo-Ohuira-Santa María empleando el índice TRIX (Vollenweider et al. 1998). Por otra parte, Morquecho (2012) evaluó la calidad del agua en las lagunas de Yavaros, El Colorado y San José mediante el índice ICAC (Mendoza et al. 2005). En otro estudio, Ruiz (2017) comparó los índices TRIX, ICAC y ASSETS en varias lagunas costeras del estado de Sonora, en el noroeste de México. Galván (2019) determinó el estado trófico dentro del estero El Soldado, cercano a Guaymas Sonora, mediante el empleo del índice de estado trófico de Carlson TSI (Trophic State Index). Finalmente, Ávila (2020) determinó el estado trófico de la misma localidad, pero empleando un índice muy simple desarrollado por O'Boyle et al. (2013) basado en mediciones de pH y oxígeno disuelto.

A pesar de estos avances, son relativamente pocos los trabajos sobre el diagnóstico del estado trófico en ambientes costeros al sur de Sonora, una región caracterizada por el aumento en la agricultura intensiva y, en consecuencia, un incremento en las descargas de nutrientes nitró-fosforados (Escobedo et al. 2010). El sistema lagunar de Agiabampo-Bacorehuis-Río Fuerte, en los límites de los estados de Sonora y Sinaloa, está caracterizado por una alta dinámica estacional de los nutrientes. Durante el ciclo de producción agrícola noviembre-marzo, esta laguna recibe un gran aporte de nutrientes nitró-fosforados como resultado del incremento en las descargas agrícolas, mientras que en el período de verano (julio-septiembre), recibe escasos ríos superficiales originados por aumento en la precipitación. Actualmente este sistema lagunar está declarado como humedal de importancia ecológica global por la convención RAMSAR (Sitio RAMSAR 1979). Su importancia se debe a la diversidad de recursos de flora y fauna silvestre y el papel que juega en la retención y remoción de nutrientes que ayuda tanto al mejoramiento de la calidad del agua como a la amortiguación hidráulica de inundaciones. Por otra parte, este sitio es albergue de una gran cantidad de especies de aves migratorias tanto acuáticas como terrestres debido a que se encuentra dentro del corredor migratorio de aves del Pacífico Occidental.

Debido a su gran importancia ecológica, el Instituto Nacional de Pesca (INAPESCA 2014) determinó el nivel trófico de este sistema lagunar empleando el índice TRIX (Vollenweider et al. 1998), siendo el único estudio realizado en la zona. A pesar de este avance, la ubicación de los puntos de muestreo no permite identificar las zonas más vulnerables a descargas agrícolas y su efecto directo en la calidad del agua. Estas limitaciones se deben primordialmente a que este estudio estaba enfocado a cubrir especialmente el sistema lagunar en lugar de monitorear la variación temporal en la calidad de agua por una actividad antrópica específica.

Por tal motivo, el objetivo de este trabajo consiste en conocer la variación espacial y temporal del estado trófico dentro de un estero ubicado en el sistema lagunar Agiabampo-Bacorehuis-Río Fuerte mediante el empleo de dos índices simples estimados a partir de variables físicas y químicas.

El presente trabajo representa una oportunidad de generar una base de datos con la evolución temporal de índices de eutrofización que ayuden a delinear mejores estrategias de manejo, conservación y gestión de los servicios ambientales en ecosistemas costeros. Por otra parte, los protocolos de medición y análisis de este trabajo pueden ser aplicados en otras localidades del sistema lagunar con el fin de tener una estrategia de monitoreo con mayor extensión espacial dentro de este sitio RAMSAR.

MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se ubica dentro de los esteros La Uva y el localmente conocido como Bahía de Agiabampo. Ambos cuerpos de agua se encuentran dentro de los límites de los estados de Sonora y Sinaloa en una región delimitada por las coordenadas 26°05' y 26°30' de latitud Norte, así como, 109°05' y 109°20' de longitud Oeste (Ayala et al. 1990, Romero et al. 2004, INAPESCA 2014; **Fig. 1**). El sistema lagunar tiene una extensión de 17 700 ha y cuenta con un clima árido y cálido definido como tipo BW (h') según la clasificación de Köppen y modificada por García (2004). La temperatura media anual es de 30 °C y una precipitación media anual de 300 mm (García 2004, Romero-Beltrán et al. 2011, INAPESCA 2014). Las lluvias más representativas ocurren en los meses de julio a octubre resultado del monzón mexicano (Douglas et al. 1993, Ruiz et al. 2017).

El sistema lo integran tres esteros o lagunas costeras principales: la bahía de Jitzamuri y el estero

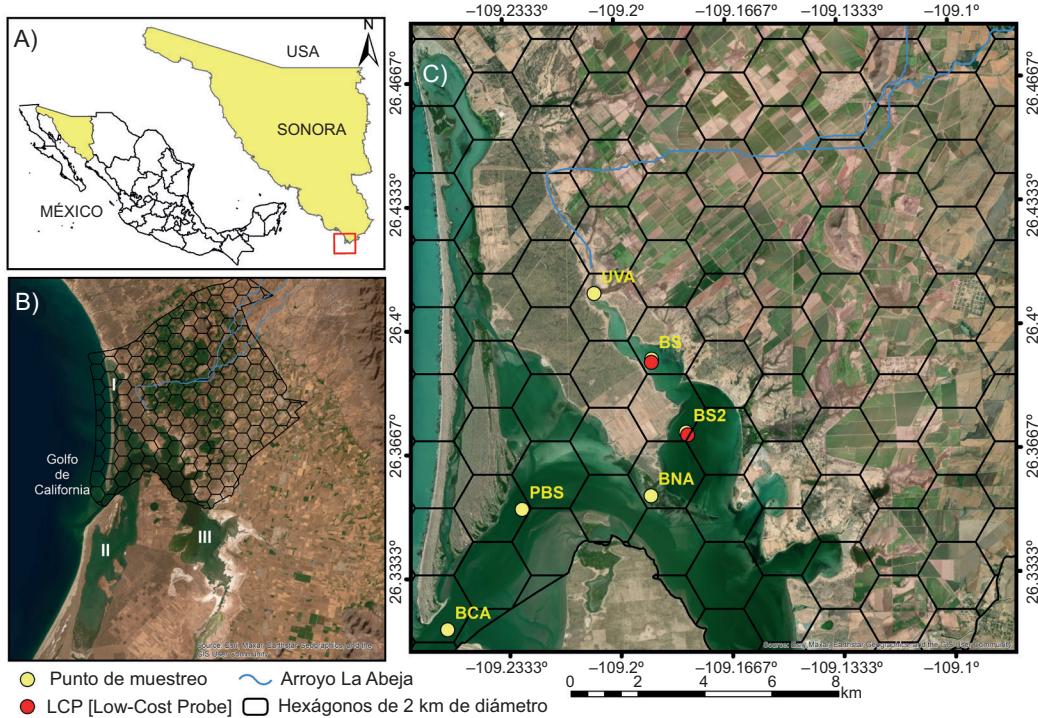


Fig. 1. Localización del sitio de estudio en diferentes escalas: (A) Nacional-regional: En el noroeste de México, específicamente al sur del estado de Sonora. (B) Delimitación (hexágonos con 2 km de diámetro) del observatorio costero del Sistema Lagunar Agiabampo-Río Fuerte-Bacorehuis Sonora. Estero Bamocha (I), Bahía de Jitzámuri (II) y Estero Bacorehuis (III). (C) Localización tanto de los puntos de muestreo (puntos amarillos) de agua como de las sondas de monitoreo continuo (puntos rojos). Los sitios de monitoreo y muestreo dentro de la bahía de Agiabampo son La Uva (UVA), Los Baños (BS), Los Baños-2 (BS2), Bocanita (BNA), Punta Basocari (PBS) y La Boca (BCA).

Bacorehuis, en el municipio de Ahome en Sinaloa, y el estero Bamocha en el municipio de Huatabampo en Sonora (Ayala et al. 1990, Romero et al. 2004, RAMSAR 2007, INAPESCA 2014; **Fig. 1B**). Este sitio fue declarado humedal RAMSAR en 2007 debido a que cumple con cinco de los nueve criterios establecidos por la Convención Internacional RAMSAR (RAMSAR 2007). Además, fue propuesto como un área prioritaria para la conservación por Ducks Unlimited y también como área importante de aves (IBA, MX-131) por la organización BirdLife International (BLI 2022, DUMAC 2022). Sin embargo, este sistema recibe una descarga promedio anual de 76 toneladas de fósforo y 3435 toneladas de nitrógeno provenientes de fertilizantes agrícolas, de las cuales, ocho toneladas de fósforo y 109 de nitrógeno son exportadas al Golfo de California (INAPESCA 2014).

El estero La Uva es un ramal secundario del estero Bamocha que recibe ocasionalmente escurrimientos superficiales de agua dulce provenientes del arroyo La Abeja (**Fig. 1C**). Además de ser un cauce natural,

también es utilizado para la descarga de aguas residuales agrícolas. Por esta razón, el arroyo descarga predominantemente aguas residuales con concentraciones promedio de 0.80 ± 0.55 mg/L de nitrógeno y 0.12 ± 0.22 mg/L de fósforo (INAPESCA 2014).

Datos meteorológicos

Se utilizaron datos de la estación meteorológica automática del poblado de Totoliboqui (26.47° latitud Norte, 109.14° longitud Oeste), ubicada a nueve kilómetros del sitio de muestreo La Uva (UVA). Esta estación pertenece a la Red de Estaciones Automáticas Meteorológicas del estado de Sonora (REMAS 2020). Las variables analizadas durante el periodo noviembre de 2019 a julio de 2020 fueron temperatura del aire (T_{aire} [$^{\circ}$ C]), humedad relativa (H [%]), precipitación (PP [mm/día]) y radiación solar (W/m^2). Los datos meteorológicos a escala horaria fueron agregados a escala diaria para construir series de tiempo y entender las variaciones estacionales y su relación con el estado trófico.

Mediciones continuas de parámetros físicos y químicos

Dentro del estero La Uva se instalaron dos sondas multiparamétricas de bajo costo (Méndez-Barroso et al. 2020) conocidas como LCMP (Low-Cost Multiparametric Probe, por sus siglas en inglés) ubicadas en los puntos BS (26.395217 Norte, -109.197538 Oeste) y BS2 (26.377556 Norte, -109.17964 Oeste), ambas sumergidas y ancladas a una profundidad promedio de dos metros. Las sondas realizaron mediciones continuas in-situ a cada hora de potencial de hidrógeno (pH, [-]), porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (OD, [%]), salinidad (SAL, [PSU]), temperatura del agua (Ta, [°C]), nivel del agua (Na, [m]) y presión de la columna de agua (Pa, [mb]). El periodo de monitoreo comprendió de noviembre de 2019 a junio de 2020 con algunos períodos breves sin datos debido a inconsistencias en el funcionamiento de las sondas, principalmente, por falta de carga de las baterías y/o vandalismo.

Sitios de muestreo y mediciones puntuales de variables físicas, químicas y biológicas

Con el fin de conocer la variación espacial de las condiciones de las variables físicas y químicas del agua, incluyendo sus concentraciones de clorofila-a, se establecieron seis puntos de monitoreo (separados entre sí por una distancia promedio de 2.5 kilómetros) a lo largo del sistema lagunar de Agiabampo (**Cuadro I** y **Fig. 1C**). Para el establecimiento de las estaciones de muestreo se aplicó un enfoque de matriz de hexágonos regulares a lo largo del área que comprende el sitio de estudio (Birch et al. 2007). La matriz cuenta con 180 hexágonos de dos kilómetros de diámetro y se generó mediante el sistema de información geográfica QGIS. El enfoque de malla de hexágonos regulares es muy útil tanto para representar la conectividad espacial y las interacciones entre

los sitios de muestreo cercanos como para realizar el escalamiento espacial de las variables medidas en los sitios (Birch et al. 2007, Cuevas et al. 2019). Por último, esta malla de delimitación está establecida como el criterio estándar para establecer sitios de muestreo dentro de los siete Observatorios Costeros para la Resiliencia (OCR) operados por el Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera (LANRESC 2023) donde el observatorio de Agiabampo es uno de ellos.

Durante el período de noviembre de 2019 a marzo de 2020 se realizaron cinco muestreos puntuales en diferentes fechas (23/11/2019, 13/12/2019, 25/01/2020, 15/02/2020 y 13/03/2020). En cada punto de muestreo se estimaron diversos parámetros a dos diferentes profundidades, una superficial (0-50 cm) y una profunda (1-2 metros). Los parámetros medidos en cada punto de muestreo fueron: transparencia del agua con el disco de Secchi (DS [m], clorofila-a (Chl-a [μ g/L]), potencial de hidrógeno [pH], porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (OD [%]), salinidad (SAL, [PSU]), temperatura del agua (Ta, [°C]) y cambio en profundidad de la columna de agua (Na, [m]). Todas las variables (a excepción de la transparencia del agua) se midieron por medio de una sonda multiparamétrica YSI modelo EXO3 (Xylem Inc, Rye Brook, NY, EUA).

Estimación de índices de eutrofización Índice de estado trófico (TSI)

El uso de indicadores ambientales, como los índices tróficos, permite evaluar y diagnosticar la respuesta de los ecosistemas costeros a los procesos de eutrofización (Vargas 2012). El índice del estado trófico (TSI, por sus siglas en inglés), propuesto por Carlson (1977), ha sido uno de los más ampliamente utilizados en sistemas lacustres y está basado en la determinación de transparencia por el disco de Secchi.

CUADRO I. LOCALIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO Y DESCRIPCIÓN DE LOS SITIOS.

Nombre	Coordenadas [latitud, longitud]	Tipo de monitoreo	Nivel medio de inundación (m)	Salinidad (PSU min-max)	Distancia del arroyo La Abeja (km)
Uva	26.41, -109.21	MP	5	16.26 - 36.56	0.5
Baños	26.40, -109.20	MP-MC	5	24.35 - 35.19	2.5
Baños 2	26.38, -109.18	MP-MC	5	25.94 - 34.69	5
Bocanita	26.36, -109.20	MP	8	24.98 - 34.48	7.5
Punta Basocari	26.35, -109.23	MP	4	27.05 - 34.75	10
Boca	26.36, -109.25	MP	13	29.22 - 34.37	12.5

Los sitios se dividieron en monitoreo puntual (MP) y monitoreo continuo (MC). El rango de salinidad está expresado como unidades prácticas de salinidad (PSU, por sus siglas en inglés).

Sin embargo, este índice ha tenido diversas modificaciones con el fin de adaptarlo a diferentes ecosistemas y condiciones; por ejemplo, López-Martínez et al. (2015) estimaron el estado trófico utilizando sólo transparencia en la columna de agua, medida con el disco de Secchi (DS), y la concentración de clorofila-a (Chl-a). Esta modificación es válida en ambientes acuáticos donde la atenuación de la luz está directamente controlada por el florecimiento de algas y cianobacterias (relacionado con clorofila) y no por partículas suspendidas (relacionado con fósforo). Debido a la similitud de condiciones con el sistema lagunar de Agiabampo-Bacorehuis, se decidió utilizar este método en lugar del enfoque original de Carlson (1977).

Para el cálculo de TSI, se requiere primeramente conocer el estado trófico del sitio mediante la estimación del índice de estado trófico en función de la clorofila-a (TSI_{Chl-a}), utilizando la siguiente ecuación:

$$TSI_{Chl-a} = 10 \left[6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln Chl-a}{\ln 2} \right] \quad (1)$$

Donde Chl-a es la concentración de clorofila-a en $\mu\text{g/L}$. En segundo lugar, se procede a estimar el estado trófico (TSI_{DS}) en función de la transparencia del agua (DS) por medio del disco de Secchi y la siguiente ecuación:

$$TSI_{DS} = 10 \left[6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right] \quad (2)$$

Por último, TSI promedio (López-Martínez et al. 2015) se determina mediante el promedio aritmético entre TSI_{Chl-a} y TSI_{DS} :

$$TSI = \frac{TSI_{Chl-a} + TSI_{DS}}{2} \quad (3)$$

El intervalo de valores de TSI son: oligotrófico ($0 < 30$), mesotrófico ($> 30 < 60$), eutrófico ($> 60 < 90$) e hipereutrófico ($> 90 < 100$) de acuerdo con el criterio de evolución del estado trófico propuesto por López-Martínez et al. (2015).

Índice de estado trófico OD-PH

El índice propuesto por O'Boyle et al. (2013) se basa en la relación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (OD, expresado como porcentaje de saturación de oxígeno) y el potencial de hidrógeno (pH). Ambas variables proporcionan un equilibrio entre la producción y el consumo de la materia orgánica presente en el agua. Para el cálculo del índice propuesto por O'Boyle et al. (2013) primero se tiene que convertir el valor de pH, representado

en escala logarítmica, a su respectiva concentración de iones hidrógeno en escala lineal. Con el fin de eliminar los datos atípicos tanto de pH como de OD, se extraen los valores en función de los percentiles 5 inferior y 95 superior. Para calcular el intervalo del pH se divide el valor obtenido de los iones de hidrógeno en cierta fecha de muestreo (valor pH_i donde i = fecha de muestreo) entre el valor máximo encontrado (valor $\max pH_n$ donde n = localidad) dividiéndolo entre 100.

$$\text{Intervalo}_{pH} = ((\text{valor } pH_i) / (\text{valor } \max pH_n / 100)) \quad (4)$$

En el caso del intervalo de OD, se toma el valor de OD (valor OD_i donde i = fecha de muestreo), y se divide entre el valor máximo encontrado de OD (valor $\max OD_n$ donde n = localidad) dividiéndolo entre 100.

$$\text{Intervalo } OD = ((\text{valor } OD_i) / (\text{valor } \max OD_n / 100)) \quad (5)$$

Por último, se suma el resultado obtenido de los intervalos y se divide entre dos (6)

$$IT_{OD-pH} = \frac{\text{Intervalo}_{pH} + \text{Intervalo } OD}{2} \quad (6)$$

El intervalo de valores del índice IT_{OD-pH} son: Impoluto ($0 < 40$), intermedio ($> 40 < 60$), potencialmente eutrófico ($> 60 < 75$) y eutrófico ($> 75 - 100$) (O'Boyle et al. 2013, Ávila 2020).

Análisis estadístico de variables físicas, químicas e índices tróficos

Primero, los valores atípicos medidos tanto con las sondas multiparamétricas (LCMP, por sus siglas en inglés) como en las estaciones de muestreo fueron removidos cuando su valor se encontraba por encima y por debajo de dos veces el valor de la desviación estándar (Etzold et al. 2010). Tanto los análisis estadísticos como la remoción de valores atípicos se realizaron en el programa matemático Matlab versión 2016b (The Mathworks Inc., Natick, MA, EUA) y con el programa estadístico IBM® SPSS Statistics V21 2019.

Los resultados tanto de las variables físicas y químicas del agua (medidas con la sonda EXO-3) como de los índices tróficos fueron promediados a dos diferentes profundidades en la columna de agua de cada punto de muestreo (0 – 0.5 m y 1 – 2 m) para cada fecha. Con los valores promedio de las variables a dos profundidades se realizó la prueba estadística de Shapiro-Wilk para determinar si estas

tienen una distribución normal. Cuando la variable física o química tenía una distribución normal, se aplicó la prueba paramétrica de análisis de varianza (ANDEVA) con el fin de determinar la diferencia significativa entre los sitios de muestreo. En caso contrario, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. Tanto para las pruebas paramétricas y no paramétricas se utilizó un nivel de significancia (α) de 0.05.

RESULTADOS

Variación estacional de las condiciones meteorológicas

La figura 2 muestra la evolución temporal de la precipitación (PP), la humedad relativa (H) y la temperatura del aire (Ta) durante el período noviembre de 2019 a julio de 2020 utilizando datos de la estación meteorológica de Totoliboqui. Como se puede observar, se presentaron importantes eventos de precipitación en noviembre de 2019 con valores máximos de hasta 40 mm/día. Durante el primer tercio del año 2020, se presentaron algunos pulsos de precipitación (alrededor de 5 mm/día) principalmente en febrero y marzo. La temperatura del aire muestra un claro cambio estacional con un incremento gradual desde febrero hasta alcanzar las máximas temperaturas anuales que ocurren durante el verano. En el caso de humedad relativa, no se distingue una clara evolución

estacional, sin embargo, se observa claramente que mayo-junio registró los mínimos estacionales.

Comportamiento de las variables físicas y químicas del agua con las mediciones continuas

Dos sondas LCMP registraron variables físicas y químicas continuamente con una resolución horaria durante el período comprendido entre el 23 de noviembre de 2019 al 3 de junio de 2020. Durante el período de observación, en el sitio BS (Fig. 3) se observó un nivel promedio de inundación de 1.49 ± 0.24 m, con variaciones que van desde 0.87 m en su punto más bajo hasta 2.23 m en el más alto. La temperatura promedio del agua en este sitio fue de 23.37 ± 3.42 °C. Por otro lado, la SAL y el OD tuvieron valores mínimos de 17.37 PSU y 30.05 % respectivamente, mientras los máximos fueron de 31.51 PSU y 100.00 %. En el caso del potencial de hidrógeno (pH), el promedio estacional fue de 7.73 ± 0.02 .

En el caso del sitio BS2 (Fig. 4), éste presentó una temperatura máxima de 30.57 °C y una mínima de 15.57 °C con un nivel de inundación promedio de 1.60 ± 0.23 m con valores que van desde 0.99 m hasta de 2.29 m. El potencial de hidrógeno (pH) en este sitio mostró un promedio estacional de 8.26 ± 0.12 . El porcentaje de saturación de oxígeno (OD) registró un valor máximo de 90.25 % y mínimo de 25.35 % mientras que para la SAL se midió un valor de 23.51 PSU.

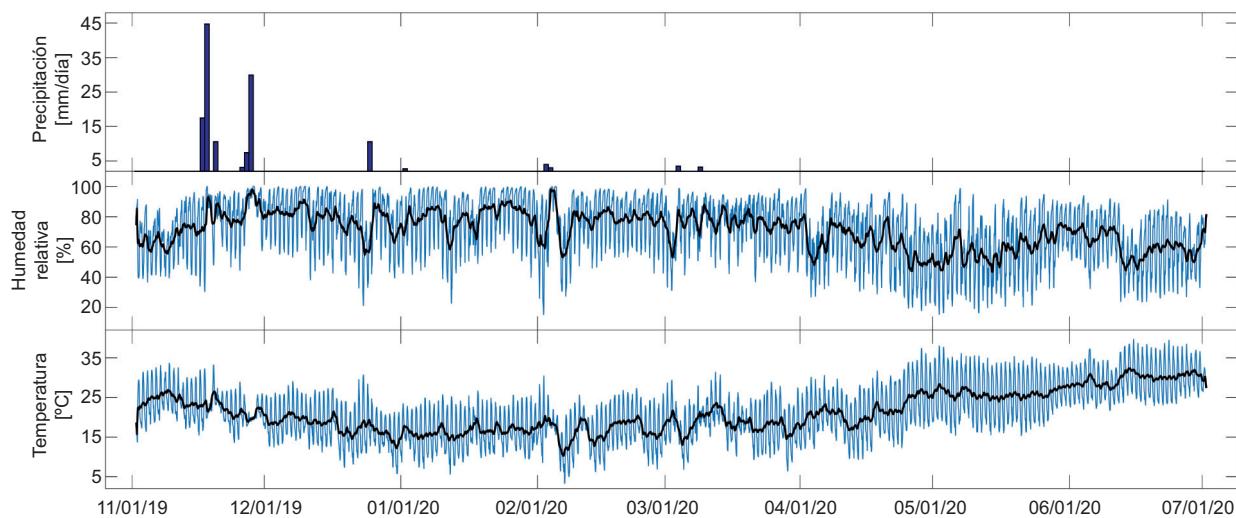


Fig. 2. Variabilidad estacional de la temperatura del aire, humedad relativa [%] y precipitación [mm/día] registrada en la estación Totoliboqui (9 km al este del sitio de estudio) durante el período noviembre 2019 a junio 2020. Las líneas continuas en color azul muestran los valores de humedad relativa y temperatura registradas cada hora, mientras que las líneas sólidas color negro representan su respectivo valor promedio diario. El panel superior de la figura muestra los valores acumulados diarios de precipitación.

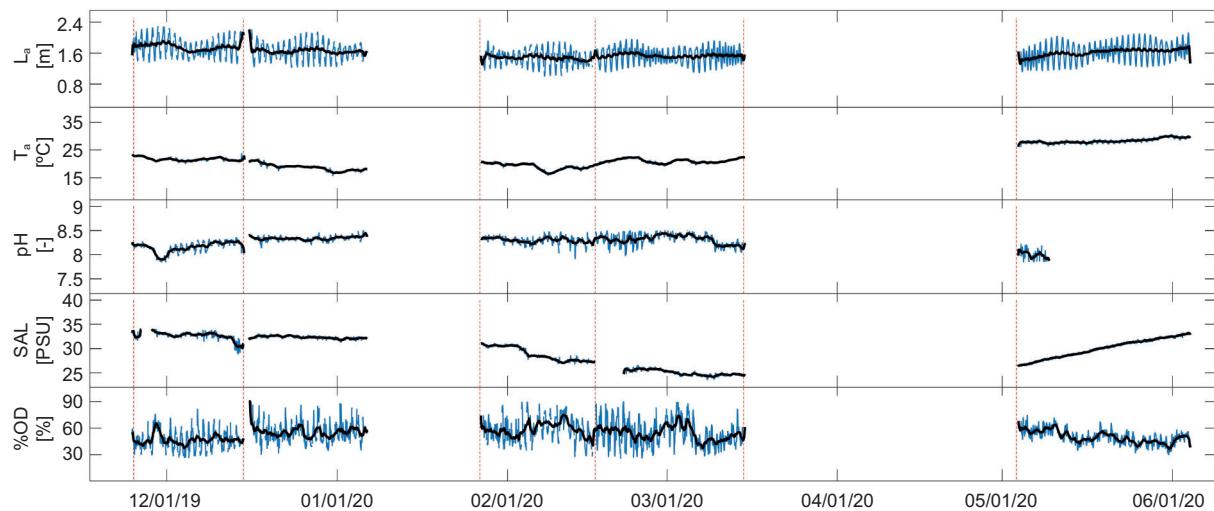


Fig. 3. Variabilidad estacional de las condiciones físicas y químicas del agua en el sitio BS. Las variables físicas y químicas medidas de forma continua con resolución horaria fueron: porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (OD [%]), salinidad (SAL [PSU]), potencial de hidrógeno (pH [-]), temperatura del agua (Ta [°C]), nivel del agua (Na [m]). Las líneas punteadas verticales representan el periodo de cambio de baterías de las sondas como también las fechas de muestreo puntuales. Las líneas continuas negras representan el promedio diario (24 h).

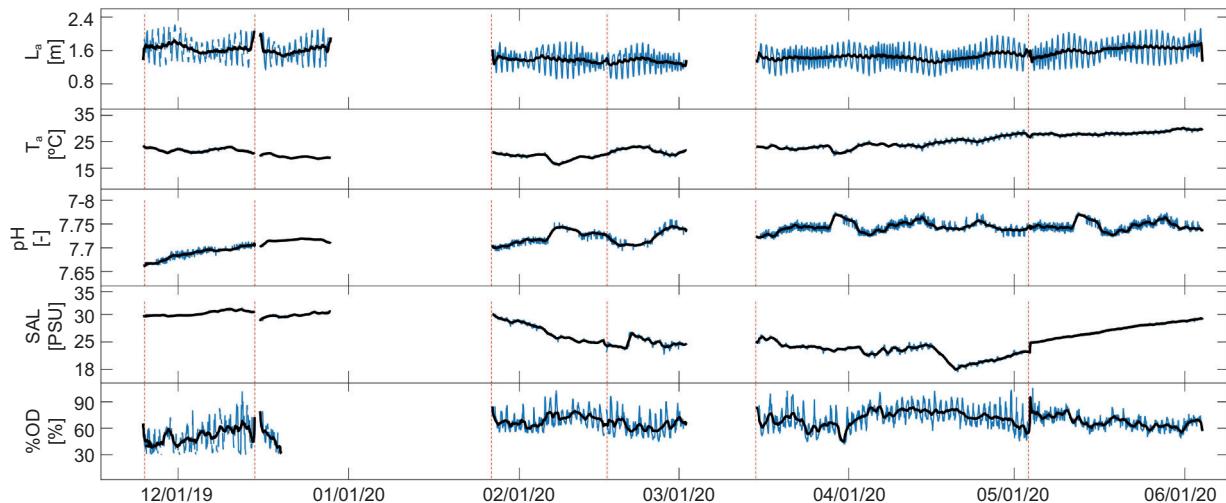


Fig. 4. Variabilidad estacional de las condiciones físicas y químicas del agua en el sitio BS2. Las variables físicas y químicas medidas de forma continua con resolución horaria fueron: porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (OD [%]), salinidad (SAL [PSU]), potencial de hidrógeno (pH [-]), temperatura del agua (Ta [°C]), nivel del agua (Na [m]). Las líneas punteadas verticales representan el periodo de cambio de baterías de las sondas como también las fechas de muestreo puntuales. Las líneas continuas negras representan el promedio diario (24 horas).

Condiciones físicas y químicas, Chl-a y transparencia del agua de los primeros 50 centímetros de la columna de agua

El cuadro II muestra las variaciones estacionales de parámetros físicos y químicos, Chl-a y transparencia de agua en los primeros 50 cm de profundidad. Durante el periodo de muestreo, el pH tuvo un promedio de 7.96 ± 0.34 . En cuanto al OD, se observó una media de 92.63 ± 11.10 % donde los valores

máximos y mínimos se obtuvieron en el sitio UVA durante los meses de enero y marzo respectivamente. La Chl-a mostró un promedio de 4.90 ± 8.49 $\mu\text{g/L}$ y sus valores mínimos estacionales se ubicaron en los sitios de BNA, PBS y BCA, aunque el mes en que ocurren difiere entre sitios. En caso contrario, el valor más alto de Chl-a se observó en el sitio UVA y se produjo en el mes de marzo. Por otro lado, para la SAL se obtuvo 30.31 ± 4.08 PSU, y en el sitio la UVA se

CUADRO II. VALORES MÁXIMOS, MÍNIMOS Y PROMEDIOS DE SALINIDAD (SAL [PSU]), OXÍGENO DISUELTO (OD [%]), POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH [-]), TEMPERATURA DEL AIRE (Ta [°C]), CLOROFILA (Chl-a[μg/L]), ÍNDICE DE ESTÁDO TRÓFICO (TSI) Y EL ÍNDICE BASADO EN pH Y OXÍGENO DISUELTO (IT_{OD-pH}) EN UNA COLUMNA DE AGUA DE 0 A 50 cm EN TODOS LOS PUNTOS DE MUESTREO DURANTE EL PERÍODO DE MUESTREO NOVIEMBRE DE 2019 A MARZO 2020.

Variable	Valor mínimo	Valor máximo	Promedio
SAL (PSU)	20.70	36.51	30.31 ± 4.08
OD (%)	59.70	120.4	92.63 ± 11.10
pH (-)	6.91	8.38	7.96 ± 0.34
Ta (°C)	18.28	24.49	21.34 ± 1.76
Chl-a (μg/L)	0	37.79	4.90 ± 8.49
TSI	28.87	68.33	49.37 ± 12.27
IT _{OD-pH}	44.91	100	56 ± 13.24

La salinidad está expresada como unidades prácticas de salinidad (PSU, por sus siglas en inglés).

encontraron los valores mínimos y máximos estacionales ocurriendo en los meses de febrero y noviembre respectivamente. En cuanto a temperatura del agua (Ta), el valor mínimo se registró en el sitio BCA en

el mes de febrero mientras que el valor máximo se presentó en el sitio UVA. De acuerdo con el análisis de normalidad de Shapiro-Wilk, las variables SAL y Ta mostraron una distribución normal ($p > 0.05$) mientras que el % OD, el pH y la Chl-a no tienen una distribución normal ($p < 0.05$). Las variables % OD (%) y Chl-a no mostraron diferencias significativas a lo largo del periodo de estudio (temporales) mientras que ni la SAL, el pH y la Ta presentaron diferencias significativas. La transparencia media del agua encontrada en todos los sitios de muestreo fue de 1.21 ± 0.68 m cuyo valor más bajo fue 0.7 y se observó en el sitio la UVA en mayo, mientras que el valor máximo fue de 2.3 m y fue observado en el sitio BCA en marzo.

Estado trófico del sistema lagunar de Agiabampo en los primeros 50 centímetros de la columna de agua

El cuadro II muestra la comparación entre los índices tróficos TSI y TI_{OD-pH}. El valor promedio de TSI fue de 49 (intervalo entre 29 y 68) mientras que TI_{OD-pH} fue de 56 ± 13 (intervalo 45 a 100); es decir, ambos índices tróficos indican que, en general, la región evaluada tiene un nivel de eutrofización intermedio (mesotrófico). La figura 5 muestra la evolución temporal de ambos índices donde sus

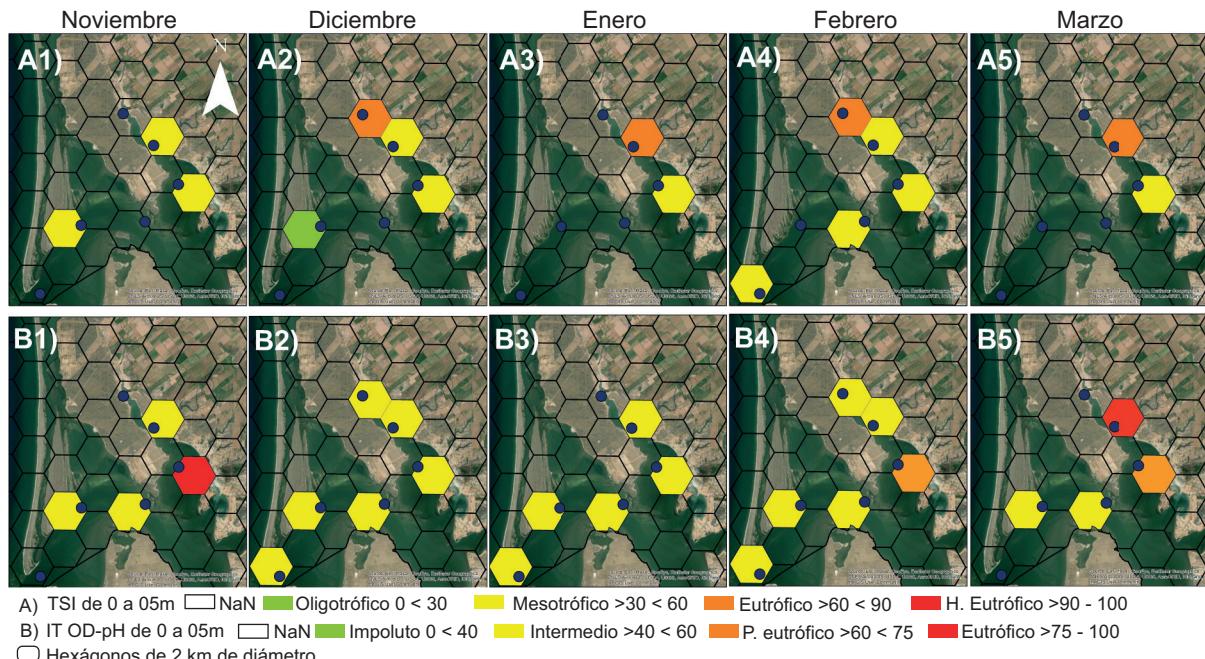


Fig. 5. Distribución espacial de los índices de eutrofización evaluados. (A) Distribución del índice TSI y (B) Distribución del índice IT_{OD-pH} en la columna de agua de 0 a 0.5 m. La construcción de los hexágonos del Sistema Lagunar Agiabampo-Río Fuerte-Bacorehuis (2 km de diámetro) se llevó a cabo empleando los criterios de muestreo del Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera.

valores mínimos fueron observados en diferentes períodos de tiempo; por ejemplo, el índice TI_{OD-PH} (O'Boyle, 2013) mostró su valor mínimo en el sitio UVA en el mes de febrero (**Fig. 5B4**), mientras que el valor máximo se registró en el sitio BS durante el mes de marzo (**Fig. 5B5**). Por otro lado, el índice TSI mostró el valor mínimo en diciembre en el punto PBS (**Fig. 5A2**), mientras que el valor máximo se registró en el sitio UVA durante el mes de febrero (**Fig. 5A3**).

Parámetros físicos, químicos y Chl-a a una profundidad de 1 a 2 m

Los resultados obtenidos en la columna de agua de uno a dos metros de profundidad mostraron cambios importantes en comparación con la parte superficial (**Cuadro III**). Por ejemplo: la SAL mostró valores de 25.60 a 35.16 PSU donde los registros mínimos fueron encontrados en marzo en el sitio BNA y los más altos en noviembre en el sitio BS. Por otro lado, el OD tuvo valores mínimos en marzo en el sitio PBS y máximos en febrero en el sitio BS2. En cuanto al pH, los valores fluctuaron entre 7.30 y 8.31 donde el valor más bajo se registró en el sitio BCA en el mes de marzo y el más alto en el sitio UVA en el mes de diciembre. La Chl-a presentó el valor mínimo en el sitio BNA durante el mes de noviembre, mientras que el máximo, en el sitio BS en diciembre. La Ta registró el valor mínimo y el máximo en el sitio BCA en los meses de febrero y noviembre, respectivamente.

CUADRO III. VALORES MÁXIMOS, MÍNIMOS Y PROMEDIOS DE SALINIDAD (SAL [PSU]), OXÍGENO DISUELTO (OD [%]), POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH [-]), TEMPERATURA DEL AIRE (Ta[°C]), CLOROFILA (Chl-a[µg/L]), INDICE DE ESTÁDO TRÓFICO (TSI) Y EL INDICE BASADO EN pH Y OXÍGENO DISUELTO (IT_{pH-OD}) EN UNA COLUMNA DE AGUA DE 1 A 2 M EN TODOS LOS PUNTOS DE MUESTREO DURANTE EL PERÍODO DE MUESTREO NOVIEMBRE DE 2019 A MARZO 2020.

Variable	Valor mínimo	Valor máximo	Promedio
SAL (PSU)	25.6	35.16	31.49 ± 2.98
OD (%)	76.28	110.23	94.30 ± 8.03
PH (-)	7.30	8.31	8.12 ± 0.22
Ta (°C)	18.71	23.97	21.46 ± 1.67
Chl-a (µg/L)	0.05	41.03	8.53 ± 11.80
TSI	28.44	64.87	46.52 ± 10.70
IT_{OD-PH}	53.86	94.55	66.08 ± 8.63

La salinidad está expresada como unidades prácticas de salinidad (PSU, por sus siglas en inglés).

El análisis de normalidad de Shapiro Wilk demostró que el OD y la Ta tienen una distribución normal ($p < 0.05$), por lo tanto, mediante un análisis de varianza (ANDEVA), se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios de muestreo. En contraposición, la SAL, el pH y la Chl-a presentan una distribución no normal y, mediante el análisis no paramétrico de Kruskal Wallis no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los puntos de muestreo.

Estado trófico del sistema lagunar de Agiabampo en la columna de agua de 1 a 2 m

El **cuadro III** muestra la comparación entre los índices tróficos TSI y TI_{OD-PH} a una profundidad entre uno y dos metros. El valor promedio de TSI fue de 46 ± 11 (intervalo entre 28 y 64) mientras que TI_{OD-PH} fue de 66 ± 9 (intervalo 54 a 94) indicando que el sistema lagunar de Agiabampo presenta un nivel de eutrofización intermedio a potencialmente eutrófico. La **figura 6** muestra tanto la evolución temporal de los índices tróficos a una profundidad 1-2 m como las diferencias entre estaciones de muestreo (hexágonos). El valor más bajo del índice TSI ocurrió en el mes de noviembre en el sitio PBS (**Fig. 6A1**), mientras que el más alto en el mes de enero (**Fig. 6A3**). En cuanto al índice de TI_{OD-PH} el valor mínimo se registró en el sitio BNA mientras que el valor máximo se observó en el sitio BS2, ambos valores se observaron durante el mes de marzo (**Fig. 6A5**). Los resultados de la prueba de normalidad indicaron que el índice TI_{OD-PH} proviene de una distribución no normal (no paramétrica) mientras que TSI tiene una distribución normal (paramétrica). Una vez aplicados los respectivos análisis se encontró que ambos índices TI_{OD-PH} no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre puntos de muestreo.

Perfiles de las variables físicas y químicas a lo largo de los puntos de muestreo

La **figura 7** muestra la comparación de los perfiles de OD, pH, Chl-a y SAL a lo largo de todos los puntos de muestreo en dos meses con condiciones contrastantes (noviembre y febrero). La distribución observada en OD durante el mes de noviembre muestra un comportamiento más dinámico en las zonas someras (0 - 1.5 m), a diferencia del mes de febrero donde la variación se observa principalmente en las zonas con mayor profundidad o bien en las inmediaciones a la entrada de estero La Uva (seis a nueve kilómetros de la zona de descarga) (**Fig. 7c y 7d**). Por otro lado, se observó una alta salinidad durante el mes de noviembre con valores que oscilaron entre

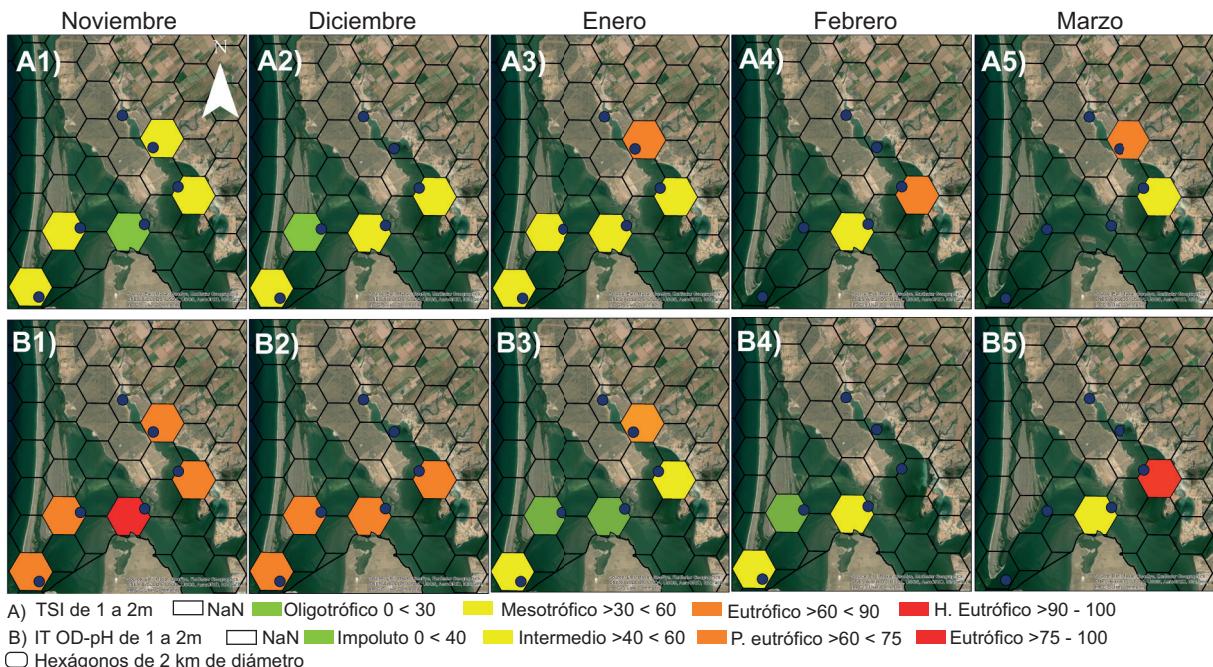


Fig. 6. Distribución espacial de los índices de eutrofización evaluados. (A) Distribución del índice TSI y (B) distribución del índice ITOD-pH en la columna de agua de 1 a 2 m. La construcción de los hexágonos del Sistema Lagunar Agiabampo-Río Fuerte-Bacorehuis (2 km de diámetro) se llevó a cabo empleando los criterios de muestreo del Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera.

33 y 35 PSU a diferencia del mes de febrero donde disminuyeron considerablemente presentando valores tan bajos como 17 PSU hasta 32 PSU. Los valores más bajos de salinidad en febrero se observaron en las inmediaciones de la desembocadura del arroyo La Abeja, lo cual se puede tomar como una evidencia de la descarga de aguas residuales agrícolas hacia el sistema lagunar. El efecto inmediato de estas descargas se puede observar mediante el incremento en la concentración de Chl-a durante el mes de febrero, sobre todo en la región cercana a la desembocadura del arroyo La Abeja (seis kilómetros a partir de la desembocadura), llegando a mostrar valores entre 15 y 25 $\mu\text{g/L}$ de Chl-a en comparación con noviembre donde los valores se encontraron en un intervalo de 0 a 8 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 7a, Fig. 7b). Finalmente, el pH mostró un comportamiento similar en los dos meses con un intervalo de valores que osciló entre 7 y 8.3 (Fig. 7e, Fig. 7f).

DISCUSIÓN

La variabilidad estacional de los parámetros físicos y químicos del agua en la franja litoral del sur de Sonora (Valles del Yaqui y Mayo) está fuertemente

controlada por diversos factores ambientales, principalmente la magnitud y duración de las descargas de aguas residuales de la agroindustria (Ahrens et al. 2008). En el caso de la temperatura del agua (Ta), su variación temporal se debe a los cambios estacionales en la temperatura ambiental e irradiancia (Hernández et al. 2003, Ávila 2020), en consecuencia, afectado la variación estacional del pH y la SAL (Gong et al. 2003, Brewing et al. 2019, Huang et al. 2022). Por otro lado, estas variables son muy afectadas por escurreimientos superficiales de agua dulce o descargas de agua residuales agrícolas. La zona de estudio recibió descargas de aguas residuales en febrero, lo cual es evidente por los cambios en la salinidad observados en ambas profundidades (Fig. 3 y Fig. 4). Durante este mes, la salinidad se redujo de un valor de 35 PSU hasta 18 PSU, siendo evidencia clara del arribo de pulsos de descargas agrícolas. Trabajos anteriores en el sistema lagunar Agiabampo-Bacorehuis han documentado que se descargan alrededor de 1 347 000 $\text{m}^3/\text{día}$ de aguas residuales, principalmente durante el ciclo de producción de primavera (INAPESCA 2014).

Se observó una diferencia marcada en % de OD entre la columna superficial (0 - 0.5 m) y la columna profunda (1 - 2 m). Estas diferencias podrían atribuirse a que la profundidad y la temperatura afectan

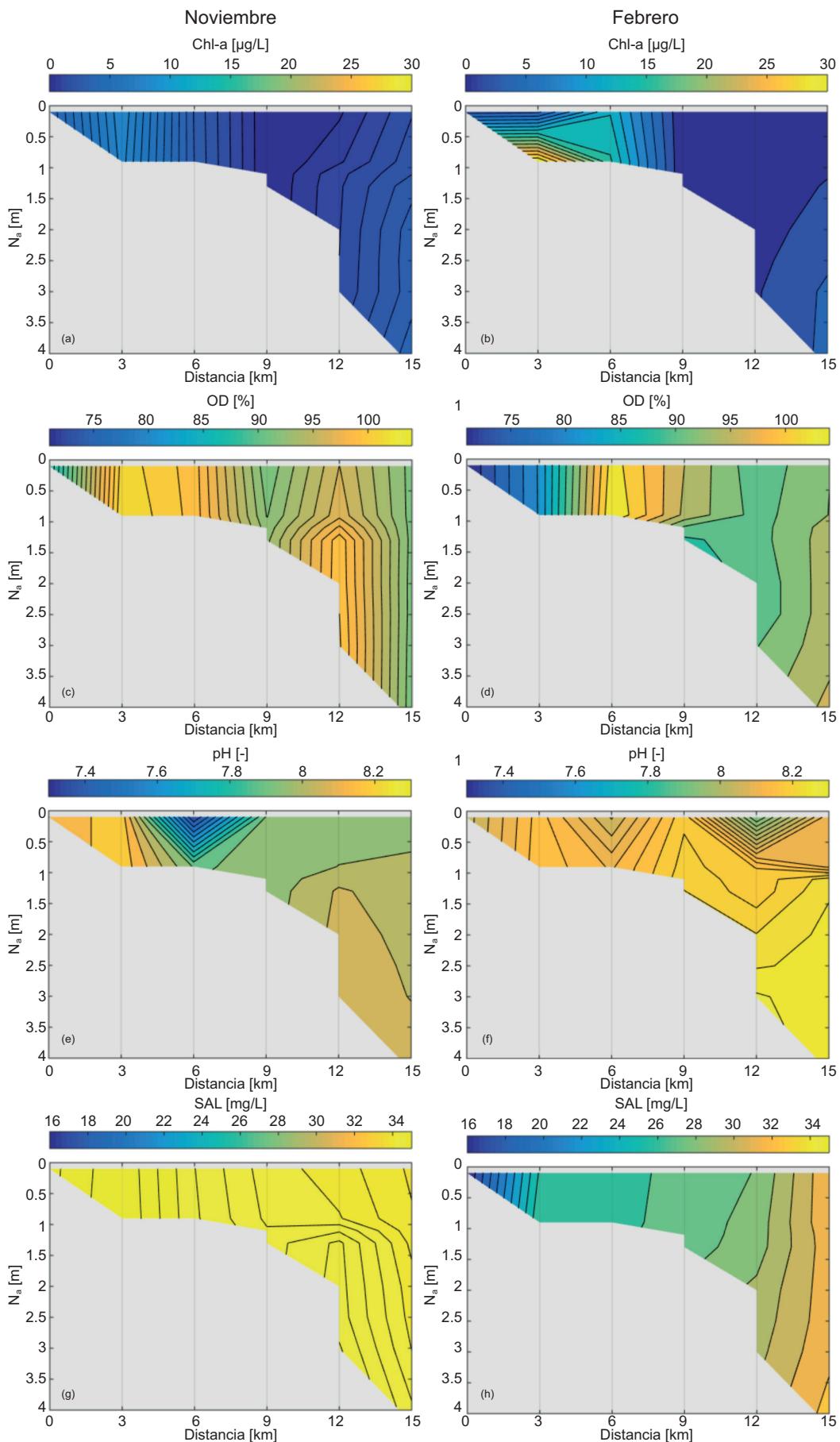


Fig. 7. Sección transversal costera de la desembocadura del arroyo La Abeja (0 km) hasta la conexión con el Golfo de California (15 km) mostrando las concentraciones de las siguientes variables: (a) clorofila-a (Chl-a) en noviembre, (b) Chl-a en febrero, (c) oxígeno disuelto (%OD) en noviembre, (d) % OD en febrero, (e) pH en noviembre, (f) pH en febrero, (g) salinidad (SAL) en noviembre y (h) SAL en febrero. El eje de las ordenadas representa la profundidad (N_a) y la región en gris representa el lecho costero.

directamente la solubilidad del oxígeno (Ávila 2020). Esto es evidente ya que la columna superficial está directamente influenciada por las condiciones meteorológicas (temperatura y viento) a diferencia de la columna más profunda que está más influenciada por corrientes marinas (Valenzuela et al. 2007, Ávila 2020).

Por otro lado, la clorofila a (Chl-a) también presentó diferencias espaciales significativas entre la columna superficial (0 - 0.5 m) y la columna profunda (1 - 2 m). Los valores estacionales más altos de Chl-a se observaron en el mes de marzo, aproximadamente un mes después del comienzo de las descargas de aguas residuales. Este incremento estacional en la Chl-a puede ser explicado por la combinación de diferentes factores entre los que se encuentran: 1) disminución del nivel de inundación, 2) aumento de la temperatura, 3) entrada de nutrientes vía descargas superficiales, 4) intensidad del viento, 5) radiación solar disponible, que durante durante los meses de febrero (204.20 W/m²) y marzo (210.98 W/m²) registraron los valores promedio mensuales más altos de todo el periodo de monitoreo (REMAS 2020) y 6) régimen de mareas (Huang et al., 2022). Cabe resaltar que, durante el ciclo de producción agrícola 2019-2020 en la región, los primeros riegos auxiliares al trigo sufrieron un retraso debido a un incremento importante en la precipitación durante los meses de noviembre y enero (**Fig. 2**). Esto trajo consigo que la mayoría de los predios agrícolas aplicaran sus riegos auxiliares con altas cargas de fertilizantes durante el mes de febrero. Un estudio previo en el sistema lagunar Agiabampo-Bacorehuis encontró un valor promedio de Chl-a de 6.93 µg/L donde el mayor incremento se encontró durante el periodo enero-abril a causa tanto del aumento de nutrientes por descargas agrícolas como por surgencias del Golfo de California (INAPESCA 2014). Las concentraciones de Chl-a observadas en este trabajo dentro del sistema lagunar Agiabampo-Bacorehuis mostraron un valor promedio de 4.90 ± 8.5 µg/L, valor muy similar al reportado por Ruiz-Ruiz et al. (2016) quienes encontraron un valor promedio de 4.0 µg/L en la columna más superficial de la Bahía de Guaymas. Por otro lado, Robles-Tamayo et al. (2020) empleando valores mensuales de clorofila de MODIS encontraron un valor promedio a lo largo del Golfo de California de 3.0 µg/L. Al igual que otros estudios, se comienzan a observar evidencias de eutrofización sólo cuando los valores de Chl-a se encuentran por encima de 10 µg/L (Benman et al. 2005, Ruiz-Ruiz et al. 2016, Herrera-Cervantes et al. 2020, Robles-Tamayo et al. 2020).

Los índices tróficos TSI e IT_{OD-pH} mostraron promedios similares en la zona superficial de la columna de agua (0-50 cm) durante el período de estudio indicando un nivel de estado trófico intermedio o mesotrófico; sin embargo, existen diferencias tanto temporales como espaciales en ambos índices. A pesar de estas diferencias, los dos índices mostraron un nivel de estado trófico más alto dentro del estero La Uva, es decir en los sitios UVA, BS y BS2 (**Fig. 5**).

En el caso de la columna profunda (1 a 2 m), ambos índices tróficos mostraron valores muy similares, donde el índice TSI mostró un nivel mesotrófico mientras que el IT_{OD-pH} presentó un nivel potencialmente eutrófico. Este último índice registró los niveles más altos en toda la bahía (potencialmente eutróficos a eutróficos) durante los meses de noviembre y diciembre. Posiblemente la divergencia en valores de los índices tróficos se deba al registro de valores atípicos de las variables físicas y químicas. Trabajos previos en la zona encontraron niveles tróficos similares a los presentados en el presente trabajo; por ejemplo, Escobedo (2010) encontró niveles de mesotrófico a eutrófico en las lagunas costeras de Topolobampo y Navachiste mediante la evaluación del índice trófico TRIX. El trabajo de Escobedo (2010) concluye que el incremento en los niveles tróficos se origina por el incremento en las descargas de agua residual agrícola.

Otro estudio que obtuvo resultados similares fue el realizado por Vargas (2012) que encontró condiciones mesotróficas empleando el índice TRIX en la ensenada La Salada, un cuerpo costero ubicado cerca de Guaymas, Sonora, que es impactado principalmente por la descarga de aguas residuales urbanas. El reporte de INAPESCA (2014) realizado en el sistema lagunar de Agiabampo, lo catalogó como eutrófico mediante el empleo del índice TRIX. Cabe resaltar que el índice IT_{OD-pH}, evaluado en este trabajo mostró un nivel potencialmente trófico el cual coincide con los resultados de INAPESCA (2014). De acuerdo con los resultados encontrados en este trabajo, el índice trófico en el sistema lagunar Agiabampo ha tenido poca variación desde el año 2014 a la fecha. Por último, el estudio realizado por Ávila (2020) es el único que ha utilizado el índice propuesto por O'Boyle (2013), el cuál se ha definido como IT_{OD-pH} en este trabajo. Este autor evaluó el nivel trófico en el estero El Soldado, una zona natural protegida ubicada cerca de Guaymas, Sonora, donde encontró una condición anual trófica de impoluta. Sin embargo, los niveles tróficos más elevados fueron en agosto (intermedio o mesotrófico). Esta diferencia en los niveles tróficos en comparación con otras lagunas similares

cercanas puede explicarse porque este sistema no recibe directamente descargas agrícolas o urbanas. El aumento en el nivel trófico del estero El Soldado puede estar relacionado casi exclusivamente con el enriquecimiento de nutrientes provenientes de las surgencias marinas del Golfo de California (Arreola et al. 2016, Ávila 2020).

CONCLUSIÓN

Los índices tróficos TSI e IT_{OD-pH} , estimados a partir de variables físicas y químicas sencillas de medir, representan aceptablemente la distribución espacial de los niveles tróficos en el estero La Uva. Los niveles tróficos más altos se encontraron cerca de la desembocadura del antiguo arroyo Las Abejas, hoy en día utilizado como cauce para verter aguas residuales agrícolas. Estas aguas residuales contienen gran cantidad de fertilizantes que se aplican durante los riegos de siembra y auxilio aplicados a los diferentes cultivos de la región. Por otra parte, los niveles de eutrofización mostrados en el sistema lagunar Agiabampo-Bacorehuis durante el período noviembre-marzo (mesotróficos) son similares a los obtenidos en otros sistemas costeros del Golfo de California.

Una de las limitaciones del presente estudio es la falta de observaciones en el verano, donde pueden ocurrir escurrimientos como consecuencia de los pulsos de lluvia del monzón norteamericano. Sin embargo, los cauces naturales han sido altamente modificados afectando su conectividad con la costa, una característica de varios sistemas agrícolas intensivos que se encuentran a lo largo de las costas de Sonora y Sinaloa. Por esta razón, este trabajo se enfoca en seguir las variaciones en el estado trófico de una porción importante del sistema lagunar Agiabampo-Bacorehuis durante el período noviembre-marzo, en el cual, son vertidas grandes cantidades de fertilizantes nitrofósforados a las costas del sur de Sonora. Sin embargo, en futuros trabajos se evaluará el efecto de los escurrimientos en verano, sobre todo durante o después de eventos extremos, con la inclusión de sitios de muestreo en los márgenes del Golfo de California para detectar la presencia de nutrientes debido a surgencias. A pesar de que los índices se estimaron a partir de variables físicas y químicas sencillas de medir, es importante que las sondas o sensores se encuentren apropiadamente calibrados antes o durante la toma de muestra en campo, inclusive, ser corroborados en el laboratorio para obtener índices de eutrofización confiables.

A pesar de las diferencias en el intervalo de valores de eutrofización a lo largo del período de muestreo, ambos índices mostraron el mismo nivel de eutrofización promedio (mesotrófico) y las diferencias se explican por el origen de medición de ambos. Se recomienda utilizar principalmente el índice TSI en sistemas costeros con alta respuesta a nutrientes y cuya expresión es el crecimiento de micro y macro algas y cianobacterias (como el caso de zonas lacustres afectadas por sistemas agrícolas). Por otra parte, se recomienda utilizar el TI_{OD-pH} en caso de presencia de alta cantidad de materia orgánica en suspensión.

Debido a su facilidad de estimación y a su buen desempeño en esteros con ingresos de descargas agrícolas, el índice TSI representa una buena alternativa para ser utilizado en sistemas de monitoreo a largo plazo. Sólo mediante la construcción de bases de datos a largo plazo, será posible entender la dinámica espacial y temporal del estado trófico, lo que permitirá establecer; tanto su línea base como los umbrales de resiliencia de los ecosistemas costeros.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo dado al primer autor para realizar sus estudios de posgrado mediante el programa de becas nacionales para estudios de posgrado. Queremos también agradecer a Eduardo Mendiávil Álvarez y Karol Granados Martínez por su apoyo en las actividades de campo. A Paco Aguilera y a la comunidad de Navopatía, Sonora, por su gran apoyo en la realización de éste y otros proyectos de investigación. La financiación del proyecto fue proporcionada por el Programa de Fomento y Apoyo a Proyectos de Investigación (PROFAPI) mediante los proyectos aprobados PROFAPI-2021-0036 y PROFAPI-2021-0041. Finalmente, agradecemos el apoyo del Programa Nacional Estratégico (PRONACES) de Agentes Tóxicos por medio del proyecto No. 322523.

REFERENCIAS

Ahrens T. D., Beman J. M., Harrison J. A., Jewett P. K. y Matson P. A. (2008). A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resources Research* 44 (7), 1-13. <https://doi.org/10.1029/2007WR006661>

Alexakis D. (2011). Assessment of water quality in the Messolonghi-Etoliko and Neochorio region (West Greece) using hydrochemical and statistical analysis methods. *Environmental Monitoring and Assessment* 182 (1-4), 397-413. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1884-2>

Alongi D. M. (2020). *Coastal ecosystem processes*. 2a. ed., CRC Press, Boca Raton, Florida, EUA, 448 pp. <https://doi.org/10.1201/9781003057864>

Álvarez-Borrego S. y Lara J. R. (1991). The physical environment and primary productivity of the Gulf of California. Chapter 26: Part V. Physical oceanography, primary productivity, sedimentology. En: *The gulf and peninsular province of the Californias* (J.P. Dauphin y B.R.T. Simoneit, Eds.). American Association of Petroleum Geologists, Tulsa, Oklahoma, EUA, 556 pp. <https://doi.org/10.1306/M47542>

Arreola J. A., Padilla G., Medina J., Méndez L., Mendoza R. y Cordoba M. V. (2016). Analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 45 (1), 112-120. <https://doi.org/10.1515/ohs-2016-0011>

Ávila A. (2020). Análisis de la calidad del agua mediante monitoreo de alta frecuencia en el área marina protegida estero El Soldado, Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, Baja California Sur, México, 52 pp.

Ayala A., Gutiérrez M. E. y Malpica V. (1990). Morfo sedimentología de la laguna Agiabampo, Sonora-Sinaloa, México. *Annales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM* 17 (2), 257-270.

Beman J. M., Arrigo K. R. y Matson P. A. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434 (7030), 211-214. <https://doi.org/10.1038/nature03370>

Bermúdez X. (2015). *Modelo conceptual de la eutrofización y proliferación de cianobacterias. Un caso de estudio en el embalse de A Baxe*. Tesis de Doctorado. Departamento de Ingeniería de los Recursos Naturales y Medio Ambiente, Universidad de Vigo. Pontevedra, España, 207 pp.

Birch C. P., Oom S. P. y Beecham J. A. (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling* 206 (3-4), 347-359. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.041>

BLI (2022). Ficha informativa sobre áreas importantes para las aves. BirdLife International [en línea]. <https://datazone.birdlife.org/site/factsheet/agiabampo-iba-mexico> 07/02/2022

Breitburg D. L., Hondorp D. W., Davias L. A. y Diaz R. J. (2009). Hypoxia, nitrogen, and fisheries: Integrating effects across local and global landscapes. *Annual Review of Marine Science* 1, 329-349. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163754>

Brewin R. J., Morán X. A. G., Raitsos D. E., Gittings J. A., Calleja M. L., Viegas, M., Ansari M.I., Otaibi N.A., Huete-Stauffer T.M. y Hoteit I. (2019). Factors regulating the relationship between total and size-fractionated chlorophyll-a in coastal waters of the Red Sea. *Frontiers in Microbiology* 10 (1964), 1-16. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01964>

Bricker S. B., Ferreira J. G. y Simas T. (2003). An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling* 169 (1), 39-60. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00199-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00199-6)

Brockmeyer B. y Spitzt A. (2011). Effects of sugar cane monocultures on origin and characteristics of dissolved organic matter in the Manguaba lagoon in northeast Brazil. *Organic Geochemistry* 42 (1), 74-83. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.009>

Cai W. J., Hu X., Huang W. J., Murrell M. C., Lehrter J. C., Lohrenz S. E. y Zhao P. (2011). Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature Geoscience* 4 (11), 766-770. <https://doi.org/10.1038/ngeo1297>

Cai M., Li S., Ye F., Hong Y., Lü M., Op den Camp H. J. y Wang Y. (2022). Artificial ponds as hotspots of nitrogen removal in agricultural watershed. *Biogeochemistry* 159 (3), 283-301. <https://doi.org/10.1007/s10533-022-00928-6>

Carlson R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22 (2), 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

Cuevas E., Liceaga M. y Uribe A. (2019). Ecological vulnerability of two sea turtle species in the Gulf of Mexico: An integrated spatial approach. *Endangered Species Research* 40, 337-356. <https://doi.org/10.3354/esr00984>

Desmit X., Thieu V., Billen G., Campuzano F., Dulière V., Garnier J. y Silvestre M. (2018). Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Science of the Total Environment* 635, 1444-1466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.181>

Douglas M. W., Maddox R. A., Howard K. y Reyes S. (1993). The Mexican monsoon. *Journal of Climate* 6 (8), 1665-1677. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1993\)006<1665:TMM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1993)006<1665:TMM>2.0.CO;2)

Duarte C. M., Borja A., Carstensen J., Elliott M., Krause-Jensen D. y Marbà N. (2015). Paradigms in the recovery of estuarine and coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts* 38 (4), 1202-1212. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9750-9>

DUMAC (2022). *Humedales prioritarios para aves acuáticas en México*. Ducks Unlimited de México [en línea].

<https://dumac.org/humedales-prioritarios-para-aves/25/05/2022>

Dupas R., Musolff A., Jawitz J. W., Rao P. S. C., Jäger C. G., Fleckenstein J. H. y Borchardt D. (2017). Carbon and nutrient export regimes from headwater catchments to downstream reaches. *Biogeosciences* 14 (18), 4391-4407. <https://doi.org/10.5194/bg-14-4391-2017>

Escobedo D. C. (2010). Diagnóstico y descripción del proceso de eutrofización en lagunas costeras del norte de Sinaloa. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México, 273 pp.

Etzold S., Buchmann N. y Eugster W. (2010). Contribution of advection to the carbon budget measured by eddy covariance at a steep mountain slope forest in Switzerland. *Biogeosciences* 7 (8), 2461-2475. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000022279>

Ferreira J. G., Andersen J. H., Borja A., Bricker S. B., Camp J., da Silva M. C. y Lancelot C. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European marine strategy framework directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93 (2), 117-131. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.03.014>

Fregoso M. G., Armienta M. A., Alarcón S. G., Ramírez J., Fierro J. F. y Páez F. (2020). Assessment of nutrient contamination in the waters of the El Fuerte River, southern Gulf of California, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* 192 (7), 417-417. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08354-7>

Galván J. M., Naranjo J. M. A. y Lizárraga J. A. A. (2019). Importancia del monitoreo de procesos biogeoquímicos en lagunas costeras: Área natural protegida estero El Soldado como estudio de caso. *Investigación y Ciencia: Universidad Autónoma de Aguascalientes* 77, 12-18.

Gamito S., Gilabert J., Marcos C. y Pérez-Ruzaña A. (2005). Effects of changing environmental conditions on lagoon ecology. En: *Coastal lagoons: ecosystem processes and modeling for sustainable use and development* (I. E. Gonenc y J.P. Wolfson, Eds.). CRC press, Boca Raton, Florida, EUA, pp. 193-229.

García E. (2004). Modificación del sistema de clasificación climática de Kopen. 5a. ed. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, 96 pp.

García F. G. y Miranda V. (2018). Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. En: *Impacto socioambiental, territorios sostenibles y desarrollo regional desde el turismo* (E. Pérez-Campuzano y V. E. Mota-Flores, Coords.). Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Ciencias para el Desarrollo Regional, Ciudad de México, México, pp. 353-367.

Gong G. C., Wen Y. H., Wang B. W. y Liu G. J. (2003). Seasonal variation of chlorophyll-a concentration, primary production and environmental conditions in the subtropical east China Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 50 (6-7), 1219-1236. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(03\)00019-5](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(03)00019-5)

Huang H., Wang W., Lv J., Liu Q., Liu X., Xie S., Wand F. y Feng J. (2022). Relationship between chlorophyll a and environmental factors in lakes based on the random forest algorithm. *Water* 14 (3128), 1-11. <https://doi.org/10.3390/w14193128>

Hernández J. M., Zirino A., Marinone S. G., Canino R. y Galindo M. S. (2003). Relación pH-densidad en el agua de mar. *Ciencias Marinas* 29 (4), 497-508. <https://doi.org/10.7773/cm.v29i4.166>

Herrera-Silveira J. A., Aranda N., Troccoli-Ghinaglia L., Comín F. A. y Madden C. (2005). Eutrofización costera en la Península de Yucatán. En: *Diagnóstico ambiental del Golfo de México, volumen 2* (M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra, Coords.). Instituto Nacional de Ecología y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México, México, pp. 821-850.

Herrera-Cervantes H., Lluch-Cota S. E., Cortés-Ramos J., Farfán L. y Morales-Aspeitia R. (2020). Interannual variability of surface satellite-derived chlorophyll concentration in the bay of La Paz, Mexico, during 2003-2018 period: The ENSO signature. *Continental Shelf Research* 209, 104254. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104254>

Justić D., Rabalais N. N. y Turner R. E. (2005). Coupling between climate variability and coastal eutrophication: evidence and outlook for the northern Gulf of Mexico. *Journal of Sea Research* 54 (1), 25-35. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2005.02.008>

Karydis M., Ignatiades L. y Moschopoulou N. (1983). An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 16 (3), 339-344. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90151-8](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90151-8)

Karydis M. y Kitsiou D. (2013). Marine water quality monitoring: A review. *Marine Pollution Bulletin* 77 (1-2), 23-36. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.012>

Kennish M. J. (1991). *Ecology of estuaries: Anthropogenic effects*. 2a. ed, CRC Press, Boca Raton, Florida, EUA, 512 pp.

Kennish M. J. (1997). Pollution impacts on marine biotic communities. 1a. ed, CRC Press, Boca Raton, Florida, EUA, 336 pp. <https://doi.org/10.1201/9781003069003>

Kitsiou D. y Karydis M. (2011). Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis.

Environment International 37 (4), 778-801. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.02.004>

Kjerfve B. (1994). Coastal lagoons. En: *Coastal Lagoons Processes* (K. Björn, Ed.). Elsevier, Amsterdam, Holanda, pp. 1-8. [https://doi.org/10.1016/S0422-9894\(08\)70006-0](https://doi.org/10.1016/S0422-9894(08)70006-0)

LANRESC (2023). Observatorio costero para la resiliencia (OCR) de Agiabampo, Sonora. Laboratorio Nacional de Resiliencia Costera [en línea]. <https://www.lanresc.mx/observatorios/agiabampo/> 27/05/2023

Lara A. L., Contreras F., Castañeda O., Barba E. y Pérez M. A. (2011). Lagunas costeras y estuarios. En: *La biodiversidad en Veracruz, estudio de estado* (A. Cruz-Angón, Coord.). Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana e Instituto de Ecología, Ciudad de México, México, pp. 301-317.

López-Martínez L. y Madroñero S. M. (2015). A trophic state of tropical lake high mountain: Case of Laguna de la Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina* 25 (2), 21-42. <https://doi.org/10.18359/rcin.1430>

Martínez A. y Ayala G. (2008). Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del sistema lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México, 149 pp.

Mas-Monsonis M. (2017). Uso de la teledetección y SIG en la vigilancia de la calidad del agua: Aplicación al Mar Menor. Tesis de Licenciatura. Departamento de Ingeniería Minera, Geológica y Cartográfica, Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, España, 165 pp.

McCrackin M. L., Jones H. P., Jones P. C. y Moreno-Mateos D. (2017). Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis. *Limnology and Oceanography* 62 (2), 507-518. <https://doi.org/10.1002/lo.10441>

Méndez-Barroso L. A., Rivas J. A., Sosa I. y Robles A. (2020). Design and implementation of a low-cost multiparameter probe to evaluate the temporal variations of water quality conditions on an estuarine lagoon system. *Environmental Monitoring and Assessment* 192 (11), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08677-5>

Mendoza R. A., Lechuga C. H. y Ortega A. (2005). First approach of a method to assess water quality for arid climate bay in the Gulf of California. *Science of the Total Environment* 347 (1-3), 208-216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.020>

Moreno D. P. y Ramírez J. J. (2010). Variación temporal de la condición trófica del lago del Parque Norte, Medellín (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas* 32 (92), 75-87.

Morquecho L., Rodríguez A., Arreola J. A. y Reyes A. (2012). Factors associated with moderate blooms of *Pyrodinium bahamense* in shallow and restricted subtropical lagoons in the Gulf of California. *Botanica Marina* 55 (6), 611-623. <https://doi.org/10.1515/bot-2012-0171>

Muciño R. E., Aguirre A. y Figueroa M. G. (2017). Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica* 27 (3), 281-291. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2017v27n3/Mucino>

Mudge S. M., Icely J. D. y Newton A. (2007). Oxygen depletion in relation to water residence times. *Journal of Environmental Monitoring* 9 (11), 1194-1198. <https://doi.org/10.1039/B708178B>

Mutlu E. (2019). Evaluation of spatio-temporal variations in water quality of Zerveli stream (northern Turkey) based on water quality index and multivariate statistical analyses. *Environmental Monitoring and Assessment* 191 (335), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7473-5>

Nienhuis P. H. (1992). Eutrophication, water management, and the functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries* 15 (4), 538-548. <https://doi.org/10.2307/1352396>

Nixon S. W. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41 (1), 199-219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>

Nixon S. W. (2009). Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia* 629, 5-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9759-z>

O'Boyle S., McDermott G., Noklegaard T. y Wilkes R. (2013). A simple index of trophic status in estuaries and coastal bays based on measurements of pH and dissolved oxygen. *Estuaries and Coasts* 36 (1), 158-173. <https://doi.org/10.1007/s12237-012-9553-4>

Páez F., Piñón A., Ochoa M. J., Ruiz A. C., Ramírez G. y Alonso R. (2013). Dominance patterns in macroalgal and phytoplankton biomass under different nutrient loads in subtropical coastal lagoons of the south east Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 77 (1-2), 274-281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.048>

Rabalais N. N., Turner R. E., Díaz R. J. y Justić D. (2009). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science* 66 (7), 1528-1537. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp047>

Ramsar (2020). Ficha informativa del humedal Ramsar bahía de Agiabampo-Bacorehuis [en línea]. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1797RIS.pdf> 20/05/2020

REMAS (2020). Datos meteorológicos de las estación Totoliboqui, Sonora. Red de Estaciones Automáticas del

Estado de Sonora [en línea]. <https://www.siafeson.com/remas/index.php/estacionglobal/estaciones> 18/05/2020

Rinaldi A. y Giovanardi F. (2011). Contribution of Richard A. Vollenweider toward understanding eutrophication of the coastal Adriatic Sea. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 14 (2), 200-203. <https://doi.org/10.1080/14634988.2011.576990>

Robles-Tamayo C. M., García-Morales R., Valdez-Holguín J. E., Figueroa-Preciado G., Herrera-Cervantes H., López-Martínez J. y Enríquez-Ocaña L. F. (2020). Chlorophyll-a concentration distribution on the mainland coast of the Gulf of California, Mexico. *Remote Sensing* 12 (8), 1335. <https://doi.org/10.3390/rs12081335>

Romero J. C., Aragón E. A., Manzano M. M., Salinas C. A. y García A. R. (2004). Reproductive period of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) in the Agiabampo coastal lagoon system, Sonora/Sinaloa, Mexico. *Ciencias Marinas* 30 (3), 465-475.

Romero-Beltrán E., Aldana-Flores G., Muñoz-Mejía M. E., Medina-Osuna P. M., Valdez-Ledón P., Bect-Valdez J.A., Gaspar-Dillanez M. T., Huidobro-Campos L., Romero-Correa A., Tirado-Figueroa E., Saucedo-Barrón C.J., Osuna-Bernal D.A. y Romero-Mendoza N. (2014). Estudio de la calidad del agua y sedimento en las lagunas costeras del estado de Sinaloa, México. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, Ciudad de México, México, 191 pp.

Ruiz-Ruiz T. M., Arreola-Lizárraga J. A., Morquecho L., Mendoza-Salgado R. A., Martínez-López A., Méndez-Rodríguez L. C. y Enríquez-Flores J. (2016). Assessment of eutrophication in a subtropical lagoon in the Gulf of California. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 19 (4), 382-392. <https://doi.org/10.1080/14634988.2016.1242950>

Ruiz T.M. (2017). Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del estado de Sonora, México. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, Baja California Sur, México, 108 pp.

Smith V. H., Joye S. B. y Howarth R. W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 51 (1, part 2), 351-355. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351

Valenzuela M., Arreola J. A., Sánchez S. y Padilla G. (2007). Flujos de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica* 17 (3), 193-202.

Vargas H. H. (2012). Vertimientos de aguas residuales urbanas y sus efectos en la condición ambiental de la ensenada La Salada, Sonora, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur, México, 68 pp. <http://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1001/189>

Vollenweider R. A., Giovanardi F., Montanari G. y Rinaldi A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics: The official Journal of the International Environmetrics Society* 9 (3), 329-357. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(199805/06\)9:3<329::AID-ENV308>3.0.CO;2-9](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(199805/06)9:3<329::AID-ENV308>3.0.CO;2-9)

Vollenweider R. A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. En: *Marine coastal eutrophication*. (R.A. Vollenweider, R. Marchetti y R. Viviani, Eds.). Elsevier, Amsterdam, Holanda, pp. 1-20. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-89990-3.50011-0>

Wen Z., Shang Y., Song K., Liu G., Hou J., Lyu L., Tao H., Li S., He C., Shi Q. y He D. (2022). Composition of dissolved organic matter (DOM) in lakes responds to the trophic state and phytoplankton community succession. *Water Research* 224, 119073. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119073>

Yin K., Lin Z. y Ke Z. (2004). Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Pearl River estuary and adjacent coastal waters. *Continental Shelf Research* 24 (16), 1935-1948. <https://doi.org/10.1016/jcsr.2004.06.017>