

Diagnóstico y predicción del hábitat en la camaronicultura

José Juan Carbajal Hernández y Luis Pastor Sánchez Fernández

Centro de Investigación en Computación, Instituto Politécnico Nacional,
México

{jcarbajalh, lsanchez}@cic.ipn.mx

Resumen. La calidad del agua puede ser evaluada directamente mediante pruebas de toxicidad y efectos negativos generados por los parámetros del agua, proporcionando un indicador de calidad del agua en estanques de cultivo de camarón. En este trabajo de tesis, se proponen tres modelos para el diagnóstico de la calidad del agua: Un modelo para el análisis instantáneo, un segundo para el análisis histórico y finalmente, un tercero para predecir la calidad del agua. Los parámetros de la calidad del agua son evaluados individualmente mediante un índice (γ), determinando su impacto negativo y sus posibles consecuencias en el organismo. Mediante un sistema de inferencia difusa se evalúan aquellas situaciones negativas en el ecosistema, proporcionando dos índices de la calidad del agua: IWQI para diagnóstico instantáneo y HWQI para diagnóstico de un conjunto de mediciones. Asimismo, un modelo autorregresivo (AR) es empleado para predecir valores de los parámetros de calidad del agua, que a su vez, son evaluados por el sistema de inferencia difusa proporcionando un índice predictivo de calidad del agua (PWQI). Comparaciones de los modelos propuestos contra índices de la calidad del agua publicados en recientes investigaciones y por organismos internacionales, permiten resaltar la eficiencia y buen funcionamiento de nuestro modelo.

Palabras clave. Calidad del agua, sistema de inferencia difusa, procesamiento de señales, modelos autorregresivos.

Assessment and Prediction of Water Quality in Shrimp Culture

Abstract. Diagnosis of water quality can be assessed through toxicity tests and by analyzing the negative effects of water quality parameters. Such diagnosis provides an indicator of the condition of the shrimp

ecosystem. In this research, three models for water quality diagnosis were proposed: first, a model for immediate assessment, second, a model for historical evaluation and third, a model for prediction of water quality. We evaluated water quality parameters by their negative ecological impacts using a new index (γ). A fuzzy inference system assessed each harmful situation presented in the pond, providing a final index of water quality: IWQI for immediate measurements and HWQI for a set of measurements. An autoregressive model (AR) was used for predicting values of each water quality parameter; these values were assessed by the proposed fuzzy inference system, establishing a predictive water quality index (PWQI). Comparisons of our models against classical models in the literature show good performance of the algorithms proposed in this work.

Keywords. Water quality, fuzzy inference system, pattern processing, autoregressive models.

1 Introducción

En acuicultura, la calidad del agua representa uno de los problemas principales que afectan diariamente a los cultivos de cualquier tipo de especie. Universidades y centros de investigación en todo el mundo realizan esfuerzos para resolver problemas ambientales, creando técnicas novedosas en el cultivo y cuidado del hábitat artificial de las distintas especies acuícolas existentes [7].

El propósito principal del manejo de la calidad del agua de cualquier sistema de acuicultura es regular y mantener las condiciones óptimas para la sobrevivencia y crecimiento de los organismos en condiciones de cultivo [27].

Los parámetros físico-químicos involucrados en cuerpos de agua marina deben presentarse en un nivel aceptable para el camarón, de lo

¹ Report on PhD thesis. Graduated: José Juan Carbajal Hernández, Advisor: Luis Pastor Sánchez Fernández. Graduation date: 28/07/2010.

contrario podrían surgir efectos negativos en el organismo [11]. Asimismo, existen parámetros físico-químicos que tienen mayor impacto ambiental y que a su vez, aportan mayor información para detectar estados críticos de la calidad del agua, convirtiéndose en un caso de estudio [7, 21].

Actualmente, los métodos para el diagnóstico de la calidad del agua establecen los mecanismos necesarios para el manejo de concentraciones contaminantes, previniendo enfermedades y controlando los niveles de estrés en organismos sensibles [4, 23]. Los criterios de calidad del agua varían de organismo en organismo y se definen por diferentes niveles de impacto.

Algunas metodologías para la evaluación y monitoreo de sustancias tóxicas han sido desarrolladas por instituciones internacionales como la U.S. National Sanitation Foundation [29], la Canadian Council of Minister of Environment [9], y la Secretaría de Marina, Recursos Naturales y Pesca [33], proporcionando alternativas en materia de calidad del agua.

Modelos alternativos para evaluar la calidad del agua empleando lógica difusa han sido propuestos en la literatura, proporcionando evaluaciones más eficientes que los modelos propuestos por organismos locales o internacionales [18, 19, 30]. Sin embargo, estas aportaciones han sido orientadas para cuerpos de agua dulce o no integran de manera eficiente a los parámetros de calidad el agua y los efectos que éstos producen en el ecosistema, proporcionando un índice de la calidad del agua.

Existen trabajos similares para la evaluación de problemas de contaminación medioambientales que sirven de apoyo en la elaboración de este trabajo; tales trabajos emplean técnicas de inteligencia artificial que abordan temas interesantes como redes neuronales [28], memorias asociativas [36], máquinas de soporte vectorial [26] y análisis de factores [5] entre otros más. Estos trabajos tienen una desventaja en particular: la falta de razonamiento, el manejo de la incertidumbre y subjetividad hacen que se pierda información crucial en el análisis de la calidad del agua del ecosistema.

Tabla 1. Parámetros de calidad del agua clasificados por frecuencia de monitoreo en este trabajo

Monitoreo diario	Monitoreo semanal	Monitoreo por requerimiento
Temperatura	Amonio total	Alcalinidad
Salinidad	Nitratos	Fósforo
Oxígeno disuelto	Amonio no ionizado	Sulfato de hidrógeno no ionizado
pH	Turbidez	Sulfato de hidrógeno
		Dióxido de carbono
		Silicatos
		Clorofila A
		Nitrógeno total inorgánico
		Sólidos suspendidos
		Potencial redox
		Conteo Vibrio
		Coleiformes fecales

El objetivo principal de éste trabajo, es desarrollar modelos que sirvan de apoyo en el diagnóstico de la calidad del agua en sistemas de cultivo de camarón. La elaboración de tales modelos se basan en un análisis detallado del ecosistema de la especie de camarón "Litopenaeus vanammei", en donde los parámetros de la calidad el agua para este organismo fueron monitoreados y evaluados. Asimismo, se observan las afectaciones que la combinación de los parámetros generan en el ecosistema de este organismo, estableciendo un indicador de qué tan buena o mala calidad del agua existe en un estanque de cultivo.

Las especies acuáticas tienen diferentes tolerancias a compuestos específicos; debido a la gran variedad de especies de camarón, las características de la especie "Litopenaeus

Tabla 2. Parámetros de calidad del agua monitoreados diariamente y su importancia en el cultivo de camarón

Parámetros	Importancia en camaricultura
Monitoreo diario	<p>Temperatura (Temp)</p> <p>La temperatura tiene un efecto en los procesos químicos y biológicos en un estanque de cultivo, al grado que un aumento de 10 °C causa que las tasas de reacciones químicas y biológicas aumenten al doble o al triple [7, 17]. La temperatura controla la solubilidad de los gases en el agua, la velocidad de reacción química y la toxicidad del amonio. El rango ideal para la temperatura se considera de entre 25 a 32 °C [6, 21].</p>
	<p>Oxígeno disuelto (DO)</p> <p>La concentración mínima de oxígeno para mantener una tasa aceptable de sobrevivencia varía con el tiempo de exposición [7, 31]. En concentraciones bajas de oxígeno disuelto, los camarones son más susceptibles a enfermedades. Cuando el porcentaje de saturación permanece por debajo de 5 ppm los camarones presentan bajas tasas de alimentación y crecimiento. La fluctuación diaria de oxígeno disuelto en un estanque aparentemente tiene poco efecto sobre la alimentación y el crecimiento para algunas especies, siempre y cuando la concentración no caiga por debajo de 2 ppm en la mañana [25]. Los valores mínimos recomendados por expertos oscilan de entre 4 y 5 ppm [7, 11, 27].</p>
	<p>Salinidad (Sal)</p> <p>Los organismos que viven en el agua, deben mantener sus líquidos vitales a cierta concentración iónica (salinidad) a la cual funcionen adecuadamente. Cuando la salinidad del medio es diferente, los organismos deben realizar ciertas estrategias para poder mantenerla en los niveles propicios, lo cual implica un gasto energético que puede verse reflejado en una menor tasa de crecimiento [17, 31]. Altas concentraciones de salinidad reducen los niveles de oxígeno disuelto en el agua del estanque. Las concentraciones óptimas de salinidad se presentan en los rangos de 15 a 23 ppt [7, 31].</p>
	<p>pH</p> <p>Cuando el pH tiene valores bajos o elevados, causa estrés en los organismos bajo cultivo. Las aguas que presentan un intervalo de pH entre 6.5 y 9.0 son las más apropiadas para la producción acuícola. La reproducción disminuye en valores inferiores de 6.5 o mayores de 9.0. Por debajo de 4.0 se presenta la muerte ácida y por encima de 11.0 la muerte alcalina. Aunque los organismos pueden sobrevivir, el rendimiento es pobre en estanques que presentan valores de pH en la mañana de 4 a 6 ó de 9 a 10. En muchos sistemas de cultivo, el pH puede aumentar hasta valores de 9 ó 10 por periodos cortos de tiempo sin ocasionar un efecto adverso a los organismos [27, 2]. Concentraciones extremadamente bajas y altas de pH pueden generar un caparazón duro y baja sobrevivencia [11].</p>

vannamei” son analizadas para mostrar el funcionamiento del modelo propuesto.

2 Requerimientos de la calidad del agua

2.1 Parámetros de calidad del agua

La calidad del agua se basa generalmente en resultados de pruebas de toxicidad. Estas pruebas miden la respuesta que los organismos acuáticos tienen a cantidades específicas de ciertos compuestos químicos.

El ecosistema marino del camarón está compuesto por diversos parámetros del agua (Tabla 1); las concentraciones y valores que

abordan temas interesantes como deben estar en niveles aceptables para la supervivencia del organismo. En sistemas de cultivo de camarón extensivos ubicados en América central y México, los parámetros físico-químicos son monitoreados a diferentes frecuencias. El oxígeno disuelto, la temperatura y la salinidad son monitoreadas diariamente; el pH, el amonio, los nitritos, la turbidez y conteo de algas son monitoreados semanalmente. Los análisis químicos no son tomados en consideración como una rutina en el manejo de la calidad del agua, por el contrario, éstos son monitoreados por requerimiento [21]. Debido a la relativa facilidad de medición del pH y a su relación con el amonio no ionizado (que resulta altamente tóxico), en este trabajo el pH es monitoreado diariamente como medida indirecta

de control del amonio no ionizado [20]. Estas cuatro variables resultan por tanto, ser las más importantes en la evaluación de la calidad del agua, por lo que serán caso de estudio en el desarrollo de nuestro trabajo. En la Tabla 2, se describe a detalle los niveles óptimos y la importancia de los parámetros de calidad del agua en el cultivo del camarón de la especie "Litopenaeus vanammei".

2.2 Clasificación de parámetros

Los parámetros de calidad del agua tienen ciertos límites de concentración, donde valores altos o bajos (dependiendo del parámetro) pueden ser dañinos para el organismo [21, 27, 25, 32]. Dependiendo de la concentración, se puede saber a detalle los efectos que éstas producen en el organismo. Debido a esto, es importante definir los niveles que determinan los límites mínimos y máximos permitidos dentro del hábitat del camarón. Así entonces, un parámetro puede ser clasificado en diferentes intervalos, cada uno de ellos identificado con un impacto diferente. En la Tabla 3 se muestran los diferentes niveles de clasificación de los parámetros de calidad del agua monitoreados diariamente. La tolerancia propuesta en cada parámetro corresponde a la variación mínima aceptada en este trabajo, respecto a un nivel de clasificación.

3 Índice instantáneo de la calidad del agua (IWQI)

El comportamiento de los parámetros de calidad del agua no es del todo rígido, cuando una concentración se acerca a un límite permitido, la calidad del agua del ecosistema se deteriora [27, 30]. Como una alternativa, en este trabajo se propone una nueva forma de integrar a los diferentes parámetros para obtener un índice más eficiente de la calidad del agua. Nuestra hipótesis es que los diferentes efectos y niveles que presentan los parámetros de la calidad del agua pueden ser evaluados mediante un sistema de inferencia difusa, proporcionando el nivel de deterioro de la calidad del agua del ecosistema. Una apropiada integración de tales parámetros será de gran utilidad en la determinación de un índice de la calidad del agua con mayor precisión a los actualmente desarrollados.

Por tanto, el Índice instantáneo de calidad del agua (Immediate Water Quality Index – IWQI) permite obtener el estado de la calidad del agua de manera instantánea empleando un conjunto de parámetros monitoreados diariamente. Por lo tanto, el modelo propuesto deberá de cumplir con tres etapas fundamentales; el registro de mediciones, el procesamiento de reglas medioambientales y finalmente, el cálculo del índice de la calidad del agua.

Tabla 3. Niveles de clasificación de los parámetros de calidad del agua

Parámetros	Unidades					
	"Hipoxia" "Ácido" [$I_b - I_a$]	"Bajo" [$I_b - I_a$]	"Normal" [$I_b - I_a$]	"Alto" [$I_b - I_a$]	"Alcalino" [$I_b - I_a$]	"Tolerancia" [f]
Temperatura (°C)	N/A	0 – 25	25 – 32	> 32	N/A	±1
Salinidad (ppt)	N/A	0 – 15	15 – 23	> 23	N/A	±1
Oxígeno disuelto (ppm)	0 – 2	2 – 5	> 10	N/A	N/A	±0.5
PH	0 – 4	4 – 7	7 – 9	9 - 10	10 - 14	±0.5

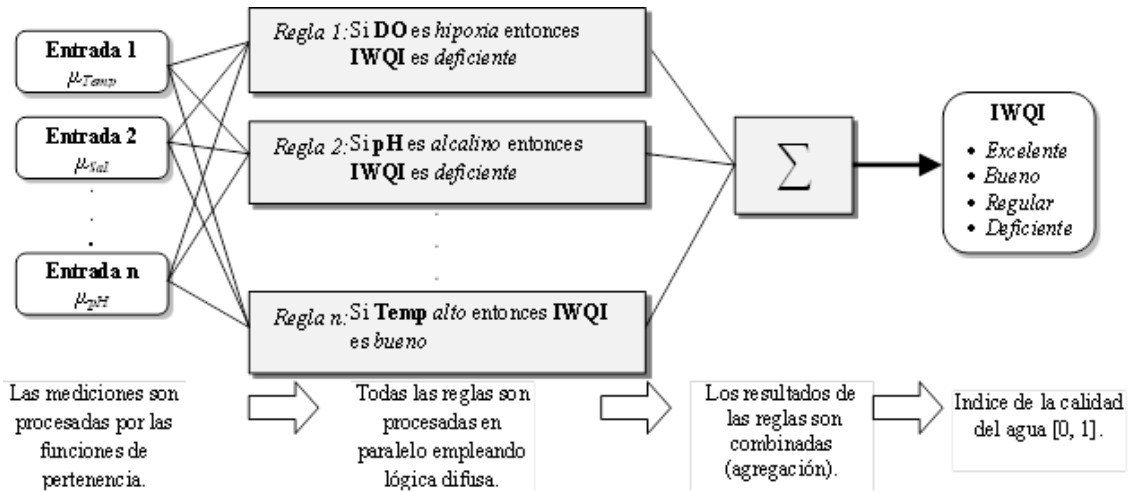


Fig. 1. Arquitectura del sistema de inferencia difusa aplicado al diagnóstico de la calidad del agua en camaronicultura

3.1 Estado de la calidad del agua

El índice de la calidad del agua provee un grado de contaminación del agua, y está expresado como el porcentaje de agua óptima para el cultivo de especies [16, 22, 33]. En esta investigación, se propone clasificar la calidad del agua en cuatro niveles definidos en conjunto con expertos en el campo de la acuicultura, tomando en cuenta los efectos de la contaminación y problemáticas que los parámetros de calidad del agua generan en un estanque de cultivo. Estos niveles se definen como:

1. Excelente: Accesible para un buen cultivo.
2. Bueno: Accesible, pero con cierto nivel de estrés en organismos.
3. Regular: No accesible para un buen cultivo; grandes niveles de estrés para el organismo.
4. Deficiente: No accesible para cultivo; crisis potencialmente dañinas en el estanque y posiblemente altos niveles de mortalidad.

3.2 Sistema de inferencia difusa

Inferencia difusa es el proceso de transformar una entrada mediante una formulación matemática a una determinada salida empleando

lógica difusa. La transformación provee una base de decisiones, sobre la cual éstas pueden ser tomadas o excluidas [30, 35]. El proceso de inferencia difusa involucra: funciones de pertenencia (fuzzification), operadores lógicos difusos, razonamiento mediante reglas “si – entonces” (inferencia) y defuzzificación (valor del índice final) [30, 18].

El modelo propuesto emplea como base la teoría de la inferencia difusa para establecer una relación no lineal entre entradas (parámetros de calidad del agua) y una salida (índice de la calidad del agua); la Fig. 1 ilustra este proceso.

3.2.1 Entradas difusas

Una función de pertenencia transforma un valor real (medición) en un valor [0, 1] empleando una función de transformación (μ), esta función puede ser implementada de diferentes formas. Las funciones más comunes son triangulares, rectangulares, trapezoidal o gaussianas [30, 19]. No existe un criterio específico sobre cómo implementar una función de pertenencia; sin embargo, para el propósito de este trabajo, las funciones lineales (trapezoidal) facilitan el proceso de defuzzificación, proporcionando buenos resultados. Por lo tanto, las funciones difusas de entrada se definen mediante la siguiente ecuación:

$$\mu(x, a, b, c, d) = \max \left\{ \min \left\{ \frac{x-a}{b-a}, 1, \frac{d-x}{d-c} \right\}, 0 \right\} \quad (1)$$

En donde x es la medición de la variable; a, b, c y d son los parámetros de las funciones de pertenencia, mismos que se encuentran definidos en la Tabla 4. La Fig. 2 muestra las funciones de pertenencia de los parámetros de calidad del agua empleados para el cálculo de nuestro índice (IWQI). Los parámetros a, b, c y d se obtuvieron empleando los límites de los niveles de clasificación de los parámetros de la calidad del agua [l_a, l_b] y la tolerancia permitida (t), de tal forma que pueden ser calculados empleando la expresión $l_{a,b} \pm t$; con excepción de las funciones de pertenencia que están definidas por los niveles laterales, ya que alcanzan los límites máximos, por lo que se define como $a=c$ o $c=d$ respectivamente.

3.2.2 Operadores difusos

Los operadores de lógica difusa son utilizados como base en los sistemas de inferencia difusa. Después de procesar las entradas por funciones difusas, se aplica una regla, la cual involucra a dichos operadores y se determina el grado de pertenencia de la misma [30].

En este caso, los operadores difusos empleados para el sistema de inferencia difusa fueron: operador unión (OR), intersección (AND) y negación (NOT).

Unión (OR) $\mu_{A \cup B}(x) = \max \{ \mu_A(x), \mu_B(x) \}$ (2)

Intersección (AND)

$$\mu_{A \cap B}(x) = \min \{ \mu_A(x), \mu_B(x) \}$$
 (3)

Complemento (NOT)

$$\mu_{\bar{A}}(x) = 1 - \mu_A(x)$$
 (4)

3.2.3 Reglas de inferencia

En la evaluación de la calidad del agua, existen expresiones frecuentemente empleadas por la comunidad de expertos. Tales expresiones son de gran utilidad para la construcción del sistema de inferencia difusa; por ejemplo, “si la temperatura es normal, la salinidad es normal, el pH es normal y el oxígeno disuelto es normal, entonces la calidad del agua esperada es excelente”. En el lenguaje difuso, esto puede enunciarse de la siguiente forma:

Regla 1: Si *Temp* es *normal* y *Sal* es *normal* y *pH* es *normal* y *DO* es *normal* entonces *IWQI* es *excelente*

En donde *Temp, Sal, DO* y *pH* son las funciones de pertenencia correspondientes (Tabla 2). El tamaño del conjunto de reglas depende directamente del número y la calidad de las reglas involucradas en el ecosistema; un total de 135 reglas han sido incluidas dentro de nuestro conjunto, mismas que se ejemplifican en

Tabla 4. Parámetros de las funciones de pertenencia empleadas en el sistema de inferencia difusa

	“Hipoxia” “Acido”				“Bajo”				“Normal”				“Alto”				“Alcalino”			
	a	b	c	d	a	b	c	d	a	b	c	d	a	b	c	d	a	b	c	d
Temperatura (°C)	---	---	---	---	0	0	24	26	24	26	31	33	31	33	60	60	---	---	---	---
Salinidad (ppt)	---	---	---	---	0	0	14	16	14	16	22	24	22	24	60	60	---	---	---	---
Oxígeno disuelto (ppm)	0	0	1.5	2.5	1.5	2.5	4.5	5.5	4.5	5.5	9.5	10.5	9.5	10.5	60	60	---	---	---	---
pH	0	0	3.5	4.5	3.5	4.5	6.5	7.5	6.5	7.5	8.5	9.5	8.5	9.5	9.5	10.5	9.5	10.5	14	14
	“Deficiente”				“Regular”				“Bueno”				“Excelente”							
IWQI	0	0	0.1	0.2	0.1	0.2	0.4	0.5	0.4	0.5	0.7	0.8	0.7	0.8	1	1	---	---	---	---

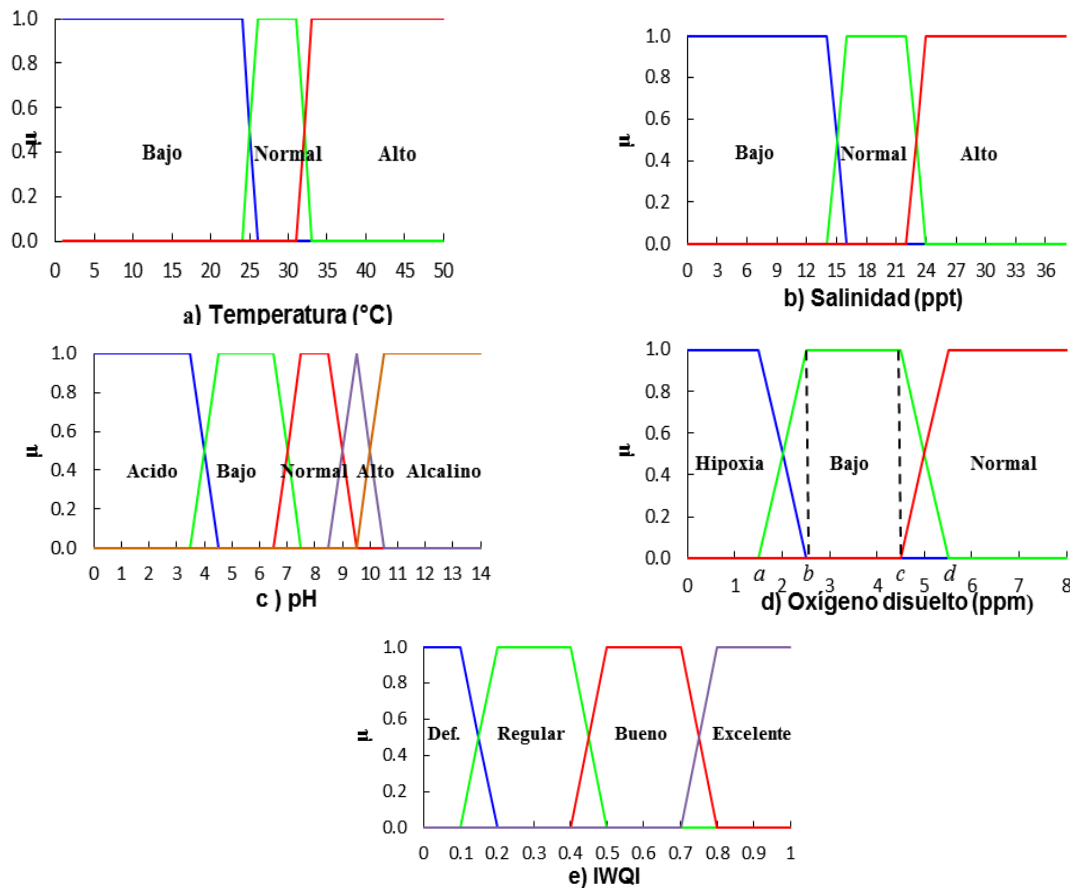


Fig. 2. Funciones de pertenencia para IWQI y parámetros de calidad del agua: a) temperatura, b) salinidad, c) pH, d) oxígeno disuelto y e) calidad del agua (IWQI). Las funciones fueron desarrolladas empleando los parámetros de calidad del agua y desviaciones propuestas en la Tabla 3 y 4

la Tabla 5. Asimismo, otras reglas de inferencia pueden ser implementadas de la misma forma;

Tabla 5. Ejemplos de reglas de inferencia empleadas en la construcción del sistema de inferencia, donde E es Excelente, B es Bueno, R es Regular and D es Deficiente

#	Temp	Sal	DO	PH	IWQI
1	Normal	Normal	Normal	Normal	E
2	Normal	Normal	Bajo	Normal	B
3	Bajo	Alto	Normal	Normal	R
4	Normal	Bajo	Hipoxia	Acido	D

como ejemplo tres reglas más son enunciadas mostrando la dinámica del ecosistema:

Regla 2: Si **Temp** es *normal* y **Sal** es *normal* y **pH** es *normal* y **DO** es *bajo* entonces **IWQI** es *bueno*

Regla 3: Si **DO** es *hipoxia* entonces **IWQI** es deficiente

El resultado de las reglas difusas puede ser calculado empleando el operador AND de acuerdo a la siguiente expresión:

$$\mu_R = \min\{\mu_{Temp}^i, \mu_{Salt}^j, \mu_{pH}^k, \mu_{DO}^l\} \quad (5)$$

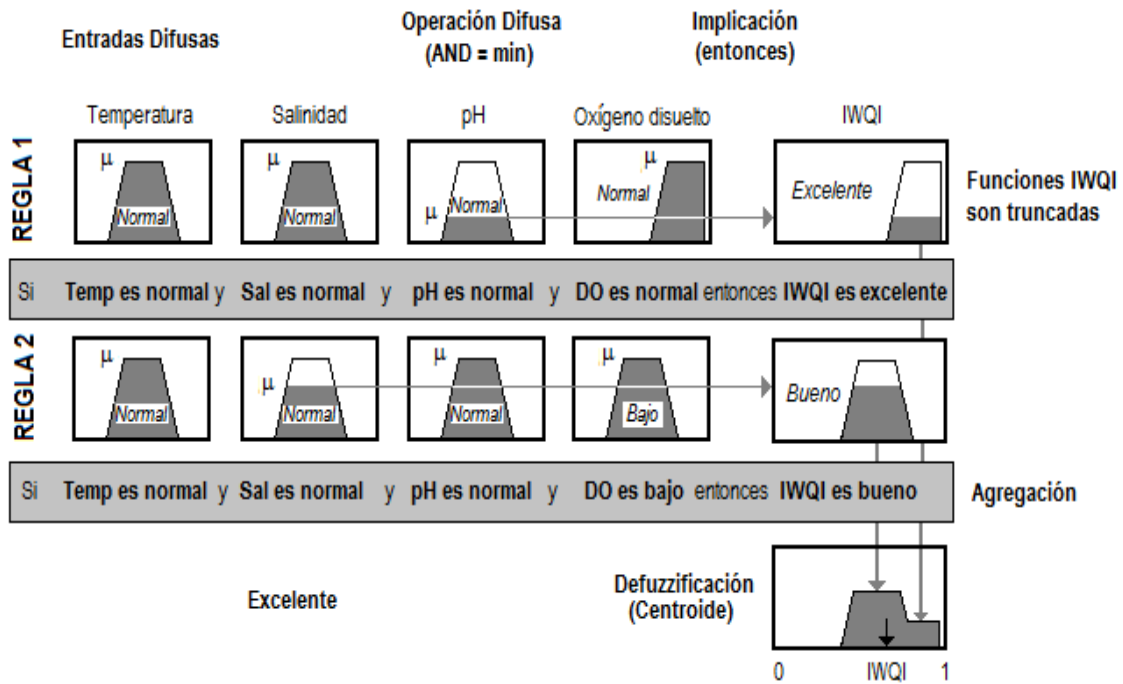


Fig. 3. Sistema de inferencia difusa aplicado al diagnóstico de la calidad del agua en acuicultura

donde i, j, k y l son los niveles de clasificación evaluados de la variable (*alto, normal, bajo, alcalino, ácido e hipoxia* respectivamente).

3.2.4 Agregación

Las funciones de pertenencia son implementadas como una forma de transformar las mediciones en entradas del sistema de inferencia. De forma contraria, la defuzzificación es el proceso inverso, donde las salidas de las reglas (valores difusos) son transformadas a un valor real (índice). La función de pertenencia del índice IWQI (μ_{IWQI}) es empleado de forma contraria a las funciones de entrada, éste es usado para generar una función de salida en el proceso de agregación.

Debido a que la toma de decisiones se basa en probar todas las reglas del sistema, las funciones resultantes son agregadas creando una función de pertenencia final (μ_{out}). El procedimiento de agregación empleado en el sistema de inferencia es el método máximo [12,

30], el cual se basa en la unión de todas las salidas difusas truncadas; éste se determinada en dos fases: primero, las funciones de pertenencia μ_{IWQI} son truncadas empleando las salidas de las reglas de inferencia:

$$\mu_{agr} = \min\{\mu_R, \mu_{IWQI}^l\} \quad (6)$$

donde l es la función de pertenencia (μ_{IWQI}) correspondiente: *excelente, bueno, regular y deficiente*. Finalmente, todas las funciones de pertenencia (μ_{agr}) son combinadas para crear una función final (μ_{out}); la Fig. 3 muestra este proceso.

3.2.5 Defuzzificación

El último paso del sistema de inferencia difusa es el proceso de defuzzificación. Se calcula el centro de gravedad de la función de agregación empleando el método de centro de masa (centroide). La función centroide (CF) ha demostrado físicamente ser la más eficiente para defuzzificar la función de salida, debido a que

regresa el centro del área bajo la curva formada por la función de pertenencia de salida [12, 30]. La función centroide se calcula mediante la siguiente expresión:

$$CF = \frac{\int x\mu_{out}(x)dx}{\int \mu_{out}(x)dx} \quad (7)$$

Debido a que el método de centro de gravedad calcula el centro del área de una función, el resultado final para CF está restringido desde centro de la función *deficiente* (0.078) hasta el centro de la función *excelente* (0.87); este comportamiento puede ser observado en la Fig. 3. Las condiciones de la calidad del agua restantes caen dentro de este rango: *regular* es igual a 0.3 y *bueno* a 0.6. Por lo tanto, se hace necesario normalizar el valor final de CF para reajustarlo en [0, 1]; para hacer esta conversión se emplea la siguiente expresión:

$$IWQI = \frac{CF - \min(CF)}{\max(CF) - \min(CF)} \quad (8)$$

donde IWQI es el nuevo índice normalizado.

4 Índice de la calidad del agua para diagnóstico temporal (HWQI)

Existen ciertas condiciones que no son consideradas dentro del índice de calidad del agua IWQI debido a su naturaleza. Por lo general, los parámetros de calidad del agua presentan fluctuaciones diarias que pueden ocasionar problemas en el ecosistema a largo plazo. El efecto que estas variaciones producen debe integrarse al análisis de la calidad del agua, por lo que es necesario realizar algunas modificaciones al modelo anterior al evaluar cada parámetro de la calidad del agua. Esta modificación resulta en un nuevo modelo para analizar el estado de la calidad del agua, proporcionando un índice de la calidad del agua para diagnóstico de evaluaciones históricas (**H**istorical **W**ater **Q**uality Index – **HWQI**).

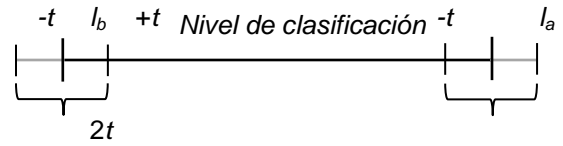


Fig. 4. Representación de los límites y tolerancias de un nivel de clasificación

El HWQI emplea el mismo sistema de inferencia difusa que el IWQI, con una diferencia sustancial: las funciones de pertenencia de entrada son modificadas. Debido a que el análisis se realiza a un conjunto de datos, un nuevo algoritmo fue implementado con la idea de evaluar particularmente el impacto de los parámetros de calidad del agua en periodos de tiempo establecidos. Este algoritmo se denomina índice gamma (Γ), el cual es descrito en la siguiente sección.

4.1 Índice Gamma (Γ)

El índice Gamma (Γ) tiene como objetivo calcular un nivel del estado medioambiental (*alto*, *bajo*, *normal*, etc.) de un parámetro de la calidad del agua dentro de un rango de [0, 1], empleando un conjunto de mediciones de dicho parámetro. Mediante una serie de pasos, se evalúan las variaciones presentes en el conjunto de valores del parámetro y se obtiene un nivel de pertenencia con respecto a un nivel de clasificación deseado, correspondiente a los mencionados en la Tabla 3. Así pues, el índice Γ realiza un cálculo estadístico de aquellas mediciones que registran valores fuera del intervalo de medición y en qué medida se alejan del mismo (desviación). El índice Γ se calcula en tres pasos, los cuales se explican a continuación.

4.1.1 Frecuencia (α)

La frecuencia promedia aquellos de valores que se encuentran fuera del intervalo de medición (Tabla 3) como sigue:

$$\alpha = \frac{m_f}{m_t} \quad (9)$$

donde m_f es el número de mediciones fuera del intervalo y m_t es el número de mediciones realizadas del parámetro correspondiente.

4.1.2 Amplitud (β)

En aquellos valores fuera del intervalo de medición, se promedia su amplitud de la desviación para obtener un índice. Para calcular una desviación (e), se obtiene el valor de la distancia de la medición con respecto a su límite (superior o inferior) y se normaliza con respecto a su tolerancia (t ; Fig. 4) empleado las siguientes expresiones: cuando el valor excede el límite superior:

$$e = \frac{m - (l_a - t)}{2t} \quad (10)$$

donde m es el valor de la medición y l_a es el límite superior del intervalo a evaluar (Tabla 3). Cuando el valor de la medición está por debajo del límite inferior:

$$e = \frac{(l_b + t) - m}{2t} \quad (11)$$

donde l_b es el límite inferior de intervalo a evaluar. Asimismo, la desviación promedio (d) se calcula como:

$$d = \frac{\sum_i^n e_i}{m_t} \quad (12)$$

donde $i = 1, 2, \dots, n$ y n es el número de desviaciones calculadas. Por lo tanto, la amplitud (β), se obtiene de la siguiente manera:

$$\beta = \begin{cases} d & 0 \leq d < 1 \\ 1 & 1 \leq d \end{cases} \quad (13)$$

4.1.3 Índice Gamma (Γ)

El índice Γ combina a la frecuencia y la desviación en un índice de la siguiente manera:

$$\Gamma = \sqrt{\frac{\alpha^2 + \beta^2}{2}} \quad (14)$$

El resultado que se obtiene de Γ se interpreta de la siguiente forma:

si $0 \leq \Gamma < 1$, el comportamiento del parámetro se encuentra dentro nivel de clasificación.

si $\Gamma = 1$, el comportamiento del parámetro se encuentra totalmente fuera de dicho nivel.

El índice Γ se utiliza para analizar los intervalos de los diferentes estados medioambientales como: *alto*, *normal*, *bajo*, *hipoxia*, *ácido* y *alcalino* respectivamente.

4.2 Función de pertenencia

Las funciones de pertenencia para el HWQI se implementan empleando el índice Gamma mediante la siguiente expresión:

$$\mu(\Gamma) = 1 - \Gamma \quad (15)$$

En este trabajo, el conjunto de datos mínimo de análisis corresponde a un día de información, esto permitirá determinar los efectos que las fluctuaciones que los parámetros físico-químicos generan en estanques de cultivo por ciclos de 24 horas.

5 Índice de predicción de la calidad del agua

El análisis de la calidad del agua resulta ser de vital importancia para la supervivencia de especies acuícolas en sistemas de cultivo. En la calidad del agua se establecen criterios sobre que tan bien o mal se encuentra el ecosistema en términos de ésta; sin embargo, resulta de gran ayuda predecir el nivel de deterioro de la calidad del agua, permitiendo actuar de manera oportuna ante posibles situaciones que pongan en riesgo la integridad del cultivo [2, 21, 31]. Para efectuar un proceso de predicción de la calidad del agua, es necesario realizar una serie de pasos para obtener un índice de predicción, mismos que se detallan a continuación.

5.1 Preprocesamiento de señales

5.1.1 Suavizado de señal

Un conjunto de mediciones medioambientales debe preprocesarse para eliminar ciertos inconvenientes que pueden hacer más difícil su modelado, como la presencia de picos o perturbaciones aleatorias indeseables ocasionadas por diversos factores (tasas de

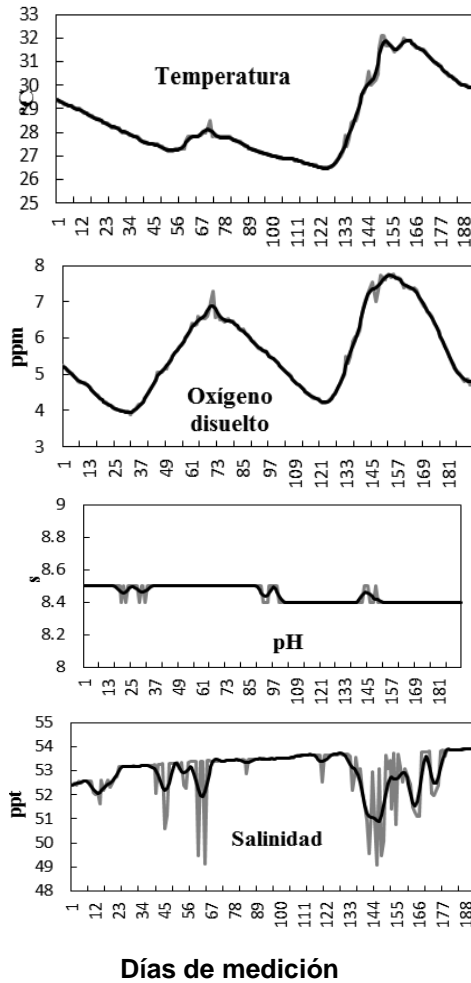


Fig. 5. Suavizado de señales de los parámetros de la calidad del agua empleando el filtro de promedio móvil

población, tasas de alimentación, presencia de ruido en los dispositivos, una mala medición, descompostura de los sensores, etc.). Un método que permite eliminar tales perturbaciones es el suavizado de la señal mediante el empleo de filtros [1, 10, 24].

El filtro de promedio móvil es muy eficiente para tareas como reducción de ruido o supresión de picos, razón por la cual fue empleado en este trabajo para suavizar a las señales provenientes de los parámetros de la calidad del agua. La ecuación que define al filtro de promedio móvil es el siguiente:

$$y(n) = \sum_{i=0}^{N-1} b_i x(n - i) \quad (16)$$

donde $x(n)$ es la señal original (parámetro de la calidad del agua), $y(n)$ es la señal suavizada, N es el orden del filtro y b_i son los coeficientes del filtro. Los coeficientes de Spencer 15 términos fueron empleados debido que permiten un mejor ajuste de las señales evitando así, menor pérdida de información [24]. En este caso se tiene un orden de 15º nivel aplicando los coeficiente de Spencer; mismos que se definen como: $[-3, -6, -5, 3, 21, 46, 67, 74, 67, 46, 21, 3, -5, -6, -3] \cdot \frac{1}{320}$. Sustituyendo los coeficientes en la eq. (16), se puede expresar el filtro como:

$$y(n) = -\frac{3}{320}x(n) - \frac{6}{320}x(n-1) - \frac{5}{320}x(n-2) + \dots - \frac{3}{320}x(n-14) \quad (17)$$

La Fig. 5 muestra un ejemplo de suavizado de las cuatro señales provenientes de los parámetros de la calidad.

5.1.2 Tendencia

Generalmente, una serie de tiempo contiene componentes constantes de polaridad o tendencias de baja frecuencia que afectan a las dinámicas características de una señal. Ocasionalmente las tendencias corrompen los resultados del modelado de la serie, para evitar esto, es necesario remover dicha tendencia antes de realizar cualquier análisis [8, 10].

El cálculo de tendencia se realiza empleando el método de regresión lineal, ésta se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$y = a_0 + a_1x + E \quad (18)$$

en donde a_0 y a_1 son coeficientes que representan la intersección con el eje de las abscisas y la pendiente respectivamente, y es la variable deseada (*temperatura, salinidad, oxígeno disuelto o pH*), y E es el error o residuo

entre el modelo y las observaciones. El coeficiente a_1 puede calcularse mediante la siguiente expresión:

$$a_1 = \frac{n \sum x_i y_i - \sum x_i \sum y}{n \sum x_i^2 - (\sum x_i)^2} \quad (19)$$

Para el coeficiente a_0

$$a_0 = \bar{y} - a_1 \bar{x} \quad (20)$$

5.2 Modelo autoregresivo (AR)

Los modelos AR de una serie de tiempo permiten predecir el valor actual x_t basado en valores pasados $x_{t-1}, x_{t-2}, \dots, x_{t-n}$, más un error de predicción e_t . El parámetro n determina el número de valores pasados que son utilizados para predecir el valor actual [8, 14]. La siguiente ecuación define un modelo AR de orden n :

$$x_t = a_1 x_{t-1} + a_2 x_{t-2} + \dots + a_n x_{t-n} + e_t \quad (21)$$

donde a_1, a_2, \dots, a_n son coeficientes AR, a_0 es 1 y e_t es el error de predicción. Idealmente el error es ruido blanco con el valor de la media igual a cero.

Generalmente, un alto orden permite tener más grados de libertad; sin embargo, un alto orden innecesario puede introducir espectros espurios. Para estimar el orden de un modelo AR existen diferentes técnicas que incorporan una penalización cuando el orden se incrementa innecesariamente. El orden del modelo AR puede

ser determinado empleando un estimador de error, en este caso el criterio PHI [10, 34]:

$$PHI = V_n \left(1 + \frac{2n \ln(\ln(L))}{L} \right) \quad (22)$$

donde L es el número de puntos de la señal a evaluar, n es el orden del modelo AR y V_n es el error de predicción. Los modelos AR que describen a las señales de calidad del agua, empleando el orden calculado por el criterio PHI se expresan como sigue:

$$temp_t = \sum_{i=1}^{95} a_i temp_{t-i} + e_t \quad (23)$$

$$Sal_t = \sum_{i=1}^{94} a_i Sal_{t-i} + e_t \quad (24)$$

$$DO_t = \sum_{i=1}^{76} a_i DO_{t-i} + e_t \quad (25)$$

$$pH_t = \sum_{i=1}^{95} a_i pH_{t-i} + e_t \quad (26)$$

El método empleado para calcular los coeficientes AR fue el propuesto por Yule-Walker [3, 15], el cual emplea un sistema de ecuaciones definido como:

$$\begin{pmatrix} \gamma(0) & \gamma(1) & \dots & \gamma(p-1) \\ \gamma(1) & \gamma(0) & \dots & \gamma(p-2) \\ & & \ddots & \\ & & & \gamma(p-1) & \gamma(p-2) & \dots & \gamma(0) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ \vdots \\ a_p \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \gamma(1) \\ \gamma(2) \\ \vdots \\ \gamma(p) \end{pmatrix} \quad (27)$$

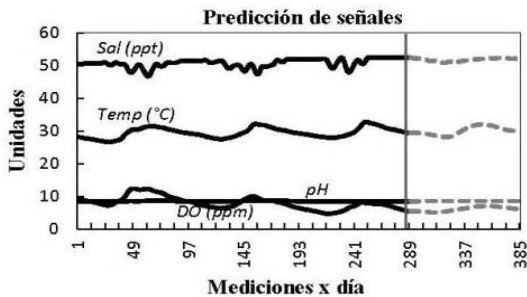


Fig. 6. Predicción de los parámetros fisicoquímicos. El horizonte de predicción fue de 96 mediciones

donde p es el orden del modelo AR y la correlación γ puede ser calculada como:

$$\gamma(h) = \langle x_t x_{t-h} \rangle \quad (28)$$

donde x es la variable empleada en la serie de tiempo y $\gamma(h)$ es el valor esperado.

La Fig. 6 muestra la predicción de un total de 96 valores de las señales de calidad del agua (un día) empleando los modelos AR propuestos.

Cuando el horizonte de predicción se incrementa, el error de predicción suele incrementarse de la misma forma. La ecuación que describe el comportamiento del error, así como la efectividad de las predicciones es la siguiente:

$$e = 7.40362x^{0.270686} \pm 1.16313 \quad (29)$$

donde x es el horizonte de predicción expresado en número de valores predichos, y el término ± 1.16313 es la desviación promedio. La Fig. 7 muestra el comportamiento del error de predicción.

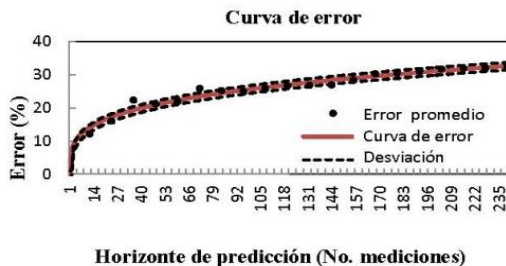


Fig. 7. Curva de error de predicción

5.3 Índice de predicción

El índice de predicción de la calidad del agua (**Predicted Water Quality Index – PWQI**) se implementó de manera similar a los índices anteriores de calidad del agua (IWQI y HWQI). En este caso, los modelos AR son empleados para predecir valores de los parámetros de la calidad del agua; éstos a su vez, son procesados por el sistema de inferencia difusa propuesto con anterioridad y empleando la misma arquitectura del índice HWQI, obteniendo así, un índice de

predicción. Los resultados respecto a predicciones y valores reales se pueden observar en la siguiente sección.

6 Resultados experimentales

6.1 Monitoreo de parámetros de calidad del agua

Con la finalidad de validar los modelos propuestos para calidad del agua, una base de datos con mediciones de los parámetros de calidad del agua fue proporcionada por el Centro de Investigaciones Biológicas [13], localizado en Hermosillo, Sonora, México. Cuatro parámetros fueron monitoreados para ésta investigación: temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto (parámetros monitoreados diariamente). Como se mencionó anteriormente, estos cuatro parámetros fueron considerados debido a su importancia en la desestabilización del ecosistema, ya que pueden generar crisis cuando se presentan bajas o altas concentraciones/valores en los mismos.

El conjunto de parámetros fue muestreado en la granja de camarón “Gez Acuícola”, localizado en Huatabampo, Sonora, México. El Estuario “El Riito” sirvió como fuente de abastecimiento de agua marina para los estanques de camarón. Con la finalidad de tener evaluaciones precisas, las muestras se tomaron cada 15 minutos durante cuatro meses (Mayo – Agosto, 2008), esto permite obtener las fluctuaciones diarias de cada parámetro.

6.2 Resultados para IWQI

Comparaciones del desempeño de la calidad del agua entre el índice propuesto y aquellos empleados por agencias de protección medioambiental muestran ciertos aspectos interesantes a remarcar en nuestro trabajo. De acuerdo con el libro “*Field Manual for Water Quality Monitoring*”, la National Sanitation Foundation (NSF) propone un índice de calidad del agua, el cual se obtiene sumando la multiplicación de un peso por un valor de calidad (factor Q) por cada parámetro. El factor Q se obtiene de manera gráfica, comparando la

medición con una curva específica (Anexo A, Fig. 12). El índice involucra nueve parámetros (en paréntesis su peso); oxígeno disuelto (0.17), coliformes fecales (0.16), demanda bioquímica de oxígeno (0.11), pH (0.11), cambio de temperatura (0.1), fosfatos (0.10), nitratos (0.10), turbidez (0.08), y sólidos totales (0.07). El índice NSF evalúa agua dulce, sin embargo es posible adaptarlo en agua salada omitiendo el factor de salinidad y evaluando las tres variables críticas restantes [29]. Por otro lado, La CCME [9] propone un método, el cual se basa en calcular el número de pruebas fuera del rango de evaluación y el promedio de las desviaciones de la mediciones con respecto al valor límite del rango (anexo A).

Para realizar estas pruebas, se tomaron muestras con frecuencia de 30 minutos durante un día con el propósito de mostrar el comportamiento de los índices de calidad a

comparar. En la Fig. 8b, se muestra la comparación entre los tres índices anteriormente mencionados: NSF, CCME e IWQI. En este caso, se puede observar que el tratamiento de la información empleando el sistema de inferencia difusa afecta directamente el resultado final. En los análisis de calidad del agua, los índices NSF y CCME reportaron valores siempre por arriba de 0.6 unidades, significando evaluaciones entre *buena* y *excelente* calidad del agua en un ambiente no difuso. Este comportamiento se puede justificar, debido a que estos índices no permiten procesar situaciones potencialmente dañinas para el organismo (p. ej. situaciones de hipoxia, anoxia, concentraciones alcalinas o ácidas, etc.). Al promediar los valores del conjunto de parámetros observados, aquellos que presentan valores no óptimos para el organismo son compensados con aquellos valores en niveles aceptables. Por lo tanto, el índice IWQI

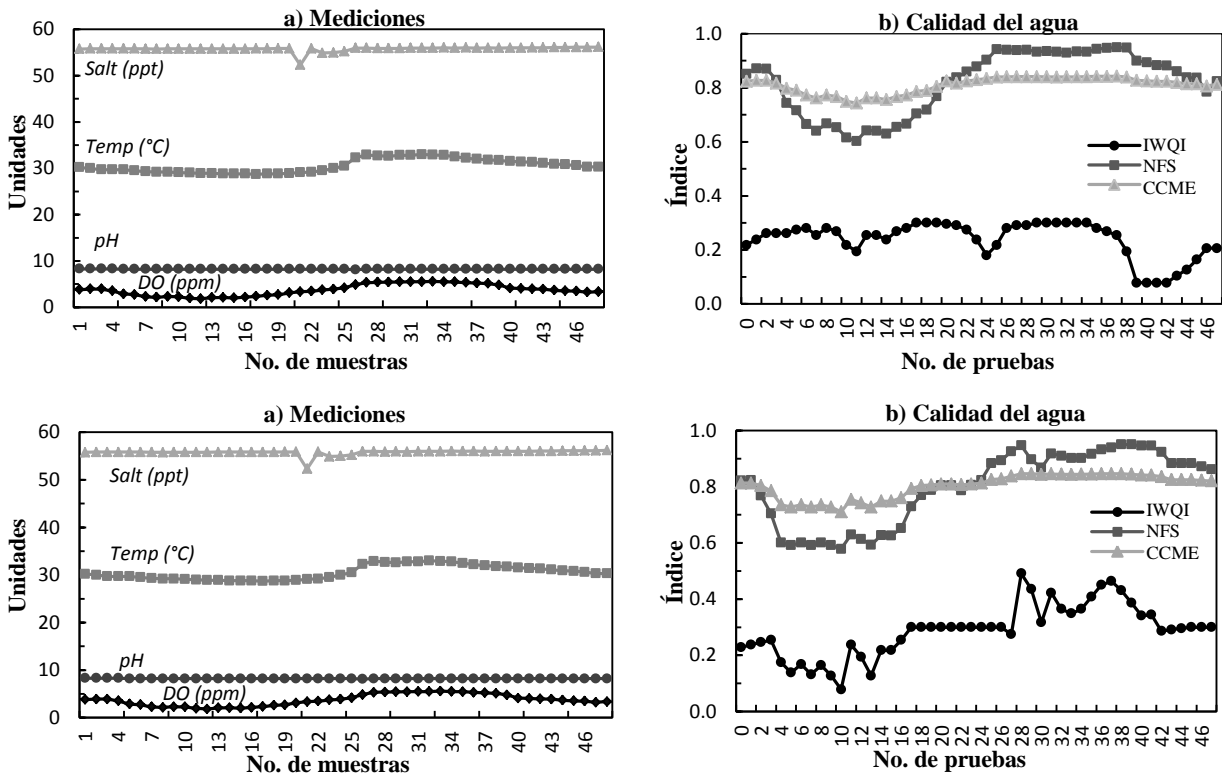


Fig. 8. Resultados del diagnóstico de la calidad del agua; a) mediciones, b) resultados del índice de la calidad del agua

Tabla 6. Comparativa entre índices IWQI, CCME y NSF

Temp	Salt	DO	pH	IWQI	NSF	CCME	Observaciones
(°C)	(ppt)	(ppm)					
28	55.8	1.9	8.2	0.18	0.61	0.75	Oxígeno disuelto en hipoxia.
28	55.8	1.8	8.2	0.15	0.6	0.74	Oxígeno disuelto en hipoxia.
28	57	6.8	8.2	0.66	0.87	0.84	Sal alta.
28	57	5.8	8.2	0.66	0.92	0.84	Sal alta y oxígeno en el borde bajo.
28	19	5.6	3.1	0	0.71	0.88	pH ácido.
28	21	6.3	11.7	0	0.67	0.97	pH alcalino.
28	45	3	4	0.01	0.56	0.79	DO bajo, Sal alta y pH bajo
31.4	45	3	5	0	0.57	0.81	DO bajo, Sal alta pH bajo y Temp alta.
33.3	11	3	10	0	0.56	0.87	DO bajo, Sal bajo pH alto y Temp alta.
34.5	10.5	3.3	10	0	0.62	0.87	DO bajo, Sal bajo pH alto y Temp alta.
25	12	3	10.5	0	0.46	0.88	DO bajo, Sal bajo, pH alto.
25	20	6	7.5	1	0.96	1	Condiciones óptimas.

tiene un mejor desempeño, y se ajusta más a situaciones reales, ya que asigna prioridades y evalúa cada nivel y parámetro por separado empleando el conjunto de reglas diseñadas en el sistema de inferencia. Esto se puede observar en la Fig. 8a, en donde el oxígeno disuelto reporta concentraciones menores a 5 ppm y por periodos decae a niveles de 2 ppm; tales concentraciones no son procesadas correctamente por los índices NSF y CCME.

Por lo tanto, al medirse valores de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto fuera de los niveles óptimos y en algunas ocasiones en niveles peligrosos para el organismo, el IWQI final corresponde a una mala calidad del agua (valores alrededor de 0.2 unidades). Un análisis más detallado se observa en la Tabla 6, donde evaluaciones de la calidad del agua, empleando situaciones de impacto medioambiental negativo, son procesadas por los tres índices. Se observa que situaciones dañinas de alcalinidad, hipoxia o acidez en el agua, son procesadas por el IWQI

como deficiente calidad del agua, mientras que el NSF y CCME generan resultados de *buen*a y *excelente* calidad del agua respectivamente.

6.3 Resultados para HWQI

Actualmente, los modelos de calidad del agua para sistemas de cultivo de camarón no toman en consideración análisis temporales a excepción del índice propuesto por la CCME. Comparaciones entre el modelo propuesto y el índice CCME son realizadas para verificar la eficiencia de nuestro índice (Fig. 9). Para el análisis temporal, se empleó el conjunto de mediciones propuesto, evaluando la calidad del agua por periodos de un día (96 mediciones). El índice CCME generalmente reportó valores entre estos resultados se traducen entre *regular* y *buen*a calidad del agua en un ambiente no difuso. El HWQI diagnosticó mayor deterioro en la calidad del agua. Esto se debe principalmente a la influencia del proceso de razonamiento, el cual permite un mejor análisis al evaluar los diferentes

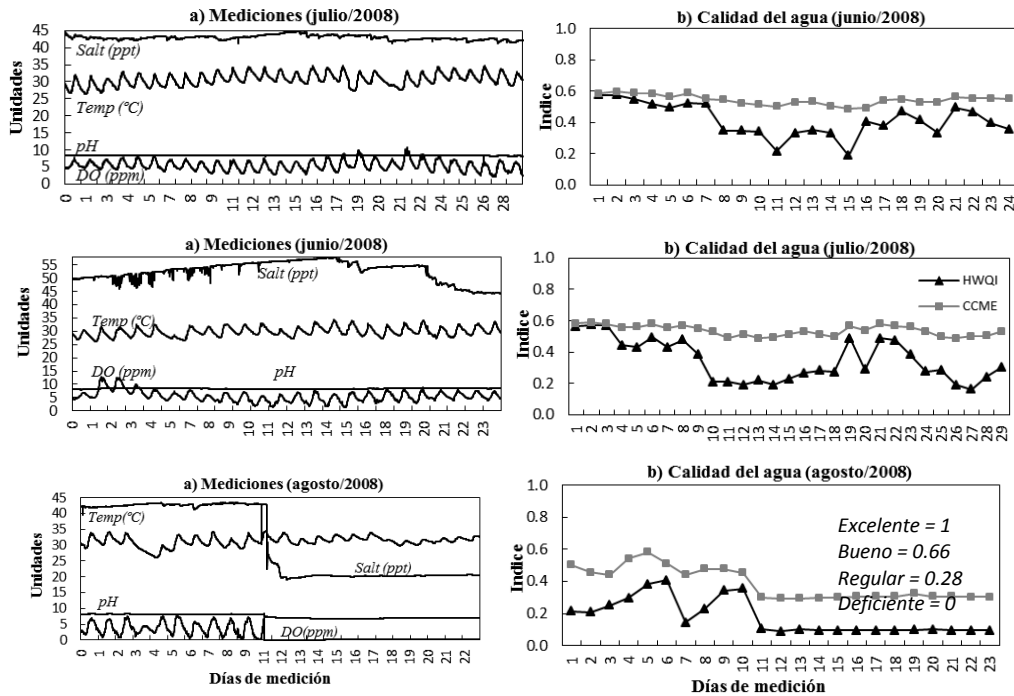


Fig. 9. Resultados de la evaluación del HWQI: a) mediciones de los parámetros fisicoquímicos de tres meses de medición y b) Evaluación por día de tres meses de la calidad del agua (HWQI)

Tabla 7. Comparativa entre índices HWQI y CCME

Temp (°C)	Salt (ppt)	DO (ppm)	pH	HWQI	CCME	Observaciones
28	56	1.9	8.2			
28	56	1.8	8.2	0	0.75	Concentraciones de oxígeno en situación de hipoxia.
28	57	2.8	8.2			
28	57	1.8	8.2			
28	19	5.6	3.1			
28	21	6.3	12	0.21	0.85	pH en concentraciones de alcalinidad y acidez.
28	45	3	4			
31.4	45	3	5			
25	19	8.2	8.5			
24	19	8.3	8.6	1	1	Condiciones óptimas.
25	19	8.3	8.5			
25	17	8.4	8.5			

niveles de impacto medioambientales en el ecosistema; esto se observa mejor cuando un parámetro de mayor importancia registra valores no convenientes para el organismo.

Por otra parte, el CCME realiza únicamente un cálculo estadístico de mediciones fallidas (fuera de los niveles óptimos) y no considera aspectos biológicos, fisicoquímicos o potenciales crisis, por

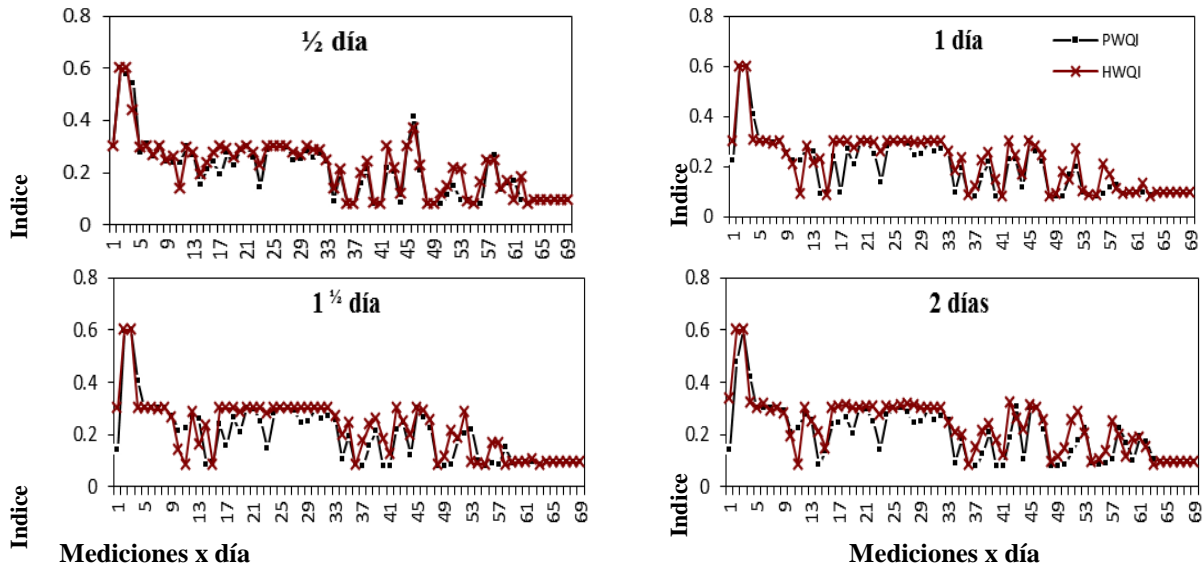


Fig. 10. Resultados de la calidad del agua con diferentes horizontes de tiempo

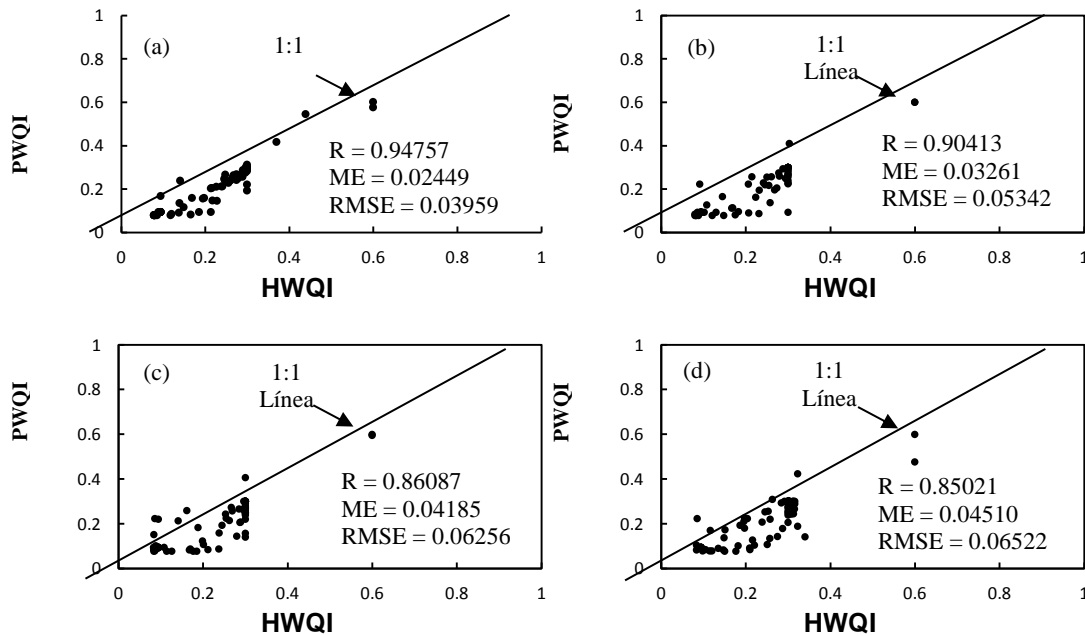


Fig. 11. Comparación entre PWQI vs HWQI durante el periodo de cultivo para: a) 1/2 día, b) 1 día, c) 1 1/2 días y d) 2 días de información. La diagonal representa la exactitud de la predicción

lo que el índice HWQI resulta ser más preciso y cercano a la dinámica del sistema de cultivo.

Un análisis numérico comparativo en la Tabla 7 permite observar las diferencias antes mencionadas, entre ambos índices.

Tabla 8. Pesos ordenados por factor de importancia.

Parámetro	Peso
Oxígeno disuelto	0.17
Coliformes Fecales	0.16
pH	0.11
DBO	0.11
Cambios de temperatura	0.1
Fosfatos totales	0.1
Nitratos	0.1
Turbidez	0.08
Sólidos totales	0.07

6.4 Resultados para PWQI

Un análisis de predicción muestra el funcionamiento del modelo propuesto. Predicciones realizadas para 12, 24, 36 y 48 horas, y su comparación contra evaluaciones en tiempo presente de la calidad del agua (PWQI vs HWQI). La Fig. 10 muestra los resultados de ambos índices, en donde la mejor precisión se obtuvo con horizonte de 12 horas. Predicciones para un día, 1½ día y 2 días muestran menor exactitud debido a las fluctuaciones esporádicas presentes en los parámetros.

Asimismo, las predicciones entre los índices PWQI y HWQI fueron evaluadas empleando el coeficiente de correlación (R), error medio (ME) y error de raíz media cuadrática (RMSE). Las predicciones dadas por el índice PWQI son óptimas si R, ME y el RMSE están cerca de ser 1, 0 y 0 respectivamente. En la Fig. 11, los análisis de predicción muestran que los resultados son óptimos, toda vez que los índices de calidad del agua actuales y predichos se encuentran altamente correlacionados y mostrando gran parte de los valores cercanos a la diagonal central.

Índice de la calidad del agua - National Sanitation Foundation

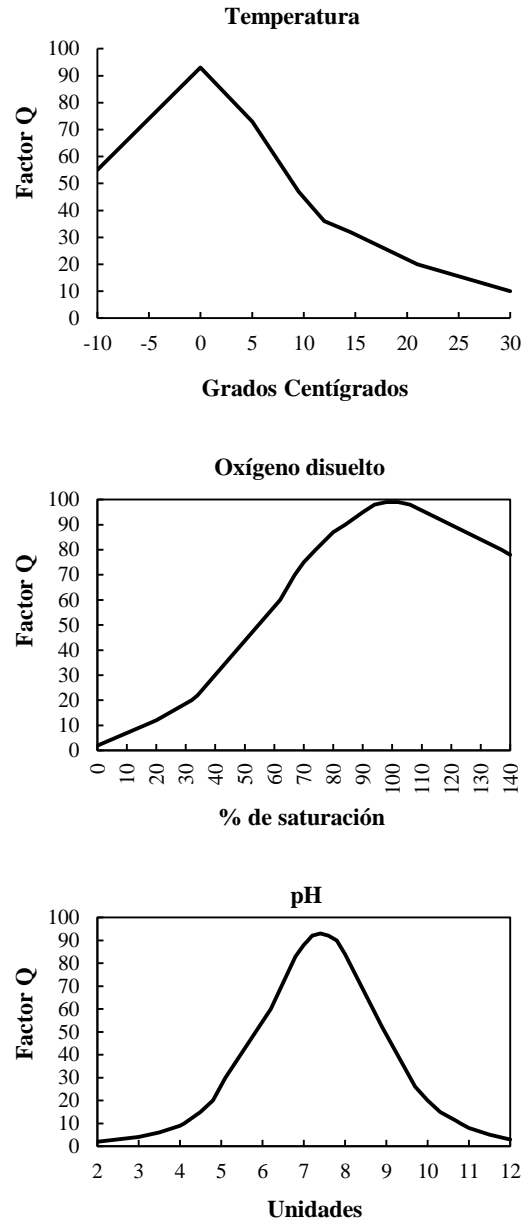


Fig. 12. Curvas para determinar el factor Q. El valor medido del parámetro de calidad del agua se compara en la gráfica y se determina el valor del factor Q

7 Conclusiones y discusiones

Actualmente, existen varios modelos propuestos para el análisis de la calidad del agua. Estos modelos presentan ciertos inconvenientes que impiden la correcta evaluación e integración de los parámetros involucrados en el ecosistema del camarón. Para resolver estos problemas, el presente trabajo propuso el uso de técnicas de inteligencia artificial para elevar la eficiencia de la evaluación de la calidad del agua.

Por una parte, el IWQI propuesto permite determinar con más efectividad el estado inmediato de la calidad del agua, debido a que analiza las situaciones potencialmente peligrosas, reflejándose en el resultado de la evaluación. El tratamiento de la información mediante procesos de razonamiento no ha sido implementado en la actualidad por ningún otro modelo de agua salada, por lo que la exactitud del modelo propuesto se ve reflejada en la evaluación de la calidad del agua.

Los resultados de pruebas realizadas entre nuestros modelos y los índices propuestos por la NFS y la CCME muestran un mejor análisis por parte del IWQI y HWQI, debido a que las situaciones no óptimas para el organismo son procesadas e integradas en el resultado final mediante el proceso de razonamiento desarrollado.

Asimismo, se planteó la idea de realizar análisis temporales de calidad del agua, debido a que los actuales modelos de calidad del agua solamente analizan valores que se miden de forma inmediata, y no generan un diagnóstico del estado que la calidad del agua en periodos establecidos de tiempo. Esto permite observar la importancia del desarrollo del índice HWQI y la solución a una de las problemáticas que aqueja a la acuicultura del camarón; la calidad del agua.

El HWQI es empleado para estimar el estado de la calidad del agua en el ecosistema derivado de los comportamientos generados a lo largo del día. Asimismo, el índice HWQI representa el estrés global que se presentó durante periodos de tiempo en el cuerpo de agua, tomando en cuenta factores como el antropogénico y el natural. Aunque en este trabajo se analizaron periodos de un día, no existe restricción alguna para emplear el HWQI por periodos diferentes de

tiempo. El aspecto más relevante en este trabajo es remarcar la metodología aplicada en el desarrollo de los índices.

Actualmente existe una gran variedad de modelos de predicción de la calidad del agua. Sin embargo, ninguno ha sido diseñado específicamente para el caso de la camaricultura. Estos modelos sirvieron de base para la elaboración del índice PWQI, no obstante, el desarrollo de este índice representa un gran avance para el área de la acuicultura, debido a que permitirá prevenir situaciones de crisis que puedan poner en riesgo la calidad de crecimiento, reproducción o incluso la supervivencia del organismo. Los resultados obtenidos con el modelo de predicción propuesto muestran que éste funciona adecuadamente y con gran precisión, lo cual permitirá ser de gran ayuda en la prevención de futuras crisis en el cultivo de los camarones peneidos.

Anexo 1

Aquí presentamos el índice de la calidad del agua de acuerdo a *Canadian Council of Ministers of the Environment*.

El porcentaje del número de parámetros que presentan valores fuera de rango se calcula como:

$$F_1 = \frac{\text{Número de parámetros fallidos}}{\text{Número total de parámetros}} \times 100$$

El porcentaje de pruebas individuales que están fuera de rango se calcula como:

$$F_2 = \frac{\text{Número total de pruebas fallidas}}{\text{Número total de parámetros}} \times 100$$

Cuando el valor no se exceda el límite:

$$excursion_i = \frac{\text{Límite}_i}{\text{Valor fuera de rango}_i} - 1$$

Cuando el valor no caiga por debajo del límite:

$$excursion_i = \frac{\text{Valor fuera de rango}}{\text{Límite}_i} - 1$$

Suma normalizada de excursions (*nse*):

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n excursion_i}{number\ of\ test}$$

Función asintótica de escalamiento [0, 100]:

$$F_3 = \frac{nse}{0.01nse + 0.01}$$

Cálculo de CCME:

$$CCME = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$$

Referencias

- [ABS] Australian Bureau of Statistics. 2003. A Guide to Interpreting Time Series –Monitoring Trends.
- Arredondo, J.L. & Ponce, J.T. (1998). *Calidad Del Agua en Acuicultura*. México, DF: AGT Editor.
- Becerra, M.I.S., Iano, Y., & Tarumoto, M.H. (2008). Evaluating some Yule-Walker Methods with the maximum-likelihood estimator for the spectral ARMA model. *Tendências em Matemática Aplicada e Computacional* 9(2), 175–184.
- Bell, T.A. (1992). Principles of shrimp culture chemotherapy. *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. Baton Rouge, Louisiana, 227–237.
- Bishoi, B., Prakash, A., & Jain, V.K. (2009). A Comparative Study of Air Quality Index Based on Factor Analysis and US-EPA Methods for an Urban Environment. *Aerosol and Air Quality Research*, 9(1), 1–17.
- Boyd, C. (1989). *Water Quality Management and Aeration in Shrimp Farming* (Fisheries and allied aquaculture departmental. Series N° 2). Auburn, Alabama: Alabama Agricultural Experiments Stations.
- Boyd, C.E. & Musig, Y. (1992). Shrimp pond effluents: observations of the nature of the problem on commercial farms. *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. Baton Rouge, Louisiana, 195–197.
- Brockwell, P.J. & Davis, R.A. (1996). *Introduction to Time Series and Forecasting*. New York: Springer.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2007). An assessment of the application and testing of the water quality index of the Canadian Council of Ministers of the Environment for selected water bodies in Atlantic Canada. National indicators and reporting office. Retrieved from <http://www.ec.gc.ca/soer-ree/N>.
- Chatfield, C. (2004). *The Analysis of Time Series: An Introduction* (6th edition). Boca Raton, FL: Chapman & Hall/CRC.
- Chien, Y. (1992). Water quality requirements and management for marine shrimp culture. *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. Baton Rouge, LA, 144–156.
- Chow, M.Y. (1997). *Methodologies of using neural network and fuzzy logic technologies for motor incipient fault detection*. Singapore: World Scientific.
- Centro de Investigaciones Biológicas. [Accessed in August, 2007]. Retrieved from www.cibnor.mx
- de la Fuente, D. & García, D.F. (1988). Modelado de series temporales con métodos en bloque y recursivos. Desarrollo de estimadores y predictores adaptativos. *Questiío* 12(3), 281–313.
- Dijkhof, W. & Wensik, E. (2000). Small sample statistics of the Yule-Walker method for autoregressive parameter estimation. *10th European Signal Processing Conference*. Tampere, Finlande, 1277–1280.
- Ferreira, N.C., Bonetti, C., & Seiffert, W.Q. (2011). Hydrological and Water Quality Indices as management tools in marine shrimp culture. *Aquaculture*, 318 (3-4), 425–433.
- Fontenot, Q., Bonvillain, C., Kilgen, M., & Boopathy, R. (2007). Effects of temperature, salinity, and carbon: nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. *Bioresource Technology*, 98(9), 1700–1703.
- Gutiérrez, J.D., Riss, W., & Ospina, R. (2004). Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la sabana de Bogotá-Colombia. *Caldasia*, 26(1), 161–172.
- Gutiérrez, J.D., Riss, W., & Ospina, R. (2006). Bioindicación de la Calidad del Agua en la Sabana de Bogotá–Colombia, Mediante la Utilización de la Lógica Difusa Neuroadaptativa como Herramienta. *Caldasia*, 28(1), 45– 56.
- Hernández-Ayón, J.M., Zirino, A., Marinone, S.G., Canino-Herrera, R., & Galindo-Bect, M.S. (2003). PH-density relationship in seawater. *Ciencias Marinas*, 29(4), 497–508.
- Hirono, Y. (1992). Current practices of water quality management in shrimp farming and their limitations. *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farmin.*, Baton Rouge, LA.

22. **Instituto Nacional de Ecología (2000).** *La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México.*
23. **Kenneth, H. (1998).** Water Quality Prediction and Probability Network Models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(7), 1150–1158.
24. **Kenney, J.F. & Keeping, E.S. (1954).** *Mathematics of statistics* (3rd ed.). New York: Van Nostrand Company.
25. **Li, Y., Li, J., & Wang, O. (2006).** The effects of dissolved oxygen concentration and stocking density on growth and non-specific immunity factors in Chinese shrimp, *Fenneropenaeus chinensis*. *Aquaculture*, 256(1), 608–616.
26. **Lin, J.Y., Cheng, C.T., & Chau, K.W. (2006).** Using support vector machines for long-term discharge prediction. *Hydrological Sciences Journal*, 51(4), 599–612.
27. **Martínez, L.R. (1999).** *Cultivo de Camarones Peneidos, principios y prácticas.* México, D.F.: AGT Editor.
28. **Muttil, N. & Chau, K.N. (2006).** Neural network and genetic programming for modeling coastal algal blooms. *International Journal of Environment Pollution*, 28(3-4), 223–238.
29. **NSF International.** [Accessed August 2007]. Retrieved from <http://www.nsf.org>.
30. **Ocampo-Duque, W., Ferré-Huguet, N., Domingo, J.L., & Schuhmacher, M. (2006).** Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study. *Environment International*, 32(6), 733–742.
31. **Páez, F. 2001.** Camaronicultura y Medio Ambiente, Instituto de Ciencias del mar y Limnología, UNAM, México 271-298.
32. **Riss, W., Ospina, R., & Rodríguez, J.D. (2002).** Establecimiento de Valores de Bioindicación para Macroinvertebrados Acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia*, 24(1), 135–156.
33. **Que Establece los Límites Máximos Permisibles de Contaminantes en las Descargas de Aguas Residuales en Aguas y Bienes Nacionales, NOM-001-ECOL-1996.**
34. **Shumway, R.H., & Stoffer, D.S. (2000).** *Time Series Analysis and Its Applications.* New York: Springer.
35. **Soler, V. (2007).** *Lógica Difusa Aplicada a Conjuntos Imbalanceados: Aplicación a la Detección del Síndrome de Down,* Universitat Autònoma de Barcelona, Tesis Doctoral, Barcelona, España.
36. **Yáñez-Marquez, C., López-Yáñez, I., Saenz, G. (2008).** Analysis and prediction of air quality data with the gamma classifier. *Progress in Pattern Recognition, Image Analysis and Applications. Lecture Notes in Computer Science*, 5197, 651–658.



José Juan Carbajal Hernández es egresado del Doctorado en Ciencias de la Computación del Centro de Investigación en Computación – IPN. Actualmente en miembro del Sistema Nacional de Investigadores del CONACyt, México. Sus actuales líneas de interés incluyen Reconocimiento de Patrones, Lógica Difusa, Redes Neuronales y Selección de Prototipos.



Luis Pastor Sánchez Fernández es egresado del Doctorado en Ciencias Técnicas del Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría de la Habana, Cuba en 1998, Actualmente trabaja como investigador titular de tiempo completo en el Centro de investigación en Computación – IPN y es miembro del Sistema Nacional de Investigadores del CONACyt, México. Sus actuales líneas de interés incluyen Instrumentación Virtual, Procesamiento de Señales y Reconocimiento de Patrones, Redes Neuronales y Teoría de Control.

Article received on 23/03/2012; accepted on 02/03/2013.