A photograph of a waterfall cascading down a rocky cliff into a pool of water, surrounded by dense tropical vegetation and large green leaves in the foreground.

## Capítulo IV

---

### **ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS ÍNDICES DE CALIDAD (ICAs) Y DE LOS ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN (ICOs) DEL AGUA**

## CAPÍTULO IV

### ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS ÍNDICES DE CALIDAD (ICAs) Y DE LOS ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN (ICOs) DEL AGUA

#### TABLA DE CONTENIDO

<b>4.1. Procedimiento General y Elementos de Cálculo de los ICAs e ICOs</b>	<b>119</b>
4.1.1. Selección De Variable	119
4.1.1.1. Composición En Cuanto A Las Variables	120
4.1.1.2. Análisis Multivariado De Similitud Entre Los Índices De Acuerdo A La Composición De Sus Variables.	122
Figura. 4.4. Procesos Indicados Por Cada Grupo De Índices	124
4.1.2. Determinación De Funciones De Calidad (Curvas) Para Cada Variable (Subíndices).	124
4.1.3. Asignación De Pesos A Cada Subíndice (Ponderación)	126
4.1.4. El Cálculo Agregado Del Índice A Partir De Los Subíndices	127
4.1.4.1. Formulaciones	127
4.1.5. Escalas De Clasificación	130
<b>4.2. Aplicaciones</b>	<b>130</b>
4.2.1. Caso 1: Valores De Referencia NSF Y Ciénaga De Ayapel	131
4.2.1.1. Conjunto de Datos	131
4.2.1.2. Resultados caso 1	131
4.2.2. Caso 2: Análisis del Comportamiento de los Índices de Acuerdo con la Legislación Colombiana.	134
<b>4.3. Síntesis</b>	<b>137</b>
<b>4.4. Consideraciones Finales</b>	<b>138</b>
<b>REFERENCIAS</b>	<b>139</b>



## CAPÍTULO IV

### ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS ÍNDICES DE CALIDAD (ICAs) Y DE LOS ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN (ICOs) DEL AGUA

#### 4.1. Procedimiento General y Elementos de Cálculo de los ICAs e ICOs

El factor común de los índices tratados en el capítulo anterior, está en su estructura de cálculo, la cual se basa principalmente en el seguimiento consecutivo de 4 pasos, como lo son:

- Selección de Variables
- La determinación de Funciones de Calidad (curvas) o de su correspondiente ecuación de regresión para cada variable, entendidos como Subíndices
- Asignación de Pesos a Cada Subíndice (Ponderación)
- Y finalmente, el cálculo agregado del índice a partir de los Subíndices, por medio de una expresión Matemática

A continuación, se analiza sobre la base de los índices mencionados en el capítulo anterior, cada uno de estos procedimientos.

##### 4.1.1. Selección De Variables

La selección de los Variable ha estado marcada, desde sus inicios, por la apreciación de expertos, agencias o entidades gubernamentales, que son las que determinan en el ámbito legislativo su importancia al establecerlos como estándares de calidad de agua.

A este respecto, Dunnette (1979) recomienda seleccionar las variables de las 5 categorías más comúnmente reconocidas como son: (1) Nivel de oxígeno, (2) eutrofización, (3) Aspectos de Salud, (4) Características físicas y (5) Sustancias disueltas. A partir de estas categorías, se escogen las variables, que de acuerdo a los expertos, mejor las representan. Un ejemplo de ellas se aprecia en la tabla 4.1.

**Tabla 4.1. Variables Incluidas En Las Categorías Propuestas Por Dunnet (1979)**

Categorías	Variables que las Representan
1. Nivel de Oxígeno	Oxígeno Disuelto en mg/l o Porcentaje de Saturación. DBO, DOO.
2. Eutrofización	Nitritos, Nitratos, Ortofosfatos
3. Aspectos de Salud	Coliformes totales y Fecales
4. Características Físicas	Temperatura, Transparencia, Sólidos Totales
5. Sustancias Disueltas	Conductividad, Sólidos Totales, Disueltos y Suspendidos. pH.

En este aspecto, es usual que la escogencia de Variable y en general el diseño de un ICA o un ICO, se dé a partir de la metodología Delphi, que de acuerdo con Dinius (1987), es la más comúnmente usada para el diseño de índices de calidad de agua. Como se mencionó en apartados anteriores, este método fue originalmente diseñado por la Rand Corporation (Helmer and Rescher, 1959; Dalkey and Helmer, 1963) y se constituye como una estrategia efectiva para la integración de opiniones de expertos,

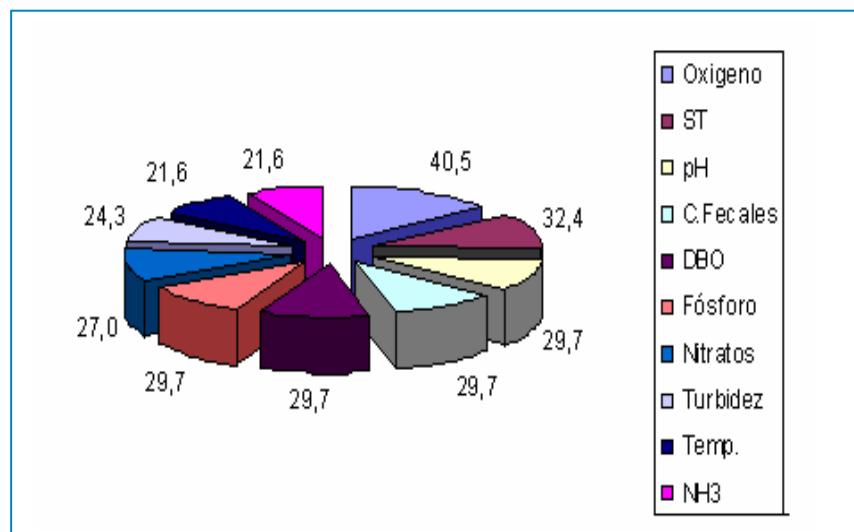
sin la desventaja que presenta el proceso de comité, por lo que este último ha sido comúnmente eliminado.

El procedimiento general en la metodología Delphi, se da por la escogencia y la conformación de un panel de expertos tales como: representantes de agencias regulatorias, académicos y otros que puedan tener relación con la calidad del agua. Dichos expertos no son informados de la identidad de los demás miembros del grupo. Adicionalmente, éstos mantienen comunicación telefónica o por correo electrónico, sólo en casos necesarios con el líder de diseño de la estrategia. Este líder comunica a los expertos sobre los resultados obtenidos después de cada sesión, para mantener la retroalimentación. De esta manera, se avanza en sesiones de trabajo sucesivas a través del desarrollo de cuestionarios.

Comúnmente, los cuestionarios toman conceptos sobre: (1) cuáles de los contaminantes deben ser incluidos en el índice, y (2) la relación entre la cantidad de estos contaminantes en el agua y el resultado de los niveles de contaminación. El enfoque principal puede estar dado en el establecimiento de estándares de calidad y en la construcción de un sistema indicador a partir de ellos, sin embargo, el panel puede evaluar la importancia de los contaminantes originales y sugerir cambios en ellos.

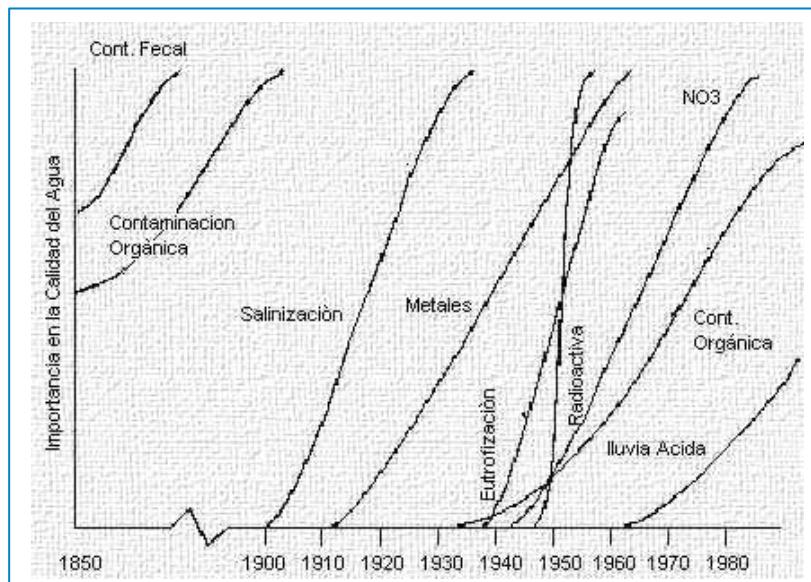
#### 4.1.1.1. Composición En Cuanto A Las Variables

En cuanto a los índices descritos se observa que éstos abarcan 35 variables, de los cuales, el que más comúnmente es tenido en cuenta (en casi el 50% de los casos) es el oxígeno disuelto, que se combina frecuentemente con los sólidos totales, el pH, Coliformes fecales, DBO, Fósforo Total y Ortofosfatos, Nitratos; dichas variables son consideradas por lo menos en una tercera parte de los índices; importancia similar alcanza la turbidez, la temperatura y el amonio (Figura 4.1.).



**Fig. 4.1. Composición Porcentual De Las Variables Incluidos En Los Índices Estudiados**

Aparentemente, en un principio la tendencia en la escogencia de los Variable constituyentes de los primeros índices, estuvo enfocada en conocer más el efecto de las cargas orgánicas en la calidad del agua, por lo que se dejaron de lado otros procesos de igual o mayor importancia. Lo anterior puede soportarse sobre la base del tipo de contaminación existente en los años 60 y 70 en los países industrializados como se evidencia en la Figura 4.2., y la subsecuente evolución de la contaminación.



**Figura 4.2. Aspectos De La “Dinámica” De La Calidad Del Agua Y Su Secuencia En Países Industrializados**  
 (Tomado y Traducido de: UNESCO/WHO/UNEP, 1992)

Para nuestros días es notorio como el desarrollo de los índices tiene en cuenta otros procesos, como la contaminación por detergentes, agroquímicos y el efecto de éstos y los demás factores en la diversidad y composición de las especies, aunado a la afección que ellos tienen en procesos bioecológicos como la producción y respiración de los organismos. Igual importancia en este aspecto, se le ha dado al proceso de la Demanda Química de Oxígeno.

En adición a lo anterior, es reconocible que como punto de partida importante para la escogencia de las variables, se debe conocer la calidad del agua de los cursos río contaminados, con el objeto de conocer la influencia de las condiciones geológicas, biológicas y climatológicas.

Para preservar la calidad de los ambientes acuáticos se deben tratar de mantener el equilibrio natural. Este conocimiento es necesario para valorar las posibilidades de uso y detectar futuros impactos humanos, al tiempo que sirve como “un control” para la comparación con condiciones en sitios que se ven afectados por la intervención antrópica.

#### 4.1.1.2. Análisis Multivariado De Similitud Entre Los Índices De Acuerdo A La Composición De Sus Variables.

Con el fin de determinar las asociaciones a nivel de la similitud que tienen los índices estudiados en cuanto a su relación con la composición de sus Variable, se realizó un análisis multivariado de clasificación aglomerativo, jerárquico, politético de agrupación promedio, basado en el índice de similitud de Sorense-Dice (1948) (Fig. 4.3.).

Este tipo de análisis demuestra el grado de asociación entre índices en una escala de 0 a 1. Para su lectura, se debe tener en cuenta un nivel de similitud de 60%, como límite para determinar similitudes importantes. Bajo esta referencia, se puede estimar cuáles de los índices agrupados o asociados por el análisis, serían 60% más parecidos que diferentes.

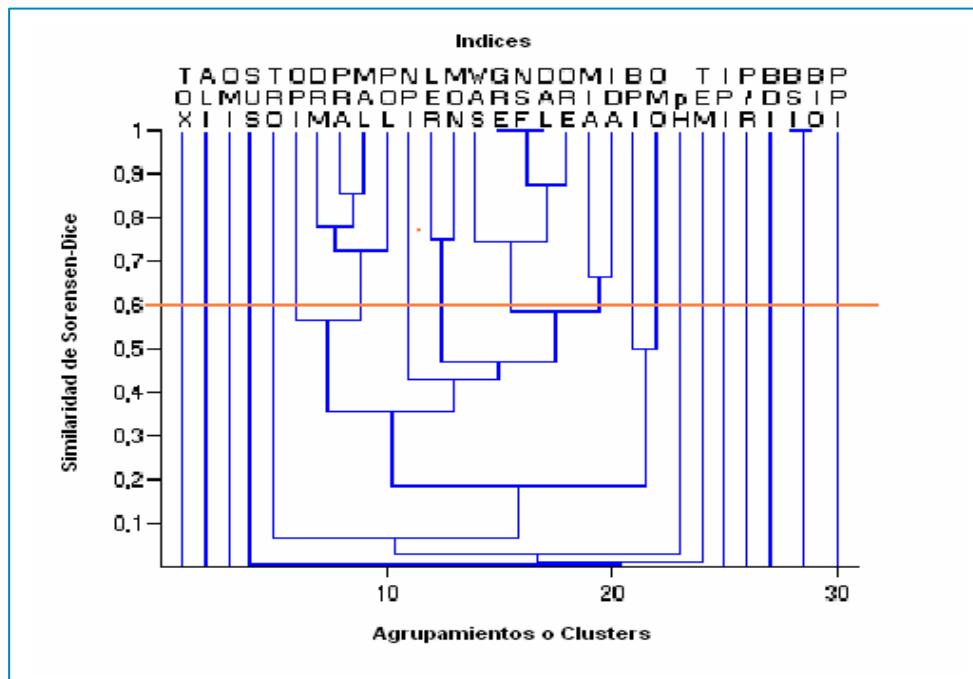


Figura. 4.3. Dendrograma De Los ICAS Según Sorense-Dice (1948)

De acuerdo con este dendrograma, se observa que existe un grupo de gran asociación, conformado por los siguientes subgrupos los cuales se listan de mayor a menor similitud:

- **Grupo A:**

Greensboro (Brown *et al.*, 1970; Landwehr, 1974), NSF (Brown *et al.*, 1970) y Dalmatia (Stambuk-Giljanovc, 1999) (100% idénticos), con el índice de Oregon (Cude, 2001) (87%) y a su vez asociados con el índice de Washington (Hallock, 1990) (75%). Este grupo está ligado con el índice para Valle de Miami (WEP,

1996) e Idaho (Said *et al.*, 2002) a la altura del 58%; entre ellos son destacables las variables involucradas en la descomposición de la materia orgánica.

- **Grupo B:**

Índice de León (León, 1998) e índice de Montoya (Montoya, 1997) (75%). Ambos son mexicanos y manejan entre 15 y 18 variables y clasifican el agua en los mismos usos.

- **Grupo C:**

Prati (Prati, 1971) y Malasia (85%), con DRM (Kahler-Royer, 1999) (78%) unidos al índice utilizado en Polonia (Raczynska *et al.*, 2000) a nivel del 72% de similitud. El siguiente agrupamiento se asocia con el índice Orgánico de Contaminación (OPI) de la estrategia AMOEBA (de Zwart, 1995) al 58%; su asociación se debe a Variable como la DBO, la DQO y el amonio. Este último se liga a los grupos A y B (similitud 36%), por Variable como el oxígeno, el pH y los sólidos.

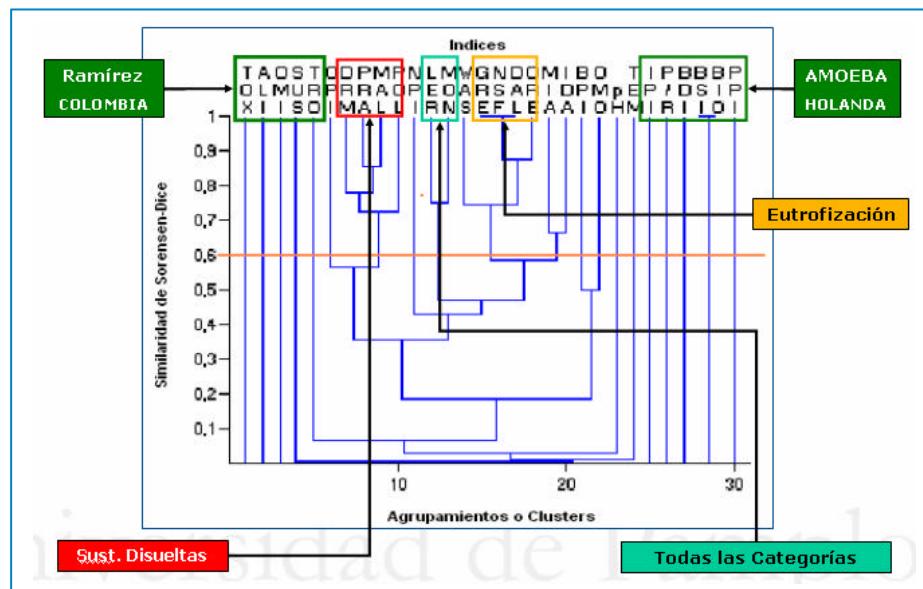
Los demás grupos no tienen similitudes significativas. Esto demuestra que ellos se componen de Variable muy diferentes. Allí están BPI (de Zwart, 1995) con ICOMO (Ramírez y Viña, 1999) (49% de similitud), que se unen en un 18% de similitud con los grupos anteriores.

En cuanto a índices completamente disímiles a los anteriores y entre ellos, de izquierda a derecha se hallan: ICOTOX (Índice de Toxicidad), ICOALIs (Índices de contaminación que involucran Hidrocarburos Alifáticos y Aromáticos), ICOMI (Índice de Contaminación por Mineralización), ICOSUS (Índice de Contaminación por Sólidos Suspendidos) e ICOTRO (Índice de Contaminación por Trofia), ICOOpH (Índice de Contaminación por pH), ICOTEMP (Índice de Contaminación por Temperatura) todos propuestos por Ramírez y Viña (1997) y Ramírez *et al.*, (1999), IPI (Contaminación Industrial), P/R (Contaminación por Producción Respiración), BDI (Contaminación sobre la diversidad), BSI (Saprobio), ICOBIO (Contaminación sobre la biota) y PPI (Contaminación por Pesticidas) propuestos por de Zwart (1995) (excepto ICOBIO, Ramírez et. al. 1999). Esto demuestra que los índices de ambas propuestas (Ramírez *et al.* 1999 y estrategia AMOEBA, de Zwart, 1995), son complementarios entre sí, ya que desagregan convenientemente los diferentes tipos de contaminación. Estos índices permiten estudiar problemas particulares y evitan que problemas ambientales de contaminación queden enmascarados por otras variables.

Anexo a lo anterior, es posible también observar en el dendrograma resultado de este análisis multivariado, como los índices se agrupan de acuerdo a las categorías y procesos que pretenden señalar.

Tal hecho es apreciable en la figura 4.4., en donde es notorio que los índices de contaminación (Ramírez y Viña, 1999; de Zwart, 1995) se agrupan en los extremos (recuadro verde); los índices DRM, Prati, Malasia y Polonia (recuadro rojo) se agrupan en razón a las sustancias disueltas; los índices de Montoya y Lerma Chapala (León) en recuadro verde claro, señalan todas las categorías, y finalmente NSF, Greensboro,

Dalmatia y Oregon (en recuadro amarillo) tienen como proceso de indicación común la eutrofización.



**Figura. 4.4. Procesos Indicados Por Cada Grupo De Índices**

De acuerdo con Ramírez y Viña (1999) y Behar *et al.* (1997), es importante tener en cuenta cómo algunas de las variables incluidas en los índices, pueden merecer cierto cuestionamiento como es el caso de la temperatura, que se modifica de manera natural con la altitud y las épocas climáticas. En este caso se debe tener en cuenta la diferencia de temperatura que pueda ser causada por un vertimiento. De otra parte, igual consideración se debe hacer con sustancias que involucran valoraciones subjetivas como el olor y la apariencia.

Aspectos como éste han sido objeto de consideración y controversia por autores como Smith *et al.* 2002 y Curtis (2002), quienes desde puntos de vista opuestos determinan la importancia de la claridad del agua. Smith (2002), establece la claridad como medida de la percepción visual del cuerpo de agua, y considera que es una variable parámetro de las más importantes en el diseño de un ICA, para efectos de recreación humana y nado. Por su parte, Cude (2002) menciona que este parámetro puede estar subrogado a los sólidos totales, y en ese caso la turbidez sería una medida más conveniente y directa de la claridad.

#### 4.1.2. Determinación De Funciones De Calidad (Curvas) Para Cada Variable (Subíndices).

En cuanto a las funciones de calidad comúnmente entendidas como curvas de calidad, cabe destacar que, las variables son expresadas en diferentes unidades (mg/L, %Saturación, conteos/volumen, etc.), lo que hace imposible en primera instancia, su

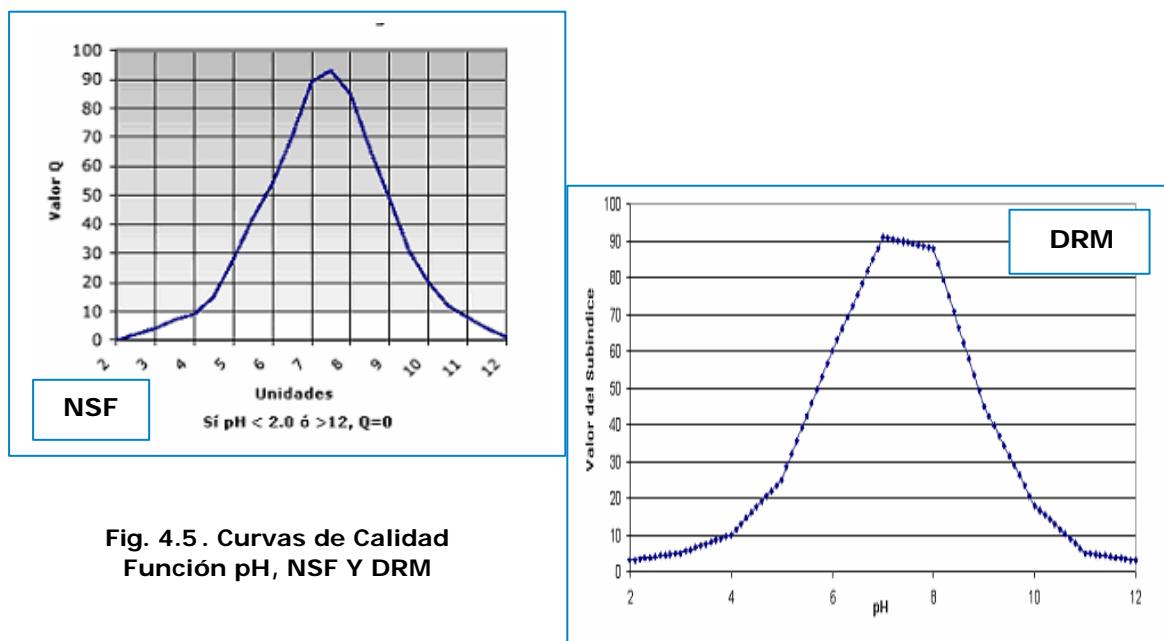
agregación. Como consecuencia de esto, se busca transformar las variables a una misma escala adimensional, para lo cual se establecen dichas funciones.

Desde la metodología Delphi, es notorio que el cálculo de cada función para cada variable en un índice de calidad de agua requiere de 3 pasos: (1) combinar las evaluaciones de los expertos en cada sesión en un único subíndice para los usos propuestos (abastecimiento público, recreación, pesca, agricultura, industrial, etc.); (2) combinar estos subíndices en un único índice de uso general; y (3) establecer una única función para cada subíndice.

Los tres procedimientos anteriores igualmente requieren de: (a) el cálculo del promedio de las evaluaciones de los expertos de cada contaminante para cada uso, (b) la conversión de este promedio respecto de la importancia del peso de la variable en cada uso, y (c) del uso de estos pesos para combinar los subíndices de los usos propuestos en un índice de uso general.

Las curvas generalizadas para cada variable son muy comunes en la literatura y han sido basadas en la importancia que tienen en sistemas de agua dulce (Brown *et al.*, 1970; Stojda *et al.*, 1985; House, 1989; Cude, 2001). Sin embargo, la mayoría de estas curvas presentan el inconveniente de no trasladarse a ecuaciones como sí lo han considerado, por ejemplo, los índices de Oregon, River Phisiochemical Index (RPI) y los propuestos por Ramírez *et al.* (1999). Es destacable, que las ecuaciones de regresión son de suma importancia en la medida que facilitan el cálculo de los índices; pues, de otra manera, se depende directamente de la apreciación de la gráfica, hecho que genera subjetividad a la vez que reduce la precisión en la estimación del índice. Además, restringen el empleo de bases de datos y la cuantificación por la vía del computador.

Para ilustrar este caso se propone calcular un valor del pH de 2,8 de las siguientes 2 curvas provenientes de los índices NSF y Des Moines WQI (Figura 4.5.):



Como es observable a partir de estas funciones, tan sólo se podría decir que el valor Q o valor de calidad se halla en ambos casos cercano a 5, lo que dificulta mucho estimar un valor exacto. En caso contrario, al calcular por las ecuaciones que brindan OWQI (Cude, 2001) y el índice de pH de Ramírez y Viña (1999), se obtienen los siguientes valores:

- OWQIpH (escala 1-100 de calidad): 10,0
- pH Ramírez y Viña (escala 0-1 de contaminación): 0,99
- pH Ramírez y Viña (escala 0-100 de calidad): 0,01

Es importante anotar que, en algunos casos para el desarrollo de muchas de las curvas, se ha tenido en cuenta una función matemática parsimoniosa, es decir, una función que cambia de manera gradual y no abrupta, en consideración a su tendencia, sin que la simplificación de los datos cause una distorsión del índice (Dinius, 1987).

En el caso común del Oxígeno Disuelto, se ha tenido la tendencia de ser expresado como una función lineal (Ej.  $Q_D = 0,82OD + 10,56$  en: Dinius, 1987). Igualmente, muchas de las funciones de la mayoría de los subíndices presentados, son aproximadamente lineales al transformarse en escalas logarítmicas en ambos ejes, lo que les da una mayor ventaja matemática. Otras variables son mejor expresadas como funciones exponenciales de base 10.

#### **4.1.3. Asignación De Pesos A Cada Subíndice (Ponderación)**

En el diseño de sistemas de indicación de calidad del agua, la asignación de pesos (ponderación) de cada variable, tiene que ver mucho con la importancia de los usos pretendidos y la incidencia de cada variable en él (Tabla 4.2.).

**Tabla 4.2. Comparación De Los Factores De Ponderación De 3 Índices**

Parámetro/Factor	NSF	DRM	Dinius	Parámetro/Factor	NSF	DRM	Dinius
Oxígeno Disuelto	0,17	0,21	0,109	Turbidez	0,08	0,11	--
Coliformes Fecales	0,16	--	0,116	Sólidos Totales	0,07	0,10	--
Coliformes Totales	--	--	0,090	Nitrógeno amoniacal	--	0,17	--
pH	0,11	0,14	0,221	Conductividad Específica	--	--	0,079
DBO	0,11	0,14	0,097	Color	--	--	0,063
Cambio de T°	0,10	--	0,077	Cloro	--	--	0,074
Fosfatos Totales	0,10	--	--	Dureza	--	--	0,065
Nitratos	0,10	0,13	0,090	Alcalinidad	--	--	0,063

Para el caso del índice de Dinius (1987), se estimó un valor de importancia para cada una de ellas, entre 0 (baja importancia relativa) y 5 (alta importancia relativa). Subsecuentemente, se pasaron estos valores a porcentaje o a escala 0-1 para determinar su peso dentro del conjunto de variables tenidas en cuenta. Así, al considerarse las 12 variables (tabla 4.2.), el Oxígeno disuelto obtuvo un valor entre 0 y 5 de 4,7 de importancia, y contribuyó con un 10.9% del peso o un 0,109 al total en el índice en escala 0 a 1.

Para otros casos (OWQI, Estrategia AMOEBA, Ramírez, Washington, etc.), se ha preferido dar los mismos pesos de ponderación, lo que hace que las variables tengan la misma importancia dejando de lado variables de primer y segundo orden. Lo anterior es debido, a que las variables que estos sistemas de indicación han tomado, tienen una mayor correlación estadística agregada, en la medida que reflejan el estado de los principales procesos como: estado del oxígeno, eutrofización, aspectos de salubridad y sustancias disueltas, los cuales tienen para cada uno de sus autores generadores la misma importancia a nivel de integridad ecológica.

#### **4.1.4. El Cálculo Agregado Del Índice A Partir De Los Subíndices**

Superado el paso anterior, al proceder a la agregación del índice se ha observado que la escogencia de la fórmula es un factor clave, tanto así, que muchas de las discusiones se han centrado en demostraciones de las bondades de la fórmula final, en la medida en que ésta es más o menos sensible y reduce o amplía el escalamiento. Como hecho común, es apreciable la tendencia generalizada a utilizar promedios, bien sea aritméticos o geométricos ponderados. Situaciones como éstas, han derivado en la costumbre heredada de fomentar cálculos a partir del tipo de fórmula tenida en cuenta por el precursor de todos los índices, el NSF, con ajustes medianos en el factor de ponderación de cada parámetro y en la fórmula de agregación, con la consecuente dependencia del valor Q gráfico, como en apartados subsiguientes se ilustrará con mayor amplitud.

Es importante anotar que en estudios más recientes, los casos novedosos están precisamente en este punto, en el que algunos estudios buscan mayor complejidad matemática, dadas las mejores herramientas computacionales de nuestra época, lo que a su vez ha llevado al desarrollo de fórmulas específicas para cursos de agua particulares.

##### **4.1.4.1. Formulaciones**

A continuación se lista los diferentes índices objeto de estudio (Tabla 4.3.) y se presenta de manera comparativa su número de Variable, su estructura y su fórmula de agregación.

Como se puede ver en la tabla 4.3, existen muchas formulaciones y/o ecuaciones utilizadas para el cálculo de un ICA o un ICO, al igual que ha existido marcada preferencia desde el inicio por el cálculo de una tendencia central. La gran cantidad de métodos de agregación, incluido el operador mínimo de Smith (1990), han buscado ser sensibles al cambio en las condiciones de la calidad del agua al integrar los datos disponibles y simplificar la información.

Un estudio de House (1989), llevó a cabo una revisión de diferentes formulaciones para la agregación de los subíndices y concluyó, para la época, que el promedio aritmético ponderado modificado (Stojda y Dojlido, 1983) y la suma ponderada modificada (Couillard y Lefebvre, 1985), proveen los mejores resultados para la indexación de la "calidad general del agua".

**Tabla 4-3. Número De Variable Usados Por Los Índices En Estudio**

Índice	Número de Variables	Estructura	Fórmula de Agregación	Índice	Número de Variables	Estructura	Fórmula de Agregación
<b>Índices de Calidad (ICAs)</b>				Organic Pollution Index (OPI)	5	Curvas	Ln de la Sumatoria Ponderada modificada
Bacterial Pollution Index (BPI)	1	Curvas	Lectura Directa	Oregon	7	Ecuaciones	Cuadrado de la Media Armónica
Benthic Saprobity Index (BSI)	Mínimo 30	Tabla	Promedio Porcentual	Pesticide Pollution Index (PPI)	2 a 7	Curvas	Ln de la Sumatoria Ponderada modificada
Biological Diversity Index (BDI)	Indeterminado	Tabla	Proporción	Polonia	6	Fórmulas	Cuadrado de la Media Armónica
British Columbia	Hasta 47	Fórmulas	Raíz Cuadrada de Sumatoria	Prati	8 a 13	Fórmulas	Sumatoria no Ponderada
Dalmatia	9	Curvas - Fórmulas	Proporción de 2 Sumatorias Ponderadas	Production Respiration Index	2 a 3	Diagrama	Lectura Directa
Dinius (1987)	12	Ecuaciones	Media Geométrica Ponderada	Washington	8	Ecuación	Ecuación Cuadrática
DRM	7	Curvas	Promedio Ponderado	<b>Índices de contaminación (ICOs)</b>			
Greensboro	9	Curvas	Promedio Aritmético	ICOMI (Mineralización)	3	Ecuaciones	Promedio aritmético
Idaho	5	Ecuación	Proporción Logarítmica	ICOMO (Materia orgánica)	3	Ecuaciones	Promedio aritmético
León (1998)	15	Fórmulas	Promedio Geométrico Ponderado	ICOSUS (Sólidos suspendidos)	1	Ecuación	Lectura Directa
Industrial Pollution Index (IPI)	5 a 14	Curvas	Ln de la Sumatoria Ponderada modificada	ICOTRO (Trófia)	1	Rangos	Lectura Directa
Malasia	6	Ecuaciones	Promedio Ponderado	ICOTEMP (Temperatura)	1	Ecuación	Lectura Directa
Montoya (1997)	17	Ecuaciones	Promedio Ponderado	ICO-pH (pH)	1	Ecuación	Lectura Directa
Miami River Index	7	Tabla	Sumatoria	ICOTOX (Toxicidad)	1 Tóxico por vez	Ecuaciones	Ecuaciones
Nutrient Pollution Index (NPI)	9	Curvas	Ln de la Sumatoria Ponderada modificada	ICOBIO (Biológico)	Indeterminadas	Ecuaciones	Lectura Directa
NSF	9	Curvas	Promedio Ponderado	ICOs para Hidrocarburos: ICOARO; ICOALRE; ICOALNORE -P; ICOALNORE -S ICOALTO	1 por cada índice	Ecuación	Lectura Directa

De la misma forma, el promedio geométrico ponderado ha sido ampliamente empleado bajo el criterio de su utilidad, sobre todo cuando existe una gran variabilidad entre las variables en la muestra. De acuerdo con la literatura se asegura que este método proporciona anotaciones más bajas que la aritmética.

Igualmente, cuando las muestras tienen gran variabilidad o donde es importante tener en cuenta valores bajos, diversos autores han recomendado utilizar una media armónica o su cuadrado. De estos dos métodos, el cuadrado de la media armónica es el método más sensible en un conjunto de datos con valores bajos, que toman mayor peso en el cálculo que los valores altos. Esto asegura que los valores finales sean ponderados en favor de la protección ambiental. Este hecho es apreciable en el estudio de Richardson (1997), quien a través de la revisión de varias fórmulas de agregación reportadas en la literatura, arguye a favor de la media armónica no ponderada para el desarrollo de un índice estuarino en Australia, el cual se ilustra a continuación:

$$\frac{1}{10} \left[ \sum_{i=1}^n q_i w_i \right]^2$$

**Donde:**

n: Número de Variables

qi: Valor del Subíndice de la i-ésimo variable

Wi: Factor de Ponderación de la i-ésima variable

Un ejemplo del efecto al usar diferentes procedimientos de cálculo con medidas de tendencia central, se puede ver en la tabla 4.4., en la que se hace evidente como la media armónica es mucho más conservativa y sensible a los valores bajos que otros métodos considerados.

Los datos corresponden al valor de 8 subíndices cuyos resultados son:

10, 90, 90, 90, 90, 90, 90, 90.

**Tabla 4.4. Procedimientos Para el Cálculo de Tendencias Centrales**

Media Aritmética	Media Geométrica	Media armónica	Media armónica al Cuadrado
81	70	48	27

Esto demuestra claramente la importancia que obtiene la fórmula de agregación. Para evitar situaciones como la explícita en la anterior tabla, es conveniente que se reconsideren los procedimientos de cálculo de la fórmula final, pues la incorrecta manipulación numérica en la agregación puede terminar en la pérdida de información subyacente, y lo que puede ser más delicado, en la caída o el aumento drástico del valor final del índice en razón de la transformación.

En tiempos recientes ha sido notorio que, en este aspecto, se siguen llevando a cabo estudios que se preocupan de la comparación de formulaciones, como el de Gupa *et al.* (2003) del departamento de ingeniería civil del Instituto Indio de Tecnología, quienes realizaron una comparación de 5 índices de calidad del agua para aguas costeras (aritmético, multiplicativo, no ponderado aritmético, y el índice de Harkin). Los Variable incluidos fueron OD, DBO, T°, Sólidos Suspensidos y Turbidez; las curvas de función fueron desarrolladas de acuerdo a los estándares de calidad de agua y vida acuática de

Harbour. La comparación de los índices se llevó a cabo por el coeficiente de correlación producto-momento de Pearson. El estudio encontró que el índice que utilizó un promedio aritmético no ponderado fue superior que el que utilizó el promedio aritmético ponderado, y que el promedio multiplicativo fue menor que el no ponderado. Este estudio demostró, igualmente, cómo el promedio multiplicativo refleja mejor la calidad de aguas costeras.

#### 4.1.5. Escalas De Clasificación

Las categorías, esquemas o escalas de clasificación, son un punto de igual o mayor interés que los anteriores, pues es aquí donde finalmente el valor obtenido del índice totalizado por la fórmula de agregación es transformado en una característica que define la calidad final del agua.

A este respecto, es conveniente aclarar que tales categorías deben ser definidas con anticipación y deben tener concordancia con el desarrollo de las curvas de los subíndices, con el fin de que los sistemas puedan leerse por separado desde los subíndices y guarden armonía con el totalizado. Es decir, cada curva de cada subíndice debe haberse desarrollado con el mismo sistema de clasificación final que permita, por ejemplo, que si para el Oxígeno Disuelto el valor de calidad de 50, está en una categoría de calidad de agua media, todos los demás Variables incluidos en el índice, tengan la misma equivalencia respecto de la misma categoría (valor Q: 50 para categoría media). De otra manera, puede darse el caso de contrariedades en la clasificación final.

En la tabla 4.5., es apreciable la gran diferencia que existen en este aspecto entre diferentes índices, los cuales de acuerdo a la opinión de expertos y a los estándares manejados por diferentes agencias estatales pueden clasificar el agua de manera diferente de acuerdo al valor obtenido por la agregación final de los subíndices.

**Tabla 4.5. Escalas De Clasificación Comparativas De 3 Índices**

Escala/Índice	NSF	OWQI	DRM
<b>Excelente:</b>	<b>91-100</b>	<b>90-100</b>	<b>100-91</b>
<b>Buena:</b>	<b>71-90</b>	<b>85-89</b>	<b>90-71</b>
<b>Media:</b>	<b>51-70</b>	<b>80-84</b>	<b>70-51</b>
<b>Mala:</b>	<b>26-50</b>	<b>60-79</b>	<b>50-26</b>
<b>Muy Mala:</b>	<b>0-25</b>	<b>&lt;60</b>	<b>25-0</b>

#### 4.2. Aplicaciones

Con el fin de dar mayor claridad a la problemática expuesta en este capítulo, seguidamente se establecerán dos casos ejemplificantes, a manera de aplicaciones que demuestran el comportamiento de algunos de los índices estudiados y que confirman lo expuesto con anterioridad. Tales aplicaciones son: (1) a partir de un mismo conjunto de datos provenientes de valores de referencia del índice NSF, complementados con una estación de monitoreo en la Ciénaga de Ayapel y (2) a partir de los valores de

referencia para agua potable y vertimientos que actualmente brindan los decretos 475/85 y 1594/84 respectivamente.

#### **4.2.1. Caso 1: Valores De Referencia NSF Y Ciénaga De Ayapel**

Los valores a partir de los cuales se realizó el cálculo de los índices (tabla 4.6.), corresponden a los valores de ejemplo para el cálculo del índice NSF hallados en la tabla 3.1, del capítulo III; junto con los datos hallados en el libro Limnología Colombiana (Ramírez y Viña, 1999), pertenecientes a la estación de monitoreo A de la Ciénaga de Ayapel.

##### **4.2.1.1. Conjunto de Datos**

El conjunto de datos tenidos en cuenta para este análisis se muestran a continuación:

**Tabla 4.6. Variable Base De La Comparación Entre Índices**

Parámetro	Resultado	Unidades	Parámetro	Resultado	Unidades
Oxígeno Disuelto	82	% saturación	DQO	22,96	mg/l
Conc. Oxígeno	8,9	mg/l	Nitritos	0,09	mg/l
Coliformes Fecales	12	#/100 ml	Amonio	0,16	mg/l
pH	7,6	Unidades	Conductividad	16	uS/cm
DBO	2	mg/l	Dureza	9,2	mg/l
Cambio de T°	2,9	°C	Alcalinidad	7,2	mg/l
Temperatura	32,5	°C	Clorofila	10	Mg/l
Fosfatos Totales	0,5	mg/l PO <sub>4</sub> -P	Color	20	Unidades
Nitratos	5	mg/l NO <sub>3</sub>	Fenoles	0,5	Mg/l
Turbidez	5	NTU	Cloruros	10	Mg/l
Sólidos Suspensidos	120	mg/l	Dif. De T° (Aire-Sup)	1	°C
Sólidos Totales	150	mg/l			

##### **4.2.1.2. Resultados caso 1**

En cuanto a los resultados, se debe considerar la diferente naturaleza de unos y otros índices, por lo que se han separado de acuerdo al análisis multivariado de clasificación realizado, en tres grupos como son: (1) índice NSF y derivados; (2) Índices de la Estrategia AMOEBA y el Tercer (2) Índices de Contaminación de Ramírez *et al.* (1997, 1999)

En la tabla 4.7., se listan los valores obtenidos por el índice NSF y sus derivados con sus respectivas escalas de colores. Como es observable, la clasificación dada por cada índice difiere en buena medida entre ellos, a pesar de la similitud que existe entre los Variable que los constituyen. Es aquí donde se nota nuevamente, como la fórmula de agregación tiene gran influencia en el resultado final. A esto se suma la especificidad de estos índices para regiones determinadas como Oregon e Idaho. Este hecho puede

derivar en que se realicen valoraciones de la calidad de agua de manera equivocada, si no se es consciente de la composición de cada uno de los índices.

**Tabla 4.7. Comparación del índice NSF y sus Derivados**

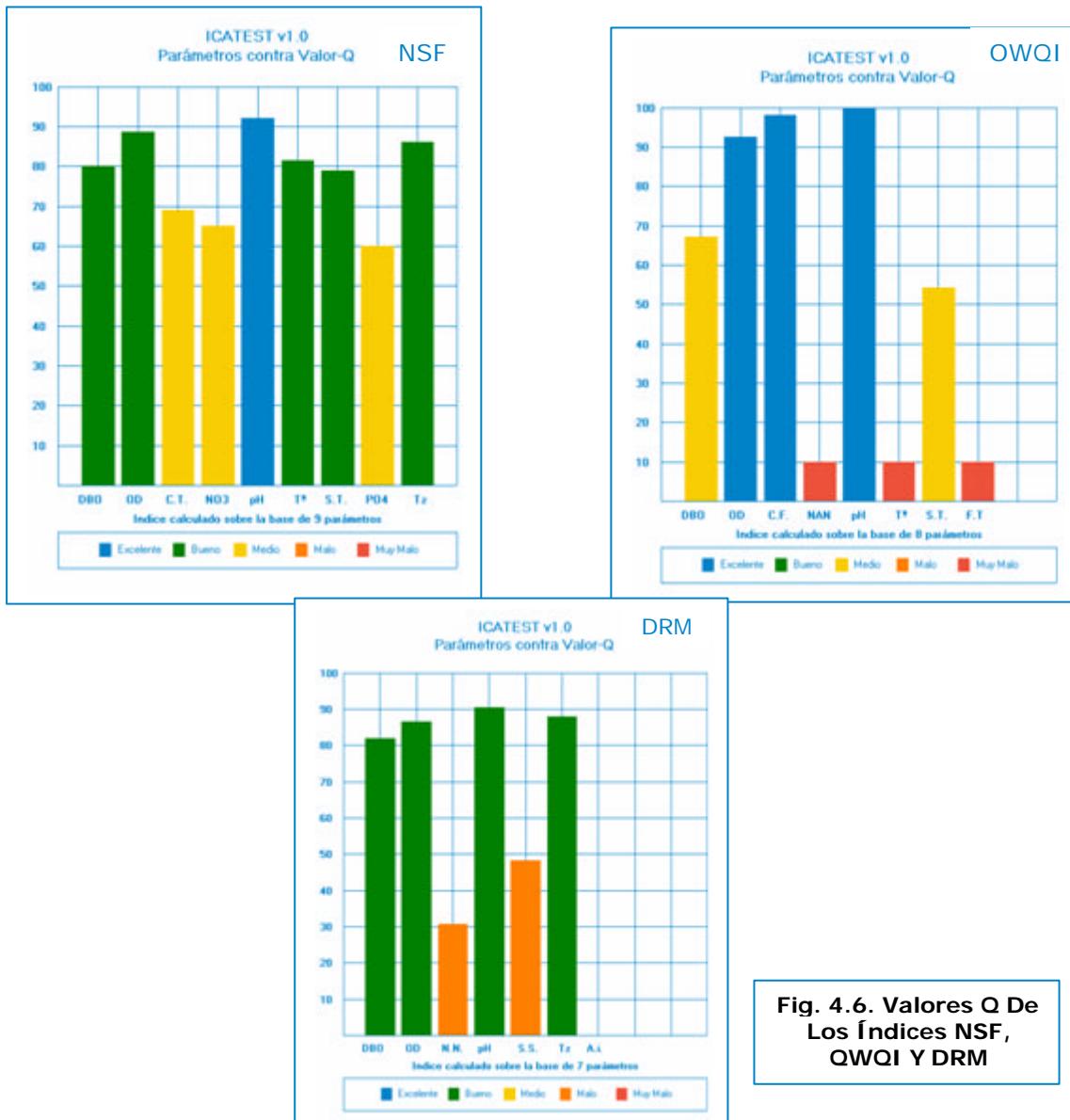
Índice	Valor	Clasificación de la Calidad del Agua	Escala de Color
NSF	78,06	Buena	Verde
Oregon	16,09	Pobre	Rojo
Idaho	1,571	Intermedia	Amarillo
DRM	60,79	Media	Amarillo
Dinius	79,52	Contaminada para Consumo Humano	Naranja
León	44,94	Fuertemente Contaminada para Consumo Humano	Rojo

Casos como éste, conducen a que los analistas se enfrenten a problemas como el observado en este ejemplo, es decir, para el índice NSF la calidad del agua es buena mas no excelente, lo que quiere significar que algunos de los Variable constituyentes del mismo se encuentran en valores de calidad que no son los adecuados. Igual sucede con el índice de Oregon, que refleja la peor calidad del agua, pero no se conocen los procesos que la causan. Es allí donde se presume que unos registros pueden tener muy buena calidad y otras muy malas.

De acuerdo con Ramírez y Viña (1999), hechos como los anteriores generan pérdida de información subyacente y conllevan a un enmascaramiento de la condición real de los cambios que se pueden suceder en un curso de agua. Para confirmar tal situación, se debe obligatoriamente retornar a la matriz de variables fisicoquímicas, lo que directamente debilita la utilidad de los ICAs.

Con el fin de subsanar esto, la medida más adecuada y consecuente, está en la verificación de los valores de calidad provenientes de cada una de las funciones de los Variable antes de someterse a la función del factor de ponderación. Así, es posible observar en la misma escala (0-100; 0-1; ó 1-0), el comportamiento de cada parámetro, como se muestra en la figura 4.6., proveniente de una salida del programa ICATEST V1.0 (Fernández *et al.*, 2003), en la que hace evidente que en el índice NSF las variables de cuidado son Coliformes Totales, Nitratos y Fosfatos que se hallan en límites medios de calidad y son responsables de que este índice no alcance valores de excelente, por lo tanto sobre estos Variable se debe centrar la atención para la toma de decisiones. Por su parte, el índice de Oregon (OWQI) presenta condiciones de calidad media para la DBO y Sólidos Totales, al tiempo que el sistema de Amonio más Nitratos junto con la Temperatura y el Fósforo total reflejan condiciones de muy mala calidad. Finalmente, el índice de DRM muestra de acuerdo a su escalamiento problemas de mala calidad en las variables de Nitratos y Sólidos Suspensidos.

Si se quisiera por tanto, tomar una decisión sobre la base de estos tres índices, una opción la constituiría centrar la atención en los puntos comunes de calidad media y mala calidad como son el sistema de nitrógeno, fósforo (eutrofización) y los sólidos totales. Sin embargo, de esta manera pueden quedar por fuera variables de importancia, por lo que se debe contrastar estos problemas con la legislación y estándares locales que soporten mejor la toma de decisiones. Como se puede ver, esto puede complejizar más la actuación ambiental que facilitarla, por lo que en ocasiones ha constituido un punto de desconfianza y demérito de los indicadores de calidad de agua.



Al continuar el análisis por medio de los indicadores propuestos por de Zwart (1995) (estrategia AMOEBA), se puede ver como tan solo en el índice de contaminación orgánica, muestra inconvenientes (Tabla 4.8.).

**TABLA 4.8 COMPARACIÓN DE LOS ÍNDICES DE LA ESTRATEGIA AMOEBA**

índice	Valor	Clasificación	Valor Objetivo
<b>BPI</b>	97,6	No contaminado	90
<b>NPI</b>	76,02	No Contaminado	70
<b>OPI</b>	30,03	Medianamente Contaminado	70

La metodología AMOEBA muestra, igualmente, que no existe inconveniente en cuanto a la contaminación por nutrientes y bacterial. Para este caso, la indicación esta en contradicción con lo hallado a partir del índice NSF y sus derivados. Cabe destacar que la fórmula de agregación en estos índices contiene factores de ponderación iguales para cada parámetro y utiliza logaritmos naturales, lo que la hace muy sensible a los valores bajos de las variables.

En cuanto a los índices de Ramírez *et al.* (1999), estos demuestran cómo tan sólo el fósforo es la causa de la eutrofización en este grupo de Variable, así como los sólidos suspendidos; situación que se acomoda más a lo explícito en el primer conjunto de índices (Tabla 4.9.).

Por lo demás, el sistema de manera individual se halla en buen estado en cuanto a la mineralización, materia orgánica, temperatura y pH. Es notable como la naturaleza de estos índices es más objetiva y consistente, además que su escala representa de mejor manera la información sobre la calidad del agua. Esto confirma la ventaja que se tiene al desagregar los tipos de contaminación, lo que permite una mejor visualización de los diferentes procesos en un sistema hídrico.

**Tabla 4.9. Comparación De Los Índices Propuestos Por Ramírez (1999)**

Índices	Valor	Grado de Contaminación	Escala de Color
ICOMI	0,000	Ninguno	■
ICOMO	0,114	Ninguno	■
ICOTRO	0,430	Eutrofia	■
ICOSUS	0,430	Medio	■
ICOTEMP	0,000	Ninguno	■
ICOPH	0,001	Ninguno	■

#### **4.2.2. Caso 2: Análisis del Comportamiento de los Índices de Acuerdo con la Legislación Colombiana .**

Con el objeto de ahondar más en la comparación entre índices se generó la tabla 4.10, en la que se reportan los valores máximos permisibles para agua potable (Decreto 475 de 1985) y vertimientos que pueden ser susceptibles de Potabilización (Decreto 1594 de 1984). Los datos faltantes fueron obtenidos de legislación internacional para los mismos usos.

A partir de los siguientes datos, se calcularon a través de ICATEST® V1.0 (Fernández *et al.*, 2003) los índices que más adelante se relacionan con sus correspondientes resultados en número, clasificación y escala de color. Se anota, que en caso de no existir escala de color para el índice propuesto originalmente, ésta fue asignada por parte de los autores, con el fin de permitir una mejor comparación.

**Tabla 4.10. Variables Base De La Comparación Entre Índices.**

Variable	Agua Potable	Vertimiento	Variable	Aqua Potable	Vertimiento
Alcalinidad (mg/l)	95	500	HCH en Agua (ug/l)	0,01	3500
Amonios (mg/l)	0,04	1	HCH en Sedimentos ug/l)	0,0095	3000
Bacterias Termo-Tolerantes (NMP/100ml)	1	2000	Nitratos ( mg/l)	9,5	18
Clorofila a (mg/l)	10	120	Nitritos + Nitratos (mg/l)	9,51	24
Cloruros (mg/l)	245	250	Nitratos +Amonio (mg/l)	9,54	19
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	0	2000	Nitrógeno Total (mg/l)	9,55	25
Coliformes Totales (NMP/100ml)	1	20000	Oxígeno Disuelto (mg/l)	7	2
Color (Unidades Pt-Co)	14	75	pH (Unidades)	6,8	9
Conductividad (micromhos/cm)	125	400	Producción (mg/l)	2	1
Cromo en Agua (mg/l)	0,0095	0,05	Promedio de Temperatura (°C)	20	30
Cromo en Sedimentos ( mg/l)	0,0097	0,052	Respiración ( mg/l)	3	5
DBO (mg/l)	0,2	30	Saturación OD %	80	28
Diferencia de Temperatura	2	11	Sólidos Suspensidos (mg/l)	120	650
DQO ( mg/l)	1	30	Sólidos Totales ( mg/l)	280	730
Dureza (mg/l)	155	250	Temperatura del Aire (°C)	26	37
Fenoles ( mg/L)	0,001	0,002	Temperatura Superficial (°C)	25	35
Fosfatos( mg/l)	0,095	0,2	Turbidez ( mg/l)	4,5	10
Fósforo Total ( mg/l)	0,17	0,5	Hg LC50 ( ug/l)	49	25

Como se observa en la tabla 4.11, a pesar de la similitud que existe entre las variables que componen estos índices, la clasificación de cada uno de ellos difiere especialmente en cuanto al agua potable. En contraste, al evaluar las aguas residuales, los valores de los índices y su clasificación son más cercanos.

**Tabla 4.11. Comparación Del Índice NSF Y Sus Derivados**

Índice	Agua Potable			Vertimiento		
	Valor	Clasificación	Escala Color	Valor	Clasificación	Escala Color
INSF	85,17	Buena	Verde	33,16	Mala	Naranja
DRM	60,17	Media	Ambar	21,39	Muy Mala	Rojo
IDAHO (0-3)	1,768	Intermedia	Ambar	0,627	Pobre	Rojo
OREGON	24,98	Pobre	Rojo	10,67	Muy Pobre	Rojo
DINIUS	76,78	Contaminada	Rojo	41,30	Fuertemente Contaminada	Rojo
LEON	82,29	Aceptable	Verde	44,42	Fuertemente Contaminada	Rojo

\*No poseen escala de Color, fue asignada para efectos comparativos

En casos como éste, se debe recordar el tipo de fórmula de agregación que cada cual utiliza y se nota cómo ella tiene gran influencia en el resultado final, lo que puede llevar a diferentes clasificaciones. Igualmente, la diferencia puede ser debida tanto a la especificidad de estos índices en concordancia con la región geográfica para la cual fueron generados, como a sus diferentes rangos de clasificación para los valores obtenidos.

Por su parte los índices de Ramírez *et al.* (1997; 1999) (Tabla 4.12.), demuestran como el nivel de fósforo es la causa de la eutrofización (ICOTRO) y la toxicidad debida al mercurio, es media (ICOTOX). Los demás índices muestran que los valores para el agua potable de manera individual corresponden a un buen estado con respecto de la Mineralización (ICOMI), Materia Orgánica (ICOMO), Sólidos Suspensos (ICOSUS), Temperatura (ICOTEMP), pH (ICOph) y diversidad de especies (ICOBIO). Para el caso de los valores de las aguas residuales, es apreciable cómo se tienen niveles de contaminación altos en la mayoría de procesos antes mencionados.

**Tabla 4.12. RAMÍREZ *et al.* (1997, 1999)**  
Escala 0 (Excelente) – 1 (Muy alta contaminación)

Índice	Agua Potable			Vertimiento		
	Valor	Contaminación	Escala Color	Valor	Contaminación	Escala Color
ICOMI	0,330	Baja	Green	1	Muy Alta	Red
ICOMO	0,067	Ninguna	Blue	0,704	Alta	Orange
ICOSUS	0,340	Baja	Green	1	Muy Alta	Red
ICOTEMP	0,000	Ninguna	Blue	0,833	Muy Alta	Red
ICPO	0,030	Ninguna	Blue	1	Muy Alta	Red
ICOBIO	0,040	Ninguna	Blue	0,057	Ninguna	Dark Blue
ICOTOX	0,549	Media	Yellow	0,837	Muy Tóxico	Red
ICOTRO	N.A*	Eutrofia	Yellow	N.A*	Hipertrofia	Red

\*N.A. No Aplica

De esta manera, se hace notable cómo la naturaleza de estos índices es más objetiva y consistente. Además, su escala representa de mejor forma la información sobre la calidad del agua. Esto confirma la ventaja que estos índices tienen: desagregar los tipos de contaminación por procesos; lo que permite una adecuada visualización de los diferentes problemas ambientales en un sistema hídrico.

La metodología AMOEBA (de Zwart, 1995) aplicada al caso en discusión (Tabla 4.13.), al igual que el sistema de índices de Ramírez (1997, 1999), permite una evaluación desagregada de la calidad del agua. Sin embargo, su aplicación muestra que para el agua potable existe un nivel medio a bajo de contaminación con relación al valor objetivo en nutrientes (NPI), contaminación orgánica (OPI) y contaminación industrial (IPI). Las excepciones son contaminación bacteriana (BPI), diversidad biológica (BSI), y Producción de Oxígeno/respiración (PRI).

En cuanto a la muestra de aguas residuales, la clasificación arroja niveles altos para los casos anteriores. Esta situación es coincidente con la de otros índices y con la tendencia general.

Es importante enfatizar que la fórmula de agregación utilizada en esta estrategia tiene un factor de ponderación de  $1/n$  y utiliza logaritmos naturales, lo que la hace más sensible a valores bajos. En la mayoría de los casos esta situación es realmente una ventaja para el análisis de la contaminación.

Tabla 4.13. Estrategia AMOEBA

Índices	Agua Potable	Acción Recomendada	Valor Objetivo	Vertimiento	Acción Recomendada
BPI	99,80	Ninguna	90	0	Revisión de Procesos Industriales
NPI	42,43	Tratamiento de Efluentes	70	20,39	Tratamiento Terciario
OPI	57,84	Tratamiento de Efluentes	70	3,81	Revisión de Procesos Industriales
IPI	17,41	Revisión de Procesos Industriales	70	7,11	Revisión de Procesos Industriales
BSI	66,70	Ninguna	60-80	3,80	Tratamiento del Vertimiento
BDI	0,847	N.A.	N.A.	3,106	N.A
PRI	70,50	Ninguna	70	10,00	Tratamiento de Efluentes

\*N.A. No Aplica

Otra de las ventajas que se hacen evidentes en la anterior tabla, además de fijar un valor objetivo (límite adecuado para garantizar los procesos ecológicos), es la acción recomendada que se hace de acuerdo al grado de contaminación, no en vano, esta estrategia se ha considerado como una evaluación holística.

#### 4.3. Síntesis

Los ICAs e ICOs, parecen ser la metodología más práctica para acercar puntos de vista lejanos como los son el de los profesionales del sector, los legisladores y la comunidad en general. Sin embargo, es notorio que la principal limitación de un gran número de los índices estudiados, está en haber sido diseñados como herramienta en la valoración general de la calidad de agua. Es decir, resumen demasiado los datos de las variables originales, además de que no valoran todos los riesgos de salubridad (a menos que consideren todos los Variable químicos, físicos y biológicos). Es por ello que existen índices que por su diseño conducen a una pérdida sustancial de información, pues por su diseño contienen menor información que la suma de los datos originales, como es el caso del NSF y sus derivados.

Sin embargo, a favor de los ICAs que presentan este problema, se tiene que pueden mostrar la variación espacial y temporal por medio de una fácil interpretación de categorías ambientales gruesas. A partir de allí, la información puede y debe ser filtrada y validada con mayor detalle por medio de la observación directa de los datos y Variable originales. Usados de esta forma, los programas de valoración de la calidad del agua y de administración de los recursos acuáticos, pueden ser llevados a cabo con mejores resultados, al tiempo que se puede asistir a los interesados y tomadores de decisiones en el establecimiento de prioridades con propósitos de gestión.

Con respecto a los índices de contaminación de Ramírez *et al.* (1997, 1999) (más apropiados para la realidad colombiana) y la estrategia AMOEBA (de Zwart, 1995), es notorio que se trata de un concepto más actual que ha evolucionado a partir de los índices de calidad de agua tradicionales con un enfoque de desagregación de las categorías de la contaminación. Este tipo de índices muestra sustanciales ventajas en comparación con los ICAs.

Igualmente, el índice de British Columbia (BCI) es un caso interesante a ser considerado, debido a los tres factores que lo componen y sus correspondientes

valores objetivos. Con este concepto de valores objetivo, los tomadores de decisiones deben preocuparse más por mejorar las condiciones ambientales que por almacenar datos. Este hecho guarda alguna relación con la estrategia AMOEBA la cual aconseja sobre las posibles acciones de control que puedan llevarse a cabo en relación con cada índice.

En cuanto a la especificidad de algunos índices, es claro que es un hecho que dificulta su comparación. Hoy en día, existe una tendencia creciente a formular índices para cursos y condiciones naturales puntuales. Esto desemboca en que el investigador que deseé hacer este tipo de comparaciones, tenga en muchos casos que referirse directamente a los valores de las variables en cada evento. Lo anterior hace pensar en la necesidad desarrollar marcos políticos mas adecuados y mejor definidos, en cuanto a los sistemas de valoración y manejo del agua que consideren las diferencias altitudinales.

Finalmente, es reconocible que a la fecha, existe dificultad en definir un único índice de calidad de agua como solución definitiva. Es admisible que tanto las valoraciones biológicas y fisicoquímicas son necesarias y no son intercambiables, en la medida que los índices hidrobiológicos muestran el grado al cual el equilibrio ecológico ha sido perturbado, entre tanto, la medida química de las concentraciones de los contaminantes es utilizada para identificar estas fuentes. Sin embargo, las instituciones, agencias, así como los investigadores en calidad de agua, deberían tratar en desarrollar un método único. En este punto es conveniente citar la observación de Curtis Cude del Laboratorio de Calidad Ambiental de Oregon: "*A pesar de los índices de calidad de agua desarrollados en Estados Unidos, no existe Un índice Nacional de la Calidad del Agua. Esto puede ser el reflejo de la variedad de propósitos y de programas de monitoreo que han sido desarrollados*" Cude (2002).

#### **4.4. Consideraciones Finales**

En razón a que los índices de calidad y de contaminación del agua están diseñados para finalmente comunicar un evento u otro a los tomadores de decisión y al público en general para efectos de control y regulación, es conveniente resaltar que las políticas y valores de la calidad de agua tienen una gama amplia de escalonamiento dependiendo del grupo de consumidores que se consideren. En cuanto al agua se tiene siempre la cantidad y su calidad (esto puede ser una dicotomía falsa); puntos que pueden ser muy delicados de tratarse. Lo anterior básicamente será lo que promoverá el interés político, la financiación y el mantenimiento de un índice de calidad de agua nacional o internacional.

En adición, se debe tener en cuenta que con tal cantidad y variedad de visiones que tienen los diferentes enfoques políticos, desarrollar un índice de calidad del agua de gran escala, debería necesariamente involucrar una amplia variedad de puntos de vista. Idear un índice, puede ser relativamente simple para una persona o grupo pequeño de individuos, pero se asume que éste estaría mal sustentado y sería de pobre receptividad. No sería posible creer, que un consorcio de científicos represente todos los enfoques geográficos y políticos de un índice, que podría necesitar de alguna manera ser involucrado en el desarrollo. Idear, concertar y mantener un índice, puede ser costoso y consumir mucho tiempo, sin embargo, es la mejor oportunidad para tener éxito en la administración y manejo del agua.

## REFERENCIAS

- Behar, R., Zúñiga, M., Rojas, O. 1997. Análisis Y Valoración Del Índice De Calidad De Agua (ICA) De La NSF: El Caso De Los Ríos Cali Y Meléndez (Cali-Colombia). En Memorias Seminario Internacional Sobre Macroinvertebrados Bentónicos Como Bioindicadores De La Calidad Del Agua. Universidad Del Valle.
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., Tozer, R. 1970. A Water Quality Index –Do We Dare?. Water And Sewage Works, October.
- Cude, C. 2001. Oregon Water Quality Index: A Tool For Evaluating Water Quality Management Effectiveness. Paper No. 99051 Of The Journal Of The American Resources Association 37(1):125-138
- Cude, C. 2002. Reply To Discussion By David G. Smith, Robert, J. Davies-Colley, And Jhon W. Nagels. "Oregon Water Quality Index: A Tool For Evaluating Water Quality Management Effectiveness". Journal Of The American Resources Association Vol. 38, No. 1, February.
- Couillard, D., Lefebvre, Y. 1985. Analysis Of Water Quality Indices. Journal Of Environmental Management 21:161-179.
- Dalkey, N., Helmer, O. 1963. An Experimental Application Of The Delphi Method To The Use Of Experts. Management Science 9:458-467.
- De Zwart, D., Trivedi., R. 1995. Manual On Water Quality Evaluation, RIMV. The Netherlands.
- Decreto 475 De 1985. Ministerio De Salud. Colombia.
- Decreto 1594 De 1984. Ministerio De Salud. Colombia
- Dinius, S. 1987. Design Of An Index Of Water Quality", Water Res. Bull., 23:5, 833-843.
- Dunnette, D. 1979. A Geographically Variable Water Quality Index Used In Oregon. Journal Of The Water Pollution Control Federation, Vol. 51, No. 1, Pages 53-61..
- Fernández, N., Solano, F., Ramos G. 2003. ICATEST V1.0. Una Herramienta Útil En La Valoración De La Calidad Del Agua. Revista Bistua. Vol. 3: 88-95. Vicerrectoría De Investigaciones. Universidad De Pamplona.
- Gupta A., Gupta S., Patil R. 2003. A Comparison Of Water Quality Indices For Coastal Water J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng. 38(11):2711-25.
- Hallock, D. 1990. Results Of The 1990 Water Quality Index Analysis. Washington. Washington Department Of Ecology.
- Helmer, O. Rescher, N. 1958. On The Epistemology Of The Inenact Sciences. Management Science 6(1).

- House, M. A. 1989. A Water Quality Index For River Management. *Journal Of The Institute Of Water & Environmental Management* 3: 336-344.
- Kahler-Royer, C. 1999. A Water Quality Index Devised For The Des Moines River In Central Iowa. Master Science Graduate Thesis. Civil Engineering (Environmental Engineering) Iowa State University Ames, Iowa.
- Landwehr, J. 1974. Water Quality Indices Application In The Kansas River Basin. EPA-907/9-74, February.
- León, L. 1991. Índice De Calidad Del Agua, ICA, Inf. # Sh-9101/01, Instituto Mexicano De Tecnología Del Agua, México, 36 P.
- Montoya, H., Contreras, C., García, V. 1997. Estudio Integral De La Calidad Del Agua En El Estado De Jalisco. Com. Nal. Agua., Geren. Reg. Lerma - Santiago. Guadalajara. 106 Pp
- Prati, L., Pavanello, R. 1971. Assesment Of Surface Water Quality By A Single Index Of Contamination. *Water Resources Research*, Vol.5, May 1971, Pp. 456-467.
- Raczynska, M., Zurawska, J. Chojnacki, C. 2000. The Problem Of Quality Assessment Of Surface Lotic Waters As Exemplified By Rivers Tywa And Rurzyca. *Electronic Journal Of Polish Agricultural Universities*. Vol 3 Issue 1. Series Fisheries.
- Ramírez, A., Restrepo, R., Cardeñosa, M., 1999. Índices De Contaminación Para Caracterización De Aguas Continentales Y Vertimientos. *Formulaciones. Ciencia Tecnología Y Futuro* 1(5): 89-99.
- Ramírez, A., Restrepo, R., Viña, G., 1997. Cuatro Índices De Contaminación Para Caracterización De Aguas Continentales. *Formulaciones Y Aplicación. Ciencia Tecnología Y Futuro* 1(3): 135 - 153.
- Ramírez, A., Viña, G., 1999. Limnología Colombiana. Aportes A Su Conocimiento Y Estadísticas De Análisis. Univ. Jorge Tadeo Lozano - Bp Exploration, Bogotá.
- Richardson, A. 1997. Development Of An Estuarine Water Quality Index (Ewqi) For New South Wales. Dissertation Submitted In Partial Fulfillment Of The Requirements For The Degree Of Batchelor Of Science (Honours), University Of Sydney. 148pp.
- Said, A., Stevens, D. Sehlkel, G. 2002. Water Quality Relationships And Evaluation Using A New Water Quality Index. Paper Submitted To: UCOWR Annual Conference "Integrated Transboundary Water Management" Tranverse City. Michigan.
- Smith, D., Davies-Colley, J. Nagels, J. 2002. Discussion: Oregon Water Quality Index: A Tool For Evaluating Water Quality Management Effectiveness. *Journal Of The American Water Resources Association*. 38(1): 313-314.
- Sorensen, T. 1948. A Method For Establishing Groups Of Equal Amplitude In Plant Sociology Based On Similarity Of Species Content. *Biol. Skr., K. Danske Vidensk. Pollution*. Vol. 1. R. A. Geyer (Eds.), Pp 797-529. Elsevier. Amsterdam
- Stambuk-Giljanovc., J. 1999. Water Quality Evaluation By Index In Dalmatia. *Wat. Res.* 33(16): 3423-3440. Elsevier Science Ltd

- Stojda A., Dojlido J., Woyciechowska J., 1985, Water Quality Assessment With Water Quality Index, Gospod. Wod. 12, 281-284.
- UNESO/WHO/UNEP, 1992. Water Quality Assessments - A Guide To Use Of Biota, Sediments And Water In Environmental Monitoring - Second Edition.
- WEP, 1996. Lower Great Miami Watershed Enhancement Program (WEP). Miami Valley River Index. <Http://www.mvrpc.org/wq/wep.htm>.

+



investigación en  
**H<sub>2</sub>O**  
calidad del agua