

Programa Observatorio Ambiental



2009

MONITOREO DE LA CALIDAD DE LOS CUERPOS
DE AGUA SUPERFICIALES DEL CANTÓN DE BELEN,
HEREDIA



Informe del monitoreo de la calidad de los
cuerpos de agua superficial del Cantón de
Belén, Heredia

DIRECTORIO

Ing. Horacio Alvarado Bogantes
Alcalde Municipalidad de Belén

Dr. Olman Segura Bonilla
Rector Universidad Nacional

Elaborado por el Laboratorio de Análisis Ambiental, Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional, con la colaboración de:

Dr. Jorge Herrera Murillo

Licda. Susana Rodríguez Román

Lic. José Félix Rojas Marín

PRESENTACIÓN

La necesidad de detectar los cambios que ocurren en el medio ambiente, causados de manera natural o por la actividad humana, se ha incrementado drásticamente en los últimos 50 años. Con el crecimiento de las fronteras urbanas, agrícola-ganaderas, forestales e industriales, hemos pasado de una época en la cual era posible localizar la fuente principal de contaminación o disturbio en un tiempo razonablemente corto, a una en la que los efectos de cambio pueden sentirse o detectarse a varios kilómetros de distancia del lugar de origen y con consecuencias significativas a través de generaciones (calentamiento global, desertificación, lluvia ácida, especies invasoras, entre otros). Las sinergias entre los factores naturales y artificiales, autóctonos o externos, o entre los bióticos y abióticos, hacen necesarios la existencia de programas de monitoreo ecológico basados en criterios definidos de planeación, ejecución, análisis, almacenamiento de datos y comunicación a los usuarios y autoridades de cada país o región.

La Municipalidad de Belén y la Universidad Nacional, en el marco del convenio de colaboración denominado “Programa Observatorio Ambiental del Cantón de Belén”, realizan desde el año 2008, el monitoreo de la calidad de los cuerpos de agua superficial del cantón central de Belén, como un mecanismo para generar informe de base que permita:

- (i) Contar con un diagnóstico de los niveles de contaminantes presentes en dichos cuerpos de agua y el impacto que estos generan sobre la calidad del recurso hídrico y los ecosistemas vecinos.
- (ii) Establecer las principales fuentes generadoras de contaminantes que afectan directamente la calidad del agua de ríos y quebradas presentes en el cantón central de Belén.
- (iii) Contar con una base de información científica, que permita establecer metas de mejoramiento ambiental, referidas a la calidad de las aguas superficiales del cantón, con el fin de que el gobierno local pueda orientar y evaluar la efectividad de las acciones emprendidas en esta materia.

En el presente informe se incluyen los primeros resultados de dicho monitoreo esperando que sean de utilidad a los tomadores de decisión, tanto locales como centrales, para diseñar programas de intervención tendientes a mejorar la calidad biológica y fisicoquímica de estos cuerpos de agua, permitiendo una mayor conservación y un mejor aprovechamiento de los mismos.

Dr. Jorge Herrera Murillo

Licda. Susana Rodríguez Román

Lic. José Félix Rojas Marín

INDICE

	Página
I. MONITOREO DE CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL	4
II. METODOLOGIA DE MUESTREO	10
III. RESULTADOS	14
IV. CONCLUSIONES	27
V. BIBLIOGRAFIA	28

I. MONITOREO DE CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL

Spellerberg (1991) define el monitoreo como “las observaciones sistemáticas de parámetros relacionados con un problema específico, diseñadas de tal manera que nos provean información sobre las características del problema a tratar y sus cambios a lo largo del tiempo”. De esta forma, los objetivos, las estrategias de recolección de muestras y los métodos de análisis de resultados deben estar bien definidos, antes de iniciar el monitoreo, si se quieren obtener resultados que sean robustos. Tal como lo implica la definición anterior, el monitoreo ambiental no es un fin por sí mismo, sino un paso esencial en los procesos de administración del ambiente.

Existen distintas categorías de monitoreo, de acuerdo con los objetivos que se plantean para el mismo. Entre las distintas categorías se encuentran: monitoreo base, de estado o condición, de tendencia, de implementación, de efectividad de acción, etc. En el marco del convenio Observatorio Ambiental del Cantón de Belén, dentro de la subárea de recurso hídrico, se ha decidido optar por dos categorías específicas de monitoreo: estado (caracterización de la condición (variabilidad espacial) de los atributos físicos y biológicos en un área dada) y tendencia (evaluación de los cambios en las condiciones de los atributos físicos y biológicos en un área dada).

Para diseñar un programa de monitoreo se necesita entender la estructura y función a escala de la cuenca o microcuenca correspondiente, así como las actividades humanas que la afectan y que determinan el “estado de salud” de la misma.

Las cuencas hidrológicas son dinámicas y muestran grandes variaciones temporales y espaciales. Las cuencas presentan períodos naturales de perturbación, como pueden ser inundaciones, sequías, etc. que pueden alterar la estructura del hábitat y establecer un nuevo equilibrio dentro de la cuenca. Las actividades humanas frecuentemente afectan también a cada cuenca, en formas a veces muy complejas y sinérgicas. Un buen programa de monitoreo (y restauración) necesita distinguir entre los procesos naturales y aquellos causados por el hombre.

Los procesos ecológicos en una cuenca operan a diversas escalas y dimensiones. Ward (1989) propuso cuatro dimensiones en los sistemas de ríos y la conexión de éstas a escala de paisaje:

- 1) Longitudinal: aquella que se considera en dirección ya sea río abajo o río arriba.
- 2) Lateral: aquella en dirección hacia la planicie den inundación y tierras arriba.
- 3) Vertical: aquella que va desde el subsuelo (manto freático) hacia las zonas ribereñas.
- 4) Temporal: aquella que ocurre a lo largo del tiempo, afectando a las tres primeras.

Como resultado de las acciones antropogénicas, en muchas cuencas varias de estas dimensiones se han perdido o modificado. La conectividad espacial y temporal debe conservarse (o restaurarse) para mantener un sistema saludable y productivo.

Los arroyos, quebradas y ríos constituyen un tipo principal de ecosistemas acuáticos que se diferencia por el continuo y rápido flujo de sus aguas; esto crea condiciones especiales para la vida y para la organización de las estructuras y procesos ecológicos básicos: flujos de energía, materia, información,

mantenimiento de los equilibrios ecológicos, generación de biodiversidad, sucesión. Un rasgo importante es la estructura longitudinal y altitudinal de los sistemas lóticos, que determina diferencias entre las partes altas y bajas de un mismo cuerpo de agua, el cual puede verse como un continuo que varía a medida que desciende; más complejo y maduro en las partes bajas que en las altas. Otro rasgo de interés son los intercambios con los ecosistemas terrestres adyacentes, a lo largo de su recorrido; por ejemplo hojarasca que cae de los bosques ribereños e insectos acuáticos que pasan al bosque.

La calidad del agua superficial en una región es determinada tanto por factores naturales (condiciones climáticas, erosión del suelo, la litología de la captación, los aportes atmosféricos, etc) como antropogénicos (Bricker y Jones, 1995).

La clasificación de la calidad de estas aguas se basa, generalmente, en la comparación de datos de concentración de contaminantes medidos en campo contra valores límite establecidos en instrumentos legales. Los estándares de calidad para ríos y otros cuerpos de agua se definen en base a criterios sobre los posibles usos del agua. El Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales de Costa Rica define cinco clases de pureza del agua, asignando estándares para cada uno de ellos.

Parámetros Físicoquímicos empleados en la determinación de la calidad de las aguas

Temperatura

Muchos factores afectan directamente la temperatura del agua, pero entre los principales tenemos la ubicación geográfica del cuerpo de agua (en regiones templadas, tropicales o subtropicales) y la época del año. Es de esperarse que un cuerpo de agua localizado en regiones templadas pudiera tener variaciones más amplias a lo largo del año que aquellos ubicados en regiones tropicales donde las variaciones de temperatura son más estrechas. En zonas costeras los máximos alcanzan usualmente valores por arriba de los 32 °C en el agua (Contreras, 2002).

En cuerpos de agua lo suficientemente profundos se presenta una mayor probabilidad de estratificación de temperaturas durante la época seca, llamándosele epilimnion a la capa de agua superior, más cálida que la capa de abajo o hipolimnion, en la cual el agua tiene relativamente poco movimiento. Estas dos capas están separadas por una zona de transición llamada metalimnion. Mientras mayor sea la diferencia de temperatura entre las capas, más difícilmente se pueden mezclar sus aguas. A medida que pasa el año y ayudados por la acción del viento y la disminución de la temperatura, estas capas pueden llegar a circular.

La temperatura afecta directamente muchos de los procesos biológicos y físicoquímicos, incluyendo a los nutrientes que se encuentran en el agua. En especial, afecta la solubilidad de muchos elementos y principalmente el oxígeno disuelto. En condiciones normales, a medida que aumenta la temperatura, la solubilidad del oxígeno es menor (Chapman, 1992; APHA, 1995).

Oxígeno disuelto

Muchos autores señalan que la cantidad de oxígeno disuelto es una de las principales características para definir la salud del ecosistema (APHA, 1995). El oxígeno disuelto es vital para la mayoría de los organismos que viven en el agua. El oxígeno proviene del intercambio con la atmósfera y como producto de la fotosíntesis, llevada a cabo por las plantas acuáticas y algas. El oxígeno es usado durante la respiración, incluyendo en ello la de productores, consumidores y descomponedores. Es común observar variaciones diarias y estacionales en los valores de oxígeno en el agua. El oxígeno se mide en partes por millón (ppm) o su equivalente en miligramos por litro (mg/l) y esto puede hacerse con un oxímetro o fijando una muestra de agua para su posterior determinación (Chapman y Kimstach, 1992).

El crecimiento descontrolado de algas y plantas acuáticas y la alta concentración de materia orgánica pueden afectar negativamente los niveles de oxígeno disuelto en el agua. Cuando estos niveles caen por debajo de 5,0 mg/L, la vida acuática corre riesgo. Al llegar a niveles menores a 2 mg/L los peces y muchos de los invertebrados sufrirán grandes mortalidades, al punto de alcanzar un cuerpo de agua condiciones de virtual anoxia.

La disminución y/o falta de oxígeno se asocia también con áreas, en donde se presentan intensos procesos de descomposición de materia orgánica.

Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno es una medida de la cantidad de oxígeno consumido en la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos aerobios (principalmente por bacterias y protozoarios). Representa, por tanto, una medida indirecta de la concentración de materia orgánica e inorgánica degradable o transformable biológicamente.

Se utiliza para determinar la contaminación de las aguas. Cuando los niveles de la DBO son altos, los niveles de oxígeno disueltos serán bajos, ya que las bacterias están consumiendo ese oxígeno en gran cantidad. Al haber menos oxígeno disponible en el agua, los peces y otros organismos acuáticos tienen menor posibilidad de sobrevivir.

Relacionado con la DBO, encontramos a la DBO_5 , que es la prueba en el laboratorio en el cual una muestra de agua se alimenta con bacteria y nutrientes, y se hace una incubación a una temperatura de 20°C durante 5 días en la oscuridad (APHA, 1995). El valor de DBO se determina comparando el valor de oxígeno disuelto (OD) de una muestra de agua tomada inmediatamente con el valor de la muestra incubada descrita anteriormente. La diferencia entre los dos valores de OD representa la cantidad de oxígeno requerido para la descomposición de material orgánico en la muestra y es la mejor aproximación del nivel de la DBO. La DBO se mide en ppm o mg/L (Chapman y Kimstach, 1992; APHA, 1995; Bain, 1999).

DQO, demanda química de oxígeno

Es la cantidad de oxígeno necesario para descomponer químicamente la materia orgánica e inorgánica. Se utiliza para medir la cantidad total de contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales.

Potencial de hidrógeno (pH)

El pH es una medida de la acidez o naturaleza básica (alcalina) de una solución. Es también una medida del balance de los iones de hidrógeno $[H^+]$ y los iones hidroxilo negativo $[OH^-]$ en el agua. Los valores de pH van de 0 a 14, considerándose neutral el valor de 7. El agua que contiene más iones de hidrógeno es ácida (valores menores a 7), mientras que el agua que tiene más iones hidroxilo es básica (valores mayores a 7). La escala de pH es una escala logarítmica de base 10, lo que significa que cada número sucesivo de pH es 10 veces mayor que el anterior. Un intervalo de pH de 6,0 a 9,0 parece brindar protección a la vida de los peces de agua dulce y a los invertebrados que habitan en el fondo. El impacto medio ambiental más significativo del pH comprende efectos sinérgicos (Chapman y Kimstach, 1992). La sinergia comprende la combinación de dos o más sustancias que producen efectos mayores a su simple adición. Este proceso es importante en aguas superficiales. El escurrimiento de áreas agrícolas, residenciales e industriales puede contener hierro, aluminio, amoníaco, mercurio u otros componentes. El pH del agua puede determinar los efectos tóxicos, si los hubiere, de estas sustancias.

En el caso de sistemas acuáticos, Conteras (2002) señala que los valores de pH están dados por el intercambio de CO_2 atmosférico y el agua, el cual genera ácido carbónico (H_2CO_3). La inestabilidad de este compuesto hace que forme sales, las cuales quedan disueltas en el agua como carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) asociados a iones de carga positiva (Na^+ , K^+ , Ca^{2+}).

El agua de origen continental tiende a valores neutros de 7,0. Las variaciones de pH hacia la alcalinidad (valores mayores de 8,5) se deben principalmente a la actividad de organismos que intervienen en el ciclo del CO_2 , tales como moluscos y bivalvos que, a su muerte, liberan cantidades significativas de carbonatos. Otra causa es la precipitación de $CaCO_3$ a partir de suelos calcáreos y su resuspensión. En cambio los pH bajos (menores a 7) se localizan íntimamente relacionados con procesos de descomposición de materia orgánica y liberación de ácidos.

La introducción de sustancias tóxicas provenientes de la industria generalmente hace bajar los valores de pH. Se han detectado valores bajos, cercanos a 5, frecuentemente asociados a desechos provenientes de actividades industriales.

Turbidez y transparencia

La turbidez (o turbiedad) es una medida del grado en el cual el agua pierde su transparencia debido a la presencia de partículas en suspensión. Las algas, los sedimentos en suspensión (arcillas, limos, partículas de sílice) y la materia orgánica en el agua pueden aumentar la turbidez hasta niveles peligrosos para ciertos organismos (Chapman y Kimstach, 1992). La turbidez aumenta con la erosión de las orillas, con el crecimiento excesivo de las algas y con los cambios en el flujo del río. También crece

por la actividad de algunos organismos bentívoros, que resuspenden los sedimentos (Lindig-Cisneros y Zambrano, en este volumen). Las partículas en suspensión dispersan la luz, lo que provoca una disminución de la actividad fotosintética en plantas y algas, que trae como consecuencia una baja en la concentración de oxígeno.

La turbidez se mide en unidades nefelométricas de turbidez (NTU). Para aguas potables, la turbidez no debe de pasar las 5 NTU. El instrumento usado para su medición es el nefelómetro o turbidímetro, que mide la intensidad de la luz dispersada, a 90 grados, cuando un rayo de luz pasa a través de una muestra de agua (Chapman y Kimstach, 1992).

Nitratos

El nitrógeno es uno de los elementos más abundantes. Es también uno de los dos nutrientes más importantes (el otro es el fósforo) para el crecimiento de algas y plantas acuáticas. El nitrógeno inorgánico puede existir en estado libre como un gas [N₂], o como nitrato [NO₃⁻], nitrito [NO₂⁻], o amonio [NH₄⁺].

El nitrógeno orgánico se encuentra en las proteínas y es continuamente reciclado por plantas y animales (Chapman y Kimstach, 1992; Bain, 1999). Muchas sustancias que llegan al agua contienen nitrógeno y actúan como nutrientes para la vida vegetal. Las reacciones de los nitratos [NO₃⁻] en el agua dulce pueden causar el agotamiento del oxígeno. En tal caso, los organismos acuáticos que dependen del suministro de oxígeno en el curso de agua morirán.

Las principales rutas de ingreso de nitrógeno a las masas de agua son las aguas residuales de la industria y los municipios, tanques sépticos, descargas de corrales de engorda de ganado, residuos animales (incluyendo aves y peces).

Las bacterias presentes en el agua rápidamente convierten los nitritos [NO₂⁻] en nitratos [NO₃⁻]. Los nitratos en el agua potable son medidos ya sea en términos de la cantidad de nitrógeno presente como de oxígeno. El estándar máximo aceptado para el nitrato en agua potable es de 10 mg/L nitrato-N, o 50 mg/L nitrato-NO₃, cuando el oxígeno es medido a la vez que el nitrógeno. A menos que se especifique de otra forma, normalmente los niveles de nitrato se refieren solamente a la cantidad de nitrógeno presente, y el estándar normal, por lo tanto, es de 10 mg/L. En general, los peces empiezan a morir cuando los niveles alcanzan los 90 mg/L de nitratos en el agua.

Fosfatos

El fósforo es uno de los elementos clave necesarios para el crecimiento de plantas y animales, y en forma elemental es muy tóxico. Los fosfatos [PO₄⁻³] se forman a partir de este elemento. Su presencia puede provenir de la separación de pesticidas orgánicos que contienen fosfatos. Pueden existir en solución, como partículas, como fragmentos sueltos, o en los cuerpos de organismos acuáticos. El agua de lluvia puede provocar que distintas cantidades de fosfatos se filtren de los suelos agrícolas a los cursos de agua próximos. El fosfato estimulará el crecimiento del plancton y de plantas acuáticas que proveen

alimento para los peces. Este mayor crecimiento puede provocar un aumento en la población de peces y mejorar la calidad general del agua. Sin embargo, si un exceso de fosfato ingresa en el curso de agua, las algas y plantas acuáticas crecerán demasiado, llegando a saturar el curso de agua y a utilizar grandes cantidades de oxígeno.

A diferencia de lo que sucede en los lagos interiores, donde el fósforo es considerado como el elemento limitante por excelencia, los sistemas costeros son levemente eutróficos debido principalmente a la presencia de cantidades significativas de fósforo (Contreras, 2002). La relación entre la clorofila *a* y el fósforo ha sido demostrada (Contreras y Kerekes, 1993). Las eventuales entradas de fósforo deben ser vigiladas que la cantidad de nitrógeno o fósforo individual, es la relación entre ellos, conocida como relación N: P (Redfield *et al.*, 1963), la causante de las peculiaridades de los procesos de productividad primaria y/o eutroficación (Rhee, 1978).

II. METODOLOGÍA DE MUESTREO

2.1. Sitios de Monitoreo:

En el presente estudio se seleccionaron un total de once sitios de monitoreo, los cuales se describen en la tabla I.

Tabla I. Descripción de los sitios de muestreo utilizados en el monitoreo de los cuerpos de agua del cantón de Belén.

Nombre del cuerpo de agua	Código del sitio	Descripción del sitio de muestreo
Río Segundo	R1	Puente localizado entre el Aeropuerto Juan Santamaría y el centro Recreativo Ojo de Agua
	R2	Puente localizado contiguo a la Cervecería Costa Rica
Río Quebrada Seca	R3	Puente localizado frente a la empresa HP en Zona Franca American Free Zone
	R4	Puente localizado contiguo a la empresa UNILEVER
	R5	Puente localizado contiguo a la industria Rodillos Industriales, San Antonio
	R6	Puente La Amistad, carretera Belén-Santa Ana
Río Bermúdez	R7	Puente Radial
	R8	Puente Pekiss
	R9	Puente contiguo a la industria Kimberly Clark
	R10	Puente ubicado en Calle Los Tilianos
	R11	Puente Los Golfistas

2.2. Muestreo y análisis químico:

En cada uno de los sitios de muestreo, se colectaron muestras compuestas formadas por submuestras obtenidas durante un lapso de tiempo de 4 horas, para lograr un total de 3 litros de agua. Se realizaron seis campañas de muestreo en las siguientes fechas:

-07 de enero de 2009

-18 de marzo de 2009

-22 de junio de 2009

-26 de agosto de 2009

-05 de enero de 2010

-17 de febrero de 2010

A las muestras colectadas se les analizaron un total de 28 parámetros fisicoquímicos: pH (25°C), grasas y aceites, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, demanda química de oxígeno, nitrato, sulfato, cloruro, fósforo total, amonio, nitrito, sustancias susceptibles al azul de metileno, sodio, potasio, turbiedad, zinc, calcio, magnesio, cromo, níquel, manganeso, hierro, cobre, plomo, aluminio, temperatura y oxígeno disuelto. La metodología empleada para cada uno de ellos se muestra en la tabla II. El control de calidad sobre las mediciones analíticas se aseguró mediante distintas herramientas tales como análisis de muestras enriquecidas y duplicados.

2.3. Tratamiento de los datos y métodos estadísticos multivariados:

2.3.1. Análisis de Cluster

Esta herramienta se utiliza para agrupar objetos (sitios de monitoreo) en clases (clusters) sobre la base de las similitudes entre los miembros de una misma clase y las disimilitudes entre los diferentes grupos. Los resultados de este tipo de análisis ayuda en la interpretación de los datos e indica patrones de comportamiento. En el agrupamiento hierarchial, los clusters se forman secuencialmente iniciando con los pares de objetos más similares para luego formar clusters más grandes paso a paso (Einax et al., 1998).

Tabla II. Metodología analítica empleada en la determinación de los parámetros de calidad de agua.

Variable	Unidades	Métodos Analíticos
Temperatura	°C	Termómetro de Mercurio (Method 2550 Standard Methods)
pH	Unidades de pH	Electrométrico (Method 4500-H ⁺ B Standard Methods)
Demanda Química de Oxígeno	mg O ₂ /l	Espectrofotométrico (Method 5220 D Standard Methods)
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg O ₂ /l	Respirométrico (Method 5210 D Standard Methods)
Sólidos Sedimentables	ml/l	Volumétrico (Method 2540 Standard Methods)
Sólidos Suspendidos Totales	mg/l	Gravimétrico (Method 2540 D Standard Methods)
Cloruro	mg/l	Cromatografía de Intercambio Iónico (Method 4110B Standard Methods)
Sulfato	mg/l	Cromatografía de Intercambio Iónico (Method 4110B Standard Methods)

Nitrato	mg/l	Cromatografía de Intercambio Iónico (Method 4110B Standard Methods)
Sodio	mg/l	Fotómetro de Llama (Method 3500-Na B Standard Methods)
Potasio	mg/l	Fotómetro de Llama (Method 3500-K B Standard Methods)
Oxígeno Disuelto	mg/l	Electrodo de membrana (Method 4500-O G Standard Methods)
Turbiedad	NTU	Nefelométrico (Method 2130 B Standard Methods)
Fósforo Total	mg/l	Espectrofotométrico (Method 4500-P C Standard Methods)
Amonio	µg/l	Espectrofotométrico (Method 4500-NH ₃ Standard Methods)
Nitrito	µg/l	Espectrofotométrico (Method 4500 NO ₂ ⁻ B Standard Methods)
Grasas y Aceites	mg/l	Gravimétrico (Method 5520 D Standard Methods)
SAAM	mg/l	Espectrofotométrico (Method 5540 C Standard Methods)
Metales pesados	µg/l	Espectrofotometría de Absorción Atómica (Method 3113A y 3113B Standard Methods)

El análisis se construyó sobre el set de datos normalizados por medio del método de Ward usando las distancias Euclidianas cuadradas como medida de la similitud. La significancia del cluster se determinó usando el criterio de $0,66 D_{máx}$ (Marengo et al., 1995).

El análisis de cluster se aplicó a los datos de calidad de agua del río con el fin de encontrar los patrones de semejanzas entre los sitios de monitoreo (variabilidad espacial) a lo largo de la microcuenca generando un dendrograma, en donde la distancia de enlace se reporta como $D_{enl}/D_{máx}$, la cual representa el cociente entre la distancia de enlace para un caso particular dividido entre la distancia máxima multiplicada por 100 como una forma de estandarizar las distancias de enlace representadas en el eje y del dendrograma.

2.3.2. Análisis de Componentes Principales y Factores:

Estos dos métodos son utilizados como una ayuda para encontrar e interpretar relaciones casuales y complejas entre variables de un mismo set de datos (Einax et al., 1998).

El aporte más importante del análisis de componentes principales es la cuantificación de la significancia de las variables que explican los patrones en las propiedades inherentes de objetos individuales. Sobre la base de un set de datos, se calculan nuevas variables ortogonales como resultado de la combinación lineal de los parámetros originales. De esta forma, toda la información sobre los parámetros que se encuentra en el conjunto de datos originales se transforma a un espacio reducido y se puede explicar a partir de un set de factores calculados llamados componentes principales. Los componentes principales identificados contabilizan la varianza máxima explicable de los datos originales en orden descendente (Marengo et al., 1995).

El análisis de factores es una herramienta muy útil para extraer información latente de un set de datos, como las relaciones entre variables que no se pueden deducir directamente. La matriz de datos originales se descompone en el producto de una matriz de factores esperados y una matriz de factores medidos más una matriz residual. En general, por la aplicación del criterio de valores de Eigen, el número de factores extraídos es menor que el número de factores medidos. Después de la rotación de los factores de la matriz esperada, los factores pueden ser interpretados como fuentes comunes (Johnson y Wichern, 1992).

III. RESULTADOS

La media aritmética y rango de cada uno de los parámetros fisicoquímicos evaluados en los distintos sitios de muestreo, durante las rondas de muestreo se muestran en las tablas III, IV y V.

Tal como se puede apreciar en la figura 1 tanto en los ríos Quebrada Seca como Bermúdez se presentan los mayores niveles de DQO, evidenciando el fuerte impacto provocado por la descarga de aguas residuales sin tratamiento con altos contenidos de materia orgánica. Dicho impacto se ve incrementado por los bajos caudales de dichos cuerpos de agua en época seca. Cabe destacar en forma adicional, que al comparar la calidad del agua de los ríos a la entrada y salida del territorio de Belén se observa una importante contribución al deterioro de la calidad de los mismos, cercano al 65% en el caso del Río Bermúdez.

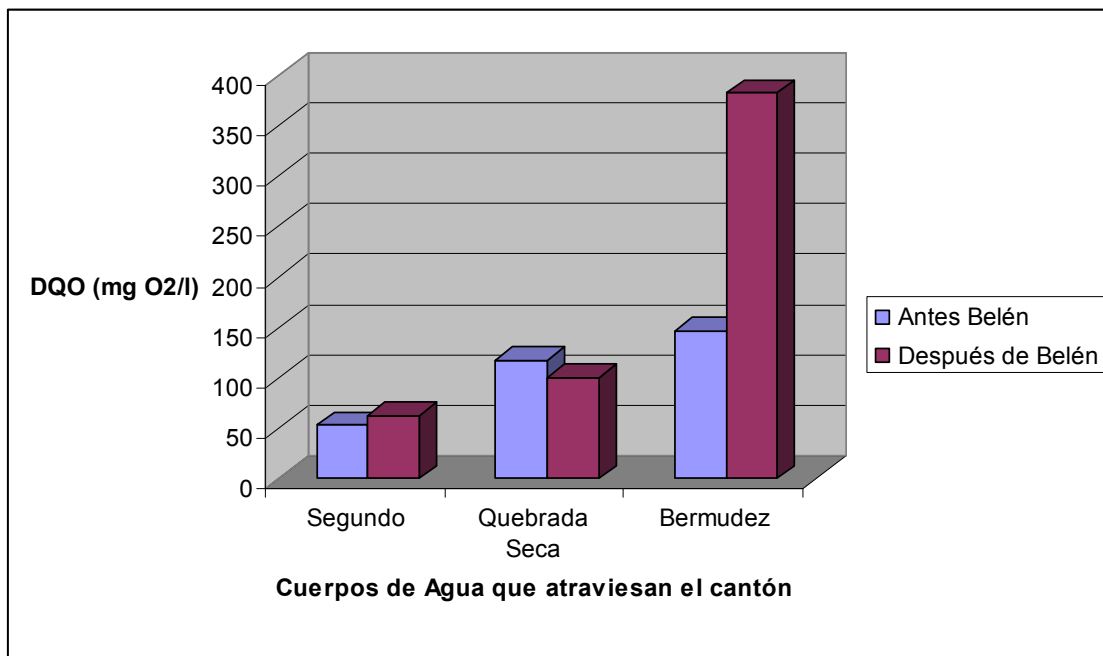


FIGURA 1. VALORES PROMEDIO DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO EN CUERPOS DE AGUA A LA ENTRADA Y SALIDA DEL CANTÓN DE BELÉN.

Como se mencionó anteriormente, los sólidos suspendidos comprenden arena fina, polvo y otros materiales que la corriente mantiene flotando. El río Segundo es el cuerpo de agua que tienen los niveles de sólidos suspendidos más bajos presentándose un importante incremento de los mismos durante la época de lluvias, ocasionado por el arrastre de sedimentos a los cuerpos de agua generados por la erosión.

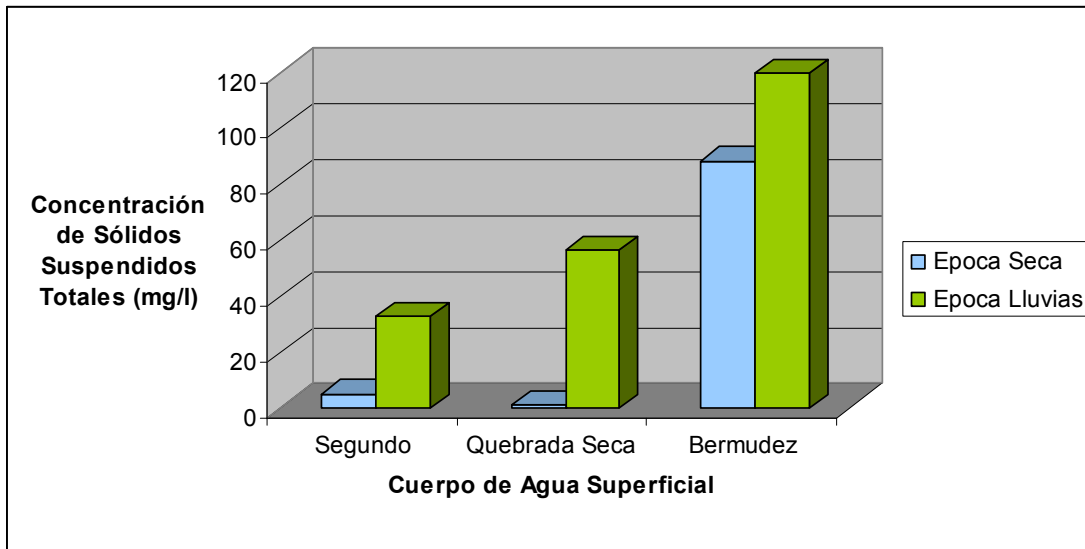


FIGURA 2. CONCENTRACION DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN CUERPOS DE AGUA DEL CANTÓN DE BELÉN

El Sistema Holandés de Clasificación para la Calidad del Agua permite trasladar información de concentraciones de las variables de mayor importancia en la valoración de la contaminación orgánica en una corriente de agua, como es la Demanda Bioquímica de Oxígeno, el Nitrógeno Amoniacal y el Oxígeno disuelto convertido en Porcentaje de saturación de Oxígeno por medio del Oxígeno Real *In Situ* y el valor teórico dado por la temperatura y la presión atmosférica en el sitio de estudio, a un código de colores asignado a cada clase.

Este modelo de clasificación desde el punto de vista espacial, permitirá situar a un tramo particular del río, en una clasificación específica y temporalmente dependiente, ya que la clasificación obtenida en época lluviosa no se corresponderá con la observada durante la época seca.

Tabla III. Resultados de monitoreo de calidad de agua superficial en los sitios ubicados en el Río Segundo, Año 2009.

Sitios	pH (25°C)	DBO (mg O ₂ /l)	DQO (mg O ₂ /l)	Sól Sed (ml/l)	SST (mg/l)	Turbiedad (NTU)	Cloruro (mg/l)	Sulfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Grasas (mg/l)	SAAM (mg/l)
RIO SEGUNDO											
R-01	6,61 (6,12-7,13)	21 (4-57)	53 (24-159)	0,12 (0,1-0,2)	5,9 (0,7-13,5)	4,3 (1,1-13,2)	7,4 (4-17)	18,2 (9-25)	9,8 (6,6-12)	17 (4-36)	0,10 (0,03-0,20)
R-02	6,57 (5,98-7,31)	35 (4-83)	63 (28-131)	0,32 (0,1-0,9)	16,4 (5-32,7)	7,8 (1,9-21,1)	16,7 (5-53)	14 (5,2-21)	7,9 (1,1-12,3)	27 (6-64)	0,43 (0,06-1,92)
	Amonio (µg/l)	Nitrito (µg/l)	Sodio (mg/l)	Potasio (mg/l)	Calcio (mg/l)	Magnesio (mg/l)	Zinc (mg/l)	Cromo (µg/l)	Níquel (µg/l)	Cobre (µg/l)	Oxígeno Disuelto (mg/l)
R-01	124 (66-238)	45 (18-67)	9,1 (5,2-14)	3,5 (2,3-6,0)	4,3 (2-6)	5,4 (2,7-9)	0,12 (0,03 - 0,2)	6 (2-12)	6,8 (2-19)	11 (3-44)	6,82 (6,53-7,45)
R-02	155 (26-352)	397 (52-1191)	16,1 (7,2-26)	4,0 (2,9-6,0)	5,7 (3-9)	5,1 (2,8-9)	0,12 (0,03 - 0,2)	11 (3-29)	13 (2-55)	78 (5-300)	2,47 (1,16-3,78)

El intervalo indicado entre paréntesis en las tablas corresponde al valor mínimo y máximo registrado para ese parámetro.

Tabla IV. Resultados de monitoreo de calidad de agua superficial en el Río Quebrada Seca, Año 2009

Sitios	pH (25°C)	DBO (mg O ₂ /l)	DQO (mg O ₂ /l)	Sól Sed (ml/l)	SST (mg/l)	Turbiedad (NTU)	Cloruro (mg/l)	Sulfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Grasas (mg/l)	SAAM (mg/l)
R-03	6,93 (6,57-7,25)	72 (28-141)	118 (61-241)	0,4 (0,1-1,0)	23,3 (3,4-43,2)	9,9 (5-16,2)	24,5 (13-39)	24 (10-33)	12,1 (9,5-17)	34 (11-63)	2,6 (0,8-5,3)
R-04	7,27 (6,58-7,13)	52 (7-102)	126 (61-266)	0,62 (0,1-2,5)	25,2 (0,9-56,2)	14,1 (6,5-32,9)	28,2 (15-57)	35,1 (15,8-71)	6,6 (1 -14)	23 (5-53)	1,94 (0,61-3,5)
R-05	7,32 (7,15-7,55)	26 (4-36)	111 (27-181)	0,2 (0,1-0,6)	131,3 (1,6-728)	108,0 (4,4-580)	13,2 (1,7-23)	19,8 (13-24,7)	16,2 (13,5-18,2)	31 (9-54)	0,92 (0,09-1,5)
R-06	7,54 (7,06-7,83)	27 (4-43)	84 (28-181)	0,25 (0,1-0,5)	26,5 (0,9-105,5)	9,6 (3,1-24,1)	17 (3-23)	19 (13-24)	16 (14-19,7)	27 (5-49)	0,83 (0,37-1,7)
	Amonio (µg/l)	Nitrito (µg/l)	Sodio (mg/l)	Potasio (mg/l)	Calcio (mg/l)	Magnesio (mg/l)	Zinc (mg/l)	Cromo (µg/l)	Níquel (µg/l)	Cobre (µg/l)	Oxígeno Disuelto (mg/l)
R-03	7624 (4974-11885)	1255 (464-2669)	33,8 (18-50)	9,9 (6,1-13,0)	8,6 (7-10)	6,6 (2,8-16)	0,12 (0,03 - 0,2)	6 (2-12)	5,8 (2-12)	73 (3-300)	5,33 (4,95-5,57)
R-04	5597 (1730-8146)	1848 (548-3797)	44,1 (18,5-81)	10,5 (6,2-14)	8,7 (7,9-11)	10,1 (2,8-20)	0,15 (0,03 - 0,2)	14 (3-42)	8 (3-15)	13 (6-44)	5,46 (5,32-5,59)
R-05	1231 (184-3040)	1466 (530-4615)	28 (18-38)	8,6 (4,8-11)	8,1 (6,8-10)	6,9 (2,9-11)	0,15 (0,03 - 0,2)	12 (4-45)	5 (2-9)	26 (4-80)	6,14 (5,32-6,92)
R-06	1125 (254-2216)	1855 (806-4422)	29 (18-43)	7,50 (4,8-11)	9,9 (6-16)	7,0 (2,9-11)	0,15 (0,03-0,2)	7 (3-12)	6 (2-13)	16 (4-45)	6,96 (6,61-7,30)

Tabla V. Resultados de monitoreo de calidad de agua superficial en el Río Bermúdez, Año 2009

Sitios	pH (25°C)	DBO (mg O ₂ /l)	DQO (mg O ₂ /l)	Sól Sed (ml/l)	SST (mg/l)	Turbiedad (NTU)	Cloruro (mg/l)	Sulfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Grasas (mg/l)	SAAM (mg/l)
R-07	7,22 (6,88-7,40)	58 (4-111)	147 (96-212)	0,95 (0,4-1,5)	45,5 (20,3-134,6)	14,6 (6,3-27)	19,3 (3-31)	25,4 (20-29,9)	2,9 (0,7-12)	40 (7-71)	1,68 (1,05-2,02)
R-08	7,12 (6,84-7,33)	66 (13-100)	200 (159-211)	2,25 (0,5-5,0)	68,7 (54,4-76,9)	20,8 (5,6-39)	22 (12-30)	25,5 (11-37)	0,97 (0,4 -1,2)	31 (14-67)	2,0 (1,4-2,5)
R-09	6,99 (7,21-6,61)	119 (57-175)	285 (208-304)	6,3 (1,5-8)	95,5 (76,4-113,8)	26,7 (11,9-54)	24 (16-34)	21,6 (16-29,6)	3,8 (0,4-12)	77 (9-85)	2,19 (1,07-3,3)
R-10	6,87 (6,57-7,01)	130 (16-200)	305 (265-365)	6,1 (1-14)	93,7 (66,7-119,3)	20,8 (12-41)	23 (16-31)	21,7 (14,3-26,1)	0,8 (0,4-1,2)	41 (24-59)	2,66 (2,04-3,5)
R-11	6,64 (6,04-7,10)	173 (57-244)	383 (235-511)	4,75 (3,5-7,0)	101,2 (78,1-113,2)	29,4 (12,2-63)	30 (12-53)	18,9 (3-28,7)	0,9 (0,4-1,2)	89 (22-289)	3,81 (2,9-5,2)
	Amonio (µg/l)	Nitrito (µg/l)	Sodio (mg/l)	Potasio (mg/l)	Calcio (mg/l)	Magnesio (mg/l)	Zinc (mg/l)	Cromo (µg/l)	Níquel (µg/l)	Cobre (µg/l)	Oxígeno Disuelto (mg/l)
R-07	6446 (1309-8753)	276 (66-1028)	34 (18-53)	10,2 (6,4-16,0)	11,7 (8-16)	6,5 (2,8-10)	0,15 (0,03 - 0,2)	7 (3-14)	7,6 (4-13)	17 (6-44)	2,00 (1,88-2,11)
R-08	3988 (947-6399)	107 (14-123)	32,3 (18-54)	12,9 (6,3-29)	13,2 (9-26)	6,4 (2,8-9)	0,13 (0,03 - 0,2)	13 (6-22)	10 (3-22)	18 (3-44)	2,94 (2,61-3,26)
R-09	2547 (831-3934)	107 (25-205)	16 (0,9-52)	9,1 (6,4-14)	13,7 (9-15)	6 (2,8-10)	0,16 (0,1 - 0,2)	8,8 (3-25)	11,5 (3-26)	19 (5-44)	1,05 (0,46-1,92)

R-10	3848 (2113-5189)	134 (24-201)	34 (18-53)	11,6 (8,4-14,2)	9,0 (6,8-13)	6,8 (2,8-14)	0,15 (0,08-0,2)	10 (3-30)	8,8 (4-13)	73,5 (3-300)	0,59 (0,38-0,8)
R-11	9821 (3533-1142)	131 (21-185)	37 (18-60)	15,5 (6,3-24)	9,1 (7-13)	6,0 (2,8-9)	0,14 (0,05-0,2)	8 (3-11)	8 (3-15)	76 (12-300)	0,76 (0,61-1,30)

El intervalo indicado entre paréntesis en las tablas corresponde al valor mínimo y máximo registrado para ese parámetro.

Para clasificar un agua superficial se requiere sumar los puntos correspondientes en cada uno de los ámbitos respectivos, de cada una de las variables de acuerdo a la tabla VI.

Tabla VI. Asignación de puntajes según el sistema holándes de valoración de la calidad fisicoquímica del agua

Puntos	PSO (%)	DBO (mg O ₂ /l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)
1	91-100	≤ 3	≤ 0,5
2	79-90	3,1-6,0	0,5-1,0
3	51-70	6,1-9,0	1,1-2,0
4	31-50	9,1-15	2,1-5,0
5	< 30	≥ 15	≥ 5,0

La suma obtenida de puntos se traslada seguidamente a un código de colores con el cual queda clasificada la calidad del agua del cuerpo receptor de acuerdo al grado de contaminación propio según la tabla VIII. Finalmente para cada clase desde la 1 a la 5 y su asignación correspondiente de color queda definida desde el estado de calidad no contaminada hasta aquel totalmente contaminado.

En la tabla VIII se puede apreciar como los cuerpos de agua del cantón de Belén se encuentran clasificados con coloraciones anaranjadas y rojas, evidenciando niveles altos de contaminación, situación que restringe su uso en gran cantidad de actividades desarrolladas por el hombre. Durante la época lluviosa, dichos niveles descienden a contaminación incipiente y moderada, debido a que como se menciono anteriormente existe un marcado efecto de dilución ocasionado por la presencia de lluvias.

Tabla VII. Asignación de clases de calidad del agua según el sistema Holandés de codificación por colores.

Clase	Sumatoria de puntos	Código de color	Interpretación de calidad
1	3	Azul	Sin contaminación
2	4 – 6	Verde	Contaminación incipiente
3	7 – 9	Amarillo	Contaminación moderada
4	10 – 12	Anaranjado	Contaminación severa
5	13-15	Rojo	Contaminación muy severa

Tabla VIII. Asignación de clases a los cuerpos de agua del cantón de Belén, 2009

Cuerpo de Agua	Época Seca		Época Lluviosa	
	Puntaje	Color	Puntaje	Color
Río Segundo	8	Amarillo	5	Verde
Río Quebrada Seca	10	Naranja	6	Verde
Río Bermúdez	15	Rojo	8	Amarillo

Análisis de Componentes Principales:

La matriz de correlación, presentada en la tabla IX, muestra una alta interdependencia entre algunas variables particulares, tal es el caso de la alta correlación existente entre la DBO y DQO, SSed y DQO, Cl⁻ y SO₄⁻², etc. La redundancia de la información obtenida en esta matriz hace necesaria la aplicación de un análisis de factores para reducir la dimensionalidad del set de datos. Aplicando del criterio de los valores de Eigen, el análisis de factores con rotación varimax, generó como resultado dos factores, lo cuales explican aproximadamente el 94,2% de la varianza total. El factor 1, con el mayor poder de agrupamiento, es altamente correlacionado con los siguientes parámetros: pH, Turbiedad, Sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, DQO, DBO, Cl⁻, SO₄⁻², Na⁺, K⁺ y P. Este describe el factor químico de la contaminación. Las principales fuentes de Cl⁻ y P total son las aguas residuales domésticas mientras que para el SO₄⁻² y NO₃⁻, la principal contribución proviene de aguas de escorrentía de campos agrícolas.

El segundo factor correlacionado con el Cl⁻, pH, NO₃⁻, Na⁺, K⁺ y SST representa un factor fisicoquímico generado por la disolución en el agua de río de minerales y sólidos arrastrados a los cuerpos de agua por los fenómenos de erosión presentes en la microcuenca.

El análisis de factores con rotación varimax puede ser utilizado también para determinar si las fuentes responsables de los resultados de cada parámetro medido, son las mismas en los distintos sitios de monitoreo. La tabla X muestra los resultados obtenidos, de donde se pueden inferir varios criterios:

- I. fenómenos regionales son los responsables de los niveles de sodio en los sitios de monitoreo, ya que las fuentes que determinan la concentración de ese parámetro, tienen una misma naturaleza para casi la totalidad de las estaciones.
- II. los principales parámetros que permiten discriminar entre los sitios de monitoreo son: DQO, DBO, NO₃⁻, SO₄⁻² y SST.

- III. para el caso del CI- los sitios R-07, R-08 y R-09 presentan una fuerte interdependencia, la cual puede ser explicada por el hecho de que todos ellos se encuentran en zonas con cultivo de café, como uso predominante del suelo.
- IV. Tanto para el análisis de DBO como DQO se presenta una diferenciación entre las fuentes que determinan estos parámetros en sitios de monitoreo ubicados en áreas urbanas, con respecto a aquellos localizados en otros tipos de uso de suelo.

Tabla IX. Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos para los parámetros fisicoquímicos medidos en el río Bermúdez, Año 2009.

	pH	Turbiedad d	SSed	SST	DQO	DBO	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	NO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	P tot
pH	1,000											
Turbiedad	-0,539	1,000										
SSed	-0,636	0,576	1,000									
SST	-0,770	0,758	0,903	1,000								
DQO	-0,879	0,418	0,867	0,830	1,000							
DBO	-0,736	0,523	0,918	0,784	0,906	1,000						
Cl ⁻	-0,200	0,394	0,503	0,309	0,345	0,669	1,000					
SO ₄ ⁻²	-0,430	0,576	0,685	0,515	0,539	0,827	0,903	1,000				
NO ₃ ⁻	0,018	0,212	0,321	0,115	0,164	0,486	0,903	0,685	1,000			
Na ⁺	-0,212	0,467	0,479	0,333	0,309	0,632	0,988	0,891	0,879	1,000		
K ⁺	0,042	0,394	0,200	0,127	0,006	0,328	0,855	0,624	0,915	0,891	1,000	
P tot	-0,401	0,596	0,693	0,547	0,505	0,784	0,863	0,960	0,620	0,881	0,626	1,000

Los valores en negrilla representan correlaciones significativas a un nivel de confianza del 99%.

Tabla X. Componentes obtenidos al aplicar el análisis de PCA a los datos recolectados en la microcuenca del Río Bermúdez.

Variable	PC 1	PC2
pH	-0,634	0,690
Turbiedad	0,874	0,079
Sólidos Sedimentables	0,795	-0,546
Sólidos Suspendidos Totales	0,803	-0,590
DQO	0,802	-0,588
DBO	0,864	-0,492
Cloruro	0,755	0,628
Sulfato	0,959	0,222
Nitrato	0,433	0,866
Sodio	0,782	0,619
Potasio	0,655	0,733
Fósforo Total	0,949	0,157
Valor de Eigen	7,452	3,857
Porcentaje de varianza Explicada	62,1	32,1

Tabla XI. Resultados del primer factor del análisis de componentes principales al analizar la naturaleza de las fuentes por parámetro y sitio de monitoreo en el Río Bermúdez, año 2009.

Sitio de muestreo	DQO	SST	NO₃⁻	pH	DBO	Na⁺	K⁺	Turbiedad	Cl⁻	SO₄⁻²
R-07	0,995	0,253	0,950	0,985	0,660	0,976	0,324	0,996	0,827	-0,552
R-08	0,271	0,987	0,270	0,382	-0,721	0,991	0,651	0,968	0,940	0,061
R-09	0,989	0,626	0,067	-0,132	0,035	0,667	0,150	0,989	0,993	0,179
R-10	0,111	0,680	0,975	0,922	0,942	0,918	0,935	-0,549	0,374	-0,366
R-11	0,781	0,231	0,395	0,469	-0,028	0,882	0,809	0,832	0,729	0,132

IV. CONCLUSIONES

-Los ríos que atraviesan el Cantón de Belén presentan niveles de contaminación de alta a severa en época seca, lo que imposibilita su uso para actividades humanas. Lo anterior provoca, que al no disponer de este recurso para actividades como riego de cultivos, se genere una mayor presión sobre las aguas subterráneas, como única fuente de abastecimiento. Durante la época lluviosa, los niveles de contaminantes disminuyen debido a un efecto de dilución al aumentar el caudal generado por las lluvias, sin embargo se da el incremento de otros contaminantes tales como la turbiedad y los sólidos suspendidos totales.

-La descarga de aguas residuales sin tratamiento a los cuerpos de agua, puede ser una de las razones por las cuales, a su paso por el cantón, los niveles de demanda química y bioquímica de oxígeno presente en los ríos se incrementa un promedio de 43%. El efecto de este factor sobre la calidad del agua superficial de los ríos se pueden observar en la correlación existente entre los datos de DBO, DQO, SSed, Cl⁻ y SO₄⁻².

-Un factor importante que determina la calidad de las aguas superficiales, especialmente en el caso del Río Bermúdez, es el arrastre de sedimentos a los ríos generado por el fenómeno de erosión. El principal impacto de este fenómeno se puede observar en época lluviosa, donde la turbiedad y la concentración de sólidos suspendidos totales se incrementan en alrededor del 40%.

-Se debe contar con un inventario de las emisiones líquidas vertidas a los cuerpos de agua, en su paso por el cantón, lo anterior con el fin de determinar la contribución de cada una de las distintas fuentes emisoras y así lograr desarrollar una estrategia de intervención municipal, tendiente a mejorar la calidad fisicoquímica del agua de estos ríos.

V. BIBLIOGRAFIA

- Spellerberg, I. F. 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, New York. 374 p.
- Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8:2-8.
- Contreras E. F., 1994. La clorofila α , como base para índice trófico en lagunas costeras. *Anales del Instituto Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 21(1-2): 55.—. 2002. Los humedales costeros mexicanos. Capítulo 4. En: F. J. Abarca y M. Herzig (eds.). *Manual para manejo y la conservación de los humedales de México*. Tercera Edición. Publicación especial bajo colaboración de la Dirección General de Vida Silvestre-SEMARNAT.
- Chapman, D. 1992. *Water quality assessments*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres.
- Chapman, D. y V. Kimsach. 1992. Selection of water quality variables. En: D. Chapman (ed.). *Water quality assessments*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres. Pp. 59-126.
- American Public Health Association. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Nueva York.
- Bain, M.B. y N.J. Stevenson (eds.) 1999. *Aquatic Habitat Assessment Common Methods*. American Fisheries Society. Bethesda EE.UU.
- Bricker, O.P., Jones, B.F., 1995. Main factors affecting the composition of natural waters. In: Salbu, B., Sateinnes, E. (Eds), *Trace Elements in Natural Waters*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp 1-5.
- Kowalkowski, T., Zbytnieswski, R., Szpejna, J., Buszewski, B., 2006. Application of chemometrics in river water classification. *Water Research* 40, 744-752.
- Vega, M., Pardo, R., Barrado, E., Deban, L., 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32, 3581–3592.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J.M., Fernandez, L., 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. *Water Research* 34, 807–816.

Voncina, D.B., Dobcnik, D., Novic, M., Zupan, J., 2002. Chemometric characterization of the quality of river water. *Analytica Chimica Acta* 462, 87–100.

Einax, J.W., Truckenbrodt, D., Kampe, O., 1998. River Pollution data interpreted by means of chemometric methods. *Microchem. J.* 58, 315-324.

Marengo, E., Gennaro, M.C., Giacosa, D.; Abrigo, C.; Saini, G., 1995. How chemometrics can helpfully assist in evaluating environmental data Laggon water. *Anal. Chim. Acta* 317, 53-63.

Johnson, R.A., Wichern, D.W., *Applied Multivariate Statistical Analysis*, 3rd ed., Prentice-Hall International, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 1992, p. 642.