

Revisión de criterios y metodologías de diseño de redes para el monitoreo de la calidad del agua en ríos

Agustín Alejandro Moreno Tovar, Mauricio Toro Botero & Luís Fernando Carvajal

Posgrado en Aprovechamiento de Recursos Hidráulicos

Escuela de Geociencias y Medio Ambiente

Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín

aamoreno@unal.edu.co

Recibido para evaluación: 22 de Septiembre de 2008 / Aceptación: 01 de Octubre de 2008 / Versión Final: 19 de Octubre de 2008

Resumen

Se presenta una revisión de literatura sobre el diseño de redes de monitoreo de parámetros de calidad del agua en ríos, divulgadas en diferentes medios desde 1970 hasta el 2007. La revisión se realiza separadamente en diferentes secciones en donde se exponen algunos de los principales trabajos y adelantos en lo referente a la definición de los objetivos de la red de monitoreo, la escogencia de las variables a monitorear, la localización de las estaciones, y la estimación de la frecuencia de muestreo. Se presentan conclusiones generales según las secciones consideradas, en donde se resalta el hecho de que la gran variedad de condiciones y calidad de la información disponible para el diseño, es la principal causa de la inexistencia de una metodología general para el diseño de redes de monitores de parámetros de calidad del agua en ríos.

Palabras claves: Red de monitoreo, Metodología de diseño, Calidad del agua, Revisión bibliográfica, Ríos.

Abstract

A review of various publications on network design parameters for monitoring water quality in rivers, disclosed in different ways from 1970 until 2007 is presented. The review is conducted separately in different sections that point out the major work and progress regarding the definition of the objectives of the monitoring network, the choice of variables to monitor, the location of stations, and the estimation of the sampling frequency. General conclusions are presented for the sections considered, noticing that the wide variety of conditions and the quality of the available information for the design, is the leading cause for the non-existence of a general methodology for designing networks for monitoring water quality parameters in rivers.

Keywords: Monitoring network, Design methodology, Water quality, Review, River.

1. Introducción

En la historia de la humanidad los ríos han jugado un papel primordial en el desarrollo de pueblos y civilizaciones. En los últimos años, la presión que ha ejercido este desarrollo sobre el recurso agua para el consumo humano, para la producción agrícola y para la industria en general, por un lado, y por el otro la creciente conciencia de un desarrollo sostenible, han suscitado un interés creciente de las diversas agencias reguladoras del uso del recurso hídrico y de las entidades responsables de su explotación por monitorear no solo la cantidad de agua que fluye por los cauces, sino también su calidad. Este monitoreo se espera que conduzca a una explotación sostenible del recurso y permita detectar condiciones desfavorables y por lo tanto diseñar e implementar acciones de recuperación.

De forma ideal, el diseño de una red de monitoreo de variables hídricas y de calidad de aguas debe ser capaz de responder de manera integral a interrogantes como qué, dónde, cuándo y cuánto monitorear, y cómo evaluar la efectividad de la red para considerar futuras necesidades de información (Steele, 1987; Nixon, 1996; Vargas et al, 2003). Las respuestas a estos interrogantes dependerán de los objetivos del programa de monitoreo, de las características de la fuente, de la variabilidad de los parámetros según la escala temporal y espacial de interés, del nivel de precisión y confiabilidad de las medidas, y de la disponibilidad de recursos (Olsen y Robertson, 2003 a; Loftis et al. 1991).

En una primera aproximación y cubriendo el dominio espacial mas general, Eyre y Pepperell (Eyre y Pepperell, 1999) proponen que a escala de cuenca, los programas de monitoreo pueden dividirse en tres categorías: a) muestreo rutinario entendido como una recolección periódica de muestras en un número pequeño de estaciones fijas, b) muestreo de eventos, realizado a la salida de una subcuenca dada para estimar la cantidad de carga contaminante que sale de dicha área en un evento determinado, y c) muestreo intensivo en un gran número de sitios en un lapso corto de tiempo, para obtener información en condiciones estables de un río, de la influencia del uso del suelo, la geología, y de las cargas puntuales en la calidad del agua. Este acercamiento al problema es demasiado general,

requiriéndose entonces un acercamiento más detallado que cubra diversos aspectos como los que se consideran a continuación.

2. Definición de Objetivos en una red de Monitoreo

Toda red de monitoreo deberá estar diseñada para cumplir ciertas metas u objetivos, los cuales dependen de aspectos como las políticas tanto nacionales como regionales, las características propias de las corrientes y del uso del agua dominante en la región en estudio, entre otros factores. A nivel nacional por ejemplo, el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales ha planteado diversos objetivos para el diseño de redes (IDEAM, 2004), agrupándolos en objetivos que buscan el seguimiento del recurso, en objetivos de vigilancia y control, y en objetivos de modelamiento.

Entre estos tres grupos se pueden mencionar algunos específicos, y aún tradicionales, como: a) la evaluación de tendencias en la variación temporal de los parámetros de calidad del agua a corto y largo plazo; b) el monitoreo de violaciones a estándares de calidad específicos para una cuenca o para un uso del recurso determinado; c) la identificación de causas y fuentes externas que afecten la calidad del agua (Spooner y Mallard 2003; Olsen y Robertson 2003b); d) el examen a corto plazo de las variaciones en la calidad del agua para investigaciones específicas (Vanderberghe et al. 2007; Camacho y Díaz-Granados, 2003); e) el seguimiento del ingreso de contaminantes y evaluación de medidas de control del recurso agua; f) la obtención de información para la toma de decisiones; y g) la planificación de la política de tasa retributiva (Vargas et al. 2003; Ward y Loftis, 1986).

Adicionalmente a los objetivos específicos mencionados en el párrafo anterior, se presentan algunos que han surgido de nuevos requerimientos en el manejo de sistemas de recursos hidráulicos como: a) la estimación de la carga contaminante por cada unidad de cuenca para desarrollar un análisis de carga diaria máxima total (CDMT); b) el establecimiento de sistemas de información para el manejo de recursos hídricos (Park et al 2006); y c) el diseño de sistemas de alerta temprana para evaluar

la contaminación accidental en una corriente, los cuales combinan sistemas de alerta químicos y biológicos (Adriaanse, 1994).

3. Variables por monitoriear

La selección de las variables por monitorear responde tanto a los objetivos específicos perseguidos por las entidades responsables del monitoreo ambiental según el uso potencial y actual del recurso hídrico, como a consideraciones de tipo económico y operativas (Loucks y Van-Beek, 2005).

En 1983 Sanders y un grupo de investigadores (Sanders et al. 1983) expusieron un esquema jerárquico de variables de calidad del agua, de cuatro niveles, para el seguimiento de distintos procesos en una corriente: a) variables básicas o de primer nivel que incluyen el caudal, los niveles del agua, y los volúmenes en pequeños cuerpos del agua, b) variables de calidad de efectos agregados o de segundo nivel como la temperatura, el pH, la turbiedad, la D.B.O (Demanda Biológica de Oxígeno), el O.D (Oxígeno Disuelto), los cationes, los aniones, y la conductividad eléctrica; c) variables de calidad que producen efectos agregados o de tercer nivel, por ejemplo, variables que producen turbiedad como material suspendido, coloides, grupos bióticos, minerales disueltos, y demás; y d) especies que producen efectos agregados o de cuarto nivel como minerales que afectan la turbiedad que incluyen óxidos de hierro, compuestos de manganeso, y aluminio, entre otros. Este último nivel corresponde al estudio más detallado de las variables de calidad.

Teniendo como base el uso específico del agua y el nivel de seguimiento que se desee realizar a la fuente, el IDEAM (2004) expone un conjunto de variables mínimas a monitorear en las aguas continentales basadas en un conjunto de índices de calidad. Los parámetros por monitorear también pueden seleccionarse a partir de los resultados de campañas preliminares que tengan como objetivo identificar los principales componentes de la contaminación (Literathy, 1997).

4. Localización de las estaciones de monitoreo

La ubicación de las estaciones de monitoreo es probablemente el factor más crítico en el proceso de diseño de una red de muestreo (Sanders et al. 1983), etapa que implica el estudio de diferentes dominios espaciales, los cuales han sido considerados hasta hoy en día a partir del trabajo clásico presentado por Sanders, Adrian y Berger (1976). Estos investigadores dividieron el procedimiento de localización de estaciones en tres niveles: a) macro-localización o tramo de la corriente en donde debe ubicarse la estación; b) microlocalización o definición del sitio específico en el tramo donde debe localizarse la estación, procurando la ubicación de la misma en la zona de mezcla completa dentro del tramo; y c) localización representativa del muestreo, esto es, dónde y cómo debe tomarse una muestra en la sección transversal de la corriente en la estación seleccionada.

A continuación se presentan diferentes aspectos de los dos primeros niveles (macrolocalización y microlocalización de estaciones). El tercer nivel antes mencionado no se considera dado que éste depende de condiciones específicas del cauce y que se tratan ampliamente en los protocolos de toma de muestras en corrientes superficiales.

4.1. Macrolocalización en una red de monitoreo

Dentro de las metodologías que se han desarrollado en lo referente a la macrolocalización de estaciones, pueden diferenciarse dos grupos según la información histórica de calidad y cantidad del agua disponible: a) los trabajos en los cuales no ha existido dichos registros, o si existen son registros cortos o de limitada cobertura espacial, basándose éstos en características de la red de drenaje, información extraída de modelos de elevación digital del terreno, modelos de calidad del agua o trabajos exhaustivos de campo; y b) trabajos orientados al rediseño de redes los cuales emplean información histórica extensa de diversos parámetros de calidad del agua y registros de caudal de redes ya existentes.

En la macrolocalización también suelen diferenciarse las metodologías de estudio por la manera como asumen el dominio de diseño, pues unas desarrollan el proyecto de la red de monitoreo sobre la red de drenaje a nivel de cuenca (o sistema de río), mientras que otras trabajan únicamente sobre el cauce principal o un tramo del mismo.

4.1.1. Metodologías de diseño con información histórica escasa o inexistente

Uno de los pioneros en este tema, W. E. Shrap, (Sharp, 1970; Sharp, 1971) propuso el primer método para la localización óptima de estaciones de muestreo en un río a nivel de cuenca, el cual emplea los órdenes de corrientes de Horton como base para dividir la red de drenaje en subdominios (los cuales serán muestreados a su salida) que tienen asignado un tributario tratado como una fuente potencial de polución. El número de subdominios (medios, cuartos, octavos, etc.) dependerá de la jerarquía en la que se quiera muestrear, y tiene la ventaja de no requerir información histórica previa de calidad del agua sobre la cuenca (Sanders, 1976). El método original de Sharp fue modificado por Sanders (Sanders et al. 1983) empleando en lugar del número de tributarios contribuyentes, indicadores de calidad de agua (niveles de D.B.O en los cauces).

Otras aproximaciones no incluyen criterios de optimización en la ubicación de las estaciones de monitoreo como lo muestra el trabajo de Smith y Maasdam (1994), quienes establecieron, sobre 49 corrientes en Nueva Zelanda, dos tipos de estaciones, unas denominadas de línea base ubicadas en sitios donde hay una probabilidad baja de afección directa por cargas puntuales o difusas; y otras, denominadas de impacto, dispuestas en sitios de muestreo en lugares aguas abajo de las áreas actuales o futuras de desarrollo, teniendo en cuenta para ambos casos que en los sitios de muestreo existiera un caudal medio diario superior a los 15m³/s.

Los modelos numéricos de simulación de la calidad del agua también han sido utilizados para proponer redes de monitoreo a corto y largo plazo. Dannisøe y Larsen (1997) emplearon para tal fin el modelo numérico de simulación de calidad del agua MIKE-II en un tramo del río Mollea en Dinamarca. En

este trabajo implementaron varios escenarios de modelación, incluyendo diferentes condiciones hidrológicas y de descargas puntuales, para analizar bajo condiciones actuales y proyecciones futuras, las descargas que causaban mayor impacto en la calidad del agua sobre el río y de esta manera ubicar los puntos de muestreo.

El auge y evolución de los sistemas de información geográfica (SIG) ha contribuido en la implementación de nuevos métodos de diseño, como el propuesto por Dixon, Smyth y Chiswell (1999) quienes implementaron un método de optimización para la selección de sitios de muestreo en un sistema de río, empleando SIG, y la teoría gráfica (representación de la red de drenaje del río como un conjunto de nodos y tramos a través de una matriz) y, como método de optimización la simulación annealing (temple simulado o recocido simulado). El método busca obtener una red de monitoreo tal que minimice el proceso de búsqueda de una fuente de contaminación, una vez se haya detectado un deterioro de la calidad del recurso en un punto específico de la red de drenaje. Los insumos base del método se obtuvieron del modelo digital del terreno de la cuenca y de la topología de la red de drenaje.

Contrario a los métodos que buscan el diseño óptimo de la red a nivel de sistema de río, la metodología desarrollada por Lo, Kuo y Wang en el río Keelung en el norte de Taiwan, (Lo et al., 2002, 1996) se centra sólo en una corriente principal, basando su trabajo en las simulaciones de un modelo de calidad del agua en estado permanente para flujos mensuales medios y mínimos. El método incorpora los resultados de la simulación a herramientas geoestadísticas (interpolación mediante kriging ordinario), definiendo la selección óptima de las estaciones de monitoreo entre un grupo discreto de posibles puntos de medición, buscando minimizar la varianza de estimación del método Kriging, utilizando el algoritmo de ramas y saltos como método de búsqueda y optimización. Respecto al método de interpolación y su uso en un cuerpo de agua como un río, Lo et al. (1996) exponen sobre el modelo general del kriging ordinario, que considerando n puntos de medida, x_1, x_2, \dots, x_n y sus correspondientes datos medidos $Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_n)$, respectivamente; si x_1, x_2, \dots, x_n están localizados en la misma subregión o subdominio, entonces la estimación de kriging de la calidad promedio del agua en la región V puede ser estimada como:

$$\bar{Z} = \left(\frac{1}{|V|} \right) \int_V Z(x) \cdot dx \quad (1)$$

Donde $|V|$ denota la longitud, área o volumen de la región V en una, dos o tres dimensiones espaciales respectivamente; mostrando con esto la posibilidad de aplicación del método de interpolación en el dominio de un río (una dimensión), pero no se exponen detalles mayores sobre la aplicación del método de interpolación en el caso de estudio mostrado en el artículo.

Karamouz, Karami y Kerachian (2004) buscando obtener las mejores estimaciones de variables de calidad de agua en sitios sin información dentro de un proceso de optimización y buscando criterios con base física combinaron algoritmos genéticos con un modelo de calidad del agua unidimensional en estado permanente para localizar las estaciones de muestreo a nivel de corriente principal en el río Karoon en Irán. La mejor configuración de la red de muestreo se determinó mediante el mejor ajuste de la variación espacial y temporal histórica de las variables simuladas y observadas en calidad y cantidad. La configuración de este método permite tener en cuenta más de un parámetro de calidad del agua en el procedimiento de diseño, lo que posibilita aproximar el diseño a lo que realmente sucede en una estación de monitoreo donde se muestrea simultáneamente un conjunto de variables de calidad.

En la misma línea de trabajo de Dixon, anteriormente mencionada, Park y sus colaboradores (Park et al. 2006) emplearon una combinación de SIG y un algoritmo genético para el diseño de redes de monitoreo en grandes sistemas de ríos, presentando la aplicación de su propuesta metodológica en el río Nakdong en Korea. En ese trabajo, emplearon cinco criterios de selección combinados linealmente en un sistema multiobjetivo de pesos ponderados, usando como criterios la representatividad del punto a nivel de cuenca (según el procedimiento de Sharp antes expuesto), el cumplimiento de estándares de calidad del agua, la supervisión del uso del agua, la vigilancia de fuentes de contaminación, y el examen de la variación de la calidad del agua en la red de drenaje. Los insumos base del método fueron la red de drenaje en formato raster, el modelo digital del terreno y las mediciones de D.B.O realizadas en época seca en diferentes tramos de la red de drenaje.

Explotando también la potencialidad de los sistemas de información geográfica, Strobl y sus colaboradores (Strobl et al. 2006a, 2006b) propusieron una metodología que combina un sistema de información geográfica (SIG), un modelo de simulación hidrológica, y la lógica difusa, para optimizar la selección de los puntos críticos de muestreo. La criticidad de los puntos referente a la potencialidad de ser contaminados, fue evaluada mediante la estimación del potencial de contaminación a nivel superficial y subsuperficial de los puntos candidatos. Esta metodología emplea tres insumos: a) productos e índices derivados del modelo digital del terreno de la cuenca como la pendiente, la curvatura en planta, la curvatura en perfil, el modelo de longitud de flujo, la radiación solar potencial, el índice de erosión de la corriente, el índice topográfico de humedad y el índice de transporte de sedimentos; b) propiedades del uso del suelo; y c) los resultados de la simulación realizada con un modelo hidrológico. Estos insumos son reescalados, ponderados según su importancia relativa en el proceso de contaminación y sumados para conformar un índice de potencialidad a la contaminación, índice que se evalúa en cada uno de los puntos candidatos y que es el insumo base en el proceso de optimización.

Otros esquemas de diseño como el desarrollado en el río Lerma en México por Fall, Hinojosa-Peña y Carreño-de-León, (Fall et al. 2006), se basan en una labor inicial de campo ardua y laboriosa, mediante muestreo intensivo tanto espacial como temporal, con el fin de caracterizar las diversas fuentes de contaminación y conocer a fondo la calidad del agua en la cuenca. Estos investigadores fundaron el diseño de la red de monitoreo en la escogencia de dos tipos de estaciones, las denominadas tipo D que consideran descargas contaminantes importantes y tributarios de consideración y, las denominadas tipo R, localizadas directamente sobre el cauce principal. Los principales criterios de selección de las estaciones fueron la magnitud de la carga contaminante del tributario o de la descarga para la tipo D, y la facilidad de acceso e historial de muestreo para la tipo R.

4.1.2. Metodologías de rediseño

Las metodologías de rediseño de redes existentes se basan en el uso de una gran cantidad de información histórica de variables

de calidad del agua cuyo análisis se ha realizado mediante diversas técnicas estadísticas (univariadas y multivariadas), geoestadísticas, y de teoría de la información, siendo estas últimas las técnicas más promisorias por lo que se hará mención especial de ellas en primera instancia dentro de este numeral.

Revisiones a la teoría de la entropía en lo concerniente a la evaluación de redes de datos hidrológicos (cantidad y calidad del agua) hechas por Sarlak y Sorman (2006) y por Singh (2000), la muestran como una teoría eficaz para medir cuantitativamente el contenido de información de una serie de datos y el grado de incertidumbre de un proceso hidrológico aleatorio. Estos trabajos muestran que la entropía permite medir en forma cuantitativa la eficiencia de una red de monitoreo en términos de la información producida por ella. Dada la información estadística esperada de la red de muestreo en términos de valores medios, extremos, y tendencia temporal de los parámetros de calidad de agua, la medida de la entropía de esta información refleja básicamente la variabilidad espacial y/o temporal de la calidad del agua. Estas propiedades básicas han hecho que diversos autores hallan explorado la entropía como medio para evaluar sitios de monitoreo, establecer frecuencias de muestreo, variables a ser muestreadas y duración del muestreo.

El trabajo pionero en el empleo de la teoría de la entropía para la evaluación de redes de monitoreo de parámetros de calidad del agua fue el realizado por Harmancioglu y Alpaslan (1992) en el río Porsuk en Turquía. Los autores implementaron un procedimiento estadístico basado en el principio de entropía para evaluar la eficiencia y la relación costo-beneficio de una red de muestreo existente, considerando aspectos espaciales como los sitios de muestreo, aspectos temporales como la frecuencia temporal de medición, y la combinación de los dos anteriores, con el fin de decidir sobre la reducción del número de estaciones, el incremento de lugares de muestreo o la finalización del proceso de monitoreo. Adicionalmente, presentaron un análisis de los problemas encontrados al emplear esta teoría en el diseño de redes de monitoreo. Estos problemas incluyen la necesidad de contar con una amplia colección de datos previa, las dificultades numéricas encontradas al aplicar el método, y los inconvenientes de asumir una cierta distribución estadística de los datos, típicamente la distribución normal o lognormal, para facilitar el proceso computacional.

En un trabajo posterior, Ozcul, Harmancioglu y Singh (2000) mejoraron algunas de las deficiencias de la metodología de Harmancioglu y Alpaslan, especialmente en lo referente a la eficiencia computacional (corrección de la definición de la entropía multivarada), pero conservando la esencia del trabajo original. En su aplicación al río Mississippi en Louisiana Estados Unidos, estos investigadores encontraron como principal desventaja la sensibilidad del método a la selección apropiada de la función de probabilidad multivariada que representa la naturaleza de la red.

Con una metodología basada en la opinión experta y en el análisis mutiobjetivo aplicada en la cuenca del río Kao-Ping en el sur de Taiwan, Ning y Chang (2002) presentaron un análisis en dos etapas aplicado a la selección de la localización y el número de estaciones de monitoreo en la red de drenaje. La primera etapa se enfoca en la investigación de los factores de ponderación por emplear en el diseño de la red usando un cuestionario diseñado para evaluar el comportamiento de la red existente con base a cinco objetivos específicos: a) estimación de la probabilidad de detección de una variable en áreas pequeñas, b) estimación del reflejo del uso potencial del recurso agua en la red, c) análisis de sensibilidad en la detección de contaminantes, d) medida del incremento del grado de protección en zonas con alta densidad poblacional, y e) monitoreo de todos los aportes de agua. El cuestionario fue evaluado por 15 expertos en el área del manejo ambiental, y con la ayuda de un modelo de programación por metas el cual fue diseñado para extraer la información esencial de los cuestionarios realizados, se seleccionaron los factores de ponderación finales para todos los objetivos. Basados en el análisis de estos factores, la segunda etapa utilizó una aproximación a la optimización multiobjetivo mediante programación entera mixta sobre el grupo de estaciones candidatas, para buscar simultáneamente la expansión óptima y las estrategias de relocalización para las estaciones de monitoreo en la cuenca del río.

Otros desarrollos han centrado su atención sólo en la variación espacial de las variables de calidad del agua, utilizando para ello herramientas geoestadísticas elementales como el semivariograma de la variable objetivo de diseño. Así, en el proceso de rediseño de la red de muestreo sobre el río Cauca en el tramo correspondiente al Departamento del Valle del

Cauca en Colombia, Segura, Vargas y Galvis (2003) emplearon propiedades del semivariograma de una variable específica (rango de dependencia y nugget), para evaluar la separación entre sitios de muestreo en un tramo de río, ubicando los puntos de monitoreo a una distancia igual o menor al rango de dependencia, y decidiendo de esta manera la modificación de la actual red de monitoreo mediante la inclusión o exclusión de estaciones de muestreo.

Varios trabajos (ver por ejemplo Harmancioglu, Cetinkaya y Geeders, 2004; y Harmancioglu, Icaza, y Gul, 2004) han reportado la utilización de la programación dinámica para evaluar la reducción del número de sitios de muestreo respecto a diferentes objetivos de monitoreo, según un número de estaciones a ser retenidas en la red base a partir de un número de estaciones inicial. El procedimiento de optimización propuesto consta de dos pasos. En el primer paso la cuenca se divide en subcuencas, y en cada subcuenca se determina el número de alternativas de combinación de estaciones mediante el método de Sharp (1970) según un número de estaciones pre-existentes en la subcuenca. Cada combinación posee ciertos atributos como área de drenaje, población, área de irrigación, número de observaciones antecedentes, longitud del período de observaciones y valores de las variables de calidad, los cuales fueron evaluados y normalizados. En el segundo paso, en la programación dinámica se definen las cuencas primarias como etapas y las estaciones en cada subcuenca como estados, para determinar la combinación de estaciones para varias cuencas primarias, resultando en una red total de tamaño predeterminado que tiene la máxima calificación de sus atributos.

Empleando elementos de geoestadística más avanzados que los expuestos anteriormente por Segura, Vargas y Galvis (2003), Karamouz, Hafez y Kerachian (2005) combinaron el método de interpolación de Kriging ordinario con un proceso analítico jerárquico, para realizar el rediseño de la red de monitoreo en un tramo de los ríos Karoun y Dez en Irán. La metodología propuesta incluye los siguientes pasos: a) Selección de la variable indicadora de calidad del agua; b) estudio de la distribución espacial de las estaciones de monitoreo disponibles; c) definición de un modelo para la estimación de la variación temporal de la variable indicadora; d) uso de un modelo

matemático o estadístico preseleccionado para modelar la serie de tiempo de la variable seleccionada; e) determinación de los parámetros por ser regionalizados usando el método de Kriging, partiendo de los parámetros y coeficientes del modelo anterior; f) selección del modelo de variograma teórico; g) interpolación en la totalidad del tramo en estudio de los parámetros regionalizados mediante el método de Kriging ordinario; h) selección de los puntos factibles de muestreo, considerando los mayores valores de la varianza de estimación del método de Kriging, y otros criterios como accesibilidad, información previa, tributarios, cargas puntuales y usos del agua; y , finalmente i) determinación de las estaciones a monitorear mediante un proceso analítico jerárquico, tomando como criterio principal la variable indicadora, y como criterio secundario las varianzas obtenidas del método de Kriging de los parámetros regionalizados.

Técnicas estadísticas multivariadas como el análisis de componentes principales se han empleado también para la evaluación de la información que está proporcionando una red de muestreo, teniendo como principal meta la identificación de factores o componentes importantes que expliquen la mayor variación del sistema estudiado. Ouyang (2005) evaluó la importancia de 22 estaciones de monitoreo en el análisis de la variación anual de la calidad del agua en la parte baja del río St. Johns en Florida, Estados Unidos, mediante el análisis de componentes principales de un grupo determinado de variables de calidad. El objetivo del estudio fue identificar las estaciones de monitoreo que son realmente importantes en la explicación de la variación anual de la calidad del agua en el río. Se denominaron estaciones no principales a los puntos de muestreo que mostraron no ser relevantes en la explicación de la variabilidad anual del grupo de variables de calidad seleccionadas, y estas estaciones, son las candidatas a salir del programa de monitoreo.

4.2. Microlocalización en una red de monitoreo

Como se observó en los numerales anteriores, la macrolocalización de estaciones es un proceso sistemático, mientras que la microlocalización es función de la macrolocalización y de las localizaciones que puedan considerarse

como críticas en el tramo específico de la corriente (Harmancioglu et al. 1999); dicha criticidad se evalúa en función de la longitud de mezcla a partir de entradas o salidas de caudal o de fuentes contaminantes puntuales o difusas en el tramo de corriente considerado.

Así, la estimación de las zonas de mezcla total (o completa) en los tramos de corriente en estudio es el principal énfasis de este nivel del diseño; autores como Sanders et al. (1983, 1976) y Twenter (2002) proponen en sus trabajos un método empírico para realizar la microlocalización que se basa en la estimación de la longitud de mezcla mediante diferentes expresiones tanto empíricas como teóricas, las cuales se sustentan en parámetros hidráulicos de la corriente como el coeficiente de dispersión longitudinal, el ancho del canal, la velocidad media y la profundidad del flujo, parámetros que a su vez asumen una distribución Normal de la concentración de los contaminantes en la corriente.

La ubicación de las estaciones según el criterio de la longitud de mezcla estimada ha sido usada como criterio para asegurar la verdadera representatividad de las muestras en la sección transversal de la corriente monitoreada (Sanders et al., 1983), esto ha sido ampliamente aceptado en el diseño de redes de muestreo, por lo que los mayores avances y trabajos de investigación en lo que a microlocalización de estaciones se refiere, se han centrado en el desarrollo y optimización de expresiones para estimar dicha longitud de mezcla (Chatwin, 1971; Júnior et al., 2005).

5. Frecuencia de muestreo

La estimación acertada de la frecuencia de muestreo es vital para alcanzar los objetivos con los cuales se diseñó la red de monitoreo y, por lo tanto, para el cálculo de la misma es necesario poseer una serie de datos previos con una longitud de registro adecuada en un rango amplio de condiciones hidrológicas, que permita el entendimiento de la naturaleza estadística de la población a ser muestreada (Stanfield, 2001; Leeks et al., 1997). Este entendimiento se hace a través de parámetros como medidas de tendencia central, análisis de tendencia, estacionalidad, independencia, normalidad,

variabilidad, entre otros; todo este conocimiento adquirido deberá apoyar las suposiciones que por lo general se hacen en la estimación de la frecuencia de muestreo (RIZA, 2000; Ward y Loftis, 1986).

Ante la carencia de datos disponibles de calidad del agua, la frecuencia de muestreo puede ser inicialmente estimada usando datos de caudal sobre la fuente, y cuando estén disponibles los datos de calidad, éstos pueden ser empleados para el rediseño del sistema (Sanders y Loftis, 1994). Diversas aproximaciones estadísticas y no-estadísticas han sido empleadas para estimar la frecuencia de muestreo, algunas más avanzadas que otras dependiendo del tipo, la extensión y la naturaleza de los registros históricos disponibles, como se presenta a continuación.

Asumiendo que la frecuencia de muestreo se puede desagregar en tres componentes, cada una con su propia frecuencia, Harmancioglu et al. (1999) proponen que la frecuencia de muestreo está dictaminada por la detectabilidad de tendencias, la exactitud de la estimación de fluctuaciones periódicas, y la precisión en la estimación de los valores medios. Cada una de estas componentes tiene asociada una frecuencia, y la frecuencia de muestreo última será la mayor de las tres.

Teniendo en cuenta el tipo de información que se desea del sistema de monitoreo (valores medios, cargas máximas o tendencias), Twenter (2002) y la EPA (2000) proponen algunos métodos estadísticos paramétricos para estimar la frecuencia de muestreo para cada tipo de información objetivo; estos autores asumen distribuciones estadísticas como la Normal o Log-Normal y emplean generalmente intervalos de confianza entre 90% y 95% para realizar las estimaciones.

Una práctica habitual en la estimación de la frecuencia de muestreo en una red de monitoreo es asumir que las concentraciones de las variables de calidad del agua son aleatorias, independientes, e idénticamente distribuidas. Esta aproximación, conjuntamente con un procedimiento de muestreo proporcional, ha sido empleada por diversos autores, como Vargas, Galvis y Parra, (2003); Lo, Kuo y Wang (2002, 1996) y Sanders et al. (1983) para obtener la frecuencia de monitoreo en cada estación de sus redes. Este método asume una distribución Normal o Lognormal de la variable por

monitorear y determina la frecuencia de muestreo según la varianza del parámetro a considerar, un nivel de significancia y un intervalo de confianza dados.

Helsel y Hirsch (2002) mostraron que desde el punto de vista estadístico, el método del muestro proporcional antes expuesto, en general, presenta grandes errores en la estimación para muestras fuertemente sesgadas o con menos de 30-50 datos, y que para los datos distribuidos normalmente subestima el tamaño de la muestra necesaria para el nivel de precisión buscado. Posteriormente Olsen y Robertson (2003a y 2003b) corroboraron los resultados de Helsel y Hirsch sobre el método del muestreo proporcional, y sugirieron que es más apropiado estimar el número de muestras necesarias para determinar si una concentración excede un valor dado, para un nivel de significancia y una probabilidad de detección determinada. Resaltan dichos métodos como los hasta aquí expuestos asumen que las variables de calidad del agua en un río varían aleatoriamente a través del año y a lo largo de un régimen específico del flujo, lo que no es del todo apropiado.

Para uso práctico se han construido tablas guía que permiten inferir la frecuencia de muestreo según el tipo de estación, y el cuerpo de agua a monitorear; si es un río, un lago o un acuífero Mäkelä y Meybeck (1996) recomiendan para una estación de la línea base (estaciones posicionadas en puntos en donde el comportamiento natural de la corriente no ha sido perturbado) un mínimo de 4 muestreos por año (2 en temporada seca, y 2 en temporada de lluvias) y un óptimo de 24 veces por año. Estos mismos autores recomiendan para una estación de estudio de tendencias (estaciones ubicadas en sitios estratégicos en grandes ríos, lagos, o acuíferos mayores) un mínimo de 12 muestreos por año y un óptimo de 24. La frecuencia de muestreo puede ser definida también por umbrales de calidad permitidos para un período dado de tiempo, por ejemplo, la máxima carga contaminante a nivel diario, semanal o mensual permisible, período dictaminado por las autoridades ambientales según el uso del recurso agua (Olsen y Robertson, 2003a).

En un trabajo reciente, Facchi, Gandolfi y Whelan (2007) proponen que en los casos donde la calidad del agua varía en períodos de tiempo más cortos que la frecuencia de muestreo, tomar una muestra única por estación ocasiona grandes errores

en la determinación de las características medias de calidad en la corriente, y que métodos como el muestreo compuesto mediante muestreadores automáticos proporciona un medio de solución eficiente a este problema.

6. Conclusiones

Los objetivos de una red de monitoreo y las variables a monitorear responden, básicamente, a políticas de control y uso actual o futuro del agua, las cuales indicarán qué se persigue con las variables y registros de muestreo y las condiciones que se espera reflejen los mismos.

No se puede realmente afirmar que ninguno de los métodos aquí presentados es el mejor para la macrolocalización de los puntos de monitoreo, ya sea a nivel de diseño inicial o de rediseño de una red actual. Cada método se basa en ciertas condiciones de la información disponible, tanto espacial como temporal, que hacen que dichas metodologías arrojen los mejores resultados según cada caso en particular. Las circunstancias específicas de cada cuenca y del tipo de información disponible en cada una de ellas, ha hecho que no se consolide aún una metodología general que logre acoger la totalidad de las condiciones en que pudiera encontrarse la información disponible en una corriente. La principal evolución en las metodologías la ha proporcionado el avance en la tecnología de medición (registro, almacenamiento y transmisión de datos) y los computadores, la forma en que se puede manejar espacialmente gran cantidad de información mediante la inclusión de los sistemas de información geográfica en el proceso de diseño, y la introducción de nuevas técnicas en sensores remotos e inteligencia artificial.

La microlocalización del lugar de monitoreo y la localización representativa en la sección transversal de la corriente a muestrear no han sido tan estudiadas como la macrolocalización, ya que la estimación de las mismas puede ser resuelta de una manera confiable mediante un apropiado estudio de campo de las condiciones particulares del lugar de muestreo, estudios que incluyen ensayos con trazadores, la toma transversal de un número representativo de muestras en la sección de la corriente seleccionada para verificar las condiciones de mezcla,

verificación de la accesibilidad al sitio de muestreo, y de las facilidades para la toma de muestras y mantenimiento de equipos si es el caso.

La frecuencia de muestreo tiene igual o mayor importancia que la macrolocalización de las estaciones, por su impacto económico a largo plazo, lo que la hace determinante en la viabilidad y sostenimiento de un proyecto de monitoreo, y su estimación es un procedimiento estadístico y, como tal, basa su desempeño en la calidad y cantidad de los datos disponibles. Al igual que en la macrolocalización, la mejor metodología para su estimación depende de la calidad del ajuste de los datos a las diferentes suposiciones que realice cada método. En el caso en donde exista un total desconocimiento del comportamiento de las variables a involucrarse en el diseño, la definición de la frecuencia de monitoreo podría fijarse por restricciones de tipo económico o ambiental, o a partir de un arduo trabajo de muestreo en un período de tiempo dado que proporcione indicios del comportamiento de los parámetros objetivo, representando esta última alternativa un trabajo bastante costoso.

Finalmente, es de resaltar que las redes de monitoreo necesitan ser periódicamente evaluadas y si es preciso, modificarlas, para que su funcionamiento esté de acuerdo con la dinámica de las condiciones ambientales que se presentan en las cuencas ampliamente intervenidas.

Referencias

- Adriaanse M., 1994. Information requirements as design criteria for surface water monitoring. *Monitoring Tailor-Made I: International Workshop on Monitoring and Assessment in Water Management*. Beekbergen, September 1994. pp. 126-133.
- Camacho A. y Díaz-Granados M., 2003. Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos-caso río Bogotá. Seminario Internacional: La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. Universidad del Valle/Instituto CINARA. Cali, pp. 73-82.
- Chatwin P., 1971. On the interpretation of some longitudinal dispersion experiments. *Journal of Fluids Mechanics*. Vol. 48, part 4, pp. 689-702
- Dannisøe J. y Larsen H., 1997. The use of models in monitoring strategies. *Monitoring Tailor-Made II: Information strategies in Water Management*. Nunspeet, September 1997. pp. 247-252.
- Dixon W., Smyth G. y Chiswell B., 1999. Optimized selection of river sampling sites. *Water Resources*. Vol. 33, N° 4, pp. 971-978.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), 2000. *Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection*. EPA QA/G-5S. Washington. 170 P.
- Eyre B. y Pepperell P., 1999. A spatially intensive approach to water quality monitoring in the Rou River catchment, NSW, Australia. *Journal of Environmental Management*. N° 56, pp. 97-118.
- Facchi A., Gandolfi C. y Whelan M., 2007. A comparison of river water quality sampling methodologies under highly variable load conditions. *Chemosphere*. Vol.66. pp. 746-756.
- Fall C., Hinojosa-Peña A. y Carreño-de-León M., 2006. Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma River and its tributaries by wastewaters disposal. *Science of the Total Environment*, N° 373, pp. 208-219.
- Harmancioglu N. y Alpaslan N., 1992. Water Quality Monitoring Network Design: A Problem of Multi-objective Decision Making. *Water Resources Bulletin AWRA*. Vol. 28, N° 1, pp. 179-192.
- Harmancioglu N., Fistikogly O., Ozcul S., Sicgh V. y Alpaslan M., 1999. Water Quality Monitoring Network Design. *Water Science and Technology Library*. 328 P.
- Harmancioglu N., Cetinkaya C. y Geerders P., 2004. Transfer of Information among Water Quality Monitoring Sites: Assessment by an Optimization Method. 18th International Conference Informatics for Environmental Protection [en línea], October 21-23, 2004. 10 p. [consulta 10 enero 2006] Disponible en Internet: <<http://www.enviroinfo2004.org/cdrom/Datas/Harmancioglu&Cetinkaya&Geerders.htm>>.

- Harmancioglu N., Icaza Y. y Gul A., 2004. The Use of an Optimization Method in Assessment of Water Quality Sampling Sites. *European Water*. N° 5/6, pp. 25-34.
- Helsel D. y Hirsch R., 2002. *Statistical Methods in Water Resources*. United States Geological Survey. 524 P.
- IDEAM, 2004. *Guía para el monitoreo y seguimiento del agua*. 39 P.
- Júnior A, da Silva G, Neves B, y Davens J., 2005. Métodos directos de determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em cursos d'água naturais. Parte I-Fundamentos teóricos. *Revista Escola de Minas, Ouro Preto*. N° 58, Vol. 1, pp. 27-32
- Karamouz M., Hafez B. y Kerachian R., 2005. *Water Quality Network for River Systems: Application of Ordinary Kriging*. EWRI 2005. ASCE. 12 P.
- Karamouz M., Karami M. y Kerachian R., 2004. *Design of Water Quality Monitoring Network for River Systems*. World Water Congress. ASCE. 9 P.
- Leeks G., Neal C., Jarvie H., Casey H., y Leach D., 1997. The LOIS river monitoring network: strategy and implementation. *The Science of the Total Environment*. N° 194/195, pp. 101-109.
- Literathy P., 1997. *Water Quality Monitoring in the Danube River Basin. Monitoring Tailor-Made II: Information strategies in Water Management*. Nunspeet, September 1997. pp. 213-220.
- Lo S., Kuo J. y Wang M., 1996. *Water Quality Monitoring Network Design of Keelung River Northern Taiwan*. *Water Science and Technology*. Vol. 34, N° 12, pp. 49-57.
- Lo S., Kuo J. y Wang M., 2002. The influence of artificial cutoff on a monitoring system and the Water Quality of the Keelung River. *Water Science and Technology*. Vol. 46, N° 11-12, pp. 231-236.
- Loftis J., McBride B. y Ellis J., 1991. Considerations of scale in water quality monitoring and data analysis. *Water Resources Bulletin*. Vol. 27, N° 2, pp. 255-264.
- Loucks D. y Van-Beek E., 2005. *Water Resources Systems Planning and Management (Appendix B: Monitoring and Adaptive Management)*. UNESCO/Delf Hydraulics. Italy. 680P.
- Mäkelä y Meybeck M. 1996. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*, Chapter 3 - Designing a Monitoring Programme. United Nations Environment Programme and the World Health Organization UNEP/WHO. 348 P.
- Ning S. y Chang N., 2002. Multi-objective, decision-based assessment of a water quality monitoring network in a river system. *Journal of Environmental Monitoring*. N° 4, pp. 121-126.
- Nixon S., 1996. *European Freshwater Monitoring Network Design*. European Environment Agency. 131 P.
- Olsen R. y Robertson D., 2003a. *Monitoring Design*. *Water Resources Impact AWRA*. Vol. 5, N° 5, pp. 14-16.
- Olsen R. y Robertson D., 2003b. *Monitoring Design*. [en línea]. National Water Quality Monitoring Council: Working Together for Clean Water. 12 P. [consulta 15 abril 2007]. Disponible en Internet: <http://www.acwi.gov/monitoring/final_4_monitoringdesign_0605>
- Ouyang Y., 2005. Evaluation of river quality monitoring stations by principal component analysis. *Water Resources*. N° 39, pp. 2621-2635.
- Ozcul S., Harmancioglu N. y Singh V., 2000. Entropy-based Assessment of Water Quality Monitoring Networks. *Journal of Hydrologic Engineering ASCE*. Vol.5, N°1, pp. 90-100.
- Park S., Choi J, Wang S y Park S., 2006. Design of water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. *Ecological modeling*. N° 199, pp. 289-297.
- RIZA, 2000. *Guidelines on Monitoring and Assessment of Transboundary Rivers*. Netherlands. 88 P.
- Sanders T., Adrian D. y Berger B., 1976. *Design a River Basin Sampling System*. Water Resources Research Center University of Massachusetts at Amherst. Publication N° 62, report FY-76-9. 88 P.
- Sanders T., Ward R., Loftis J, Steele T, Adrian D., y Yevjevich V., 1983. *Design of Network for Monitoring Water Quality*. Water Resources Publications, Littleton, Colorado. 328 P.

- Sanders T. y Loftis J., 1994. Factors to consider in optimization of a monitoring network. *Monitoring Tailor-Made I: International Workshop on Monitoring and Assessment in Water Management*. Beekbergen, September 1994. pp. 146-152.
- Sarlak N. y Sorman A., 2006. Evaluation and Selection of Stream flow Network Stations Using Entropy Methods. *Turkish Journal of Engineering Environmental Science*. Vol. 30, pp. 91-100.
- Segura S., Vargas V. y Galvis A., 2003. Metodología Geoestadística para proponer estaciones de muestreo en el Río Cauca en el tramo Salvajina-La Virginia. *Seminario Internacional: Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos*. Universidad del Valle/Instituto CINARA. pp. 142-150.
- Sharp W., 1970. Stream Order as a Measure of Simple Source Uncertainty. *Water Resources Research*. Vol. 6, N° 3, pp. 919-926.
- Sharp W. 1971. A Topologically Optimum Water-Sampling Plan for Rivers and Streams. *Water Resources Research*. Vol. 7, N° 6, pp. 1641-1646.
- Singh V., 2000. The entropy theory as a tool for modeling and decision-making in environmental and water resources. *Water SA*. Vol.26, N° 1, pp. 1-10.
- Smith D. y Maasdam R., 1994. New Zealand's National River Water Quality Network: I. Design and Physico-chemical Characterisation. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. The Royal Society of New Zealand. Vol. 28, pp. 19-35.
- Spooner C. y Mallard G., 2003. Identify Monitoring Objectives. *Water Resources Impact AWRA*. Vol. 5, N° 5, pp. 11-13.
- Stanfield B., 2001. Effects of sampling frequency and laboratory detection limits on the determination of time series water quality trends. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. Vol.35, pp. 1071-1075.
- Steele T., 1987. Water quality monitoring strategies. *Hydrological Sciences Journal*. Vol. 32, N° 2-6, pp.207-213.
- Strobl R., Robillard P., Shannon R., Day R. y McDonnell A. 2006a. A Water Quality Monitoring Network Design, Methodology for the Selection of Critical Sampling Points: Part I. *Environmental Monitoring and Assessment*. N° 112, pp. 137-158.
- Strobl R., Robillard P., Shannon R., Day R. y McDonnell A., 2006b. A Water Quality Monitoring Network Design, Methodology for the Selection of Critical Sampling Points: Part II. *Environmental Monitoring and Assessment*. N° 122, pp. 319-334.
- Strobl R., Robillard P., y Bebel P., 2006. Critical sampling points methodology: case studies of geographically diverse watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment*. N° 129, pp.115-131.
- Twenter J., 2002. Design of a water quality information system for source water assessment: a Denver water case study, Denver, Colorado. Master of Science Thesis, Colorado State University. 125 P.
- Vanderberghe V., Bauwens W. y Vanrolleghen P., 2007. Evaluation of uncertainty propagation into river water quality predictions to guide future monitoring campaigns. *Environmental Modelling & Software*. Vol. 22, pp. 725-732.
- Vargas V., Galvis A. y Parra A., 2003. Propuesta de un plan de muestreo estadístico para estimar la calidad de agua del Río Cauca. *Seminario Internacional: La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos*. Universidad del Valle/Instituto CINARA. Cali. pp.133-141.
- Ward R y Loftis J., 1986. Establishing Statistical Design Criteria for Water Quality Monitoring Systems: Review and Synthesis. *Water Resources Bulletin*. Vol. 22, N° 3, pp. 759-767.