



Organización
de las Naciones Unidas
para la Educación,
la Ciencia y la Cultura

United Nations
Educational, Scientific and
Cultural Organization



Programa Hidrológico Internacional
International Hydrological Programme

Aqua-LAC

1

VOL. 1
2009

Revista del Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe

Journal of the International Hydrological Programme for Latin America and Caribbean

CONSEJO EDITORIAL / EDITORIAL COUNCIL

- Eric Alfaro
Universidad de Costa Rica, Costa Rica
- Patricia Avila
Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Walter Baethgen
International Research Institute for Climate and Society,
USA
- Gino Cassasa
Centro de Estudios Científicos, Chile
- Henrique Chaves
Universidade de Brasilia, Brasil
- Jose Rafael Cordova
Universidad Simón Bolívar, Venezuela
- Evens Emmanuel
University of Quisqueya, Haiti
- Michael Glantz
National Center for Atmospheric Research, USA
- Alfonso Gutierrez
Universidad Autónoma de Querétaro, México
- Blanca Jiménez
Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Lilian Laborde
Universidad de Buenos Aires, Argentina
- Michael McClain
Florida International University, USA
- Miguel Mariño
University of California – Davis, USA
- Victor Pochat
Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Argentina
- Vincent Sweeney
Integrating Watersheds and Coastal Area Management in
SIDS, Saint Lucia

STAFF EDITORIAL / EDITORIAL STAFF

Editora Ejecutiva / Executive Editor

Zelmira May
UNESCO

Coordinador de Edición / Editorial Coordinator

Federico Langguth
UNESCO

Diseño Gráfico / Graphic Design

María Noel Pereyra
UNESCO

Diseño de Portada / Cover Design

Komai Garabelli
UNESCO

CONTENIDO

- Gestión apropiada. El recurso hídrico subterráneo en América Latina. Lecciones de experiencias internacionales.
Prof. Dr. Stephen Foster y Ing. Héctor Garduño
Appropriate Groundwater Management for Latin America. Lessons from International Experience.....5
- Ecological hazard assessment of the effects of heavy metals and nutrients contained in urban effluents on the bay ecosystems of Port-au-Prince (Haiti)
Evens Emmanuel, Joaneson Lacour, Ketty Balthazard-Accou, Osnick Joseph
Evaluación del riesgo ecológico de los efectos de metales pesados y nutrientes contenidas en efluentes urbanos sobre los ecosistemas de la bahía de Puerto Príncipe (Haiti)..... 18
- Análisis geoestadístico para describir la Distribución espacial de la precipitación de una cuenca Patagónica.
José Vargas B., Luis De la Fuente C., Alfonso Gutiérrez-López, José Luis Arumi
Geostatistical Analysis to Describe the Spatial Distribution of Rainfall in a Patagonian Basin.29
- Determinación empírica de los parámetros que modelan el tránsito de avenidas, por el método de Muskingum, en zonas de clima mediterráneo de Chile central.
Roberto Pizarro T.; Manuel Hormazábal V.; Lastenia León G.; Carolina Morales C.
Empiric estimation of parameters for flood routing through Muskingum method, in Mediterranean zones of central Chile.42
- La modelación en el campo de la ingeniería hidráulica: reflexiones y discusión sobre las causas de error y sus consecuencias
Juan-C. Garcia-Salas, Bernard Chocat
Modelling in hydraulic engineering: reflexions and discussion on error sources and their consequences52
- Presence of *Cryptosporidium oocysts* and *Giardia Cysts* in the surface water and groundwater in the City of Cayes, Haiti.
Ketty Balthazard-Accou, Evens Emmanuel, Patrice Agnamey, Philippe Brasseur, Obicson Lilite, Anne Totet, Christian P. Raccurt
Presencia de *Cryptosporidium oocysts* y *Giardia Cysts* en el agua superficial y en el agua subterránea en la Ciudad de Cayos (Les Cayes), Haití.....63
- Estimación de caudales en cuencas no aforadas, empleando modelos estocásticos y multivariados
Gutiérrez-López, Alfonso, Becerra Soriano, Raúl, Esparza Orta, José, López de la Cruz, Jesús, Gallardo Almanza, Pablo
Flows Estimation of Ungauged Basins using Stochastics and Multivaried Models72
- Planeamiento y gestión de presas y embalses en un marco de sostenibilidad ambiental
Alberto T. Calcagno
Dams and reservoirs planning and water management within the framework of environmental sustainability82

CONSEJO DIRECTIVO

MICHAEL BONELL

Ingeniero (Central Technical School of Sheffield), licenciado en Geografía y Matemáticas y Doctor en Hidrología Subsuperficial (Universidad de Hull). El Sr. Bonell ha participado como profesor invitado en varias universidades alrededor del mundo y ha sido consultor para el Proyecto Forestal para Nepal y Australia y más tarde consultor para el Proyecto Regional Forestal de la FAO, en Bangkok. Trabajó en la división de Ciencias del Agua de la UNESCO, donde estuvo a cargo de la temática de los impactos de la variabilidad temática sobre los recursos hídricos.

Engineer (Central Technical School of Sheffield), BSc in Geography and Mathematics and PhD in shallow groundwater hydrology (University of Hull). Mr. Bonell has taken up visiting positions at several universities worldwide. He was a consultant to the Nepal-Australia Forestry Project and later a consultant to the FAO Regional Forestry Programme, Bangkok. He worked at the Division of Water Sciences of UNESCO where he took responsibility for the impacts of climate variability (and change) on hydrology and water resources issues.

BENEDITO BRAGA

Profesor de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad de San Pablo y Director de la Agencia Nacional del Agua (ANA) de Brasil. Fue presidente de la Asociación Internacional de Recursos Hídricos entre 1998 y 2000 y actualmente es Vicepresidente del Consejo Mundial del Agua. Es investigador activo en el campo de resolución de conflictos y procesos de adopción de decisiones sobre el agua con múltiples objetivos con participación de interesados.

Professor of Civil and Environmental Engineering at University of Sao Paulo and Director of the Brazilian National Water Agency – ANA. He was President of the International Water Resources Association from 1998-2000 and presently is Vice-President of the World Water Council. He is an active researcher in the field of conflict resolution and water resources decision making multi-objective processes with stakeholder participation.

LUCILA CANDELA

Profesora del Departamento de Ingeniería Geotécnica y Geociencias (Universidad de Cataluña-UPC, Barcelona, España), con más de veinte años de labor de investigación y experiencia en hidrología de aguas subterráneas. Su investigación concierne a la naturaleza y el destino de los contaminantes en la zona subsuperficial, estudios sobre procesos de laboratorio relativos a transporte de contaminantes y contaminantes emergentes, aplicaciones geoestadísticas a la hidrología de las aguas subterráneas y riesgos para las aguas subterráneas provenientes de actividades agrícolas.

Professor in the Department of Geotechnical Engineering and Geoscience (Technical University of Catalonia-UPC, Barcelona, Spain), she has over twenty years of research and experience, and expertise in groundwater hydrology. Her research concerns the nature and fate of contaminants in the subsurface zone, laboratory process studies on contaminant transport and emerging pollutants, geostatistical applications to groundwater hydrology, and agricultural threats to groundwater.

DAVID EINFELD

Graduado en Física y Geofísica en la Universidad de California (Berkeley), MSc y PhD en Oceanografía Física en la Universidad del Estado de Oregón (OSU). Entre 1973 hasta 2008 ha sido oceanógrafo investigador en el Laboratorio Oceanográfico y Meteorológico del Atlántico (AOML, en sus siglas en inglés) de la Administración Nacional de Asuntos Oceánicos y Atmosféricos (NOAA, en sus siglas en inglés), en Miami, Florida. Actualmente trabaja en el Instituto Cooperativo para Estudios Marinos y Atmosféricos, en el Colegio de Ciencias Marinas y Atmosféricas (Universidad de Miami).

Graduated in Physics and Geophysics from the University of California (Berkeley), MSc and PhD degrees in Physical Oceanography at Oregon State University (OSU) in 1970 and 1973. From 1987 through 2008 he has been a research oceanographer at the NOAA Atlantic Oceanographic and Meteorological Laboratory (AOML) in Miami, Florida. He is now working at the Cooperative Institute for Marine and Atmospheric Studies at the Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science (University of Miami).

VIRGINIA GARCÍA ACOSTA

Licenciada en Antropología Social por la Universidad Iberoamericana, Doctora en Historia de México por la UNAM. Desde 1974 es investigadora del Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social y miembro de la Academia Mexicana de Ciencias y del Sistema Nacional de Investigadores desde 1987. Desde mayo del 2004 es Directora General del CIESAS, cargo que ocupará hasta mayo del 2009.

Graduate in Social Anthropology of the Ibero-American University, holds a PhD in History of Mexico of the National Autonomous University of Mexico. Since 1974, is Researcher for the Research and Higher Studies in Social Anthropology Center, and member of the Mexican Academy of Sciences and the National Researcher System since 1987. Since May, 2004, Director General of the Center for **Research and Higher Studies** in Social Anthropology (CIESAS), a position she will hold until May, 2009.

ROBERTO PIZARRO TAPIA

Ingeniero Forestal de la Universidad de Chile y Doctor en Ingeniería de la Universidad Politécnica de Madrid. Actualmente, se desempeña como académico de jornada completa en la Universidad de Talca en Chile y es director del Grupo de Investigaciones EIAS (Estándares de Ingeniería para Aguas y Suelos), es Presidente de la Comisión de Ciencia y Tecnología del Comité Chileno para el Programa Hidrológico Internacional de UNESCO y Coordinador programa ISI UNESCO América Latina y el Caribe.

Forestry Engineer of the University of Chile, and holds a PhD of the Polytechnic University of Madrid. Is full-time Academician, University of Talca, Chile. He is Director of the Research Group on Engineering Standards for Waters and Soils (ESWS), and Chairman of the Science and Technology Commission of the Chilean Committee for the UNESCO International Hydrological Programme. In addition, he is Coordinator of UNESCO ISI Programme for Latin America and the Caribbean.

EDITORIAL

La importancia del agua como un recurso natural vital, ineludible e insustituible constituye una condición básica al desarrollo y subsistencia. Requiere una planificación y gestión, adquiere un valor socio-económico y condiciona el ámbito geopolítico. La adecuada evaluación, explotación, gestión y conservación no se consigue sin los progresos científicos y tecnológicos necesarios y sin la difusión de los principios básicos generales por la comunidad científica. En este contexto, en 1965, la UNESCO lanzó su Decenio Hidrológico Internacional, que junto con sus posteriores Programas Hidrológicos Internacionales constituyó una toma de conciencia para las Naciones respecto al papel y el valor del agua desde un punto de vista multidisciplinar

Un objetivo ampliamente perseguido a lo largo de los años por el Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe (PHI-LAC), ha sido la publicación de una revista científica centrada en los recursos hídricos, tendente a cubrir el vacío existente en la región. Ahora y con gran ilusión, ve la luz la primera edición de Aqua-LAC, cuyo objetivo es presentar bajo un enfoque holístico los aspectos científicos directamente relacionados con el agua. Con esta iniciativa, la revista intenta cubrir un nicho que integre de forma multidisciplinar los resultados procedentes de la investigación científica y socioeconómica, los aspectos legales, el uso de tecnologías innovadoras junto con la gestión integrada y apropiada de los recursos disponibles. Todo ello sin olvidar la correcta transferencia de los aspectos científicos a la sociedad, administradores, gestores y planificadores.

Sin embargo, nuestra mayor pretensión es que Aqua-LAC constituya en su campo un marco de referencia internacional por su contrastada calidad y relevancia científica, donde no solo tengan cabida científicos y profesionales del agua de América Latina y el Caribe. Sin duda, ese reconocimiento solo será posible en la medida en que la revista recoja las contribuciones y colaboraciones de los técnicos e investigadores de la región en especial, y aquellas contribuciones relevantes de otras áreas de influencia.

Este número está dedicado a la memoria del ingeniero Alberto Calcagno, quien será siempre recordado en el campo de los recursos hídricos y en el del ambiente en general, por su particular capacidad para percibir los problemas, detectar y analizar cada una de sus facetas y encontrar una solución sistemática para ellos. Sin embargo, más allá de esa tan destacada cualidad profesional, el recuerdo más profundo de aquellos que tuvieron el privilegio de conocerlo, será siempre el de su delicadeza en el trato, su prudencia en el actuar y su continua disposición para ayudar.

Consejo Directivo

EDITORIAL

The importance of water as a vital, unavoidable and essential natural resource is a basic condition to development and subsistence. It requires planning and management; entails socio-economic value and conditions the geopolitical realm. Adequate assessment, development, management and conservation are not possible without the necessary scientific and technological advances and dissemination of the general basic principles by the scientific community. In this context the UNESCO launched in 1965 its International Hydrological Decade, which together with their posterior International Hydrological Programme signaled the United Nations' awareness on the role and value of water from a multi-disciplinary viewpoint.

A yearlong goal widely pursued by the International Hydrological Programme for Latin America and the Caribbean (IHP-LAC) was the publication of a scientific journal focusing on water resources, to fill the gap existing in the region. Now, with great expectations, the first issue of Aqua-LAC comes to life. Its goal consists of presenting, through a holistic approach, the scientific aspects directly connected with water. With this initiative, the journal attempts to fill a niche that integrates, in a multi-disciplinary form, the results from scientific and socio-economic research, the legal aspects, the use of innovative technologies, and integrated and appropriate management of the available resources – all of which without disregarding the right transfer of the scientific advances to the society, and the administrative, managing and planning instances.

However, our main ambition is that AQUA-LAC constitutes an international framework of reference in its field through its tested quality and scientific relevance, not limited to water scientists and professionals of Latin America and the Caribbean. Such recognition will certainly only be possible to the extent the journal gathers the contributions and inputs from the technicians and researchers –mainly from the region—and relevant contributions from other areas of influence.

This issue is dedicated to the memory of Engineer Alberto Calcagno, who will always be remembered in the field of water resources, and the environment field at large, for his keen perception of the issues and his ability to analyze each of their dimensions and find a systematic solution for all of them. However, beyond such most relevant professional quality, the deepest memory for those who had the privilege to meet Mr. Calcagno will always be his gentle manner, his prudent attitude in all his actions, and his continuous willingness to help.

Board of Directors

NOTICIAS PHI

CONFERENCIA REGIONAL “AGUA Y EDUCACIÓN”

Como instancia preparatoria para el V Foro Mundial del Agua (WWF V) y con el objetivo de resaltar la importancia de la educación en distintos niveles y de generar conciencia acerca del papel fundamental del agua en la vida del hombre, se llevó a cabo la Conferencia Regional “Agua y Educación” (Asunción del Paraguay, 11 - 12 de diciembre de 2008), donde se trataron los siguientes tópicos:

- Educación terciaria y desarrollo profesional de científicos del agua, ingenieros, gerentes y tomadores de decisiones
- Educación y capacitación de técnicos del agua
- Agua y educación en escuelas
- Educación comunitaria
- Educación a través de los medios

Ver el informe de la Conferencia en

www.unesco.org.uy/phi/aguayeduccion/es/conferencia-agua-y-educacion.html

V FORO MUNDIAL DEL AGUA

I Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO para América Latina y el Caribe estará participando en el V Foro Mundial del Agua (Estambul, Turquía 16 – 22 de marzo de 2009).

Web site: www.worldwaterforum5.org

SUSCRIPCIONES

Si desea recibir la revista Aqua – LAC en forma periódica en formato digital, por favor envíenos sus datos con asunto: Suscripción a aqualac@unesco.org.uy

IHP NEWS

REGIONAL WORKSHOP “WATER AND EDUCATION”

As a previous event for the V Water World Forum (WWF V) and with the objective of highlighting the importance of education at different levels and raise awareness on the importance of water in human life, it was held the Regional Workshop “Water and Education” (Asunción del Paraguay, December 11th - 12th , 2008) focused on the following topics:

- Tertiary education and professional development of water scientist, engineers, managers and decision makers
- Education and training of water technicians
- Water education in schools
- Community education
- Water education for mass-media professionals

Please find the report of the workshop at

www.unesco.org.uy/phi/aguayeduccion/en/conference-water-and-education.html

V WATER WORLD FORUM

The UNESCO International Hydrological Programme for Latin America and the Caribbean will be participating in the V World Water Forum (Istambul, Turkey, March 16th – 22nd , 2009).

Web site: www.worldwaterforum5.org

SUBSCRIPTIONS

If you would like to periodically receive Aqua – LAC journal in digital format, please send us your contact information, with subject: Subscription to aqualac@unesco.org.uy

GESTIÓN APROPIADA EL RECURSO HÍDRICO SUBTERRÁNEO EN AMÉRICA LATINA. LECCIONES DE EXPERIENCIAS INTERNACIONALES

APPROPRIATE GROUNDWATER MANAGEMENT FOR LATIN AMERICA. LESSONS FROM INTERNATIONAL EXPERIENCE

Prof. Dr. Stephen Foster¹ (Director del GW-MATE²
Presidente de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos)
Ing. Héctor Garduño³ (Miembro del GW-MATE)

Resumen

La explotación de los recursos hídricos subterráneos en las regiones más áridas y expuestas a sequías de América Latina ha producido importantes beneficios económicos, pero también ha sido seriamente cuestionada su sostenibilidad. En este artículo se describen los esfuerzos realizados para controlar la extracción de agua subterránea y para asegurar la sostenibilidad del recurso, desde el punto de vista de cantidad y calidad, en tres zonas geográficas diversas en donde el recurso hídrico subterráneo juega un papel fundamental: el Vale del Carrizal en Mendoza, Argentina, la Chapada de Apodi en el nordeste de Brasil, la cuenca de Silao-Romita en Guanajuato, México, y la situación en algunos conglomerados urbanos importantes. Si bien cada caso es distinto y no es realista ofrecer una receta sencilla para realizar la gestión sostenible del recurso hídrico subterráneo en América Latina, sí es posible extraer y discutir algunas lecciones genéricas de este conjunto de experiencias.

Palabras Clave: agua subterránea, recursos hídricos subterráneos, gestión sostenible y protección, América Latina

Abstract

In the more arid and drought-prone areas of Latin America groundwater resource development for irrigated agriculture and for urban expansion has yielded major socioeconomic benefits – but is also seriously challenged by questions of sustainability. This paper describes efforts to control groundwater extraction and secure resource sustainability physically and/or chemically in three geographically diverse areas with important groundwater resources – the Carrizal Valley of Mendoza-Argentina, the Chapada do Apodi in North-East Brasil, and the Silao-Romita Basin of Guanajuato-Mexico – together with the situation in major urban conurbations. Although each case is significantly different and it is not realistic to offer a simple blueprint (or recipe) to promote groundwater resource management in Latin America, some useful generic lessons from this set of experiences can be derived and are discussed.

Keywords: groundwater resources, sustainable management and protection, Latin America

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Alcance del Artículo y Casos Presentados

Durante las últimas tres décadas, muchos países latinoamericanos han obtenido enormes beneficios sociales y económicos derivados del desarrollo y aprovechamiento de los recursos hídricos subterráneos, los cuales constituyen una fuente de abastecimiento de acceso flexible y bajo costo para la población urbana, la actividad industrial, el riego agrícola, y la supervivencia rural – además de ser muy valiosos para amortiguar las sequías.

Sin embargo, la magnitud de las demandas de agua subterránea que ha impuesto tanto la expansión urbana como los cultivos bajo riego en las zonas más áridas de la región (el norte y el centro de México, el noreste de Brasil, las costas de Perú y Chile y la zona pre-andina de Argentina) ha alcanzado niveles tales que se pone en duda la sostenibilidad de este recurso natural. Tal preocupación se agrava porque el uso del suelo muy frecuentemente no se realiza conforme a un ordenamiento territorial planificado y genera múltiples peligros de contaminación del recurso hídrico subterráneo. Las medidas para lograr la gestión y protección adecuada del agua subterránea representan uno de los retos más complejos de los recursos naturales que enfrenta la sociedad.

Para contribuir a enfrentar este reto, el GW-MATE viene preparando una Serie de Notas Informativas (Foster y Kemper, 2004) como introducción a la teoría y práctica de la gestión y protección del agua subterránea. Por otra parte, el GW-MATE ha estado asesorando varios casos específicos para

¹ email: GWMATEfoster@aol.com

² GW-MATE: Groundwater Management Advisory Team (Equipo Asesor en Gestión de Aguas Subterráneas del Banco Mundial y Programa Asociado de la GWP – Asociación Mundial del Agua) www.worldbank.org/gwmate

³ email: hgardunov@prodigy.net.mx

promover la gestión y protección del recurso hídrico subterráneo, y estos casos forman una Colección de Casos Esquemáticos (incluyendo ocho de América Latina); ambas están disponibles en www.worldbank.org/gwmate.

Este artículo presenta dos tipos diferentes de experiencias:

- los casos de Mendoza en Argentina, la Chapada do Apodi en Brasil y el estado de Guanajuato en México, para ilustrar el difícil reto de controlar y reducir la demanda de riego en acuíferos bajo estrés hídrico en zonas áridas
- las experiencias de grandes zonas urbanas (como Fortaleza en Brasil, Asunción en Paraguay y Buenos Aires en Argentina compartidas por varios otros lugares) en donde es indispensable establecer una visión y política de gestión integrada incorporando el agua subterránea.

Si bien, cada caso es diferente y no es realista ofrecer 'recetas sencillas' de gestión del agua subterránea a causa de la gran diversidad hidrogeológica, socioeconómica e institucional, sí es posible derivar lecciones genéricas de este conjunto de experiencias.

1.2 ¿Cómo Abordar la Gestión y Protección del Agua Subterránea?

La gestión y protección del agua subterránea pretende equilibrar la disponibilidad de un recurso complejo con las demandas crecientes de usuarios del agua y el suelo que pueden poner en riesgo su disponibilidad y sostenibilidad. Por la naturaleza oculta del recurso, no es sino hasta que alguno de

los grupos interesados observa que baja el nivel de 'su' pozo o se deteriora la calidad de 'su' agua que se pone de manifiesto la necesidad de la gestión. Pero el éxito de la gestión del agua subterránea radica más en 'manejar a la gente' que manejar al recurso, o dicho de una manera más correcta – 'facilitar que la gente asuma sus derechos y obligaciones en la gestión del agua'.

Aunque parezca una herejía, hay que contradecir a los que opinan que no es posible manejar en forma aislada a los acuíferos argumentando que el agua subterránea y el agua superficial están conectadas hidrológicamente. La verdad sea dicha, en la mayor parte de los casos de gestión de agua superficiales no se toman en cuenta de una manera importante los recursos hídricos subterráneos asociados. Otra verdad irrefutable es que hoy en día hay muchos acuíferos estresados y hay que enfrentar su gestión en forma pragmática, sin desprestigiar los principios básicos de la gestión integrada de los recursos hídricos, particularmente si las interconexiones hidráulicas son relativamente directas.

Lo que sí es insoslayable en la gestión del agua subterránea es tomar en cuenta tanto medidas de planificación estratégica, normalmente al nivel nacional, como asuntos de naturaleza fundamentalmente local (Figura 1). Por ejemplo, tan importante para regular la demanda es cobrar un cargo económico que refleje todo los costos de la extracción del agua subterránea que además sea justo y socialmente aceptable, como establecer una política de precios agrícolas y de energía eléctrica apropiada. Y también hay que reconocer que, aun cuando las medidas para incrementar la oferta del recurso, tales como la recarga artificial, pueden contribuir al equilibrio, en general las medidas para reducir la demanda son más efectivas y duraderas.



Figura 1 : Medidas locales y nacionales para la gestión del agua subterránea

Los casos que se presentan en seguida ilustran las aseveraciones anteriores. Por ejemplo, la política mendocina de impulso a la viticultura es responsable al mismo tiempo del auge económico de la provincia y del estrés del acuífero subyacente. Pero las vedas impuestas a la perforación de pozos y la participación multi-institucional para abordar el problema de la salinización y contaminación con hidrocarburos del agua subterránea constituyen una aplicación pragmática del marco legal hídrico centenario de Mendoza.

La colaboración de dos gobiernos estatales que comparten un acuífero en Brasil y la utilización del sistema de administración de derechos de agua y cobro por el uso del recurso muestran cómo la aplicación de ordenamientos e instrumentos económicos dentro del marco legal e institucional existente pueden sentar las bases para aprovechar en forma sostenible el agua subterránea para seguir impulsando el desarrollo económico de una región.

Los conflictos de políticas públicas de desarrollo económico con la necesidad de conservar la cantidad y calidad de los recursos hídricos subterráneos han llevado a la situación con alto riesgo de insostenibilidad que se experimenta en Guanajuato, México. Sin embargo, a pesar de que no se conocen con certeza todos los componentes de la recarga del agua subterránea y las interacciones con las aguas superficiales, ya es posible identificar acciones de gestión de la oferta y la demanda de agua que a nivel de cuenca hidrológica podrían contribuir a reducir la sobreexplotación y la contaminación de los acuíferos subyacentes.

2. CONTROL DE DEMANDA PARA IRRIGACION EN ACUÍFEROS BAJO ESTRÉS HÍDRICO

2.1 El Acuífero Carrizal de Mendoza, Argentina: veda efectiva de perforación de pozos

El acuífero Carrizal está formado principalmente por depósitos aluviales Cuaternarios en las faldas de las montañas y ocupa unos 240 km² de un paleo-valle entre los cursos actuales de los ríos Mendoza y Tunuyán. La zona es sumamente árida, con lluvia impredecible que promedia menos de 200 mm/año, pero el acuífero recibe una recarga importante de la infiltración del cauce del río y del sistema de riego superficial (Figura 2).

La tasa de recarga del cauce del río, determinada mediante aforos diferenciales, varía considerablemente con el caudal del río y su promedio entre 1979 y 1994 se estima en 85 Mm³/año. Por otra parte, la recarga de agua subterránea proveniente del sobreriego con agua superficial en Luján Sur se estima en 40 Mm³/año. Sin embargo, actualmente el régimen de recarga está cambiando como resultado tanto de la operación de un nuevo embalse del Río Mendoza aguas arriba (con condiciones de desvío

de flujo y de aguas claras) como del uso creciente del riego por goteo.

Tradicionalmente el Valle Carrizal era una zona hortícola, pero durante los 1990 se descubrió que tiene excelentes condiciones de suelo y microclima para viticultura de exportación. Como resultado los precios de la tierra agrícola son los más altos en toda la República Argentina – desde US\$ 50,000/ha para tierra con vides productivas y derechos de agua hasta US\$ 4,000/ha para tierra yerma pero con factibilidad de ser abastecida con agua subterránea.

El enfoque inicial para la gestión de recursos hídricos subterráneos del DGI (Departamento General de Irrigación, que en la provincia de Mendoza funge también como agencia de recursos hídricos) era promover la perforación de pozos para riego (en donde fuera factible) más allá de la zona dominada por los canales de riego o donde éstos fueran incapaces de satisfacer las máximas demandas de las plantas. Los usuarios de agua subterránea sufragan una parte importante (alrededor de US\$ 0.02/m³) del costo económico total, con excepción de un pequeño subsidio a la energía eléctrica para bombeo y de la exención del cobro por uso del recurso hídrico. En consecuencia el agua subterránea les resulta de siete a nueve veces más cara que el agua superficial, ya que la infraestructura de riego para esta última es gratis para los usuarios, por lo cual no se esperaba una explotación excesiva del acuífero.

Sin embargo, el desarrollo agrícola reciente en gran medida ha estado basado en la intensa utilización de los recursos hídricos subterráneos y actualmente en el valle existen de 600 a 700 pozos productivos. La situación era algo preocupante ya que:

- los mantos de agua subterránea se abatían, mientras que los usuarios de agua subterránea competían con los de agua superficial del Arroyo Carrizal, cuyo abastecimiento depende de la descarga del acuífero
- la productividad de viñedos y huertos estaba amenazada por las tendencias crecientes de salinización del agua subterránea.

En consecuencia, y dado que la demanda estimada sobrepasaba los recursos disponibles en años con recarga inferior al escurrimiento en el cauce del río, en 1997 se declaró una “zona de veda de agua subterránea” en el Valle de Carrizal.

El DGI está instrumentando un activo programa de gestión y protección del recurso hídrico subterráneo para intentar resolver los conflictos, con el cual se esté integrando el agua subterránea de una manera más consistente con la planificación de la infraestructura hidráulica y la gestión de los recursos hídricos en general. De hecho, se ha establecido una cooperación entre organizaciones públicas y del sector privado (*'public-private partnership'*) con objeto tanto de promover las siguientes investigaciones clave como un entendimiento compartido de los problemas:

- un reconocimiento de campo detallado (apoyado con Sistemas de Información Geográfica) de los derechos existentes de agua superficial y subterránea, el uso del agua y las prácticas de riego, como base para conocer a los usuarios y los incentivos a los que responden; con la participación de EDEMSA (la empresa privatizada de energía eléctrica) se está facilitando aprovechar las mediciones de consumo eléctrico rural para controlar y cobrar la extracción de agua subterránea, lo cual resulta muy conveniente si se toma en cuenta el costo y las complicaciones que implica la utilización de medidores de agua
- la preparación de un modelo numérico del acuífero, con la participación del INA (Oficina Regional Andina del Instituto Nacional del Agua) para proporcionar un instrumento que los usuarios comprendan fácilmente y que permita evaluar tanto el régimen del flujo de agua subterránea, como diversos escenarios de aprovechamiento del recurso y propuestas de medidas de gestión
- un reconocimiento de campo tridimensional de la calidad del agua subterránea, con objeto de que el INA pueda evaluar el probable origen (u orígenes) de la salinización del agua subterránea, tales como: (a) lixiviación de los suelos desérticos durante la preparación para la agricultura de riego, (b) fraccionamiento de sales en el agua subterránea y agroquímicos ocasionados por la agricultura de riego, (c) infiltración de agua salina de formación durante la operación de los campos petroleros y/o (d) ingreso lateral e infiltración de cursos de agua superficial salina
- evaluación junto con REPSOL-YPF (empresa petrolera multinacional) de la contaminación del agua subterránea ocasionada por fugas de hidrocarburos provenientes de la refinería Luján de Cuyo que se instaló en la parte superior del valle en 1943.

Se ha identificado una clara estratificación de la salinización del agua subterránea (Figura 2), con conductividad eléctrica (CE) de 2,500 a 4,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ generalizada hasta 70 m bns (bajo el nivel del suelo) y en algunos lugares aún a mayores profundidades. Los pozos con rejillas más profundas registran principalmente valores de 1,200 a 2,500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ comparados con valores de 1,800 y 1,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que se observaron a finales de los 1960 en agua subterránea más somera y más profunda respectivamente. Otros elementos principales (tales como Cl, Ca, SO_4 y NO_3) y ciertos elementos traza (Sr, Li) muestran una distribución similar. La distribución del agua subterránea en cierta medida salinizada sugiere que el desarrollo y la operación de la agricultura de riego es la causa principal del problema. Sin embargo no debe descartarse una posible contribución adicional del agua de purga de

pozos petrolíferos y de ingresos laterales naturales de agua salina. Por lo tanto, lo que requiere una gestión más cuidadosa es la expansión de la frontera de la agricultura de riego (la cual genera flujos salinos adicionales) y la extracción del agua subterránea (con objeto de mantener el flujo en el acuífero para favorecer el lavado de sales que ya se encuentran en la zona saturada).

La estrategia de imponer una 'zona de veda de agua subterránea' ha sido útil para la gestión del recurso puesto que ha favorecido el control de extracción, tomando en cuenta que se ha permitido:

- la construcción de pozos con un uso más eficiente de la energía, al igualar la extracción con el rendimiento, reemplazando pozos existentes con la condición de sellarlos
- la reasignación de los recursos hídricos subterráneos a usos con mayor valor mediante la compra y sellado de pozos existentes, a precios superiores a los US\$ 10,000, construyendo otros pozos equivalentes cercanos en nuevas ubicaciones dentro de la misma zona.

Sin embargo, el DGI carece de atribuciones legales y/o recursos financieros para:

- transferir el agua superficial de los lugares en donde sobra a zonas que no tienen derechos
- reducir los derechos de agua superficiales a los usuarios ineficientes en zonas ribereñas.

El sistema existente de administración de derechos de extracción de agua subterránea en Mendoza estipula un cargo anual con base en el diámetro del pozo, como sustituto de la capacidad potencial instalada de la bomba, pero no distingue ni diferencias en eficiencia de riego ni el nivel de estrés hídrico en cada zona. El DGI podría generar un ingreso considerablemente mayor si mejorara el nivel de recaudación y todavía más si introdujera tarifas diferenciales en zonas críticas (tales como las zonas vedadas), con objeto de abordar problemas locales del recurso hídrico y poder hacerse de recursos económicos para intensificar el estudio de zonas problemáticas.

Las asociaciones de usuarios de agua (AUA), conocidas localmente como 'Inspecciones de Cauce' (IC), están organizadas conforme los canales primarios de riego y han sido exitosas durante algún tiempo. Recientemente se han transferido, a modo de prueba, ciertas responsabilidades de la gestión del agua subterránea en algunas zonas, tales como la recaudación de cargos por uso del recurso, la medición del uso del agua y la actualización del inventario de pozos. Sin embargo, existen algunas dificultades importantes para involucrar más plenamente a los usuarios en la gestión del recurso hídrico subterráneo, por ejemplo las demandas de algunos que exigen indemnización por 'daños

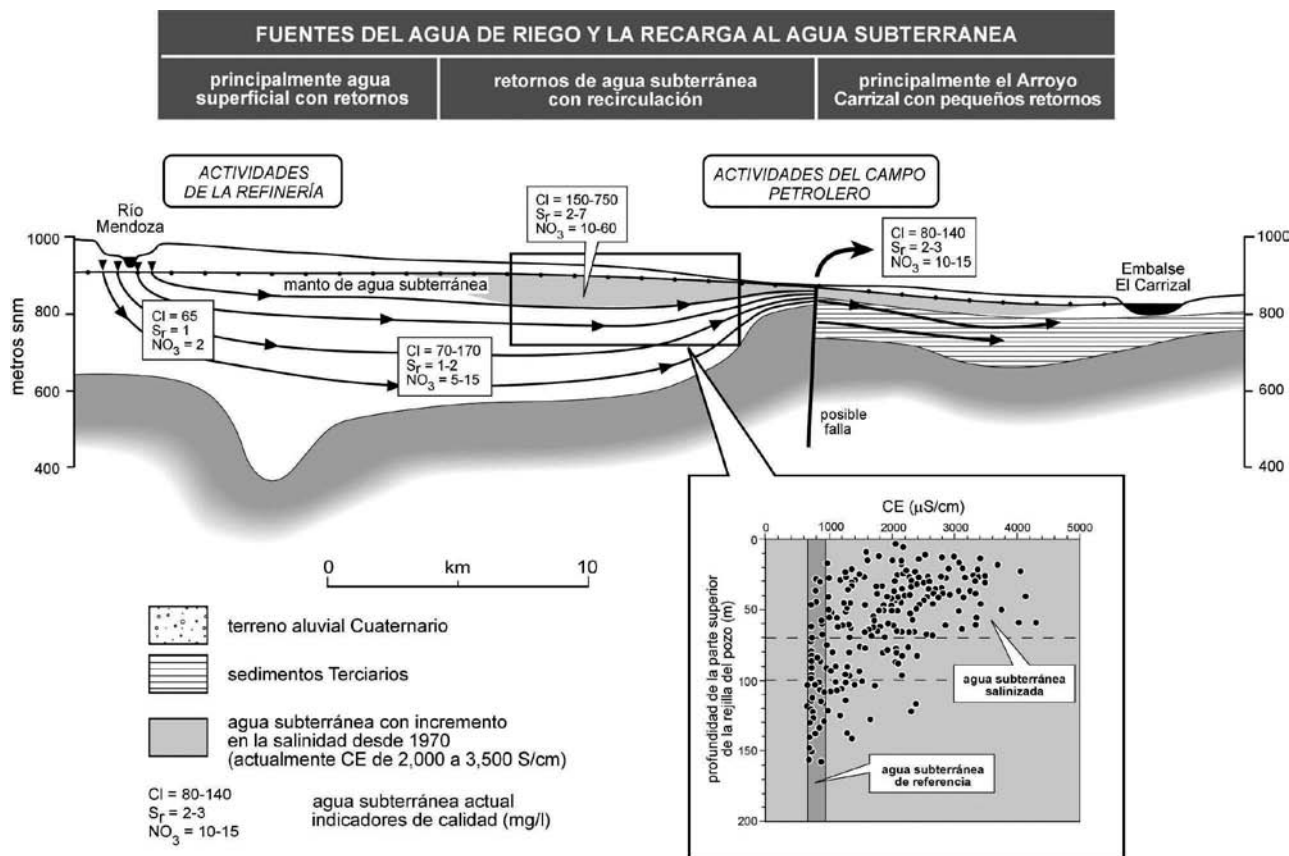


Figura 2 : Perfil hidrogeológico y hidroquímico a lo largo del Sistema Acuífero Carrizal

individuales' *vis à vis* la intervención de la Fiscalidad del Estado. Esto ha producido un clima social en el que el DGI encuentra difícil promover la plena participación comunitaria en la gestión del recurso hídrico subterráneo.

2.2 El Acuífero Apodi en Ceará y Rio Grande do Norte, Brasil: avances en los permisos y cobros de extracción y en la cooperación interestatal

La *Chapada Do Apodi* es una extensa llanura baja (de 80 a 140 msnm) en los estados de *Ceará* (35%) y *Rio Grande do Norte* (65%) ubicada sobre el 'Sistema Acuífero Apodi' (Figura 2). La precipitación promedio en la llanura es de 700 a 900 mm/año concentrada la mayor parte entre febrero y abril durante periodos cortos de muy alta intensidad.

El sistema acuífero comprende dos formaciones:

- la *Formación Jandaíra* no confinada con espesor hasta de 200 m que muestra variaciones laterales y verticales, desde calizas masivas cársticas hasta depósitos bio-clásticos y capas calcáreas de un aspecto mucho más margoso, y proporciona agua subterránea con alto contenido de bicarbonato de calcio

(STD de 1,700 a 1,900 mg/L) a pozos con profundidades de 60 a 150 m y rendimientos hasta de 200 m³/hr

- la *Formación Açú*, subyacente y semi-confinada, es una arenisca fluvial débilmente cementada con espesores principalmente entre 20 y 100 m, la cual proporciona agua subterránea de buena calidad (STD de 750 a 950 mg/L) a pozos con rendimientos hasta de 100 m³/hr.

Las principales fuentes de recarga del acuífero son:

- lluvias intensas sobre la extensa zona de afloramiento (por ejemplo de enero a febrero de 2004 los niveles freáticos se recuperaron unos 25 m gracias a una lluvia de 700 mm en menos de 20 días)
- retornos de riego con agua superficial de un sistema de transferencia que bombea 43 Mm³/año a la *Chapada do Apodi*, aunque esta fuente de recarga será drásticamente reducida a causa de un programa de recubrimiento de reservorios y canales primarios y secundarios realizado en 2004 asociado con sistemas de riego cada vez más eficientes.

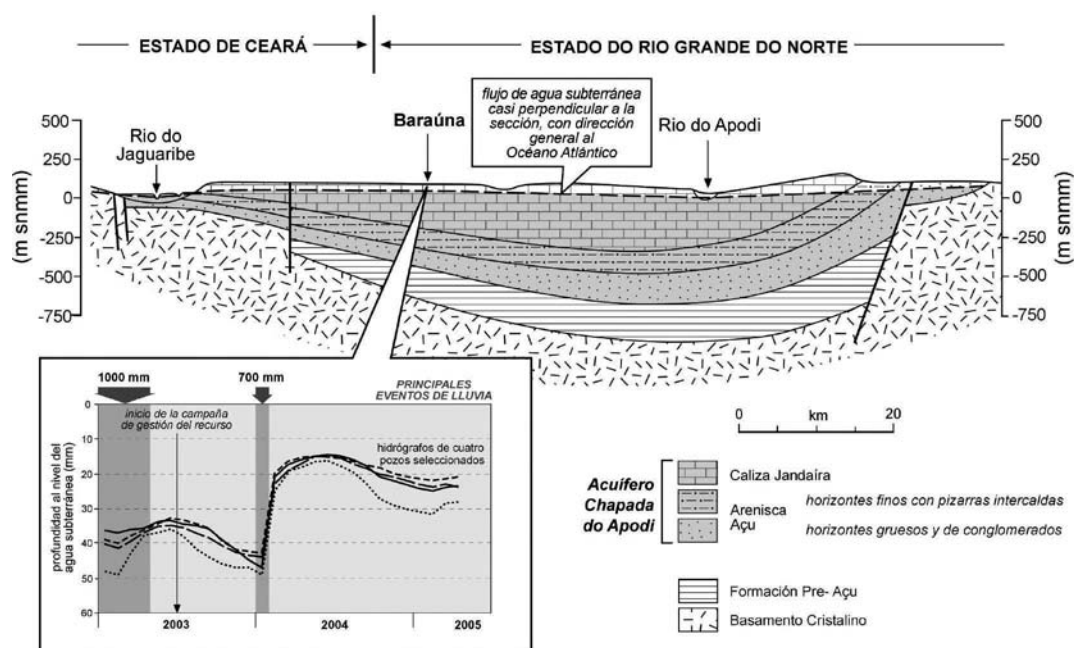


Figura 3 : Perfil hidrogeológico del Sistema Acuífero Apodi

A pesar de que no se han realizado mediciones piezométricas en una zona y en un periodo lo suficientemente amplios como para establecer las direcciones confiables del flujo de agua subterránea en la *Formación Jandaíra*, se sospecha que, después de eventos de recarga importantes, caudales considerables serán conducidos rápidamente en dirección noreste hacia el Océano Atlántico y la parte baja del Valle del río Apodi por rutas cársticas preferenciales.

Si bien no existe un inventario actualizado de pozos de agua, recientemente se ha llevado a cabo una campaña intensiva de recolección de datos en la zona alrededor de *Baraúna (RGN)* y algunos sectores menores en *Ceará*. Se estima que en *Ceará* existen unos 180 pozos que riegan 2,600 ha y otras 3,000 ha están bajo riego superficial, mientras que en *Rio Grande do Norte* unos 300 pozos riegan alrededor de 4,000 ha, incluyendo 42 agroempresas de gran escala.

El fenómeno del riego con agua subterránea a gran escala para frutas tropicales comerciales, principalmente melón, papaya, piña, mango y plátano, es reciente y ocasionó que la profundidad del nivel freático haya caído de 20 a 25 m bns hasta 30 a 50 m bns hacia finales de 2002. Se dice que el costo para desarrollar infraestructura de agricultura comercial, incluyendo tecnología de riego y abastecimiento de agua subterránea, es de aproximadamente US\$ 9,100/ha y por lo tanto puede decirse que la inversión de capital privado para el cultivo de frutas comerciales con base en agua subterránea en la *Chapada do Apodi* ha sido de US\$ 70 millones, y

se espera que la demanda siga creciendo. Otros usos tradicionales del agua subterránea son tanto el abastecimiento urbano de los poblados de la zona como abrevaderos y usos domésticos en pequeñas comunidades rurales.

Para asegurar la sostenibilidad de este desarrollo agrícola de gran importancia económica, existe la necesidad imperiosa de definir el límite del uso del agua subterránea y de implementar las restricciones necesarias mediante arreglos locales de administración de recursos hídricos. En Brasil los recursos hídricos subterráneos pertenecen al dominio público de las jurisdicciones estatales correspondientes. Tanto *Ceará* como *Rio Grande do Norte* promulgaron sus leyes estatales de aguas antes de que la ley nacional de aguas fuera aprobada, y posteriormente han desarrollado legislación secundaria e instituciones para la gestión de los recursos hídricos (bajo la coordinación de la *SRH-Ceará* y *SERHID-RGN*), incluyendo comités de Cuenca (*CBH: Comités de Bacia Hidrográfica*) para promover la cooperación de los grupos interesados.

Ya se han dado algunos pasos importantes hacia la gestión sostenible del agua subterránea:

- después de un período en el que se registró un fuerte abatimiento del manto de agua subterránea, *SERHID* lanzó una intensa y creativa campaña de comunicación pública en los alrededores de *Baraúna (RGN)* que permitió declarar en abril de 2003 una zona de emergencia para la conservación del recurso hídrico subterráneo, con veda temporal de perforación de pozos para riego y renovación

de los permisos de extracción a todos los pozos existentes con el compromiso de instalar tuberías de acceso para monitorear el nivel del agua subterránea y medidores para estimar los caudales utilizados

- SRH-Ceará ha progresado en el cobro de US\$ 0.001 a US\$ 0.003/m³ por el uso del agua subterránea en agricultura comercial de riego, sin embargo se reconoce que el cobro por sí solo no será suficiente para regular el uso del recurso ya que el abastecimiento de agua representa solamente una pequeña proporción de los costos totales de producción en la agricultura de riego.

Con base en la asesoría del GW-MATE, se ha establecido un Grupo Interestatal de Trabajo para la Gestión del Agua Subterránea con los objetivos inmediatos de aprovechar los resultados de las investigaciones y el monitoreo del agua subterránea que se encuentran en marcha, preparar notas conceptuales para trabajos adicionales que se vayan requiriendo y proporcionar periódicamente asesoría coordinada a las respectivas administraciones estatales. Es necesario profundizar en la evaluación de los siguientes temas prioritarios con objeto de proporcionar bases sólidas para la definición de políticas interestatales sobre el desarrollo agrícola con base en agua subterránea:

- mejorar el conocimiento de las características del almacenamiento y flujo del acuífero
- completar el levantamiento de la extracción del agua subterránea, los usuarios y el uso en riego, para establecer los 'factores limitantes' sobre la demanda, tales como tipos de suelo, rendimiento de pozos, costos de inversión y mercados para los cultivos
- imponer restricciones para enfrentar el riesgo de contaminación por agroquímicos.

A su vez, esto implica mayores inversiones en el monitoreo del agua subterránea.

Es probable que en su momento resulte necesario que el gobierno federal autorice un Acuerdo Regulatorio Interestatal para la gestión del sistema acuífero compartido, incluyendo alguna forma de 'marco de referencia mínimo' en cuanto a sistemas compartidos de información, usos prioritarios acordados, restricciones a la explotación y medidas para proteger el recurso.

2.3 Los 'COTAS' de Guanajuato, México: hacia una gestión participativa del agua subterránea

Los acuíferos del estado de Guanajuato se encuentran principalmente en una serie de cuencas elevadas separadas por cadenas de colinas. En particular, el sistema acuífero Silao-Romita comprende una secuencia de gran espesor con sedimentos aluviales Terciarios, interrumpidos ocasionalmente por arcillas lacustres, que sobreyacen a tobas riolíticas, con

intrusiones de diabasas Cuaternarias. Originalmente, había agua subterránea a poca profundidad en un acuífero freático pero, la extracción lo agotó rápidamente. En la actualidad, la parte más profunda de los depósitos aluviales Terciarios junto con la subyacente toba riolítica proporciona la mayor parte del agua subterránea a pozos con niveles que alcanzan los 100 m bns.

El sistema acuífero Silao-Romita es recargado por diversos mecanismos:

- el ingreso lateral sub-superficial desde interfluvios vecinos, especialmente cuando éstos se forman por el afloramiento de la riolita Terciaria
- la recarga vertical directamente de la precipitación en exceso o indirectamente de los cursos de agua superficiales junto con retornos de riego excedente, ya sea con agua superficial o subterránea, pero complicado por la presencia de acuíferos locales colgados.

La Comisión Estatal de Aguas de Guanajuato (CEAG) lleva a cabo un programa bien enfocado del monitoreo y modelación numérica de acuíferos. Sin embargo, la estimación de los componentes de la recarga proveniente de los mecanismos mencionados todavía presenta ciertas incertidumbres. Pero, esto no es un impedimento para reconocer que el acuífero ha estado durante mucho tiempo sujeto a una extracción excesiva a través de unos 1,500 pozos que extraen actualmente alrededor de 340 Mm³/año principalmente para riego agrícola – mucho mayor que la recarga que apenas llega a un valor estimado de 110 Mm³/año. La sobreexplotación anual resultante es tal que la magnitud de las profundidades de bombeo están haciendo inviables muchos tipos de agricultura de riego. Lo que es más, recientes modelaciones hidroeconómicas del manto de agua subterránea descendente claramente demuestran que las relaciones beneficio/costo para diversas acciones de gestión son muy superiores a dichas relaciones para el 'escenario sin acción' (Figura 4).

La historia del vaciado de los acuíferos del estado de Guanajuato es muy larga y los niveles del agua subterránea todavía están abatiéndose a razón de 2 a 3 m/año. Esto ha producido efectos muy graves, tales como costos ascendentes de operación y reposición de las fuentes de abastecimiento de agua urbanas y rurales, deterioro de la calidad del agua y/o su salinización, y asentamientos del terreno con los consecuentes daños a la infraestructura pública y privada. Desde principios de los 1990, la agencia federal de gestión de recursos hídricos (CNA) ha realizado importantes esfuerzos para establecer un sistema de administración de derechos de agua. Sin embargo, la insuficiencia de recursos para hacer valer la ley y las dificultades para lograr la participación de los usuarios, ha erosionado dichos esfuerzos y consecuentemente en general no se castiga a los que violan la ley. Más aún, los intentos anteriores

para restringir la extracción de agua subterránea mediante vedas de perforación también fallaron a causa de la falta de capacidad para implementar en campo una política que, de hecho, contradecía las tendencias socioeconómicas estimuladas por otras políticas públicas.

Consecuentemente, a finales de los 1990, la CNA promovió el establecimiento de organizaciones de la sociedad civil, llamadas COTAS (Consejos Técnicos de Aguas Subterráneas) para contribuir a abordar los retos de la gestión del recurso hídrico subterráneo en los más de 100 acuíferos sobreexplotados. Por su parte, el gobierno de Guanajuato arrancó un programa complementario, mediante el cual (a través del fideicomiso FIPASMA) de 1998 a 2003 ha otorgado un apoyo total de US\$ 4 millones a cada uno de los 14 COTAS del Estado para gastos de inversión y operación. El consejo directivo de un COTAS está constituido exclusivamente por usuarios de agua subterránea y su personal operativo ejecuta el programa de trabajo acordado anualmente con la CEAG. Reciben apoyo técnico del personal de CEAG, universidades y tecnológicos locales, además de interactuar con el personal local de la CNA en materia de aspectos jurídicos de la administración de los recursos hídricos subterráneos. No puede ponerse en tela de juicio el papel fundamental de la participación social en la gestión y protección del agua subterránea y en este sentido los COTAS son un modelo institucional valioso, habiéndose

previsto que lleven a cabo los siguientes tipos de actividades:

- desarrollar capacidades como apoyo para la implementación de planes de gestión del recurso
- promover proyectos para resolver problemas locales específicos de agua subterránea
- apoyar al gobierno federal en la administración de los derechos de agua subterránea
- Incrementar la conciencia sobre las necesidades de gestión del agua subterránea
- ofrecer diversos servicios a los usuarios del agua subterránea, desde representar sus intereses en las negociaciones con el gobierno estatal hasta asistirlos en sus trámites de concesión de agua subterránea y en la operación eficiente de sus pozos
- lograr la sostenibilidad financiera mediante acciones para incrementar la membresía y el establecimiento de vínculos con socios públicos y privados apropiados.

Es probable que se requiera una combinación de las siguientes medidas de gestión de la demanda:

- reducción del subsidio a la energía eléctrica
- sustitución de cultivos por otros que demanden menos agua, con las correspondientes reducciones en los derechos de agua
- mejoramiento de la eficiencia de riego.

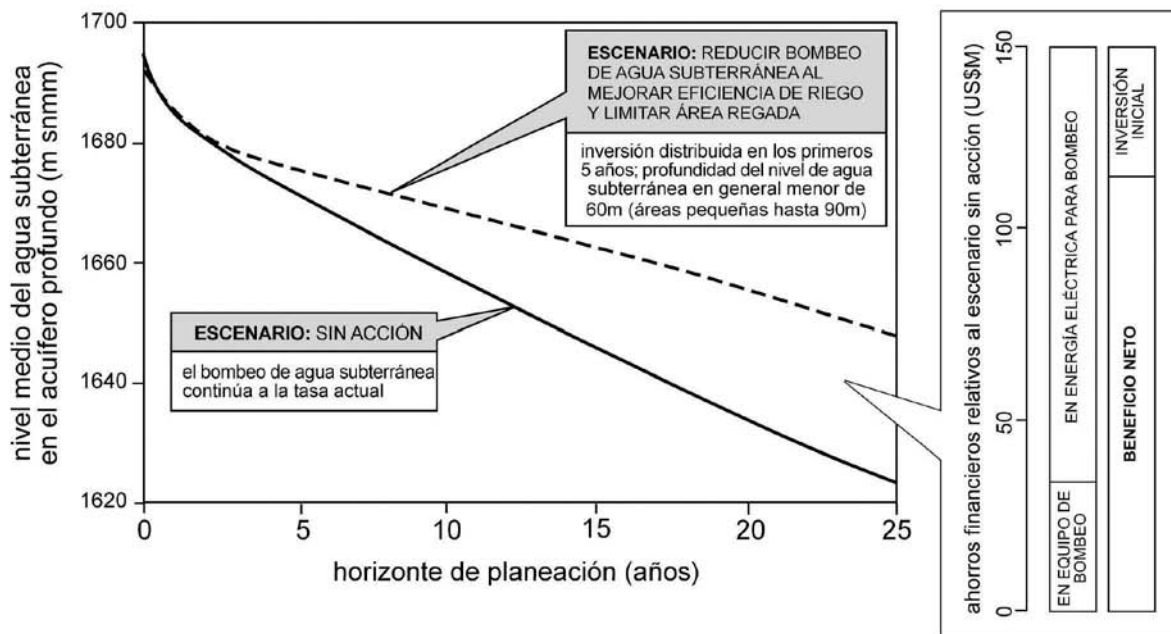


Figura 4 : Modelación hidroeconomica del escenarios de gestión de los recursos hidricos subterranos del sistema acuífero Silao-Romita

Adicionalmente, es posible en algunos sitios mejorar la recarga de los acuíferos por medio de estructuras retenedores a lo largo de arroyos pequeños para mejorar la infiltración en sus cauces, de la colocación de columnas de drenado para mejorar la infiltración durante las inundaciones en las planicies, y de medidas para reducir el escurrimiento en las laderas permeables. Sin embargo, todavía no se ha comprobado que dichos métodos sean efectivos para recargar el acuífero profundo.

El principal objetivo concebido para los COTAS es proporcionar la base social para promover medidas que reduzcan y en algún momento detengan el vaciado del acuífero. De la experiencia hasta la fecha, es claro que los COTAS solos no pueden lograr este objetivo, pero tampoco la 'administración del agua' puede lograrlo sin los COTAS. Para alcanzar una administración efectiva es indispensable establecer una verdadera asociación entre la administración federal de los recursos hídricos (CNA), la agencia estatal del agua (CEAG) y los COTAS. Actualmente, una dificultad importante es la falta de capacidad de CNA para hacer valer la ley en lo referente al cumplimiento de los títulos de concesión y la perforación de pozos clandestinos. Sin embargo, las mejorías logradas en el registro de usuarios de aguas subterráneas con la participación de los COTAS y el apoyo de CEAG constituyen un paso importante en la dirección correcta. El siguiente paso, para avanzar en la depuración del registro y mantenerlo al día, sería lograr un acuerdo entre CNA y CEAG para inyectar fondos adicionales al FISPASMA y descentralizar ciertas funciones que permitieran que los COTAS realizaran labores más relevantes a nivel de campo y oficina.

El riesgo es que los COTAS, en la medida en que se involucren cada vez más en un amplio espectro de actividades relacionadas con el agua, pierdan de vista el principal objetivo de reducir y en algún momento detener, el vaciado del acuífero. Es vital dar el mayor énfasis posible a lograr 'ahorros reales de agua subterránea' y no solamente a implementar tecnología de uso de agua más eficiente. Lo importante es tomar medidas para reducir las pérdidas ocasionadas por la evaporación no benéfica o la infiltración a cuerpos de agua de mala calidad, tanto en el medio rural como en zonas urbanas. Los programas para ahorrar agua deben estar orientados a reducir el uso consuntivo del agua, tanto como sea posible sin comprometer los ingresos de los agricultores, pero también hace falta:

- reducir en forma concomitante los derechos de extracción de agua subterránea y, en muchos casos imponer restricciones en la superficie bajo riego
- reasignar los derechos de uso de agua subterránea a otros usos no consuntivos urbanos o industriales que a su vez puedan regresar agua residual tratada para

aprovecharse en riego agrícola en las zonas rurales.

3. USO Y GESTIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN CIUDADES LATINOAMERICANAS. Una compleja relación polifacética y frecuentemente soterrada

El agua subterránea y el subsuelo que la contiene juegan un papel importante (pero frecuentemente menospreciado y algunas veces ni siquiera reconocido) en la infraestructura de la mayoría de las ciudades latinoamericanas, y no solamente en aquellas en donde el agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento, como la ciudad capital y León en México, San José de Costa Rica, Lima en Perú, Natal en Brasil, etc. También ocurre en ciudades, tales como Asunción en Paraguay, Fortaleza en Brasil, etc, en las que las necesidades domésticas y pequeños proveedores de agua se abastecen del subsuelo, y en otras, como Buenos Aires en Argentina, en donde hasta cierto punto el agua subterránea ha dejado de utilizarse a causa de 'importaciones de agua superficial' con consecuentes problemas sanitarios y de drenaje en extensas áreas.

Desde el punto de vista hidrológico, el proceso de urbanización tiende a interactuar con el sistema de agua subterránea subyacente en diversas formas, en distintos sitios y en diferentes etapas, causando:

- agotamiento de los recursos hídricos subterráneos y abatimiento de los mantos freáticos ocasionados por la explotación excesiva y sin control, en algunos casos produciendo intrusión salina y asentamientos del terreno
- tasas crecientes de recarga de los acuíferos, ocasionadas principalmente por la infiltración proveniente del saneamiento *in situ* disponiendo 'agua superficial importada' y de fugas de las redes de agua potable y alcantarillado, haciendo que los niveles de agua subterránea suban cuando deja de bombearse para el abastecimiento urbano
- contaminación del agua subterránea ocasionada por la infiltración de aguas residuales, proveniente del saneamiento *in situ*, fugas del alcantarillado y riego con aguas residuales.

El grado de susceptibilidad y vulnerabilidad de los sistemas de aguas subterránea a impactos negativos de estos procesos varía grandemente con la situación hidrogeológica, y el nivel del impacto también depende de la etapa del desarrollo urbano.

Las variantes de interdependencia entre los procesos de urbanización y los sistemas de agua subterránea conducen a diversos conflictos de interés potenciales (Figura 5) que es necesario abordar con medidas de gestión para evitar una espiral de riesgos y costos

crecientes. A continuación se describen los más usuales e importantes.

Servicio de Agua Proporcionado por Empresa Urbana versus Abastecimiento a Pequeña Escala con Agua Subterránea

- El uso incidental combinado de redes de abastecimiento de agua y fuentes privadas de agua subterránea pueden tener beneficios importantes, tales como: (a) asegurar la continuidad del abastecimiento a consumidores tanto domésticos como industriales durante una sequía y a consumidores específicos, tales como instalaciones turísticas y algunas plantas industriales, que son difíciles de abastecer con la red de distribución y (b) en lugares en los que el agua subterránea somera de baja

calidad se utiliza para riego de jardines y como agua de enfriamiento.

- Sin embargo, el acceso incontrolado al agua subterránea para un autoabastecimiento generalizado puede afectar significativamente la sostenibilidad financiera de las empresas urbanas de agua potable como resultado de: (a) ingresos menores a los previstos si todo el abastecimiento proviniera de la empresa, (b) dificultades para cobrar por el uso del agua con tarifas superiores a la del consumo mínimo, o (c) dificultades para recaudar cargos por el uso del alcantarillado para desalojar el agua residual resultado de usos abastecidos con pozos privados.

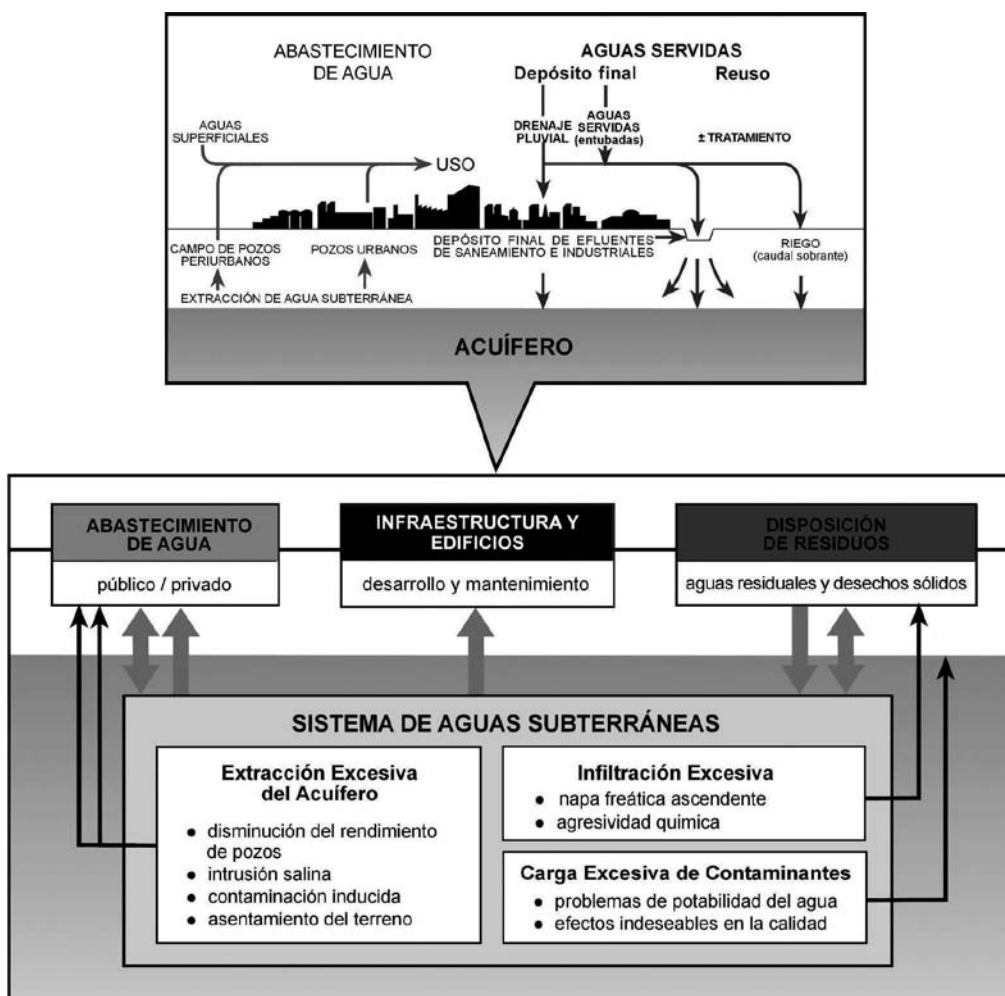


Figura 5 : Dinámica de la urbanización e interacciones con agua subterránea subyacente

Competencia por el Recurso Hídrico Subterráneo entre Empresas Urbanas y los Usuarios Privados

- En las ciudades ubicadas encima de acuíferos importantes generalmente se da una competencia fuerte por los recursos hídricos de agua subterránea disponibles entre las empresas de agua, los usuarios autoabastecidos industriales y comerciales y otros usuarios.

- Si no se maneja en forma adecuada el acceso al agua subterránea, los niveles se abaten, y en ocasiones se produce intrusión salina y asentamientos del terreno. Esto, a su vez, limita el acceso al agua y aumenta los costos para todos los usuarios, además de que el recurso y/o la tierra se degradan irreversiblemente llevando a impactos de largo plazo en el capital social y ambiental.

Riesgos Ocasionados en los Pozos de Abastecimiento de Acuíferos Someros por el Saneamiento de Bajo Costo

- El saneamiento *in situ* de bajo costo puede tener un grave impacto negativo en la calidad del agua subterránea cuando se practica en acuíferos especialmente vulnerables o en zonas con densidades de población inaceptables y sin diseños adecuados. Lo mismo ocurre, aunque en menor grado, cuando el depósito final de residuos sólidos se lleva cabo en tiraderos o rellenos sanitarios de bajo costo.
- Tales prácticas pueden contaminar seriamente a los acuíferos someros con compuestos de nitrógeno, trazas de elementos orgánicos y aún patógenos fecales, particularmente en donde el diseño de los pozos de agua no cumple con los estándares. Esto puede producir serios peligros para la salud de los que utilizan agua subterránea somera de pozos de bajo costo para su abastecimiento doméstico.

Reúso de Aguas Residuales en Riego versus Calidad del Agua Subterránea

- El riego con agua residual urbana es práctica común en zonas aluviales aguas abajo de las ciudades en las regiones más áridas, en ocasiones a gran escala. Este uso de las aguas residuales puede proporcionar beneficios importantes a los agricultores y frecuentemente incrementa las tasas de recarga al agua subterránea. Pero la calidad de esta recarga es tal que representa una importante amenaza al agua subterránea y un peligro de contaminación tanto para los campos de pozos ubicados en la vecindad como para los pozos someros de abastecimiento doméstico para la población rural local.
- La magnitud de este peligro varía mucho en función de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, del tipo de agua residual y su nivel de tratamiento y de la magnitud de la recarga de agua residual comparada con otras fuentes de recarga natural. Con objeto de manejar esta práctica y equilibrar los intereses de los beneficios agrícolas con los riesgos sanitarios, es necesario mejorar el ordenamiento territorial y controlar la calidad del agua residual mediante la eliminación de los patógenos y los componentes industriales peligrosos.

El Papel de la Extracción de Agua Subterránea en el Drenaje y Saneamiento Urbano

- El proceso de urbanización en general, y en particular el abastecimiento de las redes de agua potable con 'agua superficial importada'

incrementa las tasas de recarga al agua subterránea a través de saneamiento *in situ* y fugas de redes de agua y alcantarillado. Si, por alguna razón, por ejemplo mala calidad del agua o cambios en los patrones de la demanda urbano industrial, se reduce importantemente la extracción de agua subterránea, entonces podrán subir los niveles freáticos, frecuentemente sobrepasando los que existían antes de la urbanización.

- El fenómeno llamado 'rebote del nivel freático' puede ocasionar problemas costosos y peligrosos en cuanto al drenaje de la tierra, la operación de los sistemas de saneamiento tanto con alcantarillado como *in situ*, y en cuanto a la inestabilidad o daños a las cimentaciones de edificios y otras estructuras sub-superficiales. Frecuentemente la única solución práctica para enfrentar este problema implica regresar a un sistema de bombeo con pozos de agua, de tal manera que no es posible escapar de la necesidad de hacer una gestión del agua subterránea aun cuando ya no sea tan necesaria como fuente de abastecimiento.

Resulta evidente de todas las consideraciones anteriores que en áreas urbanas es muy recomendable adoptar una visión holística integrada sobre el funcionamiento del sistema de agua subterránea subyacente en relación con la infraestructura urbana en general, y así definir el conjunto de objetivos diferentes de la gestión requerida. Tal vez la mayor necesidad sería el establecimiento de algún tipo de 'comité intra-institucional revisor permanente' – integrando a expertos de agua subterránea locales con los responsables del servicio de agua y saneamiento y de la infraestructura de la ciudad, que encargara una serie de estudios básicos sobre las diversas facetas del agua subterránea urbana y promoviera un diálogo entre los grupos interesados sobre 'las oportunidades y los riesgos' que ofrecen las características del sistema local de agua subterránea.

Poner en práctica medidas de gestión y protección del agua subterránea requiere aplicar diversos marcos jurídicos para la gestión de los recursos hídricos, los servicios de agua y saneamiento y el ordenamiento territorial, y equilibrar los objetivos tanto de las instituciones responsables de cada uno de ellos como de otros grupos interesados privados, tales como los mismos usuarios del agua urbana, los desarrolladores inmobiliarios y los usuarios de las aguas residuales urbanas aguas abajo de la ciudad. Esto es complicado y conviene tomar medidas graduales con base en los marcos jurídicos y las instituciones existentes; posteriormente el 'comité intra-institucional revisor permanente' consideraría la necesidad de proponer mejoras a los marcos mencionados.

4. PRINCIPALES LECCIONES GENÉRICAS

De las experiencias relatadas en América Latina es fácil concluir que, aun cuando no siempre se cuenta con las agencias gubernamentales idóneas, en general existen equipos de geohidrólogos bien preparados en aspectos técnicos pero hace falta reforzar su capacitación en las dimensiones sociales, económicas, institucionales, legales y políticas de la gestión y protección del recurso hídrico subterráneo. Asimismo, es clara la tendencia a dedicar la mayor parte de los recursos de gestión al mejoramiento del conocimiento del recurso en sí y muy poco a profundizar en el entendimiento de los usos y usuarios del agua subterránea.

Las siguientes lecciones de naturaleza general podrían contribuir a lograr en mayor equilibrio en el abordaje de los problemas de agua subterránea de la región:

- El conocimiento del marco hidrogeológico es indispensable para definir las medidas necesarias de gestión del recurso hídrico subterráneo, pero no debe caerse en la trampa de tratar de mejorar indefinidamente el conocimiento técnico antes de actuar sobre la gestión. Por lo general es factible hacer mejoras graduales en la gestión dentro del marco legal e institucional existente y con la información disponible, y en paralelo fortificar la base de datos y el monitoreo en forma iterativa.
- Para tener éxito en la gestión del recurso hídrico subterráneo y en la protección de su calidad, es indispensable contar con una agencia gubernamental con el mandato legal y el respaldo político necesarios para constituirse en 'vigilante del agua subterránea'.
- Una sola 'herramienta de gestión' rara vez será suficiente para lograr la gestión sostenible del agua subterránea, porque se requiere reconciliar los enfoques 'desde arriba' y 'desde abajo' por medio de un conocimiento técnico sólido, intervenciones de política a nivel nacional y estatal, instrumentos legales y económicos, y la participación social.
- Para movilizar la participación de los usuarios en la gestión del agua subterránea es esencial contar con una base de datos sistemática de los grupos de usuarios, sus patrones de uso y sus características socioeconómicas.
- Un sistema completo y formal de derechos de agua subterránea no es la panacea, pero si se diseña en forma flexible consistente con el grado de conocimiento del recurso y con las capacidades institucionales y de los usuarios puede contribuir a la asignación racional, y eventualmente a la reasignación, del agua subterránea.
- El cobro de cargos por extracción del agua subterránea es una herramienta importante

para la gestión de la demanda, pero para implementarla se requiere de una base transparente y aceptada para cuantificar la extracción y el uso del agua.

- La gestión del agua subterránea en zonas urbanas es una tarea más multifacética que en el medio rural, por lo que es necesario abordarla con una visión integrada, por medio del establecimiento de algún tipo de 'comité intra-institucional revisor permanente'.

5. AGRADECIMIENTOS

En este artículo se han resumido las experiencias que el GW•MATE (Groundwater Management Advisory Team – Equipo Asesor en Gestión de Aguas Subterráneas del Banco Mundial) ha tenido en América Latina desde 2000. Este equipo interdisciplinario, financiado por fideicomisos de los gobiernos holandés (BNWPP), británico (DfID) y sueco (por medio de la GWP – Asociación Mundial del Agua), tiene como función principal apoyar al Banco Mundial y a sus clientes de diversos países en la gestión del recurso hídrico subterráneo relacionada con la implementación de proyectos. Los resultados, interpretaciones y conclusiones expresados en este documento son responsabilidad de los autores y no necesariamente reflejan los puntos de vista del Directorio Ejecutivo del Banco Mundial ni de los gobiernos en él representados.

Sin embargo, los autores desean manifestar que han podido realizar su trabajo gracias al apoyo y orientación de varios gerentes de proyecto del Banco Mundial (Musa Asad, Gabriel Azevedo, David Michaud, Doug Olson y Alvaro Soler) y las coordinadoras del GW•MATE (Karin Kemper y Catherine Tovey). También desean expresar su profundo agradecimiento a los clientes del Banco Mundial en los proyectos concernientes, así como a los diversos funcionarios y consultores nacionales mencionados abajo, por la información y valiosas opiniones que nos proporcionaron.

Argentina – Departamento General de Irrigación de la Provincia de Mendoza (DGI): Javier Zuleta, Alejandro Gennari, Mario Luraschi, Patricio Rodríguez, Anibal Manssur, Gonzalo Ortiz, Patricia Bueno, Nicolás Martinis, Amilcar Alvarez y Pedro Lohn.

Brasil – Secretaría de Recursos Hídricos del Estado de Ceará (SRH-CE) y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Hídricos del Estado Rio Grande do Norte (SEMARH-RN): Francisco Teixeira, Daniel Sandford, Liduina Carvalho, Francisco Pessoa, Antonio Martins, Carlos-Eduardo Leite, Zulene Almada, Vera-Lucia Castro, Jeni Melo-Moraes y Edilton Feitosa.

México – Comisión Estatal del Agua de Guanajuato (CEAG) y Comisión Nacional del Agua (CNA): Ricardo Sandoval, Julieta Barrera, José Luis Cruz, Ricardo Ducoing, Beatriz Azevedo, Adolfo Chávez,

Adan Pinales, Manuel Ham Chi, Felipe Arreguín & Rubén Chávez.

6. BIBLIOGRAFÍA

Foster, Stephen y Kemper, Karin. 2004 GW-MATE Serie de Notas Informativas 0 '*Panorama de la Serie*'. Banco Mundial / GWP.

Foster, Stephen y Garduño, Héctor. 2005 GW-MATE Colección de Casos Esquemáticos 16 '*Promoción de la gestión de un acuífero ínterestatal que se explota para el riego agrícola: el caso de Chapada do Apodi en el Nordeste de Brasil*'. Banco Mundial / GWP.

Foster, Stephen y Garduño, Héctor. 2005 GW-MATE Colección de Casos Esquemáticos 6 '*Enfoque de*

gestión integrada para la conservación del agua subterránea en los acuíferos de Mendoza, Argentina'. Banco Mundial / GWP.

Foster, Stephen y Garduño, Héctor. 2005 GW-MATE Colección de Casos Esquemáticos 10 '*Los 'COTAS' de Mexico – avances en la gestión participativa del agua subterránea en Guanajuato*'. Banco Mundial / GWP.

Foster, Stephen, Lawrence Adrian y Morris Brian. 2001 '*Las aguas subterráneas en el desarrollo urban : evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias*'. Banco Mundial – Documento Técnico 390. Banco Mundial.

ECOLOGICAL HAZARD ASSESSMENT OF THE EFFECTS OF HEAVY METALS AND NUTRIENTS CONTAINED IN URBAN EFFLUENTS ON THE BAY ECOSYSTEMS OF PORT-AU-PRINCE (HAITI)

EVALUACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO DE LOS EFECTOS DE METALES PESADOS Y NUTRIENTES CONTENIDAS EN EFLUENTES URBANOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS DE LA BAHÍA DE PUERTO PRÍNCIPE (HAITÍ)

Evens Emmanuel^{1*}, Joaneson Lacour¹, Ketty Balthazard-Accou^{1,2}, Osnick Joseph¹

¹Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement, Université Quisqueya, BP 796 Port-au-Prince, Haïti.

²Association Haïtienne Femmes Science et Technologie, Université Quisqueya, BP 796 Port-au-Prince, Haïti.

Abstract

The bay of Port-au-Prince is a body of water into which flow rain water and untreated urban wastewater from residential zones, and commercial and industrial activities. The presence of pollutants in untreated urban wastewater constitutes a hazard to aquatic organisms and can greatly affect the balance of the ecosystem of the bay. The aim of this study was: (i) to implement an environmental hazard assessment framework for untreated urban wastewater; (ii) and to apply it to urban wastewater discharged by an open channel of the combined sewage system of Port-au-Prince. COD, heavy metals, NO₃⁻, PO₄³⁻ and dissolved oxygen were chosen as the main parameters for this assessment. 69 samples were collected from the experimental site from September 2003 to May 2005. High concentrations of NO₃⁻ (23 mg/L), PO₄³⁻ (62 mg/L) and COD (1500 mg/L) were detected. These concentrations are much higher than the threshold values set by the regulations relating to wastewater discharges into natural environments. Metals in solution were mostly below the detection limit of the apparatus used. DO contents were very low, highlighting heavy organic load, combined with a low dissolution rate in the water of the channel before discharge into the sea. In view to enriching these initial results, it is now necessary to carry out a thorough environmental hazard assessment of the wastewater channel discharge in Port-au-Prince bay and, in particular, establish the proportions of organic pollutants in the discharge by implementing ecotoxicity tests. In the future, it appears necessary to perform the physicochemical and ecotoxicological characterization of the contaminated sediments in the channel, in order to develop ecohydrological tools for managing the ecological hazards and risks related to effects of the channel's total pollution on the environment of Port-au-Prince.

Keywords: heavy metals, nutrients, bioaccumulation, eutrophication, urban wastewater, ecological hazard assessment.

Resumen

La bahía de Port-au-Prince constituye el medio receptor de las aguas pluviales y aguas negras urbanas no tratadas que provienen de las zonas residenciales y de las actividades comerciales e industriales. La presencia de contaminantes en las aguas negras urbanas no tratadas representa un peligro para los organismos acuáticos y puede ampliamente afectar el equilibrio biológico del ecosistema de la bahía. El objetivo de este estudio era (i) poner en práctica una metodología de evaluación de riesgo ambiental de las aguas residuales urbanas no tratadas, (ii) y aplicarla sobre las aguas negras no tratadas que venían de un canal abierto del sistema de alcantarilla combinado de Port-au-Prince. DQO, metales pesados, NO₃⁻, PO₄³⁻ y oxígeno disuelto han sido considerados como los parámetros para llegar a cabo esta evaluación. 69 muestras fueron colectadas de septiembre 2003 hasta mayo 2005 sobre el sitio de experimentación.

Concentraciones importantes en NO₃⁻ (23 mg/L), en PO₄³⁻ (62 mg/L) et en DQO (1500 mg/L) han sido detectadas. Estas concentraciones son muy superiores a los valores umbrales impuestos por la reglamentación sobre la descarga de aguas negras a medios naturales. Los metales en solución en su mayoría se encuentran por debajo de los límites de detección de las técnicas analíticas utilizadas. Las concentraciones de oxígeno disuelto eran muy bajas e implican una carga orgánica muy importante, junto con una mezcla pobre de las aguas del canal antes de la descarga al mar. Con el fin de completar estos primeros resultados, es ahora necesario efectuar una evaluación más profunda de los riesgos que las descargas de las aguas negras del canal en la bahía de Port-au-Prince implican en especial respecto de los contaminantes orgánicos, por medio de la realización de pruebas de ecotoxicidad. En el futuro, parece necesario para realizar el physicochemical y caracterización ecotoxicológica de los sedimentos contaminados en el canal, a fin de desarrollar instrumentos ecohydrological para manejar los riesgos ecológicos y riesgos relacionados con efectos de la contaminación total del canal en el ambiente de Port-au-Prince.

Palabras clave: metales pesados, nutrientes, bioacumulación, eutrofización, aguas residuales urbanas, evaluación de riesgo ecológico.

* Corresponding author. Tel: (509) 423 4269; Fax: (509) 221 4211, email: evemm1@yahoo.fr

INTRODUCTION

Aquatic ecosystems including streams, rivers, lakes, and estuaries have been subjected to increasing anthropogenic stress over the past decades (Adams and Greeley, 2000), particularly in regions where wastewater is discharged directly into the natural environment without preliminary treatment. Indeed, surface waters often serve as a means for disposing wastes loaded with nutrients and heavy metals (Streck and Richter, 1997) from residential areas, industries and manufacturing plants (Dyer, 2003). In this specific context, aquatic organisms are subjected to variations of physicochemical factors (varying hydraulic, temperature, and salinity regimes), changes in food and habitat availability, exposure to pollutants, and increases of nutrients (eutrophication) inputs (Adams and Greeley, 2000).

In Haiti, the bay of Port-au-Prince, a narrow area 15 km wide, is the natural receptacle of all effluents generated by human activities. These urban wastewaters carry household wastes, sludge from pit latrines, sewage and industrial wastewater, all of which greatly contribute towards polluting the bay (Emmanuel et Azaël, 1998). The discharge of contaminants (heavy metals, nutrients, etc.) into bodies of natural water gives rise to serious concern about water quality and the health of aquatic organisms, not only due to the varied types of pollutants that impact these systems, but also to the many ways in which pollutants can effect the health of aquatic organisms (Adams and Greeley, 2000).

Heavy metals do not degrade biologically like organic pollutants. They are known for their toxicity for human beings and aquatic life. Their presence in aquatic ecosystems is an important environmental issue due to their absorption and therefore possible accumulation in organisms (Chiron et al., 2003). Both nitrogen and phosphorous play a major role in the eutrophication of aquatic ecosystems (Elser et al., 1990; Horne and Bliss, 1994). Concentrations of unionized ammonia greater than 10 $\mu\text{gNH}_3/\text{L}$ can be expected to impair aquatic communities (USEPA, 1984; Versteeg et al., 1999) while a phosphorus value higher than 0.5 mg/L constitutes a factor of pollution (Rodier, 1996).

The marine ecosystem of Port-au-Prince's is liable to suffer very serious local damage caused by the direct discharge of urban effluents. The discharge of untreated wastewater into the bay highlights major risks for the local population and the environment: (i) human health risks due to fish morbidity, bacteriological contamination of shell-fish and beaches, (ii) ecotoxicological risks due to ecological modifications such as the sterilization of seabeds, decreased transparency due to suspended matter, and the supply of supplementary nutrients, (iii) a risk of economic imbalance (MTPTC, 1998). Indeed, in developing countries fish represent the only source of protein for poorer families and fishing is a major source of employment (Pollard and Simanowitz, 1997).

This work focuses on environmental risk assessment, a process that evaluates the likelihood of one or more stressors (USEPA, 1992). This process is based on two major elements: the characterization of effects and the characterization of exposure. These provide the focus for conducting the three phases of risk assessment (USEPA, 1998): problem formulation (including the intrinsic hazard assessment linked to pollution sources), the analysis phase (consisting in the examination of the two primary components of risk, exposure and effects, and their relationships between each other and the characteristics of the ecosystem) and the risk characterization phase (which is the culmination of planning, problem formulation, and analysis of predicted or observed adverse ecological effects related to the assessment endpoints). This study focuses specifically on the "intrinsic hazard assessment" step of the problem formulation phase.

The ecological hazards concerned are the consequences of elevated levels of organic wastes in urban wastewater, which may cause increases in oxygen demand due to the concomitant increase in biological decomposition (Dyer et al., 2003). The chemical constituents of Port-au-Prince untreated wastewater (PAPUW) may produce adverse effects of reduced dissolved oxygen (DO) on the bay ecosystems. Concentrations of illicit DO less than 5 mgO_2/L impaired fish and invertebrate communities (USEPA, 1986).

The constant discharge of chemical substances into aquatic ecosystems may also cause changes in biotic community structure and function, otherwise known as biotic integrity (Karr, 1991). The mineralization of carbon and nitrogenous wastes from Port-au-Prince untreated wastewater decreases DO and increases ammonia concentrations (Lacour et al., 2006), which would have negative effects on the biotic integrity of the bay's ecosystems. In this general context, this study aimed: (i) to implement a low cost environmental hazard assessment framework for untreated urban wastewater in Haiti; (ii) and to apply it to urban wastewater from an open channel of the combined sewer system of Port-au-Prince.

EXPERIMENTAL SECTION

The notion of hazard is linked to the possibility of a chemical substance, due to its intrinsic properties and its characteristics, to harm humans and the environment under determined exposure conditions (Razafindradrandra and Seveque, 1998). Its characterization above all requires choosing representative compounds of the source of pollution concerned. Urban wastewater (Streck and Richter, 1997), and rainwater (Valiron and Tabuchi, 1992) are loaded with different pollutants (anions, cations, heavy metals, organic pollutants, etc.). In these kinds of mixtures, heavy metals are present in dissolved form (free cations or chelate compounds) and in

particle form, i.e., linked to suspended particles (Artières, 1987).

Everywhere in the world, the precautionary principle predominates in the assessment of wastewater discharges and effluents, i.e. the reduction of specific pollutants or substances in the framework of emission policies (Kinnersley, 1990). European Commission Directive 98/15/EEC (1998) proposes a wastewater pollutant emission limit for all the member states of the European Union. Haiti does not yet have regulations on pollutant emission limits in wastewater, therefore French (MATE, 1998) and European (EC, 1998) legislations were considered in this study to assess the hazard generated by PAPUW for the bay ecosystem, in the absence of preliminary treatment.

The conceptual framework for the primary hazard assessment of PAPUW (figure 1) is based on a characterization of urban wastewater as a function of its chemical composition (measurement of global parameters, heavy metals and nutrients). The main parameters selected for the primary hazard assessment of urban wastewater were COD, heavy metals (Cd, Pb, As, Cr, Ni, Zn), nutrients (NO_3^- and PO_4^{3-}), and DO.

In this study, COD was used to globally characterize the concentrations of organic pollutants. Its measurement corresponds to an estimation of the oxidizable materials present in wastewater, whatever their organic or inorganic origin (Rodier et al, 1996). COD can also provide information on the presence of organic substances that cannot be oxidized by aerobic biological process (U.S. EPA, 1993). Among the selected heavy metals studied, Cd and Pb are known to be highly toxic with a strong tendency to bioaccumulate (Förstner and Wittman, 1979; Nriagu, 1987). In order to understand the contribution of PAPUW to the bay's eutrophication, urban effluent NO_3^- and PO_4^{3-} were determined. Finally, dissolved oxygen was measured in order to roughly characterize the adverse effects of the untreated urban wastewater studied on the biological balance of the bay ecosystems.

The experimented framework consisted in comparing the results obtained for COD, heavy metals and nutrients contained in PAPUW with the established threshold values (TV) of regulations governing effluent discharges (table 1). For any ratio $\text{CC}/\text{TV} > 1$ (CC: Chemical characterization of a pollutant; TV: threshold values), the framework considers PAPUW as a hazardous effluent for ecosystems, with the presence of toxic substances, and recommends the determination of dissolved oxygen. Moreover, concentrations of DO less than $5 \text{ mgO}_2/\text{L}$ represent potentially persistent toxic hazards for aquatic organisms, with the possible risk of biological unbalance and eutrophication linked to high concentrations of nitrates and phosphates.

Besides the selected assessment endpoints, other physicochemical parameters such as temperature,

pH, conductivity, NH_3 , chlorides and total organic carbon (TOC), were used in order to compare PAPUW composition with certain physical and chemical constituents of conventional urban wastewater.

MATERIALS AND METHODS

Experimental site and sampling points

The *Bois de Chêne* channel, the biggest collector of Port-au-Prince's rain sewage system was chosen as the experimental site for performing this study. It runs from east to west inland of Port-au-Prince's bay (Léger, 2002). This channel of about 10 km long starts at Dull hospital at an altitude of more than 400 m in the Pétiion-Ville area. The rainy periods of the experimental site occur during the months April, May, June and August, September, October while the dry period extends from December to March (Simonot, 1982). This channel currently functions as a combined sewage system. The existence of such a network could increase the concentration of nitrogenous substances during the first rainy days and the dilution of all the pollutants during the other rainy days (Harremoes and Sieker, 1993). This network could also increase the concentration of certain heavy metals. The sampling points were positioned on the channel and noted: P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7 and P8 (figure 2).

Sampling

Four sampling campaigns were performed between September 2003 and May 2005, at a rate of 3 samples per intake point. The samples were representative of dry and rainy seasons. The first campaign was conducted during the period from 2 to 6 September, 2003, the second from 10 February to 9 March, 2005 and the last from 20 April to 11 May, 2005. NO_3^- , NH_3 and PO_4^{3-} were determined only for the samples collected during the two campaigns of 2005. P3 was not chosen for the chemical characterization of NO_3^- , NH_3 and PO_4^{3-} . Measurements of heavy metals were carried out on the samples collected only on the 8th point from 16 to 18 March, 2004. All water samples were collected by using a telescopic perch with a 1-L glass flask. The samples were carefully labeled. All wastewater samples were kept at 4°C and transported to the laboratory in less than 3 hours.

Physicochemical analysis

DO, pH and electric conductivity were measured on the sampling points. AWTW Cellox 325 oxygen sensor was used to determine the dissolved oxygen. The pH of the collected water samples was measured using a WTW pH 340 ION pH meter fitted with reference and pH electrodes. A WTW - LF 330 multipurpose potentiometer coupled with specific electrodes was used to measure electric conductivity.

The chlorides were determined by the Mohr method, consisting in proportioning chlorides with silver

nitrate and potassium chromate. In the presence of silver nitrate (AgNO_3) Cl^- ions are mobilized to form cerargyrite. When all the chloride ions precipitate as AgCl , silver nitrate reacts with potassium chromate to form a brick red precipitate. Knowing the concentration of AgNO_3 ($\text{Co} = 10^{-2} \text{ M}$) in 100 ml of solution ($E = 100 \text{ ml}$), the volume necessary to obtain equivalence (V_e), the concentration of Cl^- ions in the solution is given by the formula: $[\text{Cl}^-] = \text{Co} * V_e/E$.

COD was determined on diluted and filtered samples at $0.45 \mu\text{m}$ and measured by the potassium dichromate method using a HACH 2010 spectrophotometer and the test procedure provided by the supplier.

Heavy metals were determined only for the samples collected from 16-18 March 2004, as per the ISO 11 885 protocol. The samples were filtered ($0.45 \mu\text{m}$) and acidified with nitric acid ($\text{pH} < 2$) and subjected to ICP-AES (Inductively Coupled Plasma-Atom Emission Spectroscopy).

NO_3^- , NH_3 and PO_4^{3-} were measured by molecular absorption spectrophotometry by using a NOVA 60 spectrophotometer and the test procedure provided by the supplier.

In this study, Total Organic Carbon (TOC) values were estimated by linear regression between TOC (y dependent variable) and COD (x independent variable) in wastewater [$y = 0.1707x + 85.10$] assessed by a good linear correlation ($r = 0.95$, $r^2 = 0.9$, Durbin-Watson statistic $DW = 1.96$, $P = 0.0039$) determined by Emmanuel et al. (2004).

Results and discussion

Water temperature is a very important parameter because of its effect on chemical reactions and reaction rates, aquatic life, and the suitability of the water for beneficial uses (Metcalf and Eddy, 1991). In the present study, the temperature during the different sampling periods ranged from 26 to 33°C . The PAPUW temperature range is greater than the representative value considered as the mean annual temperature of wastewater, which varies from 10 to 21.1°C (Metcalf and Eddy, 1991). Elevated temperatures, resulting from discharges of domestic heated water and industrialized wastewater, may have significant ecological impact on natural water bodies (Eaton et al., 1995). Indeed, increased temperature can cause a change in the species of fish that may exist in the receiving water body (Metcalf and Eddy, 1991). Moreover, elevated temperature plays a role in the solubility of salts and especially of gases, in the dissociation of dissolved salts and thus in electric conductivity and in the determination of pH (Rodier, 1996). Temperature can also intervene indirectly on nitrification by modifying DO concentration, or NH_3 content, jointly with pH (Laudelout et al., 1976).

The composition of PAPUW refers to the amounts of its physical and chemical constituents. These elements were determined by measuring COD, TOC, DO, conductivity, pH, chlorides, heavy metals, NO_3^- ,

NH_3 and PO_4^{3-} . Except for two samples from sampling point P2, for which two acid values were obtained: $\text{pH} = 1.63$ and $\text{pH} = 5.07$, all the other samples were always in an alkaline range (7.19 – 8.5).

Variation of conductivity (890 – 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) indicates considerable mineralization of PAPUW, with a variable contribution of anions and cations probably related to untreated urban and industrial water discharges. In conventional urban wastewater, Chloride concentrations usually range from 30 to 100 mg/L (Metcalf and Eddy, 1991), whereas in the samples studied here the values obtained for this parameter ranged from 149 to 708 mg/L. Since the salinity of PAPUW samples, expressed by conductivity and chloride results, was lower than that of the sea, it seems pertinent to state that the salinity of the samples could be due to metallic salts, which are toxic to aquatic organisms. The results of the physicochemical characterization of PAPUW samples are summarized in Table 2.

Results of heavy metal measurements

Arsenic concentrations were lower than the detection limit of the apparatus used (Table 3). The same observation is made for the cadmium concentrations in samples 1 and 2, and for the chromium and the lead concentrations in sample 3. The results for the other measurements carried out are higher than the detection limit but lower than the established threshold values. In addition, certain authors have shown that the further urban wastewater flows through a watershed, the higher the amount of heavy metals detected in particulate form (Garnaud, 1999). Under these conditions, it will be necessary in future to carry out the measurement of particulate metals before concluding on the real hazards related to the presence of heavy metals in the water from the channel.

Results of COD, TOC and COD/TOC ratio

COD concentrations, where included, reached 130 and 1500 mg/L (Table 2). These values are higher than the discharge standards given by international regulation 125 mg/L (MATE, 1998). This could be attributed to the presence of toxic substances. They are close to certain average contents reported in the literature (Fresenius et al., 1990; Grommaire-Mertz, 1998) for untreated domestic wastewater (250 to 1000 mg/L of COD). These high concentrations of COD could be due to the massive presence of domestic solid waste at the bottom of the channel. TOC values ranged from 107 to 341 mg/L.

TOC and COD concentrations are greater than the values proposed by Metcalf and Eddy (1991) for domestic wastewater. The preservation of the biological balance of the natural ecosystem against untreated urban wastewater can, initially, be evaluated by biodegradability studies of pollutants contained in the effluents. Indeed, COD and TOC were reacted to

completion (Gray and Becker, 2002). The information reported in the literature gives a COD/TOC ratio of 3 frequently found in many wastewaters (Seiss et al., 2001). Gray and Becker (2002) formulated a semi-empirical equation to determine the ratio between COD expressed in mg O₂/L and TOC in mg C/L: COD = 2.67 TOC. This empirical value (COD/TOC = 2.67) is based on volatile fatty acid (VFA) content in wastewater as CH₃COOH (for TOC = 24/60 gC/gVFA as CH₃COOH and COD=64/60 gO₂/gVFA as CH₃COOH; so COD/TOC = 64/24 = 8/3 ≈ 2.67).

The COD/TOC ratios found in the wastewater studied range from 1.21 to 4.40 (Table 2). The most important results stem from the samples collected in September 2003. The COD/TOC ratios for the samples ranged from 3.67 to 4.20, far greater than 2.67. The presence of inorganic oxidizable substances in COD concentrations could be responsible for values higher than 3. The biodegradability of organic substances occurs as a function of the speed and completeness of their biodegradability by microorganisms (Sponza, 2003). Therefore BOD₅/COD and COD/TOC ratios could be used to analyze the difficulty or ease of degradation of organic substances. In this study, precise knowledge of the biochemistry of PAPUW, which is necessary in order to analyze biodegradability by using the ratios of global parameters, was not completed, because BOD₅ was not taken into account. However, regarding this, when compared with the information reported in the literature, the data obtained from the COD/TOC ratio can be arranged in two groups: (i) COD/TOC from 1.21 to 3.00, and (ii) COD/TOC from 3.01 to 4.40. In the first group, the degradation of organic substances by microorganisms would occur without difficulty; however, in the second group the substances would be difficult to degrade (Emmanuel et al., 2004).

Results of NO₃⁻, NH₃ and PO₄³⁻

Nitrate concentrations for dry and rainy seasons ranged from 1 to 23 mg/L. A normal situation was observed for all NO₃⁻ < 5 mg/L, while moderate pollution can be considered for any NO₃⁻ concentrations ranging from 5 to 25 mg/L (Agence de l'Eau, 1995). Figure 3 summarizes the variations of Nitrate contents between the seasons considered.

In this study, the most alarming case of pollution was generated by PO₄³⁻. Indeed, PO₄³⁻ concentrations ranged from 2 to 62 mg/L, higher than the selected threshold value of 1 mg/L. In spite of considerable dilution of these ions during the rainy season, the minimum concentration (3.9 mg/L of PO₄³⁻) was 3 times higher than the standard (MATE, 1998). Variations of phosphate

concentrations between the seasons considered are summarized in figure 4.

The eutrophication of the bay ecosystem and the possible toxicity of PAPUW to aquatic organisms could be attributed to the high concentrations of nitrogenous substances such as NO₃⁻ and NH₃ detected in the samples. Ammonia nitrogen is well known to be toxic to aquatic organisms (Dyer et al., 2003). Aquatic communities should be adversely affected by ammonia at ≥ 1.04 mg total NH₃/L or 0.01 unionized NH₃/L (Versteeg et al., 1999). In this study, the value of NH₄/L was not measured. Theoretically, ammonia nitrogen exists in aqueous solution as either the ammonium ion or ammonia, depending on the pH of the solution, in accordance with the following equilibrium reaction: NH₃ + H₂O ⇌ NH₄⁺ + OH⁻ (Metcalf and Eddy, 1991).

At pH levels above 7, equilibrium is displaced to the left while at levels below pH 7, the ammonium ion is predominant (Metcalf and Eddy, 1991). Since in all the samples studied, pH was always in an alkaline range (7.7 – 8.8) above 7, the displacement of equilibrium may lead to the existence of NH₃ at concentrations probably greater than 1.04 mg total NH₃/L or 0.01 unionized NH₃/L. Based on the equilibrium reaction criteria and on sample pH, ammonia makes a major contribution to the adverse effects of PAPUW observed on aquatic organisms (Emmanuel et al, 2005), as well as to the eutrophication of the bay ecosystem (Lacour et al., 2006). The average concentrations of ammonia obtained for the seasons studied are shown in figure 5.

Results of DO measurements

The values obtained for dissolved oxygen ranged from 1.47 to 3.90 mgO₂/L (Table 2), which are lower than 5 mgO₂/L. These results indicate the massive presence of organic matter in the wastewater studied, coupled with their poor breakdown. As the wastewater arrives in the bay, the transported organic matter may have a major ecological impact on fish and invertebrate communities (USEPA, 1986; Kosmala, 1998; Eriksson et al., 2002). Indeed, it has been established that the effluents of wastewater treatment plants, whose DO concentrations are generally lower than 4mg O₂/L at the moment of their rejection, cause disturbances right across benthic invertebrate communities (Kosmala, 1998). It should be noted that the biological degradation reactions of the organic matter contained in the channel, leading to the low oxygen concentrations measured, can also produce ammonia from nitrogenized organic compounds, and thus possibly increase their effects on aquatic fauna.

TABLES

Table 1: Threshold values established for the hazard characterization of urban wastewater

Parameters	DCO (mg/L)	As (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Ni (mg/L)	Pb (mg/L)	Zn (mg/L)	NO3- (mg/L)	PO43- (mg/L)
Threshold values	125	0.05	0.2	0.5	0.5	0.5	2	10	1
Sources	EC, 1991	MATE, 1998							

Table 2: Physicochemical characterization of PAPUW

Parameters	Units	Means	Minima	Maxima	SD	n	Threshold values
pH	U	7.63	1.63	8.5	0.87	66	-
Conductivity	µS/cm	1763	890	3000	431,15	66	-
Chlorides	mg/L	380.34	148.82	708.40	114.34	66	-
NO3-	mg/L	5.37	0,88	22.88	4.89	42	10
NH3	mg/L	4.41	0.23	16.06	3.78	42	-
PO43-	mg/L	20.25	2.40	65	16.68	42	1
DO	mg/L	2.28	1.47	3.90	0.71	66	5
COD	mg/L	587.68	130	1500	402.52	66	125
TOC	mg/L	185.41	107.29	341.15	68.71	66	-
COD/TOC	-	2.83	1.21	4.40	0.96	66	-

Table 3: Results of heavy metal measurement

	Unit	As	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
Detection limit	µg/L	0,928	4,6	1,77	1,71	3,26	0,327
Sample 1	mg/L	<DL	<DL	0,024	0,007	0,015	0,085
Sample 2	mg/L	<DL	<DL	0,028	0,006	0,012	0,229
Sample 3	mg/L	<DL	0,011	<DL	0,005	<DL	0,056
Threshold values	mg/L	0,05	0,2	0,5	0,5	0,5	2

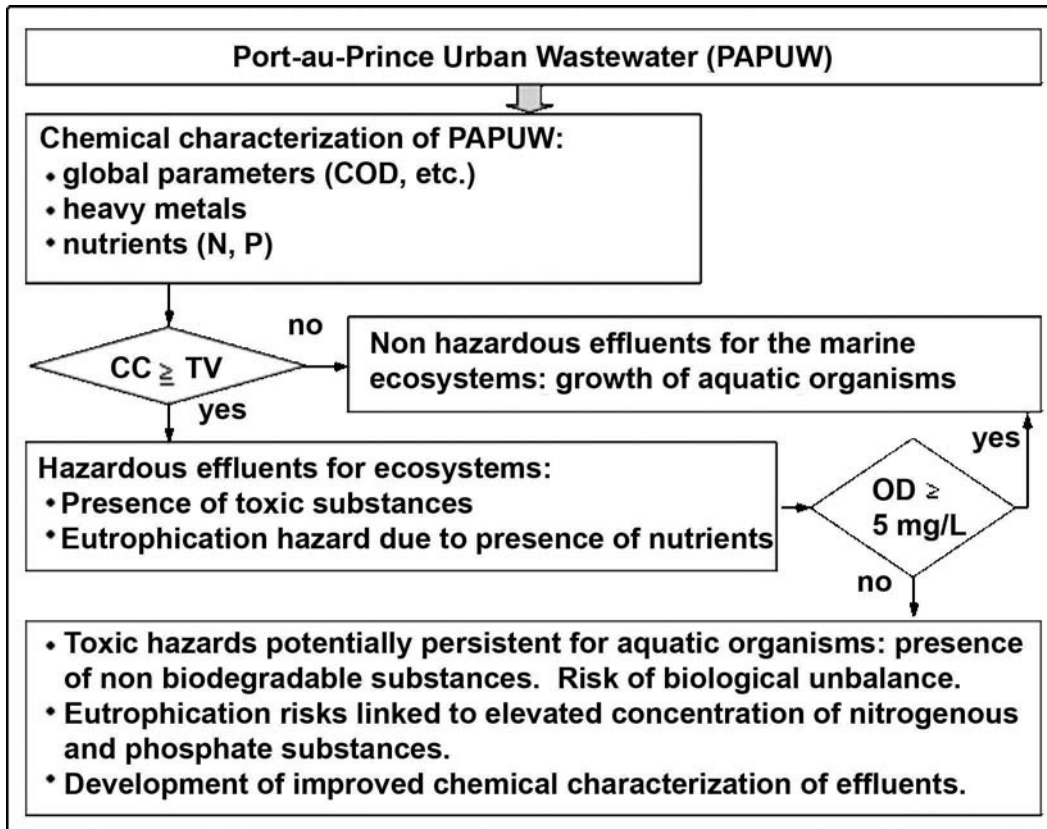


Figure 1: Conceptual framework for environmental hazard assessment of PAPUW

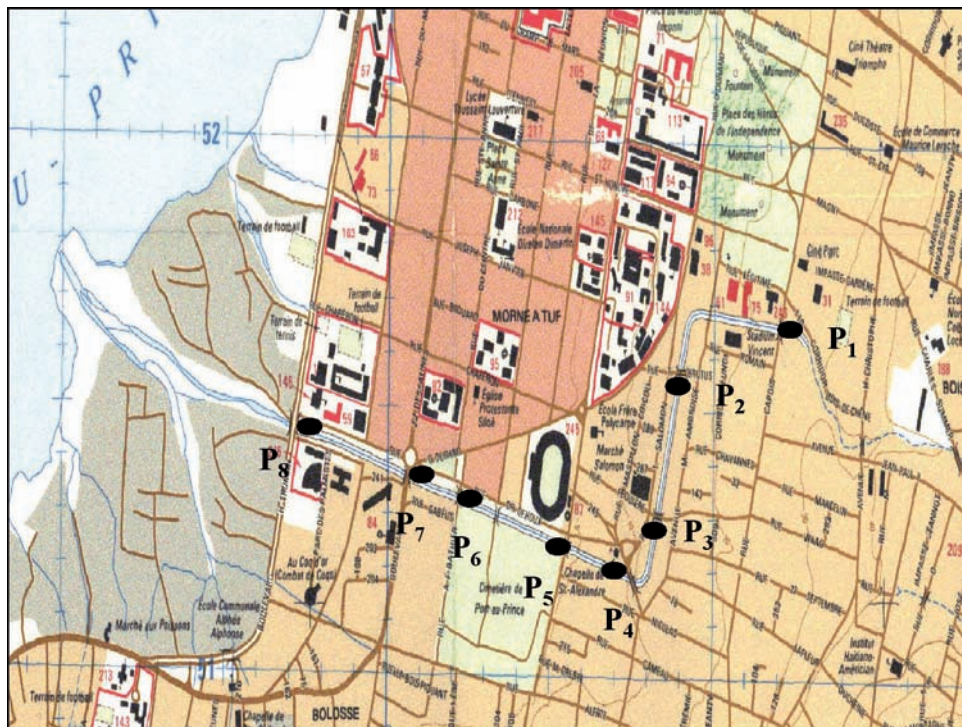


Figure 2: Experimental site with sampling points

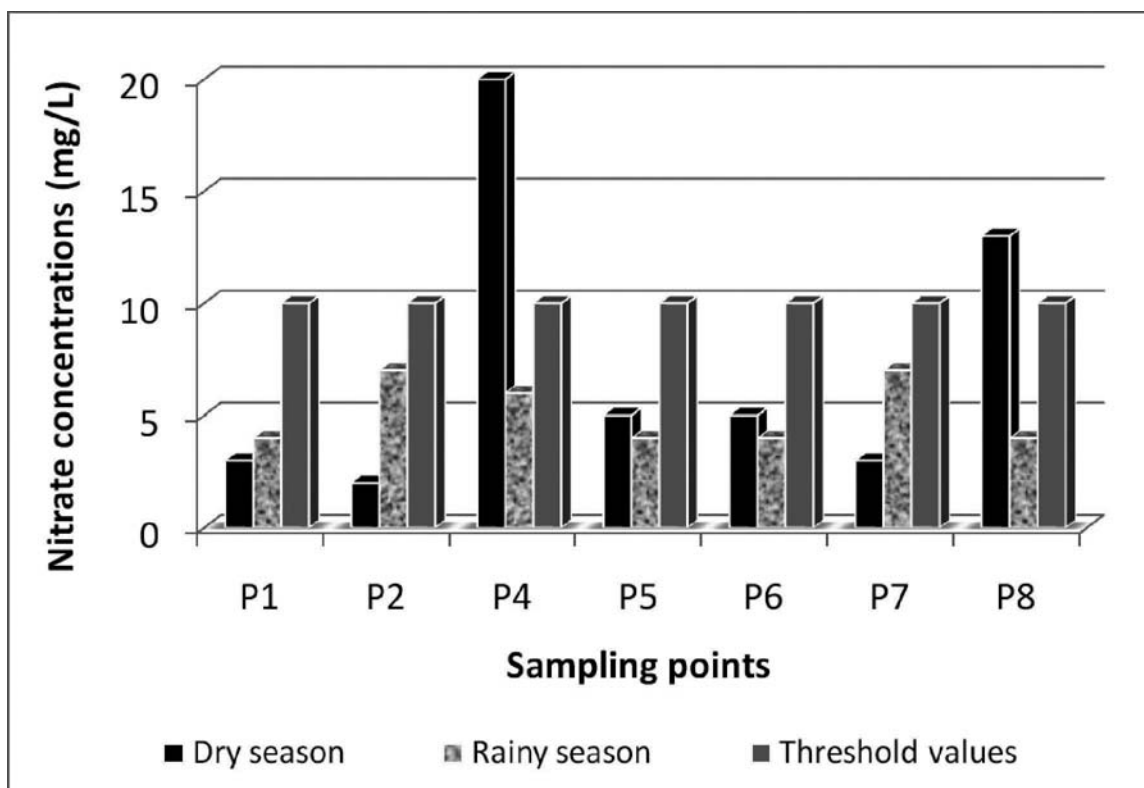


Figure 3: Variations of nitrate concentrations between dry and rainy seasons

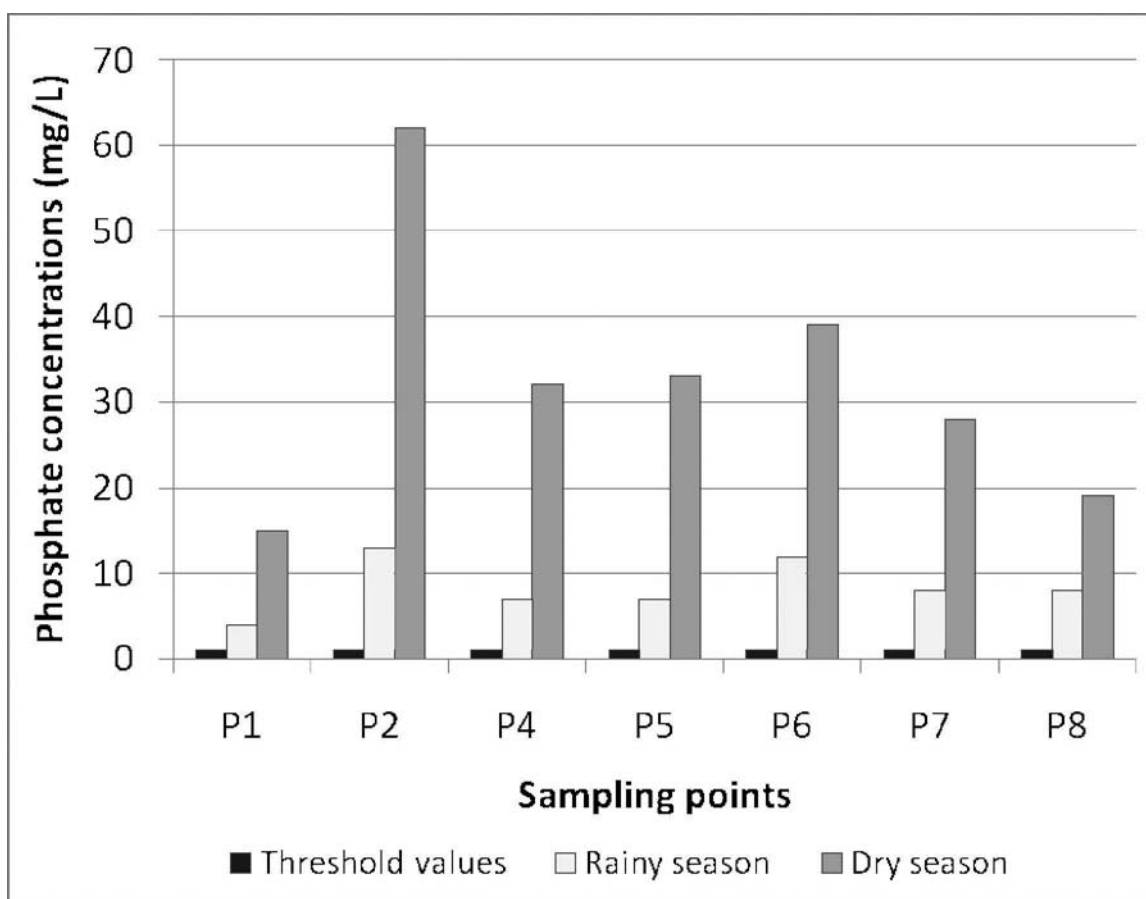


Figure 4: Variations of phosphate concentrations between dry and rainy seasons

FIGURES

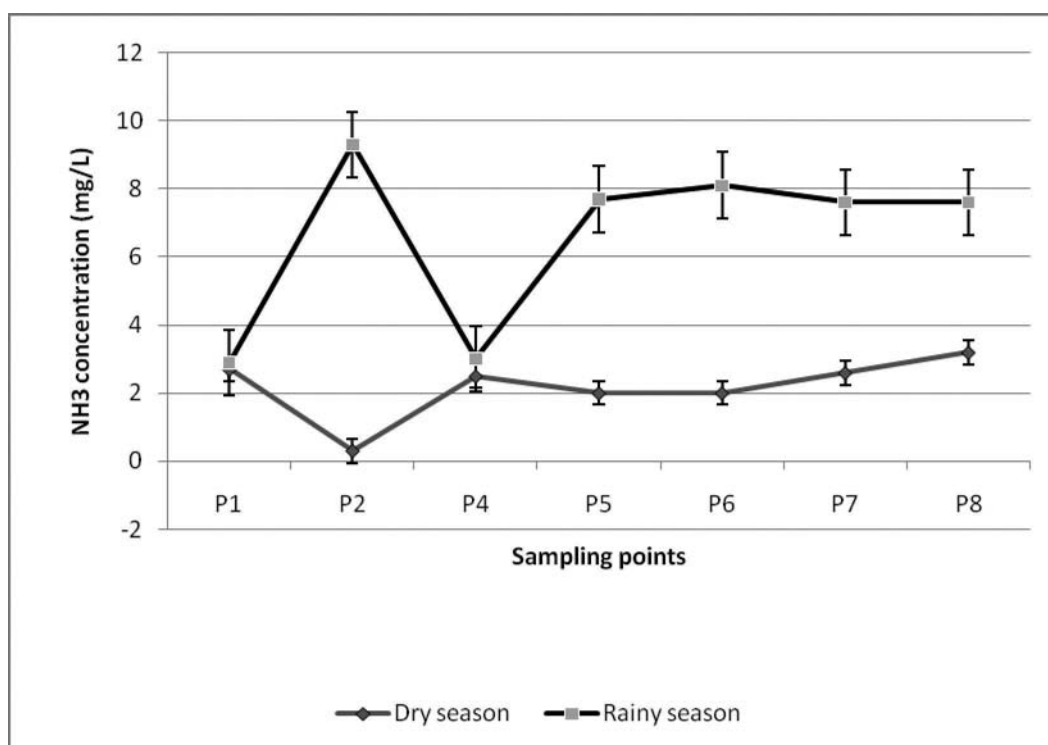


Figure 5: Average concentrations of NH₃ for dry and rainy seasons

CONCLUSION

The aim of this study was: (i) to implement an environmental hazard assessment framework for untreated urban wastewater, (ii) and to apply it to urban wastewater from an open channel belonging to the combined sewer system of Port-au-Prince. The first results obtained from the framework application showed that PAPUW is a major hazard to the Port-au-Prince bay ecosystem, and its discharge into natural water bodies could have significant negative effects on aquatic organisms. These effects could be due to high concentrations of ammonia and other pollutants. Indeed, the oxygen demand of the organic matter contained in these wastewaters is high and degradation by biological processes is difficult. Under these conditions, it is now appears important to continue the assessment by performing bioassays on these effluents.

This present study is the first work realized on PAPUW. In accordance with the obtained results, there is no pollution by heavy metals in the aquatic ecosystem, although these pollutants can be in the sediments. In case of unfavorable environmental conditions, particularly pH modification of effluents, heavy metals may change chemical forms and become soluble in aqueous phase, therefore they would be bioavailable for aquatic organisms. In order to analyze the heavy metal risks on sediments and bay ecosystems, it

seems important to follow their behavior in aqueous and solid phase of the canal.

As with any environmental risk assessment (USEPA, 1998; Emmanuel et al, 2005), this evaluation will inevitably be accompanied by an evaluation of uncertainties, and the identification of the most important and urgent critical points, in order to improve the management of the effluents concerned. It now appears necessary to carry out a physicochemical and ecotoxicological characterization of the contaminated sediments in the channel, to develop ecohydrological tools for managing the ecological hazards and risks related to the effects of its complete pollution on the Port-au-Prince environment.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the AUF (Agence Universitaire de la Francophonie. PCSI – contract number: 6301PS325), the United Nations Development Program (UNDP) and the Direction of Higher Education and Scientific Research of the Ministry of National Education of Haiti for financing this study.

REFERENCES

Académie des Sciences (1998) - Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur

- gestion - Rapport N° 42, Paris: Lavoisier Tec&Doc, 440 p.
- Adams S.M. and Greeley M.S. (2000). Ecotoxicological indicators of water quality using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 123:103-115.
- Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée, Corse (1995). Carte de la qualité des cours d'eau. Lyon: DIREN Rhône-Alpes.
- Artières O. (1987) Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire. Thèse. Université Louis Pasteur de Strasbourg, 214 p.
- Chiron N., Guillet R., Deydier E. (2003). Adsorption of Cu (II) and Pb (II) onto a grafted silica: isotherms and kinetic models; *Water Research*, 37: 3079-3086.
- Dyer S.D., Peng C., McAvoy D.C., Fendinger N.J., Masscheleyn P., Castillo L.V., Lim J.M.U. (2003). The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatium River, the Philippines. *Chemosphere*, 52:43-53.
- Eaton A.D., Clesceri L.S. and Greenberg A.E. (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF, 19th Edition Washington D.C., 1220p.
- EC (European Commission) (1998). Directive 98/15/EEC amending Council Directive 91/271/EEC: Urban wastewater treatment. Brussels. Off. J. of European Communities N° L 67/29-30 (7 March 1998).
- Elser JJ., Marzolf ER., Goldman CR. (1990). Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton in the freshwaters of North America: a review of critique of experimental enrichments. *Can J Fish Aquatic Sci*, 47:1468-1477.
- Emmanuel E. and Azaël A. (1998) Les eaux usées et le développement économique en Haïti: crises et réponses. Actes de la Conférence Internationale de l'UNESCO 3-6 juin 1998 « l'eau : une crise imminente, UNESCO PHI, ed. Zebidi, Technical Documents in Hydrology no. 18, pp. 279-285.
- Emmanuel E., Blanchard J-M., Keck G., Vermande P., Perrodin Y. (2004). Toxicological effects of sodium hypochlorite disinfections on aquatic organisms and its contribution to AOX formation in hospital wastewater. *Environment International*, 30:891-900.
- Emmanuel E., Perrodin Y., Blanchard J-M., Keck G., Vermande P. (2005). Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network. *Journal of Hazardous Materials*, A117 :1-11.
- Ericksson E., Auffarth K., Henze M., Ledin A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*. pp. 85-104.
- Förstner U. and Wittmann G.T.W. (1979) Metal pollution in the aquatic environment. Berlin : Springer-Verlag, 486 p.
- Garnaud, S. (1999). Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 396 p. + appendices.
- Harremoës P.L. and Sieker F.S. Influence of stormwater storage tanks on pollutant discharge to receiving water (1993). In : IWA, Symposium Sewage and refuse, liquid waste section, Proc. 9 EWPCA-ISWA, München, Germany, pp. 95-106.
- Horne AJ., Golman CR. *Limnology* (1994). 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 627p.
- Karr J.R. (1991) Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol. Appl.* 1:66-84.
- Kinnersley D. Discharge consent and compliance policy: a blueprint for the future (1990). NRA (National Rivers Authority) Water Quality Series, No. 1, Bristol; UK.
- Kosmala A. Evaluation écotoxicologique de l'impact des effluents de stations d'épuration sur les cours d'eau : intérêt d'une approche intégrée (1998). Thèse. Université de Metz.
- Lacour J., Joseph O., Plancher M. J., Marseille J. A., Balthazard Accou K., Pierre A., Emmanuel E (2006). Evaluation des dangers environnementaux liés aux substances azotées et phosphatées contenues dans les effluents urbains. *RED*, 1(3) : 6 – 13.
- Laudelout H., Lampert R., Pham M.L. (1976). Influence et de la pression partielle en oxygène sur la nitrification. *Annales de microbiologie (Institut Pasteur)* 127A, 367-382.
- MATE (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement) (1998). Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation, *Journal Officiel de la France* 52, 3247
- Metcalf & Eddy (1991) *Wastewater Engineering: Treatment, disposal, reuse*. 3rd ed, New York: McGraw-Hill, 1334p.
- MTPTC (Ministère des Travaux Publics, Transports, Communication) (1998) Schéma directeur d'assainissement pour la région métropolitaine de Port-au-Prince. Le Groupement SCP-GERSAR/SNC-LAVALIN/LGL S.A, Port-au-Prince.
- Nriagu J.O. (1987) Cadmium in the aquatic environment. John Wiley & Sons Inc., New York, 272 p.
- Pollard S. and Simanowitz A. (1997) Environmental flow requirements: A social dimension. In. Pickford J. (1997) *Water and sanitation for all – Partnerships and innovations*. Proceeding of the 23rd WEDC Conference, Durban, South Africa. Loughborough University, Leicestershire, pp 293-295.
- Rodier J. *L'analyse de l'eau* (1996). DUNOD, Paris, 8e édition, 1384p.
- Streck T. and Richter J. (1997) Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale: I.

- Measurements and parametrization of sorption. *J. Environ. Qual.*, 26:49-56.
- Simonot M. Les ressources en eau souterraine de la région de Port-au-Prince. Situation actuelle et recommandation (1982). Port-au-Prince : PNUD (Programme des Nations Unies pour le Développement, 52 p.
- Seiss M., Gahr A., Niessner R. Improved AOX degradation in UV oxidative wastewater treatment by dialysis with nanofiltration membrane (2001). *Wat. Res.*, 13:3242-3248.
- Sponza D.T. Application of toxicity tests into discharges of the pulp-paper industry in Turkey (2003). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54:74-86.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1984). Ambient water quality criteria for ammonia. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/440/5-85-001.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1986). Ambient water quality criteria for dissolved oxygen. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/PB86-208253.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1992). Framework for ecological risk assessment. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 161 p. EPA/630/R-92/001.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1993). Training manual for NPDES permit writers. Washington, DC, EPA/833/B-93/003.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (1998). Guidelines for ecological risk assessment. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 114p. EPA/630/R-95/002F.
- Valiron F. and Tabuchi J.P. (1992) Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie : Etat de l'Art. Tec et Doc Lavoisier, Paris, 564 p.
- Versteeg DJ., Belanger SE., Carr GJ (1999). Understanding single-species and model ecosystem sensitivity: data-based comparison. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18:1329-1346.

ANÁLISIS GEOESTADÍSTICO PARA DESCRIBIR LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LA PRECIPITACIÓN DE UNA CUENCA PATAGÓNICA

GEOSTATISTICAL ANALYSIS TO DESCRIBE THE SPATIAL DISTRIBUTION OF RAINFALL IN A PATAGONIAN BASIN

José Vargas B.¹, Luis De la Fuente C.¹, Alfonso Gutiérrez-López²,
José Luis Arumi¹

¹ Universidad de Concepción, Chile

² Universidad Autónoma de Querétaro, México

Resumen

En el presente trabajo se analiza el patrón de distribución de las precipitaciones para un periodo hidrológico desde 1980/1981 al 2000/2001 en la cuenca del río Simpson (subcuenca del río Aysén), ubicada en la X Región de Aysén, Patagonia Chilena. Dada las pocas estaciones meteorológicas y la gran variabilidad orográfica de la región, el empleo de las metodologías tradicionales para la estimación de la precipitación por área es poco confiable. Por lo anterior, este trabajo propone utilizar un análisis geoestadístico considerando como variable auxiliar en la estimación de la precipitación: el relieve topográfico de la cuenca. Un Modelo Digital de Terreno (DEM), se combina con el procedimiento geoestadístico del cokriging para modelar la distribución espacial de la precipitación. El procedimiento de regionalización comprende la delimitación de regiones hidrológicamente homogéneas empleando índices de proximidad, algoritmos de agregación y técnicas hiperjerárquicas para la visualización de la clasificación final. Como resultado del análisis se obtuvieron mapas de isoyetas mensuales que siguen en buena forma características del relieve, y a su vez, representan los avances y retrocesos que presentan los sistemas climáticos frontales en el Pacífico Sur de Chile.

Palabras clave: Precipitación, Geoestadística, Componentes Principales.

Abstract

In the present paper the distribution of precipitation is analyzed for a hydrological period since 1980/1981 to 2000/2001 in the basin of the Simpson river (sub-basin of the Aysén river), located in the X region of Aysén, at the Chilean Patagonia. Given the few meteorological stations and the great orograph variability of the region, the use of the traditional methodologies for the estimate of the precipitation for this area are not very reliable. For that reason, this work intends to use a geoestatistic analysis considering as auxiliary variable in the estimate of the precipitation: the topographical relief of the basin. A Digital Elevation Model (DEM) is combined with the geoestatistic procedure of the cokriging for modeling the space distribution of the precipitation. The regionalization procedure understands the delimitation of hydrologically homogeneous regions using vicinity indexes, aggregation algorithms and technical hiperhierarchical for the visualization of the final classification. As a result of the analysis, monthly isohyets maps were obtained that follow in good form the characteristic of the relief, besides, they represent the advances and setbacks that present the frontal systems in the South Pacific of Chile.

Keyword: Rainfall, Geostatistics, Kriging, Principal Components

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la disponibilidad de agua permite el desarrollo de una adecuada gestión y administración de cuencas, tan importante en situaciones de estrés y superávit hídrico, por lo que, se hace necesario estudios de balance hídrico a toda escala: cuenca, región, país o continente, para poder determinar cuánta y cómo se presenta el agua en algún lugar. La gran necesidad de cuantificar adecuadamente el recurso hídrico tiene asociada, a su vez la importancia de determinar la mejor representación de la distribución de la precipitación.

La estimación de la precipitación constituye el componente principal de entrada en el cálculo de disponibilidad hídrica de una región (Aparicio *et al.*, 2006), y es así, que se están desarrollando investigaciones interesantes sobre los recursos de agua de la Patagonia (Vargas y Herrera, 2006). En

América Latina y en especial en regiones en donde no existe una amplia red de estaciones climatológicas o que existen grandes variaciones orográficas; sin duda el cálculo detallado de la precipitación es vital para conformar los componentes de la ecuación de balance hídrico. Este trabajo tiene por objeto estimar la precipitación de una región, considerando como variable auxiliar el relieve topográfico de la cuenca, bajo un marco geoestadístico.

2. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.

La cuenca hidrográfica del río Aysén, área de estudio, se sitúa en el sector de contacto entre la zona templada fría chilena y el dominio de la estepa patagónica; entre los 44°45' – 46°15' de latitud Sur y los 71°-73' de longitud Oeste (ilustración 1), inmediatamente al Norte de los Campos de Hielo Norte. Abarca una superficie de 11,456 km² y acoge

más del 70% de la población de la XI región de Aysén, (Chile). La topografía del sector presenta una gran variabilidad de Oeste a Este debido a la presencia de la cordillera de los Andes, pasando desde la costa a la zona central del área de estudio a cotas de aproximadamente 2000 msnm para llegar a zona más oriental de la cuenca con elevaciones aproximadas de 700 msnm. Condiciones similares de variación orográfica se presentan en la costa mexicana del Pacífico o en la región del Sahel africano. En estas regiones la precipitación como fenómeno global, se presenta mediante sistemas frontales que abarcan grandes superficies que avanzan en dirección desde

el océano Pacífico hacia el continente. Además, a una escala local se presenta una variación de la precipitación directamente correlacionada con el relieve topográfico de la zona (Le Barbé y Lebel, 1997; Gutiérrez-López y Onibon, 2005). Si bien, en este estudio los resultados están encaminados a cuantificar detalladamente el balance hídrico en la región; la posibilidad de explicar la distribución espacial de la precipitación en regiones en donde la diferencia de elevaciones es significativa en tan sólo unos kilómetros de separación horizontal, constituye un tema innovador de investigación.

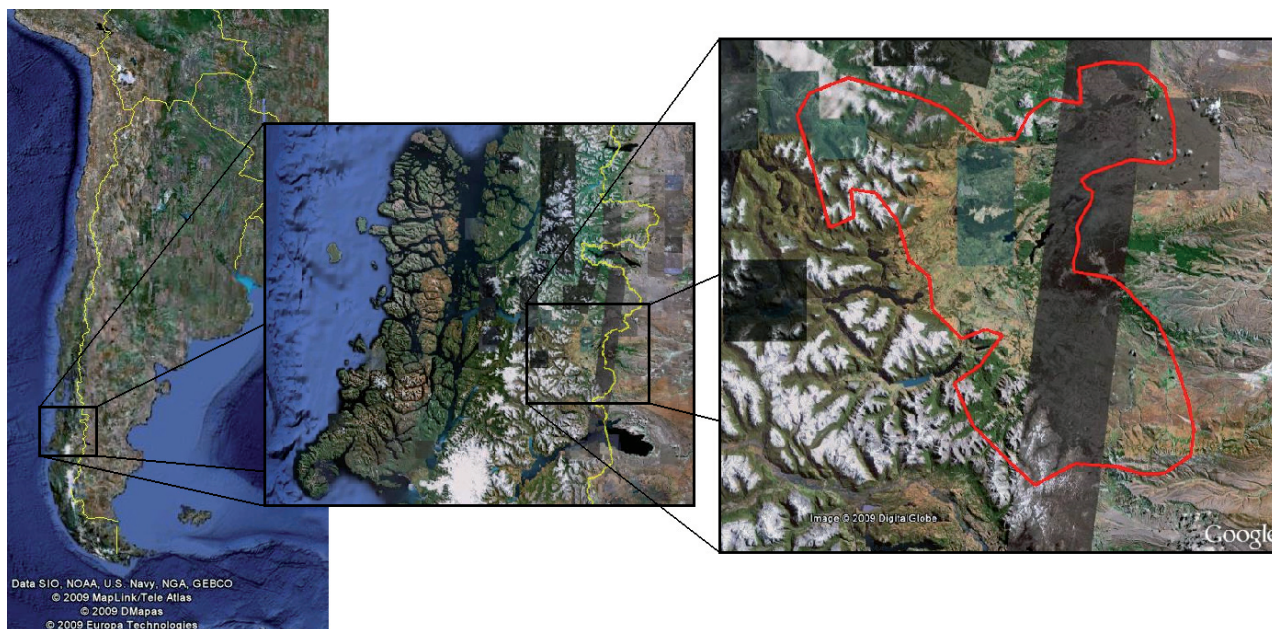


Ilustración 1. Ubicación geográfica de la cuenca en estudio
Fuente: Google Earth

3. METODOLOGÍA

A continuación se presenta la metodología utilizada en este estudio, la cual puede resumirse en los siguientes pasos: (1) relleno y análisis de consistencia de los datos; (2) análisis de componentes principales para la determinación de sectores homogéneos pluviométricamente y un (3) análisis geoestadístico de la precipitación. Una parte importante en este proceso es sin duda el análisis de la calidad de la información. En este aspecto, cuando se requiera, se propone el relleno de los datos faltantes utilizando la información de las estaciones cercanas mediante cocientes normales (CAZALAC, 2004). Se propone este procedimiento, ya que el relieve topográfico es una variable de importancia en esta región. Así la expresión utilizada es la siguiente:

$$P_D = \frac{\bar{P}_D}{3} \cdot \left(\frac{P_A}{\bar{P}_A} + \frac{P_B}{\bar{P}_B} + \frac{P_C}{\bar{P}_C} \right) \quad (1)$$

donde:

$\bar{P}_A, \bar{P}_B, \bar{P}_C, \bar{P}_D$ son los valores normales o promedio de las precipitaciones anuales registradas en los sitios A, B, C, y D durante un período común. P_A, P_B, P_C Precipitaciones en las estaciones A, B y C durante el período que falta en D.

En este proceso puede que se cometan errores al considerar implícitamente que los comportamientos de las estaciones corresponden a sectores homogéneos y a su vez es posible que errores de consistencia en una estación se trasladen hacia las vecinas. Por lo anterior, es importante que una vez que se rellenan los años incompletos, se realice un análisis de consistencia y una verificación de zonas homogéneas.

La metodología para verificar consistencia entre estaciones corresponde al análisis de Doble Masa Acumulada (DMA). Una vez conseguida la serie de datos consistentes y completos, se procede a verificar que las estaciones utilizadas en estos procesos sean las correctas desde el punto de vista de existir una correlación entre ellas, esto es posible de analizar

a través de un análisis de agrupación (*cluster analysis*) que permite definir zonas homogéneas de precipitación. Los procesos de agrupación usados con mayor frecuencia son las agrupaciones jerarquizadas y la agrupación con respecto a los valores medios (*K means*). La primera se puede visualizar como un "árbol de agrupación" en cual la distancia de una hoja (elemento para agrupar) hasta una hoja ramificación del árbol es la iteración donde se fusionan dos grupos. En la agrupación por medias, el resultado es una separación de los elementos en grupos de tal manera que las distancias entre los grupos se maximizan, pero las distancias dentro de los grupos se minimizan (Gutiérrez-López *et al.*, 2004; Ramos y Pelczer, 2006). Dentro de estos procedimientos se requiere una distancia de referencia, la cual se denomina "índice de proximidad". Una vez definida esta distancia se debe seleccionar bajo que criterio se dirimirá que los objetos están lo suficientemente cerca como para pertenecer a un grupo (regla de agregación).

Utilizando el método de Ward (Ward, 1963) es posible visualizar los grupos generados a través de diagramas jerárquicos. Esta representación permite visualizar claramente el procedimiento desarrollado para la creación de los grupos; en el eje de las abscisas se ven los objetos y en las ordenadas los índices de agrupación. Para una cierta distancia de agregación es posible visualizar la cantidad de grupos formados prolongando horizontalmente esta distancia, el número de grupos es dado por la cantidad de veces que es intersectada esta proyección (Gutiérrez-López *et al.*, 2004).

Si todas las verificaciones anteriores se cumplen es posible asumir que la serie de datos es confiable para la generación de la precipitación distribuida en toda la zona en estudio. Los métodos comúnmente utilizados para esta estimación consisten en ponderar la precipitación de cada estación sobre la cuenca, es decir, por ejemplo al utilizar polígonos de Thiessen se pondera la precipitación de cada estación por un área de influencia, en el caso de inverso de la distancia al cuadrado el factor de ponderación es precisamente este, en el caso de las isoyetas existen superficies de igual precipitación que dan claramente la distribución de la precipitación, sin embargo todos estos métodos presentan más o menos falencias al momento de existir fuertes variaciones de la topografía (Chow *et al.*, 1994; Pizarro, *et al.* 2003), en el mejor de los casos al momento de la generación de las isoyetas manualmente se posee un perfil pluviométrico representativo de la zona el cual generalmente no tiene ninguna validación al respecto. Estas y otras razones llevan al empleo de teorías que permitan representar explícitamente y validadamente el efecto de alguna variable sobre las precipitaciones. La geoestadística, permite salvar estos problemas bajo el uso de algunos supuestos aplicando la teoría de funciones aleatorias al reconocimiento y estimación

de fenómenos naturales (Journel y Huijbregts, 1978; Goovaerts, 1999).

La idea es asociar a cada punto $X(x,y)$ del espacio, una variable aleatoria; para dos puntos diferentes se tendrán dos variables aleatorias $Z(X)$ y $Z(Y)$ diferentes pero no independientes y es precisamente su grado de correlación el encargado de reflejar la continuidad del fenómeno, de modo que el éxito de esta técnica es la determinación de la función de correlación espacial de los datos (Zhang, *et al.*, 1992; Gutiérrez-López y Preciado, 2005). El procedimiento utilizado para correlacionar cada variable con las aledañas es mediante la utilización de un semivariograma experimental y su posterior modelación teórica. El variograma se define como la media aritmética de todos los cuadrados de las diferencias entre pares de valores experimentales separados una distancia h (Journel y Huijbregts, 1978; Lebel y Laborde 1988; Isaaks y Srivastava, 1989; Holawe y Dutter, 1999 y Goovaerts, 2000). La expresión del semivariograma

$$\gamma(h) = \frac{1}{2Np(h)} \sum_{i=1}^{Np(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2 \quad (2)$$

donde:

- h es el incremento en el espacio del punto X_i
- $Np(h)$ es el número de pares de observaciones a la distancia h
- $Z(X_i)$ son los valores experimentales
- X_i sitio o punto de medición de los valores $Z(X_i)$

Es importante destacar que existen algunos supuestos en el uso de esta técnica como son la estacionaridad y que la variable en estudio presente un comportamiento adecuado de modelar, es decir, que de una observación a otra exista un comportamiento o componente estructural, no debiéndose su variación sólo a efectos aleatorios.

Los datos representan sólo una realización de la función aleatoria, por lo que la estimación del Semivariograma Experimental (SVE) y cruzado no es posible a menos que ciertas simplificaciones sean hechas. Una simplificación asumida es que la esperanza matemática de Z_i y Z_j son estacionarias, esto es: que $E[Z_i(X)] = m_i$ y $E[Z_j(Y)] = m_j$ donde m_i y m_j son constantes en una vecindad circular de puntos a ser estimados. También se asume que los SVE definidos por (2) son estacionarios. Estas dos suposiciones constituyen las hipótesis intrínsecas y que permiten calcular los SVE que pueden ser usados para estimar el semivariograma directo y cruzado para la precipitación y elevación (Hevesi, *et al.*, 1992).

Otro supuesto que debe cumplirse es que los semivariogramas teóricos sean definidos positivos, es decir, que se cumpla la desigualdad de Cauchy-

Schwarz, sin embargo, para satisfacer esta condición es sólo necesario el uso de modelos tradicionales que ya satisfacen esta condición (Journel y Huijbregts, 1978).

Si se consideran válidos los supuestos anteriores, entonces, es posible generar semivariogramas experimentales y su consiguiente modelación matemática. Los modelos matemáticos presentan algunos elementos característicos como son: Efecto pepita (*nugget effect*) que se produce cuando el semivariograma no comienza del origen, la meseta (*sill*) que es el valor mayor que alcanza el semivariograma y el alcance (*range*) que corresponde a la distancia a la cual se obtiene la nula variación del semivariograma. Los modelos comúnmente utilizados son: modelo lineal, esférico, exponencial y gaussiano (Isaaks y Srivastava, 1989).

Una vez definido el mejor semivariograma teórico de ajuste, según error cuadrático medio y el coeficiente de correlación cuadrático R^2 , se procede a resolver un sistema de ecuaciones lineales que tiene por fin minimizar la varianza entre valores medidos y estimados cercanos a la estación, y que se posea un sistema insesgado, es decir, que la diferencia entre los puntos medidos y estimados sobre la estación sea exactamente cero. Lo anterior permite interpolar los datos espacialmente, siempre y cuando se posea una adecuada cantidad de datos en el área de estudio, en el caso contrario surgen otros métodos como el kriging con derivada externa o el cokriging que permiten el uso de alguna variable auxiliar para la generación de semivariogramas y/o distribución espacial.

El kriging con derivada externa impone directamente que existe una relación lineal entre la variable en estudio y la variable auxiliar, $Z(w) = m \cdot w + n$ lo cual no necesariamente se da en todos los casos, por esto el cokriging posee una mayor docilidad de correlación, ya que se procede a la generación un semivariograma propio de la variable auxiliar y a un semivariograma cruzado que permite que la relación entre ambas variables pueda ser también relacionada geoestadísticamente. Otro hecho importante a destacar es la posibilidad de que la variación de una medición no sea igual en todas las direcciones, para lo cual los mismos modelos experimentales antes expuestos permiten considerar la posibilidad de dirección de máximo y mínimo cambio, es decir, es posible definir semivariogramas anisotrópicos que consideren direcciones de cambio no necesariamente similares a los ejes cartográficos utilizados (Haberlandt, 2007).

4. RESULTADOS

4.1 Datos: los datos utilizados corresponden a 11 estaciones pluviométricas con información muy dispar en calidad y cantidad de información, lo cual se aprecia en el cuadro 1. El patrón más importante que presenta el sector es su variedad de climas y características topográficas que intervienen fuertemente en la distribución de la precipitación, ilustración 2. La información de topografía fue obtenida de modelos digitales de terreno (DEM) con resolución de una observación cada 1000 metros aproximadamente, sin embargo, por la cantidad de área involucrada (aproximadamente 18,500 km²) se optó por utilizar sólo una muestra de 8000 puntos distribuidos uniformemente en la superficie.

4.2 Preparación de datos: se comenzó por la definición tentativa de dos zonas homogéneas (ilustración 3) para la adecuada complementación de las series de datos. Estas primeras zonas estuvieron compuestas por las siguientes estaciones: Zona 1: Coyhaique Escuela Agrícola, Coyhaique Alto, Ñirehuao, Villa Ortega y Balmaceda; Zona 2: Villa Mañihuales, El Balseo, Puerto Aysén, Puerto Chacabuco, Desagüe Lago Caro y Estero Perdido. El criterio inicial estuvo dado por la disminución abrupta de las máximas alturas en la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes. Sin embargo, luego del relleno, análisis de consistencia y posterior verificación de zonas homogéneas, se obtuvo que la estación de Villa Mañihuales no pertenecía a la zona 2, por lo cual fue necesario corregir todo el relleno de las series de datos. Las variables externas a la precipitación utilizadas para la clasificación de zonas homogéneas se muestran en el cuadro 2.

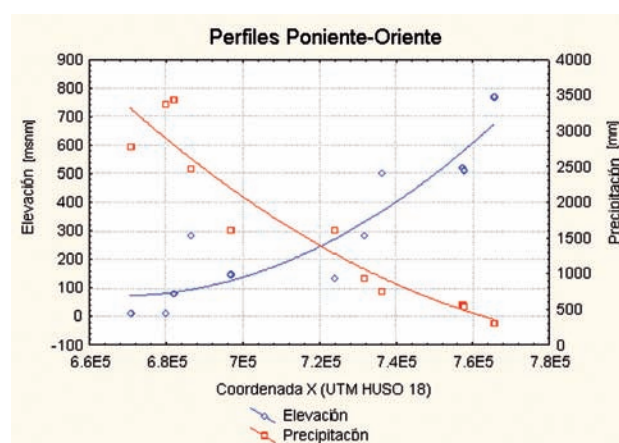


Ilustración 2. Perfiles transversales de precipitación y elevaciones de las estaciones

Cuadro 1. Característica de la información utilizada

Nombre estación Pluviométrica	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00
Coyhaique Escuela Agrícola																					
Coyhaique alto																					
Ñirehuao																					
Villa Ortega																					
Balmaceda																					
Villa Mañihuales																					
El Balseo																					
Pto. Aysén																					
Puerto Chacabuco																					
Lago Caro - Desagüe																					
Estero Perdido																					

Fuente: Dirección General de Aguas (DGA) y ENDESA S.A.

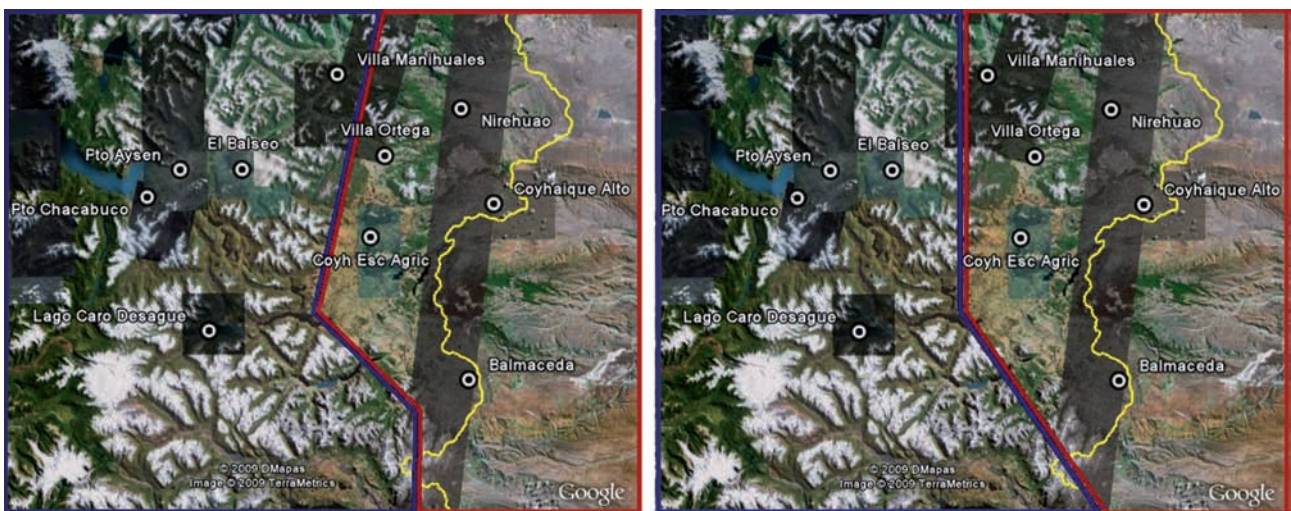
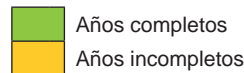


Ilustración 3. Definición preliminar las zonas homogéneas. Izquierda: zonas tentativas (azul: zona 2, rojo: zona 1) - Derecha: zonas homogéneas definitivas.

Los patrones de cada zona homogénea corresponden a: zona 1: Coyhaique Escuela Agrícola y Villa Ortega. Zona 2: Puerto Chacabuco y El Balseo. Asimismo, se realizó el relleno y análisis de consistencias con las correspondientes correcciones obteniéndose la información resumida en el cuadro 3. La verificación

de las zonas homogéneas se realizó considerando como método de agregación Ward y como índice de proximidad los recomendados por la literatura (Jain y Dubes, 1987), obteniéndose siempre la misma clasificación, por lo que se consideró consistente.

Cuadro 2. Variables externas a la precipitación utilizadas para la clasificación de zonas homogéneas

Abreviación	Descripción de la variable
x	Coordenada x de la estación (Huso 18, metros)
y	Coordenada y de la estación (Huso 18, metros)
COTA	Altura sobre el nivel del mar de la estación (msnm)
SD_PP	Desviación estándar de la precipitación anual (mm)
CV_PP	Coefficiente de variación de la precipitación anual (adim.)
CA_PP	Coefficiente de asimetría de la precipitación anual (adim.)
CU_PP	Curtósis de la precipitación anual (adim.)
HMED	Altura media (área de influencia de 15 Km. x 15 Km., msnm)
DS_HM	Desviación estándar de la elevación (msnm)
CV_HM	Coefficiente de variación de la elevación (adim.)
HREL1D	Altura relativa ponderada del 1 cuadrante (adim.)
HREL2D	Altura relativa ponderada del 2 cuadrante (adim.)
HREL3D	Altura relativa ponderada del 3 cuadrante (adim.)
HREL4D	Altura relativa ponderada del 4 cuadrante (adim.)

De la ilustración 4 es posible observar que existen dos sectores claramente definidos para distancias de agregación superiores a 90,000 y que para distancias un poco menores, la estación de Balmaceda podría ser considerada en otra zona, sin embargo, por la escasa información disponible para la realización de 3 grupos se optó por agrupar en sólo 2. Posterior al relleno y análisis de consistencia se realizó la modelación de isoyetas, para las cuales se utilizó la teoría geoestadística con cokriging considerando como variable auxiliar la elevación obtenida desde el modelo digital de elevación (DEM). El fundamento para ello se basa en el análisis de componentes principales y la correlación que se obtiene entre la precipitación y elevación.

Del análisis de componentes principales (ilustración 5), considerando las mismas variables anteriores, se obtuvo que con el uso de 3 variables es posible conseguir sobre un 85% de la predicción acumulada en los eigenvalores. Las variables seleccionadas corresponden a las más cercanas a los ejes cartesianos, que particularmente son la coordenadas x e y, lo cual demuestra que la ortogonalidad del sistema cartesiano UTM es representativo de las

principales variables en estudio. Además, ambas variables se encuentran cercanas a la cota y al coeficiente de asimetría, respectivamente, lo cual reafirma la directa correlación existente entre la cota y la coordenada x de las estaciones, producto de la no adecuada ubicación de las estaciones pluviométricas para los fines de este trabajo. La asociación del coeficiente de asimetría con la coordenada y, indica que al desplazarse de norte a sur las precipitaciones se encuentran más uniformemente distribuidas hacia el sur. Las alturas relativas que podrían entregar información de alguna dirección preferencial en las precipitaciones de algunos meses, no aportan mayor información de los patrones de precipitación. Para el uso del cokriging se observa la existencia de dos posibles variables auxiliares: la cota y el coeficiente de variación de la altura media en una vecindad dada. En el caso de la primera existe una excelente correlación inversa con la precipitación, además la correlación entre elevación y precipitación es común en la literatura, por lo que se considera, en primera instancia, como el mejor estimador por sobre el coeficiente de variación de la elevación a pesar de su cercanía a las precipitaciones.

Cuadro 3: Resumen de Precipitación Media Mensual por estación y ubicación [mm/año].

	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	PP anual	Lat. S	Long. W	Cota [msnm.]
Estero Perdido	335.4	377.7	361.1	310.9	341.8	255.7	237.8	287.2	244.4	284.8	185.3	238.3	3460.4	45 32 30	72 40 00	80
Pto Chacabuco	312.2	365.7	343.8	346.5	304.1	261.9	253.3	245.2	253.3	257.4	207.5	234.0	3385.1	45 28 00	72 49 00	10
Pto Aysén	260.4	323.7	284.3	262.0	241.2	208.0	205.1	205.0	248.2	213.6	154.9	180.1	2786.6	45 24 00	72 42 00	10
Desagüe Lago Caro	283.7	279.5	233.9	236.8	251.9	195.5	161.1	181.6	160.6	176.5	131.7	180.6	2473.5	45 47 45	72 36 07	285
El Balseo	146.5	181.7	190.9	166.4	153.3	130.7	113.1	107.9	125.4	106.9	96.5	101.8	1621.1	45 24 00	72 29 00	150
Villa Mañihuales	150.8	198.7	185.2	180.3	175.4	129.3	97.7	92.3	121.4	90.1	69.2	113.0	1603.2	45 10 00	72 09 00	150
Coyh Esc Agric.	84.5	112.8	126.4	115.8	101.5	68.4	61.2	45.9	61.8	51.0	38.0	70.2	937.5	45 34 00	72 02 00	343
Villa Ortega	68.9	97.9	87.7	84.4	77.0	59.9	55.0	50.1	55.5	40.8	33.1	55.7	766.0	45 22 00	71 59 00	550
Balmaceda	55.4	68.2	59.6	60.5	66.5	42.2	45.9	38.7	41.2	25.0	16.3	44.6	564.0	45 55 00	71 41 00	520
Ñirehuao	51.7	68.7	53.5	63.7	59.5	43.5	30.4	18.3	38.9	35.9	29.2	58.2	551.4	45 15 00	71 43 00	535
Coyhaique Alto	41.9	39.3	26.4	44.3	36.9	16.5	17.6	15.1	23.2	13.3	15.2	29.0	318.8	45 29 00	71 36 00	730

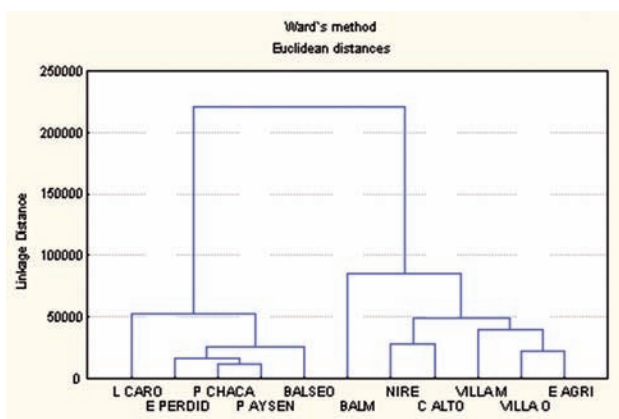


Ilustración.4: Dendrograma de zonas homogéneas

4.3 Análisis Geoestadístico: Dado el análisis realizado sobre zonas homogéneas, el paso lógico sería considerar estas zonas en la distribución de precipitación, sin embargo, a pesar de realizar un cokriging para salvar el problema de escasez de datos, es imperioso considerar todos los datos agrupados para realizar la modelación geoestadística, ya que con 5 o 6 estaciones por sector se impide un adecuado ajuste de los semivariogramas teórico y su consiguiente gran discrepancia o inseguridad al momento de realizar la validación. Por lo cual la información obtenida, se obtuvo considerando semivariogramas isotrópicos privilegiando la cantidad de información.

La normalización utilizada para la variable en estudio (Z) corresponde en todos los casos a transformaciones logarítmicas en base a la expresión (3). El criterio utilizado sobre la constante fue conseguir que la asimetría fuese cero.

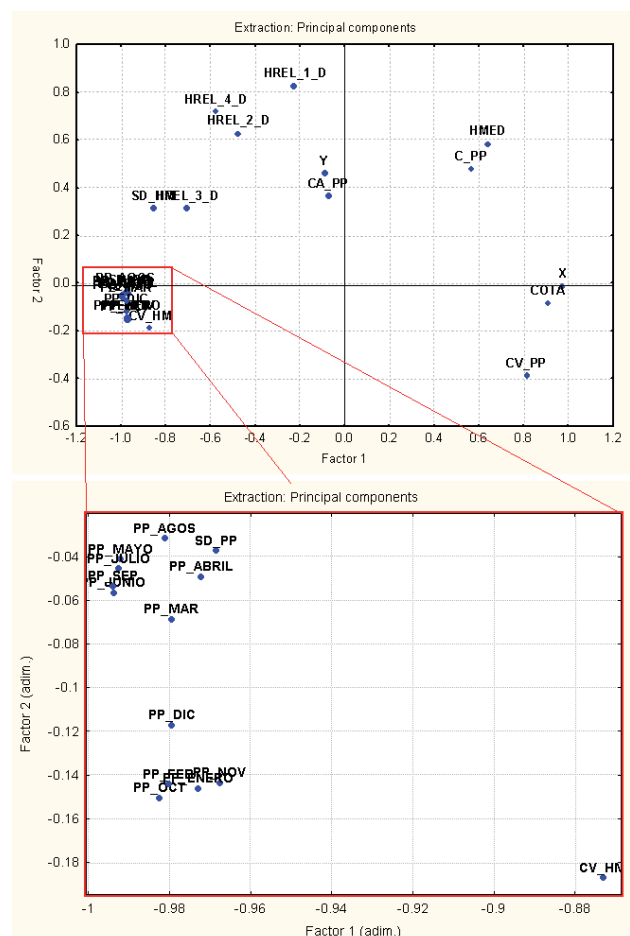


Ilustración 5. Gráfica de componentes principales

$$Z_i = \log(PP_i - a_i) \quad (3)$$

donde:

Z_i variable estandarizada para el mes i .

PP_i precipitación de la estación para el mes i .

a constante del mes i

Para la variable auxiliar la única estandarización realizada corresponde a asignar al valor máximo a uno y al mínimo a cero, solo se utilizó esta, ya que los datos ya presentaban simetría. También en esta etapa se registró el coeficiente de correlación cuadrático (R^2) para cada mes entre la precipitación media y la elevación de cada estación, que en el peor de los casos no es menor a 0.776 en el mes de abril (cuadro 4). Se elaboraron los semivariogramas experimentales (SVE) y sus ajustes para cada variable, en las precipitaciones todos los SVE corresponden a modelos gaussianos con correlaciones sobre 0.88 (ilustración 6).

El ajuste del SVE de la elevación corresponde a un modelo isotrópico exponencial de correlación superior a 0.99 (ilustración 7) y el SVE cruzado también corresponde a un modelo isotrópico gaussiano para todos los meses (ilustración 8), además, es coherente con la correlación inversa encontrada en el análisis de componentes principales.

Posterior al cokriging es necesario realizar una validación cruzada para encontrar la mejor configuración de opciones que minimicen el error. Los criterios utilizados corresponden al de maximizar el R^2 , que la pendiente de la recta entre valores simulados y reales fuera lo más cercana a uno y que el valor de intersección de esta recta fuera lo más cercana a cero. Toda esta información es representada en los gráficos característicos de la validación cruzada (ilustración 9) y se encuentra resumida en el cuadro 4. Además el SVE de elevación no se consideró anisotrópico, porque al suponer que la elevación presentaba una anisotropía, ésta era transmitida a las precipitaciones. Esta transmisión no se consideró adecuada, ya que la anisotropía de la precipitación, de existir, no tiene porque ser concordante con la elevación, más aún en esta zona, dado que la anisotropía presente en la elevación tiene orígenes en periodos glaciares, que no tienen ninguna relación con la dirección de los sistemas frontales.

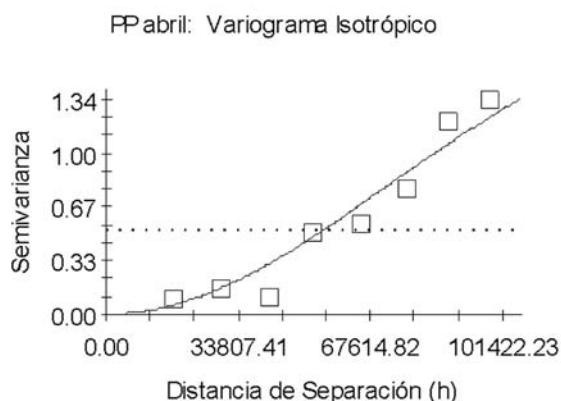


Ilustración 6. Semivariograma del mes de abril.

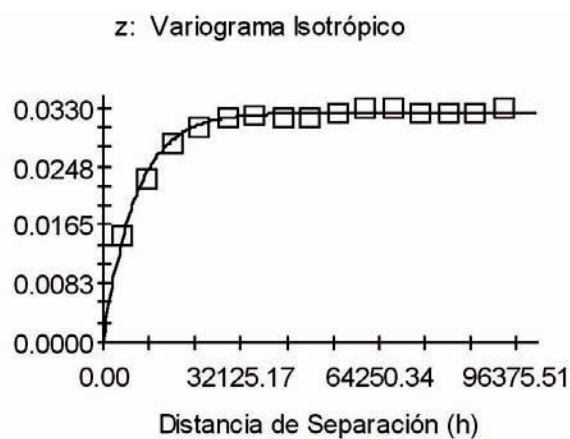


Ilustración 7. Semivariograma de elevación.

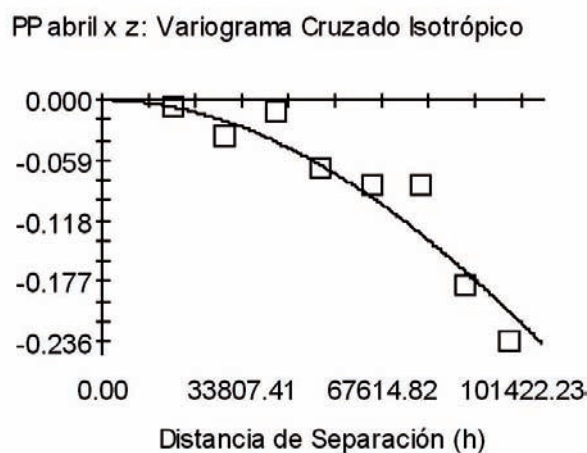


Ilustración 8. Semivariograma cruzado del mes de abril.

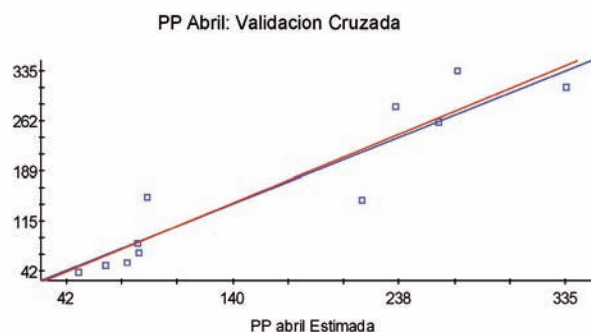


Ilustración 9. Validación cruzada de 1 mes de abril. (mm/mes)

5. DISCUSIÓN

Por la escasez de datos meteorológicos en una zona tan variada como la Patagonia, se observa claramente que se debe realizar un esfuerzo en el análisis de los pocos datos disponibles para conseguir resultados satisfactorios, por ello se realizaron numerosas pruebas (análisis de consistencia, zonas homogéneas por dendogramas y K-media, y análisis de componentes principales) que permitieron poder realizar la distribución espacial de la precipitación.

Del análisis realizado se tiene que los gradientes pluviométricos de la cuenca del río Aysén presentan un comportamiento distinto del esperado, lo tradicional en el Pacífico Sur es que frente a un aumento de cota la precipitación aumente, sin embargo, en esta zona este fenómeno no es el más importante en la pluviometría, como se aprecia en la ilustración 10, la precipitación tiende a disminuir al aumentar la cota de la estación, lo cual es capturado por las isoyetas generadas. Este fenómeno se debe a la forma como se desarrolla la precipitación en el Pacífico Sur, los cuales ingresan en una dirección aproximada de Oeste a Este.

En la zona de la Patagonia chilena, los frentes descargan gran parte de su volumen de agua precipitable antes de llegar a las zonas de máxima elevación, lo que se refleja en la ilustración 10.

A su vez, como las estaciones se ubican en zonas bajas (urbanas) de cada sector, las cotas de estas reflejan principalmente un aumento paulatino de Oeste a Este, lo que unido a lo antes expuesto, se complementan para generar el perfil de la ilustración 10. Sin embargo, de la misma ilustración, se aprecia una dispersión considerable, lo que se atribuye a un aumento de precipitación con la elevación pero a una escala más local, efecto sombra por la gran cantidad de cañones que presenta la topografía, direcciones

preferenciales del ingreso de los sistemas frontales, entre otros. A pesar de lo anterior, el análisis geoestadístico representa adecuadamente la precipitación global en esta zona (ilustración 11).

Al analizar las isoyetas obtenidas se aprecia una concordancia con lo esperado, existe una zona con precipitaciones muy concentradas durante todo el año que corresponde a la zona de Puerto Aysén y Puerto Chacabuco (Oeste), en la zona donde comienza la zona estepárica (Este) Coyhaique Alto y Balmaceda, las precipitaciones no superan los 50 mm/mes durante todo el año. En los meses más lluviosos se aprecia que existe una incursión de la precipitación de Oeste a Este, con la consiguiente mayor irregularidad de ésta en la zona intermedia. También se aprecia que la isoyetas en la mayoría de los meses sigue la topografía del sector, acercándose al Este en la parte superior e inferior.

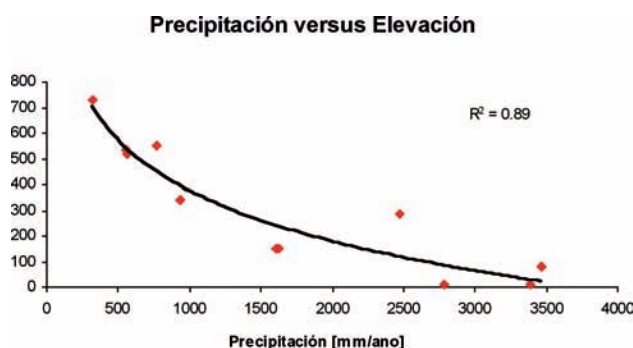


Ilustración 10. Perfil pluviométrico anual en la zona en estudio.

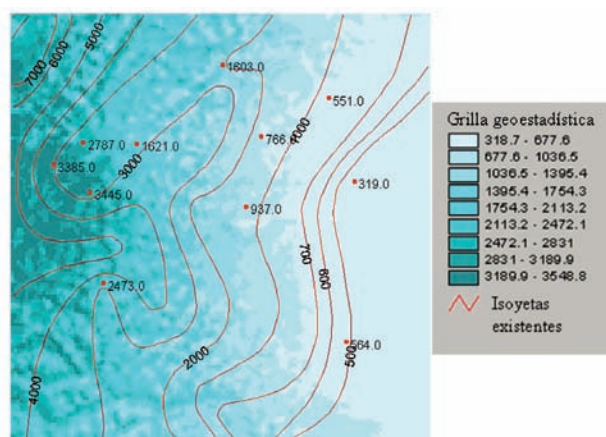


Ilustración 11. Comparación entre grilla de análisis geoestadístico e isoyetas existentes (mm/año).

Cuadro 4. Resumen de variables y estadígrafos del proceso de modelación geostatístico.

	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOS	SEPT	OCT	NOV	DIC	ENERO	FEB	MARZO	
Constante de desfase (PP)	9	107	227	86	69	100	36	25	32	18	16	19	
Valores entre 0-1 (Z)	si	si	si	si	si	si	si	si	si	si	si	si	
R ² PP v/s Z ²	0.776	0.875	0.886	0.822	0.807	0.8	0.799	0.768	0.873	0.815	0.805	0.813	
Tipo	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	
Incremento <i>h</i> (m)	11758	11758	11758	11758	11758	11758	11758	11758	11758	11758	11758	11759	
Nugget Effect (m)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	
Sill (mm ²)	2.011	2.011	2.011	2.011	1.997	2.011	2.011	2.011	2.011	2.011	2.011	2.011	
Range (m)	174937	324413	491902	324759	302589	352299	230362	175976	203862	153286	166450	230535	
Residual SS	0.101	0.0145	0.00255	0.0183	0.0168	0.0108	0.0423	0.088	0.0991	0.406	0.331	0.0887	
R ²	0.948	0.94	0.949	0.931	0.937	0.94	0.947	0.945	0.922	0.88	0.892	0.892	SVE PP
Tipo	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	Iso-Exp	
Incremento <i>h</i> (m)	6425	6425	6425	6425	6425	6425	6425	6425	6425	6425	6425	6425	
Nugget Effect (m)	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	
Sill (mm ²)	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	0.0324	
Range (m)	24300	24300	22800	22800	22800	22800	22800	22800	22800	22800	22800	22800	
Residual SS	9.3E-07	9.3E-07	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	4.1E-06	
R ²	0.993	0.993	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99	SVE Elevación
Tipo	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	Gauss	
Incremento <i>h</i> (m)	11758	11758	11759	11759	11759	11759	11760	11760	11760	11760	11760	11760	
Nugget Effect (m)	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	-0.001	
Sill (mm ²)	-1.335	-0.886	-0.601	-0.922	-0.838	-0.826	-1.11	-1.197	-1.262	-1.683	-2.011	-1.287	
Range (m)	415518	434051	433185	443450	410149	435610	417770	394041	421234	440806	500562	452931	
Residual SS	4.5E-03	2.0E-03	8.5E-04	2.5E-03	2.1E-03	1.8E-03	3.2E-03	3.4E-03	4.1E-03	7.6E-03	6.9E-03	4.8E-03	
R ²	0.91	0.896	0.899	0.887	0.895	0.89	0.904	0.929	0.899	0.885	0.888	0.865	
Neighborhood	9	9	10	8	9	9	10	11	9	9	10	9	
Radio (m)	101422	101422	101422	101422	101422	101422	101422	101422	101422	101422	101422	101422	Co-kg.
Coefficiente Regresión	1.032	0.982	0.93	0.966	0.942	0.955	0.999	0.972	1.026	1.009	1.039	1.003	
Error Estándar SE	0.13	0.113	0.111	0.099	0.125	0.083	0.09	0.134	0.11	0.124	0.069	0.123	
R ²	0.875	0.893	0.886	0.914	0.863	0.937	0.932	0.853	0.906	0.881	0.962	0.882	
Intercepción eje (mm)	-2.79	-5.71	-3.69	-5.73	1.11	-5.08	-3.77	0.47	-4.08	-1.54	-4.32	-2.71	V a l i d a c i ó n Cruzada

PP: Precipitación. Z: Elevación

Al realizar el contraste con las isoyetas existentes (DGA, 1987), se aprecia concordancia en la orientación en algunas zonas periféricas, sin embargo, en la zona central de la ilustración 11 no existe información que avale la curvatura en las isoyetas existentes, por lo cual, la grilla obtenida distribuye la precipitación siguiendo los patrones de las zonas aledañas. Además, las isolíneas de precipitación se encuentran fuertemente influenciadas por la ubicación de las estaciones meteorológicas que fuerzan el trazado de las isoyetas. El aporte de precipitación a cada zona homogénea se encuentra en el cuadro 5, donde se aprecia una diferencia relevante en los aportes de agua para cada periodo en estudio. Las posibles razones de tales diferencias son: la sobreestimación de las isoyetas de 1960 - 1980 producto de la calidad y cantidad de los datos y de las técnicas de estimación existentes a la fecha, la subestimación de las grillas a causa de la no incorporación de la variabilidad local, posibles cambios climáticos que hayan disminuido las precipitaciones entre los dos periodos o una composición de las anteriores.

Cuadro 5. Precipitación media anual por zona homogénea y por periodo (mm/año).

	DGA (1960- 1980)	Grilla (1980-2000)	% Área
Zona 1	3512	2151	49.2%
Zona 2	1051	693	50.8%
Total	2262	1414	100.0%

6. CONCLUSIÓN

Las isoyetas obtenidas representan de mejor forma la pluviometría de la zona, Ilustración 11, por sobre antiguas isoyetas (DGA, 1987) que se obtuvieron prácticamente interpolando linealmente entre estaciones y se ajustaron de tal forma que el balance hídrico cerrara completamente, sin considerar que al realizar esto, se está asumiendo que no existe un error de cierre y que la evapotranspiración, la variable más incierta del balance, se ha obtenido adecuadamente.

En cuanto al análisis geoestadístico, se concluye que es una poderosa herramienta de distribución espacial, sin embargo, como cualquier otra depende de la calidad y cantidad de la información, ya que dada las pocas estaciones utilizadas, las grillas de precipitación sólo capturan la precipitación global de la zona, es decir, el principal efecto que se aprecia en estas, es la disminución de las precipitaciones de Oeste a Este, reduciendo el efecto de la elevación sobre las grillas. El efecto práctico de tal situación es que estas no son capaces de representar la precipitación local, punto a punto, es decir, frente a

un aumento abrupto de elevación en dirección norte sur, la modelación geoestadística tiende a disminuir la precipitación y no a aumentarla, producto de que contrario a las precipitaciones, las elevaciones de las estaciones pluviométricas presentan un aumento paulatino de Oeste a Este, no siendo coincidente con la tendencia de las elevaciones del terreno, fruto de que ellas siempre se ubican en sectores bajos y cercanos a centros urbanos. Esta falencia de la modelación de la precipitación puede ser solucionada con la incorporación de más estaciones en las zonas altas de la cordillera de los Andes o considerando alguna otra variable auxiliar que no presente una correlación tan directa con la coordenada x de cada estación. A pesar de todo lo anterior, las grillas si representan la precipitación global y por lo tanto, son más adecuadas que las existentes para la mejor estimación de un balance hídrico. En conclusión, el gradiente pluviométrico en esta zona se comporta inverso a la elevación, que se comprueba al observar los resultados del análisis de componentes principales.

La modificación en el patrón de las isoyetas representa en términos de volumen de agua, para efectos del balance hídrico un 74.8% en la zona 1 y un 24.9% en la zona 2, con una productividad de precipitación de 3 a 1, similar a lo obtenido considerando las isoyetas de 1987, por lo que la distribución no influye sustancialmente en la precipitación, producto que el principal patrón está dado por el gradiente de Oeste a Este y no por la influencia de la topografía. La principal situación que se aprecia (cuadro 5), es la disminución de la cantidad de agua en toda la zona.

Los variogramas de precipitación que resultan de este análisis indican que existe una tendencia a abordar solo una parte del fenómeno de precipitación, debido a que los parámetros del variograma gaussiano muestran un alcance (cuadro 4) de éste muy superior a la longitud del área en estudio. Más aún, este parámetro aumenta en los meses de mayor precipitación, producto de la mayor magnitud de los sistemas frontales. En conclusión, la no estabilización de los variogramas indica que estos solo tienen una validez local y se hace necesario la utilización de mayor cantidad de datos y una mucha mayor área en estudio para obtener un conocimiento completo de los patrones de precipitación.

Una futura aplicación disponible corresponde a análisis geoestadístico de la evapotranspiración, para lo cual sería necesario contar con una cantidad satisfactoria de datos de evaporación de bandeja o estaciones de meteorológicas que permitan estimar la evaporación potencial. Bajo la estimación de esta última forma es clara la posibilidad de realizar un distribución utilizando como variable auxiliar la elevación, no obstante es necesario tener presente que su aplicación es recomendada en situaciones en que la evaporación predominante se deba producto de la radiación y no al efecto del viento.

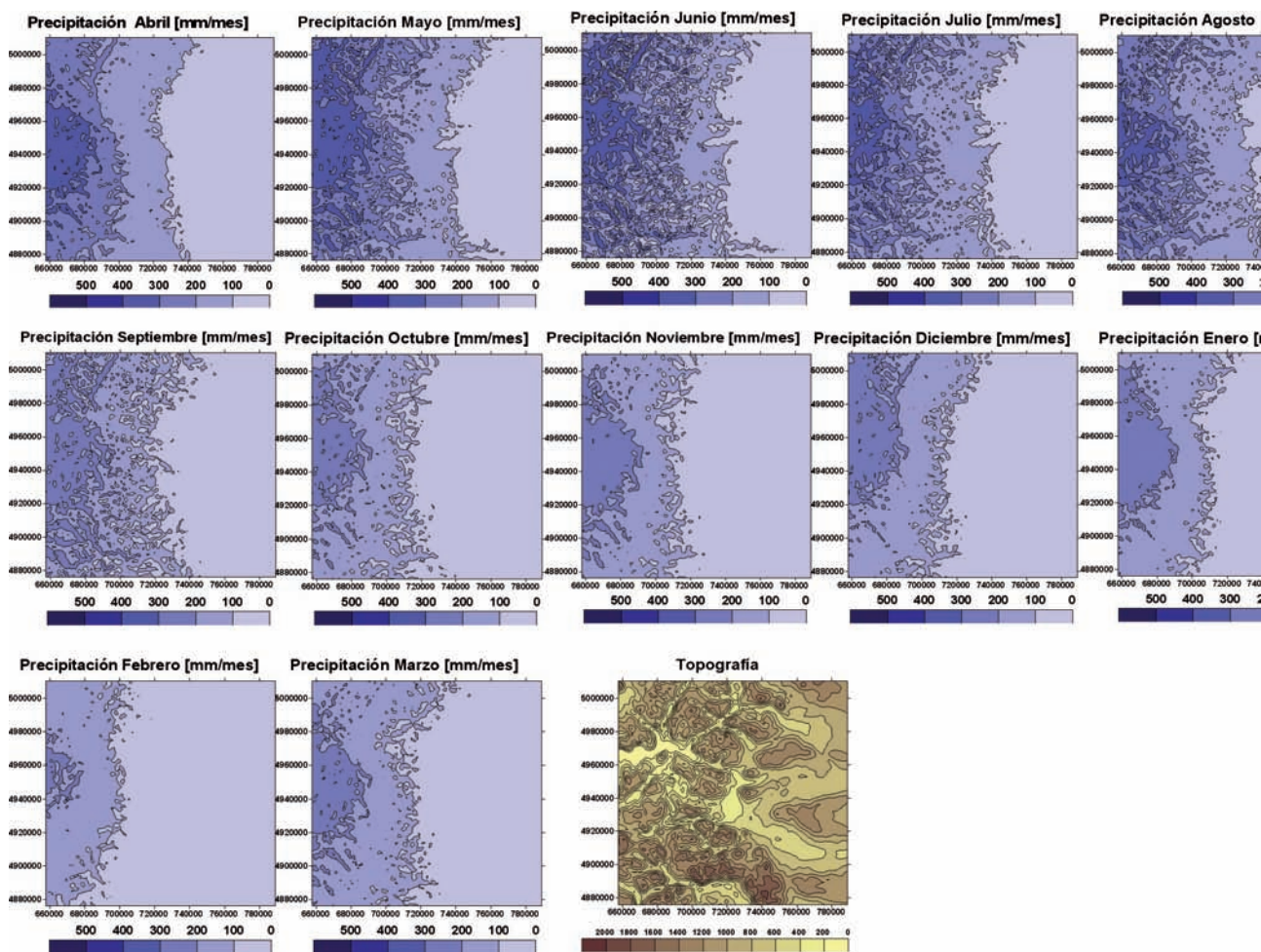


Ilustración 12. Isoyetas mensuales de la zona de estudio, estimadas por un procedimiento geoestadístico

En conclusión, el perfeccionamiento de los métodos que cuantifican los recursos hídricos permitirán gestionar adecuadamente la toma de decisiones y por consiguiente tener un mejor uso de este recurso.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la participación en el proyecto Fondecyt (Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico) N° 1050576 "Efectos geológicos y ambientales de la dinámica geomorfológica e hidrológica de la hoya del río Aysén". También es importante agradecer a la fuente de información, Dirección General de Agua, Chile (DGA).

REFERENCIAS

Aparicio J., Lafragua J., Gutiérrez-López A., Mejía R. y Aguilar E. (2006) "Evaluación de los recursos hídricos. Elaboración del balance hídrico integrado por cuencas hidrográficas". Programa Hidrológico Internacional (PHI)-LAC Documento técnico del PHI-LAC, No.4

CAZALAC (2004) "Guía Metodológicas para la elaboración del mapa de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas de América Latina y el Caribe".

Chow, V., D. Maidment y Mays, L. (1994). "Hidrología Aplicada". Editorial Mc Graw-Hill. Bogotá, Colombia.

DGA, (1987) Balance Hídrico de Chile. Dirección General de Aguas. Ministerio de Obras Públicas. Chile.

Goovaerts, P., (2000) Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall, *Journal of Hydrology*, Vol. 228 (1-2) pp. 113-129.

Goovaerts, P., (1999). "Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives". *Geoderma* 89, pp. 1-45.

Gutiérrez-López A. y Onibon H., (2005) "Comparative hydrological drought-flood risk modeling at Northern Mexico and West African Sahel Region" International Seminar. Climatic and Anthropogenic Impacts on the Variability of Water Resources. UMR HydroSciences Montpellier / UNESCO / OMM Montpellier, France

Gutiérrez-López A., Lebel, T., y Descroix, L., (2004) "Reflexiones sobre el concepto de cuencas

hidrológicamente homogéneas” International Association for Hydraulic Research (IAHR) XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, Brasil

Gutiérrez-López A., y Preciado M. (2005) A geostatistical approach for rainfall patterns, using proximity indices. En Renard Ph., Demougeot-Renard H., and Froidevaux R. *Geostatistics for environmental applications* Springer, Editions Berlin-Heidelberg-New York.

Haberlandt U., (2007) Geostatistical interpolation of hourly precipitation from rain gauges and radar for a large-scale extreme rainfall event. *Journal of Hydrology*, Vol. 332, pp. 144-157

Hevesi, J.A., Flint, A.L., Istok, J.D., (1992). “Precipitation estimation in mountainous terrain using multivariate geostatistics. Part II: Isohyetal maps”. *J. Appl. Meteor.* 31, pp. 677–688.

Holawe, F. y Dutter, R., (1999) Geostatistical study of precipitation series in Austria: time and space, *Journal of Hydrology*, Vol. 219 (1-2) pp. 70-82.

Isaaks, E., H., y Srivastava, R. Mohan (1989) *An introduction to Applied Geostatistics*, Oxford University Press, New York, 561p

Jain, A. K. y Dubes, R. C. (1987) *Algorithms for clustering data*, Prentice Hall.

Journel, A. G. y Huijbregts, C. J., (1978), “Mining Geostatistics”, Academic Press, New York, 600 p.

Le Barbé, L. y Lebel, T., (1997) Rainfall climatology of the HAPEX-Sahel region during the years 1950-1990, *Journal of Hydrology*, Vol.s 188-189, (1-4) pp. 43-73.

Lebel, T. y Laborde, J. (1988) A geostatistical approach for areal rainfall statistics assessment. *Stochastic Hydrology and Hydraulics*. 2, pp. 245-261.

Pizarro, R.; Ramírez C y Flores J. (2003) “Análisis comparativo de cinco métodos para la estimación de precipitaciones areales anuales en períodos extremos”. *BOSQUE* 24(3): pp 31-38.

Ramos, J y Pelczer I, (2006). I. “Aplicación del análisis de agrupaciones por K-medias en una cuenca hidrológica para generar zonas climatológicamente homogéneas”. XXII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. International Association for Hydraulic Research (IAHR), Guayana, Venezuela.

Vargas, J y Herrera C. (2006). “Balance hídrico de cuenca nivo-glacial-pluvial en la Patagonia. Aplicación a cuenca del río Blanco – Chile”. XXII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. International Association for Hydraulic Research (IAHR), Guayana, Venezuela.

Ward, J. H. (1963). “Hierarchical grouping to optimize an objective function”. *Journal of the American Statistical Association*, 58, pp. 236.

Zhang, R., Myers, D. E. y Warrick, A. W., (1992), “Estimation of the Spatial Distribution of Soil Chemical Using Pseudo Cross-Variograms” , *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 56, No. 5, pp.1444-1452.

DIRECCIÓN INSTITUCIONAL DE LOS AUTORES

José Vargas B.

Profesor Asociado,
Departamento de Ingeniería Civil
Facultad de Ingeniería
Universidad de Concepción, Chile
Barrio Universitario
Concepción, Chile
Tel +56 (41) 2204320
jvargas@udec.cl

Luis De la Fuente C.

Ingeniero Civil
Universidad de Concepción, Chile
Encomenderos 200 Depto. 912
Santiago, Las Condes, Chile.
Tel. +56 (2) 8810681
ldelafuente@gmail.com

Alfonso Gutiérrez-López

Profesor-Investigador,
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua,
IMTA, México
Subcoordinación de Hidrología y Mecánica de Ríos
Paseo Cuauhnáhuac 8532; C.P. 62550
Jiutepec, Morelos, México.
Tel. +52 (777) 329 3600 ext. 857
agutierrez@tlaloc.mta.mx

José Luis Arumi

Profesor Asociado,
Departamento de Recursos Hídricos
Facultad de Ingeniería Agrícola
Universidad de Concepción, Chile
Avda. Vicente Mendez 595
Chillán, Chile
Tel. +56 (42) 208804
jarumi@udec.cl

DETERMINACIÓN EMPÍRICA DE LOS PARÁMETROS QUE MODELAN EL TRÁNSITO DE AVENIDAS, POR EL MÉTODO DE MUSKINGUM, EN ZONAS DE CLIMA MEDITERRÁNEO DE CHILE CENTRAL.

EMPIRIC ESTIMATION OF PARAMETERS FOR FLOOD ROUTING THROUGH MUSKINGUM METHOD, IN MEDITERRANEAN ZONES OF CENTRAL CHILE.

Roberto Pizarro T.¹; Manuel Hormazábal V.²; Lastenia León G.¹; Carolina Morales C.¹

¹ Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Gestión Forestal y Ambiental.
Tel.: (56-071) – 200375 - Fax (56-071) - 200455, e-mail: rpizarro@utalca.cl

² Instituto de Desarrollo Agropecuario (INDAP). Tel.: (56-073) – 321592 / 321517 –
Fax (56-073) – 323630, e-mail: mhormazabal@indap.cl

Resumen

En esta investigación, se evaluó si el método de Muskingum de tránsito de avenidas, es aplicable a cuencas de la Región del Maule, zona central de Chile, en zonas de clima mediterráneo. Para ello se utilizó la información hidráulica de tres estaciones fluviométricas vecinas ubicadas en el río Perquillauquén, a saber, San Manuel, Ñiquén y Quella, considerando 20 crecidas controladas, 10 de las cuales se utilizaron para la calibración del método y 10 para la validación. Con estos datos se realizó la determinación de los parámetros (K y X) y los coeficientes (C_1 , C_2 y C_3) del método de Muskingum. Para la calibración y la validación, se aplicaron las pruebas de bondad de ajuste, Coeficiente de Determinación, Error Estándar de Estimación, prueba de concordancia de Bland y Altman y U de Mann Whitney.

En lo que concierne a los coeficientes C_i del método de Muskingum, éstos presentaron disparidad en sus valores, no mostrando uniformidad en sus resultados, de lo que se desprende que cada crecida se comporta totalmente diferente a otra. Cabe destacar que en todas las crecidas donde el factor de ponderación fue igual a 0.5, el coeficiente C_1 presentó valores iguales a 1, por lo que los coeficientes C_2 y C_3 presentaban los mismos valores, siendo uno negativo y el otro positivo. Asimismo, el parámetro K en algunas oportunidades presentó valores negativos, producto que los volúmenes encauzados son incrementados por aportaciones intermedias en el tramo, desvirtuando la características del método Muskingum.

Por otra parte, se verificó que mientras más altas eran las diferencias entre los volúmenes que entraban al tramo y los que salían, las medidas de bondad de ajuste acusaban menores valores de calidad en sus resultados, lo que habla de la importancia que se cumpla que la modelación represente exactamente un tránsito de avenidas y de que no se produzcan aportaciones intermedias.

La situación de mayor diferencia entre los volúmenes de entrada y salida, se advirtió en el tramo entre las estaciones de San Manuel y Ñiquén, al contrario de lo que ocurre en el tramo entre las estaciones de Ñiquén y Quella. Este último se encuentra a menor distancia, razón por la cual es menor la probabilidad de encontrar aportaciones intermedias.

De lo anterior se desprende que el principal factor que influye en la modelación del tránsito de avenidas a través del método de Muskingum, son las aportaciones intermedias, ya que en todas las crecidas que no pudieron ser modeladas, se verificó que el volumen medido en la segunda estación, era mayor que el de la primera.

Finalmente se recomienda una serie de parámetros para la aplicación del método y que su aplicación sólo se haga cuando se posee la certeza que los volúmenes de entrada y salida del tramo son similares y no existen aportaciones intermedias de relevancia.

Palabras clave: Tránsito de avenidas, Aplicación del método Muskingum, estimación de parámetros del método Muskingum

Summary

In this research, Muskingum method for flood routing, was evaluated in order to define if it was possible to fit the necessary parameters in river basins of Maule, central zone of Chile, in zones under Mediterranean climate. For this objective, hydraulic information derived from three hydrometric stations located in Perquillauquén river basin, was used. These hydrometric stations were San Manuel, Ñiquén and Quella.

In order to reach the objectives, 20 maximum floods were considered, and 10 of them were used for calibration and the rest for validation of Muskingum method. With these data, it was carried out the determination of the parameters (K and X) and the coefficients (C_1 , C_2 and C_3) of the method of Muskingum. For the calibration and the validation, several tests of goodness of fit were applied, such as Coefficient of Determination, Standard Error of Estimate, Test of agreement of Bland and Altman and Test U of Mann Whitney; all of them for non parametric data.

With respect to C_i coefficients, they presented disparity in their values, not showing uniformity in their results and it is possible to conclude, that each flood showed a different behavior to another. It is important to highlight that in all the floods

when rate factor X was 0,5, C_1 coefficient reached value 1; in addition, C_2 coefficient was equal to C_3 , but one of them with a negative value and the other with a positive value. Also, parameter K in some opportunities showed negative value, because volume of routing flood is increased for volume derived from another flows not considered in an application of Muskingum method.

On the other hand, it was verified that while higher was the difference between entering volume in the routing and exit volume, measures of goodness of fit showed lowest quality results, so it is very important in Muskingum method application, do not verify another flow contributions, different to entrance floods in routing.

The most different between entrance volumes and flow out, was noticed in the route between San Manuel's station and Ñiquén, contrary to what happens in the route between the stations of Ñiquén and Quella. This last one is a smaller distance, reason for which is smaller the probability of finding intermediate flow contributions.

As it was above mentioned, the main factor that influences modeling of flood routing, through Muskingum method, is the intermediate flood contributions, since in all the floods that could not be modeled, it was verified that the volume measured in the second station, was bigger that of the first one.

Finally a series of parameters are recommended for the application of the method and is recommended that Muskingum application must be only made when the certainty is possessed that the entrance volumes and flow out of the route, are similar, and also there are not intermediate flood contributions.

Keywords: Flood routing, Muskingum method application, Muskingum parameters estimation

1. INTRODUCCIÓN

El tránsito de avenidas corresponde a la simulación de la variación de un hidrograma al recorrer un cauce, (Solís, J. 2003) y su aplicación desempeña una gran función en el dimensionamiento de presas y obras para el control de inundaciones.

Los métodos existentes para el tránsito de avenidas en cauces se pueden dividir en dos tipos: hidráulicos e hidrológicos. Los métodos hidráulicos se basan en la solución de las ecuaciones de conservación de masa y cantidad de movimiento, para escurrimiento no permanente. Mientras que los métodos hidrológicos utilizan simplificaciones de las ecuaciones de conservación de masa y conservación de cantidad de movimiento, para llegar a soluciones más simples, pero menos aproximadas que las que se logran con los métodos hidráulicos (Linsley *et al*, 1988).

El método de Muskingum fue presentado por primera vez en 1938. Utiliza la ecuación de continuidad simplificada, y una relación algebraica entre el almacenamiento en el tramo y las entradas y salidas.

El objetivo de este estudio es determinar si el método Muskingum de tránsito de avenidas, es aplicable a cuencas de la Región del Maule, en la zona central de Chile y específicamente en la cuenca del río Perquilauquén.

1.1. Antecedentes generales

El área de estudio de la cuenca del río Perquilauquén, se encuentra dominado por condiciones anticiclónicas durante buena parte del año y por condiciones frontales intermitentes durante el invierno. En consecuencia, en la cuenca de Perquilauquén, existe una variedad de tipos climáticos que van desde un templado cálido con lluvias intermitentes y bastante nubosidad, en la cordillera de la costa y valle central, hasta el tipo frío lluvioso en la Cordillera de los Andes.

Durante la estación seca se presentan las máximas temperaturas medias de $19^{\circ} C$, y extremas de $30^{\circ} C$, en los valles y cuencas interiores; mientras que en el periodo húmedo las temperaturas mínimas medias son de $7^{\circ} C$. El río Perquilauquén se extiende por 190 Km. que drenan una hoya de 5.023 km²; las aguas del río Perquilauquén son utilizadas principalmmnte en el riego de terrenos agrícolas.

Para la realización del estudio, se seleccionaron tres estaciones fluviométricas que están ubicadas en serie en el cauce del río, las cuales son: Estación San Manuel, que se encuentra a 280 m. sobre el nivel de mar y está localizada en los $36^{\circ} 25' 00''$ de Latitud S y los $71^{\circ} 30' 80''$ de Longitud O; Estación Ñiquén, que se ubica a 140 m. sobre el nivel de mar y se localiza en los $36^{\circ} 14' 00''$ de Latitud S y los $72^{\circ} 00' 00''$ de Longitud O; y Estación Quella, ubicada a 120 m. sobre el nivel de mar y está localizada en los $36^{\circ} 03' 00''$ de Latitud S y los $72^{\circ} 05' 00''$ de Longitud O. Las tres estaciones pertenecen a la cuenca del río Maule, subcuenca río Perquilauquén alto. (Cade-Idepe, 2004).



Figura N° 1: Mapa de ubicación de las estaciones fluviométricas

1.2. Revisión bibliográfica

El método Muskingum, fue desarrollado por G. T. Mc Carthy en 1934, y se basa en el principio que una onda de crecida desplazándose en un río, se amortigua a causa de la fricción del fondo y de las márgenes, así como por los almacenamientos naturales en el lecho de inundación (Llamas, 1993). La ecuación de Muskingum está planteada pensando en que el almacenamiento en un tramo de río se puede dividir en dos partes. El primero es un almacenamiento en prisma, que depende solamente de las salidas y sería el único si el nivel de superficie libre del agua fuera paralelo al fondo del río. Este almacenamiento se puede comparar con el que se tiene en el caso de un vaso. El otro tipo de almacenamiento, que en general no existe en el caso de vasos, llamado almacenamiento en cuña, se debe al efecto de la pendiente de la superficie libre del agua en el gasto. Esta pendiente depende tanto de las entradas como de las salidas, y en el método de Muskingum el almacenamiento en cuña se toma como una función lineal de la diferencia de ambas

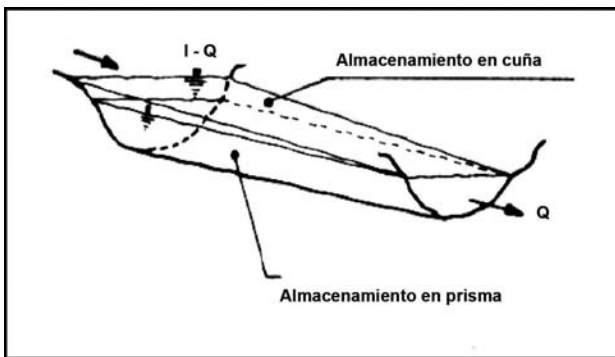


Figura N° 2: Almacenamiento durante el paso de una avenida. (Fuente: Aparicio, 2003).

Durante el periodo de crecida, el caudal de entrada en una sección aguas arriba es superior al de salida en una sección aguas abajo. El almacenamiento toma la forma de un prisma con la base aguas arriba. En el bajante de la crecida, la situación es inversa y el prisma de almacenamiento tiene su base en la sección aguas abajo (Llamas, 1993). Así y suponiendo que el área de la sección transversal del flujo de creciente es directamente proporcional al caudal en la sección, el volumen de almacenamiento por prisma es igual a KQ donde K es un factor de proporcionalidad, y el volumen de almacenamiento por cuña es igual a $KX(I-Q)$, donde X es un factor de ponderación dentro del rango $0 < X < 0.5$. El almacenamiento total es por consiguiente la suma de dos componentes,

$$S = K[Q + (I - Q)X]$$

La cual puede reordenarse para dar la función de almacenamiento para el método de Muskingum,

$$S = K[Q + X - QX]$$

Y representa un modelo lineal para el tránsito de caudales en corrientes

$$K[Q(1 - X) + X]$$

El valor de X depende de la forma de almacenamiento por cuña modelado. El valor de X varía desde 0.0 para un almacenamiento tipo embalse, hasta 0.5 para una cuña completamente desarrollada. Cuando $X = 0.0$, no existe cuña y por consiguiente no existe curva de remanso. En este caso la ecuación anterior resulta en un modelo de embalse lineal $S = KQ$. En corrientes naturales, X se encuentra entre 0.0 y 0.3 con un valor medio cercano a 0.2; asimismo, no se necesita una gran precisión en la determinación de X debido a que los resultados del método son relativamente insensibles al valor de este parámetro. El parámetro K es el tiempo de tránsito de una onda de creciente a través del tramo de canal. Para el tránsito hidrológico, los valores de K y X se suponen especificados y constantes para todo el rango de flujo (Chow et al, 1994).

Los valores de almacenamiento en el tiempo j y $j+1$ pueden escribirse, respectivamente como,

$$S_j = K[X I_j + (1 - X)Q_j]$$

$$S_{j+1} = K[X I_{j+1} + (1 - X)Q_{j+1}]$$

Utilizando las ecuaciones anteriores, el cambio del almacenamiento durante el intervalo de tiempo Δt es

$$S_{j+1} - S_j = K[X I_{j+1} + (1 - X)Q_{j+1}] - K[X I_j + (1 - X)Q_j]$$

El cambio en el almacenamiento, también puede expresarse, como:

$$S_{j+1} - S_j = \frac{(I_j + I_{j+1})}{2} \Delta t - \frac{(Q_j + Q_{j+1})}{2} \Delta t$$

Combinando las ecuaciones anteriores y simplificando, se obtiene la siguiente ecuación

$$Q_{j+1} = C_1 I_j + C_2 I_j + C_3 Q_j$$

que es la ecuación de tránsito para el método de Muskingum, donde

$$C_1 = \frac{\Delta t - 2KX}{\alpha}$$

$$C_2 = \frac{\Delta t + 2KX}{\alpha}$$

$$C_3 = \frac{2K(1-X) - \Delta t}{\alpha}$$

Donde, $\alpha = 2K(1-X) + \Delta t$

Si se encuentran disponibles hidrogramas de entrada y salida observados para un tramo de río, pueden determinarse los valores de K y X. Suponiendo varios valores de X y utilizando valores conocidos de caudal de entrada y caudal de salida, pueden calcularse valores sucesivos del numerador y denominador para la siguiente expresión de K,

$$K = \frac{0.5\Delta t [I_{j+1} + I_j] - (Q_{j+1} + Q_j)}{X(I_{j+1} - I_j) + (1-X)(Q_{j+1} - Q_j)}$$

Los valores calculados de denominador y de numerador se grafican para cada intervalo de tiempo, con el numerador en la escala vertical y el denominador en la escala horizontal. Esto usualmente produce una gráfica en forma de rizo. El valor de X que produzca el rizo más parecido a una línea única se toma como el valor correcto para ese tramo, y K, de acuerdo con la ecuación anterior, es igual a la pendiente de esa línea. Como K es el tiempo requerido para que la onda de creciente incremental atraviese el tramo, su valor también puede estimarse como el tiempo de tránsito observado del pico de flujo a través del tramo (Chow *et al*, 1994; Gill, 1978)

2. METODOLOGÍA,

La primera etapa metodológica, fue la captura de los limnigramas y curvas de descarga con los que se construyeron los hidrogramas de 20 crecidas controladas del río Perquilauquén, en las tres estaciones estudiadas (San Manuel, Ñiquén y Quella). Asimismo, las 20 crecidas se seleccionaron aleatoriamente del periodo 1997 y 2001;

Una segunda etapa consistió en calcular para 10 primeras tormentas, (calibración), las parejas de valores $(V, [xI + (1-x)O])$, para todos los tiempos establecidos, por medio de gráficas que relacionaron el volumen total almacenado y el resultado de la expresión $[xI + (1-x)O]$; con ello se determinó el parámetro X, lo que se hizo a partir de la gráfica que más se ajustó a una línea recta. A través de la pendiente de dicha recta, se obtuvo el parámetro K.

En una tercera etapa y con los parámetros K y X, factor de proporcionalidad y factor de ponderación respectivamente, se determinaron los coeficientes C_1 , C_2 y C_3 de la ecuación de Muskingum.

Con los parámetros y coeficientes obtenidos de las primeras 10 crecidas utilizadas para la calibración del método, obtenidas de las estaciones fluviométricas de San Manuel, Ñiquén y Quella, se validó el modelo descrito anteriormente a través de la ecuación final del método de Muskingum, con 10 nuevas crecidas controladas, utilizadas exclusivamente para la validación.

Los procesos de calibración y validación, se analizaron estadísticamente para determinar si los datos obtenidos, eran paramétricos, o no paramétricos; como resultaron ser no paramétricos, se utilizaron los siguientes métodos de bondad de ajuste específicos:

a. Coeficiente de Determinación (R^2)

Una vez determinada la nube de observaciones es importante disponer de una medida que evalúe la bondad del ajuste realizada y que permita decidir si el ajuste lineal es suficiente o se deben buscar modelos alternativos. Como medida de bondad del ajuste, se utiliza el **coeficiente de determinación**, definido como sigue

$$R^2 = \frac{scE}{scG} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Y} - \bar{Y})^2}{\sum_{i=1}^n (Y - \bar{Y})^2}$$

Como $scE \leq scG$, se verifica que $0 \leq R^2 \leq 1$, siempre y cuando se utilice estadística paramétrica. Con casos no paramétricos, R^2 puede ser negativo.

El coeficiente de determinación mide la proporción de variabilidad total de la variable dependiente (Y) respecto a su media, que es explicada por el modelo (Gujarati, D. 1992).

b. Error Estándar de Estimación (EEE)

El error estándar de la estimación mide la dispersión de los valores observados alrededor de la recta de regresión. Su expresión es la siguiente:

$$S_{Y.X} = \sqrt{\frac{\sum (Y - \hat{Y})^2}{n - 2}}$$

Donde, n = N° de observaciones

c. Prueba U de Mann Whitney

La hipótesis nula del contraste es que las dos muestras, de tamaño n_1 y n_2 , respectivamente, proceden de poblaciones continuas idénticas; $H_0: f_1(x) = f_2(x)$. La hipótesis alternativa puede ser unilateral o bilateral y únicamente supone que la tendencia central de una población difiere de la otra, pero no una diferencia de forma o de dispersión. Por esta razón esta prueba es el equivalente no paramétrico de la prueba t para la diferencia de dos medias, cuando las muestras son independientes, pero no puede suponerse la normalidad de las poblaciones de origen (Canavos, 1993; Montgomery y Runger, 1996; Mendenhall y Sincich, 1997).

d. Prueba de concordancia de Bland & Altman

Esta prueba, es un método gráfico y analítico que permite discriminar cuánto difiere un método de otro ya establecido, es decir, permite discriminar cuál de los métodos en estudio se aproxima de mejor forma al valor real de la variable. Se basa en las diferencias promedio existentes entre el valor real y el estimado, y la comparación de las gráficas residuales. Además, permite apreciar la homogeneidad del error en la misma unidad de medida que los datos (Bland y Altman, 1999; Carrasco y Jover, 2004).

En términos estadísticos, el nivel de concordancia lo asignan las diferencias promedio (dp) entre el valor real y el estimado y la desviación estándar (SD) de dichas diferencias. Además, establece un límite de concordancia (LC) con un 95% de nivel de significación, definido por la expresión:

$$LC = dp \pm 1.96 \bullet SD$$

De esta forma, el mejor ajuste será la relación valor real v/s valor estimado, con un valor dp lo más cercano a cero. En caso de existir diferencias mínimas del valor dp, se determina como mejor ajuste aquel que presente un menor valor SD y sus

LC sean más estrechos (Bland y Altman, 1999). Adicionalmente, esta prueba utiliza el coeficiente de correlación lineal.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN,

Las crecidas seleccionadas seleccionadas en las tres estaciones, se comportaron en términos generales como lo muestra la figura N°3, para la crecida 7.

Para encontrar el factor de ponderación (X), se tomaron valores discretos cada 0,05 puntos, es decir 0.0, 0.05, 0.1, 0.15, ..., 0.5, y se graficó el resultado de la expresión, $XI + (1 - X) O$, versus el volumen acumulado. De este gráfico, se determinó que la nube de puntos que más se aproximase a una línea recta, definía el valor de X a utilizar. Así, se alcanzaron los siguientes valores para los tramos comprendidos entre las estaciones de San Manuel – Niquén y Niquén – Quella.

Tabla N° 1: Determinación del Parámetro X

	San Manuel - Niquén	Niquén - Quella
Crecida 1	0	0
Crecida 2	0	0,5
Crecida 3	0	0,5
Crecida 4	0,5	0,4
Crecida 5	0,5	0
Crecida 6	0	0,5
Crecida 7	0,5	0
Crecida 8	0	0
Crecida 9	0,5	0,5
Crecida 10	0,5	0,5

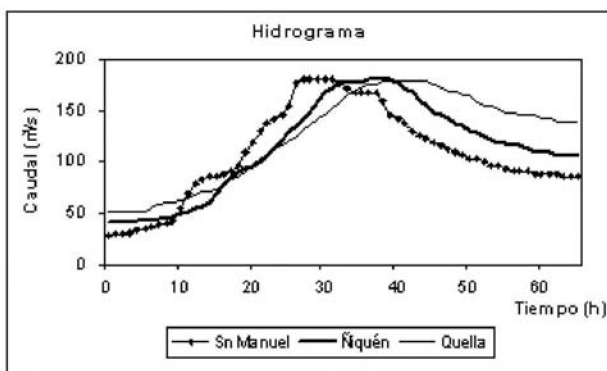


Figura N° 3: Hidrograma de entrada, Crecida 7

Siguiendo con la metodología, una vez determinado el factor de ponderación se calculó el factor de proporcionalidad, K. Para tales efectos se tomó la gráfica que más se aproximó a una línea recta y se determinó la pendiente de dicha recta. Del cálculo se desprende que, en el caso de la crecida N° 2, el factor de proporcionalidad es igual a 2.51 ($K = 2.51$), tal como se muestra en la siguiente figura.

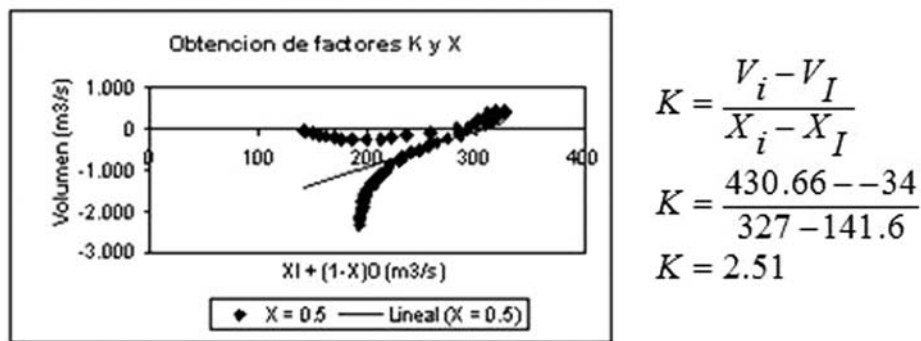


Figura N° 4: Determinación del factor de proporcionalidad, para la crecida N° 2

Los factores de proporcionalidad, según cada crecida, para los tramos comprendidos entre las estaciones de San Manuel – Ñiquén y Ñiquén – Quella son los siguientes:

Tabla N° 2: Determinación del Parámetro K

	San Manuel - Ñiquén	Ñiquén - Quella
Crecida 1	-1,66	-14.29
Crecida 2	4,37	2.51
Crecida 3	-7,20	4.90
Crecida 4	3,63	-2.19
Crecida 5	1,30	2.17
Crecida 6	9,64	-2.05
Crecida 7	7,74	15.40
Crecida 8	-2,30	-14.51
Crecida 9	3,18	8.17
Crecida 10	0,52	4.05

Para construir la ecuación de Muskingum, se determinó el factor alfa (α), a través de la ecuación $2K(1-X)+\Delta t$. A modo de ejemplo se muestra el cálculo de dicho factor para la crecida N° 2.

$$\alpha = 2K(1 - X) + \Delta t$$

$$\alpha = 2 * 2.51(1 - 0.5) + 1$$

$$\alpha = 3.51$$

A partir de esto se alcanzaron los siguientes valores para cada crecida.

Tabla N° 3: Determinación del factor Alfa

	Crecida 1	Crecida 2	Crecida 3	Crecida 4	Crecida 5	Crecida 6	Crecida 7	Crecida 8	Crecida 9	Crecida 10
San Manuel - Ñiquén	-1,16	4,87	-6,70	2,32	1,15	10,14	4,37	-1,80	2,09	0,76
Ñiquén - Quella	-13,79	3,51	2,95	-0,81	2,67	-0,53	15,90	-14,01	4,59	2,53

En relación a la determinación de los coeficientes C1, C2 y C3, se obtuvieron los siguientes valores para cada tramo en estudio

Tabla N° 4: Coeficientes C₁, C₂ y C₃ alcanzados.

Crecidas consideradas	Coeficiente C1		Coeficiente C2		Coeficiente C3	
	San Manuel - Ñiquén	Ñiquén - Quella	San Manuel - Ñiquén	Ñiquén - Quella	San Manuel - Ñiquén	Ñiquén - Quella
Crecida 1	-0,43	-0,04	-0,43	-0,04	1,86	1,07
Crecida 2	0,10	-0.43	0,10	1	0,79	0.43
Crecida 3	-0,08	1	-0,08	-0,66	1,15	0,66
Crecida 4	1	0,46	-0,57	-1,69	0,57	2,23
Crecida 5	1	0,19	-0,13	0,19	0,13	0,63
Crecida 6	0,05	1	0,05	-2,91	0,90	2,91
Crecida 7	1	0,03	-0,77	0,03	0,77	0,94
Crecida 8	-0,28	-0,04	-0,28	0,04	1,56	1,07
Crecida 9	1	1	-0,52	-0,78	0,52	0,78
Crecida 10	1	1	0,32	-0,60	-0,32	0,60

En esta fase de calibración, se aplicaron las medidas de bondad de ajuste, cuyos resultados son los siguientes para el coeficiente de determinación y el error estándar de estimación. Asimismo, se analizó la diferencia en volumen que presentaban las crecidas entre las entradas y las salidas; ello porque la diferencia de volumen, es de vital importancia para el tránsito de avenidas, ya que dicho tránsito asume

que no existen aportaciones intermedias, ni hay diferencias de volumen entre las entradas y salidas en una crecida, por lo tanto de existir diferencias de volúmenes, esto quiere decir que existen aportaciones intermedias de consideración. Para la determinación de la diferencia de volumen porcentual se utilizó la siguiente expresión: $[(V_E - V_S) / V_E] * 100$ donde; V_E : Volumen de entrada y V_S : Volumen de salida

Tabla N° 5: Resultados de la aplicación del análisis, para el tramo comprendido entre las estaciones de San Manuel – Ñiquén.

	R2	EEE (m3/s)	Diferencia de Volumen (%)
Crecida 1	0,02	9,05	15.98
Crecida 2	0,01	9,07	25.86
Crecida 3	0	9,10	29.48
Crecida 4	0,24	7,94	-7.71
Crecida 5	0,06	8,85	11.43
Crecida 6	0,20	8,17	11.07
Crecida 7	0,53	6,23	8.50
Crecida 8	0,04	8,95	12.23
Crecida 9	0,25	7,90	-0.28
Crecida 10	0,68	5,17	5.7

Tabla N° 6: Resultados de la aplicación del análisis, en el tramo comprendido entre las estaciones de Ñiquén - Quella.

	R2	EEE (m3/s)	Diferencia de volumen (%)
Crecida 1	0,49	10,97	-6.9
Crecida 2	0,62	9,46	11.47
Crecida 3	0,50	10,87	17
Crecida 4	0,03	15,17	41.90
Crecida 5	0,13	14,36	27.05
Crecida 6	0,36	12,33	21.84
Crecida 7	0,65	9,12	8.70
Crecida 8	0,90	4,96	7
Crecida 9	0,04	15,10	-22.8
Crecida 10	0,27	13,12	23.99

Del análisis anteriormente expuesto, se determinó que las crecidas que presentaban mejores resultados, eran las crecidas 4, 6, 7, 9 y 10, para el tramo comprendido entre las estaciones de San Manuel y Ñiquén. En tanto, los mejores resultados para el tramo entre las estaciones de Ñiquén y Quella, los presentaron las crecidas 1, 2, 3, 7 y 8. A continuación, se presentan los coeficientes y parámetros, con los cuales se validó el método de Muskingum en el río Perquillauquén.

Tabla N° 7: Coeficientes y parámetros por crecidas seleccionadas para el tramo San Manuel y Ñiquén.

	San Manuel - Ñiquén						
	X	K	Alfa	C1	C2	C3	Δt
Crecida 4	0,5	3,63	2,32	1	-0,57	0,57	1
Crecida 6	0	9,64	10,14	0,05	0,05	0,90	1
Crecida 7	0,5	7,74	4,37	1	-0,77	0,77	1
Crecida 9	0,5	3,18	2,09	1	-0,52	0,52	1
Crecida 10	0,5	0,52	0,76	1	0,32	-0,37	1

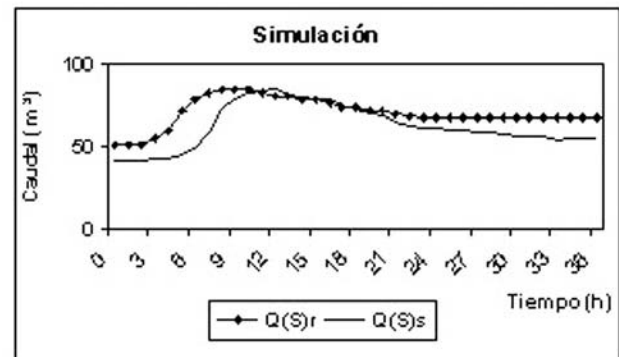
Tabla N° 8: Coeficientes y parámetros por crecidas seleccionadas para el tramo Ñiquén y Quella.

	Ñiquén - Quella						
	X	K	Alfa	C1	C2	C3	Δt
Crecida 1	0	14,29	-13,79	-0,04	-0,04	1,07	1
Crecida 2	0,5	8,68	4,84	1	-0,79	0,79	1
Crecida 3	0,5	4,90	2,95	1	-0,66	0,66	1
Crecida 7	0	15,40	15,90	0,03	0,03	0,94	1
Crecida 8	0	14,51	-14,01	-0,04	0,04	1,07	1

Para la validación del método, se utilizaron 10 crecidas adicionales, las que se simularon con los coeficientes alcanzados en la fase de la calibración. Así, el conjunto de simulaciones alcanzó un total de 50 validaciones en cada tramo analizado. A continuación se presentan algunos ejemplos representativos de las situaciones encontradas. Así, en el tramo San Manuel – Ñiquén, se simuló con la crecida N° 4 de calibración, (c) que modela la crecida N° 1, de validación (v). En la tabla N° 9, se muestran los coeficientes del método de Muskingum, para la crecida N° 4(c), resultantes de la calibración y por medio de los cuales se simuló la crecida N° 1(v).

Tabla N° 9: Coeficientes del método de Muskingum.

Parámetros				
X	K	C1	C2	C3
0.5	3.63	1	-0.568	0.568



Donde: Q (S)r: Caudal de salida real
Q(S)s: Caudal de salida simulado

Figura N° 5: Hidrograma modelado a través de la crecida N° 4(c) en el tramo San Manuel – Ñiquén.

En la tabla N° 10, se muestran los resultados obtenidos de la aplicación del coeficiente de determinación (R^2), el error estándar de estimación (EEE), la prueba U de Mann Whitney y la prueba de concordancia de Bland y Altman para la validación de la crecida N° 1(v).

Tabla N° 10: Resultados del análisis estadístico aplicado a la crecida N° 1(v)

Bondad de Ajuste						
R2	EEE (m3/s)	U Mann Whitney	Bland y Altman			
0,03	10.88	Se rechaza Ho	DP = -5E-08	SD = 1.7E-08	LC- = -4E-09	LC+ = 2.8E-8

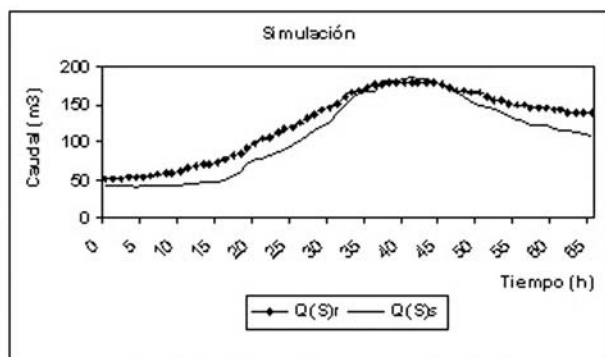
Según el análisis estadístico, esta crecida presenta una mala validación, ya que el coeficiente de determinación indica que el modelo sólo está siendo explicado en 3%, lo que es demasiado bajo. Además la prueba U de Mann Whitney rechaza el modelo, y la diferencia promedio arrojada por Bland y Altman es bastante alta.

Otro ejemplo es la simulación con la crecida N° 7 de calibración, (c), que modela la crecida N° 5 de

la validación (v). Así, en la tabla N° 11, se muestran los coeficientes del método de Muskingum, para la crecida N° 7(c), resultantes de la calibración y por medio de los cuales se simuló la crecida N° 1(v).

Tabla N° 11: Coeficientes del método de Muskingum

Parámetros				
X	K	C1	C2	C3
0	15,4	0,031	0,031	0,937



Donde:

Q(S)r: Caudal de salida real

Q(S)s: Caudal de salida simulado

Figura N° 6: Hidrograma modelado a través de la crecida 7(c), en el tramo Ñiquén – Quella

En la tabla N° 12, se muestran los resultados obtenidos de la aplicación del coeficiente de determinación (R^2), el error estándar de estimación (EEE), la prueba U de Mann Whitney y la prueba de concordancia de Bland y Altman para la validación en la crecida N° 1(v).

Tabla N° 12: Resultados del análisis estadístico aplicado a la crecida N° 1(v).

Bondad de Ajuste						
R^2	EEE (m³/s)	U Mann Whitney	Bland y Altman			
0,95	10,43	Se acepta Ho	DP = -13,19	SD = 10,89	LC- = -34,53	LC+ = 8.15

Según el análisis estadístico, esta crecida presenta una buena validación, ya que el coeficiente de determinación indica que el modelo está siendo explicado en 95%, lo que es aceptable. Asimismo la prueba U de Mann Whitney acepta el modelo y además la diferencia promedio arrojada por Bland y Altman es de 13,19 m³/s, la cual es baja.

4. CONCLUSIONES O CONSIDERACIONES FINALES

En lo que concierne a los coeficientes C_i del método de Muskingum, éstos presentaron disparidad en sus valores, no mostrando uniformidad en sus resultados, de lo que se desprende que cada crecida se comporta totalmente diferente a otra. Cabe destacar que en todas las crecidas donde el factor de ponderación fue igual a 0.5, el coeficiente C_1 presentó valores iguales a 1, por lo que los coeficientes C_2 y C_3 presentaban los mismos valores, siendo uno negativo y el otro positivo.

Por otra parte, se verificó que mientras más altas eran las diferencias entre los volúmenes que entraban al tramo y los que salían, las medidas de bondad de ajuste acusaban menores valores de calidad en sus resultados, lo que habla de la importancia que se cumpla que la modelación represente exactamente un tránsito de avenidas y de que no se produzcan aportaciones intermedias.

La situación de mayor diferencia entre los volúmenes de entrada y salida, se advirtió en el tramo entre las estaciones de San Manuel y Ñiquén, al contrario de lo que ocurre en el tramo entre las estaciones de Ñiquén y Quella. Este último se encuentran a menor distancia, razón por la cual es menor la probabilidad de encontrar aportaciones intermedias.

De lo anterior se desprende que el principal factor que influye en la modelación del tránsito de avenidas a través del método de Muskingum, son las aportaciones intermedias, ya que en todas las crecidas que no pudieron ser modeladas, se verificó que el volumen medido en la segunda estación, era mayor que el de la primera.

Finalmente, se recomienda usar los siguientes factores, para la simulación de tránsito de avenidas por el método de Muskingum, ya que éstos son los que mejor modelaron el tránsito de avenidas en el río Perquilauquén, en los tramos comprendidos entre las estaciones de San Manuel – Ñiquén y Ñiquén – Quella, existiendo una combinación de parámetros de buena calidad para San Manuel Ñiquén y dos de muy buena calidad, para Ñiquén Quella, en virtud de los resultados del análisis estadístico de bondad de ajuste.

San Manuel - Ñiquén					Ñiquén - Quella				
K	X	C1	C2	C3	K	X	C1	C2	C3
7,7	0,5	1	-0,771	0,771	15,4	0	0,031	0,031	0,937
					Ñiquén - Quella				
K	X	C1	C2	C3					
2.5	0.5	-0.43	1	0.43					

5. AGRADECIMIENTOS:

Los autores desean agradecer a la Dirección General de Aguas de Chile, por el aporte de información básica para el desarrollo de este estudio.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aparicio, F. 2003. Fundamentos de Hidrología de superficie. Editorial LIMUSA. México. 303 p.

Bland, J., D. Altman. 1999. Statistical methods in medical research. Measuring agreement in methods comparative studies. Volumen 8 number 2 U.S.A. 135 – 160 p.

Cade – Idepe. 2004. Diagnóstico y clasificación de los cuerpos de agua, según objetivos de calidad. Cuenca del río Maule. Gobierno de Chile. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General de Aguas. Santiago, Chile. 152 p.

Carrasco, J.; Jover, L. 2004. Métodos estadísticos para evaluar la Concordancia. Med Clin (Barc) 122(1):28-34.

Canavos, G., 1993. Probabilidad y Estadísticas, aplicaciones y métodos. Mc Graw – Hill. España. 646 p.

Chow, V., D.R. Maidment & L.W Mays. 1994. Hidrología aplicada. Mc Graw – Hill. México. 584 p.

Gill M.A. 1978. Flood routing by the Muskingum method. Journal of Hydrology, 36, (3-4): 353- 363 p.

Gujarati, D. 1992. Econometría. Editorial Mc Graw – Hill latinoamericana. México. 597 p.

Linsley, R., M. Kohler & J. Paulhus. 1993. Hidrología General principios y aplicaciones. Editorial de la Universidad del país Vasco. España. 635 p.

Llamas, J. 1993. Hidrología General. Editorial del País Vasco. España. 635p.

Mendenhall, W.; Sincich, T. 1997. Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencias. 4a. ed. México. Prentice-Hall Hispanoamericana. 1176 p.

Montgomery, D.; Runger, G. 1996. Probabilidad y Estadística aplicadas a la Ingeniería. México. Editorial McGraw-Hill. 895 p.

Solís, J. 2003. Paquete interactivo para análisis hidrológico. Tesis Ing. Civil. Universidad de las Américas, Escuela de Ingeniería. Puebla, México. 133p.

LA MODELACIÓN EN EL CAMPO DE LA INGENIERÍA HIDRÁULICA: REFLEXIONES Y DISCUSIÓN SOBRE LAS CAUSAS DE ERROR Y SUS CONSECUENCIAS

MODELLING IN HYDRAULIC ENGINEERING: REFLEXIONS AND DISCUSSION ON ERROR SOURCES AND THEIR CONSEQUENCES

Juan-C. Garcia-Salas¹, Bernard Chocat²

¹ Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

² Institut National des Sciences Appliquées de Lyon

RESUMEN

La modelación de los sistemas hidráulicos, como herramienta de diseño, revisión y toma de decisiones es actualmente una técnica indispensable dentro de las prácticas modernas de la ingeniería civil. Para emplearla adecuadamente, es necesario considerar conceptos que permitan optimizar recursos humanos, materiales y por consecuencia, económicos. Sin embargo, el técnico (modelador) que se encarga de crear modelos ignora (frecuentemente) cuáles son los elementos principales que van afectar la respuesta de su modelo. Por ello, frente a la utilización cada vez más generalizada de este tipo de herramientas en el campo de la ingeniería hidráulica, en este artículo se propone una amplia reflexión sobre las causas de error que se presentan en un proceso de modelación, haciendo énfasis en el proceso de modelación de sistemas hidráulicos.

Palabras clave: Proceso de modelación, incertidumbre, causas de error.

ABSTRACT

Modelling of hydraulic systems, as design tool and decision making too, represents an indispensable technique for modern practices of the civil engineering. In order to apply it adequately, it is necessary understanding some concepts that converges to optimization of resources. Moreover, modeller frequently unknown which is the most important elements that induces an error in the model response. So that, in face to the generalized use of this tool in the field of the hydraulic engineering, in this paper we propose a large dissertation concerning errors sources that exists in a modelling process.

Keywords: Modelling Process, uncertainly, error sources

INTRODUCCION

Desde principios de la década de los ochenta, la utilización de modelos de simulación dentro de los proyectos de ingeniería se ha generalizado considerablemente. Esto se debe, entre otras cosas, al desarrollo exponencial de los soportes físicos que han permitido generar aplicaciones relativamente complejas, (Chocat, 1997).

En ese sentido, los soportes de modelación representan un laboratorio "virtual" dentro del cual existen condiciones que deben ser controladas para que los resultados esperados tengan, en gran medida, errores mínimos, (Chocat *et al.*, 1999). Actualmente, la modelación en la ingeniería hidráulica, es una herramienta básica para la elaboración de proyectos de desarrollo tecnológico, investigación y diseño. En ellos, se pueden representar fenómenos tan complejos como la lluvia, su transformación en escurrimiento y su propagación por una red de cauces, el decaimiento de sustancias desinfectantes en redes de distribución de agua potable, etc. También, se pueden representar fenómenos hidráulicos que no pueden ser observados al detalle en laboratorio, por ejemplo: distribución de velocidades en saltos

hidráulicos en secciones no prismáticas, efectos de tensión superficial y capa límite, cavitación, etc.

Sin embargo, el personal técnico que se encarga de elaborar los modelos (modelador), y en casos más severos el personal técnico que se encarga de diseñarlos o crearlos, ignoran frecuentemente cuales son los elementos que inducen la mayor parte del error estadístico en las respuestas de los modelos que crean o desarrollan. Aunque el modelador influye de manera importante en la generación de errores, existen otras causas que se sitúan en un plano superior (Garcia-Salas, 2003), por ejemplo:

- Formación en ingeniería no acorde con las técnicas de ayuda al desarrollo tecnológico y al diseño. Esto se observa sobre todo en la formación que tenemos, no solo en los países de América Latina sino en países etiquetados como industrializados. En efecto, nuestra formación se acentúa sobre todo en la comprensión detallada de los fenómenos físicos que gobiernan el funcionamiento de los sistemas hidráulicos, ello sin considerar generalmente que las herramientas que han sido diseñadas para representarlos sirven en

- gran medida como soporte para la optimización de las actividades de un proyecto.
- Manuales de ayuda incompletos o mal adecuados. Se observa recurrentemente que ciertas plataformas de modelación (comerciales sobre todo) no incluyen información básica en las ayudas que acompañan al producto finalizado. Por ejemplo: las expresiones matemáticas fundamentales, los métodos numéricos usados para resolverlas, las potencialidades y alcances reales del uso del programa, los valores de los parámetros a capturar, etc. Estos últimos generalmente no son propuestos y se deja su elección al libre albedrío del modelador. Ello demuestra entre otros factores que los diseñadores no han evaluado las características intrínsecas de las plataformas (bondad, robustez, flexibilidad, sensibilidad, etc.), demuestra también una falta de rigor al redactar el documento o aspectos comerciales asociados a los derechos de autor.
 - Paradigmas del concepto "modelación". Esta causa se relaciona al primer punto. La gran mayoría de los que elaboramos modelos, pensamos en un momento dado que representan una "caja de pandora" y que las informaciones arrojadas por ésta son verdades absolutas (la historia ha enseñado a la humanidad que los actos de fe conllevan a la extinción de civilizaciones). Ello implica poca (o nula) capacidad de análisis reflexivo de la interfase que existe entre lo "real" y lo "virtual" es decir, sobre el proceso de modelación.

En este artículo se hace una reflexión sobre una parte de la Teoría de Modelación aplicada al campo de la ingeniería hidráulica. En él se pretende dar respuesta a varias preguntas; ¿qué es la incertidumbre de modelación?, ¿cuáles son las causas que la provocan?, ¿cuáles es la causa que induce la mayor parte de la dispersión de los valores calculados?, etc.; de manera que los ingenieros encargados de crear modelos (diseñadores y usuarios finales incluidos), dispongan de una referencia que permita proporcionar algunos de los elementos necesarios para que el proceso de modelación que ellos inicien, se realice bajo un esquema de calidad, en otras palabras que el modelo cumpla con las necesidades para las cuales fue creado.

Para efectos de una mejor comprensión de este artículo proponemos las siguientes definiciones extraídas de (García-Salas, 2003). Ellas son:

- Error: Diferencia entre un valor de referencia y un valor modelado o medido
- Inconsistencia o causa de error: Acción que se realiza en un proceso de modelación o de medición y que tiene por consecuencia la generación de un error.

- Dispersión: Conjunto de valores que podrían ser atribuidos al valor exacto de un valor modelado o de una medición.
- Incertidumbre: Valor que caracteriza la dispersión asociándolo a un valor modelado o a un valor medido.

EL ANALISIS DE LA INCERTIDUMBRE

Adoptaremos el termino modelación para describir el proceso a partir del cual la realidad es estudiada como un mundo virtual (Giré, 1987). Este mundo virtual se explica a partir de la explotación de las respuestas de un modelo. El modelo es entonces, la herramienta, el esquema, la caja, la ecuación o fórmula, que permite representar el mundo real a partir de la abstracción, la síntesis, y/o la idealización de los parámetros que la describen. Los modelos se transforman en un laboratorio virtual (o plataforma de modelación) dentro del cual el modelador puede conducir diversas experiencias (Price, 1996). Al igual que en el campo de la experimentación física, la estimación del valor "exacto" en la modelación digital es imposible. Entonces, para una variable modelada resulta indispensable conocer su dispersión probable alrededor de su valor exacto, esto en función de los errores inducidos en las diferentes etapas de la modelación de un sistema hidráulico en general o de un fenómeno en particular. Esta dispersión es caracterizada por la incertidumbre que asocia varios conceptos propios a la estadística descriptiva y al cálculo de probabilidades.

Considerando la definición de incertidumbre de medición física (AFNOR, 1996; Bertrand-Krajewski, 2001; Ravinovich, 2000), la incertidumbre de una variable modelada es definida como el valor asociado al resultado de un modelo. Este valor caracteriza la dispersión de los valores que podrían ser atribuidos al valor exacto de la variable modelada.

Dicho valor es estimado utilizando el análisis de incertidumbres. Pero, ¿qué es el análisis de incertidumbres?. Para responder a esta pregunta, emplearemos la clasificación de los modelos según el tipo de utilización (existen otras clasificaciones como por ejemplo el esquema de aproximación a lo real: modelos físicos, conceptuales, mecanistas en 1, 2 o 3 dimensiones, etc.). Originalmente propuesta en (Walliser, 1977) y retomada en (Chocat, 1997), dicha clasificación permite precisar la significación del concepto causa de error así como la significación del concepto propagación de incertidumbres. En ese entendido, un modelo puede ser del tipo:

- Cognitivo
- Predictivo
- Decisional

El objetivo de los modelos cognitivos, consiste básicamente en determinar el transformador (o ecuación de base que representa un sistema o fenómeno), dadas las variables de entrada, los

parámetros geométricos del sistema así como sus variables de salida. Este tipo de modelos se esquematiza en la Ilustración 1. En este caso, la incertidumbre del transformador debe permitir evaluar el error entre el transformador "real" y el transformador del modelo que lo representa. En la práctica esta evaluación es imposible debido a que el valor exacto que supone dar el transformador real, no puede ser conocido. Sin embargo, la incertidumbre del modelo puede asociarse al grado de correlación entre su respuesta y las mediciones reales para condiciones de entrada definidas (variables de entrada y parámetros de control). Este tipo de modelación reposa generalmente en un esquema empírico, es decir en observaciones de terreno o en experimentación en laboratorio. Un ejemplo de este tipo de modelos es el que permite conocer los efectos de la curvatura del perfil a lo largo de un canal con vertedor lateral. Este fenómeno fue estudiado por Balmforth (Balmforth *et al.*, 1983) a partir de observaciones experimentales que le permitieron deducir y validar una expresión (transformador) que fue integrada en la ecuación de cantidad de movimiento del canal principal. La modelación cognitiva sirve entonces para deducir los transformadores que representarán los fenómenos o sistemas de los modelos predictivos y decisionales que son mostrados a continuación.

Los modelos predictivos o también llamados de pronóstico, tienen por objetivo la determinación de las variables de salida (respuesta del transformador) en función de sus variables de entrada, y de los parámetros geométricos del sistema modelado. El análisis de incertidumbres debe permitir entonces la evaluación de la incertidumbre sobre las variables de salida para variables de entrada sintéticas o para variables medidas en condiciones de funcionamiento, evidentemente diferentes a las que permitieron la construcción del transformador (ver Ilustración 2). En este caso, el análisis de la incertidumbre reposa generalmente en técnicas de propagación dentro de la cadena de modelación (lo que supone que las incertidumbres asociadas a los datos de entrada y las incertidumbres asociadas a los parámetros son conocidas, (inclusive la incertidumbre inducida por el mismo transformador). Un ejemplo de este tipo de modelos es el desarrollado por Gromaire (Gromaire *et al.*, 2001). Este autor elabora un modelo que permite pronosticar las concentraciones de zinc, acarreadas por los escurrimientos pluviales en la ciudad de Paris. Este modelo fue creado partiendo de la hipótesis que una gran parte de los techados, de ciertos sectores de la ciudad, contribuyen a la generación de éste metal pesado. Se realizaron mediciones que permitieron validar la hipótesis de partida y en función de esas observaciones, se creó y se validó un modelo digital que permite estimar las concentraciones, considerando para ello el tipo de

techado, de su superficie (parámetros) así como de variables hidrológicas (variables de entrada).

Los modelos decisionales sirven como elemento de ayuda para la toma de una decisión óptima, -elección de los parámetros geométricos-; en función de un contexto específico dado, -variables de entrada-; para alcanzar una meta específica, -variables de salida-, (Hauger *et al.*, 2002). En este tipo de modelación, cuyo esquema se muestra en la Ilustración 3, los errores a tomar en cuenta son los errores inducidos por el transformador, los debidos a la incorrecta definición de los objetivos (variables de salida) y los asociados a un mal conocimiento de las variables de entrada (condiciones de funcionamiento). Estos errores, que se deben en la mayor parte de los casos a variables aleatorias (lluvia por ejemplo), que provocan una incertidumbre en un proceso de decisión. Un ejemplo de este tipo de modelos es el que propone (Alex *et al.*, 1999) en donde se evalúa la factibilidad económica de las medidas estructurales a realizarse en la red de drenaje de la ciudad de Trondheim en Noruega. En realidad, el modelo evalúa el costo beneficio de una modificación en la red (por lo tanto modificación del modelo) dados los objetivos perseguidos por las autoridades (menor costo de realización de obras y máxima protección a los habitantes y medio ambiente). En América Latina éste tipo de modelos es largamente utilizado como una ayuda para evaluar la factibilidad económica dentro de los proyectos de ingeniería hidráulica. Por ejemplo, en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, se prepararon una serie de modelos que servirán para rehabilitar y modificar el sistema de drenaje pluvial de la Ciudad de Morelia (altiplano mexicano). En ellos se modelan diversos escenarios que servirán a las autoridades, como elementos de ayuda a la decisión, para definir, en el corto, mediano y largo plazos, las políticas de reestructuración del sistema de drenaje pluvial de dicha ciudad.

El análisis de incertidumbres debe alcanzar dos objetivos:

- Identificar y evaluar las causas de error asociadas a las variables de entrada y al transformador que son susceptibles de provocar una dispersión en la variable modelada.
- Evaluar la incertidumbre asociada la variable modelada estudiando al mismo tiempo, cómo los errores inducidos por sus causas, se propagan cuando se pone en marcha el modelo.

El análisis de incertidumbres permite también jerarquizar las causas de error y evaluar la robustez del modelo. Es decir, identificar qué parámetro de calibración o qué parámetro geométrico dentro del modelo, debe recibir la mayor parte de los esfuerzos, ello con la finalidad de reducir al máximo la incertidumbre de su respuesta (Lei *et al.*, 1994).

ORIGEN Y CAUSAS DE LOS ERRORES

La identificación de las causas de error en los modelos es necesaria para efectos del análisis de incertidumbres (Simonovic, 2000). Para cualquier esquema de modelación (física, conceptual, mecánica, etc.), por ejemplo las causas de error en un modelo predictivo provienen de:

- las variables de entrada
- los parámetros de control
- del transformador mismo.

Las variables de entrada

En el campo de la modelación de la ingeniería hidráulica, los datos o variables de entrada corresponden a aquellas que van a transformarse al interior de un sistema (ó modelo ó transformador) para producir la respuesta del modelo o las variables de salida. El papel del modelo es por lo tanto el de representar dicha transformación. Por ejemplo, las principales variables que intervienen en un estudio de modelación en hidrología o hidráulica son las siguientes:

- Lluvia (alturas o intensidades)
- Volúmenes de escurrimiento
- Gasto (o velocidades asociadas a presiones)
- Contaminantes (tipo, causa, cantidad), etc.
- Desinfectantes

En todos los casos, estos datos son conocidos a partir de una cadena de mediciones. La primera causa de error a tomar en cuenta se asocia por lo tanto, a la calidad de las mediciones de las variables de entrada.

Sin embargo, los sistemas hidráulicos son complejos (Delleur, 2003 y Alex *et al.*, 1999) y su modelación a partir de un solo transformador es, en la mayoría de los casos, imposible. En ese sentido, en la modelación de un sistema global, el modelo esta compuesto de diferentes modelos interconectados, estos "sub-modelos" representan el funcionamiento de los diferentes componentes del sistema. Se puede inducir entonces que, la incertidumbre asociada a los datos de entrada de un "sub-modelo" particular corresponde a la incertidumbre de la respuesta de los modelos que representan los fenómenos situados jerárquicamente en un nivel superior. La evaluación de la incertidumbre de la respuesta del modelo global implica por lo tanto, la necesidad de propagar las incertidumbres en los diferentes sub-modelos que constituyen la cadena de modelación. Dicha propagación se puede realizar a partir de un análisis de sensibilidad, a través de métodos de generación sintética de datos de entrada y en menor medida, con la ayuda de un análisis de primer orden (Clemens, 2001). La Ilustración 4 esquematiza la propagación de las incertidumbres entre los modelos de niveles sucesivos.

Los parámetros de control

Los parámetros de control considerados aquí son los parámetros geométricos que describen el sistema modelado. En el campo de la ingeniería hidráulica pueden ser, entre otros, los siguientes:

- Las características fisiográficas de una cuenca
- La geometría de conductos y cauces
- Las características topográficas de una red de agua potable, drenaje o de cauces
- Las dimensiones de las obras especiales
- El volumen disponible de almacenamiento y regulación en un sistema de agua potable
- El volumen de regulación en un sistema de presas, etc.

Un error en estos parámetros de control puede tener fuertes consecuencias en el valor de las variables de salida. Por ejemplo en un estudio realizado en la Unidad de Investigaciones en Ingeniería Civil del Instituto Nacional de Ciencias Aplicadas de Lyon, Francia, se observó sobre una muestra de 98 modelos de pozos de tormenta construidos por 14 personas diferentes que, del 100% de inconsistencias identificadas, 75% corresponden a inconsistencias en la descripción (captura) de los parámetros geométricos que definen a los pozos de tormenta (diámetros de orificios, altura y ancho de vertedores, alturas de caídas, etc.). Este 75% de inconsistencias induce 60% del error estadístico entre las variables calculadas y las variables de referencia, (García-Salas *et al.*, 2006).

En la práctica, la manera de describir un sistema físico, es función de la elección de los modelos matemáticos que representan los fenómenos que suceden dentro de él. Por ejemplo, en la modelación de sistemas de drenaje pluvial (o combinado) la división de una red en secciones sucesivas y, la elección de los parámetros geométricos que describen cada una de estas secciones elementales (longitud, pendiente, cotas, sección transversal, etc.) están íntimamente ligadas al modelo de propagación de los escurrimientos elegido (por ejemplo, Saint Venant, Muskingum, etc.).

Según Clemens (2001) y Clemens *et al.* (1999), las causas de error de los parámetros geométricos se asocian a:

- las inconsistencias estructurales o de descripción del sistema por modelar
- las incertidumbres de los parámetros geométricos levantados.

Sin embargo, los autores de este artículo proponen además:

- las inconsistencias asociadas al modelador
- Estas últimas siendo función de la inadecuación entre la descripción geométrica (lo real) y el modelo (lo virtual).

Inconsistencias estructurales o de descripción del sistema por modelar

Las inconsistencias estructurales refieren al desconocimiento del sistema. En teoría, los recursos económicos no deberían imponer limitaciones reales para el conocimiento de la "totalidad" del sistema por modelar. El costo elevado de levantamientos precisos, no representa más que una parte ínfima del valor presente del sistema (valor de infraestructura, de terrenos, de equipo, etc.).

En la práctica las cosas son diferentes. Por ejemplo, en un proyecto de modelación de un sistema de drenaje urbano o de agua potable, el costo del levantamiento de los componentes del sistema (variables de entrada y parámetros) representa un porcentaje elevado del costo total del proyecto. Según Blanpain (1998), éste puede variar entre el 60% y el 80%.

Las inconsistencias estructurales aparecen sobre todo cuando los sistemas a modelar son viejos o complejos. Tal es el caso de las redes agua potable y de drenaje localizadas en los centros históricos de las ciudades. Debido a su naturaleza topológica, ver (Dupuy, 1983) para más detalles, a su carácter inaccesible en ciertos puntos y a la gran cantidad de infraestructuras por levantar, el sistema no puede conocerse al cien por cien. Por lo tanto, los parámetros geométricos levantados pueden estar incompletos.

Además, dado que existe una gran cantidad de datos a almacenar en un estudio de este tipo, no es sorprendente encontrar informaciones incorrectas.

Por lo tanto, las inconsistencias estructurales más frecuentes son las siguientes:

- Levantamiento incorrecto de los datos topográficos del sistema
- Falta de identificación de ciertos puntos de interés
- Falta de levantamiento de obras especiales

Incertidumbres de los parámetros geométricos levantados

Aunque las características geométricas del sistema modelado hayan sido correctamente levantadas, las mediciones tienen incertidumbres intrínsecas. Esta incertidumbre de medición depende de los dispositivos utilizados. En función de la escala del sistema, ellas pueden ser relativamente pequeñas. Su importancia relativa sobre las variables de salida (respuesta del modelo) han sido estudiadas largamente en (Clemens, 2001) donde, se expone la influencia de la incertidumbre de medición sobre la incertidumbre de los valores calculados por un modelo. En este caso los errores de ciertos parámetros descriptivos (por muy pequeños que fueren) pueden tener consecuencias graves en las variables de salida de modelos. Por ejemplo la altura de la cresta de un vertedor sobre el volumen vertido, la superficie de

una cuenca sobre el volumen escurrido, la longitud y pendiente de un cauce sobre la propagación del escurrimiento, la longitud de una tubería sobre la dispersión de contaminantes, el estado de operación de una válvula sobre las presiones de servicio de agua potable en una zona, etc.

Inconsistencias asociadas al modelador

Además de las incertidumbres inherentes a la recopilación de los datos estructurales, el modelador agrega una incertidumbre que se asocia a la representación (o interpretación) del sistema por modelar (interacciones entre componentes del sistema).

Varios autores insisten en la importancia de este tema, (Beck, 1998; Henrion *et al.*, 2000; Koniger, 1996), a partir de reflexiones sobre la representación e interpretación de la complejidad de un sistema. Un ejemplo, de las inconsistencias asociadas al modelador se presenta en el estudio antes mencionado que se realizó en Lyon, Francia, (Garcia-Salas *et al.*, 2006). En este estudio se observó que, del 100% de las inconsistencias cometidas, 25% corresponden a inconsistencias de interpretación de sistemas complejos, ver Ilustración 5. Es decir, inconsistencias en la forma de cómo el sistema fue modelado (pozo de tormenta.) dentro de la plataforma de modelación utilizada. Este 25% de inconsistencias induce 40% del error estadístico entre las variables calculadas y las variables de referencia. Esta inadecuación entre el mundo "real" y el "virtual" puede inducir también una fuerte dispersión en la respuesta del modelo, y por consiguiente la imposibilidad de calibrarlo y validarlo correctamente, tal como lo muestra la Ilustración 6.

El modelo

Es evidente que un transformador o modelo, no puede dar más que una representación simplificada de la realidad. Su pertinencia (bondad) corresponde entonces a su capacidad para representar los fenómenos físicos en cuestión. En la ingeniería hidráulica, las incertidumbres asociadas al transformador deben ser consideradas. La afirmación anterior es aún más verdadera cuando se trata de modelos globales que consideran la complejidad real de los fenómenos y de los sistemas físicos.

Por otra parte, Geldof (1999) desarrolla una larga reflexión sobre el "cómo" hacer para construir, calibrar y validar modelos cada vez más globales (o integrados). Para responder a ello, dicho autor realiza un análisis en dos direcciones. El primero, de tipo determinista que se fundamenta en el aumento del número de fenómenos considerados en un modelo y en las interconexiones entre ellos, de manera que la mayoría de los procesos que se realizan al interior del sistema, puedan ser modelados (en términos absolutos, una representación perfecta de

un sistema permitiría estimar todos los parámetros de calibración del modelo a partir de parámetros geométricos medibles). El segundo, de tipo sistémico, pretende que la complejidad del sistema debe ser conservada proponiendo, una descripción fundada en los procesos de adaptación y de aprendizaje (interacción, independencia, autonomía y evolución de sistemas) a partir de esquemas más apropiados, por ejemplo redes neuronales, algoritmos genéticos, lógica difusa, etc., ver (Manic *et al.*, 2005)

De manera pragmática, en este apartado se consideran tres aspectos que son susceptibles de ser considerados como causas de error de un transformador:

- La fineza de representación de los fenómenos
- La capacidad del modelo para aplicarse en el caso de estudio
- La selección de los parámetros de calibración.

Estas tres causas existen para cualquier tipo de modelo (según el esquema de aproximación a lo real). Por razones de claridad, se explicarán utilizando dos esquemas de aproximación: el mecanista (postulados de las ciencias exactas, por ejemplo los postulados de Newton) y el esquema físico o experimental (modelación en laboratorio o en campo).

Fineza de representación de los fenómenos y de los objetos

Una causa de error es inevitablemente introducida en la respuesta de un modelo si, a partir de su construcción, no fueron considerados ciertos fenómenos (Johnson, 1996). Esta reducción del espacio fenomenológico esta ligada principalmente a:

- Las hipótesis teóricas a partir de las cuáles los modelos fueron construidos
- Las condiciones y/o a las limitantes experimentales
- La elección de simplificaciones del modelador

Para ilustrar la idea aquí expuesta, se propone desarrollar estos conceptos apoyándonos en un ejemplo. En un vertedor lateral (objeto), los mecanismos de vertido están estrechamente ligados a la variación de las diferentes componentes de velocidad que existen a lo largo de la longitud del vertedor (Hager, 1994, Balmforth *et al.*, 1983, El-Khashab *et al.*, 1976)

Si se utiliza un esquema teórico mecanista para la construcción de un modelo, que tiene por objetivo reproducir el funcionamiento de un vertedor lateral, es necesario realizar hipótesis de simplificación (Hager, 1987), siendo entre otras las siguientes:

- conservación de la energía a lo largo del vertedor
- distribución uniforme de velocidades

- pendiente de fondo suave en el canal principal
- componentes verticales de velocidad nula

Estas hipótesis tienen por causa (o consecuencia) la elección del número de dimensiones del espacio de análisis (1, 2 o 3 dimensiones espaciales y/o una dimensión temporal) y la definición de los parámetros de control (parámetros de descripción geométrica del objeto) necesarias a la definición de los fenómenos considerados. Teniendo en cuenta los medios disponibles en laboratorio (sistemas metrológicos utilizados) durante la etapa experimental del modelo, la observación es realizada únicamente sobre los fenómenos que han sido considerados, dentro del esquema teórico de aproximación (a lo real) retenido, como los más representativos. En la mayoría de los casos, tales fenómenos corresponden, a aquellos que saben medirse. Sin embargo, las condiciones experimentales, al igual que los dispositivos de medición, son imperfectas. Por esta razón, ciertos fenómenos considerados, sobre el plano teórico como importantes, no son observados (y en consecuencia medidos) correctamente. En ese sentido, el dispositivo experimental, que permitió observar un fenómeno, genera una nueva degradación del modelo en relación a los fenómenos físicos que supone reproducir.

Por otra parte, el modelador efectúa la elección final de modelación en función de las hipótesis teóricas y de los resultados experimentales. Además de los elementos precedentes (teóricos o experimentales), el modelador considera problemas prácticos de aplicación (tiempo de cálculo, cantidad de datos a proporcionar, medios materiales a movilizar, etc.), que lo orillan a simplificar, aún más, el modelo.

Estas simplificaciones del espacio fenomenológico y espacial son consideradas por el modelo, agregando coeficientes como lo supone Johnson (1996). En nuestro ejemplo: coeficiente de vertido, coeficiente de distribución de velocidades, coeficientes de pérdida de carga debida a la fricción. Durante la puesta en marcha del modelo, esos coeficientes (o parámetros de calibración) deberán ser discretizados, induciendo así otra simplificación en el modelo, (Muslu, 2001).

Capacidad del modelo para aplicarse en el caso de estudio

Si las características del modelo no son las adecuadas para la aplicación deseada, otra causa de error, también asociada al modelo, emerge. Para explicar mejor el significado de esta nueva causa, se propone continuar con el ejemplo del caso anterior, sin embargo el lector podrá consultar en (Garcia-Salas *et al.*, 2005, y Lhomme, 2004) tres ejemplos del cómo aplicar correctamente un modelo a un caso de estudio o a una necesidad técnica dada.

Si se quiere evaluar la variación transversal y longitudinal de los tirantes de agua a lo largo del

vertedor lateral, considerando para ello diferentes fenómenos (por ejemplo los efectos de tensión superficial a lo largo de la cresta, los efectos de pérdida de energía por fricción, los efectos de distribución no uniforme de presiones, etc.), es necesario elaborar un modelo que considere tales fenómenos.

Por el contrario, si se construye un modelo que no los considere, pero que ha sido concebido con los mismos objetivos (evaluación de la variación de los tirantes en dos direcciones), el modelo de vertedor lateral induce un error, siendo éste asociado a los coeficientes que engloban los fenómenos ignorados.

En el mismo sentido, si los fenómenos preponderantes no son considerados (por ejemplo componentes longitudinales de velocidad) a lo largo de un vertedor lateral, entonces ninguna calibración fiable será posible y la capacidad de generalización (aplicación con otros rangos de aplicación) del modelo será muy escasa.

Selección de los parámetros de descripción del objeto

Es evidente que, si el modelo es capaz de representar de manera específica una gran cantidad de fenómenos, el objeto debe también estar definido con una gran cantidad de parámetros de descripción, como sucede en la modelación tridimensional (Shilton *et al.*, 1999).

Por el contrario, si el modelo es capaz de englobar fenómenos múltiples a partir de uno o dos parámetros, el objeto puede ser representado con pocos parámetros de descripción, (Chocat *et al.*, 1999, Muslo, 2001). Entonces, debe existir coherencia entre el nivel de fineza de descripción de los fenómenos y la manera de representar el objeto (García, 2003).

Por ejemplo, si el modelador desea estudiar la variación longitudinal y transversal de los tirantes en un canal con un vertedor lateral, considerando explícitamente un gran número de fenómenos, éste deberá describir las características físicas (del vertedor) que tienen una influencia sobre cada uno de esos fenómenos. Un error será inducido cada vez que los parámetros de control del modelo consideren solamente una parte del espacio dentro del cual, los fenómenos se desarrollan.

DISCUSION

Como se ha definido anteriormente en este artículo, el proceso de modelación es el que permite pasar de lo "real" a lo "virtual". En este proceso existen, como en cualquier otro, factores que alteran la calidad del producto final, para el tema abordado por este artículo el producto final es el modelo, que permite establecer la interfase entre lo real y lo virtual.

La modelación como proceso, requiere en la mayor parte de las veces la movilización de recursos importantes que son, en lo absoluto, sensiblemente

inferiores a los recursos movilizados en una campaña de medición. La modelación emerge en muchos casos, como la "única" solución para poder estudiar el comportamiento de los sistemas complejos. Sin embargo, ella no puede disociarse por completo de las campañas de medición, es decir siempre será necesario establecer campañas con carácter temporal para elaborar modelos confiables (García, 2003). Un ejemplo de lo expresado en este párrafo es el estudio del comportamiento hidráulico y de calidad del agua de los sistemas de drenaje combinados y/o de los sistemas de distribución de agua potable que se caracterizan por ser altamente complejos y cuya instrumentación resulta excesivamente onerosa. Bajo esta perspectiva, el papel de los ingenieros es preponderante porque deben dar respuesta a tres preguntas fundamentales durante el proceso de modelación, siendo éstas las siguientes: (i) ¿en donde medir?, (ii) ¿durante cuanto tiempo medir? y (iii) ¿cómo eliminar las a priori las causas de error de mi modelo para poder calibrarlo y validarlo movilizando a la vez la menor cantidad de recursos?.

Las dos primeras preguntas pueden ser respondidas de manera relativamente fácil porque se conjugan dos aspectos de suma importancia: la experiencia de los encargados del proyecto en cuestión y los recursos técnicos y económicos disponibles. Ello, sin olvidar que la modelación puede ser un elemento de gran ayuda para definir los puntos de medición, de ahí el carácter sinérgico de las dos técnicas tal como se sugiere en (Korving *et al.*, 2002).

La tercera respuesta es no es tan evidente de responderla, ello debido a la existencia de una gran cantidad de causas probables de error, que no necesariamente son del conocimiento del modelador y, que deben ser controladas durante el proceso de modelación.

Una técnica que puede ser de gran ayuda es la utilización de diagramas causa – efecto. Uno de los más utilizados a nivel industrial es el propuesto en 1953 por Ishikawa (1988). Este diagrama se basa en la identificación, la clasificación y la puesta en evidencia de las causas probables al origen de los problemas específicos que afectan la calidad, tanto de un proceso como del producto final de dicho proceso. En la Ilustración 7 se muestra un diagrama causa – efecto, basado en las ideas de Ishikawa (1988) y en las reflexiones plasmadas en este artículo para el proceso de modelación de un vertedor de tormenta.

Finalmente, el proceso de modelación no es exclusivo de una sola persona, en la mayoría de los casos se realiza a partir de los esfuerzos de un grupo de trabajo. Este grupo debe ser capaz de aislar los problemas de cada una de las etapas elementales del proceso y resolverlos según las experiencias propias a cada uno de los integrantes. Ello estimula su participación activa dentro del proceso de modelación, ayudando así a la eliminación a priori de las causas de error de un modelo. La consecuencia de la identificación de tales causas de error se verán reflejadas en las

características intrínsecas del modelo: sensibilidad, robustez, generalización, pertinencia o bondad, etc. así como en los recursos movilizados para su calibración y validación.

CONCLUSION

La modelación es una técnica indispensable en las prácticas actuales de ingeniería. Sin embargo, dicha técnica necesita ser aplicada bajo contextos favorables que involucren conceptos de la teoría de modelación, calidad, sistémica, estadística y probabilidad, además de los propios al campo de aplicación del modelo.

La práctica de la modelación en el campo, no solo de la ingeniería hidráulica, tiende fuertemente a la elaboración de modelos numéricos cada vez más globales, sobre todo para representar sistemas complejos (Delleur, 2003). Esto, sin duda alguna, es de gran ayuda para el diseño, revisión y toma de decisiones en un proyecto. Sin embargo, no se puede soslayar el que una parte (importante) de los modeladores desconoce tanto las causas de error más importantes dentro de los procesos de modelación en los que están involucrados como las características intrínsecas de los modelos que desarrollan.

En este artículo hemos realizado una reflexión amplia sobre las incertidumbres en la modelación, sus causas principales y las formas como podrían ser eliminadas a priori. Estos conceptos son fundamentales para establecer los esquemas de calidad dentro de los procesos de modelación que, como modeladores debemos adoptar para que como ingenieros propongamos mejores soluciones.

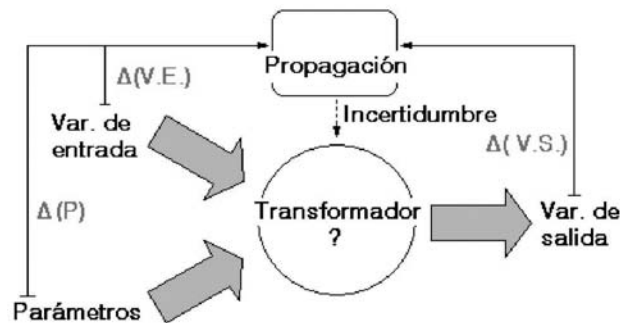


Ilustración 1. Esquema del principio de un modelo cognitivo. El sentido de las flechas representa el flujo de información. Las flechas continuas representan las causas de error asociadas a cada elemento del modelo. La flecha discontinua representa la incertidumbre del elemento a determinar en el modelo. Donde P: Parámetro; V.E.: Variable de entrada; V.S.: Variable de salida.

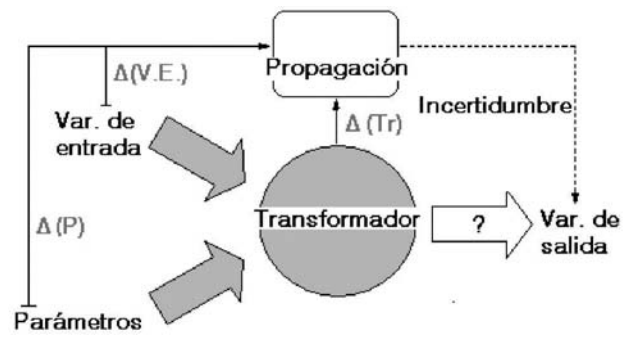


Ilustración 2. Esquema del principio de un modelo predictivo. El sentido de las flechas representa el flujo de información. Las flechas continuas representan las causas de error asociadas a cada elemento del modelo. La flecha discontinua representa la incertidumbre del elemento a determinar en el modelo. Donde P: Parámetro; V.E.: Variable de entrada; Tr.: Transformador.

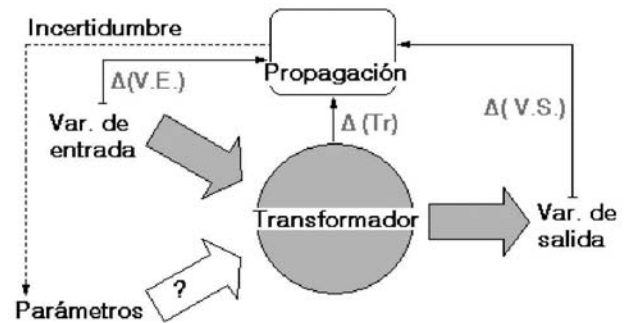


Ilustración 3. Esquema del principio de un modelo decisional. El sentido de las flechas representa el flujo de información. Las flechas continuas representan las causas de error asociadas a cada elemento del modelo. La flecha discontinua representa la incertidumbre del elemento a determinar en el modelo. Donde V.E.: Variable de entrada; V.S.: Variable de salida; Tr: Transformador

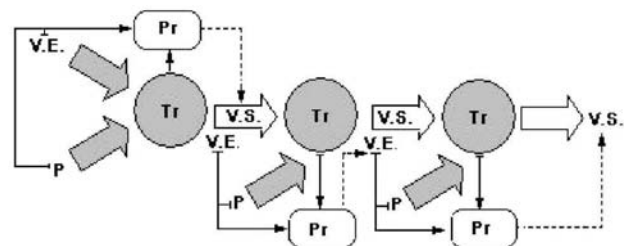


Ilustración 4. Esquema de un modelo predictivo complejo con tres niveles. El sentido de las flechas representa el flujo de información. Las flechas continuas representan las causas de error asociadas a cada elemento del modelo. La flecha discontinua representa la incertidumbre del elemento a determinar en el modelo. Donde P: Parámetro; V.E.: Variable de entrada; V.S.: Variable de salida; Tr Transformador.

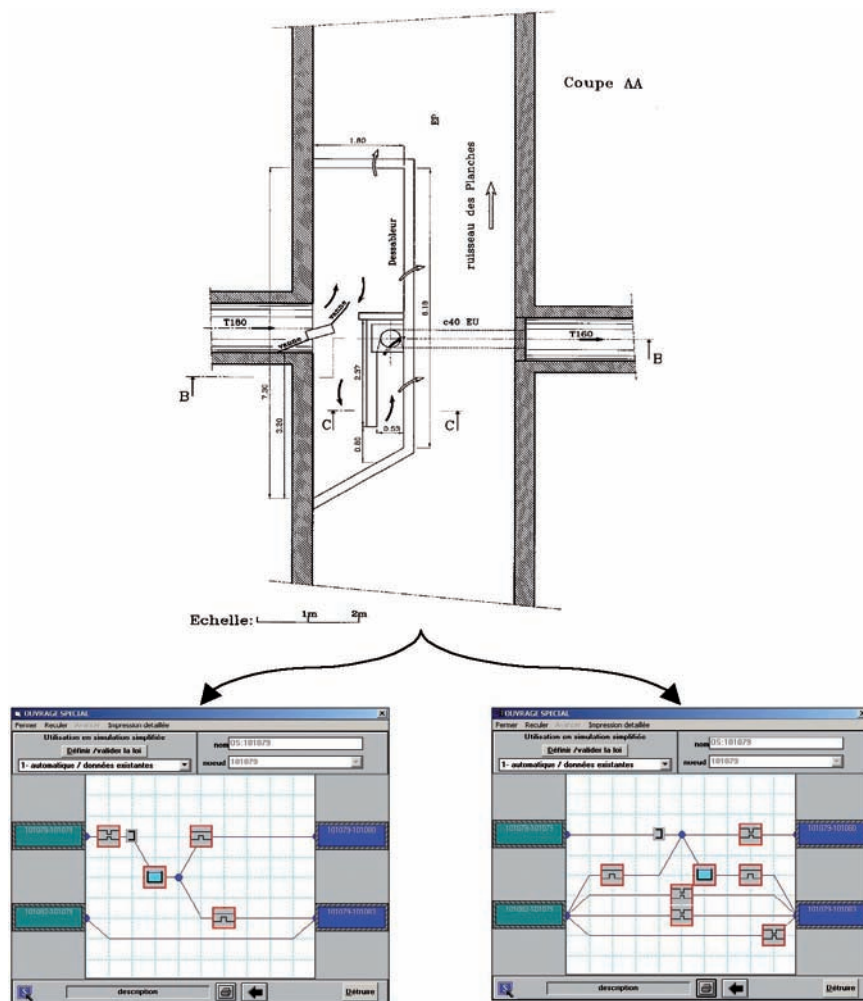


Ilustración 5. Ejemplo de dos representaciones diferentes de una misma obra, realizadas por dos modeladores diferentes, dentro de un programa de simulación de sistemas de drenaje.

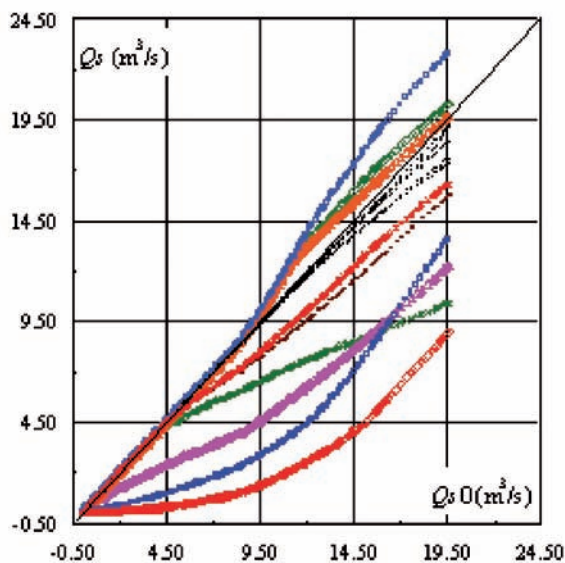


Ilustración 6. Ejemplo de dispersión de los modelos de una misma obra (pozo de tormenta), construidos por diferentes personas, dentro de un programa de simulación de sistemas de drenaje.

Donde: Q_{s0} . Gasto de referencia conservado en la red. Q_s . Gasto calculado por los modelos construidos por diferentes modeladores.

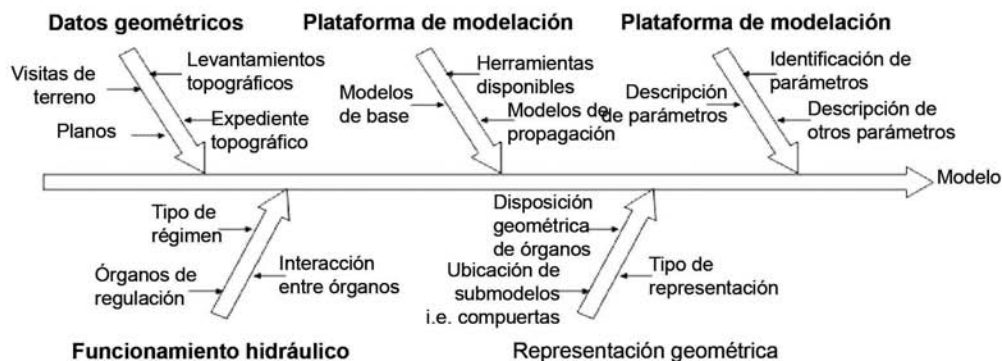


Ilustración 7. Diagrama causa efecto asociado al proceso de modelación numérica de un vertedor de tormenta en un programa de modelación de redes de drenaje urbano.

REFERENCIAS

- AFNOR. *Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure*. NF XP X 07-020. Paris, France: Association Française de Normalisation. 1996, 113 p.
- ALEX, J., SCHILLING, W., y RISHOLT, L.P. *Integrated modelling system for simulation and optimization of wastewater systems*. In Proceedings of 8th International Conference on Urban Storm Drainage, 8ICUSD. August 30 – September 3. Sydney, Australia: IAHR/IAWQ Joint Committee. 1999, pp.1553-1561.
- BALMFORTH, D.J. y SARGINSON, E.J. *The effects of curvature in supercritical side weir flow*. Journal of Hydraulic Research. 1983, vol. 21, n° 5, pp. 333-343.
- BECK, M.B. *Coping with ever larger problems models, and data bases*. In: Proceedings of the Conference on Application of Models in Water Management, Aquatec'98. September 24-30, Amsterdam, The Netherlands : IAWQ / EWPCA/ NVA. 1998 pp. 13-24.
- BERTRAND-KRAJEWSKI, J.L. *Mesures en hydrologie urbaine et assainissement*. Paris: Lavoisier Tec & Doc. 2001, 794 p.
- BLANPAIN, O., HUC, A. y KARNIB, A. *Une méthodologie permettant la modélisation des réseaux d'assainissement à partir des données incomplètes - résultats préliminaires*. In Proceedings. of 3th International Conference on Innovative Technologies in Urban Drainage, NOVATECH'98. Mai 4-6, Lyon, France: GRAI 1998, pp. 223-230.
- CHOCAT, B. y CABANE, P. *Hydrologie urbaine: modélisation et effet d'échelle*. La Houille Blanche, SHF. 1999, n° 7/8, pp. 106-111.
- CHOCAT, B. *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Paris: Lavoisier Tec & Doc. 1997, 1124 p.
- CLEMENS, F. *Hydrodynamic models in urban drainage: applications and calibration*. PhD Thesis of Delft University. Delft, the Netherlands: 2001, 367 p. (publicada y distribuida por DUP Sciences).
- CLEMENS, F. y HEIDE, W. *Effects of geometrical data errors in hydrodynamic calculations in urban drainage*. In Proceedings of 8th International Conference on Urban storm Drainage, 8ICUSD. August 30 – September 3. Sydney, Australia: IAHR/IAWQ Joint Committee. 1999, pp.955-963.
- DELLEUR, J. *The evolution of urban hydrology: past, present and future*. Ven Te Chow Lecture, presented at the ASCE, 9th International Conference on Urban Drainage, Portland, Ore. September 11, 2002. Journal of Hydraulic Engineering. 2003, vol. 129, n° 8, pp. 563-573.
- DUPUY, G. *Systèmes, réseaux et territoires. Principes de réseautique territoriale*. Paris: Presses de l'Ecole National des Ponts et Chaussées. 1985, 168 p.
- EL-KHASHAB, A. y SMITH, K.V.H. *Experimental investigation of flow over side weirs*. Journal of the Hydraulics Division, ASCE. 1976, vol. 129, n° 8, pp. 563-573.
- GARCIA-SALAS, J.C. y CHOCAT B. *Assessment of uncertainties in the modelling of CSOs*. Water Science & Technology. 2006, vol. 54, n° 6-7, pp. 247-254.
- GARCIA-SALAS, J.C. y CHOCAT B. *Modelisation unidimensionnelle des déversoirs d'orage lateraux*. La Houille Blanche, SHF. 2005, n° 2, pp. 63-71.
- GARCIA-SALAS, J.C. *Evaluation des performances, sources d'erreur et incertitudes dans les modèles de déversoirs d'orage*. Thèse de Doctorat en Génie Civil, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Villeurbanne, France, 2003, 395 p.
- GELDOLF, G. *Complexity: the end of determinism?*. In Proceedings of 8th International Conference on Urban Storm Drainage, 8ICUSD. August 30 – September 3. Sydney, Australia: IAHR/IAWQ Joint Committee. 1999, pp.817-824.

- GIRE, A. *Modèles mathématiques de systèmes évolutifs héréditaires*. Lyon: Presses Universitaires de Lyon. 1987, 404 p.
- GROMAIRE, M., WAITROP, N. y CHEBBO, G. *Importance of zinc roofs in Paris and their impact on urban runoff pollutant loads*. In Proceedings of 4th International Conference on Innovative Technologies in Urban Drainage, NOVATECH'01. June 25-27. Lyon, France: GRAI, 2001, pp. 937-944.
- HAGER, W. *Abwasserhydraulik*. Berlin, Deutschland: Springer-Verlag. 1994, 628 p.
- HAGER, W. *Lateral outflow over side weirs*. Journal of Hydraulic Engineering. 1987, vol. 113 n° 4, pp. 491-504.
- HAUGER, M.B., RAUCH, W., y LINDE, J.J. *Cost benefit risk : a concept for management of integrated urban wastewater systems*. Water Science & Technology. 2002, vol. 45 n°3, pp. 185-193.
- HENRION, G., y DESSEZ, P.J. *Amélioration des résultats d'une campagne de mesures par la modélisation en vue de l'autosurveillance*. In Autosurveillance et mesures en réseau d'assainissement. Colloque d'hydraulique de la Société Hydrotechnique de France. 5-6 décembre. Lyon, France: 2000, pp. 33-40.
- ISHIKAWA, K. *What is total quality control?: the japanese way*. Prentice Hall. 1988. New York, USA. 240 p.
- JOHNSON, P. *Uncertainty of hydraulic parameters*. Journal of Hydraulic Engineering. ASCE. 1996, vol. 122, n° 2, pp. 112-114.
- KONIGER, W. *Modelling of complex hydraulic structures in urban drainage systems by a generalized rainfall-runoff model*. In Proceedings of 7th International Conference on Urban Storm Drainage, 7ICUSD. September 9-13. Hannover, Germany: IAHR/IAWQ Joint Committee, 1996, pp.635-640.
- KORVING, H. y CLEMENS, F. *Bayesian decision analysis as a tool for defining monitoring needs in the field of effects of CSOs on receiving waters*. Water Science & Technology. 2002, vol. 45 n° 3, pp. 175-184.
- LEI, J. y SCHILLING, W. *Parameter uncertainty propagation analysis for urban rainfall runoff modelling*. Water Science & Technology. 1994, vol. 29, n° 1-2, pp. 145-154.
- LHOMME, J., BOUVIER, C. y PERRIN, J.L. *Applying a GIS-based geomorphological routing model in urban catchments*. Journal of Hydrology. 2004, vol. 299, 3-4, pp. 203-216.
- MANIC, G. y GOGIEN, F. *Modelling sewer network behaviour using artificial neural Networks*. In CD-Proceedings of 10th International Conference on Urban Drainage, 10ICUD. 21-26 August. Copenhagen, Denmark: IAHR/IAWQ Joint Committee. 2005, 8 p.
- MUSLU, Y. *Numerical analysis for lateral weir flow*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering. 2001, vol. 127, n° 4, pp. 246-252.
- PRICE, R. *Monitoring and modelling in urban drainage*. In Proceedings of 7th International Conference on Urban Storm Drainage, 7ICUSD. September 9-13. Hannover, Germany: IAHR/IAWQ Joint Committee 1996, pp.1701-1706.
- RAVINOVICH, S. *Measurement errors and uncertainties*. New York: Springer-Verlag, 2000, 293 p.
- SHILTON, A. y GLYNN, D. *The potencial of CFD technology*. Water 21. 1999, July-August, pp. 37-38.
- SIMONOVIC, S. *Tools for water management*. Water International. 2000, vol. 25, n° 1, pp. 76-88.
- WALLISER, B. *Systèmes et modèles*. Paris: Editions du Seuil. 1977, 220 p.

Juan Carlos García Salas,
Doctor en Ingeniería Civil
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua,
Paseo Cuauhnáhuac 8532,
Coordinación de Hidráulica
Jiutepec, Morelos, 62550, México
jcgarcia@tlaloc.imta.mx

Bernard Chocat
Doctor en Ingeniería Civil
Laboratoire de Genie Civil
et d'Ingenierie Environnementale,
Institut National des Sciences Appliquées
Bât. J. C. A. Coulomb
34 Avenue des Arts
69621, Villeurbanne Cedex, France,
Bernard.Chocat@insa-lyon.fr

PRESENCE OF CRYPTOSPORIDIUM OOCYSTS AND GIARDIA CYSTS IN THE SURFACE WATER AND GROUNDWATER IN THE CITY OF CAYES, HAITI.

PRESENCIA DE CRYPTOSPORIDIUM OOCYSTS Y GIARDIA CYSTS EN EL AGUA SUPERFICIAL Y EN EL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA CIUDAD DE CAYOS (LES CAYES), HAITÍ.

Ketty Balthazard-Accou^{1,2}, Evens Emmanuel¹, Patrice Agnamey², Philippe Brasseur³, Obicson Lilite⁴, Anne Totet², Christian P. Raccurt^{2*}

¹ Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement, Université Quisqueya, BP 796, Port-au-Prince, Haïti.

² Laboratoire de parasitologie et mycologie médicales, Faculté de médecine et CHU d'Amiens, Université de Picardie Jules Verne, 80054 Amiens, France.

³ Unité Mixte de Recherche 198, Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Centre de Hann, Dakar, Sénégal

⁴ Centre d'Applications en Télédétection et en systèmes d'Informations Géographiques, Université Quisqueya, BP 796, Port-au-Prince, Haïti

Abstract

The aim of this study was to determine the number of *Cryptosporidium sp* oocysts and *Giardia sp* cysts in the surface water and groundwater used by the population of the city of Cayes (Haiti). Samples of 3 to 200 litres of water were collected from 15 sites in and surroundings of the city (bathing water and household waste water, spring water, boreholes, water supply, domestic wells), and filtered using filter cartridges and stored at 4°C until examination. Oocysts and cysts were isolated using an immuno-magnetic method and counted under fluorescence microscopy after labelling with a monoclonal antibody. Eight specimens out of 15 (53%) contained *Cryptosporidium* oocysts and / or *Giardia* cysts. The number of *Cryptosporidium sp* oocysts detected varied from 5 to 100 (mean 29) / 100 L of water filtered and the number of *Giardia* cysts ranged from 5 to 960 (mean 277) / 100 L. Results suggest that surface water and ground water of the city of Cayes are contaminated by faecal pollution resulting in a potential risk for health of the population exposed.

Keywords: *Cryptosporidium sp*; *Giardia sp*; surface water; groundwater; drinking water; Haiti.

Résumé

Le but de cette étude était de déterminer le nombre d'oocystes de *Cryptosporidium sp* et de kystes de *Giardia sp* présents dans les eaux superficielles et souterraines utilisées par la population de la ville des Cayes (Haïti). Dans 15 sites répartis dans la ville, des volumes de 3 à 200 litres d'eau de différentes origines (eaux de baignade ou de travaux ménagers, eaux de source, de forage, de distribution, de puits domestiques) ont été recueillis, puis filtrés sur des cartouches de filtration conservées à 4°C jusqu'au traitement. Les oocystes et les kystes ont été isolés par une méthode immuno-magnétique et comptés au microscope à fluorescence après marquage par un anticorps monoclonal. Sur les 15 prélèvements d'eau analysés, 8 (53%) contenaient des oocystes de *Cryptosporidium* et/ou des kystes de *Giardia*. Le nombre d'oocystes de *Cryptosporidium sp* détecté variait de 5 à 100 avec une moyenne de 29 oocystes pour 100 litres d'eau filtrée ; pour les kystes de *Giardia* le nombre était compris entre 5 et 960 avec une moyenne de 277 kystes par 100 litres d'eau filtrée. Cette étude a montré que les eaux superficielles et souterraines de la ville des Cayes sont contaminées par une pollution d'origine fécale et constituent donc une source potentielle de risque biologique pour la santé de la population exposée.

Mots clés : *Cryptosporidium sp* ; *Giardia sp* ; eaux de surface ; eau souterraine ; eau de boisson ; Haïti.

Resumen

El objetivo de este estudio fue de determinar el número de ooquistes de *Cryptosporidium sp* y de quistes de *Giardia sp* presentes en las aguas superficiales y subterráneas utilizadas por la población de la ciudad de Los Cayes (Haïti). Se colectaron en 15 sitios distribuidos en la ciudad, volúmenes de 3 a 200 litros de agua de diferentes orígenes (aguas dulce y de baño, aguas de manantial, de perforación, de consumo y de pozos domésticos), luego se trataron por medio de cartuchos de filtración que fueron conservados a 4°C hasta el procesamiento. Los ooquistes y los quistes han sido aislados por un método immuno-magnético y contados al microscopio a fluorescencia después de su marcación por un anticuerpo monoclonal. De las 15 deducciones analizadas de agua, 8 (53 %) contenían ooquistes de *Cryptosporidium* y/o quistes de *Giardia*. El número de ooquistes de *Cryptosporidium sp* detectado variaba de 5 a 100 con un promedio de 29 oocystes para cada 100 litros de agua filtrada; para los quistes de *Giardia* el número variaba entre 5 y 960 con un promedio

* Corresponding author : Professeur Christian P. Raccurt, Centre hospitalier universitaire d'Amiens, Hôpital Sud, Service de Parasitologie et Mycologie médicales, 80054-Amiens cedex 1, France, Tél. : 33 (0) 322-455-975; Fax: 33 (0) 322-455-653 ; E-mail: raccurt.christian@chu-amiens.fr; raccurt@yahoo.

de 277 quistes para cada 100 litros de agua filtrada. Este estudio mostró que las aguas superficiales y subterráneas de la ciudad de Los Cayes están contaminadas por una polución de origen fecal y constituyen a propósito una fuente potencial de riesgo biológico para la salud de la población expuesta a ella.

Palabras claves: Cryptosporidium sp; Giardia sp; aguas de superficie; agua subterránea; agua de bebida; Haití.

INTRODUCTION

Cryptosporidium sp and *Giardia sp* are widespread in the world, contaminating surface water, river water, coastal water, groundwater and water supply systems. They are Protozoan parasite of prime concern due to their capacity to transmit endemic diseases (Anderson et al., 1998; US Geological Survey, 2006 a, b). They are eliminated with faeces in the form of oocysts and cysts (Benton, 1991; Craun and Calderon, 2006; Savioli, 2006), and are responsible of diarrhoea in infants and adults. The Center for Disease Control of Atlanta (United States) attributed 71% of the hydric diseases recorded in 1993 and 1994 in the United States to *Cryptosporidium parvum* and to *Giardia duodenalis* (Gostin et al. 2000).

Oocysts are highly resistant to different environmental constraints including standard chemical disinfection by chlorine and disinfection by free monochloramine, even after 18h of exposure (Korich et al., 1990; WHO, 2002; Standish-Lee and Loboschfsky, 2006). Under favourable conditions, they are capable of surviving for several months in the environment (Tamburrini et Pozio, 1999). In contrast, *Giardia sp* cysts are less resistant to disinfection by chlorine (Smith and Grimason, 2003). The accidental ingestion of oocysts and/or cysts in bathing water (Yorder et al., 2004), water used for leisure purposes (Dziuban et al., 2006), or consumption of contaminated drinking water (Mac Kenzie, 1994), expose the population to an infection risk. The presence of oocysts and cysts in water is a significant risk factor for human health, especially for the most vulnerable groups (Craun et al., 2005; Coupé et al., 2006; Raccurt, 2006).

In Haiti, *Cryptosporidium sp* is responsible for 17% of acute diarrhoeas observed in infants under 2 years of age (Pape et al., 1987) and 30% of chronic diarrhoeas in patients infected by HIV (Pape et al., 1983). In Port-au-Prince, *Cryptosporidium sp* oocysts were detected in surface water and in public water supplies (Brasseur et al., 2002). In the districts where water is contaminated, the risk of infection is estimated between 1×10^2 and 5×10^2 for immunocompetent and immunosuppressed population respectively. This calculated risk level varies from 1×10^2 to 97×10^2 according to the number of oocysts in the water consumed (Bras et al., 2007). These studies concerned exclusively the contamination of few aquatic ecosystems of the city of Port-au-Prince by *Cryptosporidium sp* and to date, no study on the contamination by *Giardia sp* in the country's lakes and ponds has been performed. The aim of this work was to carry out a preliminary study of the circulation of *Cryptosporidium sp* oocysts and *Giardia sp* cysts

in the surface water and groundwater in Cayes, the third largest town of Haiti.

MATERIALS AND METHODS

Study site

The study site was the city of Cayes, the chief town of the South department with a population of 150,000 inhabitants. Likewise to all the towns of Haiti, Cayes has undergone considerable and rapid demographic growth over recent years (1950: 11,600 inhabitants; 1971: 22,000 inhabitants; 2007: 150,000 inhabitants). Cayes is located on the coast facing the Caribbean Sea, on a well-watered coastal plain (rainfall > 2,000 mm/yr), at 18°34'00" Northern Latitude and 72°21'00" Longitude. The average temperature varies from 24°C to 28°C. There are two successive rainy seasons: from April to May and August to October.

Ravine du Sud, main river in the town, has flow rate in average of 4.96 m³/s and a low water flow rate of 1.31 m³/s. The watershed is covered with lagoon-lacustrine and marine sediments, respectively from the lower and middle Miocene. It is divided between 3 distinct types of groundwater: alluvial aquifers in free ground water, karstic aquifers, and cracked and compartmented carbonaceous aquifers, giving rise to varied resurgences and flows (UNDP, 1991).

Sampling points

Water samples were taken in September, November and December 2007, i.e. at the end of the main rainy season and at the beginning of the main dry season. The sampling points were chosen according to the water supply points of the population. The water samples were collected from the 15 sites in the conditions defined by standard AFNOR-NFT 90-455 of July 2001. Water samples were filtered using filter cartridges (Envirocheck®, Pall Gelman, Saint Germain en Laye, France). The quantities filtered varied from 3 to 200 litres depending on the turbidity level. Cartridges were then stored at 4°C until examination. A GPS was used to record the geographical coordinates of the sampling points selected.

Analysis of the samples

Oocysts and cysts purification

Cryptosporidium oocysts and *Giardia* cysts were separated using immunomagnetic beads coated with an anti-*Cryptosporidium* monoclonal antibody and anti-*Giardia* cyst (Dynabeads®, Dynal, Oslo, Norway) according to manufacturer's instructions. Briefly,

300 to 600 µl of centrifuge pellet was introduced in Leighton tubes and adjusted to 10 ml with deionised water. Anti-*Cryptosporidium* and anti-*Giardia* paramagnetic beads were added and incubated on a rotating mixer at room temperature for 1h. Then, the paramagnetic bead complexes were captured using a magnetic concentrator. Oocysts and / or cysts were dissociated from beads using an acid solution (0.1 N HCl). The acid suspension of oocysts and / or cysts obtained was neutralized by adding 5 µL of 1 N NaOH. Detection and counting of oocyst and cyst were performed using fluorescein isothiocyanate (FITC)-conjugated monoclonal antibody (MAb) directed against a *Cryptosporidium* and a *Giardia* wall antigen . (FITC-Cow MAb, Monofluokit *Cryptosporidium*® and *Giardia*, Bio Rad, Marnes la Coquette, France). A positive control slide was prepared by drying a 200 µl aqueous suspension containing approximately 10⁴ *C. parvum* oocysts from feces of calves experimentally infected with an isolate maintained by M. Naciri, (Laboratoire de Pathologie aviaire, Institut National de la Recherche Agronomique, Nouzilly, France) purified using density separation (1) Results were expressed as number of oocysts or cyst per 100L of water filtered.

RESULTS

Cryptosporidium sp oocysts and / or *Giardia* sp cysts were found in 8/15 (53%) samples analysed (Table 1). Samples from the 6 sites contaminated by *Cryptosporidium* sp contained 5 to 100 oocysts for 100 L of water collected, i.e. an average of 29. The samples of the 4 sites contaminated by *Giardia* sp contained 5 to 960 cysts, i.e. an average of 277 cysts for 100 L (table 2). Table 3 shows the levels and types of contamination and the sources of water. The geographical distribution of the water points tested in the city of Cayes and the average concentration in oocysts and cysts are shown in figure 1.

DISCUSSION

During this study, the water from wells or distributed by the local company supplier was clear and large quantities of water were filtered (120 to 200 L). In contrast, for both surface water and water from certain wells, the quantities of water filtered were limited because of a heavy amount of suspended organic particle rapidly clogged the filters. When the turbidity was highest such as water collected in the estuary of the Islet river (number 2) and in the Ravine du Sud (number 1), the quantities filtered were too low (respectively 3.1 and 7.5 L) for assessment of absence of parasite and a significant relationship with a faecal contamination.

The results were obtained according to the standard method based on filtration, elution, and the concentration of oocysts and cysts by immunomagnetic separation which is considered as

an efficient tool for detecting and identifying oocysts and cysts in environmental samples (USEPA, 1999 a and b; Smith et al, 2006). In addition, this method reduces the number of false positives and gives better microscopic results, but it requires a large quantity of water (Connell et al., 2000).

Results obtained for *Cryptosporidium* sp and *Giardia* sp confirm that the population of Cayes city is exposed to parasitic contamination transmitted by drinking water. , Although it has been reported that a median infectious dose of 132 oocysts in healthy adult volunteers, provoked a human infection in 50% of cases (Dupont et al., 1995), a mathematical model based on the data from the Milwaukee outbreak suggested that some individuals developed a cryptosporidiosis after ingestion of only one oocyst (Haas et Rose, 1994). Rose, in 1990 estimated that an annual risk 1/10,000 *Giardia* infection would result from an exposure to an annual geometric mean of 0.0007 cysts per 100 L of water. Depending on the level of contamination in the raw water supply, utilities will have to apply treatment to achieve a geometric mean of less than 0.0007 cyst per 100 litres in treated water.

Giardiasis is a common cause of diarrhoea in man, and a chronic infection in infants, resulting in poor food absorption and in interrupted growth (Thompson and Monis, 2004). Cryptosporidiosis is particularly serious in under-nourished persons and immunosuppressed patients, especially those infected by human immunodeficiency virus (HIV). In immunocompetent subjects, the symptoms are relatively benign (Tzipori et al, 1983; Jokipii and Jokipii, 1986), while in AIDS patients it is one of important cause of morbidity and mortality (Pape and Johnson, 1993). In infants, it causes prolonged diarrhoea, malnutrition, and possible delayed psychomotor development (Agnew et al, 1998; Sanchez-Vega, 2006). According to PSI-UNFPA (2005), 12% of boys and 9% of girls aged from 19 to 24 years old are infected by HIV in the region of Cayes.

In the samples studied, *Cryptosporidium* sp oocysts were found more often (6/15) although *Giardia* sp cysts were more abundant on average. The largest numbers of oocysts and cysts were identified in sample 4 (Pont de la rivière l'Islet). This point of surface water, partly covered by aquatic plants (water hyacinth = *Eichhornia Crassipes*) is used as a watering place for free-roaming livestock (pigs, horses and cattle) (Photo 1). These water resources are used for bathing and washing clothes by the population only a few metres from its point of discharge into the sea. For the other surface waters used by the population either for domestic requirements (dish-washing), or for pleasure (bathing), this study shows that the water in the lagoon of Gelée beach, very frequently used for bathing and leisure, was heavily contaminated at the time of the survey, during the rainy season. Indeed, filtration highlighted 24 *Cryptosporidium* sp oocysts and 139 *Giardia* cysts. This contamination of

faecal origin increases the risk of outcome of parasitic disease and for health of vulnerable individuals (Coupe et al., 2006) on a beach attracting many inhabitants from Cayes and other parts of Haiti during holidays.

Among the different contaminated sites identified, the number of oocysts obtained for site 5 raises a serious concern since located within the perimeter of a pumping station of the public water production and supply network serving the town's population. The contamination of the water produced by this service has already been reported in the technical literature on the microbiological quality of the water distributed in Haiti and 110 faecal coliforms per 100 mL water were detected in the water of this network (sub-committee responsible for drinking water and the removal of human waste, 1991). Detecting *Cryptosporidium* sp in these waters is especially worrying for vulnerable populations (elderly, children, and immunosuppressed) and can contribute to increase the mortality rate in this city due to the lack of an effective treatment. (MacKenzie et al., 1994; Rose et al., 1991; Wright et Collins, 1997; WHO, 2002).

The presence of *Cryptosporidium* sp in the public water supply system can be explained by several factors. (i) There is no water quality control performed for public water supplies in Haiti (Ministry of Public Health and WHO, 1998). (ii) Chlorination remains the only method of treating raw water intended for human consumption (Emmanuel and Lindskog, 2002). It has been shown that disinfection by chlorination is ineffective in inactivating *Cryptosporidium* sp oocysts (Korick et al., 1990; Lorenzo-Lorenzo et al., 1993). *Giardia* cysts are susceptible to inactivation with chlorine but at extended contact times (Rice and Hoff, 1981). This may explain the absence of *Giardia* cysts in sample 5. Inactivation of *Cryptosporidium* sp oocysts is simply impracticable using chlorine; filtration may be the most appropriate barrier (Korick et al., 1990; Gyüré et al., 1997). (iii) The city of Cayes is characterised by the absence of basic services, such as the collection and treatment of wastewater, the collection of solid wastes and the removal of excreta. (iv) The presence of latrines and septic tanks in the hydraulic perimeter of the wells supplying the town with drinking water. This situation can contribute towards contaminating the water resources available in the groundwater by human faeces. (v) One of the major characteristics of the geology and hydrogeology of Cayes is the presence of a karstic aquifer (UNDP, 1991). The main characteristic of karstic aquifers is the existence of irregular networks of pores, cracks, fractures and conduits of various forms and dimensions. The considerable physical and geometric heterogeneity of this type of structure

gives rise to complex hydraulic conditions varying in space and time. Following a rainfall, the replenishment of the groundwater is both rapid and turbulent, with the drainage of high volumes of non-filtered water in large conduits (Denić-Jukić and Jukić, 2003).

These results highlight significant contamination of the surface water and groundwater resources of Cayes by *Cryptosporidium* sp and *Giardia* sp, and underline the existence of a biological danger for the population exposed. The presence of *Giardia* sp and *Cryptosporidium* sp in water resources requires further study. Contamination levels may fluctuate significantly, as they are influenced by a variety of poorly defined factors, such as the climate, e.g., flooding, agricultural practices and free-roaming livestock (cattle, poultry), on-site sanitation and pit latrines in karstic aquifers, and the sporadic nature of the deposition of animal faeces containing cysts and oocysts. Unfortunately, there are no reliable methods of determining the viability of the individual cysts and oocysts observed in environmental samples. Hence additional research to develop reliable methods of determination and studies should also be performed to evaluate the virulence of environmental cysts and oocysts. It is now necessary to validate these initial data by characterising the parasites found and apply molecular genotyping techniques to *Cryptosporidium* sp oocysts and *Giardia* sp cysts at the sites studied and at new ones to be chosen in Cayes. It would also be of interest to combine these parasitological examinations with the bacteriological characterisation of the water points, for example, by seeking *Escherichia coli*, and the determination of several physicochemical parameters such as pH, electrical conductivity, total dissolved solids and turbidity.

Table 1: Distribution of 15 sites studied for the presence or absence of *Cryptosporidium* sp oocysts and/or *Giardia* sp cysts

Water filtration	n	%
Absence of parasitic organisms	7	47%
Presence of <i>Cryptosporidium</i> sp oocysts	4	27%
Presence of giardia <i>Giardia</i> sp cysts	2	13%
Presence <i>Cryptosporidium</i> sp oocysts and <i>Giardia</i> sp cysts	2	13%
Total	15	100%

Table 2: Number of *Cryptosporidium sp* oocysts and *Giardia sp* cysts obtained in the samples studied.

No	Number of litres of water filtered	Number of oocysts /100 L	Number of cysts /100L	Type of water
1	7.5	0	0	Surface water
2	3.1	0	0	Surface water
3	120	0	0	Well water
4	20	0	960	Surface water
5	200	9	0	Water supply network
6	13	24	139	Surface water
7	200	0	0	Well water
8	30	0	0	Domestic well
9	63	100	0	Domestic well
10	132	14	0	Surface water
11	15	0	0	Surface water
12	12	0	0	Surface water
13	200	23	0	Well water
14	200	5	5	Well water
15	200	0	5	Well water

Table 3: Levels and types of contamination of the water studied in the city of Cayes

Type of water		Absence of parasitic organisms	Crypto oocysts	Giardia cysts	Crypto + Giardia	% of contaminated water
Surface water	River water (bathing)	2		1		33%
	Lagoon water (bathing)				1	100%
Groundwater	Spring water	2	1			33%
	Well water	1	1			50%
	Borehole water	2	1	1	1	60%
	Water supply		1			100%
Total number		7	4	2	2	53%

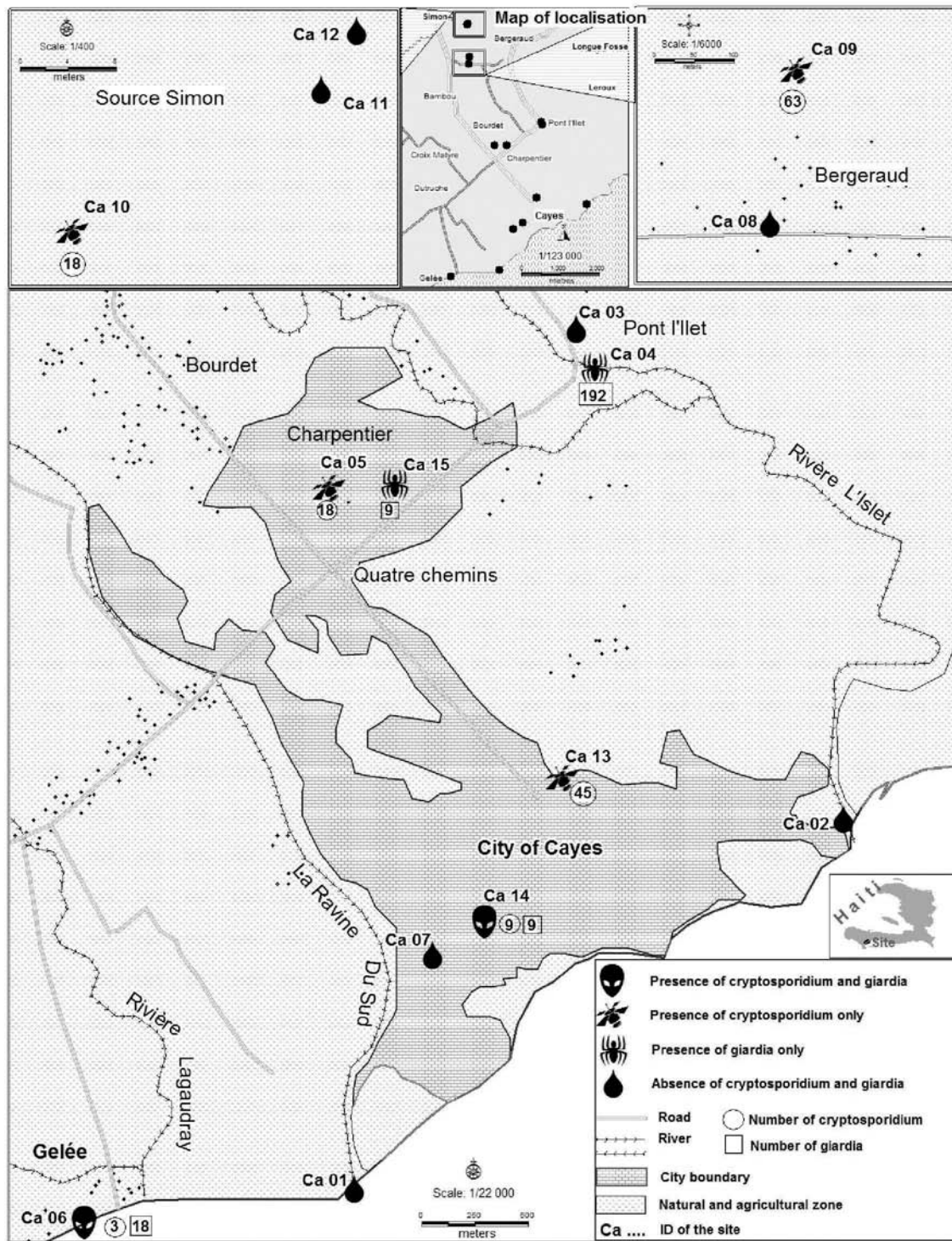


Figure 1. Graphic representation of the contamination of water sites studied in the region of Cayes in southern Haiti (number of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts for 100 litres of filtered water).



Photograph 1: Bridge over The Islet River at the eastern entry of Cayes (no. 4): water loaded with organic and sediment material clogged by aquatic plants and frequented by domestic animals.

CONCLUSION

This study highlighted that the surface water and groundwater of the town of Cayes are considerably contaminated by *Cryptosporidium sp* and *Giardia sp*, two enteric Protozoa responsible for hydric diseases in man, with potentially serious complications in vulnerable subjects. Their potentially high prevalence in source water used to supply the population, their resistance to conventional water treatment, the lack of effective treatment and the absence of adequate techniques to detect the presence of infectious oocysts and cysts, requires the consistent and effective removal of these parasites from the water supply. There is a clear need for utilities to perform evaluations of raw water parasite levels in order to determine the appropriate level of treatment.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank the Normandy Region and the Cooperation and Cultural Action Department

of the French Embassy in Haiti for funding this study.

REFERENCES

- Agnew D.G., A.A.M. Lima., R.D. Newman., T. Wuhib., R.D. Moore., R.L. Guerrant., C.L. Sears.1998. Cryptosporidiosis in northeastern Brazilian children: association with increased diarrhoeal morbidity. *Journal of Infectious Diseases* 177: 754-60.
- Anderson M.A., Stewart M.H., Yates M.V., Gerba C.P. 1998. Modeling the impact of body-contact recreation on pathogen concentrations in a source drinking water reservoir. *Water Research* 32: 3293-3306.
- AFNOR Association Française de Normalisation. 1997. *Analyse Biochimique et Biologique, analyse microbiologique, textes réglementaires*. France, 296.
- Benton C., Forbes G.L., Paterson G.M., Sharp J.C.M., Wilson T.S. 1991. The incidence of water borne and water-associated disease in Scotland from 1945 to 1987. *Water Science and Technology* 21: 125-9.

- Bras A., Emmanuel E., Obiscon L., Brasseur P., Pape J.W., Raccurt C.P. 2007. Evaluation du risque biologique dû à *Cryptosporidium* sp présent dans l'eau de boisson à Port-au-Prince, Haïti. *Environnement Risques et Santé* 6: 355-364.
- Brasseur P., Eyma E., Li X., Verdier R.I., Agnamey P., Liautaud B., Dei Cas E., Pape J.W., Raccurt C. 2002. Circulation des oocystes de *Cryptosporidium* dans les eaux de surface et de distribution par adduction publique à Port au Prince, Haïti. In: Emmanuel E. et Vermande P. (ed) Actes du Colloque International Gestion Intégrée de l'Eau en Haïti. Port-au-Prince : Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement Université Quisqueya, 172-175.
- Coupe S., Delabre K., Pouillot R., Houdart S., Santillana-Hayat M., Derouin F. 2006. Detection of *Cryptosporidium* *Giardia* and *Enterocytozoon bienersi* in surface water, including recreational areas: a one-year prospective study. *FEMS Immunology and Medical Microbiology* 47: 359.
- Craun G.F., Calderon R.L. 2006. Observational epidemiologic studies of endemic waterborne risks : cohort, case-control, time-series, and ecologic studies. *Journal of Water and Health*, 4 (Suppl 2): 101-19.
- Craun G.F., Calderon R.L., Craun M.F. 2005. Outbreaks associated with recreational water in the United States. *International Journal of Environment and Health Research* 15: 243–262.
- Deni□-Juki□ V., and Juki□ D. 2003. Composite transfer functions for karst aquifers'. *Journal of Hydrology* 274: 80–94.
- DuPont J., Chappell C.L., Sterling C.R., Okhuysen P.C., Rose J.B., Jakubowski W. 1995. The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *New England Journal of Medicine* 332: 855–9.
- Dziuban E.J., Liang J.L., Craun G.F., Hill V., Yu P.A., Painter J. 2006. Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water—United States, 2003–2004. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 55: 1–30.
- Emmanuel E. et Lindsog P. 2002. Regards sur la situation actuelle des ressources en eau de la République d'Haïti. In: Emmanuel E. et Vermande P. (ed) Actes du Colloque International Gestion Intégrée de l'Eau en Haïti. Port-au-Prince : Laboratoire de Qualité de l'Eau et de l'Environnement : Université Quisqueya, 30-52.
- PSI-UNFPA Programme Santé et Information/ Population Services International - Fonds des Nations Unies pour la Population. 2005. Représentations du corps et comportements sexuels. Les facteurs socioculturels en jeu dans l'utilisation ou non du préservatif masculin en Haïti, Port-au-Prince, 25.
- Haas C.N, Rose J.B. 1994. Reconciliation of microbial risk models and outbreak epidemiology: the case of the Milwaukee outbreak. In: Proceeding of the 1994. Annual Conference: Water Quality. Published in New York, American Water Works Association 517–23.
- Haas C.N. and Rose J.B. 1995. Developing an action level for *Cryptosporidium*. *Journal of the American Water Works Association* 87: 81±84.
- Gostin L.O., Lazzarini Z., Neslund V.S, Osterholm M.T. 2000. Water quality laws and waterborne diseases: *Cryptosporidium* and other emerging pathogens. *American Journal of Public Health* 90: 847–53.
- Gyürék L.L., Finch G.R., Belosevic M. 1997. Modeling chlorine inactivation kinetics of *Cryptosporidium parvum* in phosphate buffer. *J. Environ. Eng* 125: 913–924.
- Jokipii L., Jokipii A.M. 1986. Timing of symptoms and oocysts excretion in human cryptosporidiosis. *New England Journal of Medicine* 315: 1643-7.
- Korich D.G., Mead J.R., Madore M. S., Sinclair N.A., Sterling C.R. 1990. Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. *Applied and Environment Microbiology* 56: 1423–8.
- Lorenzo-Lorenzo M.J., Ares-Mazas M.J., de Maturana V.M., Duran D.D. 1993. Effect of ultraviolet disinfection of drinking water on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Journal of Parasitology* 79: 67-70.
- Mac Kenzie W.R., Hoxie N., Proctor M., Gradius M., Blair K., Peterson D., Kazmierczak J., Addiss D., Fox K., Rose J. B., and Davis J. 1994. A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine* 331: 161-7.
- OMS Ministère de la Santé Publique. Analyse de la situation sanitaire – Haïti. 1998. Imprimerie Henri Deschamps Port-au-Prince, 1998.
- Pape J.W, Johnson Jr. W.D. 1993. AIDS in Haiti: 1982-1992. *Clinical Infectious Diseases* 17: S341-5.
- Pape J.W., Levine E., Beaulieu M.E., Marshall F., Verdier R., Johnson W.D Jr. 1987. Cryptosporidiosis in Haitian children. *American Journal of Tropical Medicine Hygiene* 36: 333-7.
- Pape J.W., Liautaud B., Thomas F et al. 1983. The acquired immunodeficiency syndrome in Haïti. *Annals Internal Medicine* 103: 674-678.
- PNUD Programme des Nations Unies pour le Développement. 1991. Développement et gestion des ressources en eau. Haïti : Disponibilité en eau et adéquation aux besoins. Région Sud-Ouest. New-York, 6: 50 p.
- Raccurt C P., Brasseur P., Verdier R.I., Li X., Eyma E., Panier Stockman C., Agnamey P., Guyot K., Totet A., Liautaud B., Nevez G., Dei-Case E., Pape J.W. 2006. Cryptosporidiose humaine et espèces en cause en Haïti. *Tropical Medicine International Health* 11: 929-934.
- Rice E.W., and Hoff J.C. 1981. Inactivation of *Giardia lamblia* cysts by ultraviolet irradiation. *Applied and Environment Microbiology* 42: 546-547.

- Rose J.B. 1990. Occurrence and control of *Cryptosporidium* in drinking water. In *Drinking Water Microbiology* (Edited by McFeters G. A.) 294–321. Springer, Berlin.
- Rose, J.B., Haas, C.N., Regli, S., 1991. Risk assessment and control of waterborne giardiasis. *American Journal of Public Health* 81: 709–713.
- Sauch JF. 1985. Use of immunofluorescence and phase-contrast microscopy for detection and identification of *Giardia* cyst in water samples. *Applied and Environment Microbiology* 50: 1434-38.
- Sanchez-Vega J.T, Tay-Zavala J, Aguilar-Chiu A et al. 2006. Cryptosporidiosis and other intestinal protozoan infections in children less than one year of age in Mexico city. *American Journal of Tropical Medicine Hygiene* 75: 1095-8.
- Savioli L., Smith H., Thompson A. 2006. *Giardia* and *Cryptosporidium* join the Neglected Diseases initiative. *Trends Parasitology* 22(5): 203-8.
- Smith, H.V. and Grimason, A.M. 2003. *Giardia* and *Cryptosporidium* in water and waste water. In *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (Mara, D. and Horan, N., eds). Elsevier 619–781.
- Smith, H.V., Caccio, S.M., Tait, A., McLaughlin, J., Thompson, R.C.A. 2006. Tools for investigating the abiotic transmission of *Cryptosporidium* and *Giardia* infections in humans. *Trends Parasitology* 22: 160–166.
- Smith H.V., Rose J.B. 1990. Waterborne Cryptosporidiosis. *Parasitol Today* 6: 8–12.
- S/Comité chargé de l'eau potable et de l'évacuation des déchets humains. 1991. Évaluation rapide des besoins. Comité National de Surveillance et de Contrôle des Maladies Diarrhéiques et du Choléra. Port-au-Prince.
- Standish-Lee, P., Loboschefsky, E. 2006. Protecting public health from the impact of body-contact recreation. *Water Sci. Technol* 53: 201–207.
- Tamburrini A., Pozio E. 1999. Long-term survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts in seawater and in experimentally infected mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Int. J. Parasitol* 29: 711–715.
- Thompson R.C.A. and Monis, P.T. 2004. Variation in *Giardia*: implications for taxonomy and epidemiology. *Adv. Parasitol* 58: 69–137.
- Tzipori S., Smith M., Birch C., Barnes G., Bishop R. 1983. Cryptosporidiosis in hospital patients with gastroenteritis. *Am J Trop Med Hyg* 32: 931-4.
- USEPA 1999a Method 1622: *Cryptosporidium* in water by Filtration /IMS/ FA. EPA/821-R-99/001. USEPA, Office of Water, Washington, D.C.
- USEPA 1999b Method 1623: *Cryptosporidium* and *Giardia* in water by Filtration /IMS/FA. EPA/821-R-99/006. USEPA, Office of Water, Washington, D.C.
- USEPA 1989. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources. *Federal Register* 54 (124).
- US Geological Survey, 2006a. Microbiology and public beach safety: integrated science for the protection of public health, FS 2006-3045 ed.
- US Geological Survey, 2006b. Pathogen exposure through recreational water. Retrieved 10/31/2006. <http://health.usgs.gov/pathogens>.
- WHO World Health Organization. 2002. Guidelines for Drinking Water Quality; Addendum-Microbial Agents in Drinking Water, 2nd ed. Geneva, Switzerland.
- Wright M.S., Collins P.A. 1997. Waterborne transmission of *Cryptosporidium*, *Cyclospora* and *Giardia*. *Clin. Lab. Sci* 10: 287–290.
- Yoder J., Blackburn B., Gunther G., Hill V., Levy D., Chen, N. 2004. Surveillance for waterborne-disease outbreaks associated with recreational water—United States, 2001–2002. Washington, DC.

ESTIMACIÓN DE CAUDALES EN CUENCAS NO AFORADAS, EMPLEANDO MODELOS ESTOCÁSTICOS Y MULTIVARIADOS

FLows ESTIMATION OF UNGAUGED BASINS USING STOCHASTICS AND MULTIVARIATED MODELS

Gutiérrez-López, Alfonso⁽¹⁾, Becerra Soriano, Raúl⁽²⁾, Esparza Orta, José⁽²⁾
López de la Cruz, Jesús⁽²⁾, Gallardo Almanza, Pablo⁽²⁾

⁽¹⁾Centro de Investigaciones del Agua, CIAQ
Universidad Autónoma de Querétaro, México

⁽²⁾Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM
DEPFI Campus Morelos

RESUMEN

Los métodos de interpolación en hidrología son importantes para conocer y transferir información de un sitio a otro; por ejemplo caudales medios anuales. Es común utilizar el Análisis de Componentes Principales (ACP) para estimar y conocer series de tiempo de variables hidrológicas en sitios sin registros. En este artículo se construyen ecuaciones regionales de transferencia de información hidrológica, a partir de los datos anuales de caudales medios. Asimismo, se analiza la relación espacial que existe entre los parámetros de un modelo tipo AR(p) con las características orográficas de la región. La validación del modelo se efectúa comparando los datos medidos, en una estación previamente eliminada del análisis; con los estimados a partir de las ecuaciones regionales. Los resultados indican que es un procedimiento sencillo y confiable para transferir información hidrológica de un sitio a otro cuando existen escasos registros o nulos.

Palabras clave: ecuaciones regionales, análisis de componentes principales, modelo estocástico.

ABSTRACT

Methods for extrapolating runoff series are important in order to gain maximum information from hydrological observations. A technique based on empirical orthogonal function (EOF) is used to estimate hydrologic time-series variables at ungauged locations. A study has been carried out using Mexican runoff series of yearly values. Using this information it is possible to built regional equations within the region. Also, this research investigated the orographic effects on stochastic-parameters AR(p) relationships using a multiple regression. The accuracy of the method is tested by application to locations where data are available. The results indicate that the method is quick and accurate.

Keywords: regional equations, empirical orthogonal function, stochastic models.

INTRODUCCIÓN

Las técnicas de regionalización hidrológica han sido desarrolladas principalmente para estimar escurrimientos puntuales en sitios en donde no existen estaciones hidrométricas o en donde la información hidrométrica es limitada o escasa (Taffa, 1991). De acuerdo con Gutiérrez *et al.*, (2002), al dividir una región en subregiones hidrológicamente homogéneas se disminuye la incertidumbre de la magnitud de los eventos estimados o extrapolados, utilizando técnicas de regionalización hidrológica.

Este trabajo propone una metodología para estimar caudales medios anuales en sitios con registros escasos o nulos. Para esto se utiliza el Análisis de Componentes Principales (ACP), las funciones de distribución de probabilidad y el análisis estocástico con modelos AR(p), para caracterizar en espacio y tiempo las series hidrológicas a transferir. La metodología propuesta en este trabajo, realiza un análisis discriminante con la finalidad de generar subgrupos que sean hidrométricamente homogéneos aplicando el ACP, caracterizando estadísticamente el

caudal, obteniendo con ello las bases que describen el comportamiento estadístico-espacial de las variables empleadas. Además se consideran los componentes espaciales de los parámetros de las funciones de distribución ajustadas a las series hidrológicas de la cuenca. Asimismo se realiza un análisis del comportamiento espacial de los parámetros del modelo estocástico elegido, mediante una serie de análisis que muestran la tendencia espacial presente para los parámetros del modelo estudiado, todo esto con objeto de determinar algún grado de correlación con la fisiografía de la región de estudio. Principalmente el relieve topográfico caracterizado por la elevación de las estaciones.

METODOLOGÍA

Prueba de homogeneidad hidrométrica

Dentro de la estimación de parámetros regionales, se han realizado algunos trabajos en donde se analiza la homogeneidad hidrológica de una región en base a funciones de distribución de probabilidad (Heinz y

Stedinger, 1995; Herr y Krzysztofowicz, 2004). Otros trabajos en donde se utiliza el ACP para garantizar la homogeneidad son: (Rice, 1967; Seyhan, 1982; Rao y Hsieh, 1991; GREHYS¹, 1996; Gutiérrez *et al.* 2002; Bouvier *et al.*, 2003; y Gutiérrez, 2003). Este trabajo propone analizar 10 variables estadísticas de los registros históricos de caudales medios anuales. Como primer paso, se analiza el régimen hidrométrico presente en la zona de estudio caracterizándolo con la función de distribución de probabilidad (fdp) de Gumbel y los primeros cuatro momentos estadísticos (Tabla 1).

Tabla 1. Variables propuestas en el análisis de homogeneidad hidrométrica

Variable	Unidades	Descripción	Variable	Unidades	Descripción
\bar{X}	m ³ /s	Media	α	1/(m ³ /s)	Parámetro de la fdp
σ	m ³ /s	Desviación estándar	β	m ³ /s	Parámetro de la fdp
asim		Asimetría	Q _{2.33}	m ³ /s	Q para Tr=2.33
k		Curtosis	Q ₁₀	m ³ /s	Q para Tr=10
n	años	Años de registro	EEA		Error estándar

Parámetros del análisis de frecuencias

Del resultado del análisis de frecuencias efectuado en las zonas costeras en México, se desprende que en la generalidad de los casos la fdp Gumbel se ajusta adecuadamente a la mayoría a las series hidrométricas. Por este motivo se propone utilizar fdp Gumbel en la caracterización hidrométrica de parámetros regionales para formar la matriz en el ACP (Tabla 2).

Análisis de componentes principales

Según Hair *et al.*, (1999), el análisis multivariado se define como, cualquier análisis de dos o más variables que midan, expliquen y pronostiquen el comportamiento de las relación es existente entre ellas, minimizando su varianza. En muchas ocasiones las técnicas multivariantes son un medio de representar en un solo análisis (simple) aquello que requirió varios análisis utilizando técnicas univariantes. En el ACP se utiliza un procedimiento matemático que transforma un conjunto de variables correlacionadas en un nuevo conjunto de variables no correlacionadas conocidas como componentes principales. La principal aplicación del ACP es la de generar subregiones de datos de muestreo con la característica de estar fuertemente correlacionadas. Para este trabajo se realiza un análisis discriminante utilizando ACP para las variables propuestas (Tabla 1) y posteriormente se realiza la selección de los subgrupos hidrométricamente homogéneos. De la misma forma se repite el proceso para identificar las variables a utilizar en el construcción de las ecuaciones regionales de predicción, para la región hidrométricamente homogénea.

Análisis correlación y regresión

(Escalante y Reyes, 2002), definen a la correlación como una dependencia lineal entre una variable aleatoria y otras variables. Para el caso de su aplicación en hidrología, la relación que existe entre una variable hidrológica a predecir por ejemplo, el caudal medio de un río; esta relacionada con las variables fisiográficas, climatológicas y geográficas de su entorno regional. Topaloglu (2000), utiliza ecuaciones regionales con base en una regresión múltiple, como una técnica para construir relaciones entre las características climáticas y morfométricas ($\lambda_1, \lambda_2, K \lambda_i$ y $\gamma_1, \gamma_2, K \gamma_i$); de una cuenca o región, con el caudal medio (Q) de un río. Estas ideas nos llevan a expresiones del tipo:

$$Q = C + \gamma_1^{\lambda_1} + \gamma_2^{\lambda_2} + L + \gamma_i^{\lambda_i}$$

Análisis estocástico

La idea de caracterizar el comportamiento de los caudales medios de un río, con los parámetros del modelo estocástico ajustado a una serie de tiempo no es nueva (Gyasi-Agyei, 1999). Sin embargo, pocos son los estudios que determinan el patrón espacial de dichos parámetros (Thyer *et al.*, 2006; Jonsdottir *et al.*, 2006). En este trabajo se realiza un análisis estocástico de las series de caudales medios de las estaciones hidrométricas ubicadas dentro de la región hidrológica 10 (figura 1), conocida como cuenca del río Fuerte, en el noreste de la república mexicana (figura 2). La región hidrológica 10, cuenta con más de 40 estaciones hidrométricas, sin embargo la mayoría de ellas están controladas por estructuras hidráulicas aguas abajo. Es por esto

que se eligieron siete estaciones hidrométricas sin régimen controlado: Huites, Bamicori, Chinipas, Choix, Palo Dulce, La Tina y Urique II. Las características estadísticas de los registros históricos de estas estaciones se muestran en la tabla 2. Para definir las regiones hidrométricamente homogéneas para la cuenca del río Fuerte se utiliza una matriz de variables que representa el régimen del caudal medio anual para el periodo comprendido entre 1959-1982 (25 años de registros en promedio), con esta matriz se realiza un ACP (Figura 3). Se realiza la discriminación de las variables propuestas, de este análisis se desprende que tres de las diez variables no presentan algún grado de correlación con el caudal medio anual, estas variables son: número de años de registro, la asimetría y la curtosis; Con la matriz definitiva de datos (6 estaciones x 7 variables), se selecciona la regionalización definitiva de las estaciones hidrométricas.

El modelo estocástico de mejor ajuste a las series de tiempo se determina, con base en la prueba de Akaike (Mohammadi *et al*, 2006), que es el modelo autorregresivo de orden 3, AR(3). Se utilizan los parámetros del modelo, así como la varianza de la serie residual para formar la matriz de variables a utilizar en el diseño de las ecuaciones regionales. El ajuste de los modelos autorregresivos a las series de tiempo se realiza utilizando el programa MoSeTi (Modelación de Series de Tiempo). De esta forma se dice que un modelo del tipo AR(p) tiene la forma siguiente, en donde los parámetros $\phi_1, \phi_2, \phi_3, \dots, \phi_p$ son los parámetros del modelo autorregresivo.

$$Z_t = \sum_{j=1}^p \phi_j Z_{t-j} + \varepsilon_t \quad (1)$$

$$Z_t = \phi_1 Z_{t-1} + \dots + \phi_p Z_{t-p} + \varepsilon_t \quad (2)$$

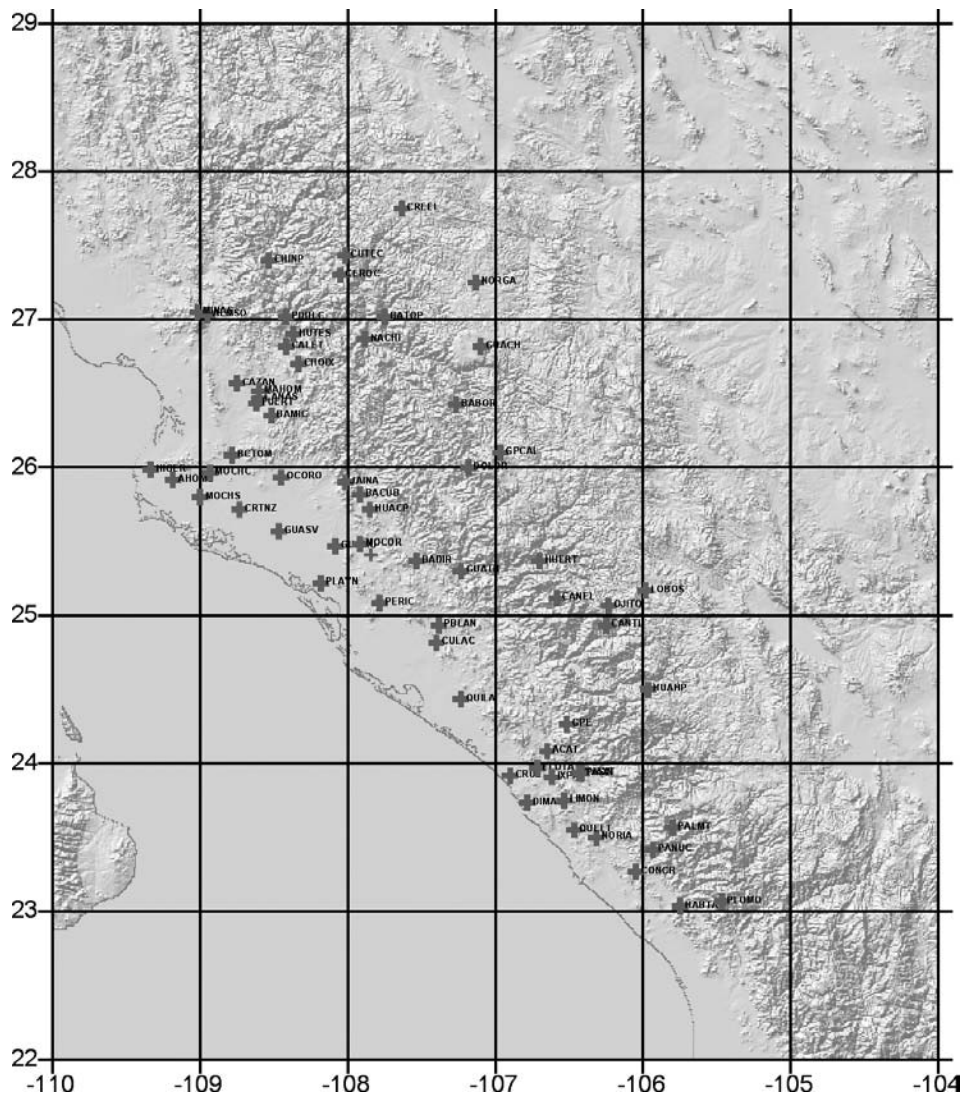


Figura 1. Vista del relieve topográfico y ubicaciones de estaciones climatológicas (cruz) e hidrométricas (círculo) de la región hidrológica 10, al noreste de la república mexicana.

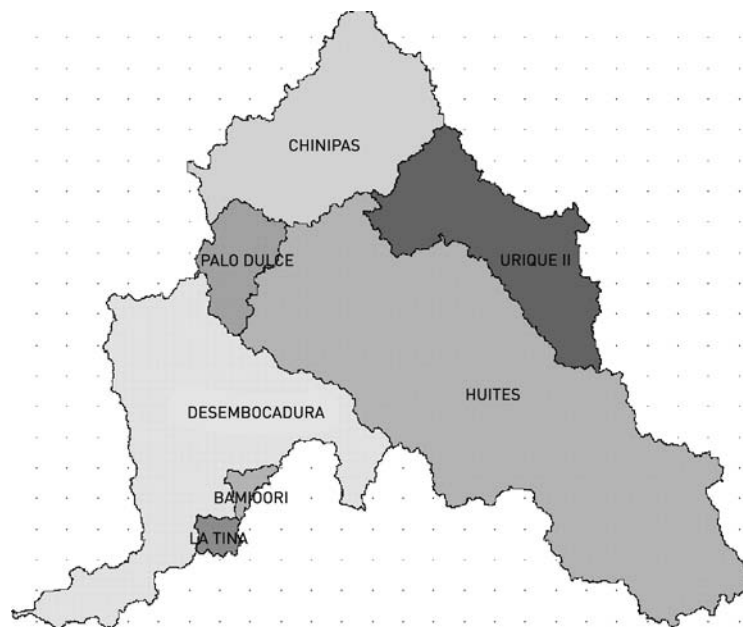


Figura 2. Detalle de las subcuencas del río Fuerte, ubicada al norte de la región hidrológica 10

Tabla 2. Variables propuestas para el análisis de homogeneidad hidrométrica

Estación	media	desviación	asimetría	curtosis	n	α	β	$Q_{2.33}$	Q_{10}	EEA
Huites	137.91	40.18	0.41	-0.99	24	31.35	119.82	140.63	200.20	8.475
Bamicori	0.37	0.23	0.56	-0.92	24	0.18	0.27	0.37	0.76	0.056
Chinipas	28.57	9.25	0.29	-1.15	17	7.22	24.40	32.28	41.86	2.694
Choix	9.15	2.57	0.79	0.85	23	2.01	7.99	9.23	12.65	0.514
Palo Dulce	29.67	9.33	0.80	-0.48	23	7.27	25.47	30.19	45.45	2.176
La Tina	0.23	0.20	1.30	1.14	23	0.16	0.14	0.21	0.59	0.051
Urique II	10.94	4.04	0.76	-0.92	15	3.15	9.13	10.57	17.00	1.253

Como se observa en la Figura 3, el análisis del ACP discrimina dos regiones homogéneas al 92.89%. La primera formada por 6 estaciones y la segunda formada exclusivamente por la cuenca drenada hasta la estación (Huites). A partir de aquí, se utilizará la primera región homogénea para construir

las ecuaciones regionales. También se ha eliminado la estación Palo Dulce, para comparar los resultados con datos reales históricos. En la Tabla 3 se muestra la matriz de características (hidrológicas, geográficas, fisiográficas, estadísticas y estocásticas) propuesta para definir dichas ecuaciones regionales.

Tabla 3. Variables propuestas para la construcción de las ecuaciones regionales

Variable	Estación hidrométrica								
	BAMICORI	CHINIPAS	CHOIX	LA TINA	URIQUE II				
1	Área	km ²	Fisiográfico	Área geográfica	223.00	5097.92	1387.6	275.00	3999.93
2	Qmedio	m ³ /s	Hidrológico	Caudal medio	0.373	28.566	9.15	0.233	10.942
3	Qdesv	m ³ /s	Hidrológico	Desviación estándar	0.234	9.252	2.57	0.202	4.037
4	α	1/m ³ /s	Estadístico	Parámetro de la fdp	0.181	7.215	2.01	0.158	3.148
5	β	m ³ /s	Estadístico	Parámetro de la fdp	0.269	24.402	7.99	0.143	9.126
6	Q _{2.33}	m ³ /s	Estadístico	Q para Tr=2.33 años	0.365	32.280	9.23	0.207	10.569
7	Q ₁₀	m ³ /s	Estadístico	Q para Tr=10 años	0.762	41.862	12.65	0.585	16.998
8	PRECHIST	mm	Hidrológico	Precipitación Histórica	733.587	966.483	746.6	616.665	729.788
9	ELEVPUNT	m	Fisiográfico	Elevación de la estación	190.000	422.000	198.000	164.000	749.000
10	PENDCUEN		Fisiográfico	Pendiente de la cuenca	0.093	0.235	0.207	0.125	0.157
11	ELEVCENTR	m	Fisiográfico	Elevación del centroide de la cuenca	446.000	1980.000	681.000	279.000	2276.000
12	LONGITUD	m	Fisiográfico	Longitud del cauce principal	20.200	130.999	65.087	30.300	126.999
13	PARMFORM		Fisiográfico	Parámetro de forma de la cuenca	0.336	0.065	0.069	0.211	0.084
14	LAT		Geográfico	Latitud geográfica	26.370	27.700	26.736	26.170	27.300
15	LONG		Geográfico	Longitud geográfica	109.400	109.150	108.329	109.520	108.370
16	COEFESCR		Hidrológico	Coefficiente de escurrimiento	0.162	0.211	0.214	0.166	0.215
17	TEMP	°C	Hidrológico	Temperatura histórica	23.000	15.000	16.000	23.000	11.000
18	Phi_1		Estocástico	Parámetro del modelo AR	-0.178	0.127	-0.056	-0.035	0.451
19	Phi_2		Estocástico	Parámetro del modelo AR	-0.056	-0.207	-0.476	-0.225	-0.420
20	Phi_3		Estocástico	Parámetro del modelo AR	-0.187	-0.049	-0.131	-0.368	0.208
21	σ^2	m ⁶ /s ²	Estocástico	Parámetro del modelo AR	0.525	0.117	0.095	1.299	0.140

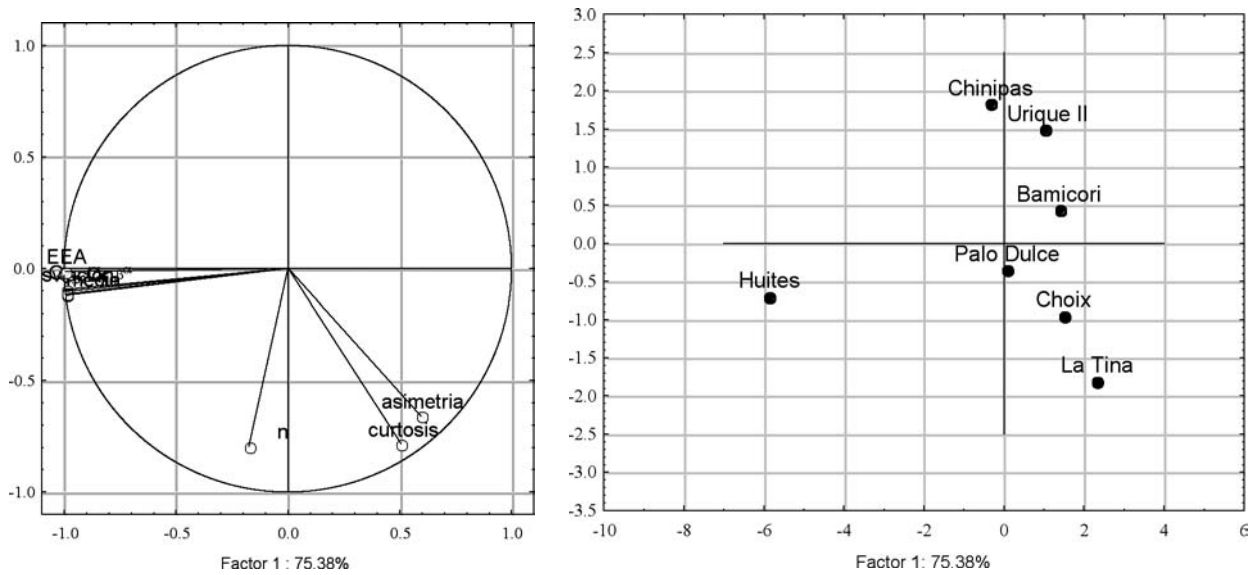


Figura 3. Resultados del ACP con 10 variables, para identificar la homogeneidad hidrométrica

Fisiografía

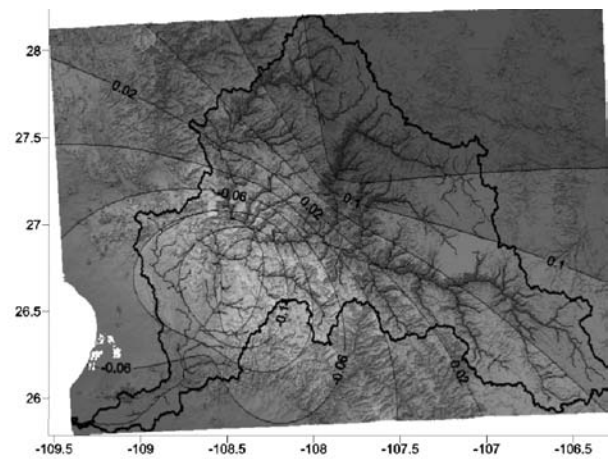
El estudio de las formas y tipo de relieve de las cuencas, forma uno de los aspectos más importantes en cualquier estudio hidrológico. Conocer el comportamiento fisiográfico de una cuenca permite al hidrólogo visualizar la complejidad del fenómeno; pero no es sencillo identificar sus características cualitativas y cuantitativas. Por ello antes de construir las ecuaciones regionales y de caracterizar espacialmente el caudal; se establece la correlación que existe entre los componentes estadísticos y estocásticos, con la fisiografía de la región. Con el objeto de representar espacialmente la variabilidad de los parámetros estocásticos y comprobar el grado de correlación existente entre la fisiografía y los parámetros estocásticos se determina la correlación entre las variables del modelo estocástico (Φ_i) y el relieve topográfico expresado por la elevación de cada estación hidrométrica.

$$\Phi_{i1} = 0.001(ELEVPUNT) - 0.3174 \quad R^2 = 0.92 \quad (3)$$

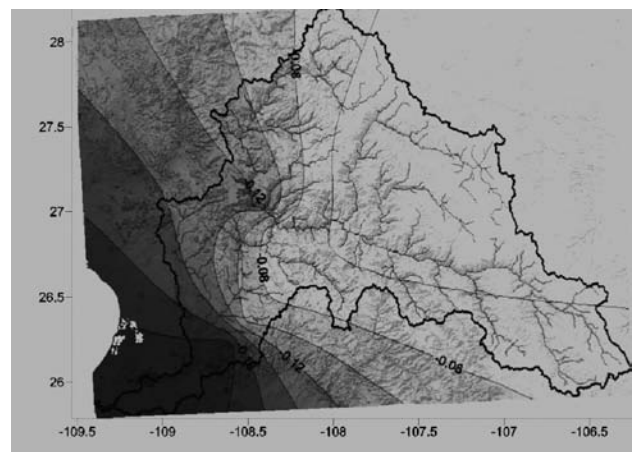
$$\Phi_{i2} = -0.78 + 0.0014(PRECHIST) - 3.308(PENDCUEN) \quad R^2 = 0.78 \quad (4)$$

$$\Phi_{i3} = -1E - 07(ELEVPUNT)^2 + 0.0009(ELEVPUNT) - 0.3755 \quad R^2 = 0.96 \quad (5)$$

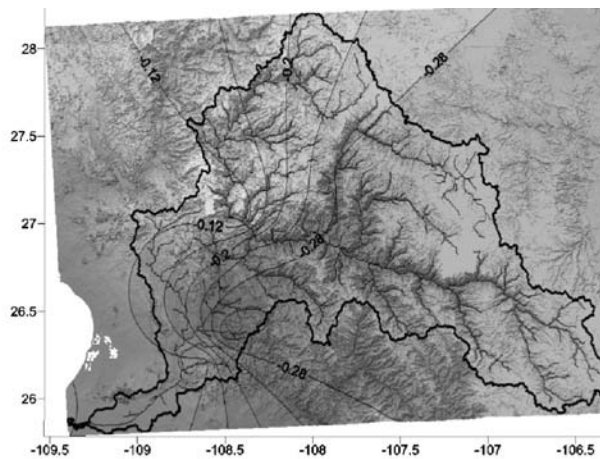
El coeficiente de determinación de cada ecuación muestra que existe una buena correlación entre los parámetros del modelo AR(3) y el relieve topográfico (Figura 4). Esto es importante ya que estos parámetros normalmente representan sólo la distribución temporal del fenómeno, sin embargo, esta correlación superior a 0.8 demuestra que existe también una correlación espacial. De esta forma es posible utilizar estos parámetros no sólo para describir el fenómeno en el tiempo; sino para incluirlos en el análisis espacial de construcción de ecuaciones regionales.



(a)



(b)



(c)

Figura 4. Correlación existente entre la fisiografía y los parámetros del modelo autorregresivo AR(3)
 Cartografía de los parámetros:
 a) Phi_1 b) Phi_2 c) Phi_3

Ecuaciones regionales

Antes de construir las ecuaciones regionales, se debe determinar cuáles son las variables significativas para esta región homogénea formada por las estaciones: Bamicori, Chinipas, Choix, La Tina y Urique II. Se realiza una vez más un ACP con la finalidad de establecer los grados de correlación entre las variables. La figura 5 muestra estos resultados con un 92.2% de representación sobre el primer factor o primer componente principal. Esto es importante pues para este caso el 100% de la variabilidad de las características analizadas se representa por la combinación de los dos primeros componentes principales. Es decir, las variables cuya proyección sea máxima en ambos ejes, serán las variables relevantes en esta región. Asimismo, las variables cercanas a la variable caudal (Q_{medio}) serán aquellas que primordialmente deberán existir en la formulación de las ecuaciones regionales. Para este caso, se utilizan las variables que se encuentran del lado izquierdo de la figura; esto debido a que la variable (Q_{medio}), se ubica justamente del mismo lado. También es importante señalar que en esta figura se pueden encontrar relaciones interesantes como por ejemplo, el hecho de que la elevación del centroide de la cuenca es una característica opuesta a la longitud geográfica y la latitud al parámetro de forma de la cuenca. Estas relaciones indican la fuerte correlación espacial que presenta esta región en función de su fisiografía.

Ecuación regional del caudal

Identificadas las variables que están fuertemente correlacionadas, se procede a la generación de la ecuación regional para el caudal, mediante una regresión lineal múltiple.

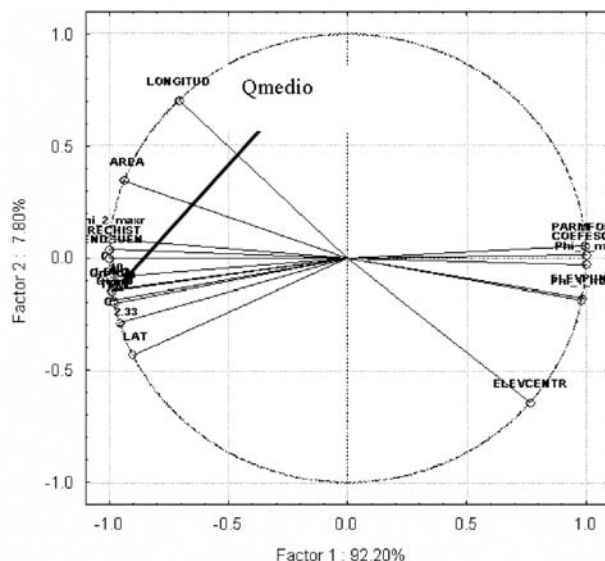


Figura 5. Resultado del ACP, de las variables propuestas para construir las ecuaciones regionales

$$Q_{calculado} = -101.423 + 0.056(PRECHIST) + 57.01(PENDCUEN) - 0.55(LONG) \quad (6)$$

En la tabla 4 se presenta el resumen de las características empleadas en la ecuación regional (6) y la estimación del caudal empleando la misma ecuación (6). Con el fin de identificar el grado de aproximación de esta ecuación se presentan en la tabla 4 los valores de los caudales medios estimados para las estaciones comprendidas dentro de la región homogénea. Es importante recordar que la estación Palo Dulce fue retirada del análisis de regresión lineal múltiple. De esta forma se garantiza que las características de dicha estación no influyen en la formulación de la ecuación regional, sin embargo por estar comprendida en dicha región la estimación del caudal es aceptable.

Lo mismo sucede con las otras estaciones de la región, solamente la estimación en la estación Bamicori, difiere en más del 75% del valor real o medido. En este punto termina el análisis puntual de regionalización, a continuación se propone emplear el modelo estocástico AR(3) para reproducir no sólo el caudal medio en el año, sino la distribución de los caudales a lo largo de los años de registro. Además cabe mencionar que al utilizar un modelo del tipo AR(3) conociendo sus parámetros pueden hacerse inferencias y pronósticos a tiempos superiores a la longitud del registro histórico. Es decir, al utilizar el modelo propuesto por la ecuación (2) es posible estimar caudales para el registro histórico y además hacer pronóstico para los años futuros. Todo dentro del marco estricto de la regionalización hidrológica, etapa que ha sido plenamente demostrada dentro de la región homogénea que forman las estaciones analizadas.

Tabla 4. Matriz de características fisiográficas y gastos medios históricos calculados con la ecuación regional.

Estación	Área (km ²)	Prechist (mm)	Pendcuen	Long (°)	Qmedido (m ³ /s)	Qinferido (m ³ /s)
Bamicori	223	733.59	0.0933	109.4	0.37	4.89
Chinipas	5098	966.48	0.2346	109.15	28.57	25.77
Choix	1387.6	746.6	0.20702	108.329	9.15	11.51
La tina	275	616.66	0.1245	109.52	0.23	0.23
Urique II	4000	729.79	0.1567	108.37	10.94	7.73
Palo dulce	6323	1044.38	0.2553	109.2	29.67	31.31

Ecuación regional para el modelo estocástico.

Como se aprecia en las figuras 4a, 4b y 4c, existe una fuerte correlación entre la elevación puntual de la estación y la de los parámetros del modelo AR(3). Para el caso (a) del primer parámetro Phi_1, los valores entre 0.02 y 0.1 se encuentran en las zonas altas de la Sierra Madre; también en estas partes altas el parámetro (b) Phi_2 varía entre -0.06 y -0.08. Es importante señalar que en ambos casos, la dirección predominante en la cartografía de los parámetros es sensiblemente paralela a la cadena montañosa. Mientras que para el caso del parámetro Phi_3 la dirección de las isolíneas sigue una dirección perpendicular a la sierra Madre con valores en la zona alta entre -0.16 y -0.28. Esto quiere decir que los primeros dos parámetros son directamente proporcionales a las variables que representan el relieve montañoso; mientras que el tercer parámetro autorregresivo es inversamente proporcional a las características de relieve de la zona. Estos análisis son de gran utilidad cuando se pretende determinar la componente temporal del gasto en un sitio sin aforar. Todos estos análisis son la base física y estadística que se necesita para determinar los grados de correlación existentes entre la fisiografía y los parámetros estocásticos; además se identifica el comportamiento espacial de la componente temporal de las series hidrométricas. A continuación se utiliza la formulación estocástica de la expresión (2) sustituyendo las ecuaciones 3, 4 y 5. De esta forma al sustituir

$\Phi_1 = \phi_1$; $\Phi_2 = \phi_2$; $\Phi_3 = \phi_3$; se obtiene una ecuación regional del tipo autorregresiva de orden 3. Con esta ecuación regional del caudal se puede estimar cualquier valor de caudal distribuido en el tiempo dentro de la región homogénea analizada; esto es:

$$Z_t = [0.001(ELEV PUNT) - 0.3174]Z_{t-1} + [-0.78 + 0.0014(PRECHIST) - 3.308(PENDCUEN)]Z_{t-2} + [1E - 07(ELEV PUNT) + 0.0009(ELEV PUNT) - 0.3755]Z_{t-3} + \hat{a}_t \tag{7}$$

Donde la variable \hat{a}_t es el componente aleatorio de la serie. Este se calcula por pares con ayuda de las siguientes expresiones.

$$\hat{a}_1 = (\sigma^2)^{1/2} \sqrt{\left(\frac{1}{\alpha_1}\right)} \text{sen}(2\pi\alpha_2) ; \hat{a}_2 = (\sigma^2)^{1/2} \sqrt{\left(\frac{1}{\alpha_1}\right)} \text{cos}(2\pi\alpha_2) \tag{8}$$

donde

α_1, α_2 son numeros aleatorios normalmente distribuidos

σ es la varianza de la serie residual

Sustituyendo se tiene:

$$Z_{u1} = [0.001(224) - 0.3174]Z_{27.5} + [-0.78 + 0.0014(1044) - 3.308(0.255)]Z_{29.3} + [1E - 07(224) + 0.0009(224) - 0.3755]Z_{27.8} + (-42.28) \sqrt{\left(\frac{1}{\alpha_1}\right)} \text{cos}(2\pi\alpha_2)$$

$$Z_{u2} = [0.001(224) - 0.3174]Z_{27.5} + [-0.78 + 0.0014(1044) - 3.308(0.255)]Z_{29.3} + [1E - 07(224) + 0.0009(224) - 0.3755]Z_{27.8} + (-42.28) \sqrt{\left(\frac{1}{\alpha_1}\right)} \text{sen}(2\pi\alpha_2)$$

Con estas expresiones es posible estimar una serie de tiempo en donde además de tomar en cuenta la fisiografía de la región, se utilizan las propiedades de la región homogénea. Es importante señalar que la estimación del caudal está influenciada por la longitud geográfica quien juega un papel preponderante en el diseño de la ecuación regional, esto es debido a la cercanía de la costa y la presencia de eventos ciclónicos. Como se muestra en la figura 6 la aproximación obtenida en los últimos 20 años es muy buena.

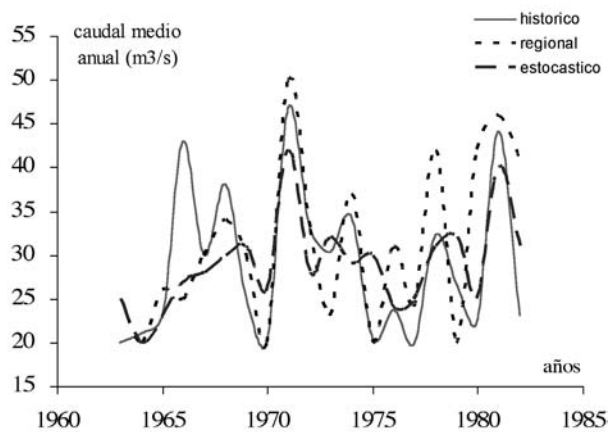


Figura 6. Caudales históricos e inferidos por validación cruzada para la estación hidrométrica Palo Dulce

CONCLUSIONES

La complejidad del proceso fisiografía-lluvia-escorrimento requiere la aplicación de técnicas estadísticas multivariadas para caracterizar adecuadamente las relaciones existentes entre ellas, de tal manera que se pueda identificar el comportamiento espacial de los parámetros que definen las componentes estadísticas de las variables. Asimismo, el Análisis de Componentes Principales, demostró que es una herramienta sencilla que permite discriminar variables y formar regiones con comportamiento hidrológico similar. Este análisis permitió seleccionar las variables a utilizar en la formulación de la tradicional ecuación regional y también en la construcción de la ecuación regional estocástica. Estos dos procedimientos permiten obtener una serie de valores en el tiempo que provienen de una región hidrométricamente homogénea. Cabe señalar que el procedimiento fue validado con la denominada, validación cruzada, ya que una de las estaciones con registros hidrométricos confiables, fue eliminada del procedimiento para construir las ecuaciones regionales. Los resultados estimados con los dos procedimientos regionales propuestos se consideran como buenos estimadores. Visualmente el ajuste es aceptable sin embargo es deseable la utilización de una prueba estadística para determinar la correlación entre los valores reales históricos y los inferidos. Se propone tradicionalmente utilizar la prueba t de Student. Sin embargo, las hipótesis para poder aplicar la t de Student son que en cada grupo la variable estudiada siga una distribución Normal y que la dispersión en ambos grupos sea homogénea (hipótesis de igualdad de varianzas). Si no se verifica que se cumplen estas asunciones los resultados de la prueba t de Student no tienen ninguna validez. Para este caso de estimación de caudales, es evidente que no siguen una distribución normal sino de Gumbel como se demostró inicialmente. Es por esto que se propone

utilizar el tradicional coeficiente de correlación de Pearson que es un índice estadístico que mide la relación lineal entre dos variables cuantitativas. A diferencia de la covarianza, la correlación de Pearson es independiente de la escala de medida de las variables. Para este caso el coeficiente de Pearson entre el valor histórico y la ecuación regional es de 0.58; mientras que para la serie histórica y la ecuación regional es de 0.70. Lo anterior demuestra que en ambos casos, el diseño de ecuaciones regionales es una herramienta aceptable y confiable para la estimación de variables hidrológicas e hidrométricas en sitios con escasa o nula información. Además es recomendable incluir un modelo autorregresivos del tipo AR(p) en la formulación regional de transferencia de información, todo realizado dentro de una región homogénea previamente delimitada.

REFERENCIAS

- Bouvier C., Cisneros L., Dominguez R., Laborde J-P., Lebel T., 2003** Generating rainfall fields using principal components (PC) decomposition of the covariance matrix: a case study in Mexico City. *Journal of Hydrology*. 278: 107-120.
- Escalante, C y Reyes L. 2002**, "Técnicas Estadísticas en Hidrología", División de Estudios de Posgrado, Departamento de Ingeniería, UNAM, 105 p.
- Groupe de recherché en hydrologie statistique (GREHYS) 1996**. Presentation and review of some methods for regional flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*. 186: 63-84.
- Gutierrez-López A., 2003**. Modélisation stochastique des régimes pluviométriques a l'échelle régionale pour la prévision des crues au nord-Mexique. Institut Nationale Polytechnique de Grenoble, France.
- Gutiérrez-López A., Luc Descroix, y Thierry Lebel, 2002**. Rainfalls Regionalisation, in north México generating regional vectors; Conference on Water Resources Planning and Management and Symposium on Managing the Extremes-Floods and Droughts, ASCE, EWRI, Roanoke, Virginia, USA.
- Gyasi-Agyeyu Y. A. 1999**, Identification of regional parameters of a stochastic model for rainfall disaggregation, *Journal of Hydrology*. 223:148-163.
- Hair, J.F., Anderson R.E., Tatham, R.L., Blau W.C. 1999**. "Análisis Multivariante". Ed. Prentice Hall. 4 p.
- Heinz D. and Stedinger R. 1995**. Homogeneity tests based upon Gumbel distribution and critical appraisal of dalrymple's test. *Journal of Hydrology*. 166: 81-105.
- Herr D. and Krzysztofowicz R., 2004**. Generic probability distribution of rainfall in space: the bivariate model. *Journal of Hydrology*. 306: 234-263.
- Jonsdottir H., Madsen H. And Palsson O. 2006**, "Parameter estimation in stochastic rainfall-runoff models", *Journal of Hydrology*, 326: 379-393.

Mohammadi K., Eslami H. R., Kahawita R. 2006, Parameter estimation of an ARMA model for river flow forecasting using goal programming, *Journal of Hydrology*, 331: 293-299.

Rao A. R. and Hsieh C. H. 1991. Estimation of variables at ungauged locations by empirical orthogonal functions. *Journal of Hydrology*. 123: 51-67.

Rice Raymond M. 1967. Multivariate methods useful in hydrology. *International Hydrology Symposium*, Fort Collins. USA. 601-608.

Seyhan E. 1982. A universal application of the multivariate statistical techniques to hydrology. *Statistical Analyses of Rainfall and Runoff*, V.P. Singh WRP. 393-412.

Taffa, T., 1991. Simulation of streamflows for ungauged catchments; *Journal of Hydrology*; 129 (3).

Thyer M., Frost A. J. and Kuczera G. 2006. "Parameter estimation and model identification for stochastic models of annual hydrological data: Is the observed record long enough?", *Journal of Hydrology*, 330: 313-328.

Topaloglu F. 2000. "Estimation of Instantaneous Peak Flows in Seyhan River Basin using Regional Regression Procedures". *Turk J Agric For*, 26: 47-55.

PLANEAMIENTO Y GESTIÓN DE PRESAS Y EMBALSES EN UN MARCO DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL

DAMS AND RESERVOIRS PLANNING AND WATER MANAGEMENT WITHIN THE FRAMEWORK OF ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY

Alberto T. Calcagno
Instituto Argentino de Recursos Hídricos

RESUMEN

La construcción y operación de presas y embalses, al igual que otras infraestructuras mayores, requieren una adecuada consideración de los aspectos ambientales y sociales que aseguren la sostenibilidad de los proyectos. Qué se entiende por adecuada ha sido objeto de acalorado debate por los actores sociales involucrados en el planeamiento y la gestión de presas, el que ha suscitado respuestas en el plano internacional. Dos de las más relevantes han sido los procesos de la Comisión Mundial de Represas (CMR) (1998-2000) y el Proyecto Presas y Desarrollo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2001-2007).

Como resultado de esos procesos se han identificado por un lado un marco decisorio analítico integrado por las siete prioridades estratégicas de la CMR y, por el otro, un conjunto de aspectos claves considerados prioritarios para concretar acciones tendientes a la implementación de ese marco decisorio. Esos aspectos se pueden encuadrar en cuatro grupos temáticos que son: (i) evaluación comprehensiva de opciones; (ii) participación de los actores sociales involucrados; (iii) evaluación y gestión de impactos ambientales y sociales a lo largo de todo el ciclo de proyecto; y, (iv) cumplimiento de normas y obligaciones. El próximo paso es fortalecer los marcos normativos y de planificación, promover el uso de tecnologías y capacitar recursos humanos a los fines de asegurar la efectiva incorporación de esos aspectos en el planeamiento y gestión de los proyectos. Para ello se proponen un conjunto tentativo de temas y acciones concretas que deben formar parte de un programa comprehensivo para internalizar la sostenibilidad ambiental en el planeamiento y la gestión de presas y embalses.

Palabras Clave: presas, embalse, gestión

ABSTRACT

The development and operation of dams and reservoirs, alike other major infrastructures, require a proper consideration of the environmental and social aspects that ensure the sustainability of projects. What is to be understood by proper consideration has been the object of a heated debate between stakeholders involved in the planning and management of dams, which has originated responses at the international level. Two of the most relevant ones have been the processes of the World Commission on Dams (WCD) (1998-2000) and the United Nations Environment Programme (UNEP) Dams and Development Project (2001-2007).

As a result of those processes, it has been identified, on the one hand, an analytical decision making framework integrated by the seven WCD strategic priorities and, on the other hand, a set of priority key issues to materialize actions aiming at the implementation of such analytical framework. These issues can be organized in the following four thematic clusters: (i) comprehensive assessment of options; (ii) stakeholder participation; (iii) assessment and management of environmental and social impact along the full project cycle; and, (iv) compliance. The next steps will be the strengthening of normative and planning frameworks, promoting the use of technologies and building capacities of human resources to ensure that those aspects are properly incorporated into planning and management of projects. To this end, it is proposed a preliminary set of concrete themes and actions that should be part of a comprehensive programme approach to streamline environmental sustainability in the planning and management of dams and reservoirs.

Keywords: Dams, reservoirs, water management

INTRODUCCIÓN

1. Infraestructura y sostenibilidad ambiental

El desarrollo de una plataforma suficiente de infraestructura hídrica y de energía es considerada por la generalidad de los países en desarrollo una condición básica y necesaria para el crecimiento económico, la mitigación de la pobreza y el logro de los objetivos de desarrollo internacionalmente aceptados. Esa visión ha sido ampliamente difundida a partir del IV Foro Mundial del Agua (México 2006) y cuenta con el apoyo de los organismos multilaterales

y bilaterales de asistencia para desarrollo. Hay también amplio reconocimiento de los gobiernos que tal desarrollo debe realizarse en condiciones de sostenibilidad, integrando adecuadamente las consideraciones sociales y ambientales a las de orden técnico, económico y financiero durante todo el ciclo de vida de los proyectos.

La sostenibilidad de la infraestructura hídrica se funda en su capacidad para contribuir eficientemente a la provisión de servicios seguros y confiables que contribuyan a mejorar los medios de vida de toda la población sin comprometer la base de recursos

naturales y ambientales, logrando de esa manera aceptabilidad social. También se funda, como lo ha destacado la Comisión Mundial de Represas, en una visión de desarrollo con equidad basado en el marco de normas sobre derechos humanos, el derecho al desarrollo y principios de desarrollo sostenible aceptados internacionalmente.¹

Además, desde una perspectiva global, que es a la vez regional y local, el desarrollo de los recursos hídricos y energéticos debe proveer una adecuada respuesta al cambio climático (en términos de mitigación y adaptación), a la protección y gestión sustentable de los ecosistemas terrestres y marinos, al uso eficiente de los recursos y a los riesgos asociados a desastres naturales o inducidos por el hombre.

Todo ello exige dar adecuada consideración a los aspectos ambientales y sociales del desarrollo y la operación de infraestructura. Muchos países en desarrollo establecieron a partir de la Conferencia de Río de Janeiro de 1992 marcos normativos regulando la evaluación de impactos ambientales de proyectos de infraestructura y las entidades financieras internacionales apoyaron y profundizaron esos marcos con sus propias políticas y estrategias operacionales. Sin embargo su implementación quedó en muchos casos rezagada y los conflictos ambientales y sociales suscitados por la construcción y operación de infraestructura continuaron vigentes y aun se incrementaron en la década del 90, en particular en relación con las presas y los embalses. A consecuencia de sus impactos en términos económicos, sociales y ambientales, que pueden ser significativos, complejos y en muchos casos geográficamente extendidos, las presas han sido objeto de un acalorado debate. Han dado también origen a una abundante literatura dedicada a los aspectos técnicos, sociales, ambientales, económicos y financieros de su planeamiento y su gerenciamiento

En particular, los aspectos decisorios del planeamiento y la gestión de embalses han sido objeto de dos procesos relacionados entre sí y de gran relevancia internacional. Por un lado el trabajo de la Comisión Mundial de Represas (1998-2001)² y posteriormente el proyecto Presas y Desarrollo (DDP) del PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente)³. Por tanto parece apropiado hacer primero una breve presentación de ambos procesos para luego identificar los aspectos estratégicos, programáticos y operacionales para un efectivo mejoramiento de los procesos de toma de

decisiones aplicados a la planificación y gestión de embalses que resultan de esas experiencias.

2. EL MARCO DECISORIO PARA EL DESARROLLO DE LOS RECURSOS DE AGUA Y ENERGÍA

2.1 El proceso de la Comisión Mundial de Represas

“La presas alteran los ríos y el uso de los recursos naturales en forma fundamental, resultando con frecuencia en la reasignación de beneficios de usuarios ribereños locales a nuevos grupos de beneficiarios a nivel regional o nacional” (CMR 2000). Consecuentemente, en los 70 comenzaron a formularse críticas a la presas (Goldsmith and Hilyard 1984). Si bien inicialmente las mismas se centraron inicialmente en los impactos medioambientales y las relocalizaciones, pronto se extendieron a otros aspectos sociales, económicos y aun de gobernabilidad. El debate crecientemente polarizado y la consecuente reducción en el ritmo de construcción de presas en los 90, llevó al establecimiento de la Comisión Mundial de Represas en 1998. Sus objetivos fueron revisar la efectividad del desarrollo de las grandes presas, evaluar alternativas a las presas para el desarrollo de los recursos hídricos y energéticos, y desarrollar criterios, lineamientos y normas para el planeamiento, diseño, evaluación, construcción, operación, monitoreo y desmantelamiento de presas.



Figura 1*
Valores centrales y prioridades estratégicas de la CMR: Marco analítico para la toma de decisiones (CMR 2000)

1 La Carta de la Organización de las Naciones Unidas (1945), la Declaración Universal sobre Derechos Humanos (1947), la Declaración sobre el Derecho al Desarrollo (UN, 1986) y la Declaración de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo (1992).

2 Ver www.dams.org

3 Ver www.unep.org/dams

* Original en inglés. Ver la traducción al español de las prioridades estratégicas en el Cuadro 1

La CMR concluyó que mientras las presas han hecho una contribución significativa al desarrollo económico, en muchos casos se había pagado un precio inaceptable, y frecuentemente innecesario, para asegurar esos beneficios. La CMR revisó muchos de los cuestionamientos efectuados a procesos de toma de decisión juzgados como deficientes, particularmente aquellos relacionados con las poblaciones afectadas negativamente. Respondió elaborando un conjunto de recomendaciones en términos de cinco valores centrales, siete prioridades estratégicas, 29 principios asociados de política y 26 lineamientos insertos dentro de un marco internacionalmente reconocido de derechos humanos, incluyendo el derecho al desarrollo y el derecho a un medioambiente sano (WCD 2000, p. xxxiv). A pesar del acalorado debate y la aun mayor polarización entre grupos pro y anti presas que siguió a la publicación del Informe Final de la CMR, los valores centrales y las prioridades estratégicas fueron ampliamente aceptadas por todos los actores sociales involucrados en tanto suministraban un marco analítico comprehensivo e integrado para la toma de decisiones sobre la provisión de servicios de agua y de energía. (Figura 1).

2.2 El proceso del Proyecto Presas y Desarrollo del PNUMA

El Proyecto Presas y Desarrollo (DDP⁴) fue establecido por el Programa de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (PNUMA) en respuesta a recomendaciones de actores sociales que enfatizaron la necesidad de llevar adelante la discusión del marco decisorio recomendado por la CMR al nivel nacional con vistas a su eventual integración e implementación. Ellos también reconocieron la importancia de mantener vivo el diálogo iniciado por el proceso de la CMR y de preservar su naturaleza de múltiples actores sociales, manteniendo la participación de todos ellos, incluyendo los gobiernos.

Desde su inicio el DDP facilitó la revisión de los marcos nacionales a través de foros e iniciativas de múltiples actores sociales en aproximadamente 20 países en todo el mundo. Esos diálogos tenían por objetivo influenciar políticas y procedimientos para mejorar la toma de decisiones sobre presas y sus alternativas. Además promovió el diálogo global a través de la organización de reuniones anuales del Foro de Presas y Desarrollo, desarrollando talleres temáticos y organizando eventos paralelos en ocasión de eventos internacional de relevancia. Como principal resultado, los Talleres produjeron un conjunto de recomendaciones e identificaron los aspectos claves que debían ser considerados a nivel nacional.

Sobre la base de la experiencia lograda durante la Fase 1 del proyecto (2001-2004), el objetivo de

la segunda fase, lanzada en febrero de 2005, se orientó a promover una mejor toma de decisiones, planeamiento y gestión de las presas y sus alternativas sobre la base de los valores centrales y prioridades estratégicas de la CMR y de otros materiales de referencia relevantes. Notablemente, una de las actividades centrales de la segunda fase fue el desarrollo de herramientas prácticas no prescriptivas que proveyeran información y ejemplos de buena práctica para asistir a los tomadores de decisiones, en particular del área gubernamental, en la planificación, desarrollo y operación de embalses. El Compendio de Prácticas Relevantes es una de esas herramientas elaboradas por DDP.

2.3 Contribuciones de ambos procesos

Más allá de las reacciones encontradas que suscitaron la evaluación del desempeño de las presas y las recomendaciones de la CMR, el marco analítico para la toma de decisiones en materia de desarrollo de recursos hídricos y de energía integrado por los cinco valores centrales y las siete prioridades estratégicas constituyó un avance significativo que ha recibido la aceptación de todos los grupos de actores sociales. También debe destacarse el abordaje de participación multisectorial que se imprimió a las actividades de la CMR, cuyos exponentes más destacados han sido la composición del cuerpo de Comisionados, el establecimiento del Foro de la CMR integrado por 68 organizaciones representativas de los más variados intereses en relación con las presas y sus alternativas y la apertura de las actividades regionales y nacionales a la participación de todos los sectores. Debe reconocerse que el Informe Final de la CMR, aun siendo objeto de acalorado debate, ha ejercido una gran influencia en la planificación y gestión de presas, tanto a nivel internacional (p.ej.: revisión de estándares y políticas operacionales de organismos financieros internacionales públicos y privados; la elaboración de lineamientos para una hidroelectricidad sustentable de la Asociación Internacional de la Hidroelectricidad) como a nivel nacional.

Por su parte, uno de los resultados más significativos del proyecto DDP fue llevar la discusión del marco analítico de la CMR al plano nacional demostrando la factibilidad de establecer diálogos multisectoriales (multistakeholder) a ese nivel destinados a lograr entendimientos comunes en relación con el debate sobre presas y desarrollo e identificar las mejoras a ser introducidas en las políticas y procedimientos existentes de toma de decisiones sobre presas. A nivel global el DDP dio continuidad y amplió en términos de participación (más de 120 organizaciones integraban el Foro de Presas y Desarrollo al término del proyecto en 2007) y de alcance (además de convenir 5 reuniones del Foro, organizó 5 talleres temáticos internacionales sobre las prioridades estratégicas consideradas más importantes y organizó cuatro eventos paralelos en

4 Según siglas en inglés: Dams and Development Project (DDP)

ocasión de reuniones internacionales de importancia tales como el 3ero y 4to Foros Mundiales del Agua, entre otros)⁵. Ese diálogo global también impulsó el logro de entendimientos comunes en relación con el debate sobre presas y desarrollo, atenuando significativamente la polarización en pos de enfoques más proactivos.

El proceso DDP contribuyó a explorar en un marco de consulta multisectorial (multistakeholder) el contenido de las prioridades estratégicas en términos de los aspectos claves a ser tenidos en cuenta para su implementación. Este proceso produjo un aporte concreto en este sentido en ocasión del 4to Foro de Represas y Desarrollo (Nairobi, Octubre de 2005), cuando los participantes, representando todos los grupos de actores sociales, asignaron prioridad a un conjunto de ellos. Tal asignación sentó las bases para la selección de los aspectos a ser analizados por el Compendio de Prácticas Relevantes para una mejor toma de decisiones. Esta publicación, que se describe en la sección siguiente, constituye otro de los principales resultados del DDP.

3. EL COMPENDIO DE PRÁCTICAS RELEVANTES

El Compendio constituyó una respuesta al desafío planteado por los actores sociales representados en el proyecto de elaborar una herramienta práctica no prescriptiva, destinada a suministrar información a los tomadores de decisión que deben manejar los aspectos ambientales y sociales del planeamiento y la gestión de presas y sus alternativas. Consecuentemente la publicación no propone lineamientos ni constituye un manual prescribiendo lo que se debe hacer. Es una herramienta de información que describe prácticas y tiene por objeto informar a hacedores de políticas, gerentes y técnicos sobre lo que se está efectivamente haciendo hoy en día de forma que esos ejemplos de la vida real sobre buena (y a veces no tan buena) práctica puedan inspirarlos para hacer las cosas mejor cuando implementan soluciones locales.

Este documento es una compilación de información sobre la naturaleza, alcance y práctica de un número limitado de aspectos que tienen sus raíces en las prioridades estratégicas de la CMR. Los mismos se listan en el Cuadro 1. Se llegó a este conjunto de aspectos a través de un proceso sistemático que culminó en una asignación de prioridades hecha por los diversos actores sociales en ocasión del 4to Foro Mundial de Presas y Desarrollo, sobre la base de un trabajo analítico hecho por DDP desde sus comienzos. Por tanto, estos aspectos tienen una especial relevancia y deben ser necesariamente atendidos para implementar procesos de toma de decisiones apropiados que brinden resultados sostenibles.

Cuadro 1
Temas claves prioritarios seleccionados

Prioridades estratégicas de la CMR	Temas claves prioritarios seleccionados para su inclusión en el compendio
Lograr la aceptación pública	Participación de actores sociales: alcance, mecanismos
Evaluación comprehensiva de opciones	Identificación de opciones
Abordar las presas existentes	Aspectos sociales pendientes
Sostener ríos y medios de vida	Planes de gestión ambiental
Reconocer derechos y compartir beneficios	Política de compensaciones Evaluación de impacto social Compartir beneficios
Asegurar el cumplimiento	Efectivizar el cumplimiento: mecanismos
Compartir ríos para la paz, el desarrollo y la seguridad	Política internacional en relación con ríos compartidos

Elementos claves de la metodología adoptada para la elaboración del Compendio fueron el enfoque "aspecto-marco normativo-implementación" y la amplia consulta con los actores sociales. El primero implica un proceso analítico que se centra en los temas claves y su implementación en la práctica, más que en estrategias o principios. Este enfoque despolitiza la discusión ubicándola a un nivel técnico y operacional. Permite desvincular la discusión sobre una cierta práctica de un determinado aspecto del desempeño del proyecto como un todo.

El proceso de consulta de los actores sociales fue organizado a través del Comité Directivo del proyecto, de los miembros del Foro de Presas y Desarrollo y del Grupo Asesor Consultivo Gubernamental del DDP. La consulta abarcó la totalidad del proceso de elaboración del Compendio incluyendo el enfoque metodológico, la identificación de los aspectos clave prioritarios a ser considerados, los términos de referencia para la elaboración de esos aspectos a ser incluidos en el compendio y la estructura del documento, incluyendo los sucesivos borradores de la publicación.

Lógicamente, se encontraron limitaciones en el proceso de elaboración del Compendio. En parte ellas resultaron del hecho de que los aspectos considerados eran relativamente nuevos o estaban

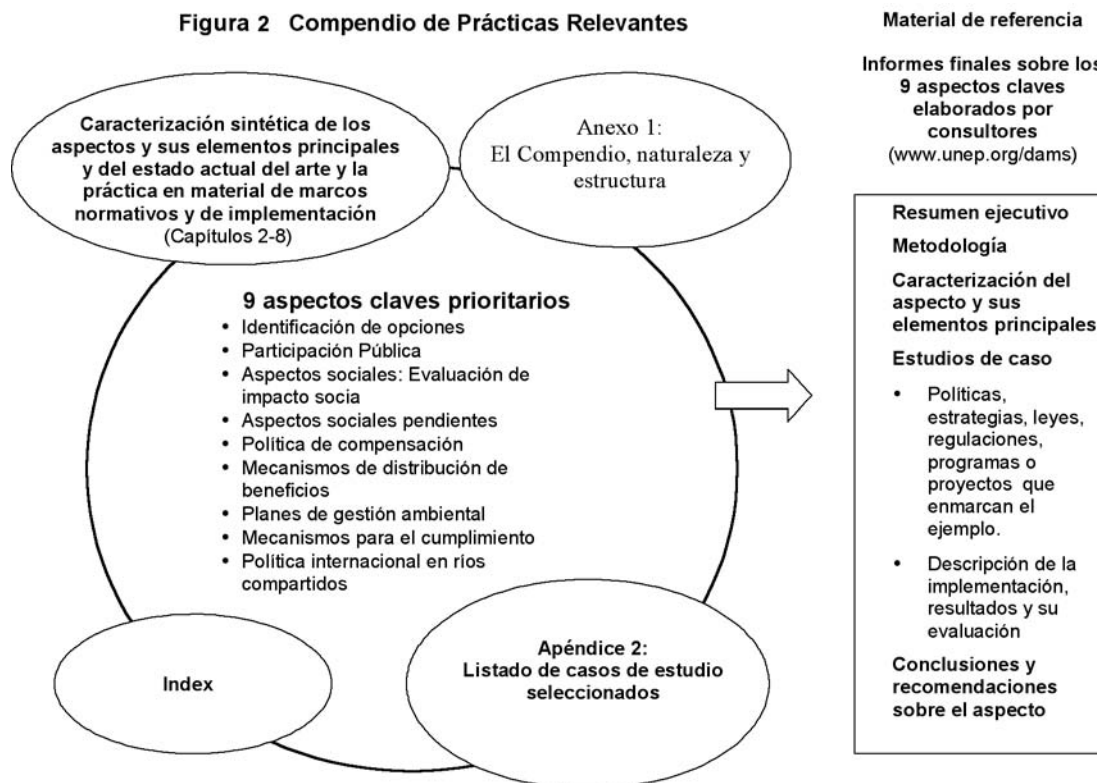
5 Ver www.unep.org/dams

emergiendo, y de que los proyectos que los trataban no estaban aún totalmente desarrollados o adecuadamente documentados y estaban aún superando problemas de implementación. Las limitaciones incluyeron también la poca disponibilidad de información publicada y confiable sobre buenos ejemplos de prácticas relevantes; y la necesidad de describir los ejemplos de implementación sin juzgar o ser juzgados por el desempeño general del proyecto donde la práctica considerada había sido implementada. En muchos casos los resultados de

la práctica descrita carecían de una evaluación documentada o, si existía, reflejaba la perspectiva de un determinado grupo de actores sociales.

Se considera que el Compendio constituye una plataforma apropiada para el desarrollo de capacidades institucionales y el entrenamiento de recursos humanos contribuyendo al fortalecimiento de marcos legales, de planificación y organizacionales. La Figura 3 presenta la estructura de la publicación, que está disponible en formato pdf en www.unep.org/dams.

Figura 2 Compendio de Prácticas Relevantes



4. HACIA DELANTE: PASANDO A LA ACCIÓN

El proceso DDP y en particular la elaboración del Compendio ha permitido consolidar un conjunto de importantes conclusiones que establecen una plataforma para la acción futura en pos de una mejor toma de decisiones en materia de planeamiento y gestión ambiental de presas y embalses. Ellas son:

- Se puede avanzar en forma sustantiva hacia la implementación del marco decisorio propuesto por la CMR, p. ej. las siete prioridades estratégicas, dando adecuada consideración a un conjunto de aspectos claves en la planificación y gestión de presas y embalses.
- Estos aspectos pueden encuadrarse dentro de cuatro áreas temáticas fundamentales:
 - evaluación comprehensiva de opciones;

(ii) participación de los actores sociales involucrados; (iii) evaluación y gestión de impactos ambientales y sociales a lo largo de todo el ciclo de proyecto; y, (iii) cumplimiento de normas y obligaciones

- Si bien muchos de los aspectos comprendidos por esas áreas temáticas ya han sido objeto de consideración por marcos regulatorios y la práctica, la experiencia indica que donde ello ocurre existen problemas de implementación. Otros son aspectos emergentes o nuevos sobre los que aún no existe normativa ni práctica consolidada.
- Por tanto es necesario:
 - Fortalecer los marcos normativos (políticas, leyes, reglamentos,

lineamientos, estándares, etc.) incorporando los presupuestos mínimos que deben atenderse en relación a cada aspecto considerado. Ello dará sustento jurídico a los diversos actores sociales para asegurar que sean debidamente considerados a nivel de planificación y gestión.

- Fortalecer los marcos de planificación, particularmente a nivel de cuenca y multisectorial como de proyecto, para incorporar esos aspectos fundamentales en términos prácticos con un enfoque integrador.
- Fortalecer la capacidad de los tomadores de decisiones, gerentes y técnicos para abordar en la práctica ese conjunto de aspectos claves en materia ambiental y social.
- Y no menos importante, concientizar los altos niveles de decisión política sobre estos aspectos a fin de que se otorgue prioridad a los requerimientos planteados en los puntos anteriores.

4.1 Áreas temáticas y naturaleza de las acciones a desarrollar

El Cuadro 2 resume la naturaleza de las acciones a desarrollar en cada uno de los grupos temáticos identificados más arriba. Los cuatro grupos temáticos identificados en la sección anterior se disponen en filas, mientras que la naturaleza de las acciones propuestas para cada uno de ellos se expresa en las columnas. .

Las filas entonces abordan aspectos sustantivos del proceso de toma de decisiones a lo largo del ciclo de planeamiento, construcción, operación y desmantelamiento de obras de infraestructura en general y presas y embalses en particular. Si bien los cuatro grupos temáticos se aplican a todas las etapas del ciclo de proyecto, algunos están más asociados con ciertas etapas específicas. Así,

mientras la evaluación comprehensiva de opciones se asocia mayormente con estadios tempranos de la planificación estratégica, el cumplimiento de normas y acuerdos lo hace fundamentalmente con las de construcción y operación.

Los aspectos sociales se encuentran incorporados dentro de las evaluaciones de impacto ambiental (EIA), Planes de Gestión Ambiental (PGA) y Sistemas de Gestión Ambiental (SGA) tal como es práctica corriente. El monitoreo y evaluación de desempeño ambiental se ha incluido en los grupos temáticos de evaluación ambiental y cumplimiento. Pueden requerir una atención diferenciada y particular en futuras elaboraciones.

Los medios para lograr una efectiva consideración de esos aspectos en la planificación y gestión de embalses son básicamente el fortalecimiento de marcos normativos, el fortalecimiento de marcos de planificación, la transferencia de tecnologías y la capacitación de tomadores de decisión, gerentes y actores sociales interesados en general. A los fines de lograr esos objetivos en forma no prescriptiva se proponen dos tipos de acciones: suministrar información sobre prácticas existentes que sirvan de ejemplo y motivación para el fortalecimiento de marcos regulatorios y de planificación y promover la transferencia de tecnología; y la capacitación de recursos humanos en temas relevantes dentro de cada grupo temático.

En cada celda del Cuadro 2 se indican tentativamente áreas específicas sobre las que actuar: cuadros legales ambientales y sectoriales en el caso de fortalecimiento de marcos normativos; abordajes de planificación integral multisectorial y a nivel de cuenca hídrica en caso de fortalecimiento de marcos de planificación; tecnologías más relevantes en el caso de transferencia de tecnología y áreas de entrenamiento en el caso de capacitación de recursos humanos. Si bien indicativas, el contenido del Cuadro 2 permite apreciar la naturaleza y alcance de las acciones propuestas

CUADRO 2. Naturaleza y ámbito de las actividades

ASPECTOS	ACCIONES			
	PROVEER INFORMACIÓN SOBRE PRACTICAS PARA			CAPACITAR RECURSOS HUMANOS EN
	FORTALECER MARCOS		PROMOVER EL USO DE TECNOLOGÍA	
	NORMATIVOS ¹	DE PLANEAMIENTO Y GESTIÓN		
Evaluación de opciones (EO)	<ul style="list-style-type: none"> Incorporar en la legislación ambiental (EAE, licenciamiento) Incorporar en los marcos relativos a agua, energía, transporte y recursos naturales (licenciamiento) Desarrollar lineamientos sectoriales y específicos 	<ul style="list-style-type: none"> Promover EO en el planeamiento regional/ sectorial Promover EO en los planes integrales de cuenca Promover EO en los planes de GIRH Incorporar EO en el planeamiento a nivel de proyecto 	<ul style="list-style-type: none"> Análisis del ciclo de vida Análisis multi-criterio Valuación de bienes y servicios ambientales 	<ul style="list-style-type: none"> Elaboración de TR para procesos y componentes de EO Identificación de necesidades Identificación de opciones (elementos ambientales) Cribado y ordenamiento de opciones
Participación de actores sociales (SP)	<ul style="list-style-type: none"> Desarrollar un marco legal específico Incorporar en la legislación ambiental (licenciamiento) Incorporar en los marcos relativos a agua, energía, transporte y recursos naturales (licenciamiento) Incorporar en la ley de expropiaciones Desarrollar lineamientos sectoriales y específicos 	<ul style="list-style-type: none"> Fortalecer SP en EAE, EIA, EMP Promover SP en los planes integrales de cuenca Promover SP en los planes de GIRH Promover SP en el planeamiento, construcción, operación y desmantelamiento de proyectos 	<ul style="list-style-type: none"> Planes de participación y comunicación Encuestas de opinión Audiencias públicas, talleres y otras reuniones de consulta Medio, Internet y otras herramientas de comunicación 	<ul style="list-style-type: none"> Elaboración de TR para planes de SP y sus componentes Identificación de actores sociales Mecanismos de participación de actores sociales Facilitación de reuniones de actores sociales Conducción de encuestas de opinión de actores sociales
EAE, EIA, PGA, SGA ²	<ul style="list-style-type: none"> Fortalecer leyes ambientales/regulaciones de EIA (licenciamiento) Incorporar en los marcos relativos a agua, energía, transporte y recursos naturales (licenciamiento) Desarrollar lineamientos sectoriales y específicos 	<ul style="list-style-type: none"> Promover EAE+OA Fortalecer el alcance y calidad de EIA y PGA en la planificación, construcción, operación y desmantelamiento de proyectos Fortalecer la EIS y el planeamiento de las relocalizaciones Promover la gestión de riesgos y adaptativa Promover la consideración explícita de "trade offs" 	<ul style="list-style-type: none"> Estudios de base Técnicas y modelos de evaluación de impactos Modelación de la contaminación de agua, aire y suelos Modelos ecológicos de agua dulce y marinas y terrestres Análisis multi-criterio Valuación de bienes y servicios de los ecosistemas Evaluaciones de impactos sociales Mecanismos de compensación y distribución de beneficios Medidas de mitigación estructurales y no estructurales Caudales ambientales Herramientas de monitoreo y evaluación 	<ul style="list-style-type: none"> Elaboración de TR para EAE, EIA y PGAs, estudios de base y específicos. Evaluación de impactos ambientales y sociales Evaluación de EAES, EIAs y PGAs. Planes de reasentamiento Mecanismos de distribución de beneficios Monitoreo y evaluación de impactos y desempeño
Cumplimiento	<ul style="list-style-type: none"> Incorporar en la legislación ambiental. Y regulaciones sobre EIA/PGA (licenciamiento) Incorporar en los marcos relativos a agua, energía, transporte y recursos naturales (licenciamiento) Desarrollar lineamientos sectoriales y específicos Promover Responsabilidad Social Corporativa (RSC) y SGA 	<ul style="list-style-type: none"> Promover la incorporación de mecanismos de cumplimiento en los documentos de proyecto pre-constructivos y constructivos Promover la incorporación de mecanismos de cumplimiento en los licenciamientos y re-licenciamientos de proyectos (gestión adaptativa) 	<ul style="list-style-type: none"> Incentivos (bonos de desempeño, seguros financieros) Enfoques facilitadores (Planes de cumplimiento, PGA, SGA, monitoreo a cargo de la Sociedad civil, paneles de expertos, fondos fiduciarios, gestión adaptativa) Enfoques que compelen al cumplimiento (paneles de inspección, defensores del pueblo, mediación y arbitraje, cortes de justicia) 	<ul style="list-style-type: none"> Elaboración de TR para planes y mecanismos de cumplimiento Mecanismos de cumplimiento Monitoreo y evaluación Mediación Resolución de conflictos Participación de actores sociales.

4.2 Enfoque estratégico programático

Probablemente como reacción al debate suscitado por las recomendaciones de la CMR, el Comité Directivo del proyecto DDP, integrado por representantes de todos los grupos de actores sociales involucrados en el debate sobre presas y desarrollo, estableció como condición de partida el carácter no prescriptivo de las herramientas producidas por el proyecto. Por ello el Compendio se estructuró como una herramienta de información mostrando el avance logrado en materia de implementación de un conjunto seleccionado de aspectos clave y reportando buenos ejemplos de prácticas relevantes sin juzgar la práctica ni el proyecto en la cual ésta se hubiera implementado.

Se considera que este enfoque puede emplearse con éxito para cubrir los aspectos detallados en el Cuadro 2, tomando como base la experiencia ganada en la elaboración del Compendio. Así ha sido propuesto al PNUMA en el contexto de una propuesta programática para internalizar la sostenibilidad ambiental en el planeamiento y la gestión de infraestructura⁶. El cuadro 3 sintetiza los principales componentes de esa propuesta que, si bien responde a la especificidades del organismo internacional para el que fue elaborada, brinda una idea de los aspectos esenciales a ser contemplados cuando se quiere producir impacto a nivel nacional y regional en términos de marcos regulatorios, de planificación y de capacitación de recursos humanos en base a un abordaje no prescriptivo.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La construcción y operación de presas y embalses, al igual que otras infraestructuras mayores, requieren una adecuada consideración de los aspectos ambientales y sociales que aseguren la sostenibilidad de los proyectos. Qué se entiende por adecuada ha sido objeto de acalorado debate por los actores sociales involucrados en el planeamiento y la gestión de presas, el que ha suscitado respuestas en el plano internacional. Dos de las más relevantes han sido los procesos de la Comisión Mundial de Represas y el Proyecto Presas y Desarrollo del PNUMA.

Como resultado de esos procesos se han identificado por un lado un marco decisorio analítico integrado por las siete prioridades estratégicas de la CMR y un conjunto de aspectos claves considerados prioritarios para concretar acciones tendientes a la implementación de ese marco decisorio.

Esos aspectos se pueden encuadrar en cuatro grupos temáticos que son: (i) evaluación comprehensiva de opciones; (ii) participación de los actores sociales involucrados; (iii) evaluación y gestión de impactos ambientales y sociales a lo largo de todo el ciclo de proyecto; y, (iv) cumplimiento de normas y obligaciones. El próximo paso es fortalecer los marcos normativos y de planificación, promover el uso de tecnologías y capacitar recursos humanos a los fines de asegurar la efectiva incorporación de esos aspectos en el planeamiento y gestión de los proyectos. Para ello se proponen un conjunto tentativo de temas y acciones concretas que deben formar parte de un programa comprehensivo para internalizar la sostenibilidad ambiental en el planeamiento y la gestión de presas y embalses.

Tomando en cuenta las sensibilidades de los países en materia de adopción de estrategias y políticas foráneas y de los temas en cuestión, se propone un abordaje no prescriptivo basado en la recopilación y diseminación de información sobre buenos ejemplos de prácticas relevantes. Ello implica la recopilación, documentación y evaluación de las prácticas identificadas así como su desarrollo cuando fuere necesario. Los casos de estudio servirán de motivación y ejemplo para fortalecer marcos normativos y de planificación a nivel nacional, promover el uso de tecnologías apropiadas y desarrollar materiales y actividades de capacitación y entrenamiento de tomadores de decisiones, políticos, gerentes y técnicos involucrados en la gestión ambiental de obras de infraestructura.

Notas

- 1 Se refiere a marcos nacionales y regionales de políticas, legislativos y regulatorios. Estos pueden referirse o ser armonizados con los marcos internacionales adoptados por entidades financieras internacionales públicas y privadas.
- 2 EAE: evaluación ambiental estratégica; EIA: evaluación de impactos ambientales; PGA: plan de gestión ambiental; SGA, sistema de gestión ambiental; EIS: evaluación de impactos sociales

6 "Mainstreaming Environmental Sustainability in Planning and Management of Infrastructure". Draft strategic programmatic approach. Unpublished. Alberto Calcagno. DEPI – UNEP. October 2007

POLÍTICA EDITORIAL

Frecuencia de publicación

La Revista Aqua-LAC será publicada cada seis meses o dos veces al año.

Contenido

La revista Aqua-LAC es una publicación multidisciplinaria que contiene artículos, notas técnicas y reseñas en el campo de los recursos hídricos, tanto en su dimensión científica como en su dimensión económica y social. El contenido de la publicación buscará abarcar las necesidades de la comunidad científica, gestores de los recursos hídricos, tomadores de decisiones y el público en general.

Idioma

La publicación Aqua-LAC aceptará manuscritos en inglés y español, y publicará el resumen en el idioma original del texto y un resumen en el otro idioma oficial de la revista.

Aceptación de los manuscritos

Los manuscritos sometidos para publicación deberán ser originales, no habiéndose sometido con anterioridad para su publicación en otros medios, y serán sometidos a un proceso de revisión y dictamen previos a su aceptación. Artículos invitados, o artículos en ediciones temáticas especiales, no necesariamente serán sometidos a revisión.

El Editor Ejecutivo, en consulta con el Consejo Directivo, se reserva el derecho de rechazar un manuscrito si se considera que su contenido en fondo y/o forma no se ajusta a la línea editorial de la revista Aqua-LAC.

Proceso de revisión

Todos los manuscritos sometidos a publicación serán revisados por al menos dos revisores calificados, no necesariamente miembros del Comité Editorial. Un manuscrito puede ser aceptado, aceptado con condiciones, o rechazado con la debida justificación en todos los casos. En el caso de que haya comentarios, el manuscrito será devuelto al autor(es) para que respondan a los mismos. El autor(es) tendrán 60 días para devolver el manuscrito modificado al Editor Ejecutivo, claramente indicando los cambios realizados o enviando una declaración escrita solidamente fundamentada del motivo por el cual no han acogido los comentarios de los revisores.

Derechos de reproducción (Copyrights)

Los autores de artículos aceptados para ser publicados, aceptarán de manera automática que los derechos de autor se transferirán a la revista.

Responsabilidad

Debido a la naturaleza intergubernamental de la UNESCO, la Organización se reserva los derechos de notificar en todas las publicaciones de Aqua-LAC que *“Las denominaciones que se emplean en esta publicación y la presentación de los datos que en ella figuran no suponen por parte de la UNESCO la adopción de postura alguna en lo que se refiere al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni en cuanto a sus fronteras o límites. Las ideas y opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no representan, necesariamente, el punto de vista de la UNESCO, y no comprometen a la Organización”*.

EDITORIAL POLICY

Frequency of publication

The journal Aqua-LAC will be published every six months or twice a year.

Contents and format

The journal Aqua-LAC contains scientific, policy-related, legislative, educational, social, and communication articles and revisions related to water sciences and water resources topics. The content of the journal is aimed to meet the requirement of the scientific community, water resources managers, decision-makers, and the public in general.

Languages

The journal Aqua-LAC accepts manuscripts in English or Spanish and publishes abstracts in both languages.

Acceptance of manuscripts

Manuscripts submitted for publication must be originals that have not been submitted for possible publication elsewhere. Submitted manuscript will be undergoing a review process. Invited articles or articles in special topical editions, will not necessarily be submitted to review.

The Executive Director, in consultation with the Board of Directors, reserves the right to reject a manuscript if its contents is deemed substantially or formally inconsistent with the editorial line of AQUA-LAC magazine

Review process

All manuscripts submitted for publication will be reviewed by at least two qualified reviewers, not necessarily members of the Editorial Committee. A manuscript can be accepted with or without comments or it can be rejected with due justification. In the first case, the manuscript will be returned to the author(s) for him/her/them to address the comments. The author(s) will have 60 days to return the modified manuscript to the Executive Editor, clearly indicating the changes made or providing a written statement with solid fundaments for not addressing comments by the reviewers.

Copyrights

The authors of accepted papers automatically agree the author rights to be transferred to the Journal. The author(s) is expected to sign a copyright form available in the Aqua-LAC webpage.

Disclaimer

Due to the intergovernmental nature of UNESCO, the organization reserves the right to state in all Aqua-LAC publications that *“The designations employed and the presentation of material throughout the journal do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNESCO concerning the legal status of any country, territory, city or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries. The authors are responsible for the facts and opinions expressed therein, which are not necessarily those of UNESCO and do not commit the Organization”*.

INSTRUCCIONES A LOS AUTORES

La revista Aqua-LAC es una publicación multidisciplinar que contiene artículos, notas técnicas y reseñas en el campo de los recursos hídricos, tanto en su dimensión científica como en su dimensión económica y social.

Las contribuciones deben ser el resultado de una investigación original adecuadamente diseñada y que contenga un **título, resumen, palabras claves introducción, metodología, resultados y discusión, conclusiones o consideraciones finales, agradecimientos (opcional) y referencias bibliográficas**. Los artículos presentados deben ser originales en idioma español o inglés y escritos a espacio sencillo, con letra Arial tamaño 10 y márgenes de 2 cm. y de una extensión de entre 8-15 páginas, contando inclusive aquellas con tablas y figuras.

Formato

Primera página: Incluirá el título en español e inglés, que debe ser conciso y reflejar el contenido del trabajo, los nombres de los autores, así como su afiliación (nombre de la institución a la que pertenece y correo electrónico). Siempre que aparezcan nombres científicos en el título, estos deberán ser escritos de acuerdo a los registrados en **ITIS** (Sistema de Información Taxonómico integrado, <http://www.itis.usda.gov/>).

Resumen: Los trabajos deben incluir un resumen representativo del artículo, en el idioma original del texto y el otro, en el otro idioma oficial de la revista. Se requiere además de 3-6 palabras claves en ambos idiomas separadas por comas que permitirán ubicar el trabajo en las bases internacionales de datos que incluirán a la revista.

Cuerpo del manuscrito

Tendrá que ser consistente con el tipo de publicación, siguiendo la estructura estándar presentada en la matriz disponible en el sitio web de Aqua-LAC.

Referencias bibliográficas

Las referencias que aparecen en el texto deben estar presentes en la sección Referencias Bibliográficas en orden alfabético y cronológico. Solo los trabajos citados en el texto deberán aparecer en la sección de Referencias Bibliográficas y viceversa.

Figuras y Tablas

Se prefieren figuras, dibujos y fotografías electrónicas preferentemente en formato JPG o TIFF. Las figuras, tablas, ilustraciones y fotografías digitales deben estar insertada el texto, debiendo ser además enviada en forma separada, debidamente identificada conteniendo un número que deberá ser consistente con su aparición en el contenido del manuscrito y con una breve título descriptivo.

Remisión de Trabajos

Los autores deberán enviar sus trabajos en formato electrónico a aqualac@unesco.org.uy.

Derechos de autor

Los autores de manuscritos aceptados para publicación en la revista de forma automática dan su consentimiento para que los derechos de autor sean transferidos a la Revista.

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

The Aqua-LAC journal is a multidisciplinary publication that will contain articles, technical notes and water resources reviews, as much in a scientific as in an economic and social dimension.

The articles must be the result of an original research, dully designed and containing **title, abstract, key words, introduction, materials and methods, results, conclusions, acknowledgments (optional), and bibliographic references**. The manuscripts presented will be originals in Spanish or English, on subjects related to the areas of the journal. Will be written with Arial font size 10 pt, with single spacing, 2 cm margins, and with a length between 8 and 15 pages including tables and illustrations.

Format

First page: will include the title in Spanish and English, that should be concise reflecting the content of the document, the authors names and their affiliation (name to their belonging institution, telephone, fax and e-mail). If scientific names appear in the title, this should be written according with those in **ITIS** (Integrated Taxonomic Information System, <http://www.itis.usda.gov/>)

Abstract: the articles must include a representative abstract, in the language of the paper and in the other official language of the journal. Also, 3-6 key words in both languages will be requested, separated by commas to allow finding the manuscript in the international databases including the journal.

Text

Shall be consistent with the type of journal, following the standard format presented in the template provided in the Aqua-LAC web-page.

References

References that appear in the text should be presented in the Bibliographic References section in alphabetical and chronological order. Only works cited in the text should appear in the References section and viceversa.

Tables and Figures

Figures, illustrations and digital pictures should be inserted in the text and sent separately in JPEG or TIF format preferably. Figures, tables illustrations and digital photos should be inserted in the text and handed separately from the text, numbered and with a title above. Moreover, they should be dully identified with a number consistent with the corresponding position in the manuscript, and with a short descriptive title below.

Submission of manuscript

Manuscripts must be submitted only in electronic format to aqualac@unesco.org.uy.

Copyrights

The authors of accepted papers automatically agree for the author's rights to be transferred to the Journal.

Publicado en el 2009 por el Programa Hidrológico Internacional (PHI) de la Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO).

Published in 2009 by the International Hydrological Programme (IHP) of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO)

Dr. Luis P. Piera 1992, 2º piso, 11200 Montevideo, Uruguay

ISSN 1688-2881

© UNESCO 2009

Foto de portada: © Massimiliano Lattanzi, AQUA Hydros 5.

Las denominaciones que se emplean en esta publicación y la presentación de los datos que en ella figura no suponen por parte de la UNESCO la adopción de postura alguna en lo que se refiere al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, no en cuanto a sus fronteras o límites. Las ideas y opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no representan, necesariamente, el punto de vista de la UNESCO.

The designations employed and presentation of materials throughout the publications do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNESCO concerning the legal status of any country, territory, city or of its authorities or concerning the delimitations of its frontiers or boundaries.

Dentro del límite de la disponibilidad, copias gratuitas de esta publicación pueden ser solicitadas a:

Subject to availability free copies can be requested to:

Programa Hidrológico Internacional
para América Latina y el Caribe (PHI-LAC)
Oficina Regional de Ciencia para América
Latina y el Caribe
UNESCO

Dr. Luis P. Piera 1992, 2º piso

11200 Montevideo, Uruguay

Tel.: + 598 2 413 20 75

Fax: + 598 2 413 20 94

E-mail: aqualac@unesco.org.uy

<http://www.unesco.org.uy/phi>

UNESCO

Programa Hidrológico Internacional
Oficina Regional de Ciencia
para América Latina y el Caribe

International Hydrological Programme
Regional Office for Science
for Latin America and the Caribbean

Edificio Mercosur - Dr. Luis Piera 1992, 2° piso
11200 Montevideo, Uruguay
Tel.: (598-2) 413 20 75, Fax: (598-2) 413 20 94
aqualac@unesco.org.uy

ISSN 1688 2881