

Recurso hídrico en la zona norte de Heredia:

la experiencia de la UNA

Editores:

Dra. Kinndle Blanco Peña
Dr. Carlos Morera Beita

Recurso hídrico en la zona norte de Heredia:

la experiencia de la UNA





333.91

B6415r Blanco Peña, Kinndle

Recurso hídrico en la zona norte de Heredia: La experiencia de la UNA / Carlos Morera Beita. – 1 ed. – Heredia, C.R. : Universidad Nacional, 2013.

238 p. : il. ; 17 X 12 cm.

(Se mencionan otros seis colaboradores)

ISBN: 978-9930-9489-1-0

1. Recursos Hidrológicos. 2. Agua. 3. Conservación del Agua.
I. Morera Beita, Carlos. II. Título.

Vicerrectoría de Investigación

Universidad Nacional, Campus Omar Dengo, Heredia, Costa Rica

Teléfono: 2277-3418 / Fax: 2237-6465 / Apartado postal: 86-3000

Correo electrónico: investigacion@una.cr

© RECURSO HÍDRICO EN LA ZONA NORTE DE HEREDIA:
LA EXPERIENCIA DE LA UNA

Consejo Editorial:

Primera edición: Setiembre 2013

Dra. Aurora Hernández Ulate.
M.Sc. Viviana Salgado Silva.
M.Sc. Juana María Coto Campos.
M.Sc. Ana Cristina Benavides Benavides.
Dr. Alexander López R.
Dr. Carlos Gerardo Cruz Chaves.
M.Sc. María Luisa Fournier Leiva.

Dra. Luisa E. Castillo.
Dra. Elba de la Cruz Malavassi.
M.Sc. Rocío Ugalde S.
M.Sc. Helga Madrigal Solís.
Licda. Alicia Fonseca Sánchez.
Dra. Jenny Reynolds.

Las interpretaciones expresadas en esta obra colectiva son de exclusiva responsabilidad de los(as) autores(as).

Diseño y diagramación: Jade Diseños & Soluciones, www.jadecr.com

De conformidad con la Ley N° 6683 de Derechos de Autor y Derechos Conexos es prohibida la reproducción de esta publicación en cualquier forma o medio, electrónico o mecánico, incluyendo el FOTOCOPIADO, grabadoras sonoras y otros.

Índice

Contribuyentes.....	9
Prefacio.....	11
Parte I: Aguas subterráneas de la zona norte de Heredia.....	13
Presente y futuro de las aguas subterráneas en el Valle Central.....	15
Conclusiones y recomendaciones.....	23
Bibliografía.....	25
Las aguas subterráneas de Costa Rica: un recurso en peligro.....	27
Conclusiones.....	36
Agradecimientos.....	37
Bibliografía.....	38
Utilización de isótopos estables en la precipitación para determinar zonas de recarga del acuífero Barva, Costa Rica.....	39
Bibliografía.....	58
Parte II: Deterioro del recurso hídrico de la zona norte de Heredia relacionado con el desarrollo urbano y agrícola.....	61
Efectos del aumento poblacional y del cambio de uso del suelo en los recursos hídricos en la microcuenca del río Ciruelas, Costa Rica.....	63
Conclusiones.....	71
Recomendaciones.....	71
Bibliografía.....	72
Infiltración de nitratos a través de los suelos volcánicos en el Valle Central, Costa Rica.....	73
Conclusiones.....	81
Reconocimientos.....	82
Bibliografía.....	83
Impactos ambientales de la nitrificación y la adsorción de nitratos en andisoles fertilizados del Valle Central, Costa Rica.....	85
Conclusiones.....	100
Reconocimientos.....	100
Bibliografía.....	101
Nitratos en aguas subterráneas del Valle Central, Costa Rica.....	103
Conclusiones.....	112
Bibliografía.....	113
Transporte de agua y del ion nitrato en la zona no saturada bajo condiciones climáticas tropicales.....	115

Bibliografía.....	124
Tendencias en las concentraciones de nitratos y determinación de su origen mediante isótopos estables (¹⁸ O y ¹⁵ N) en las aguas subterráneas del oeste del Valle Central, Costa Rica.....	127
Bibliografía.....	151
Parte III: Cuencas de la zona norte de Heredia.....	155
Calidad del agua de los ríos de la Microcuenca IV del río Virilla....	157
Conclusiones.....	164
Bibliografía.....	165
Disponibilidad del recurso hídrico en la microcuenca del río Segundo. Región central de Costa Rica.....	167
Conclusiones relevantes y recomendaciones.....	179
Bibliografía.....	181
Evaluación de la calidad de las aguas en la sección media del río Pirro.....	183
Conclusiones.....	193
Bibliografía.....	194
Capacidad potencial de las franjas ribereñas del río Bermúdez para reducir la erosión.....	195
Discusión y conclusiones.....	208
Agradecimientos.....	210
Bibliografía.....	211
Manejo y ordenamiento territorial de cuencas: el caso de la microcuenca del río Poás.....	213
Conclusiones.....	221
Bibliografía.....	222
Parte IV: Aportes en la preservación del agua como recurso vital.....	223
Mitigación de la contaminación superficial y subterránea en la cuenca del río Virilla, Costa Rica.....	225
Bibliografía.....	228
El río Burío, elemento articulador de la gestión ambiental comunitaria en Mercedes Sur, Heredia, Costa Rica.....	229
Conclusión.....	237
Bibliografía.....	238

Contribuyentes

Ph.D. Jenny Reynolds Vargas. Doctora en Recursos Naturales con énfasis en Recursos Hídricos de la Universidad de Michigan, Estados Unidos, y especialista en Ecología de Aguas de la Universidad Federal de Río Grande do Sul, Brasil. Catedrática de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, donde fue docente e investigadora por más de 20 años. Impartió cursos relacionados con la ecología y el manejo de los recursos naturales y desarrolló estudios y proyectos de investigación referentes al impacto de la actividad humana sobre las aguas subterráneas. Fue coordinadora del Laboratorio de Hidrología Ambiental y posee más de 20 artículos científicos y ponencias en foros nacionales e internacionales. Ha editado dos libros relacionados con el recurso hídrico y ha organizado varios seminarios, talleres, simposios y foros vinculados con el uso sostenible de las aguas.

M.Sc. Julio Fraile Merino. Máster en Recursos Naturales por la Universidad de Costa Rica y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) y licenciado en Ciencias Biológicas de la Universidad de Navarra, Pamplona, España. Catedrático de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional, donde laboró como docente e investigador en proyectos dirigidos a evaluar el impacto de las actividades humanas sobre los recursos hídricos de Costa Rica, en especial sobre las aguas subterráneas. Cuenta con numerosas publicaciones en el tema y ha participado como tutor o como asesor en varias tesis de licenciatura.

M.Sc. Ana Cristina Benavides Benavides. Máster en Gestión y Estudios Ambientales por la Universidad Nacional de Costa Rica y licenciada en Educación Ambiental. Es académica de la Escuela de Química de la Universidad Nacional y forma parte del equipo investigador del Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico (LAMRHI), en esta unidad académica. Cuenta con experiencia en el desarrollo de procesos de educación ambiental e involucramiento de la sociedad civil en la resolución de problemas relacionados con el agua, así como en la temática de indicadores sociales, productivos y ambientales para la gestión integrada del recurso hídrico.

M.Sc. Juana María Coto Campos. Máster en Ciencias en Ingeniería Ambiental con énfasis en Calidad de Aguas por la Universidad de Cornell, Estados Unidos y licenciada en Química por la Universidad de Costa Rica. Es académica *ad honórem* de la Escuela de Química de la Universidad Nacional y forma parte del Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico de esa unidad académica. Ha desarrollado investigación y extensión en los campos de calidad de aguas y gestión ambiental participativa.

M.Sc. Viviana Salgado Silva. Máster en Gestión y Estudios Ambientales por la Universidad Nacional, se ha especializado en el diseño y aplicación de indicadores de gestión del agua en el marco del quehacer del Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico de la Escuela de Química, donde labora como investigadora y extensionista. Desde el año 2007 se desempeña en la Dirección de Investigación de la misma Universidad como asesora de proyectos académicos.

Licda. Ligia Hernando Echeverría. Licenciada en Geografía Física. Ha trabajado más de 24 años en la Escuela de Ciencias Geográficas de la Universidad Nacional, donde ha desarrollado investigación y docencia en hidrología y manejo de cuencas. Ha participado como coordinadora en más de 15 proyectos de investigación y posee más de 25 publicaciones. Ha formado parte de varias comisiones, tales como: Comisión Interinstitucional de Microcuencas de Heredia, Comisión del Plan Regulador del Cantón de Heredia, Comisión de Carrera Académica de la Universidad Nacional, Comisión de Fortalecimiento Municipal de CONARE, Consejo Editorial de la EUNA, CAT de Hidrometeorología y Ríos de la Comisión Nacional de Emergencias.

Prefacio

La problemática relacionada con la cantidad y calidad del agua se agrava día tras día en Costa Rica, en gran medida porque se le considera un recurso inagotable. Esto ha desembocado en que su gestión dependa, casi exclusivamente, de la perspectiva de aprovechamiento y bienestar del ser humano. Es así como las aguas superficiales son utilizadas para la evacuación de desechos, producción de energía hidroeléctrica, agua potable, riego, actividades industriales y, en menor medida, para la conservación de ecosistemas y la protección del recurso hídrico, en tanto que las subterráneas están siendo explotadas para el consumo de la población. Asimismo, cada vez se incrementa aún más el desequilibrio entre la oferta y la demanda del agua, provocado principalmente por el crecimiento demográfico, la deforestación, el manejo inadecuado de desechos y la poca planificación de las actividades urbanas e industriales.

Hemos querido, por lo tanto, llamar la atención de la comunidad universitaria y nacional sobre el tema a través del libro *Recurso hídrico en la Zona Norte de Heredia: la experiencia de la Universidad Nacional*, el cual fue realizado gracias al esfuerzo conjunto entre investigadores y la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional (UNA).

El trabajo se enmarca en el compromiso esencial de la academia con la sociedad costarricense de transmitir, adecuadamente y por los medios oportunos, el conocimiento adquirido a través de la investigación universitaria. De igual forma, responde a la necesidad de fomentar el trabajo multidisciplinario, con el fin de aprovechar mejor los recursos con los que se cuenta y de potenciar el impacto de sus resultados.

Este libro es un intento de contextualizar aportes científicos y técnicos en el marco de las posibilidades y necesidades del país y busca contribuir a

la construcción de las pautas a seguir para tratar de alcanzar un verdadero desarrollo sostenible. Es así como reúne información clave sobre la problemática del recurso hídrico en la zona norte de Heredia: los efectos del aumento poblacional y del cambio de uso del suelo en el recurso hídrico, las características de las zonas de recarga de sus acuíferos, la evaluación de la calidad de las aguas superficiales, el manejo y ordenamiento territorial de cuencas, la solución a los problemas ambientales relacionados con el recurso hídrico y los aportes de la UNA en la preservación del agua como recurso vital.

Esperamos que, con su lectura, los estudiantes, los académicos y el público en general encuentren respuestas a sus inquietudes e intereses en el área temática correspondiente.

Los instamos, muy cordialmente, a detenerse en la lectura, revisión y análisis de la información aquí contenida.

*Dr. Carlos Morera Beita
Vicerrector de Investigación
Universidad Nacional*



PARTE I:
**Aguas subterráneas de la zona
norte de Heredia**

Presente y futuro de las aguas subterráneas en el Valle Central*

Jenny Reynolds Vargas¹ & Julio Fraile Merino¹

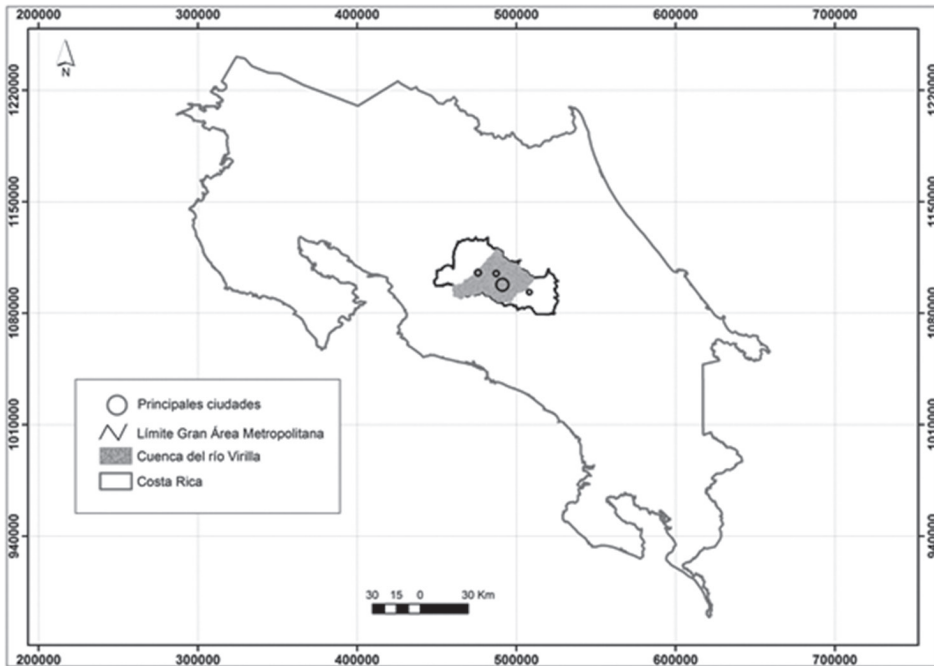
Es conocido el hecho de que muchas ciudades en América Latina son altamente dependientes de las aguas subterráneas. Tal es el caso de Costa Rica, donde más del 80% de la población se abastece con agua de acuíferos. La Gran Área Metropolitana (GAM), ubicada en la zona central del país (Figura 1), posee más de dos millones de habitantes. Esto representa el 54% de la población total (INEC, 2001), concentrada en el 3% del territorio nacional. En esta región de 1700 km² se ubican las ciudades de San José, Heredia, Alajuela, Cartago y todos los poblados que las rodean y conectan formando una gran zona urbana. El rápido proceso de concentración de la población en el Valle Central, la escasez de planes de ordenamiento territorial y el poco cumplimiento de los existentes, el manejo inadecuado de los desechos sólidos y líquidos y las prácticas agrícolas intensivas hacen que la presión sobre los recursos naturales, especialmente sobre los hídricos, sea muy intensa.

La utilización en gran escala de las aguas subterráneas se inició en los años 60, con la finalidad de satisfacer las necesidades de los habitantes de la GAM. A partir de ese momento, el aumento de la población y la creciente complejidad de sus actividades han causado un incremento significativo de la extracción de agua de los acuíferos. En la actualidad, más de un millón de personas consume agua de origen subterráneo en la región central del país. A pesar de esta dependencia, la utilización de las aguas subterráneas continúa siendo de tipo "extractivo", el tipo más primitivo de uso, que no toma en cuenta factores tales como la conexión entre los diferentes compartimentos del ciclo hidrológico o la interacción existente entre los recursos hídricos y los otros elementos en un ecosistema. Esto se conoce, en la jerga de los hidrólogos, como "minería" de los recursos hídricos.

*Publicado en: Manejo Integrado de Aguas Subterráneas: 19-32 (2002).

¹ Laboratorio de Hidrología Ambiental. Universidad Nacional. Apartado 86-3000. Heredia, Costa Rica.

Figura 1
Gran Área Metropolitana (GAM) y cuenca del río Virilla en
Costa Rica



Fuente: Elaboración propia

Aspectos físicos

El Valle Central es una depresión topográfica rodeada de montañas y ubicada en la región central del país. Las partes norte y central de esta región están formadas por materiales derivados de la actividad de los volcanes Barva, Poás e Irazú durante el período Cuaternario (Fernández, 1969; Echandi, 1981). Desde esos picos volcánicos, a unos 2900 m de altura, hasta la parte plana, a 700 msnm, se forma un relieve irregular y un gran valle compuesto de dos planicies separadas por colinas y montañas de menor elevación (Fila de La Carpintera). Estos dos valles intermontanos son el Valle Central Oeste, con un área de 1515 km², que drena hacia el Océano Pacífico por el río Grande de Tárcoles, y el Valle Central Este, con un área de 1742 km² y que drena hacia el Océano Atlántico por el río Reventazón.

En el Valle Central se presentan diferentes usos del suelo relacionados directamente con la elevación (Reynolds Vargas y Richter, 1994) y favorecidos por la topografía irregular y variaciones microclimáticas en temperatura y precipitación. Sobre la zona alta (de 1600 a 3000 m de altura) predominan los pastos; la zona media, entre 1000 y 1600 metros, está

cubierta en su mayor parte por cultivos de café; y en la zona baja, entre 800 y 1000 m, predomina la urbanización. A elevaciones medias, el cultivo intensivo del café probablemente continúe siendo una actividad de gran importancia, a pesar de que en los últimos años ha empezado a ser desplazada por la urbanización. En zonas altas, a más de 1600 m, el bosque y las actividades de ganadería lechera están dando paso a los nuevos cultivos intensivos de plantas ornamentales para exportación.

Existen dos estaciones climáticas bien definidas en la región: la época lluviosa, de mayo a noviembre, seguida de un período seco de cinco meses. La precipitación total anual varía entre 1500 mm y 5000 mm. Se ha estimado que del total de agua que se precipita sobre las dos cuencas que forman el Valle Central, aproximadamente un 30% recarga en los acuíferos (Reynolds Vargas, 1997b).

Demanda actual y futura de agua

A pesar de que ingresa por precipitación un volumen relativamente alto de agua, y que de este, en teoría, un gran porcentaje está disponible para la población, esto no significa que cada habitante tenga acceso fácil o directo al recurso. Existen impedimentos tales como la distribución desigual de la precipitación, tanto espacial como temporal; las limitaciones en infraestructura para el tratamiento y la distribución de agua; y la contaminación, especialmente en los cuerpos de agua superficiales. Por otra parte, la disponibilidad de agua *per cápita* ha variado en función del crecimiento de la población. De acuerdo con esto, a finales de 1800, cada persona en Costa Rica disponía, en teoría, de aproximadamente 461000 m³ de agua por año. Este volumen disminuyó a 140000 m³ en 1950 y a 29000 m³ en el año 2000.

En los últimos años se han presentado problemas de diferente índole relacionados con la disponibilidad y la calidad del agua en la GAM. Conforme las poblaciones se desarrollan en el Valle Central, las áreas urbanas se han expandido y han desplazado a los cultivos agrícolas, especialmente en la parte más plana del Valle, donde se ubican los pueblos y las ciudades más grandes. La capacidad del sistema de distribución, tanto en cuanto a volumen como a operación, es limitada y el sistema no ha sido modernizado en muchos años. El volumen de agua utilizado en la GAM en la actualidad es de más de 10000 l/s y más de la mitad de este volumen proviene de fuentes subterráneas (Cuadros 1 y 2).

Cuadro 1
Volumen de agua superficial y subterránea utilizado para
abastecer la demanda actual de la población de la
Gran Área Metropolitana (GAM)

	Agua superficial Volumen extraído (l/s)	Agua subterránea Volumen extraído (l/s)
Campo de Pozos La Valencia (AyA)		950
Otros pozos AyA (San Pablo del Este y Zoológico)		112
Galerías de infiltración en Puente de Mulas (AyA)		974
Otros manantiales AyA (La Libertad, Potrerillos, Coronado, Pizote, Vista de Mar)		319
Plantas potabilizadoras de agua superficial (AyA)	1031	
Planta potabilizadora de Tres Ríos (Embalse El Llano y río Tiribí)	2095	
Abastecimiento de poblaciones no cubiertas por el AyA	1512	2808
Pozos y manantiales privados		500
TOTAL EXTRAÍDO	4638	5663

Fuentes: Depto. Estudios y Proyectos, AyA, municipalidades en la GAM, Asociaciones Administradoras de Acueductos Rurales (ASADAS), Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH), Junta Administradora de Servicios de Cartago (JASEC).

Cuadro 2
Producción de agua para la Gran Área Metropolitana (GAM)

Año	Población*	Producción de agua (l/s)
1990	1376666	8360**
1995	1588660	9300
2000	2067475	10300

*Población estimada para los años 1990 y 1995; para el 2000, basada en el censo (INEC, 2001).

**Promedio según TAHAL (1990).

Fuente: Elaboración propia

Ya hace más de una década se había detectado un déficit en el abastecimiento de agua en la GAM que se ha ido acentuando conforme pasa el tiempo. La demanda de agua en la GAM aumenta durante la estación seca, situación que se agrava por la disminución de las reservas de agua superficial disponible en ese período y el agotamiento de la infraestructura. Esto hace que se deba recurrir al racionamiento de agua en algunas localidades durante los meses de escasa precipitación, con los consecuentes problemas que esto provoca. Esta situación y las proyecciones de mayor demanda en los próximos años han obligado a las instituciones encargadas del manejo de agua en el país a evaluar diferentes posibilidades (TAHAL, 1990) para poder abastecer la creciente exigencia de la población de la GAM.

Es importante señalar que existe una diferencia cercana al 100% entre la producción anual de agua por parte del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados y el consumo anual medido (Reynolds Vargas, 1997a). Se estima que esa diferencia está ocasionada por las pérdidas causadas por la mala condición de las tuberías de distribución y el desperdicio provocado por la falta de control y las bajas tarifas existentes. No se tienen datos exactos del volumen de pérdidas de otras entidades que administran el líquido, pero es probable que las cifras sean semejantes.

Fuentes potenciales de agua para abastecer la demanda futura en la GAM

Aguas superficiales

Para ser considerada como una fuente potencial de agua para abastecimiento público, un cuerpo de agua superficial debe cumplir con ciertas condiciones, entre las cuales están: caudal suficiente; calidad natural aceptable o adecuada para tratamiento; debe existir la posibilidad de trazar una ruta adecuada para las tuberías de conducción; el sitio de captación debe tener una elevación adecuada para facilitar la distribución por gravedad; debe tener pocas concesiones ya otorgadas; poca vulnerabilidad y debe existir la posibilidad de construcción de una represa.

Debido a las condiciones climáticas y topográficas, los ríos son abundantes en la zona central de Costa Rica. Sin embargo, no muchos de ellos cumplen con los requisitos necesarios para ser utilizados como fuente de abastecimiento público. En la actualidad, un alto porcentaje del agua superficial utilizada en la GAM proviene del embalse El Llano y del río Tiribí. Se ha considerado, en primer lugar, la posibilidad de aumentar la cantidad de agua extraída del embalse para abastecer la parte este de la

GAM, especialmente la ciudad de Cartago. Otras posibilidades han sido rechazadas por razones tales como el hecho de tener caudales insuficientes, agua de mala calidad o porque el río ya tenía asignadas concesiones privadas. De los ríos aptos, ocho han sido considerados como fuentes potenciales adicionales: Hondura-Cascajal, Patria, Itiquís, Sarapiquí, San Rafael, La Paz y Pirrís (TAHAL, 1990).

Aguas subterráneas

Un acuífero debe cumplir con ciertos requisitos tales como ser capaz de almacenar un volumen significativo de agua para poder abastecer a una población; sus aguas deben ser adecuadas para consumo directo y si se va a explotar por medio de la captación de manantiales, estos deben tener una elevación adecuada. Debido a la complejidad del sistema y al costo que implican las investigaciones científicas, no existe un conocimiento preciso del volumen de agua disponible en cada uno de los acuíferos del Valle Central ni se conocen de manera detallada sus zonas de recarga. Algunos autores afirman que los acuíferos de Colima están siendo utilizados en un 40% de su capacidad potencial (BGS/SENARA, 1988), mientras otros manifiestan que tan solo en un 16% (Vargas Fallas, 1996).

Diferentes estratos de lava, variables en espesor y depositados hace unos 30000 años (Protti Quesada, 1986), forman en las partes altas y media de la cuenca del río Virilla un complejo sistema de acuíferos. La formación Barva forma el acuífero libre del mismo nombre en la zona más alta. En la parte más baja, a mayor profundidad, se ubican los acuíferos Colima Superior y Colima Inferior, semiconfinados, que descargan en manantiales ubicados a lo largo del cañón del río Virilla. Existen, además, otros cuerpos de agua de menor importancia, como los acuíferos Los Ángeles, Los Bambinos, La Libertad y el acuífero Poás, en la parte oeste de la cuenca. Todas estas fuentes están siendo utilizadas para abastecer, en mayor o menor escala, a las poblaciones de la GAM.

Después de evaluar las diferentes posibilidades para satisfacer la creciente demanda de la población, se ha llegado a la conclusión de que, tanto desde el punto de vista técnico como desde una perspectiva económica, la extracción de agua subterránea constituye la mejor opción para el futuro abastecimiento público de las ciudades en la parte oeste de la GAM, además del aumento en la utilización de aguas superficiales provenientes del proyecto Orosi. Hace más de 10 años (TAHAL, 1990) se propuso la construcción del Campo de Pozos Norte y el aumento en el caudal extraído de los manantiales de Potrerillos. En ese momento se planeó que el desarrollo de los campos de pozos se dividiera en dos fases: una durante

el período 1990-1996 y la segunda fase entre 1997-2000. Por razones económicas, las perforaciones no se iniciaron sino hasta el año 2000 y se están llevando a cabo a un ritmo más lento de lo previsto.

Ventajas y desventajas del uso de agua subterránea en la GAM

Además de una calidad natural excelente en las aguas de los acuíferos del Valle Central, su uso tiene ciertas ventajas importantes sobre las aguas superficiales: a) el costo por metro cúbico es menor al agua de río; b) las inversiones en perforación y preparación de pozos pueden hacerse de manera gradual; c) las actividades de construcción y operación dirigidas a la extracción tienen un menor impacto ambiental y; d) debido a la lentitud de los procesos de recarga, descarga y evaporación a que están sometidas las aguas subterráneas, es posible contar con volúmenes más constantes durante el año.

Entre las desventajas más importantes están los altos costos de inversión inicial para la perforación de pozos de gran capacidad y las dificultades para poner en práctica medidas para la utilización sostenible y la protección de los acuíferos. Esto se debe principalmente a la complejidad y variedad de usos del suelo que se dan en el Valle Central y al hecho de que, por tratarse de acuíferos regionales, los planes de manejo deben realizarse en la cuenca. Esto no resulta fácil, ya que se deben incluir actividades de protección de zonas de recarga y control de fuentes potenciales de contaminación. Para esto se requiere además de una mejora significativa del conocimiento hidrogeológico, todavía deficiente, del sistema.

Riesgos para los cuerpos de aguas subterráneas

Se han identificado dos factores que ponen en riesgo las aguas subterráneas como fuente de abastecimiento para la población de la GAM: la **contaminación** derivada de actividades humanas y la **reducción en la recarga** de los acuíferos.

El problema de la calidad. Es probable que diversas sustancias químicas, algunas de ellas potencialmente nocivas para la salud, estén llegando a los acuíferos. Hace ya varios años (Reynolds Vargas y Richter, 1994) se detectó una incipiente contaminación por nitratos en pozos y manantiales localizados en las partes baja y media de la cuenca. No fue posible, en ese momento, señalar alguna fuente específica como causante de la contaminación, aunque se sospechaba de las aguas negras y del uso intensivo de fertilizantes nitrogenados en la agricultura.

El Laboratorio de Hidrología Ambiental de la Universidad Nacional realiza, desde hace más de 12 años, un monitoreo de las concentraciones de nitrato en una red de muestreo de 20 pozos y manantiales ubicados en la cuenca del río Virilla. Una reciente evaluación de esos datos (aún no publicados) indicó que en 10 de los sitios muestreados la concentración de nitratos alcanzó o superó, en una o más ocasiones, la concentración máxima recomendada. Al hacer una proyección de las tendencias en algunos sitios se concluye que, si las condiciones se mantienen igual, en algunos años las aguas de esos sitios podrán haber superado las concentraciones máximas recomendadas y no serán aceptables para el consumo humano.

El nitrato es altamente soluble en agua y es transportado con facilidad por la lluvia a través del suelo hasta los acuíferos. El problema se hace más serio, ya que las principales fuentes de contaminación por nitratos son regionales y no puntuales, lo que hace más difícil su detección y control. Concentraciones de nitrato superiores a 10 mg/l (como N) son consideradas perjudiciales para la salud humana (WHO, 1996). Un estudio reciente en el cual se utilizaron isótopos para tratar de hallar el origen de los nitratos (Reynolds Vargas, datos no publicados), indicó que en zonas urbanas este proviene de desechos humanos posiblemente por infiltraciones desde tanques sépticos, sistema muy utilizado en la GAM. En otros lugares, la mayoría ubicados en zonas semiurbanas, donde el uso del suelo es una mezcla de zonas urbanas y cultivos de café, la identidad isotópica no es tan clara, pero se sugiere que existe en esas áreas una mezcla de nitratos provenientes tanto de desechos humanos como de fertilizantes químicos.

Los resultados son preocupantes, ya que a pesar de que los procesos de infiltración de las sustancias a través del suelo y la roca son relativamente lentos (en suelos, un promedio de 2,5 metros por año), y que, por lo tanto, los contaminantes podrían demorar varios años en alcanzar el nivel freático (Reynolds Vargas et al., 1994), el hecho de que el nitrato haya llegado a los acuíferos indica, de manera indirecta, que otras sustancias potencialmente tóxicas para la salud humana es probable que estén en camino o se encuentren ya en las aguas.

Posibilidades de sobreexplotación y de reducción en la recarga. La reducción del volumen en los acuíferos puede ser causada en especial por la impermeabilización de zonas de recarga, es decir, de las áreas más permeables por las cuales el agua se infiltra más fácilmente, debido sobre todo a características topográficas e hidrogeológicas. Muchas de estas áreas están siendo utilizadas para la construcción de urbanizaciones de densidad media y alta, donde los techos y el pavimento evitan la percolación y favorecen la escorrentía superficial. Al ser eliminada la

cobertura vegetal de cierta densidad y altura, disminuyen también las posibilidades de infiltración de agua, especialmente en zonas boscosas sobre suelos en pendiente media y alta, en las que la vegetación funciona también como un obstáculo para la escorrentía superficial.

A pesar de las altas precipitaciones que ocurren en el Valle Central, la extracción de agua no ha bajado de manera importante los niveles freáticos, las tendencias actuales sugieren que de no contarse con planes de ordenamiento territorial que de alguna forma impidan que el crecimiento urbano continúe en forma descontrolada, en algunos años la impermeabilización de los suelos en zonas muy permeables limitará significativamente la recarga de los acuíferos.

Conclusiones y recomendaciones

Las tendencias actuales indican que la extracción de aguas aumentará significativamente en Costa Rica durante los próximos años, lo cual hará que la población del Valle Central sea aún más dependiente de los acuíferos que subyacen en la región. Por esta razón, instituciones responsables de la administración de las aguas tales como el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), el Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento (SENARA) y la Universidad Nacional (UNA), como parte de sus actividades de investigación, han hecho importantes esfuerzos dirigidos a evaluar la disponibilidad, la demanda futura y el impacto real y potencial de las actividades humanas sobre los acuíferos. Sin embargo, estos esfuerzos carecerán de sentido si las medidas para el manejo adecuado del recurso no se toman ahora, y aún más importante, si no se evitan las actividades de "minería" de este valioso líquido.

Las políticas de manejo y protección de aguas subterráneas no están bien definidas en el país. Existen ocasionalmente esfuerzos puntuales dirigidos a "rescatar" o "limpiar" cuerpos de aguas superficiales o a educar a una comunidad para que logre una mejor comprensión de los sistemas hidrológicos. Estas iniciativas son valiosas, pero evidentemente insuficientes para lograr un manejo integral, comprensivo y efectivo del agua en el país. El manejo del agua, desde una perspectiva de cuenca, requiere de una política gubernamental bien definida que debería dar empuje y apoyo permanentes a los esfuerzos institucionales que se realizan y a promover la participación de las comunidades.

Las acciones que se recomiendan para el mejor manejo de las aguas subterráneas son de tres tipos:

1. Protección de un área alrededor de pozos y manantiales, definida como "área de influencia" o "zona de contribución" de cada fuente. Sobre esta zona se deben regular y controlar las actividades humanas.
2. Protección de las zonas de recarga. Las actividades permitidas en el área de recarga de los acuíferos deben ser definidas y controladas, poniendo en práctica sobre todo una metodología adecuada para el tratamiento de las excretas humanas y mejorando las prácticas de aplicación de fertilizantes y plaguicidas, especialmente en los cultivos intensivos.
3. Regulación de actividades en toda la cuenca por medio de planes de ordenamiento territorial y limitaciones al crecimiento urbano.

Otras recomendaciones incluyen: la modernización de la legislación de aguas y la aplicación de leyes y normas, el mejoramiento del manejo de los desechos domésticos e industriales, la mejora en el conocimiento de los sistemas hidrogeológicos y el monitoreo sistemático de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas.

Bibliografía

- BGS/SENARA. 1988. Continuación de las investigaciones hidrogeológicas en las zonas norte y este del Valle Central, Costa Rica. Informe Técnico WD/88/13R. Informe del Servicio Geológico Británico (BGS) y del Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento (SENARA). San José, Costa Rica.
- Echandi, E. 1981. Unidades volcánicas de la vertiente norte de la cuenca del río Virilla. Tesis de Licenciatura. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.
- Fernández, M. 1969. Las unidades hidrogeológicas y los manantiales de la vertiente norte de la cuenca del río Virilla. Informe Técnico No. 27. Servicio Nacional de Aguas Subterráneas (SENAS). San José, Costa Rica.
- INEC. 2001. IX Censo Nacional de Población y V de Vivienda del 2000. Resultados Generales. Instituto Nacional de Estadística y Censos. San José, Costa Rica.
- Protti Quesada, R. 1986. Geología del flanco sur del volcán Barva, Heredia, Costa Rica. *Boletín de Vulcanología* No. 17. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Reynolds Vargas, J. 1997a. El recurso hídrico. Informe final preparado para el Proyecto Estado de la Nación. San José, Costa Rica.
- Reynolds Vargas, J. 1997b. Evaluación de los recursos hídricos en Costa Rica: disponibilidad y utilización. Informe final preparado para el Centro Científico Tropical (CCT) y el Centro Internacional en Política Económica (CINPE). San José, Costa Rica.
- Reynolds Vargas, J. and Richter, D.D. 1994. Nitrate in groundwaters of the Central Valley, Costa Rica. *Environment International*, 21: 71-79.
- Reynolds Vargas, J.; Castro, L.; Fraile, J.; Araguás, L.; Fontes, J. Ch. and Rozanski, K. 1994. Nitrate leaching through volcanic soils in the Central Valley, Costa Rica. En: Memorias del Simposio Internacional FAO/OIEA sobre Técnicas Nucleares en los Estudios Suelo/Plantas Relacionadas con la Agricultura Sostenible y la Conservación del Medio Ambiente, Viena, Austria, octubre 1994.

TAHAL Consulting Eng. 1990. Plan Maestro de Agua y Saneamiento y Alcantarillado Sanitario de la Gran Área Metropolitana. Informe de Fase I. TAHAL Consulting Engineers Ltd. San José, Costa Rica.

Vargas Fallas, C. 1996. La perspectiva del manejo de cuencas. En: *Utilización y manejo sostenible de los recursos hídricos* (Ed. J. Reynolds Vargas). Editorial FUNA, Heredia, Costa Rica. p. 157-165.

WHO. 1996. *Guidelines for Drinking-Water Quality*. Second Edition. World Health Organization (WHO), Ginebra, Suiza.

Las aguas subterráneas de Costa Rica: un recurso en peligro*

Jenny Reynolds Vargas¹

Las estimaciones disponibles indican que en Costa Rica un 81% de las necesidades de agua para abastecimiento público y un 91% de las requeridas para uso en la industria son obtenidas de acuíferos (Gómez et al., 1984). Alrededor de un 25% del agua utilizada en la agricultura es de origen subterráneo.

Pese a la existencia de cientos de ríos y de abundante precipitación a lo largo del año en casi todo el país, se prevé que las aguas del subsuelo continuarán siendo la fuente fundamental de abastecimiento para los habitantes de las principales poblaciones del país (TAHAL, 1990). Un alto porcentaje del país recibe una precipitación que va de 2000 a 5000 mm/año, por lo que es probable que la cantidad de agua disponible no constituya un problema en sí mismo, pero sí que las limitaciones sean impuestas por los mecanismos de distribución y por la contaminación de las fuentes. En la actualidad, un gran porcentaje de los ríos no puede ser utilizado para extraer agua para consumo humano y ni siquiera para actividades agrícolas o recreativas. Por lo tanto, es evidente que las aguas del subsuelo son un recurso muy valioso que se debe conocer mejor, con la finalidad de dar recomendaciones para su adecuado manejo.

Dada la complejidad del sistema hidrológico y la relativa lentitud de los procesos de transporte de agua y sustancias químicas a través de la zona no saturada, la contaminación de los acuíferos constituye un problema que no se resuelve a corto ni a mediano plazo, ya que la degradación de las aguas subterráneas puede no ser detectada a tiempo para tomar medidas preventivas.

*Publicado en: Utilización y manejo sostenible de los recursos hídricos. EFUNA. Heredia, Costa Rica, 1996 p. 157-165.

¹ Laboratorio de Hidrología Ambiental. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Apartado 86-3000, Heredia, Costa Rica.

Los resultados preliminares de un estudio (Reynolds Vargas et al., 1994b), realizado con la ayuda de técnicas isotópicas para determinar la velocidad del agua y la de nitratos a través de suelos cultivados con café, indican que el agua podría demorar alrededor de veinte años para llegar a un acuífero ubicado a unos 70 metros de profundidad. Aunque es probable que las velocidades de transporte de agua y otras sustancias varíen, dependiendo entre otros aspectos de la permeabilidad de los suelos y de la solubilidad de las sustancias, esos datos indican que en muchos sitios, los contaminantes depositados en el suelo hace muchos años podrían estar llegando a los mantos acuíferos en la actualidad.

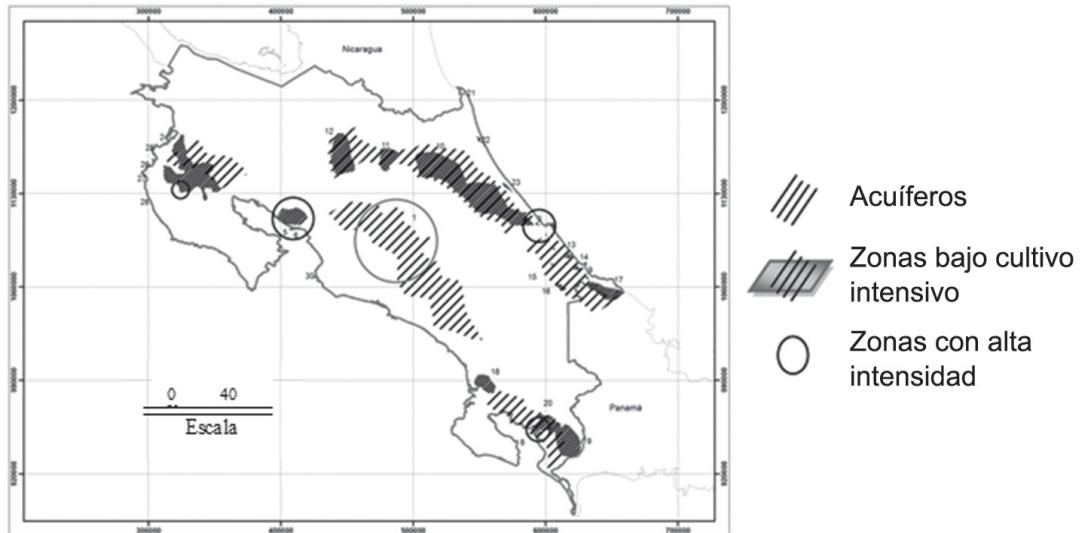
En el presente estudio se han identificado las zonas acuíferas susceptibles de ser contaminadas (Figura 1) y los procesos que pueden potencialmente tener influencia sobre la calidad de las aguas (Cuadro 1). La información sobre la distribución y el origen de los acuíferos costarricenses fue tomada de Rodríguez (1994); los análisis del uso del suelo en el país se basaron en mapas del Instituto Geográfico Costarricense (escala 1:10000 y 1:50000) y en los resultados de los censos de población y agropecuario realizados por la Dirección General de Estadística y Censos (DGEC, 1984).

Cuadro 1
Acuíferos bajo riesgo de contaminación en Costa Rica

	Nombre	Origen	Principal amenaza de contaminación
1	Sistema de acuíferos del Valle Central	Volcánico	Agroquímicos y desechos urbanos
2	Curridabat-Zapote	Lacustre	Desechos urbanos
3	Moín	Coralino	Desechos urbanos
4	La Bomba	Aluvial	Desechos urbanos
5	Chomes	Aluvial	Desechos urbanos
6	Barranca	Aluvial	Desechos humanos e intrusión salina
7	Tempisque	Aluvial	Agroquímicos y desechos urbanos
8	Golfito	Sedimentario	Desechos humanos e intrusión salina
9	Cahuita	Fluvial y marino	Agroquímicos
10	Matina	Aluvial	Agroquímicos
11	Sarapiquí	Volcánico	Agroquímicos
12	Santa Clara	Coladas de lodo	Agroquímicos
13	Bananito	Aluvial	Agroquímicos
14	Bonifacio	Aluvial	Agroquímicos
15	La Estrella	Aluvial	Agroquímicos
16	Talamanca	Aluvial	Agroquímicos
17	Sixaola	Aluvial	Agroquímicos
18	Diquis	Aluvial	Agroquímicos
19	Corredores	Aluvial	Agroquímicos
20	Río Claro	Aluvial	Agroquímicos
21	Barra del Colorado	Fluvial y marino	Intrusión salina
22	Tortuguero	Fluvial y marino	Intrusión salina
23	Parismina	Fluvial y marino	Intrusión salina
24	Playa Panamá	Aluvial y volcánico	Intrusión salina
25	Playa Hermosa	Aluvial y volcánico	Intrusión salina
26	Playas del Coco	Aluvial	Intrusión salina
27	Playa Potrero	Aluvial	Intrusión salina
28	Playa Brasilito	Volcánico	Intrusión salina
29	Jicaral	Aluvial	Intrusión salina
30	Jacó	Fluvial y marino	Desechos humanos e intrusión salina

Fuente: DGEC (1994a, b); Rodriguez, 1994; Reynolds-Vargas et al. (1994a, b).

Figura 1
Zonas acuíferas bajo riesgo de contaminación
derivada de actividades humanas



Fuente: Elaboración propia

Se describirán brevemente los contaminantes encontrados con mayor frecuencia en las aguas subterráneas y los principales factores que contribuyen al deterioro de los acuíferos en Costa Rica. El objetivo de este análisis es que el conocimiento sirva de base para diseñar programas de investigación, protección y manejo de los acuíferos antes de que el problema sea muy difícil o imposible de solucionar.

1. Contaminantes más comunes

1.1 Organismos patógenos

La zona no saturada es la defensa más importante contra la contaminación derivada de los desechos en tanques sépticos. A pesar de que las bacterias por lo general no pueden penetrar a través del suelo más que unos pocos metros, en acuíferos formados por materiales más gruesos como arenas y gravas o en roca fracturada, las bacterias provenientes de aguas negras pueden ser transportadas por el agua por cientos de metros. Los virus poseen carga negativa a los pH altos y positiva a los pH bajos y su remoción depende en un alto grado de la adsorción por las partículas de suelo, así como de la humedad, la temperatura y, por supuesto, el pH del suelo. Sin embargo, en general poco se sabe acerca de la sobrevivencia de los virus en las aguas subterráneas (Lewis et al., 1980).

1.2 Nitratos

El contaminante más común en el agua subterránea es el nitrógeno en forma de nitrato. Su presencia en cantidades superiores a las recomendadas por los organismos internacionales de salud (10 mg/l como N) amenaza en la actualidad muchos acuíferos en diferentes lugares del mundo.

El nitrato en las aguas subterráneas generalmente se deriva de desechos humanos o animales que llegan a los suelos por tratamiento inadecuado de aguas negras (tanques sépticos mal ubicados, fugas en líneas de alcantarillado sanitario, etc.). Otra fuente importante son los fertilizantes aplicados sobre el suelo, en especial en áreas de cultivo bajo manejo intensivo. Las aguas subterráneas en roca permeable o fracturada contienen en general grandes cantidades de oxígeno disuelto, ambiente en el cual el nitrato puede mantenerse y viajar grandes distancias a través de los acuíferos.

1.3 Metales traza y sustancias orgánicas

La química de los metales traza en los ambientes saturados y no saturados es compleja, lo cual hace difícil la predicción de su comportamiento. A pesar de que existen varios mecanismos que impiden o retardan la migración de sustancias orgánicas desde el suelo hacia la zona saturada, muchas de estas son tóxicas a concentraciones muy bajas. Por esta razón, su importancia es muy grande, ya que en las ocasiones donde ocurre contaminación de este tipo en aguas utilizadas para consumo humano, las consecuencias pueden ser muy serias.

En países industrializados se han identificado más de 1200 sustancias orgánicas individuales en las fuentes de agua potable. Las sustancias orgánicas producidas por el hombre son de gran interés, ya que un número grande de ellas son resistentes a la degradación biológica. Cuando estas sustancias se encuentran en el suelo, generalmente son derivadas de plaguicidas, de la lixiviación de rellenos sanitarios, de depósitos bajo tierra, de compuestos orgánicos y de derrames accidentales en carreteras o en otras rutas de transporte.

2. Deterioro de las aguas relacionado con el desarrollo urbano

2.1 Contaminación derivada de aguas residuales domésticas

El tanque séptico es el sistema más común de eliminación de aguas negras utilizado por la población costarricense, debido a la carencia de una red apropiada del alcantarillado sanitario y plantas de tratamiento. En muchos países, el tanque séptico ha sido identificado como una fuente frecuente de contaminación de aguas subterráneas principalmente a causa de la presencia de microorganismos patógenos y de nitratos (Lewis et al., 1980).

Cuando existen sistemas de alcantarillado sanitario y plantas de tratamiento, estos disminuyen la contaminación de aguas superficiales, pero producen grandes volúmenes de materiales residuales conocidos como lodos, que son una fuente de sustancias como nitrógeno, fósforo y metales pesados. En otros países, los lodos son aplicados como fertilizantes a las tierras de cultivo; en Costa Rica, son acumulados en un sitio cercano a la planta de tratamiento. Los lixiviados de sustancias derivadas de los lodos pueden eventualmente causar el deterioro de las aguas subterráneas.

En la región central de Costa Rica, las aguas con mayor riesgo de contaminación derivada del desarrollo urbano se encuentran en el sistema de unidades acuíferas formado por los acuíferos Barva, Colima Superior, Colima Inferior y La Libertad (1), de origen volcánico; y el de Curridabat-Zapote (2), de origen lacustre. Todos están ubicados en la zona central del país, al norte del río Virilla y en la actualidad abastecen a más de un 60% de la población de la Gran Área Metropolitana (aproximadamente 500.000 personas), que incluye a los habitantes de las ciudades de San José, Heredia, Alajuela y poblados aledaños.

En la parte noreste del país, bajo la influencia de la población de Limón, se encuentran los acuíferos Moín (3) y La Bomba (4). Aunque de orígenes diferentes, ya que el primero es de origen coralino y el segundo aluvial, ambos son muy superficiales, de alta permeabilidad y utilizados para abastecer a la ciudad de Limón. El crecimiento no planificado de la ciudad ha provocado que la zona de recarga de estos acuíferos esté cubierta por zonas densamente urbanizadas, cuyo principal sistema de desechos de aguas negras es el tanque séptico. Análisis bacterianos llevados a cabo por el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados muestran

una alta contaminación por coliformes fecales. El acuífero Cahuita (9), que subyace la población y el parque nacional del mismo nombre, es muy superficial y, por lo tanto, susceptible también de ser contaminado por desechos humanos.

Sobre la costa pacífica, las poblaciones del centro de Puntarenas y otros poblados aledaños en rápida expansión se encuentran ubicadas sobre los acuíferos Chomes (5) y Barranca (6). Ambos acuíferos son de origen aluvial y se hallan en materiales de alta permeabilidad que podrían estar permitiendo el paso de sustancias contaminantes.

Hacia el sureste del país se encuentra el acuífero Golfito (8), del que se extrae agua para la población del mismo nombre. A pesar de que la mayor parte de la zona de recarga se halla en áreas relativamente protegidas, es probable que el rápido desarrollo de esa ciudad pueda tener una influencia negativa sobre la calidad de las aguas del subsuelo.

2.2 Contaminación por manejo inadecuado de desechos sólidos

En la actualidad, la mayor parte de los desechos domésticos e industriales son depositados, prácticamente sin procesar ni separar, en los rellenos sanitarios, los cuales constituyen la alternativa de manejo más económica. Sin embargo, los materiales desechados de esta forma están sujetos a la lixiviación provocada por el agua de lluvia que se percola, proceso que pone en peligro a los acuíferos ubicados en materiales relativamente permeables. El líquido derivado de este proceso puede contener un gran número de contaminantes orgánicos e inorgánicos, así como sólidos disueltos, siendo muchos de ellos sustancias tóxicas procedentes de desechos industriales.

Este aspecto ha sido poco estudiado en Costa Rica, pero son conocidos los problemas de contaminación en depósitos subterráneos de agua en otros países, cuya solución cuesta millones de dólares. Se estima que al menos un 25% (y hasta un 80%) de los rellenos sanitarios en los Estados Unidos podrían estar contaminando las aguas superficiales y subterráneas (Miller, 1990). Por esta razón, las regulaciones impuestas en ese país por la Environmental Protection Agency (EPA) desde 1991 obligan a los operadores no solo a que se coloque una cobertura impermeable bajo el depósito para controlar los lixiviados, sino también a analizar en forma continua las aguas superficiales y subterráneas cercanas y a dar seguimiento por un período de al menos 30 años después de que los rellenos han sido cerrados.

En países industrializados, el reciclaje y la reutilización de materiales de desecho pueden eventualmente ayudar a disminuir la cantidad de basura que se deposita en los rellenos sanitarios. En Costa Rica, los mecanismos de reutilización y reciclaje de desechos están apenas comenzando a implementarse.

2.3 Contaminación por aguas superficiales contaminadas

Al existir la posibilidad de utilizar los acuíferos como principal fuente para el abastecimiento de agua potable, las instituciones administrativas sometidas a la presión de solucionar problemas inmediatos han considerado como secundarias las medidas correctivas y preventivas de la calidad de las aguas superficiales. A esto contribuye también la idea de que por estar en el subsuelo, las aguas subterráneas se encuentran protegidas.

No obstante, no debe dejarse de lado la posibilidad de contaminación derivada de los ríos, que se produce cuando estos recargan las aguas subterráneas. Un estudio previo (Reynolds Vargas, datos no publicados) mostró una semejanza isotópica entre las aguas de cinco de los ríos más importantes del Valle Central (Virilla, Tibás, Ciruelas, Porrosatí y Manca-rón) y las aguas de acuíferos cercanos. La estrecha asociación entre las aguas superficiales y subterráneas en el Valle Central ya había sido señalada por Darling et al. (1989), por lo que el deterioro acelerado del agua de los ríos en esta región, de hecho, tiene repercusión sobre la calidad de las aguas subterráneas.

2.4 Disminución de la recarga por impermeabilización del suelo

La construcción de extensas áreas urbanas, que incluyen viviendas y carreteras, impide la recarga natural de los acuíferos. En estos casos, el agua de la precipitación no tiene otro remedio que escurrir superficialmente hasta los ríos, lo que tiene como consecuencia el abatimiento de los niveles freáticos.

La región más amenazada por procesos de este tipo es el Valle Central, donde existe un rápido crecimiento urbano que invade en la actualidad muchas de las áreas de recarga de los acuíferos (1 y 2).

3. Contaminación derivada de prácticas agrícolas

3.1 Derivados de fertilizantes y plaguicidas

Debido a su gran movilidad y a su condición aniónica, casi no hay retardo en el transporte del nitrato a través de la zona no saturada hasta los acuíferos, aunque en Costa Rica se ha detectado un atraso en la velocidad

del nitrato a través del suelo con respecto al agua (Reynolds Vargas et al., 1994a). Resultados de una investigación en curso en los principales acuíferos del Valle Central (Reynolds Vargas et al., datos no publicados) permiten proyectar que, de mantenerse las actuales condiciones, en un período de entre 5 y 10 años las concentraciones de nitratos en las aguas de los acuíferos más importantes habrán sobrepasado los niveles máximos recomendados.

Como se señaló al principio, una de las fuentes potenciales de nitratos más importantes son los fertilizantes nitrogenados aplicados a los cultivos. En el área central del país, el gran desarrollo urbano coincide con la zona de mayor productividad de café, cultivo de exportación sometido a prácticas de manejo intensivo especialmente en la parte media de la cuenca del río Virilla. La región sobreyace los importantes acuíferos Colima Superior e Inferior y Barva (1).

En el norte y hacia el noreste del país, con extensas plantaciones de banano y otros cultivos manejados en forma intensiva, se encuentran los acuíferos Matina (10), Sarapiquí (11), Santa Clara (12), Bananito (13), Bonifacio (14), La Estrella (15), Talamanca (16), Sixaola (17), y hacia el este, los de Diquis (18), Corredores (19) y Río Claro (20). La principal amenaza sobre estos acuíferos la constituye la aplicación intensiva y extensiva de agroquímicos en plantaciones de cultivos de exportación, especialmente banano, ya que en casi todos los casos la recarga se produce por infiltración directa de lluvia desde la superficie.

3.2 Riego

Las prácticas de riego pueden eventualmente afectar las aguas subterráneas si no se toman las precauciones necesarias. Algunos de los riesgos son: la posibilidad de tener aguas de infiltración de elevada salinidad y la contaminación derivada de agroquímicos aplicados a los cultivos de arroz. El acuífero Tempisque (7), en la zona noroeste del país, podría en el futuro verse afectado por las prácticas agrícolas de la región, que incluyen el desarrollo de un gran proyecto de riego y el aumento de las zonas de cultivo estimulado por la mayor disponibilidad de agua durante todo el año.

4. Intrusión salina

En los estuarios y zonas costeras, la intrusión salina puede ocurrir en forma natural, o bien, inducida por la explotación inadecuada de acuíferos costeros. Si las extracciones de agua para uso superan la recarga, el

equilibrio se rompe y el agua del mar penetrará hasta alcanzar las captaciones de agua dulce. En los últimos años se ha dado un desarrollo acelerado en las zonas costeras de Costa Rica. Sin embargo, no hay en el país ningún control sistemático sobre los acuíferos costeros para detectar el fenómeno en sus inicios, lo cual permitiría tomar medidas inmediatas. Estudios recientes han revelado la incipiente intrusión salina en el acuífero Barranca (6), no obstante, este problema hasta ahora comienza a estudiarse (S. Arredondo, comunicación personal).

Por su ubicación y litología se pueden señalar como vulnerables a la intrusión marina los siguientes acuíferos: en la parte noreste del país, sobre la costa atlántica, los acuíferos de Barra del Colorado (21), Tortuguero (22) y Parismina (23). La explotación del acuífero Cahuita (9), que se encuentra ubicado sobre una masa de agua salada, eventualmente podría provocar la formación de conos salinos que permitirían la subida de agua salada.

Sobre la costa pacífica, son vulnerables los acuíferos ubicados sobre playas de gran desarrollo turístico en la provincia de Guanacaste (24, 25, 26, 27, 28 y 29) y el acuífero de Jacó (30).

Conclusiones

El desarrollo de los recursos hídricos subterráneos en la actualidad puede verse como un proceso en tres etapas (Freeze y Cherry, 1979). En la fase de exploración se aplican técnicas geológicas y geofísicas para conocer la estructura y composición del subsuelo. La segunda etapa es de evaluación e incluye la medición de parámetros hidrogeológicos (caudales, calidad del agua, etc.) y el diseño de pozos. Durante la tercera etapa, de manejo, se trata de definir las estrategias óptimas de desarrollo, considerando la interacción entre la explotación del recurso y el sistema hidrológico superficial.

En Costa Rica, por razones históricas ligadas a su desarrollo socioeconómico, el proceso ha sido desigual en las diferentes regiones. Los acuíferos mejor conocidos se encuentran en el Valle Central, y han entrado ya a una fase de evaluación detallada y de definición de estrategias de manejo y protección. La subcuenca del río Virilla, con un área de 913 km², ubicada en la porción superior de la región, constituye la zona mejor conocida, pero también donde se sitúan los sistemas hidrológicos más amenazados. La alta densidad de población, la relativa superficialidad de los mantos acuíferos, el tipo de materiales geológicos y las actividades

que se llevan a cabo, hacen que los sistemas de aguas subterráneas de esta región sean probablemente los más vulnerables en el país. En esta región se manifiestan casi todas las posibilidades de deterioro de las aguas subterráneas causadas por el desarrollo urbano, incluidas la contaminación por aguas negras y la lixiviación de rellenos sanitarios, situación agravada por las prácticas agrícolas de tipo intensivo y por contacto de acuíferos con aguas superficiales contaminadas.

En general, las investigaciones en Costa Rica sobre la problemática de los recursos hídricos del subsuelo son incipientes. No obstante, todo indica que de no tomarse pronto las medidas necesarias, en pocos años la condición de las aguas subterráneas podría convertirse en un problema de difícil solución.

Agradecimientos

La autora expresa su agradecimiento al hidrogeólogo Hugo Rodríguez por su colaboración y valiosos comentarios durante la preparación de este artículo y a Domingo Loaiza por su ayuda en la preparación del mapa.

Bibliografía

- Darling, W.G.; Parker, J.M.; Rodríguez, H.V. and Lardner, A.J. 1989. Investigation of a volcanic aquifer system in Costa Rica using environmental isotopes. En: *Proceedings of a regional seminar for Latin America on the use of isotope techniques in hydrology*. Mexico City, Mexico. IAEA, Vienna, Austria. p. 215-228.
- DGEC. 1984a. Censo Agropecuario. Dirección General de Estadística y Censos. San José, Costa Rica.
- DGEC. 1984b. Censo de Población. Dirección General de Estadística y Censos. San José, Costa Rica.
- Freeze, A.R. y Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA.
- Gómez, A.; Rodríguez, H. y Losilla, M. 1984. Presentación del mapa hidrogeológico del Valle Central de Costa Rica. BGS/SENARA. San José, Costa Rica.
- Lewis, J.W.; Fester, S.D. and Orasar, B.S. 1980. The Risk of Groundwater Pollution by on-site Sanitation in Developing Countries. International Reference Centre for Wastes Disposal, Suiza.
- Miller, T. 1990. *Living in the Environment*. Sexta Edición. Wadsworth Publishing Company, California, Estados Unidos.
- Reynolds Vargas, J.; Richter, D. and Bomemisza, E. 1994a. Environmental impacts of nitrification and nitrate adsorption in fertilized Andisols in the Valle Central of Costa Rica. *Soil Science*, 157: 289-299.
- Reynolds Vargas, J.; Araguás, L.; Fraile, J.; Castro, L. and Rozanski, K. 1994b. Nitrate leaching through volcanic soils in the Central Valley, Costa Rica. Memorias del Simposio sobre Técnicas Nucleares y Conexas en los Estudios Suelo/Plantas Relacionadas con la Agricultura Sostenible y la Conservación del Medio Ambiente. Viena, Austria, 17 al 21 de octubre de 1994.
- Rodríguez, H. 1994. *Sistema de control de la calidad del agua subterránea para consumo humano en Costa Rica*. Organización Panamericana de la Salud, San José, Costa Rica.
- TAHAL. 1990. *Plan maestro de abastecimiento de agua potable de la Gran Área Metropolitana*. TAHAL Consulting Engineers Ltd., Tel Aviv, Israel.

Utilización de isótopos estables en la precipitación para determinar zonas de recarga del acuífero Barva, Costa Rica*

Jenny Reynolds Vargas¹ y Julio Fraile Merino²

El análisis de la variación en la composición de isótopos estables ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$) en la precipitación y en las aguas subterráneas ha sido ampliamente utilizado en el estudio de los procesos hidrogeológicos y en la identificación de las zonas de recarga de los acuíferos (Fritz y Fontes, 1980; Rozanski et al., 1993; Mook, 2001).

El efecto altitudinal sobre la composición isotópica de la precipitación ha sido observado en varios lugares del mundo (Clark y Fritz, 1997). Conforme una masa de aire se desplaza desde la costa y asciende hacia las montañas, va enfriándose y perdiendo el agua isotópicamente más pesada. Esto hace que a mayores elevaciones, donde las temperaturas son menores, la precipitación sea isotópicamente más negativa. En Costa Rica, algunos autores (BGS/SENARA, 1988; Darling et al., 1989; Pérez et al., 2002), basándose en el análisis de algunos pozos y manantiales en Costa Rica, han sugerido que la relación considerada "normal" entre las proporciones isotópicas y la altitud parece no darse en el Valle Central, donde más bien se manifiesta una inversión de esta. No obstante, Reynolds Vargas (datos no publicados), con base en el análisis de muestras de precipitación a lo largo de una línea imaginaria que atraviesa el país desde el mar Caribe hasta la costa pacífica, ha observado el efecto de la elevación más evidente en la trayectoria tierra adentro de la precipitación proveniente de la costa pacífica que en la que proviene del Caribe.

Se ha observado una correlación entre la composición isotópica y la cantidad de lluvia denominada "efecto de cantidad" (Dansgaard, 1964), atribuida al enriquecimiento evaporativo de las gotas de agua durante el verano en zonas templadas. En zonas tropicales, donde no hay variaciones marcadas de temperatura durante el año, la relación entre la composición isotópica y la cantidad parece ser controlada por la variación isotópica del vapor de agua en la misma región donde se origina (Rozanski et al., 1993).

*Publicado en: Manejo Integrado de Aguas Subterráneas: 19-32 (2002).

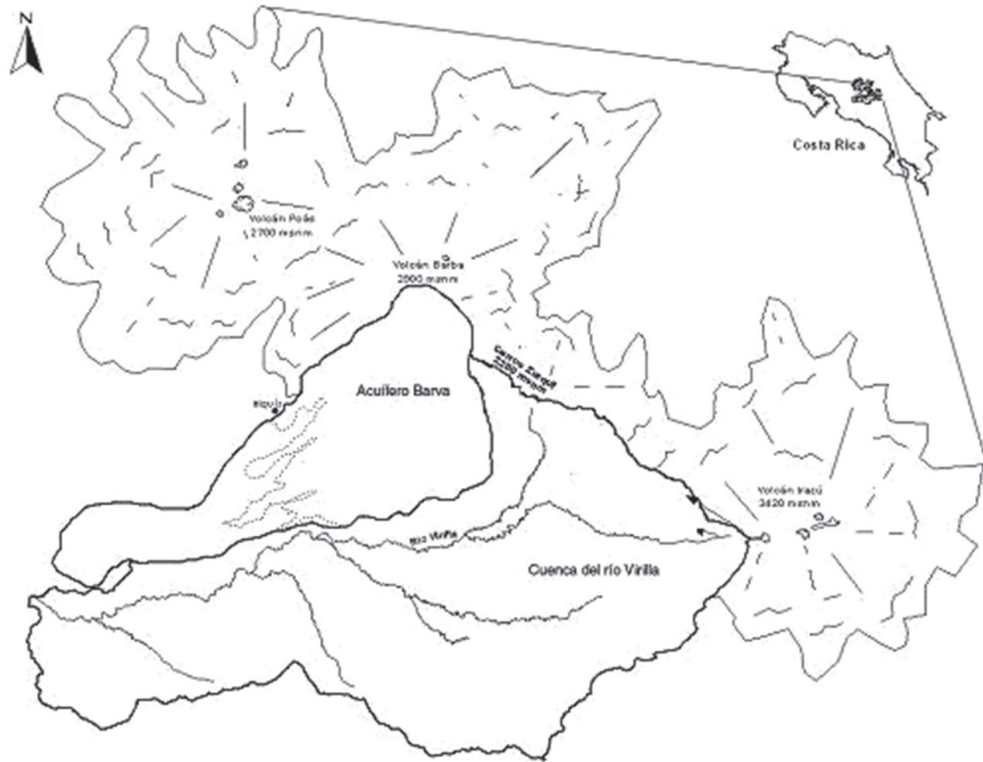
² Laboratorio de Hidrología Ambiental. Universidad Nacional. Apartado 86-3000. Heredia, Costa Rica.

Sitio de estudio

La mayor parte de la población de Costa Rica vive en el Valle Central, en la zona más densamente poblada del país. En la actualidad, alrededor de 1.300.000 personas de la Gran Área Metropolitana (GAM), sobre la cuenca del río Virilla, consume aguas de origen subterráneo, cantidad que aumentará en los próximos cinco años, cuando se pongan en uso pozos de gran diámetro, con el objetivo de satisfacer la creciente demanda. Por esta razón, la ubicación de las zonas de recarga y la comprensión de la dinámica de los procesos hidrológicos son de vital importancia para evaluar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas y para definir zonas de protección de los acuíferos.

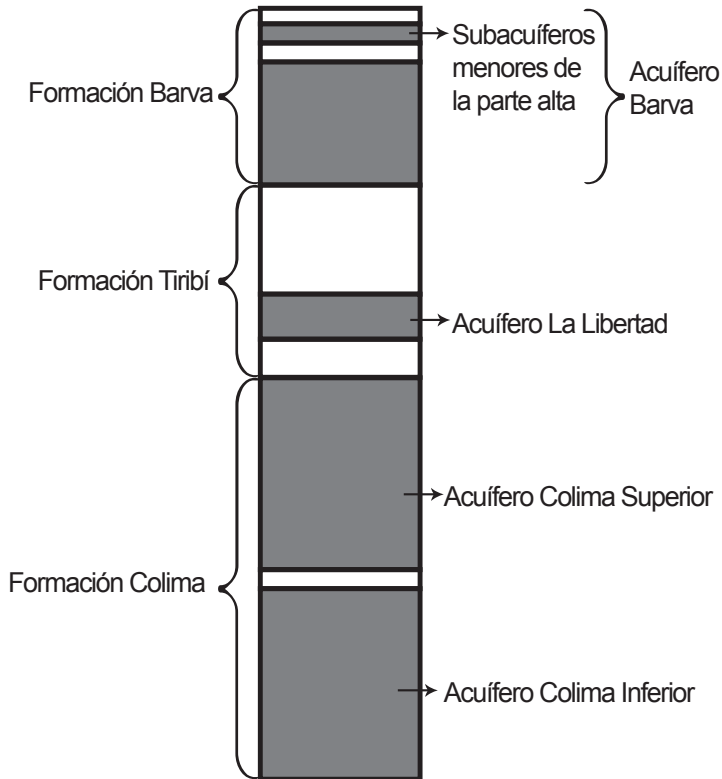
Los materiales volcánicos de la región central del país, muchos de los cuales son altamente fracturados y brechosos, han formado el complejo sistema de acuíferos del Valle Central (Figuras 1 y 2). La Formación Barva, objeto de este estudio, se encuentra ubicada en la parte noroeste de la cuenca del río Virilla. Está constituida por al menos cuatro unidades lávicas (miembros), dentro de las cuales se han formado subacuíferos de extensión y profundidad variables separados por capas de diferente espesor de tobas y piroclastos meteorizados. Generalmente, se refiere al conjunto de subacuíferos de la Formación Barva como acuífero Barva, cuya base está formada por una unidad de tobas e ignimbritas de muy baja permeabilidad, llamada Formación Tiribí. El movimiento del agua en el acuífero parece darse por un flujo fisura y no poroso, ya que se produce a través de horizontes con múltiples brechas y fisuras, en una roca sumamente fracturada. Debido a esto, la conductividad hidráulica es muy heterogénea, ya que está determinada por la cantidad y disposición de las fracturas. Se han determinado valores de K entre los 0,6 a los 100 m^*d^{-1} (Gómez, 1987; BGS/SENARA, 1988).

Figura 1
Cuenca del río Virilla y ubicación del acuífero Barva,
al noroeste de la cuenca



La línea punteada sobre el acuífero indica un posible límite (bajo estudio).
Fuente: Elaboración propia

Figura 2
Columna geológica simplificada, a escala libre,
de la cuenca del río Virilla.



Se señalan las ubicaciones relativas de los miembros geológicos que comprenden el sistema de acuíferos del Valle Central (modificado de BGS/SENARA, 1988).
 Fuente: Elaboración propia

Sobre la Formación Barva se ubican nueve cantones o municipios que extraen el agua subterránea por medio de más de mil pozos registrados, de un número desconocido de pozos no registrados y de alrededor de 400 manantiales. En la actualidad se capta un volumen superior a los 2500 L·s⁻¹, que son utilizados, en su mayor parte, para consumo humano. Aproximadamente 500.000 personas se abastecen de agua del acuífero Barva. La zona que sobreyace la Formación Barva presenta una topografía muy irregular, de acentuadas pendientes y una red hídrica superficial densa, con elevaciones que van desde los 800 hasta los 2900 metros sobre el nivel del mar. Debido a las grandes diferencias en elevación, los ríos tienden a ser de poco caudal, angostos y de gran velocidad, que drenan cuencas alargadas. En las partes bajas, el uso del suelo es principalmente urbano; la región intermedia corresponde sobre todo a

una zona agrícola, y en la parte superior, el suelo está ocupado en su mayoría por pastos y bosques. Existe en esta zona una gran variedad de microclimas, determinados por la alta precipitación, una topografía irregular, la existencia de pasos entre montañas y colinas y la influencia de masas de aire provenientes de ambos océanos.

Es probable que la recarga del acuífero esté concentrada en los meses de julio a diciembre (Reynolds Vargas, 1997), cuando los suelos están saturados. En los meses del período seco y de mayor evapotranspiración (enero a abril), las tasas de recarga probablemente disminuyen, excepto en las partes altas, donde la precipitación continúa aún durante estos meses. Estimaciones hechas (Gómez, 1987; Reynolds Vargas, 1997) tomando en cuenta factores tales como la permeabilidad de los suelos, el volumen de precipitación y la conductividad hidráulica de las tabas, estiman que la recarga puede alcanzar aproximadamente de un 30 a un 55% de la precipitación. Por otra parte, se han realizado aforos que han permitido determinar la ocurrencia de recarga en los tramos donde algunos ríos presentan disminución de su caudal (Rodríguez, H., datos no publicados; Laboratorio de Hidrología Ambiental, datos no publicados). Sin embargo, estas mediciones no han sido exhaustivas ni sistemáticas, por lo que no existe una cuantificación de los volúmenes de agua que ingresan a los acuíferos desde la compleja red hídrica superficial.

La descarga se produce principalmente por medio de manantiales y como flujo base de los ríos. Existe controversia sobre si las tobas e ignimbritas de la Formación Tiribí, que constituyen a la vez el piso del acuífero Barva y el techo del acuífero Colima Superior, son lo suficientemente permeables como para permitir la infiltración desde el nivel superior hacia el estrato acuífero inferior. Algunos autores (BGS/SENARA, 1988) consideran que sí puede existir un flujo vertical de agua, mientras que Protti (1997) estima que la permeabilidad de la Formación Tiribí es demasiado baja para que ocurra una transferencia importante de agua. La presencia de compuestos orgánicos volátiles detectados recientemente en pozos del acuífero Colima Superior (Reynolds Vargas, datos no publicados) sugiere que existe una comunicación hidráulica entre ambos estratos. Por otra parte, la presencia de nitratos y su variación a lo largo del tiempo en el acuífero Colima, en zonas que subyacen el estrato del acuífero Barva, confirman esta sospecha (Reynolds Vargas et al., 2006). Es evidente que los materiales, probablemente muy fracturados, que separan los acuíferos Barva y Colima Superior son insuficientes para impedir el flujo vertical de agua.

El territorio de Costa Rica tiene menos de 200 km de distancia entre la costa pacífica y la costa caribe. Por esta razón, el llamado factor ístmico influye de manera significativa en el clima, pero con modificaciones

determinadas por la Cordillera Volcánica Central, que está orientada de manera casi perpendicular a los vientos predominantes. Este sistema montañoso define dos regímenes climáticos diferentes, el del Pacífico y el del Caribe. En el Pacífico se pueden diferenciar dos estaciones, una seca, de 5 meses de duración, y otra lluviosa, de 6 a 7 meses, con una precipitación promedio anual que va desde 1300 en las zonas bajas hasta 4300 mm en las regiones a más de 2500 msnm. En el Caribe llueve prácticamente todos los meses del año, con una precipitación que va desde los 3400 en la costa hasta los 5000 mm anuales en la parte alta de la Cordillera. Los vientos predominantes vienen del sur y del suroeste en el Pacífico y del noreste (vientos alisios) en el Caribe (Zárate, 1978). La temperatura en el Valle Central (a 1250 msnm) oscila entre 18 y 29 °C, con un promedio anual de 23 °C. En las zonas montañosas, a más de 2000 msnm, las temperaturas varían entre 7 °C y 23 °C. En ambos sitios, las menores temperaturas se alcanzan durante las madrugadas, ya que existe poca variación a lo largo del año. La humedad relativa promedio anual es de 75% en Santa Lucía de Heredia, a 1100 msnm y de 87% a 2000 msnm.

Los resultados que aquí se describen forman parte de un proyecto más amplio que se realiza con la intención de conocer los procesos que influyen sobre la calidad y cantidad de las aguas subterráneas en el Valle Central. El objetivo del presente estudio es identificar las zonas de recarga del acuífero Barva, con la finalidad de proporcionar información que permita un mejor manejo de este importante recurso.

Metodología

La información base sobre los pozos utilizados en este estudio (descripción litológica, datos de caudal, construcción, pruebas de bombeo, etc. fue suministrada por las instituciones que administran el agua en la Gran Área Metropolitana: Servicio Nacional de Aguas Subterráneas (SENARA), Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), Empresa de Servicios Públicos de Heredia (ESPH) y municipalidades de la zona de estudio. Con base en esta información se definieron las isofreáticas y las líneas estructurales del piso del acuífero.

Se colocaron recipientes colectores de precipitación en 12 sitios sobre el acuífero Barva, ubicados a elevaciones desde 642 hasta 2397 msnm. La mayor parte de los colectores se colocó en estaciones pluviométricas pertenecientes al Instituto Meteorológico Nacional. Los análisis de ¹⁸O y deuterio se realizaron mensualmente en todos los sitios, durante al menos 12 meses, entre enero del 2002 y octubre del 2004. Las muestras fueron analizadas por el Laboratorio de la Comisión Chilena de Energía Nuclear, en Santiago, Chile.

Se seleccionaron 38 pozos, de los cuales 16 formaron parte de una red que se muestreó de 5 a 8 veces entre los años 2002 y 2004. También se tomaron muestras de 12 manantiales que descargan cada una de las unidades acuíferas de la Formación Barva. Para efectos comparativos, también se tomaron muestras de pozos y manantiales que extraen agua de los acuíferos Colima Superior y La Libertad.

En este trabajo se utiliza la recta meteórica local (RMCR) determinada con base en los datos isotópicos de precipitación de Costa Rica por Reynolds Vargas (datos no publicados), cuya ecuación es $8.33 \delta^{18}\text{O} + 14.09$ ($r^2 = 0.993$; $n = 397$, lluvias mensuales > 20 mm).

Resultados

El acuífero Barva tiene un espesor saturado que va desde los 4 hasta los 85 m y un área de 180 km². Esta superficie incluye las partes noroeste y oeste del acuífero (observar la línea punteada en la Figura 1), aunque aún está en estudio la posibilidad de una comunicación hidráulica entre ambas zonas. La tendencia general del flujo subterráneo es de noreste a suroeste, siguiendo la morfología de la base del acuífero y correspondiendo, en general, con la topografía de la zona.

En la Figura 3 se indica la ubicación de 12 estaciones de muestreo de lluvia, 38 pozos y 14 manantiales para la toma de muestras de agua subterránea. En la parte central del diagrama se indica un posible límite del acuífero, todavía en estudio.

En el Cuadro 1 se proporciona información sobre los sitios de muestreo de precipitación, incluyendo, la ubicación, la elevación, la precipitación total anual, los promedios aritméticos y ponderados de los isótopos estables. Las estaciones se encuentran a elevaciones entre los 640 y los 2400 msnm y se muestrearon por un período mínimo de 12 meses. No se halló una relación significativa entre el dato isotópico y la elevación. La precipitación total anual aumenta en función de la elevación. Los Cuadros 2 y 3 proporcionan información sobre los 38 pozos estudiados. Para efectos comparativos se incluyeron tres pozos del acuífero Colima (Claretiano, Santa Lucía y La Guácima) y otros tres pozos, cuya profundidad sobrepasa la de la base del acuífero Barva (Isaías Gómez, La Condesa y El Castillo), y que se supone extraen agua del acuífero Colima Superior.

Figura 3
Estaciones para muestreo de precipitación sobre el
acuífero Barva y ubicación de pozos y manantiales
(ver Cuadros 1, 2 y 3 para detalles)



Fuente: Elaboración propia

Cuadro 1

Datos de ubicación, período de muestreo, elevación de las 12 estaciones utilizadas para muestreo de lluvia.
Se incluyen los promedios de precipitación, delta oxígeno-18 y deuterio

	Nombre de la estación de muestreo	Código del sitio	Latitud	Longitud	Elevación (msnm)	Período del muestreo	Precipitación promedio mensual (mm)	Precipitación total anual (mm)	O ¹⁸ promedio aritmético	O ¹⁸ promedio ponderado	H ² promedio aritmético	H ² promedio ponderado
1	Paso Llano	PR23	10.113	-84.09889	2397	Nov. 03 a oct. 04	344	4131	-6.92	-7.90	-41.8	-49.9
2	Sacramento	PR24	10.108	-84.12194	2266	Nov. 03 a oct. 04	277	3323	-6.96	-8.72	-43.2	-57.1
3	Monte de la Cruz	PR18	10.058	-84.08778	1700	Sept. 03 a ag. 04	232	2778	-6.88	-9.63	-44.1	-66.7
4	Heinz Hoffman	PR22	10.081	-84.12972	1650	Nov. 03 a oct. 04	245	2940	-6.56	-8.50	-41.1	-56.3
5	Birri	PR21	10.055	-84.13694	1318	Nov. 03 a oct. 04	243	2916	-6.60	-8.77	-41.2	-58.2
6	Santa Lucía	PR2	10.023	-84.11167	1251	Ene. a dic. 02	185	2038	-6.62	-9.07	-42.9	-62.5
7	San Pablo	PR19	10.001	-84.08806	1215	Nov. 03 a oct. 04	171	2051	-6.57	-9.12	-41.4	
8	Itiquís	PR16	10.051	-84.20611	1110	Sept. 03 a ag. 04	249	2492	-6.85	-9.06	-43.6	
9	Santa Bárbara	PR5	10.033	-84.16583	1102	Ene. a dic. 02	202	2224	-6.72	-9.07	-44.6	
10	Río Segundo	PR25	10.009	-84.1906	980	Nov. 03 a oct. 04	190	2092	-6.96	-8.91	-43.7	
11	Agribiotecnología	PR27	9.996	-84.23194	860	Nov. 03 a oct. 04	168	2017	-6.69	-8.79	-42.8	
12	Turrúcares	PR26	9.962	-84.32361	642	Nov. 03 a oct. 04	177	1945	-6.48	-8.36	-41.7	

Fuente: Elaboración propia

Cuadro 2
Información sobre los pozos muestreados dentro
de la Formación Barva

	Nombre	Código oficial del pozo ^a	Código LHA ^b	n	Acuífero	Latitud	Longitud	Elevación (msnm)	Profundidad de la rejilla (m)	
									Mínimo	Máximo
1	Montelagos	BA-631	SP-20	8	Barva	10.095	-84.123	1924	56	68
2	Tirol	BA-286	SP-3	8	Barva	10.076	-84.088	1865	34	46
3	Empolladora Belén	BA-221	SP-6	8	Barva	10.100	-84.100	1386	23	35
4	Villas Pura Vida	BA-223	SP-18	8	Barva	10.057	-84.186	1301	30	60
5	Hacienda Santa Bárbara	BA-290	SP-17	8	Barva	10.033	-84.167	1233	24	42
6	Cifuentes	BA-414	SP-16	8	Barva	10.035	-84.153	1131	45	75
7	Orlich	BA-97	SP-21	8	Barva	10.013	-84.225	919	--	--
8	Cristal	BA-178	SP-11	5	Barva	10.000	-84.200	1006	20	44
9	La Ribera	AB-1234	SP-14	8	Barva	9.993	-84.173	978	27	45
10	Óscar Arias	BA-419	SP-9	7	Barva	9.997	-84.144	1067	48	60
11	Avícola Mónica	AB-974	SP-19	8	Barva oeste	9.970	-84.228	837	54	63
12	LACSA	RG-265	SP-20	8	Barva oeste	9.986	-84.302	697	19	39
13	Walden Jones	RG-269	SP-24	8	Barva oeste	9.949	-84.348	487	20	32
14	Embutidos París	BA-271	PRE 26	3	Barva	10.003	-84.164	1024	35	47
15	Medina del Campo	BA-480	PRE 15	1	Barva	10.033	-84.167	1102	58	70
16	Los Mangos	AB-885	PRE 16	1	Barva	9.991	-84.173	972	32	52
17	El Arreo	AB-907	PRE 20	1	Barva	9.995	-84.179	960	24	70
18	Boo Huug	BA-362	PRE 27	1	Barva	10.003	-84.161	1030	42	60
19	Vera Campos	BA-455	PRE 30	1	Barva	10.013	-84.159	1035	25	41
20	Gonzalo Cerdas	BA-425	PRE 32	1	Barva	10.058	-84.142	1335	33	63
21	El Coco	AB-1477	PRE 36	1	Barva	9.983	-84.217	865	40	60
22	Hacienda Montemar	BA-409	PRE 52	2	Barva	10.063	-84.182	1264	39	57
23	Ticoplant	BA-628	PRE 54	1	Barva	10.041	-84.197	1017	--	--
24	Moretti	BA-507	PRE 11	1	Barva	10.074	-84.087	1865	33	45
25	Club de Leones Alajuela	BA-29	PRE 38	2	Barva oeste	10.013	-84.236	890	36	--
26	Granja Ochomogo	RG-209	PRE 39	1	Barva oeste	9.955	-84.331	590	12	35
27	Ludwig Muller	RG-250	PRE 40	1	Barva oeste	9.938	-84.332	535	32	56
28	Walter Hellmund	AB-1785	PRE 46	3	Barva oeste	10.000	-84.200	872	74	92

	Nombre	Código oficial del pozo ^a	Código LHA ^b	n	Acuífero	Latitud	Longitud	Elevación (msnm)	Profundidad de la rejilla (m)	
									Mínimo	Máximo
29	Granja Machito	BA-220	PRE 48	1	Barva oeste	10.041	-84.220	1013	40	70
30	Agribiotecnología	AB-1249	PRE 49	3	Barva oeste	9.996	-84.232	860	12	30
31	Tropicana Alajuela	BA-313	PRE 50	3	Barva oeste	10.000	-84.200	917	20	50
32	Los Adobes	BA-547	PRE 51	1	Barva oeste	10.016	-84.200	938	60	97
33	Isaías Gómez	BA-609	PRE 29	1	Sin clasificar	10.028	-84.105	1318	60	100
34	La Condesa	BA-529	PRE 9	2	Sin clasificar	10.061	-84.083	1738	135	147
35	El Castillo	BA-683	PRE 12	1	Sin clasificar	10.055	-84.083	1660	96	120
36	Claretiano	BA-587	SP-8	8	Colima	10.008	-84.128	1146	207	343
37	Santa Lucía	sn	SP-25	5	Colima	10.015	-84.116	1180	--	--
38	La Guácima	sn	SP-27	5	Colima	9.997	-84.191	950	118	148

Fuente: Elaboración propia

Para efectos comparativos se incluyeron en el muestreo pozos del acuífero Colima Superior y La Libertad.

^a= Código oficial asignado al pozo por el Departamento de Aguas del Ministerio de Ambiente y Energía y por el Servicio Nacional de Aguas Subterráneas.

^b= Código utilizado por el Laboratorio de Hidrología Ambiental (LHA) para el muestreo.

Cuadro 3
Manantiales que extraen agua de los acuíferos de la Formación Barva y de los acuíferos Colima y La Libertad

	Nombre del sitio	Código LHA^a	n	Acuífero	Latitud	Longitud	Altitud
1	Sacramento	SM-1	8	Barva	10.113	-84.1122	2396
2	La Gruta	SM-4	8	Barva	10.037	-84.0872	1500
3	Cristal (Echeverría)	SM-10	8	Barva	10.006	-84.1694	967
4	Belén	SM-13	8	Barva	9.983	-84.1747	1386
5	Ojo de Agua	SM-15	8	Barva	9.985	-84.1950	882
6	Laguito Phillips	SM-22	7	Barva oeste	9.953	-84.3406	545
7	29 A	PRE 5-1	1	Barva	10.094	-84.1106	1975
8	Iris Hernández	PRE 7-1	2	Barva	10.094	-84.1056	2021
9	Las Chorreras	PRE 4-1	2	Barva	10.061	-84.0978	1715
10	León Cortés	PRE 34-1	3	Barva	10.000	-84.2000	1118
11	Los Sánchez	PRE 19-1	2	Barva	9.999	-84.1786	939
12	Cebadilla	PRE 1-1	3	Barva oeste	10.000	-84.3000	627
13	Puente de Mulas	PM-131	3	Colima	9.973	-84.1842	910
14	La Libertad	PRE 24-1	1	La Libertad	9.963	-84.1006	1080

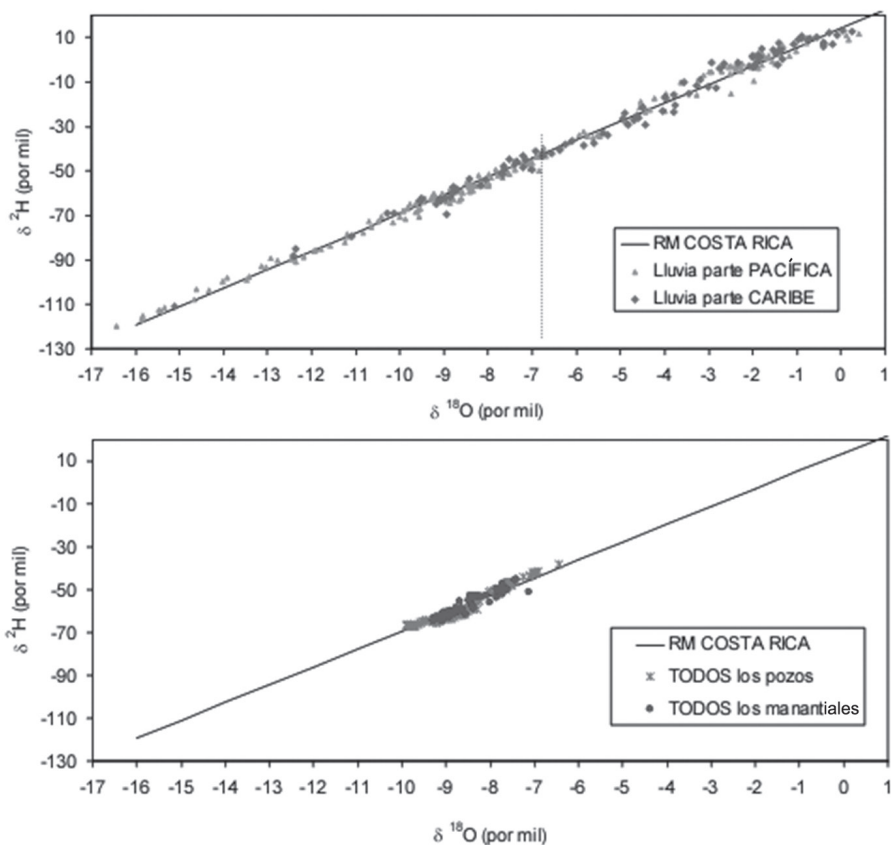
^a= Código utilizado por el Laboratorio de Hidrología Ambiental (LHA).

Fuente: Elaboración propia

La Figura 4a) muestra, para efectos comparativos, los datos isotópicos de la precipitación sobre Costa Rica en muestras tomadas a lo largo de una línea imaginaria que coincide con el paralelo 10, que atraviesa el país de este a oeste (Reynolds Vargas, datos no publicados). Los valores isotópicos se ubican a lo largo de la línea meteórica definida por la autora para Costa Rica desde un mínimo de -17 hasta un máximo de +1‰. No obstante, al ponderar estos valores contra el volumen de precipitación se observó una clara concentración de valores entre -10‰ y -7.5‰ para la vertiente pacífica y valores claramente diferentes, más positivos (entre -6‰ y -3‰), para los sitios sobre la vertiente caribe. La Figura 4b) muestra resultados isotópicos de los pozos y manantiales sobre el acuífero Barva. La Figura 5 muestra la composición isotópica de las aguas subterráneas y la precipitación (promedios ponderados) en las estaciones sobre el acuífero Barva en relación con la recta meteórica definida para Costa Rica (RMCR). El agua de los tres pozos del Grupo A tiene una composición isotópica semejante a la de la precipitación en la estación Monte de la

Cruz, y constituye el grupo más empobrecido isotópicamente. Las aguas subterráneas del Grupo B (partes media y oeste del acuífero) son con claridad más evaporadas que la precipitación sobre esa zona, ya que se encuentran bajo la línea meteórica. Las aguas del Grupo C son más positivas, y tanto las aguas de precipitación (estación Paso Llano) como las subterráneas, se ubican sobre la línea meteórica. A este grupo pertenecen los manantiales Iris Hernández, Las Chorreras y La Gruta, y los pozos Tirol, Moretti, La Condesa, El Castillo, Isaías Gómez, Santa Lucía, Claretiano, La Guácima y Walter Hellmund. Tres de estos extraen agua del acuífero Colima Superior.

Figura 4
a) Firma isotópica de la precipitación sobre la región caribe y sobre la zona pacífica de Costa Rica.
b) Firma isotópica de los pozos y manantiales sobre el acuífero Barva



En ambos casos se utiliza la recta meteórica definida para Costa Rica por Reynolds Vargas, cuya ecuación es $\delta^2\text{H} = 8.33 \cdot \delta^{18}\text{O} + 14.09$.

Fuente: Elaboración propia

Existe una marcada variación durante el año en el $\delta^{18}\text{O}$ que coincide con el patrón estacional de precipitación. En general, los valores más positivos se encontraron durante los meses de menor precipitación (Figura 6). La variación isotópica estacional que se observa en la precipitación no se refleja en las aguas subterráneas, las cuales varían muy poco a lo largo del año. La Figura 7 muestra la composición isotópica de pozos y de manantiales, comparados con la precipitación en la zona central del acuífero. Resultados similares se obtuvieron al comparar las aguas subterráneas con la precipitación en la zona oeste y de la zona norte del acuífero.

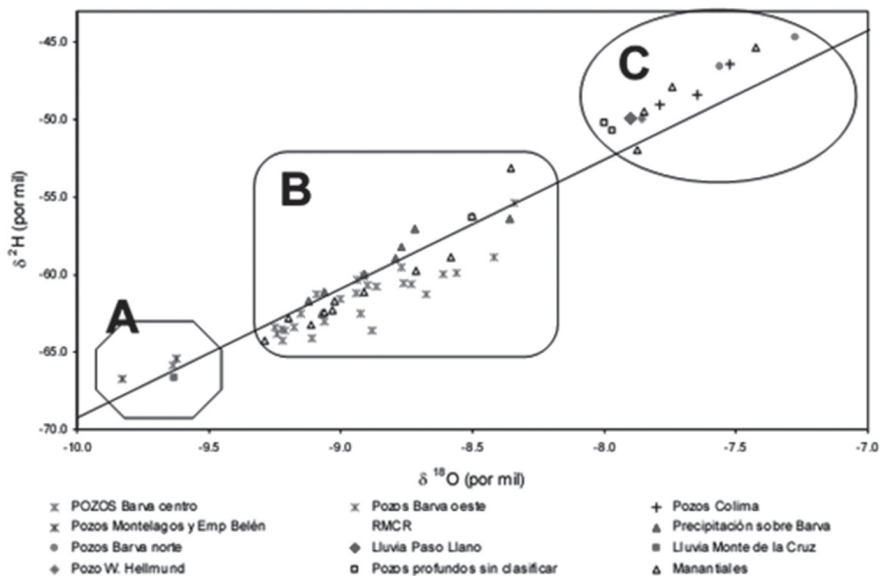
Discusión

Origen de la recarga

En general, la composición isotópica de las aguas subterráneas presenta desviaciones importantes de la línea meteórica (RMCR), que permiten afirmar que los procesos de recarga del acuífero Barva son variados y que la recarga no es uniforme.

Los resultados isotópicos indican que las fuentes de humedad para la región central de Costa Rica provienen tanto del océano Pacífico como del Caribe. Obsérvese en la Figura 4 que el agua de los pozos y manantiales del acuífero Barva tiene una composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ entre -10‰ y -7‰ y manifiesta una coincidencia con la composición isotópica de las masas de aire provenientes de ambos océanos.

Figura 5
Variación isotópica de las aguas en diferentes zonas del acuífero Barva



Grupo A: Precipitación y aguas subterráneas en las zonas noreste y sur del acuífero; Grupo B: Precipitación y aguas subterráneas sobre la zona central del acuífero; Grupo C: Precipitación y aguas subterráneas en la zona norte del acuífero.
Fuente: Elaboración propia

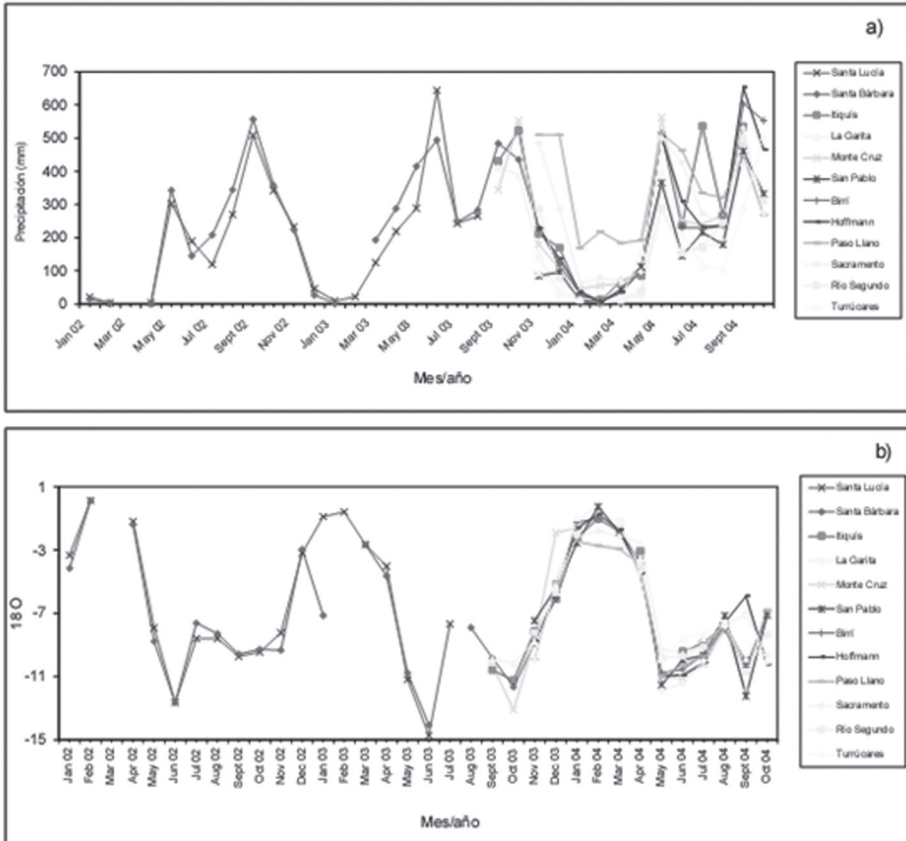
Se pueden observar en la precipitación y en las aguas subterráneas analizadas tres grupos isotópicamente diferentes (Figura 5): en las aguas de la zona norte del acuífero (Grupo A) se cumple con la relación elevación/empobrecimiento isotópico tanto para los pozos de la zona como para la estación Monte de la Cruz, todos ubicados a más de 1300 msnm. La precipitación en este sitio es de origen pacífico, ya que la presencia hacia el este de los Cerros Zurquí (ver Figura 1) impide el ingreso de masas de aire cargadas de humedad del Caribe, como sí ocurre en la parte noreste y sur, que se discutirá posteriormente.

Las aguas subterráneas de la zona central y de la zona oeste del acuífero (Grupo B), todas entre 500 y 1300 msnm, se recargan localmente, ya que coinciden isotópicamente con la precipitación sobre la zona. En la mayor parte de los casos, las aguas subterráneas se ubican bajo la línea meteórica, indicando que se trata de aguas más evaporadas, probablemente recargadas desde los ríos. Debe tenerse en cuenta que la precipitación en las zonas central y oeste del acuífero es escasa o muy baja durante los meses del período seco (ver Figura 6a). Aun durante la época lluviosa la evaporación puede ser considerable, pues los procesos convectivos característicos de la región hacen que el agua evaporada durante la mañana se condense y precipite durante las horas de la tarde.

Las aguas de los pozos y los manantiales ubicados en las zonas noreste y sur del acuífero (Grupo C) son todas isotópicamente más positivas que el resto de las aguas subterráneas y descargan agua que se ha infiltrado en esa zona. Estos pozos son semejantes isotópicamente a la precipitación de la estación Paso Llano; y el hecho de ser mucho más positivas y de no cumplir con la relación esperada entre la composición isotópica y la elevación demuestra la influencia de la precipitación del Caribe, al menos durante algunos meses del año. El vapor proveniente del Caribe sería transportado hacia el lado pacífico de la Cordillera Volcánica Central por masas de aire que logran pasar la cumbre montañosa, al norte de la zona de estudio, y precipitan en las cercanías, captadas en la estación Paso Llano. La existencia de un basamento común en las partes sur y suroeste del macizo del volcán Barva hasta el río Virilla ha sido propuesta (Fernández, 1968; Ehandi, 1981; Kussmaul, 1988; Brenes, 2003), lo que explicaría, a su vez, un origen común de las aguas de los pozos del Grupo C y la recarga del acuífero Colima Superior en la parte alta de la zona.

Figura 6

- a) Variaciones estacionales del volumen de precipitación durante el período de estudio, en 12 estaciones sobre el acuífero Barva.
- b) Variaciones del $\delta^{18}\text{O}$ en las mismas estaciones

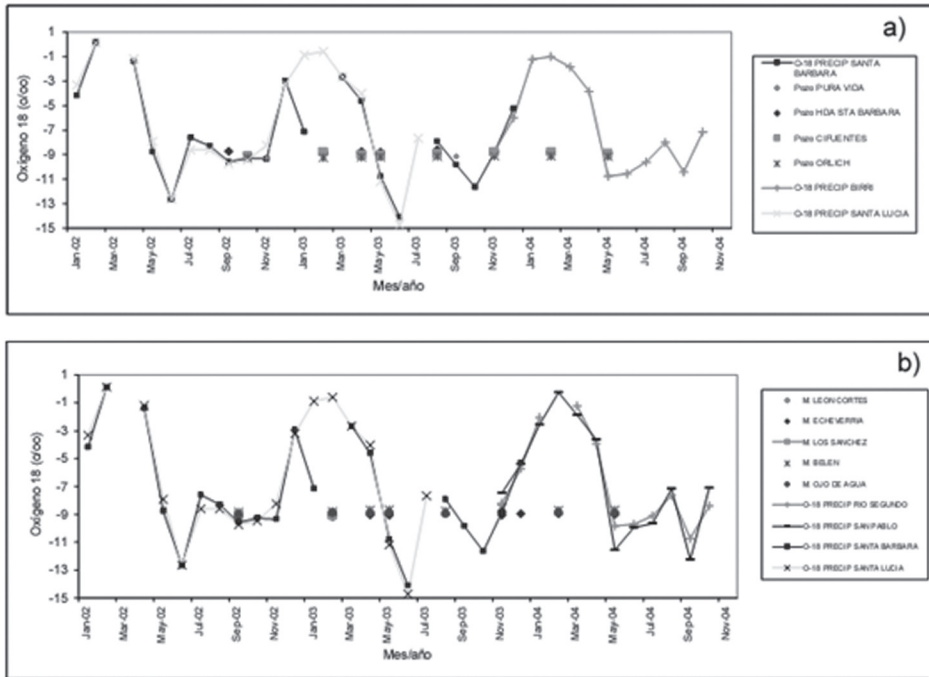


Fuente: Elaboración propia

Figura 7

a) Comparación de la variación estacional del $\delta^{18}\text{O}$ de la precipitación y en pozos sobre el acuífero Barva.

b) Comparación de la variación estacional del $\delta^{18}\text{O}$ de la precipitación y en manantiales sobre el acuífero Barva



Fuente: Elaboración propia

La mayor parte de las aguas subterráneas del Grupo C (excepto el manantial La Gruta), así como la precipitación de la zona, se ubican sobre la recta meteórica y paralelas a esta, indicando agua reevaporada. De acuerdo con Clark y Fritz (1997), no es frecuente encontrar precipitación o agua subterránea que se ubique sobre la línea meteórica, ya que la mayor parte de los procesos meteóricos o subsuperficiales producen cambios en el $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$. No obstante, dadas las condiciones de la zona, que incluyen la presencia de densa vegetación y las relativamente bajas temperaturas nocturnas en la zona protegida cercana al volcán Barva, es posible que existan procesos de condensación y reevaporación constantes. En este caso, la precipitación proveniente del Caribe, empobrecida isotópicamente, se condensaría sobre la densa vegetación en las cercanías del volcán, para luego precipitar y recargar los acuíferos en esa zona.

Tendencias estacionales en la precipitación y su relación con las aguas subterráneas

Las variaciones marcadas en la composición isotópica de la precipitación coinciden con las variaciones en cantidad de lluvia durante el año e ilustran muy bien el denominado efecto de cantidad de Dansgaard. Es evidente que no hay relación alguna de las variaciones en $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ con la temperatura, ya que esta varía relativamente poco durante el año. Estos resultados coinciden con los mencionados por Lachniet y Patterson (2002), quienes analizaron datos de 17 estaciones de precipitación que forman parte de la Red Global de Isótopos en Precipitación (GNIP) del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA).

No se presentan variaciones isotópicas marcadas en las aguas subterráneas que correspondan con las variaciones en la precipitación, como se observa en la Figura 6. Esta poca variabilidad isotópica se repite en prácticamente todos los pozos y manantiales de la zona. A pesar de la relativa poca profundidad del nivel freático, es evidente que las variaciones isotópicas de la precipitación son atenuadas durante la infiltración a través de la zona no saturada, debido a las características físicas del suelo y del subsuelo. Esta uniformidad isotópica sugiere también que debe existir una capacidad de almacenamiento considerable, suficiente para atenuar la variación estacional en la precipitación.

Los resultados de este estudio confirman que existen complejas relaciones hidrogeológicas y climáticas en la zona de estudio, determinadas principalmente por la variedad en las cualidades y espesores de los materiales volcánicos y de las interacciones entre los sistemas de vientos predominantes en la región que drena al Pacífico y la zona que drena al Caribe de la Cordillera Volcánica Central. Estas relaciones han sido puestas en evidencia gracias al análisis de las variaciones isotópicas en la precipitación y las aguas subterráneas en la zona de estudio y señalan que tanto el acuífero Barva como el acuífero Colima Superior son, además, altamente vulnerables a la contaminación.

Se concluye que la recarga del acuífero Barva es local y derivada de la precipitación proveniente del Pacífico, en sus partes central y oeste y que las aguas subterráneas en estas dos zonas no se diferencian isotópicamente. Una parte de la recarga ocurre en las tierras altas ubicadas en las partes noreste y sur de la zona, donde también se recarga el acuífero Colima Superior, semiconfinado. En su parte no confinada, al sur de la zona de estudio, existe recarga directa que se manifiesta en la composición isotópica del manantial Puente de Mulas, que es similar a la de la

precipitación local. Ocurren procesos intensos de reciclaje de humedad por evapotranspiración y reevaporación de la humedad interceptada por la vegetación en la parte alta del acuífero, en las cercanías del volcán, lo que a su vez señala la necesidad de preservar la zona boscosa en esa región.

Es evidente que los ríos en las partes media y baja de la cuenca del río Virilla son un componente significativo de la recarga. Lamentablemente, estos cauces de agua están muy contaminados, debido a que son utilizados para la disposición de desechos líquidos y sólidos de todo tipo. Este hecho tiene implicaciones importantes, sobre todo en el Valle Central, donde la población es dependiente de las aguas del subsuelo y donde se hace necesario garantizar la sostenibilidad del uso del recurso. La puesta en práctica de medidas más adecuadas de manejo de desechos y de protección de aguas superficiales y subterráneas es urgente.

Bibliografía

- BGS/SENARA. 1988. The continuation of hydrogeological investigations in the north and east of the Valle Central, Costa Rica. Final Report 1984-1987. British Geological Survey Technical Report WD/88/13R. San José, Costa Rica.
- Brenes, J. 2003. Geología y peligros volcánicos del flanco oeste y suroeste del volcán Barva, Costa Rica. Tesis de Licenciatura. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.
- Clark, I. and Fritz, P. 1997. *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. Lewis Publishers, New York, EE.UU.
- Dansgaard, W. 1964. Stable isotopes in precipitation. *Tellus*, 16: 436-468.
- Darling, W.; Parker, J.; Rodríguez, H. and Lardner, A. 1989. Investigation of a volcanic aquifer system in Costa Rica using environmental isotopes. En: Estudios de Hidrología Isotópica en América Latina. Documento técnico. Organismo Internacional de Energía Atómica. Viena.
- Echandi, E. 1981. Unidades volcánicas de la vertiente norte de la cuenca del río Virilla. Tesis de Licenciatura. Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica.
- Fernández, M. 1968. Las unidades hidrogeológicas y los manantiales de la vertiente norte de la cuenca del río Virilla. Informe Interno No. 27. Ministerio de Agricultura y Ganadería. San José, Costa Rica.
- Fritz, P. and Fontes, J. Ch. 1980. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry*. Volume 1. Elsevier Scientific Publishing Co. Holland, Amsterdam.
- Gómez, A. 1987. Evaluación del potencial de los acuíferos y diseño de las captaciones de agua subterránea en la zona de Puente de Mulas, provincia de Heredia, Costa Rica. Tesis de grado. Escuela Centroamericana de Geología, Universidad de Costa Rica.
- Kussmaul, S. 1988. Comparación petrológica entre el piso volcánico del Valle Central y la Cordillera Central de Costa Rica. *Revista Ciencia y Tecnología (Costa Rica)*, 12: 109-116.

- Lachniet, M. and Patterson, W.P. 2002. Stable isotope values of Costa Rican surface waters. *Journal of Hydrology*, 260: 135-150.
- Mook, W.G. 2001. Environmental isotopes in the hydrogeological cycle. Principles and applications. Technical Documents in Hydrology. No. 39. UNESCO, Paris.
- Pérez, I.; Hirata, R. y Reynolds Vargas, J. 2002. Estudio de la hidrogeología del área oeste del Valle Central, Costa Rica, utilizando isótopos ambientales. En: *Manejo integrado de aguas subterráneas: un reto para el futuro* (Ed. J. Reynolds Vargas). EUNED; San José, Costa Rica. Pp. 203-214.
- Protti, E. 1997. Análisis de riesgo de contaminación de acuíferos del Valle Central, Costa Rica. Geotest S.A. Informe para el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados.
- Reynolds Vargas, J. 1997. Evaluación de los recursos hídricos en Costa Rica: disponibilidad y utilización. Informe Final. Centro Científico Tropical/Centro Internacional en Política Económica para el Desarrollo Sostenible.
- Reynolds Vargas, J; Fraile, J. and Hirata, R. 2006. Trends in nitrate concentrations and determination of its origin using stable isotopes (^{18}O and ^{15}N) in groundwater of the western Central Valley, Costa Rica. *Ambio*, 35 (5): 229-236.
- Rozanski, K.; Araguás-Araguás, L. and Gonfiantini, R. 1993. Isotopic patterns in modern global precipitation. In: *Climate Change in Continental Isotopic Records*; Geophysical Monograph 78. American Geophysical Union.
- Zárate, E. 1978. Comportamiento del viento en Costa Rica. Instituto Meteorológico Nacional. Nota de Investigación No. 2. San José, Costa Rica.

PARTE II:

Deterioro del recurso hídrico de la zona norte de Heredia relacionado con el desarrollo urbano y agrícola



Efectos del aumento poblacional y del cambio de uso del suelo en los recursos hídricos en la microcuenca del río Ciruelas, Costa Rica*

*Natalia Ureña¹, Francisco Jiménez¹, Jenny Reynolds²,
Jeffry Jones¹ & Cornelis Prins¹*

En Costa Rica, la expansión urbana se ha desarrollado en mayor escala en la zona central del país, donde se ubica la Gran Área Metropolitana (GAM). En esta región de 1700 km² se encuentran las ciudades de San José, Heredia, Alajuela, Cartago y muchos poblados que las rodean e interconectan para formar una gran zona urbana. Datos del censo poblacional del 2000 realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Censos de Costa Rica (INEC, 2001) indican que esta área posee más de dos millones de habitantes, lo que representa el 54% de la población total, aglutinada en el 3% del territorio nacional. Esta situación ha hecho que la demanda por recursos como el agua se concentre geográficamente y genere una fuerte presión sobre el recurso, la cual se manifiesta en la contaminación de las fuentes (superficiales y subterráneas) y otros problemas que afectan la salubridad y la calidad de vida de las personas.

Varios factores inciden en la creciente contaminación de aguas superficiales. Según el Informe del Estado de La Nación (2002), el mayor problema es la falta de alcantarillados sanitarios en la GAM. Sin embargo, la ausencia de tratamiento para las aguas residuales provenientes de actividades industriales y agropecuarias es también un serio problema, ya que la mayor parte se vierte directamente en los ríos o se descarga en los suelos. En Costa Rica, las aguas subterráneas representan una fuente importante de abastecimiento (más del 80%). El acuífero Barva es uno de los principales que abastecen áreas urbanas y semiurbanas de la GAM; entre ellas, parte de los cantones de Barva, Santa Bárbara y Alajuela. Este acuífero es el más superficial de los que abastecen la GAM y está formado

*Publicado en: Recursos Naturales y Ambiente, 48: 75-80.

¹ CATIE, Turrialba, Costa Rica.

² Laboratorio de Hidrología Ambiental. Universidad Nacional. Apartado 86-3000. Heredia, Costa Rica.

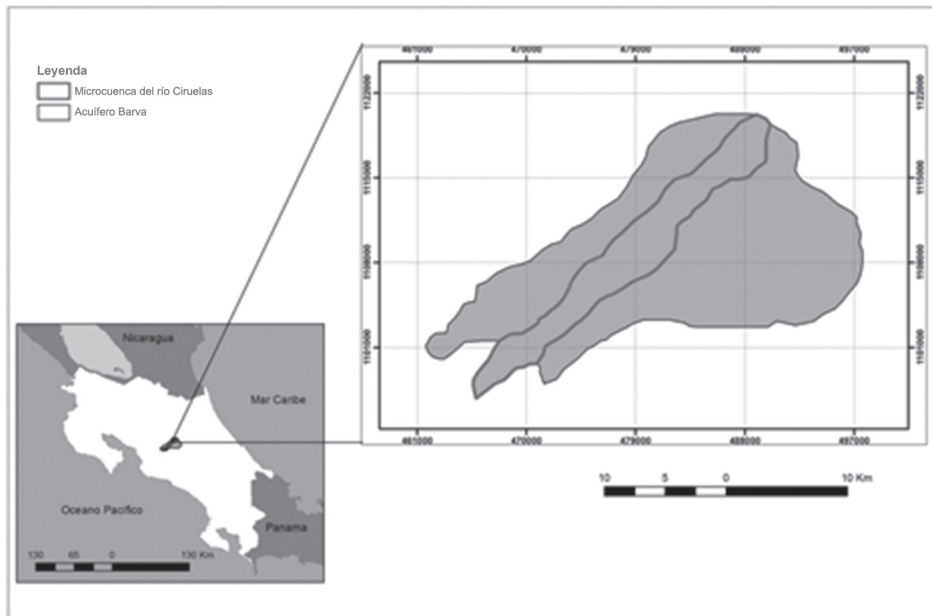
por materiales de lava de mediana a baja permeabilidad, lo que lo hace vulnerable a la contaminación. La microcuenca del río Ciruelas ocupa una parte importante del área que cubre el acuífero Barva.

Según Reynolds (2002), hasta ahora no hay estudios científicos suficientes que sirvan como un punto de partida para determinar parámetros necesarios para la regulación del buen manejo de los recursos naturales. El objetivo principal del presente estudio es relacionar el aumento poblacional, los cambios de uso del suelo y las actividades humanas con el deterioro del recurso hídrico superficial y subterráneo en la microcuenca del río Ciruelas.

Metodología

El área de estudio comprende la microcuenca del río Ciruelas, ubicada en la subcuenca del río Virilla, cuenca del río Grande de Tárcos, vertiente del Pacífico (Figura 1). El esquema de investigación incluyó: una etapa inicial de recopilación de información base para el estudio, una etapa de aplicación de herramientas para recopilar información de fuentes primarias, otra etapa para la elaboración del mapa multitemporal de cambios de uso del suelo en la microcuenca y análisis de la información y una etapa final de síntesis y planteamiento de recomendaciones. Para la revisión de antecedentes e información secundaria se tomó como referencia la literatura existente en el área de estudio: trabajos de tesis, informes técnicos y de proyectos, planes institucionales y regionales. La mayor parte de la información base de cada cantón tales como planes reguladores, permisos de construcción y control de uso del suelo, se consultó en las municipalidades.

Figura 1
Mapa de ubicación del acuífero Barva y
la microcuenca del río Ciruelas



Fuente: Ureña (2005).

Se utilizaron herramientas participativas para recopilar información secundaria, tales como talleres de consulta participativa y entrevistas semiestructuradas con los actores e informantes claves de la microcuenca. Con estas herramientas se buscaba obtener la información relevante y en forma rápida ofrecida por los actores locales. La temática central que se consideró en los talleres fue principalmente la situación actual de los recursos hídricos en los cantones de la microcuenca (Barva, Santa Bárbara y Alajuela).

Se realizó un análisis multitemporal del uso del suelo en la microcuenca para 1989, 1998 y 2003. La herramienta de análisis fue el Sistema de Información Geográfica (SIG), programa Arc View 3.3[®]. Como insumos se utilizaron las fotografías aéreas de los años mencionados; una vez ortorrectificadas, se delimitó el área de estudio y se digitalizó sobre esta (9034 ha). Se definieron cinco categorías de uso del suelo: cobertura boscosa, asentamientos humanos, pastos y charrales, café y otros cultivos (caña, hortalizas y viveros). Se elaboraron matrices de cambio del uso del suelo utilizando la extensión Detección de cambios de Arc View, con la cual se realizó la unión geométrica de las capas de uso del suelo para los tiempos estudiados.

Resultados y discusión

Cambios de uso del suelo

Las principales categorías de uso del suelo son las de cobertura boscosa (23,8%), seguida por los asentamientos humanos y otros cultivos, cuyas áreas ocupan en la actualidad alrededor del 20,8% y 19,7%, respectivamente, del área total de la microcuenca. Los pastos y charrales alcanzan un 19,2%, seguido del café con un 16,5% del área total (Cuadro 1).

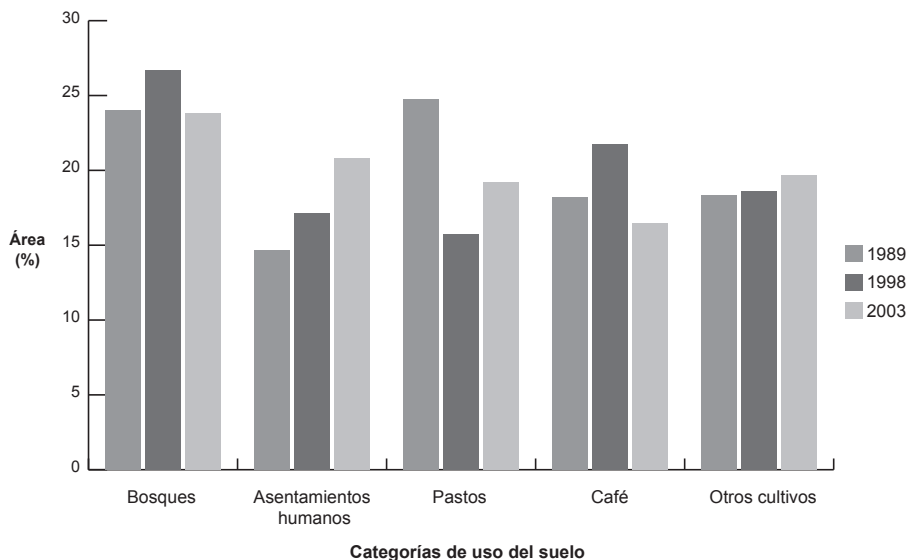
El área de asentamientos humanos ha tenido cambios drásticos en la microcuenca, ya que es la categoría que más ha aumentado en los tres períodos analizados: 14,6% en 1989, 17,2% en 1998 y 20,8% en el 2003 (Cuadro 1 y Figura 2). La cobertura boscosa aumentó 2,6%, de 1989 a 1998, pero disminuyó 2,9%, de 1998 al 2003, aunque la reducción neta para todo el período analizado fue de solamente 0,24% (Cuadro 1 y Figura 2).

Cuadro 1
Extensión por categoría de uso del suelo en
la microcuenca del río Ciruelas, Costa Rica

Categoría de uso	1989	Área (ha / %) 1998	2003
Bosque	2173 / 24,05	2411 / 26,68	2151 / 23,81
Asentamientos humanos	1323 / 14,64	1551 / 17,17	1879 / 20,80
Pastos y charrales	2238 / 24,78	1421 / 15,73	1737 / 19,22
Café	1645 / 18,21	1968 / 21,78	1490 / 16,50
Otros cultivos	1655 / 18,32	1684 / 18,64	1778 / 19,68
Total	9034 / 100	9034 / 100	9034 / 100

Fuente: Elaboración propia

Figura 2
Porcentaje por categoría de uso del suelo
en los años 1989 y 1998 en la microcuenca del río Ciruelas



Fuente: Elaboración propia

Dinámica de uso del suelo

De 1989 a 1998, la cobertura boscosa se incrementó en 351 ha (de 2173 ha a 2524 ha). Los asentamientos humanos cambiaron de 1323 ha a 1677 ha, con un cambio neto de 354 ha. Los pastos disminuyeron de 2238 ha a 1335 ha, la mayor parte de los terrenos que cambiaron este uso se incorporaron a los bosques (21,6%). La cobertura de café cambió de 1645 ha a 1840 ha para un aumento de 195 ha, y la cobertura de otros cultivos varió poco (de 1655 ha a 1658 ha). En este período, la mayor tendencia de uso fue el cambio de pasto a bosque, aunque también ya era evidente el aumento en asentamientos humanos (Cuadro 2).

Cuadro 2
Dinámica del uso del suelo (ha y %) de los años 1989 a 1998 y de 1998 al 2003 en la microcuenca del río Ciruelas, Costa Rica

Usos 1989	Transición de usos de 1989 a 1998										Área 1989
	B		AH		P		C		OC		
	Ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
B	1934,9	89,0	50,4	2,3	105,1	4,8	36,4	1,7	46,1	2,1	2173
AH	0	0	1322,8	100	0	0	0	0	0	0	1323
P	482,8	21,6	189,4	8,5	1166,1	52,1	70,5	3,2	329,5	14,7	2238
C	60,5	3,7	32,5	2	15,1	0,9	1457,9	88,6	79,0	4,8	1645
OC	4	2,8	82	5	48,3	2,9	275,1	16,6	1203,4	72,7	1655
Total	Área por uso en 1998										9034
9034	2524		1677		1335		1840		1658		
Usos 1998	Transición de usos de 1998 al 2003										Área 1998
	B		AH		P		C		OC		
	Ha	%	ha	%	ha	%	Ha	%	ha	%	
B	2106,4	83,4	36,1	1,7	355,3	14,1	4,1	0,2	22,3	0,9	2524
AH	0	0	1677,2	100	0	0	0	0	0	0	1677
P	32,8	2,5	38,4	2,9	1238,9	92,8	11,4	0,9	13,8	1,0	1335
C	0	0	262,1	14,2	25,2	1,4	1439,5	78,2	113,3	6,2	1840
OC	3,4	0,2	29,9	1,8	3,0	0,2	28,8	1,7	1593,0	96,1	1658
Total	Área por uso en el 2003										9034
9034	2143		2044		1622		1484		1742		

B = bosques; AH = asentamientos humanos; P = pastos y charrales; C = café; OC = otros cultivos.
Fuente: Elaboración propia

En el período 1998-2003, las tendencias de cambio de uso del suelo presentaron variaciones en todos los usos (Cuadro 2). La cobertura boscosa disminuyó en 381 ha (de 2524 ha a 2143 ha). Los asentamientos humanos se incrementaron en 367 ha (de 1677 a 2044 ha). El 14,1% del bosque cambió a pastos; a la vez, los pastos cambiaron de 1335 ha a 1622 ha y el café de 1840 ha a 1484 ha en favor de los asentamientos humanos, lo cual significa el mayor porcentaje de cambio (14,2%). Lo mismo ocurrió con los otros cultivos que aumentaron de 1658 ha a 1742 ha, teniendo el mayor porcentaje de cambio (1,8%) a asentamientos humanos.

Lo anterior demuestra que la tendencia y, en general, la dinámica de uso del suelo en la microcuenca del río Ciruelas para el período 1998-2003 es hacia el aumento del área cubierta por asentamientos humanos.

Con estas variaciones, es posible suponer que la tendencia de los bosques en la microcuenca sea, en primera instancia, a convertirse en pastos y luego en asentamientos humanos, lo cual evidencia la importancia de la gestión de los recursos hídricos debido al fuerte incremento de la urbanización.

Actividades humanas

La población en los tres cantones presentó un crecimiento considerable en los períodos analizados. Para el 2003, el cantón con la mayor densidad poblacional en la microcuenca era Alajuela con una densidad promedio de 15.415 hab./km², seguido por Santa Bárbara con 9271 hab./km². El menor cambio en la densidad poblacional se dio en el distrito de San José de la Montaña del cantón de Barva, que pasó de una densidad poblacional de 90 hab./km² en 1989 a 108 hab./km² en el 2003. La población total de la microcuenca pasó de 75.237 habitantes en 1989 a 99.935 en 1998 y a 110.606 personas en el 2003, para una variación de la densidad poblacional de 833 a 1106 y 1225 hab./km², respectivamente.

La situación actual de las aguas superficiales y subterráneas en la zona de estudio es determinada, principalmente, por la demanda del recurso, el estado de la infraestructura disponible, la administración del recurso, el incumplimiento de la legislación, el uso del suelo y, en general, las actividades antrópicas que inciden directa o indirectamente.

La zona de estudio cubre parte de dos de las principales zonas agroindustriales del país: Heredia y Alajuela. En ellas se encuentran una gran cantidad de actividades que generan aguas residuales. Según el diagnóstico realizado por PRODUS (2004), la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas negras no funcionan (las de las ciudades de Alajuela y Heredia y las urbanizaciones cercanas), por lo que las aguas se descargan directamente a los ríos. En los sitios donde no se dispone de alcantarillado sanitario, muchas de las aguas negras se depositan directamente a los ríos; solo algunas casas cuentan con tanques sépticos y la correspondiente zona de absorción.

En la microcuenca, principalmente en el cantón de Alajuela, se ubican una gran cantidad de industrias. Según PRODUS (2004), el auge del desarrollo industrial y de asentamientos humanos continúa favorecido por la infraestructura existente, la cercanía al principal aeropuerto internacional del país y porque la microcuenca forma parte de la GAM.

Los porcentajes de cobertura de recolección de desechos sólidos en la zona son altos (PRODUS, 2004); sin embargo, se siguen depositando desechos en los ríos, lotes baldíos y calles. La recolección de desechos sólidos

en los cantones de la microcuenca está a cargo de las municipalidades y empresas privadas, principalmente la WPP Continental de Costa Rica S.A. Es importante señalar que los sitios de disposición final de desechos deben cumplir con la legislación nacional, específicamente con el Reglamento de Rellenos Sanitarios. No obstante, ninguno de los cantones cuenta con un inventario de botaderos clandestinos.

Para efectos del estudio, se diferenciaron dos contextos (nacional y local y regional) para describir el marco legal, institucional y organizacional que incide directa e indirectamente con el manejo de los recursos hídricos en la microcuenca del río Ciruelas.

Según Aguilar (2004), no existe un sistema de gestión integrado ni planificado del recurso. Lo anterior se refleja en la dispersión y especificidad de competencias de las instituciones responsables. Por ejemplo, en los cantones de Barva, Santa Bárbara y Alajuela existe una importante cantidad de organizaciones comunales establecidas formalmente y con competencias sobre el uso de los recursos naturales, tales como asociaciones de desarrollo, comités de salud y de aguas, comisiones ambientales municipales, consejos de distrito, entre otras. Sin embargo, las repercusiones de sus acciones en la gestión integrada de los recursos hídricos es muy limitada por falta de coordinación intersectorial e interinstitucional.

Las organizaciones locales funcionan con una dinámica lenta y mecanismos que restringen la participación popular en la toma de decisiones y en la generación de iniciativas para el manejo ambiental en la microcuenca. De las tres municipalidades, solamente la de Alajuela cuenta con una oficina ambiental.

La mayoría de las instituciones estatales relacionadas con la gestión y administración de los recursos hídricos en la microcuenca ejercen acciones centralizadas. Por ejemplo, las oficinas regionales del MINAE y del Ministerio de Salud se ubican en otros cantones de la provincia de Heredia con un contexto distinto al que se vive en Barva, y específicamente en San José de la Montaña (distrito ubicado en la microcuenca).

En cuanto al manejo de los recursos hídricos, en la microcuenca, los pobladores locales opinan que es evidente la descoordinación interinstitucional y la ineficiencia de los organismos responsables; además, hay poca conciencia ambiental, poca planificación y regulación de las acciones y las leyes no se cumplen. También se menciona la urgencia de aplicar planes reguladores y de que se actualice la legislación con respecto al recurso hídrico en el ámbito nacional.

Conclusiones

En la microcuenca del río Ciruelas, el proceso de expansión urbanística está estrechamente asociado al crecimiento poblacional. En el período de 1989 a 1998, el desarrollo de asentamientos humanos se realizó sobre todo en áreas que estaban bajo pastos y terrenos baldíos, mientras que en los últimos años, en áreas dedicadas al cultivo del café.

El desarrollo urbanístico e industrial desordenado y la falta de cultura ambiental son los factores que más contribuyen a la contaminación hídrica en la microcuenca.

Aunque existe una preocupación por parte de la población por el manejo actual deficiente del agua en la microcuenca del río Ciruelas, no hay suficiente liderazgo institucional ni organizacional para canalizar y coordinar esfuerzos y recursos tendientes a lograr una gestión integrada de los recursos hídricos en esta área. Es urgente un proceso de planificación, ordenamiento territorial y concertación, con participación amplia de los actores claves de la microcuenca, para implementar acciones para esta gestión integrada.

Recomendaciones

Es necesario que en los planes reguladores municipales se incluya el enfoque territorial y de cuencas como sistema de planificación, más que el enfoque administrativo y político. Es imprescindible que haya coordinación entre las municipalidades de Barva, Santa Bárbara y Alajuela, si se pretende ejecutar un plan a nivel de la microcuenca. Por otra parte, se deben promover programas municipales de divulgación, comunicación y coordinación de acciones con las organizaciones e instituciones locales, dejando de lado los aspectos sociopolíticos; este aspecto es clave si se quiere impulsar un programa de pago de tarifa hídrica. Además, se debería implementar el canon por vertidos, como un instrumento clave para la disminución de excretas en la microcuenca, sobre todo en el cantón de Alajuela, donde se concentra la mayor área industrial, así como incentivar a las industrias y productores para que apliquen tecnologías limpias.

Bibliografía

- Aguilar, A. 2004. Hacia una nueva ley del agua. Memoria de un proceso de construcción participativa. San José, Costa Rica, CADARENA.
- INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos). 2001. IX Censo Nacional de Población y V de Vivienda. Resultados Generales. INEC. San José, Costa Rica.
- PRODUS (Programa de Investigación de Desarrollo Urbano Sostenible). 2004. Diagnóstico biofísico y socioeconómico para el proyecto "Adaptación del sector hídrico al cambio climático en Costa Rica". Informe presentado al Instituto Meteorológico Nacional. IMN. San José, Costa Rica.
- Proyecto Estado de la Nación. 2002. Estado de La Nación en Desarrollo Humano Sostenible: sétimo informe 2000. San José, Costa Rica.
- Reynolds, J. 2002. *Manejo integrado de aguas subterráneas: un reto para el futuro*. EUNED, San José, Costa Rica.
- Ureña Retana, N. 2005. Efectos del aumento poblacional y del cambio del uso del suelo sobre los recursos hídricos en la microcuenca del río Ciruelas, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE.

Infiltración de nitratos a través de los suelos volcánicos en el Valle Central, Costa Rica*

Jenny Renolds Vargas¹, Luis Araguás Araguás², Julio Fraile Merino¹, Leda Castro Herrera¹ & Kazimierz Rozanski²

Aunque la filtración de nitratos de suelos agrícolas ha sido considerada como una de las principales causas de contaminación del agua subterránea en todo el mundo (Kumm, 1976), existen pocos datos sobre los procesos que controlan la filtración de nitratos y la infiltración de agua en condiciones tropicales. Marcar agua del suelo con rastreadores químicos o isotópicos se considera actualmente una herramienta muy útil para estudiar el movimiento descendente del agua y de los contaminantes a través del suelo, y se han realizado intentos para utilizar modelos matemáticos para predecir el comportamiento de los solutos a través de la zona no saturada (Butters et al., 1989; Lotse et al., 1992).

El Valle Central, en las tierras altas del centro de Costa Rica, es una depresión topográfica (a una altitud de 1000 m) rodeada de volcanes, cuyos suelos fértiles la han convertido en un área de alta actividad agrícola. Más del 50% de la población total de Costa Rica está concentrada en esta zona, que es el centro de las actividades económicas y sociales del país. Por más de 150 años, un alto porcentaje de la región ha sido cultivada con café de exportación, y prácticas de manejo intensivo en los últimos 30 años han incrementado enormemente la producción de café.

Las partes norte y central del Valle Central se formaron con materiales derivados de la actividad volcánica durante el período Cuaternario (Fernández, 1969; Losilla, 1973). Flujos de lava de diferentes espesores formaron ricos acuíferos, que representan un recurso extremadamente valioso, que suministran agua potable a más del 50% de la población en la región a través de una red de pozos y acueductos. La extracción de agua aumentará en el futuro cercano para satisfacer las crecientes demandas de la población.

*Publicado en: Nuclear Techniques in Soil-Plant Studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation. Proceedings of a Symposium. Pp. 549-559. Vienna, Austria, 17-21 October 1994. STI/PUB/947.

**Traducido del inglés por Hellen Varela Fernández.

1 Laboratorio de Hidrología Ambiental, Escuela de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

2 Sección de Hidrología Isotópica, División de Ciencias Físicas y Químicas. Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena.

Poco se sabe de la dinámica del nitrógeno de suelos volcánicos o el comportamiento del agua y solutos en la zona no saturada de los acuíferos del Valle Central. Por lo tanto, nuestro entendimiento es incompleto del potencial para las actividades humanas, particularmente el cultivo del café y los sistemas de eliminación de residuos humanos, para influenciar la concentración de nitratos en las aguas subterráneas en el Valle Central. En estos acuíferos se han detectado, en varias ocasiones, concentraciones de nitratos que se acercan o superan el máximo de 10 mg/L de nitrógeno (la cantidad recomendada por la Organización Mundial de la Salud), especialmente en las regiones más urbanizadas o en áreas bajo agricultura intensiva (Reynolds Vargas et al., 1995). Seis años de monitoreo en una red de muestreo de manantiales y pozos en el Valle Central han demostrado una tendencia positiva significativa en la concentración de nitratos en el acuífero que subyace en el área experimental.

Los recursos de aguas subterráneas en el Valle Central son considerados muy vulnerables a la contaminación, pues se dan las condiciones ideales en la región para la filtración de nitratos (y posiblemente para la filtración de otros contaminantes): la precipitación anual es muy alta (2000 a 5000 mm), y los suelos y materiales volcánicos en la zona no saturada son muy permeables. Hay altas concentraciones de nitratos en los suelos, derivados principalmente del uso intensivo de fertilizantes nitrogenados en las plantaciones de café, las altas tasas de mineralización y de nitrificación [Reynolds Vargas et al., 1994], y también el amplio uso de tanques sépticos.

Es importante conocer más sobre la dinámica del nitrógeno en los suelos, no solo para hacer la agricultura del café económicamente eficiente, sino también para establecer normas y regulaciones que estén relacionadas con el uso del suelo y dirigidas a proteger la calidad de las aguas subterráneas. Se hace una evaluación preliminar de los factores que pueden influir en la filtración de nitratos y agua a través de los suelos volcánicos, incluyendo las prácticas de manejo del café y las condiciones ecológicas del Valle Central. Los objetivos principales del estudio son medir el tiempo de tránsito del agua y los nitratos disueltos a través de suelos cultivados con café bajo dos sistemas diferentes de manejo, y desarrollar un modelo de predicción del comportamiento del agua y solutos.

Métodos

Descripción del sitio

Dos plantaciones adyacentes fueron seleccionadas como representativas de las áreas cultivadas de café en la cuenca del río Virilla en el Valle Central (Figura 1). La primera plantación, que pertenece al Centro de

Investigaciones en Café (CICAFE), es de manejo intensivo y no cuenta con árboles de sombra, altas densidades de plantas (6500 plantas/ha), grandes y frecuentes aplicaciones de fertilizantes químicos ($300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \text{ N}$), estricto control de plagas y malezas por medios químicos y alta productividad en variedades de plantas. La otra plantación es de manejo tradicional, donde las aplicaciones de agroquímicos y la productividad son relativamente bajas y hay árboles de gran follaje sembrados de forma irregular en el área para que den sombra y productos secundarios como bananos, cítricos y leña. Ambos tipos de manejo han sido usados por más de 20 años. En estas condiciones, los árboles de café aprovechan un volumen de suelo de aproximadamente 120 cm de profundidad, y 60-100 cm desde el tronco.

La región cuenta con dos estaciones bien definidas: una estación lluviosa de cerca de siete meses (mayo a noviembre), época en que la precipitación supera ampliamente la evapotranspiración; y una estación seca de cinco meses (diciembre a abril). Se ha estimado que entre el 40% y el 50% del total de las precipitaciones en la región recarga los acuíferos [Jovel et al., 1972; Reynolds Vargas et al., 1995]. La precipitación total anual fue de 2700 mm en 1993. El nivel freático en el área de estudio está a una profundidad de 73 m. Las propiedades de estos suelos (0-100 cm) son: densidad aparente: $0,76 \text{ g/cm}^3$; capacidad de retención de agua: 30%; y capacidad de campo: 55% [Reynolds Vargas et al., 1994]. La mayoría de los suelos de la región han sido clasificados como Andisoles, equivalente a suelos Udand, derivados de restos volcánicos con altas concentraciones de materiales amorfos. Las parcelas seleccionadas son casi planas, por lo tanto, es aceptable una pérdida mínima por deslizamiento.

Inyección de rastreo y análisis

El 6 de marzo de 1993, durante la estación seca, se inyectó de manera uniforme una solución de 1 kg de nitrato de potasio en 6 litros de agua, a 45 cm de profundidad, en una parcela de 1 m^2 en cada plantación. Se agregó una solución de 400 ml de agua tritiada (aproximadamente $1 \times 10^6 \text{ UT}$)³ a la solución de nitrato inyectada en la parcela de manejo intensivo. Se determinaron los niveles de nitrato del suelo en ambas plantaciones a una profundidad de 300 cm. Para evitar cualquier interferencia entre el nitrógeno aplicado como fertilizante y el nitrato inyectado en el suelo como rastreador en este experimento, la parcela de manejo intensivo no había sido fertilizada desde mayo de 1989 (fertilizante químico) y la plantación de manejo tradicional, desde diciembre de 1991 (fertilizante orgánico).

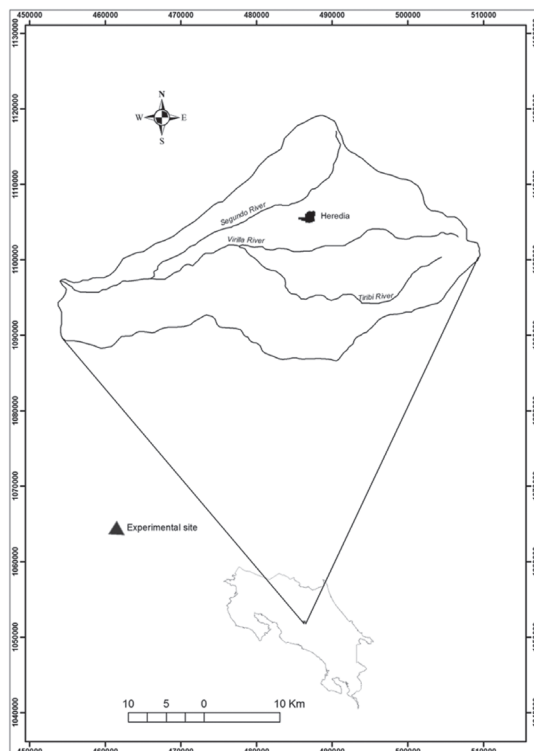
Las muestras de suelo fueron extraídas a intervalos de 20 centímetros (usando un taladro manual) a los 6, 9.4 y 16.1 meses después de la inyección, a una profundidad de 50-520 cm. Después de la extracción, las

3 1 unidad de tritio (TU)= 1 átomo de tritio en 10 18 átomos de hidrógeno.

muestras de suelo fueron colocadas en bolsas plásticas y llevadas al laboratorio, donde fueron analizadas para determinar la concentración de nitratos, pH y los contenidos de humedad. Para la extracción y análisis de nitratos, se utilizó el siguiente método: se mezclaron 4 g de suelo con 2M de cloruro de potasio en un tubo centrífugo de 50 ml que se colocó en un agitador rotatorio durante 1 hora. La solución se centrifugó durante 5 minutos y se filtró el sobrenadante. La solución filtrada resultante fue analizada siguiendo el método de Griess modificado [International Atomic Energy Agency, 1990].

El contenido gravimétrico de agua y el pH en el agua se determinaron utilizando métodos convencionales (American Society of Agronomy, 1982). La materia orgánica se estimó mediante el método de combustión Walkley-Black. El método del hidrómetro se utilizó para el análisis de partículas de suelo. Una parte de cada muestra fue enviada al Laboratorio de Hidrología Isotópica, del Organismo Internacional de Energía Atómica en Viena para la determinación de tritio. El agua del suelo fue extraída usando un método de destilación al vacío. Las concentraciones de tritio se determinaron utilizando un espectrómetro de centelleo líquido. Los datos de precipitación se obtuvieron de la estación meteorológica en el CICAPE.

Figura 1
Cuenca del río Virilla y ubicación del sitio experimental



Resultados

La determinación de la concentración de nitratos en las parcelas de control a una profundidad de 300 cm mostraron concentraciones promedio de 14 ($\pm 5,9$) y 15 ($\pm 8,0$) μ g/g de $\text{NO}_3\text{-N}$ (21 y 23 kg/ha) en las plantaciones sin sombra y con sombra, respectivamente. No hubo diferencias significativas ($P < 0,05$) entre los dos resultados. El contenido de materia orgánica varió de 3,3% y 2,1% a una profundidad de 60 cm hasta 0,2% y 0,5% a una profundidad de 540 cm de profundidad en las plantaciones sin sombra y con sombra, respectivamente. Aunque no se encontraron diferencias significativas en los contenidos arenosos y arcillosos de los suelos de las dos plantaciones, se dio un aparente incremento en el contenido arenoso a una profundidad de 220-340 cm en ambos perfiles. Se hallaron diferencias significativas en la humedad del suelo (en suelo seco) y pH en parcelas de control: 79% (± 13) y 67% (± 11) y 6,6 ($\pm 0,22$) y 6,3 ($\pm 0,19$) en los sitios sin sombra y con sombra, respectivamente.

El movimiento de los nitratos y los patrones de recuperación difieren entre las dos parcelas, especialmente en profundidades mayores a 200 cm (Tabla 1). En las plantaciones sin sombra, el muestreo se realizó seis meses después de que la inyección de rastreo indicó una velocidad de nitratos de 25,3 cm/mes, con una velocidad mucho menor en los meses siguientes (4,7 y 2,5 cm/mes). Se observó una abrupta pérdida de nitratos en el sexto y noveno meses, después de la inyección. La recuperación de nitratos fue alta durante el primer período de muestreo, pero después se redujo sustancialmente en el segundo muestreo.

En la plantación con sombra, se produjeron importantes pérdidas de nitratos (70%) durante los primeros 6 meses, moviéndose a una velocidad de 16,8 cm/mes, y la cantidad más alta de nitratos alcanzó una profundidad de 146 cm. En profundidades menores, las tasas de recuperación fueron similares (25 y 18%) en ambas parcelas.

En profundidades menores a 200 cm, el comportamiento de nitratos fue relativamente similar en las plantaciones sin sombra y con sombra. La velocidad fue de 2,5 y 3,2 cm/mes y las tasas de recuperación estuvieron entre 21% y 18%, respectivamente.

El tritio se movió a una velocidad similar durante los primeros dos períodos (29 cm/mes), pero disminuyó durante el tercer período. Alrededor del 50% del tritio inyectado fue recuperado. Las pérdidas se debieron probablemente a la evapotranspiración. La forma del pico de tritio mostró una ligera atenuación en el tiempo. El agua marcada con tritio se movió más

rápidamente que los nitratos. El muestreo realizado fuera de los terrenos de inyección reveló altas concentraciones de tritio y nitrato. Sin embargo, los datos disponibles hasta la fecha son insuficientes para determinar el coeficiente de dispersión transversal de los rastreadores.

Los cálculos para determinar la cantidad de rastreadores de los perfiles observados después de 6, 9,4 y 16,1 meses hacen suponer que la concentración del rastreador fue constante en todo el intervalo de muestreo (altura de 20 cm sobre una sección de 1 m²). Sin embargo, los perfiles obtenidos fuera de los terrenos de inyección indican que parte de los rastreadores se había desplazado lateralmente. Por lo tanto, el valor estimado del 50% de recuperación de tritio fue un valor mínimo. Asumiendo un procedimiento similar para estimar la cantidad de nitratos en el agua infiltrada, se obtuvo la siguiente recuperación en la parcela sin sombra: 93% después de 6 meses; 56% después de 9,4 meses; y 21% después de 16,1 meses. Para los mismos intervalos, los valores obtenidos en la parcela con sombra fueron de 30, 25 y 18%, respectivamente.

Cuadro 1
Velocidad de infiltración de nitratos y tritio y recuperación en dos plantaciones de café de manejo tradicional e intensivo en el Valle Central, Costa Rica

Muestreo	Periodo	Precipitación por periodo (mm)	Plantación	Profundidad máxima de raíz (cm)	Profundidad mayor de nitratos (cm)	Velocidad de infiltración de nitratos (cm/mes)	Recuperación de nitratos (%)	Velocidad de infiltración de tritio (cm/mes)	Profundidad máxima de tritio (cm)	Infiltración (mm) (%)	Recuperación de tritio (%)
1	6 de marzo de 1993-2 de septiembre de 1993 (6 meses)	1711	Sin sombra Con sombra	150 250	197 146	25,3 16,8	93 30	29	220	780 45	50
2	3 de setiembre de 1993-24 de noviembre de 1993 (3,4 meses)	897	Sin sombra Con sombra	150 250	210 184	4,7 14,2	56 25	29	320	490 55	50
3	25 de noviembre de 1993-5 de julio de 1994 (6,7 meses)	766	Sin sombra Con sombra	150 250	228 209	2,5 3,2	21 18	5,5	357	185 26	50
0-3	6 de marzo de 1993-5 de julio de 1994 (16,1 meses)	3374	Sin sombra Con sombra	150 250	228 209	11,3 10,1	21 18	19,1	357	1455 43	50

Fuente: Elaboración propia

Discusión

La diferencia en el comportamiento de los nitratos entre las dos parcelas puede ser obra de un complejo de propiedades interrelacionadas del suelo, que han sido alterados por muchos años de diferente manejo. Las diferencias en la velocidad de infiltración de nitratos observadas en las capas superiores del perfil del suelo pueden deberse no solo a las tasas diferenciales de absorción que tienen las plantas, sino también a los cambios en los aspectos biológicos y fisicoquímicos de cada suelo, producto del manejo diferencial.

La tasa de recuperación de nitratos de 93% en la parcela sin sombra indicó que se perdieron pocos nitratos en los 6 meses después de la inyección, cuando el punto máximo de los nitratos llegaba casi a 200 cm de profundidad. Sin embargo, se produjeron pérdidas importantes de nitratos durante el mismo período, a una profundidad similar, en la plantación con sombra. Dado que la principal diferencia entre las dos parcelas fue la presencia de árboles de gran dosel, las pérdidas de nitrato se pueden atribuir a las tasas diferenciales de absorción de las plantas. Otros potenciales sumideros de nitratos son: la inmovilización biológica, la desnitrificación, la adsorción de nitratos por partículas del suelo y la filtración. Es probable que las circunstancias que favorecen la desnitrificación, por ejemplo, las condiciones anaeróbicas, el alto pH del suelo y la abundancia de materia orgánica, sean poco frecuentes en estos suelos (Babbar et al., 1995). En relación con la absorción de la planta, un experimento realizado en Costa Rica con isótopos (Sommer, 1978) indicó que la planta del café utiliza alrededor del 30% del nitrógeno aplicado como fertilizante. Las diferencias en el tipo de vegetación y manejo en las dos parcelas sugieren que el nitrato fue usado mucho más por parte de la vegetación de la plantación con sombra. Los árboles de mayor follaje con un sistema de raíces más desarrollado y profundo pueden estar compitiendo exitosamente con plantas de café para absorber nitratos. Se ha demostrado que la absorción de nitratos ocurre en estos suelos debido a la carga variable (Reynolds-Vargas et al., 1994; Singh et al., 1969; Kinjo et al., 1971), lo que sugiere que esa absorción de nitratos en los sitios positivos puede influir en la velocidad de transporte de nitratos a través de los suelos.

Contrario a lo que se ha observado en suelos templados, el movimiento de nitratos no fue tan rápido como el flujo de agua. Los resultados de un experimento realizado en Ultisoles en el sur de Nigeria (Wong et al., 1987) demostraron que la velocidad de los nitratos era aproximadamente la mitad de la velocidad del agua. Otros investigadores han observado retrasos similares en otros suelos ácidos tropicales (Wild, 1972; León et

al., 1974). Por lo tanto, el movimiento de nitratos no depende del exceso de lluvia sobre la evapotranspiración como sucede en la mayoría de los suelos templados. La determinación de las causas de las tasas diferenciales del flujo de nitrato y agua pueden ser extremadamente importantes cuando se planean prácticas de fertilización, ya que los mecanismos que causan los retrasos de nitratos controlan la cantidad de tiempo que los nitratos permanecen en las raíces.

Se planea la simulación del movimiento del agua (según lo indicado en los perfiles de tritio) en la zona no saturada del área de estudio, usando dos métodos: (a) enfoque de cajas múltiples, que se basa en una serie de células interconectadas; y (b) una solución analítica de la ecuación de dispersión formulada para un medio de porosidad doble.

En el primer caso, la zona no saturada se describe como una serie de capas de suelo con agua de suelo bien mezclada internamente. Se formulan las ecuaciones balanceadas de rastreadores y agua para cada caja. Los datos de entrada consisten en la entrada neta de agua en la celda superior con una concentración conocida de rastreador. El parámetro de ajuste principal es la capacidad de campo del suelo. El espesor de la caja individual (altura de la celda) controla la dispersión longitudinal del rastreador. En el segundo caso, la solución de la ecuación de dispersión para un medio de doble porosidad con dominios de agua móvil e inmóvil supone un flujo del rastreador entre los dos dominios que es proporcional a la diferencia de concentración de rastreador entre ellos. La solución a esta ecuación para la inyección instantánea fue propuesta por Hermann et al. (1987).

Conclusiones

A pesar de las fluctuaciones periódicas en los precios mundiales, el cultivo del café sigue siendo, probablemente, una parte importante del sistema socioeconómico de Costa Rica. Como una gran parte del área del Valle Central está con cultivo de café, el aumento de esta actividad sin el uso de árboles de sombra presenta la posibilidad de una mayor filtración de nitrato. Deben revisarse las prácticas de fertilización nitrogenada actuales para lograr que la fertilización sea más eficiente y reducir el riesgo de filtración de nitratos por exceso de precipitación. Las prácticas de fertilización en plantaciones de café también deben ser mejoradas, tomando en cuenta la competencia de los árboles de la misma área y la posibilidad de contaminación de acuíferos, debido a la gran cantidad de nitratos no utilizados que se filtran a través del suelo en las plantaciones sin sombra.

El tritio y los nitratos son rastreadores eficaces para investigar el movimiento de agua y solutos en los suelos. Sin embargo, el transporte de nitratos es un fenómeno que ocurre como respuesta directa a la percolación del agua en los suelos de poca atracción de aniones. En estos casos, el agua se comporta básicamente como rastreador de nitratos. Los suelos de cargas variables, como los Andisoles, son capaces de absorber aniones como nitratos e inclusive pueden retardar la filtración de nitratos.

Como las diferencias en la magnitud del transporte y la velocidad de nitratos probablemente reflejan el impacto de las prácticas de manejo agrícola sobre los mecanismos del suelo, se deben cuantificar las interacciones entre los procesos biológicos y físicos en estos suelos. Aunque el desarrollo de esta prueba preliminar y del modelo ha mejorado nuestra comprensión sobre la dinámica del nitrógeno en los suelos tropicales de origen volcánico, se requieren más datos experimentales. Las dificultades y los costos involucrados en la medición de todos los parámetros relacionados con la dinámica del nitrógeno en los suelos tropicales son altos, y por esta razón, el desarrollo de un modelo matemático para predecir el comportamiento del agua y de solutos en suelos tropicales sería útil. Esta investigación evolucionará en dos direcciones: la continuación y la expansión de la recopilación de datos empíricos, y el desarrollo de un modelo que simule los patrones de transporte del agua y nitratos a través de la zona no saturada.

Reconocimientos

Esta investigación fue apoyada por la IAEA y la Universidad Nacional. Los autores agradecen a V. Salgado, C. Alvarado y S. Acosta por su colaboración en el campo y en el laboratorio, D. Solano, propietario del cultivo con sombra y al personal de CICAPE por su apoyo logístico.

Bibliografía

- American Society of Agronomy. 1982. Methods of Soil Analysis (KLUTE, A., Ed), Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Babbar, L.I. and Zak, D.R. 1995. Nitrogen loss from coffee agroecosystems in Costa Rica: Leaching and denitrification in the presence and absence of shade trees. *Journal of Environmental Quality*, 24: 227-233.
- Butters, G.L.; Jury, W.A. and Ernst, F.F. 1989. Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. I. Experimental methodology and results, *Water Resour. Res.*, 25 7: 1575-1581.
- Fernández, M. 1969. Las unidades hidrogeológicas y los manantiales de la vertiente norte de la cuenca del río Virilla, Informe Técnico No. 27, Servicio Nacional de Aguas Subterráneas (SENAS), Costa Rica.
- Hermann, A.; Maloszewski, P. and Stichler, W. 1987. Changes of ^{18}O contents of precipitation water during seepage in the unsaturated zone. Groundwater Monitoring and Modelling (Proc. Symp. Dresden, 1987), Institut für Wasserwirtschaft, Berlin: 3-22.
- International Atomic Energy Agency. 1990. Procedures and Techniques for Chemical Analyses of Natural Waters, Isotope Hydrology Laboratory, Technical Procedure Note No. 37, IAEA, Vienna, 27-30.
- Jovel, J.R. and Ahlgren, L.F. 1972. The water resources of the Rio Grande de Tárcoles Basin, Costa Rica. *Bull. Int. Assoc. Hydrol. Sci.*, 17: 405-419.
- Kinjo, T.; Pratt, P.F. and Page, A.L. 1971. Nitrate adsorption. III. Desorption movement and distribution in Andepts. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35: 728-732.
- Kumm, K.I. 1976. An economic analysis of nitrogen leaching caused by agricultural activities, Nitrogen, Phosphorus and Sulphur Global Cycles, SCOPE Report No. 7 (Svenson, B.H., Soerluno, R., Eds.). *Ecol. Bull.* (Estocolmo), 22: 169-183.
- León, L.A. y Pratt, P.F. 1974. Efectos agronómicos de la retención y lixiviación de nitratos en dos Andepts de Colombia, Turrialba 24: 408-413.

- Losilla, M. 1973. Actualización de las investigaciones hidrogeológicas realizadas en la cuenca del río Virilla, Informe Técnico No. 84, Servicio Nacional de Aguas Subterráneas (SENAS), Costa Rica.
- Lotse, E.G.; Jabro, J.D.; Simmons, K.E. and Baker, D.E. 1992. Simulation of nitrogen dynamics and leaching from arable soils. *J. Contam. Hydrol.*, 10: 183-196.
- Reynolds VARGAS, J. and Richter, D.D. 1995. Nitrate in groundwaters of the Central Valley, Costa Rica. *Environment International*, 21: 71-79.
- Reynolds Vargas, J., et al., Unpublished data.
- Reynolds Vargas, J.; Richter, D.D. and Bornemisza, E. 1994. Environmental impacts of nitrification and nitrate adsorption in fertilized Andisols in the Valle Central of Costa Rica. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 137: 289-299.
- Singh, B.R. and Kanehiro, Y. 1969. Adsorption of nitrate in amorphous and kaolinitic Hawaiian soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 33: 681-683.
- Sommer, K. 1978. Use of Radioisotopes in Agriculture, Report to the Government of Costa Rica, Technical Assistance Report No. 1360, IAEA, Vienna.
- Wild, A. 1972. Nitrate leaching under bare fallow at a site in northern Nigeria. *J. Soil Sci.*, 23: 315-324.
- Wong, M.T.F.; Wild, A. and Juo, A.S.R. 1987. Retarded leaching of nitrate measured in monolith lysimeters in south east Nigeria. *J. Soil Sci.*, 38: 511-518.

Impactos ambientales de la nitrificación y la adsorción de nitratos en andisoles fertilizados del Valle Central, Costa Rica*

Jenny Reynolds Vargas¹, Daniel Richter² & Elemer Bornemiza Steiner³

El control de los efectos externos al recurso hídrico es un gran desafío científico para la agricultura moderna. En el Valle Central de Costa Rica, las plantaciones de café pueden filtrar NO_3^- derivados de fertilizantes a las aguas subterráneas, como resultado de altas tasas de fertilización (anualmente ~ 270 kg/ha como N), Andisoles muy permeables y bien estructurados y altas tasas de escorrentía anual (>1000 mm). El objetivo de este estudio es examinar los diversos aspectos de la nitrificación y la adsorción de NO_3^- que controla la filtración en estos suelos altamente productivos. La recolección mensual de cuatro Andisoles indicó que los suelos con NO_3^- variaron de acuerdo con la estación, con acumulaciones de NO_3^- de alrededor de 280 kg/ha en el metro superior del suelo durante los 5 meses de la estación seca. El NO_3^- del suelo se redujo durante los meses de la estación lluviosa, aunque la fertilización se limitó a la estación lluviosa. Durante estos meses, el promedio de NO_3^- en el suelo fue de aproximadamente 140 kg/ha como N en el metro superior del suelo, en apariencia disminuido por la filtración en la estación lluviosa, la absorción de las raíces, y posiblemente, la desnitrificación. Incubaciones en el laboratorio y en el campo a diferentes niveles de humedad y temperatura demostraron que la microflora del suelo mineralizó el N y nitrificó el NH_4^+ a tasas relativamente altas, inclusive potenciales bajos de agua, por ejemplo $\leq 1,5$ MPa. Durante la estación seca, las incubaciones de campo sugirieron que las tasas de nitrificación fueron de alrededor de 30 kg/ha por mes como N en los 20 cm superiores del suelo. Cantidades relativamente grandes de NO_3^- pueden ser adsorbidas por estos Andisoles alófanos, en especial a un pH bajo (como máximo 5 cmol-kg a un $\text{pH} < 3$). La adsorción de Nitratos retrasa potencialmente la filtración de NO_3^- en las aguas subterráneas,

*Publicado en: Soil Science 157: 289-299.

**Traducido del inglés por Hellen Varela Fernández.

1 Laboratorio de Hidrología Ambiental. Universidad Nacional. Apartado 86-3000. Heredia, Costa Rica.

2 School of the Environment, Duke University, Durham, NC 27706 USA.

3 Centro de Investigaciones Agronómicas, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.

sin embargo, la efectividad de la adsorción como protección de la calidad de las aguas subterráneas es probable que esté limitada debido al intenso uso de fertilizantes N y al limitado manejo de las plantaciones de café que mantienen pH de suelos relativamente altos. Se requieren más investigaciones sobre la eficiencia de los fertilizantes y el ciclo del N en el café, para garantizar una alta productividad de café y proteger la calidad del manto acuífero del Valle Central.

Mejorar la eficacia en el uso de fertilizantes nitrogenados (N) en las plantas de cultivo es un tema prioritario para la investigación. La eficacia del fertilizante nitrogenado en muchos sistemas de cultivo es relativamente baja, y el fertilizante nitrogenado que no usan los cultivos o los microorganismos del suelo puede filtrarse como nitrato (NO_3^-) en las aguas subterráneas y ser una potencial amenaza para la calidad del recurso hídrico.

En el Valle Central de Costa Rica se deben cumplir conjuntamente las metas de una alta producción de café y una buena calidad del agua subterránea, debido a las demandas tanto en la producción del café como en la calidad del agua subterránea. Para mantener una alta productividad del café, se aplica N a niveles más altos que el promedio nacional, aproximadamente 270 kg/ha por año (Sánchez Salas, 1988). Se recomiendan dos o tres aplicaciones fraccionadas de alrededor de 90 kg/ha cada una para maximizar la producción; estas recomendaciones se basan en muchos años de estudios de dosis-respuesta sobre el crecimiento, fisiología y salud de los cultivos (Carvajal, 1984). El fertilizante N, una combinación de sulfato de amonio y nitrato de amonio se aplican durante la estación lluviosa, en general, en mayo o junio, agosto y octubre o noviembre. La eficacia con que se usa el fertilizante N en el cultivo del café es aparentemente baja. Sommer (1978) estimó que alrededor del 30% del nitrógeno aplicado como fertilizante fue adsorbido por las raíces de café. En la superficie, el café crece sobre todo durante la estación lluviosa, y se supone que de manera similar, la actividad de la raíz ocurre principalmente en la misma temporada y se concentra en el metro superior del suelo (Carvajal, 1984).

Es importante una mejor comprensión del ciclo del nitrógeno en el Valle Central, porque las plantaciones de café manejadas mediante sistemas intensivos abarcan grandes áreas de laderas a una elevación media. Debajo de esta área, los acuíferos acumulan agua que es utilizada para el consumo humano en San José y en otras muchas ciudades y pequeñas comunidades.

Actualmente, las concentraciones de NO_3^- en aguas subterráneas bajo áreas de cultivo de café en el Valle Central llegan a ser 10 veces mayores que las de las aguas subterráneas debajo de bosques y pastos sin

fertilizar (Reynolds Vargas y Richter, 1995). En un estudio de 2 años en 14 manantiales y pozos, las concentraciones de NO_3^- -N tuvieron un promedio de 0,37 mg/L debajo de bosques y pastos sin fertilizantes, en comparación con 2,1 a 4,4 mg/L debajo de áreas urbanas y de café (Reynolds Vargas y Richter, 1995).

Para entender mejor la dinámica de los suelos N en los ecosistemas de café fertilizados, las variaciones estacionales del NO_3^- en los suelos deberían ser mejor cuantificadas, así como los procesos que controlan la movilidad del NO_3^- del suelo. Dos procesos que no están bien documentados son la afectación de la nitrificación y la mineralización del N por la humedad del suelo en este clima con pronunciadas estaciones lluviosa y seca, y la adsorción de nitratos en los Andisoles que conforman la mayoría de los suelos con plantaciones de café en el Valle Central. Ambos procesos son potencialmente importantes en la filtración de NO_3^- en los ecosistemas del café de Costa Rica, y son también importantes para el estudio del suelo N en general.

La humedad del suelo ejerce un gran control sobre la nitrificación y la mineralización de N (Stanford y Epstein, 1974), especialmente en los climas de estaciones lluviosas-secas del trópico (Birch, 1976; Greenland, 1958; Wetselaar, 1962; Sánchez, 1976; Fassbender y Boernemisza, 1987). Muchos de estos estudios en los trópicos han reportado que durante la estación seca, la actividad microbiana del suelo llega a ser extremadamente poca como resultado del bajo potencial hídrico, y al inicio de la estación lluviosa, el suelo rehumedecido explota con actividad microbiana y mineralización de nutrientes. Existen pocos estudios acerca del control de la humedad del suelo sobre la mineralización y nitrificación en los Andisoles del Valle Central usados para café. Tal dinámica puede tener una influencia significativa en los patrones de filtración y en la disponibilidad de la planta de NO_3^- .

Después de la nitrificación, no se puede simplemente asumir que el NO_3^- se filtra de los Andisoles, porque estos suelos tienden a adsorber aniones como el NO_3^- (Kinjo et al., 1971). La adsorción puede incluso retardar la filtración de NO_3^- (Singh y Kanehiro, 1969). Sin embargo, las fuerzas electroestáticas que adsorben el NO_3^- por lo general son débiles, y la adsorción es función de un complejo de propiedades del suelo interrelacionadas. Las arcillas alófanas dan a los Andisoles su carga variable y potencialmente positiva, pero la adsorción de NO_3^- se ve afectada también por el pH del suelo (Uehara y Gillman, 1981), la materia orgánica (Black y Waring, 1979), la capacidad del intercambio de cationes, la competencia de aniones (Parfitt, 1978) y el punto de carga cero del suelo (Uehara y Gillman, 1981).

El objetivo general de este estudio es investigar la nitrificación y la adsorción de NO_3^- como procesos en ecosistemas de café con fertilizantes que ayudan a controlar la filtración de NO_3^- . Los objetivos específicos son: (i) estimación mensual del contenido de NO_3^- en el metro superior de los Andisoles fertilizados; (ii) evaluación de los efectos de la humedad del suelo en tasas de mineralización y nitrificación; (iii) determinación de las relaciones entre la adsorción de NO_3^- y otras propiedades de los suelos; y (iv) evaluación del potencial de adsorción de NO_3^- para limitar la filtración de NO_3^- en tipos de suelos.

Métodos

Sitio de estudio

El Valle Central, en las tierras altas y centrales de Costa Rica, se encuentra entre 800 y 1600 metros, rodeado por volcanes con alturas de más de 3400 m. Las propiedades del suelo varían con la altura, pero a menos de 1600 metros en las regiones cafetaleras del Valle Central predominan los Udands y Andisoles con régimen de humedad údico. Los Udands fueron anteriormente clasificados como Dystrandeps (Pérez et al., 1978, 1979), antes de que se agregaran los Andisoles a la Taxonomía de Suelos como undécimo tipo de suelo. Estos Udands son en general profundos y muy porosos, con baja densidad aparente, alta materia orgánica y altas concentraciones alófanas. En la Tabla 1 se describen más a fondo algunas propiedades de los suelos en las cuatro plantaciones estudiadas.

El promedio de precipitación anual es de 2000 mm a 900 m de elevación y de 3000 mm a 2300 m, concentrado entre mayo y noviembre. La temperatura anual en el área de cultivo de café del Valle Central es en promedio de 20 °C. Los totales de evapotranspiración anual están entre 1000 y 1500 mm, y la escorrentía anual (escorrentía en la superficie más la filtración) está entre 1000 y 2000 mm. Cuando hay cultivo de café, los suelos reciben, por lo general, una combinación de sulfato de amonio y nitrato de amonio en tres aplicaciones fraccionadas durante la época de lluvia, normalmente en mayo o junio, agosto y octubre o noviembre.

Estudios de campo de los contenidos de nitratos del suelo

Tres plantaciones fertilizadas (CICAFE, Rojas y Tibás) fueron seleccionadas para un estudio intensivo de las variaciones mensuales en los contenidos de NO_3^- en suelos y de tasas de mineralización y nitrificación. La fertilización anual de estas fincas promedia los 270 kg/ha de Nitrógeno. En cada plantación, un área de 1000 m² fue preparada para alrededor de

700 plantas de café. También se seleccionó una parcela sin fertilizar en CICAFFE de aproximadamente un tercio del área de los otros terrenos, debido a que los encargados de la plantación no autorizaban un área mayor que pudiera mantenerse sin fertilizante. Esta parcela no fertilizada se fertilizó por última vez en mayo de 1989 con 90 kg/ha de N. Se pueden obtener detalles sobre la historia de fertilizantes en estas parcelas en Reynolds (1991).

Tabla 1
Propiedades químicas y físicas de los suelos Udands de cuatro plantaciones de café en el Valle Central de Costa Rica

Propiedad	Profundidad cm	CICAFFE sin fertilizar	CICAFFE fertilizada	Rojas	Tibás
Materia orgánica (%)	0-20	6,2	5,9	12,2	5,5
	40-60	2,8	2,4	3,4	2,8
	80-100	1,3	1,3	1,0	1,2
pH en $C_A Cl_2$	0-20	4,6	4,7	4,4	5,0
	40-60	5,8	4,8	5,2	5,6
	80-100	5,2	5,2	5,7	6,1
pH en NaF	0-20	10,3	10,2	10,7	10,0
	40-60	10,3	10,2	9,8	9,4
	80-100	10,2	10,0	8,8	8,9
Densidad de esponjamiento (g/cm_3)	0-20	0,77	0,75	0,71	0,88
	40-60	0,67	0,77	0,96	0,90
	80-100	0,60	0,76	1,22	1,27
Capacidad del agua de campo (%)*	0-20	47	54	60	39
	40-60	55	57	55	41
	80-100	64	65	46	36
Agua -1,5 MPa (%)*	0-20	27	28	24	18
	40-60	29	32	25	20
	80-100	34	34	26	16

*Agua de suelo en forma masiva.

Fuente: Elaboración propia

Para estimar el contenido de NO_3^- del suelo, las parcelas fueron subdivididas en seis subparcelas con áreas iguales. Las muestras de suelo fueron recolectadas mensualmente, desde agosto de 1988 hasta mayo de 1990, como compuestos de cada subparcela. Se tomó una muestra del suelo, de las capas de 0 a 20 cm, de 40 a 60 cm y de 80 a 100 cm con un tubo de muestreo de suelos de 2,2 cm de diámetro. Durante varios

meses secos, las condiciones físicas del suelo limitaron el muestreo en las parcelas de CICAPE. La densidad aparente se calculó con muestras de suelo de cada una de las seis subparcelas.

Las muestras se llevaron al laboratorio durante las 5 horas siguientes a la recolección. Los suelos se pasaron a través de una criba 6 mm, y el contenido de agua se determinó por gravimetría en submuestras secadas a 105 °C. Los nitratos fueron extraídos por agitación de muestras duplicadas de 4 g con 40 ml de KCl 1 M durante 1 hora. Las suspensiones fueron centrifugadas durante 5 minutos a 3500 rpm y se filtraron a través de filtros prelavados *Whatman 42*. Los extractos fueron refrigerados, antes del análisis, por colorimetría usando colorante azoico para nitratos y por colorimetría usando fenato de amonio (Reynolds, 1991).

Incubaciones de campo y de laboratorio

Las muestras recolectadas mensualmente indican que el NO_3^- se acumuló durante las estaciones secas. Esto lleva a preguntarse de dónde proviene el NO_3^- durante la estación seca. Para investigar la relación entre la humedad del suelo y las tasas de mineralización y nitrificación, en el laboratorio y en el campo, se realizaron incubaciones con diferentes contenidos de humedad.

Las incubaciones de campo se realizaron por 30 días durante la estación seca, desde mediados de enero hasta mediados de febrero. En cada plantación se tomaron 24 pares de testigos (8 cm de diámetro, 12 cm de profundidad) de debajo de las plantas de café. Los testigos se ubicaron en parejas a cada lado de las plantas de café, a unos 40 cm del tallo de la planta. Un testigo de cada par fue colado y extraído para determinar NH_4^+ y NO_3^- al comienzo de la incubación. El segundo testigo de cada par se colocó cuidadosamente en una bolsa de plástico delgada y se volvió a colocar en el agujero de donde se tomó la muestra. Estas últimas muestras permanecieron en el campo durante 30 días, momento en que fueron recogidas para el análisis de nitrógeno mineral. El contenido gravimétrico del agua fue estimado mediante el secado de submuestras a 105 °C.

Las incubaciones laboratoriales se llevaron a cabo para evaluar los efectos de una gran variedad de contenidos de humedad del suelo sobre tasas de mineralización y nitrificación. Casi al final de la estación seca, a finales de marzo de 1991, se recogieron muestras compuestas para incubaciones laboratoriales de la capa de suelo de 0-20 cm de cada una de las cuatro plantaciones. El contenido de agua, NH_4^+ y NO_3^- fue estimado al inicio de la incubación. Se añadió agua a muestras de humedad del

suelo de 5 g para llevar esas muestras a uno de los cuatro contenidos de agua para asegurar que el potencial hídrico pasara de $<-1,5$ MPa a la capacidad del campo. El contenido de humedad de $-1,5$ MPa fue determinado en una placa de presión, mientras que la capacidad del campo se estimó a partir del contenido de humedad que alcanzaron los suelos a mediados de la estación lluviosa. Estas estimaciones de la capacidad del campo se fundamentan con las recolecciones mensuales del suelo durante más de dos estaciones lluviosas. El contenido de agua durante la estación lluviosa se tomó como una estimación precisa de la capacidad del terreno, ya que los suelos tienen un buen drenaje como resultado del desarrollo estructural, y una vez que la capacidad de humedad del suelo se recarga a mediados de la estación lluviosa, la precipitación casi diaria ayuda a asegurar que la humedad del suelo es relativamente constante durante el resto de la estación. La capacidad de agua disponible para la planta fue estimada como la diferencia en los contenidos de agua entre $-1,5$ MPa y la capacidad de campo.

Todas las incubaciones de laboratorio fueron realizadas a $34,9$ °C en triplicado durante 21 días. Sin embargo, las muestras de suelo de dos fincas, las plantaciones fertilizadas y sin fertilizar de la finca CICAFFE, fueron incubadas con cuatro contenidos de humedad y cuatro temperaturas para evaluar los efectos interactivos del agua y la temperatura sobre la mineralización y nitrificación del N del suelo.

La adsorción de nitrato en Andisoles del Valle Central

Además de las cuatro plantaciones de café analizadas de forma intensiva, se seleccionaron nueve plantaciones del Valle Central para estudios de adsorción de NO_3^- . Los suelos de todas las plantaciones fueron clasificados como Dystrandeps, de acuerdo con Pérez et al. (1978, 1979), y están ahora clasificadas como Udands. En cada sitio, se hicieron muestras compuestas de capas de suelo de 0 a 40 cm y de 60 a 100 cm, recogidas de seis testigos individuales usando un tubo de muestreo de suelos de 2,2 cm de diámetro. Las muestras se almacenaron en bolsas de polietileno para ser llevadas al laboratorio varias horas después.

Los suelos de campo húmedos y tamizados de las 13 plantaciones de café se utilizaron para pruebas de adsorción de NO_3^- . Muestras duplicadas de 4,0 g fueron mezcladas en tubo de centrífuga con 40 ml de $0,1$ M KNO_3 ajustado con HNO_3 a uno de tres pH 5,6, 3,8, y 2,1 antes de añadir los suelos. Las suspensiones fueron agitadas suavemente durante 30 minutos y centrifugadas por 10 minutos a 3500 rpm. Se descartaron los sobrenadantes, y este procedimiento de equilibrio de KNO_3 se repitió

cuatro veces. En la cuarta calibración se permitió el contacto entre las muestras de suelo y el KNO_3 durante 15 horas. El centrifugado final fue retirado cuidadosamente en su totalidad y se midió el pH.

El NO_3^- intersticial adicional adsorbido fue determinado por extracción de 4 g de muestras de suelo con 40 ml de 1 M KCl. Las suspensiones de KCl fueron agitadas durante 60 minutos, centrifugadas por 5 minutos a 3500 rpm, y filtradas con papel prelavado *Whatman 42*. Como puede haber una cantidad importante de NO_3^- en la solución KNO_3 atrapada en los poros del suelo después de la equilibración final de KNO_3 , el volumen de líquido retenido por el suelo se determinó gravimétricamente y su contenido de NO_3^- se sustrajo de la cantidad de NO_3^- extraído con 1 M de KCl. La suposición de que el NO_3^- en la solución intersticial fue de 0,1 M era fuerte y probablemente no haya problemas en cuanto a las estimaciones de adsorción. Para estimar el NO_3^- adsorbido, se sustrajo NO_3^- intersticial del total de NO_3^- extraído por KCl.

Una variedad de propiedades físicas y químicas fueron estimadas en muestras secadas al aire que habían pasado a través del cribado de 6 mm. El pH del suelo fue medido en el agua, 0,01 M CaCl_2 , 1 M KCl y 1 M NAF. El pH del suelo en NAF, que es de $>9,4$, ha sido tomado como indicador de alta actividad alófana (Fassbender y Bornemisza, 1987). Además, se calculó la capacidad de intercambio catiónica efectiva (ECEC, por su acrónimo en inglés) mediante la suma de cationes de base intercambiable más la acidez intercambiable del KCl; el total de CEC fue calculado mediante la suma de cationes de base intercambiable más la acidez determinada con BaCl_2 -TEA bufferada a pH 8,2 (Thomas, 1982). La saturación de la base se calculó utilizando ambos resultados de ECEC y CEC total. El carbono orgánico fue calculado con un método de combustión húmeda Walkley-Black.

Resultados y Análisis

La variación mensual de nitratos en el suelo

Las concentraciones de nitrato del suelo fueron con frecuencia muy altas, debido en gran parte a la alta tasa de fertilización nitrogenada. Sin embargo, el nitrato del suelo fue normalmente más alto durante la estación seca y más bajo durante la estación lluviosa, un patrón algo inesperado, ya que los fertilizantes se aplican durante los meses de la estación lluviosa. Dependiendo de la plantación, los contenidos de nitratos en las capas de suelo de 0 a 20 cm fueron entre dos y cuatro veces más altos en la estación seca que en la estación lluviosa (Tabla 2). El nitrato que estaba

más profundo en el perfil de suelo (> 40 cm) también parecía diferir entre las estaciones seca y lluviosa, pero no tanto como en las capas más superficiales. En las muestras periódicas monitoreadas para NH_4^+ , se encontró que el NO_3^- era la forma dominante del mineral N.

En el metro de tierra superior durante la estación lluviosa, el promedio de NO_3^- -N fue de 138 kg/ha en las tres plantaciones fertilizadas, mientras que durante los meses de estación seca, el promedio NO_3^- -N del suelo fue de 279 kg/ha (Tabla 2). En los suelos no fertilizados, los contenidos en las estaciones lluviosa y seca fueron de alrededor de 54 y 83 kg/ha, respectivamente.

Las correlaciones mensuales entre el NO_3^- del suelo y la humedad del suelo (que van desde la capacidad del campo a menos de -1,5 MPa) fueron totalmente negativas en los primeros 20 cm del suelo. Los coeficientes de correlación simple de Pearson fueron de -0,81 en la plantación no fertilizada y también fueron negativos en las parcelas fertilizadas: -0,69 en CICAFFE, -0,45 en Rojas y -0,40 en Tibás. Todas las correlaciones, excepto en Tibás, fueron significativas con un nivel de probabilidad de 0,05. Las correlaciones en el suelo de Tibás tuvieron una probabilidad de aproximadamente 0,07.

Como el fertilizante nitrogenado se aplica durante los meses de estación lluviosa, los contenidos relativamente bajos de nitratos en el suelo en la estación lluviosa fueron de gran interés. El patrón estacional del NO_3^- del suelo en los meses secos y lluviosos fue asociado con la estacionalidad de la extracción de N. El potencial de absorción de la planta, la pérdida de filtración y la posible desnitrificación para remover el NO_3^- del suelo son mayores durante la estación lluviosa. Por el contrario, la absorción de la planta (Carvajal, 1984), la filtración (Reynolds, 1991) y la posible desnitrificación disminuyen debido a la poca cantidad de agua en el suelo durante la estación seca. Más allá de la filtración del fertilizante en la última parte de la estación lluviosa y el inicio de la estación seca, hay dos posibles explicaciones para el aumento de NO_3^- en el suelo de la superficie durante la estación seca: (a) la mineralización y la nitrificación continúan a pesar del bajo potencial hídrico del suelo, que en ocasiones es de <-1,5 MPa en las capas superficiales y (b) un movimiento del NO_3^- del suelo hacia arriba desde los subsuelos húmedos hasta el suelo seco de la superficie. Evaluamos la primera de esas posibilidades mediante incubaciones de campo y de laboratorio.

Tabla 2
Contenidos de nitratos y humedad del suelo durante
los meses de las estaciones lluviosa y seca (CV entre paréntesis)

Plantación	Profundidad cm	Meses de la estación lluviosa		Meses de la estación seca	
		% de agua en el suelo por masa	Nitrato-N kg/ha	% de agua en el suelo por masa	Nitrato-N kg/ha
CICAFE sin fertilizar	0-20		13(17)		45(38)
	40-60	46(1)	8(46)	31(25)	6 ns
	80-100	54(2)	12(96)	45 ns*	2 ns
	0-100	63(2)	54	57 ns*	83
CICAFE fertilizada	0-20		29(73)		116(60)
	40-60	49(5)	17(86)	34(23)	30(103)
	80-100	55(3)	12(46)	45(5)	12(39)
	0-100	62(3)	96	51(8)	252
Rojas	0-20		63(48)		113(37)
	40-60	54(10)	26(62)	32(24)	35(66)
	80-100	49(11)	18(37)	35(15)	20(1)
	0-100	44(3)	174	38(30)	270
Tibás	0-20		45(63)		84(40)
	40-60	37(6)	25(56)	21(25)	34(78)
	80-100	38(7)	21(37)	24(19)	49(119)
	0-100	34(3)	149	30(6)	267
Todos los sitios fertilizados	0-100		138		279

*Datos insuficientes para la estimación de CV.

Fuente: Elaboración propia

Mineralización y nitrificación a un bajo potencial hídrico en el suelo

Las tasas de mineralización y nitrificación fueron relativamente altas durante las incubaciones de la estación seca realizadas en el campo. En los cuatro suelos, casi todo el N mineralizado fue nitrificado. Las tasas de mineralización de los tres suelos fertilizados promediaron entre 39,9 y 54,3 μg de N por gramo durante la incubación de 30 días. El suelo no fertilizado en CICAFE mineralizó el N del suelo en 25,8 $\mu\text{g/g}$ por 30 días. Estas tasas fueron importantes, especialmente considerando que estas incubaciones se llevaron a cabo a mitad de la estación seca a un bajo

nivel de humedad del suelo. Por ejemplo, las tasas de mineralización y nitrificación en horizontes superficiales de Oxisoles y Ultisoles (0 a 10 cm), recolectados durante la estación lluviosa en la cuenca del Río Negro de Venezuela, tuvieron un promedio de entre 3,5 y 23,2 $\mu\text{g/g}$ durante 30 días (Montagnini y Buschbacher, 1989). En suelos más fértiles del bosque en tierras bajas del Atlántico de Costa Rica, la mineralización y nitrificación fueron calculadas en un rango aproximado de 15 a 65 $\mu\text{g/g}$ durante 30 días en las incubaciones de campo bajo condiciones relativamente húmedas (Vitousek y Denslow, 1986).

Durante las incubaciones de campo en las plantaciones de café, el contenido de agua en el suelo fue cercano a -1,5 MPa en los suelos fertilizados y no fertilizados en CICAFFE y algo mayores de -1,5 MPa en los suelos de las plantaciones de Rojas y Tibás. Los contenidos de agua de los suelos de Rojas y Tibás promedian entre 39 y 42%, respectivamente, del agua que podría ser mantenida entre -1,5 MPa y la capacidad del campo en estos dos suelos (Tabla 3). Los potenciales de agua mucho más bajos del suelo fertilizado de la finca CICAFFE pueden ser la razón de su baja tasa de mineralización y nitrificación, en comparación con los suelos de Rojas y Tibás.

También se realizaron incubaciones en el laboratorio para determinar cómo se controlaba la mineralización y nitrificación por el contenido de agua del suelo. A un potencial de humedad de -1,5 MPa, las tasas de mineralización y nitrificación fueron aproximadamente de la mitad a un tercio de las tasas observadas en la capacidad del campo. La nitrificación oxidó casi todo el N que fue mineralizado en todos los contenidos de humedad. Aunque los cuatro suelos se mineralizaron y nitrificaron a diferentes tasas cuando tenían un potencial hídrico relativamente alto, a un potencial hídrico del suelo de aproximadamente -1,5 MPa, todos los suelos se mineralizaron y nitrificaron a tasas similares (entre 15 y 22,5 $\mu\text{g/g}$ durante 30 días como N). En los potenciales de agua menores a -1,5 MPa, también se dieron la mineralización y la nitrificación, pero a índices mucho más reducidos.

Tabla 3
Acumulación de amonio y nitratos durante incubaciones
de 30 días en el sitio a mediados de la estación seca
(coeficientes de variación (%) entre paréntesis)

Plantación	Humedad del suelo		Amonio-N	Nitrato-N µg/g	Mineralización de N
	% por masa	% por AWC*			
CICAFE sin fertilizar	26,5	-3	7,5	18,3	25,8(49)
CICAFE fertilizada	26,5	-6	2,7	37,5	39,9(175)
Rojas	37,5	39	-3,0	57,3	54,3(119)
Tibás	28,5	42	3,0	48,0	51,0(87)

* Promedio de contenido de agua, por sus siglas en inglés.

Fuente: Elaboración propia

También se llevaron a cabo incubaciones de laboratorio con suelos de CICAFE en cuatro contenidos de agua y cuatro temperaturas desde 18,3 hasta 43,2 °C, para evaluar la respuesta de N en el suelo como función de temperatura. La mineralización y la nitrificación difieren en su respuesta a las combinaciones analizadas de humedad-temperatura del suelo. En ambos suelos, el aumento de la temperatura de 18,3 a 43,2 °C incrementó las tasas de mineralización de N en todos los contenidos de humedad. En contraste, el aumento de temperatura de 18,3 a 34,9 °C incrementó la nitrificación, pero esta fue inhibida en gran medida a una temperatura de 43,2 °C tanto en suelos fertilizados como no fertilizados. Estos suelos no suelen alcanzar temperaturas tan altas (Reynolds Vargas, datos no publicados), y quizás el resultado más significativo de estos datos de respuesta a la temperatura es el alcanzado en tratamientos de temperatura relativamente baja. Por ejemplo, incluso a 18,3 °C, la nitrificación tuvo un promedio de 15 µg/g durante 30 días a -1,5 MPa. A una profundidad del suelo de 20 cm, esta tasa es equivalente a 30 kg/ha por mes, una tasa relativamente alta teniendo en cuenta el bajo potencial hídrico y la temperatura. Dado que las tasas de mineralización y nitrificación parecen ser relativamente altas a pesar del bajo potencial hídrico, la acumulación de NO₃⁻ en el suelo durante la estación seca se atribuye, al menos en parte, a la continua mineralización y nitrificación durante una estación en la que las extracciones de N mineral son muy reducidas.

Tabla 4
Comparativa de las propiedades de adsorción de nitratos de los suelos superficiales (0-40 cm) y subsuelos (60-100 cm) con asociaciones entre las dos profundidades del suelo analizadas con un coeficiente de correlación simple

Propiedad	Unidad	Superficie del suelo		Subsuelo		Coeficiente de Correlación	Significancia
		Promedio	Rango	Promedio	Rango		
Adsorción de pH 2,1	cmol/kg	2,61	1,35-4,99	3,06	1,18-5,12	0,77	**
Adsorción de pH 3,8	cmol/kg	0,28	-0,53-1,85	0,38	-0,24-1,11	0,78	**
Adsorción de pH 5,6	cmol/kg	0,38	-0,48-1,80	0,27	-0,41-1,43	0,80	**
pH final (inicial pH 2,1)	pH	2,5	2,3-2,7	2,3	2,2-2,7	0,40	
pH final (inicial pH 3,8)	pH	4,9	4,0-5,8	5,1	4,8-5,4	0,75	**
pH final (inicial pH 5,6)	pH	5,3	4,3-6,3	5,3	4,4-5,8	-0,11	
pH en el agua	pH	5,8	4,4-6,6	6,4	5,9-6,9	0,55	*
pH en el CaCl ₂	pH	5,1	4,1-5,8	5,6	5,2-6,0	0,65	**
pH en NaF	pH	10,5	9,5-11,2	9,8	8,9-10,8	0,55	*
ECEC	cmol/kg	8,54	4,10-15,4	9,66	4,58-17,2	0,56	*
Saturación de la base	%	87	45-99	96	93-99	0,53	(0,06)
Materia orgánica	%	7,2	4,3-13,2	3,0	1,3-4,6	-0,21	
C/N	radio de la masa	14	11-16	14	10-17	0,3	
Agua a -1,5 MPa	% por masa	27	22-41	25	15-32	-0,24	

Fuente: Elaboración propia

Adsorción de Nitrato en los Andisoles del Valle Central

El índice en el que se filtra el NO_3^- del suelo se ve afectado por las reacciones de adsorción, y en muchos de los Andisoles del Valle Central puede adsorber potencialmente concentraciones considerables de NO_3^- . La adsorción varía mucho entre suelos, pero en todos los suelos la adsorción fue mayor a pH más bajo (Tabla 4). En el pH más bajo utilizado para adsorción 2,1, la adsorción de NO_3^- pasó de 1,2 a 5,1 cmol/kg.

Los suelos y subsuelos de la superficie adsorbieron concentraciones similares de NO_3^- (Tabla 4) y, de hecho, la adsorción en las capas superficiales fue fuertemente correlacionada con la adsorción en subsuelos (Tabla 4). Por ejemplo, los Andisoles de CICAPE, utilizados antes para estudios de mineralización, adsorbieron una cantidad de NO_3^- considerable tanto en la superficie como en los subsuelos, con una adsorción en soluciones con pH de 2,1 que van desde 3,5 hasta 4,8 cmol/kg. Por el contrario, otros tipos adsorbieron relativamente poco NO_3^- tanto en la superficie como en las capas del subsuelo. Los suelos de la plantación Tibás, por ejemplo, adsorbieron alrededor de 1,5 cmol/kg de NO_3^- a un pH de 2,1 en las capas de la superficie y del subsuelo.

Una matriz de correlación demostró que la adsorción de nitratos estaba relacionada con la acidez del suelo (Tabla 5). El pH del suelo (en agua o 0,01 M de CaCl_2), ECEC y la saturación de bases no estuvieron correlacionados con la adsorción de nitratos (Tabla 5). Del mismo modo, la acidez intercambiable de KCl y el pH delta (la diferencia de pH en 1 M de KCl y en agua) fueron correlacionados positivamente con la adsorción de NO_3^- . Concebimos la reacción de adsorción de NO_3^- como un intercambio electrostático no específico de aniones en el que la protonación de la superficie del suelo ejerce un fuerte control sobre la adsorción (Hingston et al., 1968).

Tabla 5
Matriz de correlación entre las propiedades del suelo en el
suelo de la superficie (0-40 cm en las hileras superiores)
y subsuelos (60-100 cm en las hileras inferiores)

Propiedad	pH en CaCl ₂	pH en NaF	ECEC	Saturación de base	pH delta	Materia orgánica
Adsorción en pH de 2,1	-0,68** -0,52(0,07)	0,42(0,14) 0,74**	-0,71** -0,48(0,10)	-0,58* -0,61*	0,52(0,07) 0,71**	0,14 0,72**
pH en CaCl ₂		-0,40 -0,51(0,08)	0,75** 0,54(0,06)	0,90** 0,59*	-0,65* -0,52(0,07)	-0,56* -0,71**
pH en NaF			-0,72** -0,78**	-0,32 -0,80**	0,52(0,07) 0,81**	0,71** 0,74**
ECEC				0,65** 0,81**	-0,51(0,07) -0,76**	-0,26 -0,78
Saturación de base					-0,72** -0,66**	-0,58* -0,72
pH delta						0,71** 0,74**

* = p < 0,05; ** = p < 0,01. La significación entre 0,05 y 0,10 se indica dentro de un paréntesis.
Fuente: Elaboración propia

Considerando la importancia del pH del suelo para la adsorción de NO₃⁻, las prácticas de encalado estándar en el manejo de café no solo elevan el pH del suelo, sino que también disminuyen el potencial de adsorción de NO₃⁻ en estos suelos de carga variable. El pH en 0,01 M de CaCl₂ de las 13 superficies de suelos tuvieron un promedio de 5,1 y el pH del subsuelo promedió 5,6, valores relativamente altos para un pH CaCl₂ (Tabla 4). Además, el uso regular de fertilizantes de aniones de adsorción más fuertes que NO₃⁻, incluyendo el PO₄⁻, SO₄⁻ e incluso el BO₄⁻, también tienden a promover la no adsorción de NO₃⁻ y la filtración (Parfitt, 1978). Así, en el campo, aunque solo el 0,1 cmol/kg de los sitios de adsorción pueden contar para 140 kg/ha de NO₃⁻-N por hectárea en un metro de suelo, las prácticas de encalado y fertilización probablemente limitan la adsorción de NO₃⁻ y promueven su movilidad.

Conclusiones

Es clara la necesidad de comprender, de forma más técnica, la dinámica del N en los suelos con cultivos de café en el Valle Central, para mantener una alta producción de café y proteger la calidad del agua subterránea que se utiliza para el consumo humano. Incubaciones de campo y laboratorio demostraron que la mineralización y la nitrificación son procesos activos, incluso con bajos potenciales de agua (<1,5 MPa) y a temperaturas relativamente bajas (<20 °C), y que el NO_3^- se puede acumular en el suelo durante la estación seca. La capacidad de los Andisoles de retardar la filtración de NO_3^- por adsorción electrostática parece limitada, debido a las altas tasas de encalado y fertilización. Sin embargo, todavía deben calcularse los procesos fundamentales y los flujos del ciclo del nitrógeno en el café, la desnitrificación aún no se ha explorado en gran detalle y la dinámica hidrogeológica de la filtración de NO_3^- necesita ser cuantificada por completo. Los importantes objetivos de la producción de café y de la protección de las aguas subterráneas demandan una investigación continua para recolectar esta información biogeoquímica.

Reconocimientos

La investigación fue financiada parcialmente por la Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica; el Centro de Investigaciones Agronómicas de la Universidad de Costa Rica, San José; la Universidad de Michigan, Ann Arbor, EE. UU.; la Fundación Fulbright, Washington, D.C., EE. UU.; el Consejo de Investigación de la Universidad Duke y la Escuela del Medioambiente, Durham, Carolina del Norte; y la Organización para Estudios Tropicales, Durham, Carolina del Norte, EE. UU. Agradecemos a Pablo Heine por el apoyo técnico.

Bibliografía

- Birch, H.F. 1964. Mineralization of plant nitrogen following alternative wet and dry conditions. *Plant Soil*, 20: 43-49.
- Black, A.S. and Waring, A. 1979. Adsorption of nitrate, chloride, and sulfate by some highly weathered soils from south-east. Queensland. *Aust. J. Soil Res*, 17: 271-282.
- Bornemisza, E. 1982. Nitrogen cycling in coffee plantations. *Plant Soil*, 67: 241-246.
- Carvajal, J.F. 1984. *Cafeto: cultivo y fertilización*. 2da. Ed. International Potash Institute, Suiza.
- Fassbender, H.W. y Bornemisza, E. 1987. *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina*. 2da. Ed. IICA, San José, Costa Rica.
- Greenland, D.J. 1958. Nitrate fluctuations in tropical soils. *J. Agric. Sci.* 50: 82-92.
- Hingston, F.J.; Atkinson, R.J.; Posner, A.M. and Quirk, J.P. 1968. Specific adsorption of anions on goethite. 9 th Int. Cong. *Soil Sci.*, 1: 669-677.
- ICAFE-MAG. 1989. *Manual de recomendaciones para el cultivo del café*. 6ta. Ed. Programa Cooperativo ICAFE-MAG, San José, Costa Rica.
- Kinjo, T.; Pratt, P.F. and Page, A.L. 1971. Nitrate adsorption: III. Desorption, movement, and distribution in Andepts. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35: 728-732.
- Montagnini, F. and Buschbacher, R. 1989. Nitrification rates in two undisturbed tropical rain forests and three slash-and-burn sites of the Venezuelan Amazon. *Biotropica*, 21: 9-14.
- Parfitt, R.L. 1978. Anion adsorption by soils and soil materials. *Adv. Agron.*, 30: 3-50.
- Pérez, S.R.; Ramírez, E. y Alvarado, E. 1978. *Mapa preliminar de asociaciones de subgrupos de suelos de Costa Rica*. OPSA, Costa Rica.
- Pérez, S.R.; Alvarado, E. y Knox, E.G. 1979. *Manual descriptivo del mapa de asociaciones de subgrupos de suelos de Costa Rica*. OPSA, Costa Rica.

- Reynolds, J.S. 1991. Soil nitrogen dynamics in relation to groundwater contamination in the Valle Central, Costa Rica. Disertación doctoral, Universidad de Michigan, Ann Arbor, MI.
- Reynolds Vargas, J. and Ritter, D.D. 1995. Nitrate in groundwaters of the central valley, Costa Rica. *Environment International*, 21: 71-79.
- Sánchez, P. 1976. *Properties and management of soils in the tropics*. Wiley-Interscience, Nueva York.
- Sánchez Salas, P.G. 1988. *Costos de producción del café en Costa Rica. Cosecha 1987-1988*. Boletín No. 46. ICAFE, San José, Costa Rica.
- Singh, B.R. and Kanehiro, Y. 1969. Adsorption of nitrate in amorphous and Kaolinitic Hawaiian soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 33: 681-683.
- Sommer, K. 1978. Use of radioisotopes in agriculture. Report to the Government of Costa Rica. International Atomic Energy Agency-TA. Informe No. 1360.
- Stanford, G. and Epstein, E. 1974. Nitrogen mineralization-water relations in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 38: 103-107.
- Thomas, G. 1982. Exchangeable cations. *In Methods of soil analysis*. A.L. Page (ed). Agronomy 9, *Soil Sci. Soc. Am.*: 191-195.
- Uehara, G. and Gillman, G. 1981. *The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays*. Westview Press, Boulder, CO.
- Vitousek, P.M. and Denslow, J.S. 1986. Nitrogen and phosphorus availability in treefall gaps of a lowland tropical rainforest. *J. Ecol.*, 74: 1167-1178.
- Wetselaar, R. 1962. Nitrate distribution in tropical soils. III. Downward movement and accumulation of nitrate in the subsoil. *Plant Soil*, 16: 19-31.

Nitratos en aguas subterráneas del Valle Central, Costa Rica*

Jenny S. Reynolds Vargas¹ & Daniel D. Richter, Jr.²

La contaminación con nitratos de aguas subterráneas de áreas agrícolas es un problema ambiental ampliamente conocido, sin embargo, son pocos los informes que describen el problema en las regiones tropicales. Este estudio evaluó las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en acuíferos poco profundos usados para proveer agua potable a los habitantes del Valle Central de Costa Rica. La vertiente que recarga estos acuíferos es una cuenca agrícola y urbana que puede filtrar nitratos derivados principalmente de la fertilización (que promedia los 270 kg/ha por año en nitrógeno aplicado al café) y contaminación con aguas residuales. Se tomó una muestra de acuíferos a un gradiente de elevaciones de 780 a 1440 m, a lo largo del cual el uso de la tierra va cambiando entre urbano y agrícola en alturas medias y bajas a pastos sin fertilización y bosques a altas elevaciones. Se tomaron muestras del agua subterránea en una ocasión, durante un amplio estudio que se hizo a 56 pozos y manantiales, y durante una recolección mensual de 14 pozos y manantiales en un período de 25 meses. Las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ estuvieron estrechamente relacionadas con la altura, y hubo promedios de 0,37 $\mu\text{g/ml}$ en acuíferos de 1600 a 2300 m, 1,70 $\mu\text{g/ml}$ de 1200 a 1300 m y 4,45 $\mu\text{g/ml}$ de 900 a 940 m. Hubo variaciones significativas en concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ a la misma altura. Debería ampliarse el monitoreo de la calidad del agua a todo el Valle Central para determinar la distribución de los pozos y manantiales con altas concentraciones de nitratos e identificar las fuentes potenciales de contaminación con nitratos. Medidas dirigidas a mejorar la eficiencia de fertilizantes nitrogenados, a modernizar las prácticas de manejo de aguas residuales son necesarias para ayudar a asegurar la calidad del agua de estos acuíferos productivos.

*Publicado en: *Environment International* (1995), 21 (1): 71-79.

**Traducido del inglés por Hellen Varela Fernández.

1 Laboratorio de Hidrología Ambiental, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

2 Escuela del Ambiente, Universidad de Duke, Durham, NC 27706, USA.

Introducción

La contaminación de las aguas subterráneas con nitratos es la causa de uno de los impactos más graves de la actividad humana sobre los sistemas hidrogeológicos (OECD, 1986; Schepers et al., 1991; Hantzsche y Finnemore, 1992). Como las altas concentraciones de nitratos en el agua potable pueden tener efectos adversos en la salud (Frazer et al., 1980; Xu 1981), la Organización Mundial de la Salud ha establecido 10 µg/ml como el nivel más alto de tolerancia para los seres humanos (OMS, 1984), una concentración a la que se llega o se excede en muchos sistemas de gestión agrícola. Como el nitrato es móvil en la mayoría de los suelos, la pérdida de nitrato por filtración de suelos fertilizados también tiene implicaciones económicas, debido a los altos costos de los fertilizantes agrícolas.

Los acuíferos volcánicos de la cordillera central de Costa Rica representan un recurso muy valioso, que en la actualidad abastece de agua potable a aproximadamente el 50% de la población en las principales ciudades del Valle Central, a través de una compleja red de acueductos administrados por el Instituto de Acueductos y Alcantarillados y las municipalidades locales. Las tasas actuales de extracción (aproximadamente 2300 L/s) representan menos del 40% de los recursos hidrogeológicos mínimos estimados (Foster et al., 1985). Sería posible extraer un adicional de 1000 a 1500 L/s sin aumentar demasiado los costos económicos (BGS/SENARA, 1988).

Las propiedades del clima, suelo, uso de la tierra y manejo de fertilizantes en el Valle Central sugieren que los nitratos pueden estar filtrándose a las aguas subterráneas, donde la contaminación puede ser un proceso irreversible en el corto y mediano plazos. Los factores que potencialmente contribuyen a la filtración de nitratos son: las prácticas intensivas y extensivas de fertilización; la alta precipitación que se infiltra en los suelos y recarga los acuíferos; la alta conductividad hidráulica del suelo y las rocas subyacentes; y el uso extendido de los sistemas de tanque séptico en todo el valle.

El objetivo general de este estudio es evaluar el estado de las concentraciones de nitratos en las fuentes de agua potable en la cuenca del río Virilla en el Valle Central. Los objetivos específicos son: 1) cuantificar las variaciones estacionales de las concentraciones de nitratos en los acuíferos de la región y comparar estos resultados con las variaciones en otros parámetros de la calidad del agua (temperatura, conductividad y pH); y 2) evaluar la relación entre las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas y la altura, el uso de la tierra y la precipitación en la región.

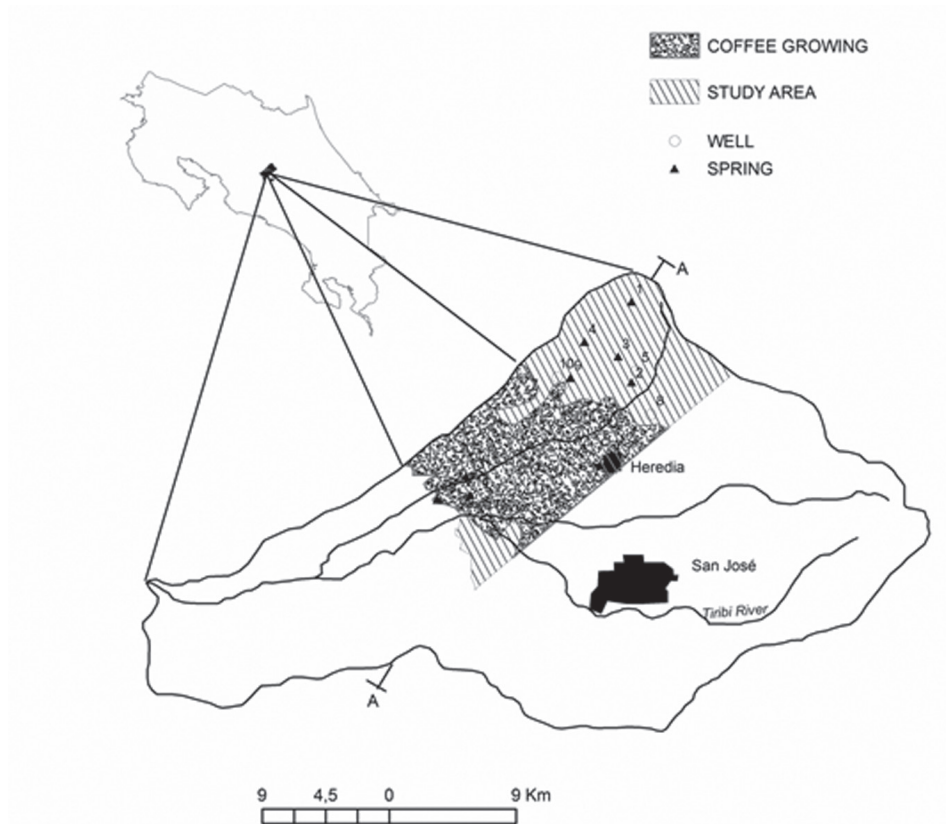
Métodos

Descripción del sitio

El Valle Central, con una superficie de 3257 km² (Gómez, 1986), es el hogar de cerca del 50% de la población de Costa Rica. Cuenta con elevaciones que van desde 600 a más de 1600 m, y pendientes de moderadas a inclinadas que van desde el fondo del valle hasta los picos más altos formados por los volcanes Poás, Barva e Irazú, a unos 3000 m aproximadamente. La cuenca del río Virilla (Figura 1), lugar del estudio, tiene una superficie de 913 km² y se ubica en la parte norte del Valle Central.

La precipitación anual de la cuenca va de 1400 a 5200 mm (IMN, 1990), concentrada durante los meses de mayo a noviembre. En elevaciones medias a bajas, cerca del 50% de las precipitaciones anuales recargan los acuíferos (Reynolds, 1991).

Figura 1
Cuenca del río Virilla y ubicación de los sitios de muestreo



Fuente: Elaboración propia

Hidrogeología

Las zonas norte y central del Valle Central se formaron principalmente durante el período Cuaternario con materiales derivados de la actividad de los volcanes Poás, Barva e Irazú (Fernández, 1969; Losilla, 1973). La formación Barva comprende varios ríos de lava de hasta 95 m de espesor, expuestos a la superficie en las laderas superiores del volcán Barva. Estas forman dos acuíferos: Los Bambinos y Los Ángeles, que abastecen muchos manantiales a grandes alturas y recargan los acuíferos más grandes y profundos a menores altitudes. Otros ríos más profundos en la formación Barva han creado el amplio e intermedio acuífero Barva (también conocido como acuífero Bermúdez), que recorre las partes central y occidental de la cuenca, y está expuesto principalmente a lo largo de cauces profundos. El acuífero Barva sufre grandes fluctuaciones estacionales en la capa freática y tiene una compleja relación influente-efluente con los ríos asociados a él (Darling et al., 1989). En la parte más baja del valle hay una formación de lava profunda y extensa conocida como la formación Colima, que origina los acuíferos Colima Superior y Colima Inferior. Estos descargan como una serie de grandes manantiales a lo largo del cauce del río Virilla, en el fondo del valle.

La mayoría de los acuíferos en el Valle Central tienen alta conductividad hidráulica (Herrera y Rodríguez, 1982; Gómez, 1987). La tasa promedio del caudal es de unos 2 m/día.

La dirección general del movimiento de aguas subterráneas es sobre todo de noreste a suroeste en el Valle Central (BGS/SENARA, 1985; 1988). La edad del agua se ha calculado en unos 10-15 años en los acuíferos Colima (Darling et al., 1989), pero probablemente sea mucho más joven en los acuíferos superiores.

Suelos y uso de la tierra

Estudios de suelos (escala 1:200000) indican que aproximadamente el 40% del Valle Central está cubierto por Andisoles, suelos derivados de cenizas volcánicas. Más del 66% de los suelos en la cuenca del río Virilla (Reynolds, 1991) fueron clasificados por Pérez como Dystrandeps (1978; 1979), siguiendo el Sistema de Taxonomía de Suelos (Estudio sobre Taxonomía de Suelos de 1975). De acuerdo con recientes modificaciones a la taxonomía de suelos y la aceptación de los Andisoles como la undécima enmienda al sistema, los Dystrandeps típicos son equivalentes a los Udands.

Las elevaciones más altas del Valle Central (> 1500 m) están cubiertas sobre todo con pastos y bosques; por debajo de los 1500 m, una gran parte de la zona está cultivada con café. A bajas elevaciones en el valle, el uso del suelo es predominantemente urbano (Tabla 1). El uso del suelo en la principal área de recarga de la cuenca del río Virilla se estimó por medio del método malla de puntos (dot-grid), utilizando mapas de uso de tierras suministrados por el Instituto Geográfico Nacional de Costa Rica. Los mapas se basan en fotografías aéreas tomadas entre 1980-1984 con una escala de 1:50000. El porcentaje del área de recarga mostrada por la malla varió ligeramente según la altitud: en las elevaciones altas (1500-2900 m), el área de muestreo total fue de 24%; en las elevaciones medias (1000-1500 m), fue de 26%; y en las elevaciones bajas (900-1000 m), fue de 40%.

El uso agrícola de la tierra en gran parte del Valle Central ha sido dominado por el cultivo del café, por más de 150 años, un período en el cual la producción del café ha jugado un papel importante en el desarrollo económico y social de Costa Rica. Aunque el manejo de la producción de café se practica a diferentes intensidades en el Valle Central, la fertilización ha sido una práctica de manejo importante y ampliamente usada, en especial durante los últimos 30 años. La tasa nacional promedio de fertilización nitrogenada para el café es de 272 kg/ha por año (Sánchez Salas, 1988). Producto de un manejo intensivo, Costa Rica tiene la mayor producción de café por hectárea en el mundo. El promedio de la producción nacional ha aumentado de 2000 kg/ha en 1950 a alrededor de 7500 kg/ha en 1988 (ICAFE, 1990).

Tabla 1
Usos de la tierra en el área de recarga en la cuenca del río Virilla

Región	Área de recarga aproximada (km)	Uso de la tierra	Área ocupada (%)
Elevación alta 1500-2900 m	42	Pastos	80,5
		Bosque	14,5
		Urbano	5,0
Elevación media 1000-1500 m	66	Café	73,0
		Urbano	12,0
		Pastos	11,0
		Bosque	2,0
		Otros	2,0
Elevación baja 900-1000 m	20	Urbano	47,0
		Café	34,0
		Pastos	4,0
		Bosque	2,5
		Otro	12,5

Fuente: Elaboración propia

Muestreo de agua y métodos analíticos

Se llevó a cabo un amplio estudio de 56 fuentes de agua potable en cinco acuíferos del Valle Central (22 manantiales y 34 pozos), durante los meses de junio, julio y agosto de 1988. Se hizo un muestreo en cada sitio, donde solo se analizó el $\text{NO}_3^- \text{N}$ en el agua. La elevación del nivel freático en los sitios muestreados obtuvo un gradiente de entre 784 m a 2440 m.

Utilizando los resultados de la extensa evaluación, se seleccionaron diez manantiales y cuatro pozos de dos acuíferos, a lo largo de 1400 m de altitud, para un muestreo intensivo durante 25 meses (desde julio de 1988 hasta julio de 1990). Se determinaron cuatro parámetros en estas aguas: concentración de $\text{NO}_3^- \text{N}$, temperatura, conductividad y pH. Los sitios de muestreo se ubicaron en cada uno de los tres tipos de uso de suelos según franjas de elevación, siendo estos: 1) pastos y bosques sin fertilizar, 2) áreas agrícolas cultivadas principalmente con café, y 3) áreas urbanas y semiurbanas.

El Nitrato-N se analizó con colorante azoico colorimétrico de cadmio, usando un autoanalizador Technicon y un analizador automático de iones Lachat. La conductividad se calculó mensualmente de mayo de 1989 a julio de 1990, usando un conductímetro Yellow Springs. La solución pH fue calculada con un medidor de pH Beckman 50 y electrodos de gel. La temperatura de las aguas subterráneas se midió en el sitio de muestreo.

Resultados y discusión

Estudio extensivo

Los resultados del estudio extensivo realizado en 1988 indican que las concentraciones de $\text{NO}_3^- \text{N}$ en 22 manantiales y 34 pozos estuvieron en un rango de 0,13 a 5,5 $\mu\text{g}/\text{ml}$. La prueba t no mostró ninguna diferencia significativa en las concentraciones de $\text{NO}_3^- \text{N}$ entre los manantiales y pozos ($p < 0,05$). La elevación de los manantiales o del nivel freático en los pozos se correlacionó negativamente con la concentración de $\text{NO}_3^- \text{N}$. En el estudio extensivo de 1988, las concentraciones de $\text{NO}_3^- \text{N}$ fueron menores de 0,5 $\mu\text{g}/\text{ml}$ en los sitios de más de 1400 m, pero por debajo de esta altura, las concentraciones variaron ampliamente de 0,13 a 5,5 $\mu\text{g}/\text{ml}$.

Estudio intensivo

La media de concentraciones $\text{NO}_3^- \text{N}$ se incrementó con la disminución de altitud (Hg.3), siguiendo un gradiente de elevación similar al observado en el estudio extensivo de 56 fuentes de agua en 1988.

La conductividad, medida en las 25 muestras mensuales, aumentó conforme disminuía la altura de 95 $\mu\text{mohs/cm}$ en las elevaciones altas a 194 $\mu\text{mohs/cm}$ en las elevaciones bajas (Tabla 1). La temperatura disminuyó de 21,1 °C a 12,1 °C en las aguas recolectadas entre los 940 y los 2300 m de elevación, mientras que el pH se mantuvo relativamente constante a lo largo del gradiente de elevación, entre 6,8 y 7,6, excepto en el caso del manantial Birrí, con un promedio de 4,1 de pH.

Nitratos en la región de elevación alta (1500-2900 m)

En elevaciones superiores a 1500 m, las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el agua de los cinco sitios muestreados se mantuvieron relativamente bajas a través de los 25 meses de muestreo. La media de las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ varió de 0,31 a 0,49 $\mu\text{g/ml}$. La variación espacial entre las medias de las cinco fuentes de agua fue relativamente baja, con un CV (coeficiente de variación) de 19,6%.

De acuerdo con las fotografías aéreas, las elevaciones de la zona de recarga están cubiertas con pastos y, en segundo lugar, por bosques. Ninguno de estos usos de la tierra implica la fertilización química, y la ganadería se practica de forma extensiva (pocos animales por unidad de área). Por lo tanto, la mayoría de los nitratos en estos suelos son producidos por mineralización y nitrificación del nitrógeno del suelo nativo.

La fluctuación de las concentraciones de nitratos en aguas a gran altura parece corresponder a cambios en el ciclo hidrológico. Las fuertes precipitaciones causan probablemente la filtración inmediata de nitrato de origen biológico durante los meses de lluvia y, por ello, durante la estación lluviosa las concentraciones de nitratos en aguas subterráneas fueron más altas que durante la estación seca.

Nitratos en la región de elevación media (1000-1500 m)

La media de las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en aguas de pozos y manantiales en las elevaciones medias oscilaron de 0,58 a 2,67 $\mu\text{g/ml}$, aproximadamente cuatro veces más altas que aquellas a altas elevaciones (Tabla 2). El CV, que expresó la variación espacial entre estas seis medias, fue de 43%. Las variaciones mensuales de las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en estos sitios corresponden, en general, a la estacionalidad del ciclo hidrológico. Las concentraciones fueron más altas durante la temporada de lluvias, pero estos patrones no eran tan fuertes como los de aguas subterráneas en los sitios de gran elevación.

Las plantaciones de café dominan las laderas medias del Valle Central. Casi el 75% del área de recarga de la cuenca estaba ocupada por café a comienzos de la década de 1980, con usos urbanos y pastos que ocupaban fracciones menores. La tasa promedio anual de fertilización con nitrógeno en el café en Costa Rica es de 272 kg/ha, una tasa muy similar a la de las granjas de diferentes tamaños y con distinto dueño (Sánchez Salas, 1988). Asumiendo que 272 kg/ha de nitrógeno se aplican al 73% de la región de elevación media, los suelos en esta zona de captación del Virilla reciben un promedio de 200 kg/ha de nitrógeno al año.

Durante la recolección en las elevaciones medias, un manantial (No. 9) y un pozo (No. 10) mostraron características químicas y patrones de variación muy diferentes a los demás. El manantial que tenía concentraciones relativamente bajas de $\text{NO}_3\text{-N}$ (0,58 $\mu\text{g/ml}$) tenía valores bajos de pH y altas conductividades, es probable que causados por el ácido que producen los materiales volcánicos. El pozo, con un promedio de 1,35 $\mu\text{g/ml}$ en $\text{NO}_3\text{-N}$ en los primeros 18 meses de recolección, aumentó repentinamente a más de 5 $\mu\text{g/ml}$ en cada una de las seis últimas recolecciones mensuales. Más tarde, durante la última parte del estudio, se descubrió que el agua de pozo se mezclaba con agua de río. Es probable, entonces, que este pozo tenga una mezcla de aguas de distintos orígenes, y que durante algunos meses predomine el agua relativamente rica en nitratos.

Nitratos en la región de elevación baja (900-1000 m)

En regiones de baja elevación, el uso urbano de la tierra cubre alrededor de la mitad del área y las plantaciones de café predominan en un tercio de la región. Incluso en esta región tan relativamente urbanizada, las cantidades de nitrógeno que se derivan de la fertilización del café han tenido un promedio por área de alrededor de 93 kg/ha por año (272 kg N/ha aplicados a un 34% de la región). Es menos probable la filtración de nitratos de aguas residuales a aguas subterráneas, aunque este es probablemente un factor que contribuye a la contaminación de nitratos.

Los manantiales ubicados en esta región tienen las mayores concentraciones de nitratos de todos los sitios muestreados. El promedio de concentración $\text{NO}_3\text{-N}$ varió de 2,9 a 6,6 $\mu\text{g/ml}$ (Tabla 2). Sin embargo, las muestras individuales de estas fuentes variaron durante los 25 meses de 1,1 a 18,9 $\mu\text{g/ml}$ de $\text{NO}_3\text{-N}$. El CV, que expresa la variación espacial entre las medias de los sitios de baja elevación, es de 44%.

Las correlaciones entre las concentraciones de nitratos en aguas subterráneas y las fluctuaciones de precipitación durante el año no fueron tan evidentes en las muestras de baja altitud, sin duda debido

a las complejas relaciones entre el ciclo hidrológico y otros factores. En comparación con las aguas de elevaciones media y alta, existen otras posibles fuentes de contaminación de nitratos en las elevaciones bajas, mayor mezcla hidráulica y mayor tiempo de permanencia del agua en los acuíferos. Estos factores tienden a disminuir la expresión de estacionalidad en la concentración de nitratos en las aguas subterráneas.

Tabla 2
Características del agua subterránea de la cuenca del Virilla
(coeficientes de variación entre paréntesis)

Área	Número del sitio	Nombre del sitio	Altura (m)	Temperaturas aguas subterráneas (C)	Media pH	Media conductividad $\mu\text{S/cm}$	Concentración de Nitratos-N		
							Máx.	Mín.	Media
							mg/ml		
Elevación alta	1	Manantial Steinvorth	2300	12,1	6,9	63,5	0,87	0,03	0,35 (75)
	2	Manantial La Hoja	1700	17,0	7,6	80,8	0,72	0,03	0,32 (75)
	3	Manantial Pérez	1730	18,1	7,1	90,1	1,00	0,03	0,49 (62)
	4	Manantial Muñoz	1600	17,5	7,0	136,7	0,77	0,00	0,31 (76)
	5	Pozo BA-173	1730	18,2	7,4	103,2	0,86	0,05	0,39 (67)
Elevación media	6	Manantial Acron	1300	20,1	6,8	124,3	3,14	0,26	2,21 (34)
	7	Manantial Guachipelín	1200	19,0	6,8	89,4	3,48	0,64	1,93 (34)
	8	Pozo BA-224	1320		7,0	106,6	2,21	0,31	1,44 (35)
	9	Manantial Birrí	1345	18,9	4,1	463,2	1,17	0,07	0,58 (49)
	10	Pozo BA-221	1375	20,0	7,2	146	8,37	0,03	2,67 (105)
	11	Pozo BA-169	1195	20,0	7,5	126,9	3,12	0,16	1,38 (50)
Elevación baja	12	Manantial Ojo de Agua	900	20,9	7,1	154,7	6,00	1,65	3,78 (40)
	13	Manantial Echeverría	900	20,4	7,2	141,1	6,04	1,12	2,91 (27)
	14	Manantial Belén	940	21,1	7,1	197,5	18,94	1,11	6,64 (49)

Fuente: Elaboración propia

Conclusiones

El abrupto gradiente de elevación en la concentración de nitratos en las aguas subterráneas y la coincidencia entre ciertos usos de suelos y altas concentraciones de nitratos sugieren que actividades humanas están afectando la calidad del agua de los acuíferos que subyacen el Valle Central. Aunque todavía no se pueden diferenciar los orígenes de los nitratos encontrados en las aguas subterráneas, las posibles fuentes incluyen fertilizantes nitrogenados, fuertes filtrados de suelos agrícolas a alturas medias, además de la descarga de sistemas de aguas residuales a bajas elevaciones. El hecho de que algunas muestras de aguas subterráneas tuvieran concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ que se aproximaban o superaban el estándar internacional de agua potable de 10 ug/ml enfatiza que las posibles fuentes de contaminación merecen atención inmediata.

Como estos acuíferos serán cada vez más utilizados como fuentes de agua potable por los habitantes del Valle Central, varias medidas deberían ser implementadas para garantizar la calidad de los recursos: 1) ampliar el monitoreo de nitratos y otros posibles contaminantes en los suministros públicos de agua; 2) incrementar la eficacia de la fertilización nitrogenada, especialmente en las plantaciones de café; 3) establecer modernas instalaciones de tratamiento de aguas residuales; y 4) realizar estudios para evaluar la dinámica del ciclo del nitrógeno en el sistema hidrogeológico de los suelos del Valle Central.

Bibliografía

- BGS/SENARA (British Geological Survey and Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento). 1985. Mapa hidrogeológico del Valle Central de Costa Rica, Escala 1:50000. BGS/SENARA, San José, Costa Rica.
- BGS/SENARA (British Geological Survey and Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento). 1988. The continuation of hydrogeological investigations in the North and East of the Valle Central, Costa Rica: Informe Final 1984-1987, Informe Técnico BGS. WD/88/13R. BGS/SENARA, San José, Costa Rica.
- Darling, W.G.; Parker, J.M.; Rodríguez, H.V and Lardner, A.J. 1989. Investigation of a volcanic aquifer system in Costa Rica using environmental isotopes. En: Proc. regional seminar for Latin America on the use of isotope techniques in hydrology; Ciudad de México, México. Documento Técnico IAEA. Agencia Internacional de Energía Atómica, Viena, Austria. Pp.215-228.
- Fernández, M. Las unidades hidrogeológicas y los manantiales de la vertiente norte de la cuenca del río Virilla. 1969. Informe Técnico 27, Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, San José, Costa Rica.
- Foster, S.S.D.; Ellis, A.T.; Losilla-Penon, M. and Rodríguez-Estrada, H.V. 1985. Role of volcanic tufts in ground-water regime of Valle Central, Costa Rica. *Ground Water*, 23: 795-801.
- Frazer, P.; Chilvers, C.; Beral, V. and Hill, M.J. 1980. Nitrate and human cancer: A review of the evidence. *Int. J. Epidemiol*, 9: 3-11.
- Gómez, A. 1987. Evaluación del potencial de los acuíferos y diseño de las captaciones de aguas subterráneas en la zona de Puente de Mulas, Provincia de Heredia, Costa Rica. Tesis de Licenciatura, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Gómez, L.D. 1986. Vegetación de Costa Rica. Apuntes para una biogeografía costarricense. *En Vegetación y Clima de Costa Rica*, Vol. 1. Editorial Universidad Estatal a Distancia (EUNED), San José, Costa Rica.
- Hantzsche, N.N. and Finnemore, E.J. 1992. Predicting ground water nitratennitrogen impacts. *Ground Water*, 30: 490-499.

- Herrera, J.A. y Rodríguez, H.V. 1982. Estudio de la vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación norte de la ciudad de Heredia, Costa Rica, Informe Técnico 147, Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, San José, Costa Rica.
- ICAFFE (Instituto del Café). 1990. *Compendio de datos estadísticos del café de Costa Rica*. ICAFFE, San José, Costa Rica.
- IMN (Instituto Meteorológico Nacional). 1990. *Archivos de la Estación Meteorológica*. IMN, San José, Costa Rica.
- Losilla, M. 1973. Actualización de las investigaciones hidrogeológicas realizadas en la cuenca del río Virilla. Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Informe Técnico 84, San José, Costa Rica.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1986. *Water pollution by fertilizers and pesticides*. OECD, París, Francia.
- Organización Mundial de la Salud. Guidelines for drinking water quality. 1984. Vol. 1. OMS, Ginebra, Suiza.
- Pérez, S.R.; Ramírez, E. y Alvarado, E. 1978. Mapa preliminar de asociaciones de subgrupos de suelos de Costa Rica. Oficina de Planificación Sectorial Agropecuaria, Costa Rica.
- Pérez, S.R.; Alvarado, E. y Knox, E.G. 1979. Manual descriptivo del mapa de asociaciones de subgrupos de suelos de Costa Rica. Oficina de Planificación Sectorial Agropecuaria, Costa Rica.
- Reynolds, J.S. 1991. Soil nitrogen dynamics in relation to ground water contamination in the Valle Central, Costa Rica. Tesis doctoral, The University of Michigan, Ann Arbor, MI, USA.
- Sánchez Salas, P.G. 1988. Costos de producción del café en Costa Rica. Cosecha 1987-1988. *Boletín 46*, ICAFFE, San José, Costa Rica.
- Schepers, J.S.; Moravek, M.G.; Alberts, E.E. and Frank, K.D. 1991. Maize production impacts on ground water quality. *J. Environ. Qual.*, 20: 12-16.
- Soil Taxonomy Survey Staff. 1975. Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Manual Agrícola USDA 436; Washington, D.C.: Gobierno. Oficina de Publicaciones.
- Xu, Guan-Wei. 1981. Gastric cancer in China: A review. *J. Royal Soco Med.*, 74: 210-211.

Transporte de agua y del ion nitrato en la zona no saturada bajo condiciones climáticas tropicales*

Luis Araguás¹, Jenny Reynolds Vargas² & Kazimierz Rozanski¹

La investigación de los procesos de infiltración y transporte de contaminantes a través de la zona no saturada se ha intensificado durante los últimos años, dada la preocupación que existe por el progresivo deterioro de la calidad de las aguas subterráneas. El retardo de los compuestos disueltos frente al agua en su tránsito a través de la zona no saturada y la predicción de las concentraciones que se observan en las aguas subterráneas son dos de los temas más importantes en estudios recientes (p. ej. Wong et al., 1987; Wong et al., 1990; Barraclough et al., 1994). Las técnicas basadas en el uso de trazadores artificiales marcando el agua (mediante iones conservativos o tritio) y/o algún contaminante (mediante el propio compuesto o el marcado con un isótopo) han mostrado su utilidad para obtener información sobre las velocidades de infiltración y las concentraciones que se pueden alcanzar en las aguas subterráneas (p. ej. Kline, 1968; Wild, 1972; Nicholls et al., 1982).

El marcado con tritio o deuterio del agua que atraviesa la zona no saturada fue una de las primeras técnicas aplicadas para estimar las tasas de infiltración y comprender los procesos de transporte a través del suelo (p. ej. Blume et al., 1967; Allison y Hughes, 1974; Matthess et al., 1979; Gupta y Sharma, 1984; Leopoldo et al., 1984; Saxena y Dressie, 1984, etc.). Los primeros estudios revelaron, en suelos homogéneos, un desplazamiento del agua del suelo que puede ser representado por un modelo tipo pistón. Estudios posteriores mostraron la existencia de flujos preferenciales a través de discontinuidades, con importantes repercusiones en la predicción del tiempo necesario para que ciertos contaminantes alcancen rápidamente la zona saturada (p. ej. Foster y Smith-Carington, 1980).

*Publicado en: 2^{do} Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, 7-11 noviembre 1994.

1 Sección de Hidrología Isotópica, Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena, Austria.

2 Laboratorio de Hidrología Ambiental, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

Los experimentos que se presentan en este trabajo se centran en el transporte del agua y del ión nitrato en dos áreas tropicales caracterizadas por una alta tasa de precipitación en suelos con contenidos elevados de materiales arcillosos. El trabajo en la zona amazónica se basó en la necesidad de estimar el impacto de la deforestación en el ciclo del agua regional. La progresiva deforestación tiene efectos inmediatos en el balance hídrico al reducirse la cantidad devuelta a la atmósfera como consecuencia de la evapotranspiración. La tala de árboles con sistemas de raíces profundas reduce el agua disponible para las plantas, y la llamada bomba biológica de agua pierde su efectividad. Con base en un modelo regional sobre el transporte de agua sobre la cuenca amazónica (Salati et al., 1979; Gat y Matsui, 1991), se ha establecido que alrededor del 50% de su precipitación se deriva de agua reciclada a través de la evapotranspiración de las zonas selváticas. Las consecuencias de un incremento en la infiltración neta y el cambio en el balance hídrico de la cuenca son objetos de estudio en la actualidad.

El estudio en Costa Rica tiene como objetivo la evaluación del transporte del agua y del ión nitrato en plantaciones de café donde el cultivo se realiza de forma tradicional (con árboles que proporcionan sombra) o de forma intensiva, con aplicación de importantes cantidades de fertilizantes (hasta 300 kg/ha/año). Se ha sugerido que la forma de cultivo puede tener importantes consecuencias en la cantidad de fertilizante que la planta puede utilizar en su ciclo vegetativo, así como en el transporte del exceso de nitratos (y otros contaminantes) a las aguas subterráneas.

Zonas de estudio

- a) BRASIL. La zona de estudio se sitúa en un área forestal experimental bastante llana a unos 40 km al NE de la ciudad de Manaus, donde se seleccionaron dos áreas próximas con suelos de similares características. El tipo de suelo presente en la zona se clasifica como latosol (xantic ferrasol) con caolinita como mineral más abundante (75%). El perfil edáfico presenta unas particularidades muy homogéneas hasta la profundidad donde se obtuvieron las últimas muestras (6 m). Los primeros 50 cm se caracterizan por la abundancia de materia orgánica. La zona saturada se encuentra a unos 20 m de profundidad.

El clima es tropical-húmedo, con una temperatura media anual de 26,7 °C y una precipitación anual de unos 3000 mm. La precipitación muestra un marcado carácter estacional, ya que el 80% de la lluvia se concentra durante el período de noviembre a mayo.

b) COSTA RICA. Se seleccionó en el Valle Central un área donde se cultiva el café de los dos modos mencionados anteriormente. La zona se sitúa a una cota por encima de los 1600 msnm y la precipitación es también elevada (2700 mm/año). La época lluviosa se concentra entre los meses de marzo a octubre. Los suelos muestran un contenido de agua del orden del 40-50% (vol.) y son clasificados como andisoles, derivados de rocas volcánicas y con un alto porcentaje de materiales amorfos. La zona saturada se encuentra en este lugar a 73 m de profundidad.

Experimentos

En el caso de Brasil se utilizaron deuterio y tritio como trazadores en varias parcelas de 3x3 m, distribuidas entre una zona desforestada destinada para pastos y un área con la vegetación nativa de la zona. La inyección de los trazadores tuvo lugar al comienzo de la estación lluviosa, con el propósito de reducir las posibles pérdidas de trazador como consecuencia de la evapotranspiración en los niveles más superficiales del suelo. Adicionalmente se añadió un volumen de unos 300 L en cada parcela para desplazar a cierta profundidad el trazador. Con el objeto de determinar las condiciones iniciales del experimento para su posterior simulación, se obtuvieron varios perfiles de unos 50 cm de profundidad un día después de la inyección de los trazadores (Araguás et al., 1994).

Las muestras de suelos de los diferentes experimentos fueron obtenidas mediante barreras manuales hasta una profundidad de 6 m y en intervalos de 20 cm. Las perforaciones tuvieron lugar en diversos intervalos de tiempo en cada parcela, desde 59 a 409 días después de la inyección. El contenido de agua de cada muestra fue determinado por diferencia de peso secando a 105 °C. La concentración de tritio e isótopos estables fue determinada en el agua extraída según las técnicas convencionales: conteo directo en equipos de centelleo líquido y espectrometría de masas.

El procedimiento seguido en Costa Rica es similar al descrito en el caso de Brasil, pero en este se inyectó simultáneamente con el agua tritiada 1 kg de KNO_3 disuelto en 6 L de agua. La diferencia fundamental en este caso fue que la solución que contenía ambos trazadores fue inyectada a una profundidad de unos 50 cm, mediante unas perforaciones de pequeño diámetro. Las muestras fueron recolectadas después de 6, 10 y 16 meses (Reynolds Vargas et al., 1994). En ambos casos, y con el objeto de simular los resultados obtenidos mediante dos tipos de modelos, se dispuso de una estación meteorológica próxima al lugar del experimento para recolectar los valores diarios de precipitación, temperatura y humedad relativa.

Resultados

Los principales resultados obtenidos en ambos experimentos se presentan en las Tablas 1 y 2. En las Tablas 1 y 2 se ha incluido la cantidad de precipitación caída entre la fecha de inyección y la fecha del primer muestreo y entre las siguientes 2-3 campañas de muestreo. También se ha calculado un valor medio para todo el período de duración de cada experimento. En el caso de Brasil, se incluyen las tasas aparentes de infiltración, estimadas a partir del agua situada por encima de la posición del centro de gravedad del trazador.

De acuerdo con los resultados del segundo experimento que incluyó el seguimiento del trazador en las dos zonas (pastos y bosques), el porcentaje de lluvia infiltrado en el caso de la zona de pastos equivale al 75% de la lluvia caída en dicho período, mientras que en el caso de la zona de bosques es del orden del 60%. Las velocidades de infiltración derivadas son del orden de 35 cm/mes en el primer caso y de 27 cm/mes en la zona de bosques (Tabla 1).

Tabla 1
Tasas de infiltración aparente y velocidades de infiltración obtenidas en los experimentos a partir del desplazamiento del horizonte marcado con tritio

Período	Precipitación (mm)	Infiltración (mm)	Velocidad de infiltración (cm/mes)
Zona de pastos (Áreas 1-4)			
Área 1			
9.mar.89 – 26.jul.89	1200	820 (68%)	43
27.jul.89 – 19.apr.90	1820	1070 (59%)	32
9.mar.89 – 19.apr.90	3020	1890 (62%)	36
Área 4			
19.abr.90 – 18.jun.90	550	480 (87%)	55
19.jun.90 – 9.oct.90	375	160 (43%)	10
10.oct.90 – 1.may.91	1530	1200 (78%)	41
19.abr.90 – 1.may.91	2455	1840 (75%)	35
Zona de bosques (Áreas 5-6)			
19.abr.90 – 18.jun.90	550	390 (71%)	38
19.jun.90 – 9.oct.90	375	215 (57%)	13
10.oct.90 – 1.may.91	1530	860 (56%)	30
19.abr.90 – 1.may.91	2455	1465 (60%)	27

Fuente: Elaboración propia

Los resultados de Costa Rica se basan, en primer lugar, en la comparación entre los dos trazadores. Los datos disponibles hasta la fecha muestran un comportamiento muy diferente entre el agua tritiada y el ión nitrato en la zona de cultivo de café sin sombra (Tabla 2). Las velocidades de infiltración en la primera fase del experimento fueron similares: 29 cm/mes para el tritio y 25,3 cm/mes en el caso del ión nitrato. Sin embargo, los resultados del segundo muestreo indican que el tritio ha continuado viajando con esa velocidad aparente, mientras que el nitrato ha reducido su velocidad a menos de 5 cm/mes (Tabla 2).

La comparación de los datos obtenidos con el ión nitrato muestra un comportamiento muy diferente entre las dos zonas de estudio; en la zona con árboles, la cantidad de nitratos detectados es aproximadamente 0,33 veces la medida en la zona sin árboles. Sin embargo, en los perfiles siguientes se observa una reducción importante en el nitrato presente en la zona sin árboles (de 93% a 21% en el último muestreo), mientras que en la zona de sombra el descenso es mucho más reducido (de 30% a 18%). Hasta la fecha solo están disponibles los resultados de los análisis de tritio de dos perfiles. La cantidad de tritio de la parcela marcada es casi idéntica en los dos casos, sugiriendo que no ha habido pérdidas importantes del trazador entre los dos muestreos.

El resultado más sorprendente de este experimento ha sido el brusco descenso en la velocidad de infiltración del ión nitrato una vez que el trazador se situó por debajo de los 2,20 m de profundidad. El segundo perfil de tritio muestra una velocidad de infiltración similar a la observada en el primer período, mientras que el ión nitrato presenta una reducción de 25 cm/mes (entre el primer y el segundo muestreos) a solo unos 5 cm/mes (entre el segundo y el tercer muestreos) de 2,5 cm/mes. El descenso en el caso de las parcelas donde el café es cultivado con sombra no ha sido tan importante entre el primer y el segundo muestreos (de 16,8 cm/mes entre la inyección y el primer muestreo a 14,2 cm/mes entre el primer y el segundo muestreos).

Tabla 2
Desplazamientos de los trazados inyectados y velocidades aparentes de infiltración obtenidas en los experimentos realizados en el Valle Central de Costa Rica

Período	Precipitación (mm)	Desplazamiento tritio (cm)	Desplazamiento nitrato (cm)	Velocidad (cm/mes) tritio	Velocidad (cm/mes) nitrato
Cultivo sin sombra					
6.mar.93 – 2.sep.93	1711	175	152	29	25,3
3.sep.93 – 24.nov.93	897	275	13	29	4,7
25.nov.93 – 5.jul.94	766		18		2,5
6.mar.93 – 5.jul.94	3374		183		11,3
Cultivo con sombra					
6.mar.93 – 2.sep.93	1711		101		16,8
3.sep.93 – 24.nov.93	897		38		14,2
25.nov.93 – 5.jul.94	766		25		3,2
6.mar.93 – 5.jul.94	3374		164		10,1

Fuente: Elaboración propia

Simulación

La secuencia de perfiles de tritio en la zona no saturada ha sido utilizada para estimar la relación entre las pérdidas por evapotranspiración y la infiltración neta, asumiendo que en la zona del experimento no existe escorrentía dado el carácter llano de las áreas de estudio. La simulación de estos resultados se ha basado en dos enfoques:

- a) Serie de celdas interconectadas (multicelda).
- b) Solución de la ecuación de dispersión para un medio con doble porosidad.

El primer enfoque está basado en una serie de celdas conectadas verticalmente (niveles de suelo), donde el agua de cada celda presenta buena mezcla (Münnich, 1983). Para cada período de tiempo se calcula tanto un balance de masa (volumen de agua) como de trazador para

efectos de dilución y desplazamiento del trazador. El parámetro principal para el ajuste es la capacidad de campo, asumiendo que el desplazamiento solo tiene lugar cuando se sobrepasa el valor de este parámetro. Una vez alcanzado el estado de buena mezcla en la celda, el exceso de agua sobre su capacidad de campo es transferido a la próxima celda. La altura de cada celda controla la dispersión longitudinal del trazador. En cada intervalo de tiempo se estiman el flujo neto de agua y la concentración del trazador en la entrada al sistema, cada celda y la salida al sistema, que normalmente representa la entrada a las aguas subterráneas.

La simulación puede realizarse en bases mensuales, semanales o diarias, en función de los datos meteorológicos disponibles. En el caso de Brasil se han utilizado para la simulación datos meteorológicos diarios (cantidad de precipitación, humedad relativa y temperatura) recolectados durante la duración del experimento tanto en la zona de pastos como en el bosque.

El segundo enfoque considera un medio con doble porosidad: un dominio de agua móvil y otro inmóvil. El flujo del trazador entre los dos dominios es proporcional a la diferencia de concentración entre ambos.

Las ecuaciones en forma diferencial son:

$$n_m \frac{\partial C}{\partial t} = n_m D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_f \frac{\partial C}{\partial x} - \omega n_m (C - C_{im}) \quad (1)$$

$$n_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \omega n_m (C - C_{im}) \quad (2)$$

donde:

- C, C_{im} Concentración del trazador en el dominio móvil e inmóvil.
- D Coeficiente de dispersión.
- v_f Velocidad de infiltración.
- t Tiempo.
- x Distancia desde la superficie.
- n_m, n_{im} Porosidad de los dominios móvil e inmóvil.
- ω Coeficiente de transferencia entre el agua móvil e inmóvil.

Para el caso de una inyección instantánea tipo Dirac (M/Q) $\delta(t)$ similar a la realizada en el experimento se ha propuesto la siguiente solución (Herrmann et al., 1987):

$$C(x,t) = \frac{M}{Q} \frac{1}{\sqrt{4\pi \frac{D}{vx}}} \left\{ \frac{1}{t} \left[-\frac{(1-t/t_0)^2 - \omega t}{4 \frac{D}{vx} t_0} \right] + \omega \sqrt{\beta} \exp(-\omega \beta t) \right. \\ \left. \int_0^1 \exp \left[-\frac{(1-ut/t_0)^2 - \omega (1-\beta)tu}{4 \frac{D}{vx} t_0} \right] I_1(2\omega t \sqrt{\beta(1-u)u}) \frac{du}{u\sqrt{1-u}} \right\} \quad (3)$$

Con

$B = n_m/n_{im}^*$ y:

M Masa de trazador inyectada.

Q Flujo a través del sistema

D/vx Parámetro de dispersión.

$I_1(\pi)$ Función de Bessel modificada, primer tipo, argumento de primer orden.

t_0 Tiempo de tránsito medio del agua ($t_0 = x/v$).

v Velocidad media real del agua ($v = v_r/n_m$).

Discusión y conclusiones

Los resultados obtenidos en la segunda fase del estudio de Brasil muestran claramente la diferencia entre el balance hídrico en la zona de pastos y la zona con árboles de raíces profundas. Un año después de la inyección, el trazador se encuentra a 4,5 m de la superficie en la zona de pastos, mientras que en la zona de bosques se encuentra a solo 3,5 m; de ahí se deriva que a una profundidad de 7 m en la zona de bosques, la infiltración neta (no hay escorrentía superficial y se asume que no existen flujos laterales) es de aproximadamente 1460 mm, comparada con unos 1840 mm en el caso de la zona de pastos.

Esta reducción es causada fundamentalmente por los siguientes mecanismos: a) La precipitación efectiva que alcanza el suelo es inferior en el caso de bosques como consecuencia del efecto de interposición de la cubierta vegetal, donde una parte del agua se evapora directamente sin alcanzar el suelo. El pluviómetro situado en la zona de bosques registró una precipitación un 10% inferior a la registrada en el caso de la parcela en los pastos. b) Una parte importante del agua de lluvia que se infiltra

es eliminada de la columna por la transpiración a través de las raíces. Es evidente que el modelo unidimensional multicelda no puede reproducir el perfil de trazador obtenido experimentalmente en la zona de bosques. Por otra parte, una comparación entre los perfiles obtenidos el 9 de octubre de 1990 y el 1 de mayo de 1991 indica que aproximadamente un 40% del tritio presente en el suelo ha sido eliminado mediante transpiración.

Las implicaciones de una mayor tasa de recarga por efecto de la desforestación y la sustitución de árboles por pastos pueden conducir localmente a un ascenso progresivo de los niveles piezométricos y a un descenso en la fracción de agua de lluvia devuelta a la atmósfera por los sistemas de raíces profundas.

En el caso del experimento de Costa Rica, la comparación de los perfiles de tritio y del ión nitrato en la parcela donde se cultiva café sin sombra muestra que existe un importante retardo del ión nitrato con respecto al agua, sugiriendo que pueden existir "barreras geoquímicas" para determinadas especies, mientras el agua atraviesa la zona no saturada, como indican los perfiles de tritio. Por otra parte, los perfiles del ión nitrato obtenidos en las dos parcelas bajo diferentes condiciones de manejo muestran diferencias significativas en cuanto a la evolución temporal de los perfiles, con porcentajes de recuperación muy diferentes según los procesos que tienen lugar en el suelo. La presencia de árboles con raíces profundas permite, en condiciones favorables, que cantidades importantes de nitrato sean utilizadas a cotas más profundas. En otras condiciones, el ión nitrato puede ser transferido en un alto porcentaje a las aguas subterráneas.

El modelo multicelda utilizado en este trabajo es puramente unidimensional y, por lo tanto, no considera los componentes horizontales de flujo ni el agua perdida por evapotranspiración en niveles profundos de la columna. Por lo tanto, el movimiento del trazador en el caso de suelos con presencia de raíces profundas no se puede reproducir en forma adecuada con este modelo, ya que la cantidad de trazador en la columna no es constante. Sin embargo, la simulación en condiciones de flujo puramente vertical permite reproducir las variaciones estacionales en la infiltración del agua y estimar el desplazamiento de la nube de trazador en función de la entrada neta de agua al sistema.

La solución a la ecuación de dispersión puede ser ajustada a los perfiles de trazador obtenidos experimentalmente, o bien, a las curvas de paso obtenidas a la salida de un lisímetro. Sin embargo, el principal problema es que hay cuatro incógnitas (parámetros de ajuste) y se pueden encontrar varios conjuntos de resultados que permitan el ajuste de la curva obtenida experimentalmente.

Bibliografía

- Allison, G.B. and Hughes, M.W. 1974. Environmental tritium in the unsaturated zone: estimation of recharge to an unconfined aquifer. En: *Isotope Techniques in Groundwater Hydrology. Vol. 1. International Atomic Energy Agency, Viena. Pp. 57-72.*
- Araguás, L.; Rozanski, K.; Plata-Bedmar, A; Tundis-Vital, A.R.; Tancredi, A.C. and Franken, W. 1994. *Downward movement of soil moisture in the central Amazon region traced by means of hydrogen isotopes.* (En preparación).
- Barracough, D.; Gardner, C.M.K.; Wellings, S.R. and Cooper, J.D. 1994. A tracer investigation into the importance of fissure flow in the unsaturated zone of the British Upper Chalk. *J. Hydrol*, 156: 459-469.
- Blume, H.P.; Zimmermann, U. and Münnich, K.O. 1967. Tritium tagging of soil moisture: the water balance of forest soils. En: *Isotope and Radiation Techniques in Soil Physics and Irrigation Studies.* International Atomic Energy Agency, Viena. Pp. 315-332.
- Foster, S.S.D. and Smith-Carington, A. 1980. The interpretation of tritium in the chalk unsaturated zone. *J. Hydrol.*, 46: 343-364.
- Gat, J.R. and Matsui, E. 1991. Atmospheric water balance in the Amazon basin: An isotopic evapotranspiration model. *J. Geophys. Res.*, 96(D7): 13179-13188.
- Gupta, S.K. and Sharma, P. 1984. Soil moisture transport through the unsaturated zone: Tritium tagging studies in Sabarnmati basin, Western India. *Hydrological Sciences Journal*, 29 (2): 177-185.
- Herrmann, A.; Maloszewski, P. and Stichler, W. 1987. Changes of ^{18}O contents of precipitation water during seepage in the unsaturated zone. En: *Groundwater monitoring and management.* (Ed.: Uebelmann, B.). Institut für Wasserwirtschaft, Berlin. Pp. 3-22.
- Kline, J.R. and Jordan, C.F. 1968. Tritium movement in soil of tropical rain forest. *Science*, 160: 550-552.
- Leopoldo, P.R.; Franken, W.; Matsui, E. and Salati, E. 1984. Estimation of water transit time in soils under Amazon forest cover using variations in $\delta\text{O-18}$ values. En: *Isotope Hydrology.* International Atomic Energy Agency, Viena. Pp. 125-137.

- Matthess, G.; Pekdeger, A.; Schulz, H.D.; Rast, H. and Rauert, W. 1979. Tritium tracing in hydrogeochemical studies using model lysimeters. En: *Isotope Hydrology. Vol. II. International Atomic Energy Agency, Viena. Pp. 769-785.*
- Münnich, K.O. 1983. Moisture movement in the unsaturated zone. En: *Guidebook on Nuclear Techniques in Hydrology.* International Atomic Energy Agency (Technical Report Series - N. 91), Viena. Pp. 203-222.
- Nicholls, P.H.; Bromilow, R.H. and Addiscott, T.M. 1982. Measured and simulated behaviour of fluometuron aldoxycarb and chloride ion in a fallow structured soil. *Pestic. Sci.*, 13: 475-483.
- Reynolds Vargas, J.; Araguás, L.; Fraile, J.; Castro, L. and Rozanski, K. 1994. Nitrate leaching through volcanic soils in the Central Valley. Costa Rica. En: *Nuclear and related techniques in soil/plant studies on sustainable agriculture and environmental preservation.* International Atomic Energy Agency, Viena. (En prensa).
- Salati, E.; Dall'Olio, A.; Matsui, E. and Gat, J.R. 1979. Recycling of water in the amazon basin: an isotopic study. *Water Resour. Res.*, 15(5): 1250-1258.
- Saxena, R.K. and Dressie, Z. 1984. Estimation of groundwater recharge and moisture movement in sandy formations by tracing natural oxygen-18 and injected tritium profiles in the unsaturated zone. En: *Isotope Hydrology.* International Atomic Energy Agency, Viena. Pp. 139-150.
- Wild, A. 1972. Nitrate leaching under bare fallow at a site in northern Nigeria. *J. of Soil Science*, 23: 315-324.
- Wong, M.T.F.; Hughes, R. and Rowell, D.L. 1990. Retarded leaching of nitrate in acid soils from the tropics: measurements of the effective anion exchange capacity. *J. of Soil Sci.*, 41: 655-663.
- Wong, M.T.F.; Wild, A. and Juo, A.S.R. 1987. Retarded leaching of nitrate measured in monolith lysimeters in south east Nigeria. *J. of Soil Science*, 38: 511-518.

Tendencias en las concentraciones de nitratos y determinación de su origen mediante isótopos estables (^{18}O y ^{15}N) en las aguas subterráneas del oeste del Valle Central, Costa Rica*

Jenny Reynolds Vargas¹, Julio Fraile Merino¹ & Ricardo Hirata²

El agua subterránea es de gran importancia para muchos países en el mundo, donde la mayor parte del agua potable proviene de acuíferos (Foster et al., 1998). Los acuíferos han proporcionado agua potable de bajo costo para las poblaciones, un hecho que puede ser asociado a mejoras en los parámetros de salud pública y con muchos otros beneficios socioeconómicos. Sin embargo, en la actualidad, el desafío más importante es lograr un manejo sostenible de las aguas subterráneas en los lugares donde se ve amenazada la calidad del recurso hídrico. La degradación de la calidad del agua subterránea está relacionada principalmente con los cambios en el uso de la tierra, ya que no toman en cuenta el efecto sobre los acuíferos subyacentes.

El nitrato es el contaminante más común en las aguas subterráneas, causado principalmente por la filtración de fertilizantes sintéticos y métodos de eliminación de aguas residuales en el sitio, en especial las áreas con una media o alta densidad de población (WHO, 1996). En los países desarrollados y en las zonas rurales de los países industrializados, normalmente las casas no tienen sistemas de alcantarillado centralizado, sino que se construyen sistemas de higienización en el sitio, tales como retretes y tanques sépticos. El límite normal de nitratos para la salud pública

*Publicado en: *Ambio*. 2006; 35(5): 229-36.

**Traducido del inglés por Hellen Varela Fernández.

1 Laboratorio de Hidrología Ambiental, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

2 Universidad de Sao Paulo, Brasil.

es de 10 mg L^{-1} de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ o 45 mg L^{-1} de NO_3^- . El consumo de agua con altas concentraciones de nitratos puede causar metahemoglobinemia o "síndrome del bebé azul" (WHO, 1996).

Los nitratos son muy solubles en agua y se filtran fácilmente de suelos donde predominan las cargas negativas permanentes o suelos con pH de moderado a alto, sin ser influenciados por reacciones de adsorción. Investigaciones previas proporcionaron evidencia de la capacidad de adsorción de aniones de suelos volcánicos, los cuales normalmente contienen grandes cantidades de materiales amorfos tales como: alófono, aluminio y óxidos de hierro e hidróxidos. La adsorción de aniones en este tipo de suelos ha sido reconocida como un mecanismo potencial para retardar la filtración de nitratos (Singh y Kanehiro, 1969; Kinjo et al., 1971). Sin embargo, la capacidad de los Andisoles para retardar la filtración de nitratos mediante adsorción electrostática es una función de un complejo de propiedades del suelo interrelacionadas y como tal, es altamente variable (Reynolds Vargas et al., 1994). Además, las fuerzas electrostáticas que absorben los nitratos en general son débiles, y su eficacia en la protección de la calidad del agua subterránea puede ser limitada.

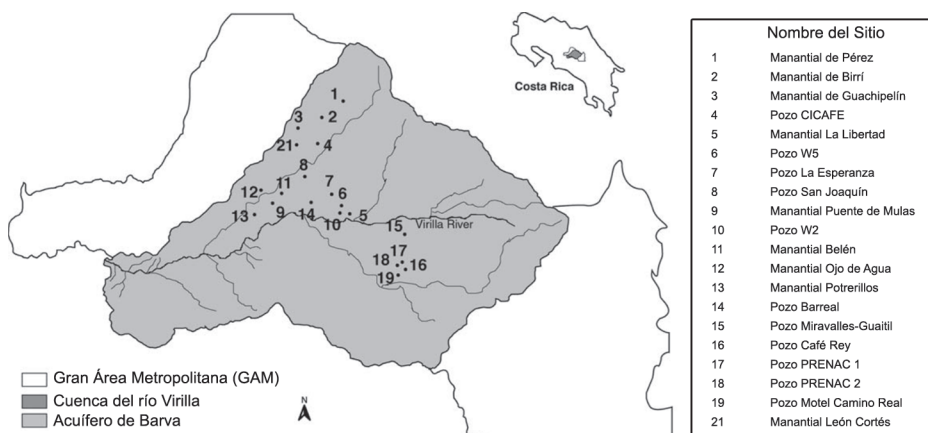
La cuenca del río Virilla, ubicada en el Valle Central de Costa Rica, es el área más desarrollada y más densamente poblada del país. En 1986, la población urbana cubría alrededor del 11% del área de la cuenca del río Virilla, y aumentó a casi un 30% en el 2003 (Reynolds Vargas, datos sin publicar). Las modificaciones en los patrones del uso de la tierra durante los últimos 30 años han sido responsables de un aumento en la cantidad de sedimentos en los ríos y en la concentración de contaminantes químicos y biológicos en las aguas superficiales y subterráneas de la región. La mayor parte del agua superficial, especialmente en zonas urbanas, es contaminada con residuos agroquímicos e industriales y con sustancias orgánicas derivadas de una inadecuada eliminación de desechos. Debido a la baja calidad del agua de río y al alto costo del tratamiento para convertirla en agua potable, el agua subterránea ha sido cada vez más utilizada desde la década de 1960. En la actualidad, más del 60% de la población de las principales ciudades del Valle Central obtiene agua de los acuíferos volcánicos que subyacen la región. Este porcentaje podría aumentar hasta casi un 90% durante los próximos 10 a 15 años para satisfacer las crecientes demandas de la población (Reynolds Vargas y Fraile, 2002).

El agua subterránea en esta región, en general, tiene una excelente calidad natural química y bacteriológica, y los costos asociados con su uso han sido relativamente bajos, ya que puede ser distribuida casi sin ningún tratamiento previo. Sin embargo, los acuíferos son vulnerables a la

contaminación por la facilidad con que las sustancias químicas derivadas de actividades humanas pueden ser transportadas a través de suelos permeables y materiales rocosos, y por la comunicación directa entre los acuíferos poco profundos y los ríos contaminados. El tiempo de recorrido de los contaminantes a través de la zona no saturada puede variar desde varios meses hasta muchos años (Reynolds Vargas et al., 1994). Por esta razón, la contaminación podría no ser detectada inmediatamente y puede llegar a ser un proceso irreversible en el corto o mediano plazo. Además, debido a que la contaminación de los acuíferos puede tener importantes implicaciones económicas y sociales, es probable que el costo de proteger las aguas subterráneas de la contaminación sea mucho menor que el costo del agua o del tratamiento del acuífero. Para recomendar prácticas de manejo y establecer regulaciones, existe la necesidad urgente de identificar cuáles sustancias químicas potencialmente peligrosas para la salud humana están presentes en las aguas subterráneas, con el fin de investigar los patrones de variación en la concentración de contaminantes, y aprender sobre su origen y mecanismos de transporte a través de la zona insaturada.

La contaminación de aguas subterráneas con nitratos ya ha sido reconocida como un problema potencial en esta región (BGS/SENARA, 1988; Reynolds Vargas y Richter, 1995), no solo debido a que las altas concentraciones de nitratos en el agua potable pueden causar problemas de salud, sino también porque su presencia puede ser un indicador indirecto de la presencia de otros contaminantes derivados de las actividades humanas. Reynolds Vargas y Richter (1995) demostraron que las concentraciones de nitratos pueden variar a lo largo del gradiente de elevación en la cuenca del río Virilla. En varias ocasiones durante un período de monitoreo de dos años, las concentraciones excedieron el límite máximo de 10 mg L^{-1} de NO_3^- -N recomendado por la Organización Mundial de la Salud. Se observó una correlación entre las altas concentraciones de nitratos y el patrón de lluvias estacionales: las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas parecieron ser mayores durante la estación lluviosa especialmente en manantiales y pozos de media y alta elevación, pero no se pudo observar una tendencia particular en las concentraciones de nitratos. Como fuentes potenciales de contaminación de nitrato, los autores de la Organización Mundial de la Salud reportan sistemas de higienización en el sitio, fertilizantes nitrogenados aplicados en plantaciones de café y ríos afluentes que recogen la escorrentía de los campos agrícolas y sistemas de aguas residuales, y señalan que aunque el retraso en el transporte de nitratos debido a los procesos de adsorción puede ser un proceso importante en suelos volcánicos, la adsorción podría no ser un mecanismo confiable para impedir la contaminación de las aguas subterráneas.

Figura 1
Ubicación de la cuenca del río Virilla y de los sitios de muestreo



Fuente: Elaboración propia

Las estimaciones del total de nitratos derivados potencialmente de las aplicaciones de fertilizantes en la agricultura y del uso residencial urbano se han realizado mediante soluciones analíticas semicuantitativas usando una estimación de los índices de filtración de nitrógeno, del agua infiltrada de las precipitaciones y otras fuentes, y un factor atenuante (Foster e Hirata, 1988). A pesar de las limitaciones involucradas, es posible desarrollar un estimado de la carga contaminante potencial en los acuíferos, por lo menos en forma relativa. En las zonas agrícolas es importante tomar en cuenta que los nitratos filtrados son derivados del nitrógeno del suelo y solo una pequeña proporción se origina directamente del fertilizante aplicado en un año en particular. La cantidad de abono orgánico (estiércol y abono vegetal) aplicado a las plantaciones de café no se considera significativa. Una vez estudiado el balance de nitrógeno en una plantación de café en el Valle Central, Sommer (1978) concluyó que solo el 30% de nitrógeno agregado como fertilizante es absorbido por la planta de café. El resto se pierde en el sistema y la mayoría, probablemente, se filtra por debajo de la zona de las raíces. Salas et al. (2002) estiman que más del 50% de todos los nitratos aplicados se filtra por debajo de la zona de la raíz y no es utilizado por la planta.

El estudio que realizaron durante dos años sobre la eficiencia de los fertilizantes químicos en el café demostró que, en promedio, solo el 45% del nitrógeno aplicado como fertilizante fue utilizado efectivamente por la planta de café.

Sin embargo, lo más grave es que se desconoce la tasa de pérdida de filtración de nitratos, lo cual es una función compleja de la interacción entre el régimen de precipitación-clima y el uso de suelos. Según Foster

e Hirata (1988), estos problemas pueden superarse si se asume que la producción agrícola implica una continua, aunque parcial, cobertura del suelo (por ejemplo, plantaciones de café) y que la producción funciona durante un largo tiempo. Con base en la literatura, estos autores prevén valores entre el 20% y el 50% como porcentajes de pérdida de nitrógeno de las aplicaciones de fertilizantes, aunque se pueden encontrar valores tales como el 75%.

De los nitratos originados de los sistemas de higienización en el sitio, la mayor incertidumbre está asociada con la proporción del nitrógeno depositado que se oxida y se filtra en la recarga de aguas subterráneas. Se estima como posible un rango entre el 20% y el 60% (Walker et al., 1973; Kimmel, 1984; Thomson y Foster, 1986), pero la proporción real dependerá del uso de agua por habitante, la proporción de las pérdidas de los compuestos de nitrógeno volátil y la cantidad de nitrógeno eliminado durante la limpieza de las instalaciones del sistema séptico que varía en función del tipo de instalaciones. Asimismo, se presenta un dilema sobre la estimación de las tasas de infiltración naturales del exceso de lluvias.

Este artículo incluye los resultados que son parte de un amplio estudio llevado a cabo a largo plazo para evaluar el impacto de la agricultura y las actividades urbanas en las aguas subterráneas del Valle Central de Costa Rica. Los objetivos específicos de este estudio son: 1) determinar la tendencia de la concentración de nitratos en las aguas subterráneas, y 2) evaluar la utilidad potencial de los análisis de isótopos estables (^{18}O y ^{15}N) en los nitratos de las aguas subterráneas para identificar el origen de la contaminación.

Uso de isótopos estables

Debido a que en la actualidad la contaminación por nitratos en el agua subterránea representa un problema generalizado en muchas zonas del mundo (Foster et al., 2002), varios investigadores han tratado de utilizar las variaciones naturales de las proporciones $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ de los compuestos nitrogenados, principalmente nitratos, como indicativo de su origen (Kohl et al., 1971; Mariotti y Letolle, 1977; Rivers et al., 1996; Fogg et al., 1998; Kellman y Hillaire-Marcel, 2003). La decisión de utilizar el análisis de $\delta^{15}\text{N}$ se basa en la llegada de nitrato de diferentes fuentes que tienen distintas firmas isotópicas. De acuerdo con la literatura (Heaton, 1986; Kendall y Aravena, 2000), la composición isotópica varía del -12‰ al 3‰ en los nitratos del agua de lluvia y de 3 a 8‰ en los nitratos formados durante la nitrificación de materia orgánica. Los fertilizantes nitrogenados, por lo general, tienen valores relativamente bajos de $\delta^{15}\text{N}$ que van del -5 a 7‰. En los nitratos que provienen de excrementos humanos y animales, las concentraciones de $\delta^{15}\text{N}$ van de 8 a 22‰ (Mariotti y Letolle, 1977).

Aplicaciones del análisis de $\delta^{18}\text{O}$ para la determinación de las fuentes de nitrato en las aguas subterráneas son escasas, probablemente debido a los complicados métodos de análisis que están involucrados (Kendall, 1998). Aravena et al. (1993) reconocieron una limitación en el uso de $\delta^{18}\text{O}$ como rastreador de las fuentes de nitrato en las aguas subterráneas, debido a las pequeñas diferencias observadas en los valores de $\delta^{18}\text{O}$ en nitratos procedentes de los fertilizantes y de excrementos humanos.

Existen algunas dificultades relacionadas con la interpretación de datos isotópicos. Una vez que el fertilizante nitrogenado llega al suelo participa en las transformaciones biológicas del sistema suelo-planta, y en muchos casos pierde su identidad isotópica (Amberger y Schmidt, 1987). Como el fraccionamiento isotópico es un fenómeno común en los ambientes biológicos, algunos autores consideran que solo se pueden esperar resultados semicuantitativos. Aún así, Letolle y Olive (1983), entre otros, sostienen que es posible determinar el origen de la contaminación de nitratos usando la relación $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ en casos en los que la cantidad de fuentes de nitratos es limitada. El análisis de la abundancia natural de $^{15}\text{N}_{\text{NO}_3^-}$ ha demostrado ser exitoso en varias ocasiones (Aravena et al., 1993; Komor y Anderson, 1993), especialmente cuando las técnicas nucleares se combinan con el uso de otros rastreadores y con resultados derivados de los análisis químicos convencionales.

Figura 2
Columna geológica simplificada de la cuenca del río Virilla,
modificada de BGS/SENARA (1988).
Consulte la información litológica en el texto

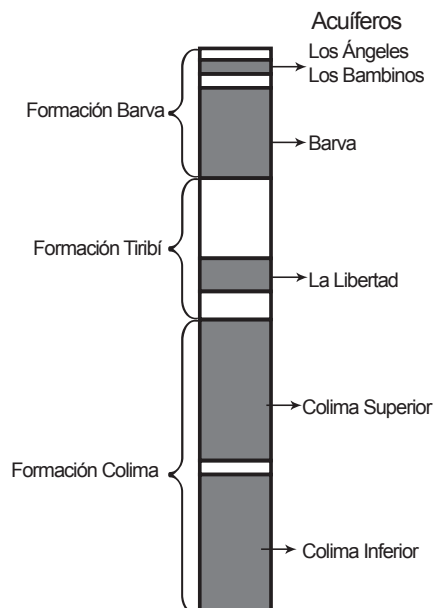


Figura 3
Paisaje típico de áreas de gran altura del Valle Central, Costa Rica



Foto: F. Barrantes.

Área de estudio

El estudio se realizó en la parte occidental del Valle Central de Costa Rica, donde viven más de 2 millones de personas (Figura 1), de las cuales, la mitad depende de los acuíferos para satisfacer sus necesidades de agua. Este valle representa alrededor del 3% de la superficie total del país y está rodeado por montañas de origen volcánico que alcanzan los 3000 msnm. La región abarca principalmente la Gran Área Metropolitana (GAM), y se trata de una depresión topográfica de alturas que van desde los 600 hasta los 1500 m. Los patrones de uso de suelos han cambiado drásticamente en menos de dos décadas en esta región: entre 1986 y 2003, la población urbana aumentó en un 54% (INEC, 2001, 2002). Materiales volcánicos derivados sobre todo del volcán Barva durante el período Cuaternario han formado un sistema de acuífero complejo y altamente vulnerable, que es la principal fuente de agua potable para la población.

La cuenca del río Virilla posee un área de 918 km². Su estructura geológica ha sido formada por piroclastos de variable profundidad y porosidad, pero con alta capacidad de infiltración y lavas que generalmente tienen fisuras y grietas con alta conductividad hidráulica (Fernández, 1969; Herrera

y Rodríguez, 1982; Protti Quesada, 1986). El flujo del agua subterránea en la región es de noreste a suroeste, con altos gradientes hidráulicos (BGS/SENARA, 1988) que suelen estar relacionados con el relieve en la base del acuífero y suelen ser similares al gradiente de la superficie de la tierra. La Formación Barva abarca lavas que han formado los acuíferos de Los Ángeles, Los Bambinos y Barva (conocido también como el acuífero Bermúdez). Subyacente a estas lavas se encuentra la Formación Tiribí, que incluye una capa gruesa de lava que forma el acuífero La Libertad y que está separada de la subyacente Formación Colima por una capa de roca volcánica. La Formación Colima de lavas incluye los dos acuíferos más importantes en el oeste del Valle Central, Colima Superior y Colima Inferior, separados por capas de roca volcánica e ignimbrita que se comportan como acuitardos. Hay gruesos lahares (flujos de lodo) y depósitos aluviales en la parte oriental de la cuenca del río Virilla, que han formado pequeños acuíferos locales.

La recarga en los acuíferos poco profundos (Barva, Los Bambinos y La Libertad) sucede principalmente por la infiltración directa que sigue a la precipitación, mientras que para los acuíferos Colima que son más profundos, es probable que sea por la percolación de los acuíferos superiores a través de las camas piroclásticas (BGS/SENARA, 1988; Pérez et al., 2002), o bien, por infiltración directa de la precipitación en la parte oriental del Valle Central (Protti, 1997).

La precipitación anual en la cuenca del río Virilla oscila entre 1400 y 5200 mm, concentrada en el período comprendido entre mayo y noviembre. Se ha estimado que aproximadamente el 30% de la precipitación infiltra y recarga los acuíferos en esta región (Reynolds Vargas, 1997), aunque la recarga de las aguas subterráneas, en especial en la parte superior de la cuenca, es un proceso algo complicado. La temperatura promedio anual del aire es de 20 a 25 °C, con solo algunos ligeros cambios estacionales. El uso de la tierra en el área varía según la elevación: los pastos y los bosques son comunes en elevaciones superiores a 1600 msnm (Figura 1); las plantaciones de café de manejo intensivo, que ocupan en la actualidad aproximadamente un tercio de la cuenca, predominan en las elevaciones entre 1000 y 1600 msnm. Las áreas urbanas se encuentran sobre todo en las regiones planas de las partes más bajas de la cuenca, entre los 700 y 900 msnm.

Existen pequeñas redes de viejos alcantarillados en los centros de las zonas urbanas y en algunas zonas residenciales, sin embargo, por lo general, las tuberías recogen y descargan las aguas residuales en los ríos con poco o ningún tratamiento. La mayoría de las aguas residuales en el resto del Valle Central se desechan a través de tanques sépticos.

Tabla 1
Características de los pozos y manantiales y del uso de suelos predominante en ZOC, para los años 1989, 1997 y 2003

Número del sitio	Nombre del sitio	Uso de suelos predominante en ZOC (porcentaje en 1989)	Uso de suelos predominante en ZOC (porcentaje en 1997)	Uso de suelos predominante en ZOC (porcentaje en 2003)	Código oficial (para pozos)
4	CICAFE	Café (96)	Café (85)	Café (86)	BA-169
6	W5	Café (71)	Café (66)	C/U (51/34)	AB-577
7	La Esperanza	Urbano (62)	Urbano (75)	Urbano (93)	AB-478
8	San Joaquín	Café (71)	C/U (56/41)	C/U (52/45)	BA-123
10	W2	C/U (58/39)	C/U (48/47)	C/U (52/45)	AB-555
14	Barreal	Café (69)	Café (60)	C/U (52/42)	AB-520
15	Miravalles-Guaitil	Urbano>90	Urbano>90	Urbano>90	AB-1081
16	Café Rey	Urbano>90	Urbano>90	Urbano>90	AB-1617
17	PRENAC 1	Urbano>90	Urbano>90	Urbano>90	AB-207
18	PRENAC 2	Urbano>90	Urbano>90	Urbano>90	AB-935
19	Motel Camino Nuevo	Urbano>90	Urbano>90	Urbano>90	AB-695
1	Pérez	A/P (45/43)	A/P (49/39)	A/P (39/38)	--
2	Birrí	Café (77)	Café (69)	Café (65)	--
3	Guachipelín	Café (84)	Café (66)	Café (67)	--
5	La Libertad	C/U (52/44)	U/C (53/46)	U/C (65/33)	--
9	Puente Mulas	U/C (42/38)	U/C (61/19)	U/C (63/11)	--
11	Belén	Café (76)	U/C (48/47)	U/C (60/26)	--
12	Ojo de Agua	C/U (47/36)	U/C (51/30)	U/C (53/24)	--
13	Potrerrillos	U/C (34/34)	U/C (54/31)	U/C (62/24)	--
21	León Cortés	C/U (50/48)	C/U (50/48)	C/U (53/45)	--

Abreviaturas: A= Uso agrícola distinto al cultivo de café; C= Cultivo de café; P= Pastos; U= Urbano; ZOC= Zona de cultivo.

Fuente: Elaboración propia

Materiales y métodos

Los datos de nitratos presentados aquí corresponden a los resultados obtenidos por Reynolds Vargas durante los años 1988-1990 (Reynolds Vargas y Richter, 1995), además de los datos recogidos por el Laboratorio de Hidrología Ambiental de 1990 al 2004. En total, se tomaron muestras de 9 manantiales y 11 pozos, durante 4 a 17 años. Seis sitios ubicados en localidades densamente urbanizadas se añadieron a la red de muestreo en 1997. Aunque no se cuente con los datos de nitratos a largo plazo para el sitio 19, se incluyen los resultados porque también se efectuaron análisis isotópicos en el agua extraída de ese hoyo. Las muestras de agua provienen de varios acuíferos del sistema: Los Bambinos, Barva, La Libertad, Colima Superior y Colima Inferior, y de los depósitos formados por lahares sin clasificar en la parte este de la cuenca del río Virilla. Los sitios de muestreo se encuentran a lo largo de un gradiente de 750 a 1700 msnm (Figura 2).

Figura 4
Muestreo en uno de los manantiales de gran altura



Foto: J. Reynolds Vargas.

Tabla 1
Extendida

Acuífero	X	Y	Profundidad del manantial (m)	Producción (L s-1)	Profundidad de cribado	Elevación del sitio (msnm)	Profundidad del agua (m)
Barva	521310	224160	90	1.7	72-90	1175	76
Colima Superior e Inferior	524140	217200	177	45	80-175	1085	82
Colima Superior e Inferior	523050	218400	145	15	83-145	1060	86
Colima Superior	519950	220450	80	4	60-70	1045	57
Colima Superior e Inferior	523990	216420	155	82	120-155	1050	57
Colima Superior	520680	217350	159	38	90-159	985	50
Sin clasificar	531560	214000	42	1	24-42	1125	6
Sin clasificar	531450	210400	100	3	48-60, 87-100	1175	20
Sin clasificar	531060	210670	30	1	18-30	1175	8
Sin clasificar	530990	210630	--	1	--	1171	8
Sin clasificar	530750	210310	74	1	50-74	1172	9
Los Bambinos	524300	228880	--	45	--	1710	<10
Barva	521920	227090	--	12	--	1345	20
Barva	519230	225740	--	5	--	1190	<10
La Libertad	525324	216312	--	100	--	1020	60
Colima Superior	516147	217406	--	455	--	850	60
Barva	517155	218469	--	80	--	940	20
Barva	514938	218770	--	250	--	900	30
Colima Inferior	514050	216170	--	421	--	750	60
Barva	518932	223995	--	30	--	1100	20

Fuente: Elaboración propia

Las muestras fueron recolectadas en duplicado en los manantiales y pozos de agua potable, se mantuvieron refrigeradas y fueron llevadas al laboratorio, donde se analizaron en las siguientes 24 horas. Para eliminar el agua estancada, se purgaron todos los pozos, pero especialmente aquellos que no fueron bombeados a la hora del muestreo, hasta que los parámetros químicos (conductividad, pH y temperatura) fueran estabilizados. Los análisis de nitratos nitrogenados fueron realizados por el Laboratorio de Suelos de la Escuela de Recursos Naturales en la Universidad de Michigan de 1988 a 1990, y por el Laboratorio de Hidrología Ambiental en la Universidad Nacional desde 1991 hasta el 2004. Algunos de estos análisis durante los años 1991, 1992 y 1994 fueron efectuados por el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA). Los resultados de los análisis de nitratos son expresados como nitrato-nitrógeno ($\text{NO}_3^{-1}\text{-N}$).

Datos mensuales de precipitación y temperatura de varias estaciones meteorológicas en el área de estudio fueron proporcionados por el Instituto Meteorológico Nacional. Debido a que no existe una diferencia significativa de temperatura durante todo el año, solo se correlacionaron datos de precipitación con las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas.

Para obtener una caracterización isotópica de nitratos en aguas subterráneas, se determinaron $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3^{-}}$ y $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3^{-}}$ en aguas de sitios seleccionados, y en los fertilizantes con nitrato de potasio utilizados regularmente en las plantaciones de café. Los análisis isotópicos se llevaron a cabo en el Hydroisotop Laboratory, en Freising, Alemania, y en el Laboratorio de Isótopos Ambientales de la Universidad de Waterloo, en Canadá. La zona de contribución (ZOC) de cada pozo y manantial se definió usando mapas hidrogeológicos potenciométricos y procedimientos analíticos tradicionales (US EPA, 1994) con base en el tipo de acuífero, la transmisibilidad, el promedio del flujo de bombeo en estado estable y la recarga del acuífero. El uso de suelo en cada zona de distribución en 1989 se determinó usando mapas a escala 1:10000 con base en fotografías aéreas (IGN, 1990). El uso de la tierra en 1997 se determinó a través de fotografías aéreas (TERRA Project, 1998), y para el año 2003, por medio de fotografías aéreas infrarrojas (CARTA MISSION, 2003). Los métodos de eliminación de desechos producidos por los humanos fueron determinados para el área de cada zona de distribución (ZOC) usando información de los gobiernos municipales y mapas proporcionados por el A y A.

La concentración de contaminantes de nitratos persistentes móviles filtrados de suelos agrícolas se estimó mediante el uso de una ecuación muy aproximada y simplificada propuesta por Foster e Hirata (1988):

$$C_F = F \cdot f_f \cdot 100 \cdot I^{-1}$$

donde, C_F (mg L^{-1}) es la concentración de contaminantes de nitratos (mg L^{-1} , como NO_3^-), I (mm a^{-1}) es la infiltración local debido al exceso de lluvias, F ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) es la cantidad anual total de fertilizante aplicado por área unitaria (como nitrato) (de 200 a 400 kg ha^{-1}), y f_f (adimensional) es la proporción de contaminante filtrado dentro del subsuelo.

La estimación se realizó considerando tres escenarios diferentes de aplicación anual de fertilizantes: 200, 300 y 400 kg ha^{-1} de nitratos (F) (Carvajal, 1984; Ministerio de Agricultura, 1992), un factor f_f de 0,5 (Sommer, 1978) y una tasa de recarga (I) de 600 mm por a^{-1} (30% de la precipitación total¹).

Del mismo modo, se hizo una estimación semicuantitativa de la concentración de nitratos resultante en el agua subterránea de las zonas urbanas (C_U), utilizando la ecuación:

$$C_U = (1000 \cdot a \cdot A \cdot f_u) (0,36 \cdot A \cdot U + 10 \cdot I)^{-1}$$

donde, a es el peso unitario de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ en la excreta ($2\text{-}4 \text{ kg cap}^{-1} \text{a}^{-1}$), A (personas/ha) es la densidad de población, I (mm a^{-1}) es la tasa de infiltración de precipitaciones, U ($\text{L cap}^{-1} \text{d}^{-1}$) es la parte no consumida del total de agua, y f_u (adimensional) es la proporción de nitrógeno excretado y filtrado en las aguas subterráneas.

Las concentraciones potenciales de nitratos en las áreas urbanas se estimaron (C_U) considerando tres diferentes densidades de población en promedio (A): 50 habitantes ha^{-1} (viviendas de baja densidad), 80 habitantes ha^{-1} (densidad media) y 120 habitantes ha^{-1} (alta densidad) (INEC, 2001, 2002); tasa anual de recarga (I) de 100 mm considerando la baja permeabilidad de la tierra; un factor de atenuación (f_u) de 0,5 (Foster e Hirata, 1988); uso de agua no consumible (U) de 125 $\text{L cap}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Protti, 1997); y a , el peso de nitratos en la excreta de 4 $\text{kg cap}^{-1} \text{d}^{-1}$ (Foster e Hirata, 1988).

Resultados

En la Tabla 1 se observan las características de los pozos y manantiales de la muestra en el área de estudio. Con base en un análisis del uso del suelo en la ZOC de cada pozo y manantial en 1989, 1997 y 2003, los sitios fueron divididos en tres grupos (Tabla 2): 1) sitios ubicados en áreas predominantemente agrícolas, que en el 2003 mantuvieron cultivos de café en más del 60%; 2) sitios ubicados en zonas semiurbanas, las cuales en

el 2003 tuvieron un uso del suelo dividido entre fines agrícolas y urbano; y 3) los sitios con más del 75% de su ZOC bajo uso de suelo urbano. La cobertura urbana tendió a aumentar en la mayoría de las zonas de contribución, mientras que las áreas dedicadas a la agricultura disminuyeron con el tiempo (1989-2003).

Los fertilizantes sintéticos (nitrato de potasio) utilizados en las plantaciones de café tienen una composición isotópica de 4,3‰ para $\delta^{15}\text{N}$ y 18,9 para $\delta^{18}\text{O}$. Los datos isotópicos de nitratos en las aguas subterráneas se presentan en la Tabla 3. El resultado del análisis de $\delta^{15}\text{N}$ para el Sitio 1 fue de 3,6‰, lo que se consideró como el valor de fondo isotópico. Para los manantiales y pozos principalmente de influencia agrícola, $\delta^{15}\text{N}$ está entre 5,4 y 8,8‰ y $\delta^{18}\text{O}$ entre 5,2 y 9,6‰; en las áreas semiurbanas $\delta^{15}\text{N}$ oscila entre un 5,6 y un 9,4‰ y el $\delta^{18}\text{O}$ entre un 2,8 y un 8,05‰. En las áreas predominantemente urbanas, $\delta^{15}\text{N}$ va de 8,0 a 20,7‰ y $\delta^{18}\text{O}$ va de 4,7 a 13,2‰. Los valores $\delta^{15}\text{N}$ promedio tienden a aumentar en el uso de la tierra pasando de agrícola a urbano.

La media de concentración de nitratos en el lugar de mayor altura (1710 msnm) es de 0,54 mg L⁻¹. Este valor es considerado como el fondo de concentración. Las concentraciones promedio de nitratos tienden a aumentar, siguiendo los cambios en el uso de suelo de la agricultura (principalmente cultivos de café) a desarrollo urbano, excepto en las muestras tomadas de los acuíferos subyacentes a las áreas urbanas con sistemas de alcantarillado (pozos Miravalles-Guaitil, Café Rey, PRENAC 1 y PRENAC 2), los cuales tenían menores concentraciones de nitratos. En general, los manantiales tienden a tener una mayor concentración promedio de nitratos que los pozos: 4,6 mg L⁻¹ y 2,6 mg L⁻¹, respectivamente.

No se encontró una diferencia significativa en las concentraciones de nitratos en el agua de los manantiales y pozos en los acuíferos de Barva, Colima Superior y Colima Inferior. El valor promedio más alto fue observado en el manantial Belén, donde las concentraciones superaron el valor máximo recomendado de 10 mg N L⁻¹ en varias ocasiones durante el período de estudio. No se encontró correlación significativa entre la cantidad de precipitaciones y la concentración de nitratos en aguas subterráneas.

Los análisis de datos a largo plazo muestran una tendencia creciente en las concentraciones de nitratos, la cual es estadísticamente significativa ($p < 0,01$) en cinco sitios, tres de los cuales fueron monitoreados por más de 12 años: el pozo CICAFFE y el manantial Guachipelín ubicados en áreas bajo cultivo intensivo de café, y el manantial Ojo de Agua (Figura 5), que tiene aproximadamente 50% de su ZOC en uso urbano. Los tres sitios extraen agua del acuífero de Barva. Los otros dos sitios, que fueron mo-

nitoreados por solo 5 años son el manantial León Cortés, ubicado en una zona semiurbana, y el pozo PRENAC II, localizado en una zona urbana con sistemas de alcantarillado. Una extrapolación de las tendencias indica que la concentración máxima recomendada de 10 mg N L^{-1} podrá ser alcanzada en un período de 10 a 40 años en los cinco sitios.

Los resultados de la estimación de nitratos derivados de las plantaciones de café, utilizando las fórmulas propuestas por Foster e Hirata (1988) descritas en la sección anterior, con aplicaciones de 200, 300 y 400 kg ha^{-1} de fertilizante nitrogenado, fueron de 3,9, 5,7 y 7,5 mg L^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$, respectivamente. Las concentraciones de nitratos estimadas en las aguas subterráneas con diferentes densidades de ocupación de tierra fueron: 8,2 mg L^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$ para las áreas con baja densidad de población, 9,3 mg L^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$ para áreas con alta densidad de población y 10,00 mg L^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$ para zonas con alta densidad de población.

Discusión

Impacto de los cambios en el uso de suelos sobre la calidad del agua subterránea

Los resultados de esta investigación demuestran que como resultado de los cambios en el uso de suelos asociados con un uso intensivo de sistemas de higienización en el sitio, la contaminación por nitratos continuará aumentando en las aguas subterráneas del Valle Central de Costa Rica. Suponiendo una entrada constante de contaminantes a las aguas subterráneas, la proyección de las tendencias en las concentraciones de nitratos indica que en pocas décadas el agua no será apta para el consumo en cinco de los sitios estudiados, la mayoría de los cuales están siendo utilizados para suplir agua al público. Puede que sea inevitable que la urbanización intensiva continúe degradando la calidad del agua subterránea si no se toman medidas para controlar las fuentes de contaminación. Dada la complejidad de los procesos de recarga, la entrada continua de nitrógeno desde múltiples fuentes y los momentos de tránsito lento de las aguas subterráneas, los nitratos pueden persistir en los acuíferos por décadas.

Tabla 2
Sistema de eliminación de residuos en la zona de contribución (ZOC) y
concentración de nitrato en los pozos y manantiales

Número del sitio	Nombre del sitio	Sistema de eliminación de residuos en ZOC	Años del muestreo	N	Concentración (mg-L) promedio (NO ₃ -N) y desviación estándar	Rango (NO ₃ -N) de concentración (mg L ⁻¹)
1	Manantial Pérez	Tanque séptico	1988-2001	68	0.5 (±0.4)	0.03-2.49
Concentración de NO ₃ -N en las zonas predominantemente agrícolas						
4	Pozo CICAPE	Tanque séptico	1988-2001	68	2.3 (±1.0)	0.16-4.74
2	Manantial Birrí	Tanque séptico	1988-1997	49	0.7 (±0.3)	0.07-2.15
3	Manantial Guachipelín	Tanque séptico	1988-2001	62	3.0 (±1.1)	0.64-5.87
Promedio						
2.0						
Concentración de NO ₃ -N en las zonas semiurbanas						
6	Pozo W5	Tanque séptico	1990-2001	44	1.5 (±0.9)	0.63-4.74
14	Pozo Barreal	Tanque séptico	1991-2001	31	4.6 (±2.0)	0.89-8.38
8	Manantial San Joaquín	Tanque séptico	1990-2011	46	1.0 (±0.6)	0.30-3.16
10	Manantial W2	Tanque séptico	1990-2001	46	5.0 (±1.1)	1.58-7.91
21	Manantial León Cortés (Santa Bárbara)	Tanque séptico	1997-2001	17	6.3 (±0.6)	5.01-6.88
11	Manantial Belén (San Antonio)	Tanque séptico	1988-2004	78	7.9 (±2.5)	2.06-18.52
12	Manantial Ojo de Agua	Tanque séptico	1988-2004	81	4.9 (±1.5)	1.65-9.94

Número del sitio	Nombre del sitio	Sistema de eliminación de residuos en ZOC	Años del muestreo	N	Concentración (mg-L) promedio (NO ₃ -N) y desviación estándar	Rango (NO ₃ -N) de concentración (mg L ⁻¹)
13	Manantial Potrerillos	Tanque séptico	1990-2001	9	1.8 (±0.3)	1.13-1.97
5	Manantial La Libertad	Tanque séptico	1990-2002	45	7.0 (±1.3)	4.47-12.42
9	Manantial Puente Mulas	Tanque séptico	1990-2004	46	5.8 (±0.9)	3.84-8.80
Promedio						
4.6						
Concentración de NO ₃ -N en las áreas urbanas						
7	Pozo La Esperanza	Tanque séptico	1990-1999	25	4.3 (±1.8)	0.99-8.36
15	Pozo Miravalles-Guaitil	Red de alcantarillado	1997-2001	19	1.9 (±1.0)	0.90-4.15
16	Pozo Café Rey	Red de alcantarillado	1997-2001	19	0.8 (±1.2)	0.02-3.57
17	Pozo PRENAC 1	Red de alcantarillado	1997-2001	19	0.8 (±1.2)	0.59-1.24
18	Pozo PRENAC 2	Red de alcantarillado	1997-2001	17	1.8 (±0.5)	0.67-2.56
19	Pozo Motel Camino Nuevo	Tanque Ssptico	1997	2	4.03	3.80-4.26
Promedio						
2.3						

Fuente: Elaboración propia

Los cambios en los patrones del uso de suelos desde plantaciones de café a áreas residenciales urbanas, ya sea sin sistemas de alcantarillado o con tanques sépticos instalados inadecuadamente o con mal mantenimiento, tienden a aumentar la carga contaminante potencial de nitratos subterránea en las áreas de recarga donde subyacen los acuíferos de Barva, La Libertad y Colima. Incluso en los acuíferos más limitados de Colima puede deteriorarse la calidad del agua, pues la carga de contaminación sigue penetrando a través de la Formación Barva.

Las mayores concentraciones de nitratos ($>0,4 \text{ mg L}^{-1}$ de $\text{NO}_3\text{-N}$) se observaron en las zonas urbanas y semiurbanas que carecen de sistemas primarios de recolección de aguas residuales, mientras que los pozos y los manantiales situados en zonas agrícolas –aquellas cultivadas principalmente con café– muestran un promedio de concentración de nitratos de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ de $\text{NO}_3\text{-N}$. Aunque en forma general no se encontraron concentraciones de nitratos superiores a 10 mg L^{-1} (como $\text{NO}_3\text{-N}$), la creciente tendencia en varios sitios de muestreo es sin duda preocupante. Es posible que el aumento de concentración de contaminantes observado en varios pozos y manantiales del Valle Central sea un resultado de los cambios en el uso de la tierra. La urbanización ha cambiado los patrones de recarga en las partes bajas del Valle Central, no solo reduciendo la permeabilidad del suelo, sino también modificando las rutas tomadas por la recarga y al introducir otras fuentes de recarga, las cuales también pueden agregar otros contaminantes que son perjudiciales para la salud humana.

Aunque hay muchas incertidumbres relacionadas con la estimación de la filtración de nitratos, es evidente que los procesos de sustitución del uso de suelos de la actividad agrícola a la de vivienda sin adecuados sistemas de alcantarillado pueden causar un aumento en la carga de contaminantes de nitratos hasta en un 40%. Las concentraciones de nitratos seguirán creciendo por debajo de las áreas pobladas a menos que se implemente un enfoque integral de saneamiento y manejo del recurso hídrico subterráneo. Este aumento está ocurriendo, aunque los procesos de filtración de nitratos pueden ser atenuados en cierta medida por procesos de adsorción característicos de suelos volcánicos.

Las instalaciones de higienización en sitio son una forma económica para la recuperación y eliminación de desechos producidos por los humanos, pero puede que estos sistemas también sean una causa importante de contaminación de aguas subterráneas. Esto es de especial importancia en una región como el Valle Central, donde la población es altamente dependiente de los acuíferos subyacentes como fuentes de agua potable. Conforme aumenta la urbanización crece la contaminación, los nitratos

pueden ser considerados solo el primero de varios –aún no evaluados– contaminantes potenciales que pueden ser encontrados en el futuro. Inclusive, la ubicación de los sitios de desecho para afluentes de aguas residuales tratadas y la densidad de tanques sépticos permitidos requerirán una evaluación cuidadosa. Desafortunadamente, la presencia de nitratos, incluso en el acuífero Colima, que es de limitado acceso, sugiere que la calidad de todas las aguas subterráneas se deteriora aún más, y que las capas superiores de rocas volcánicas fracturadas no son suficientes para proteger a los acuíferos más profundos.

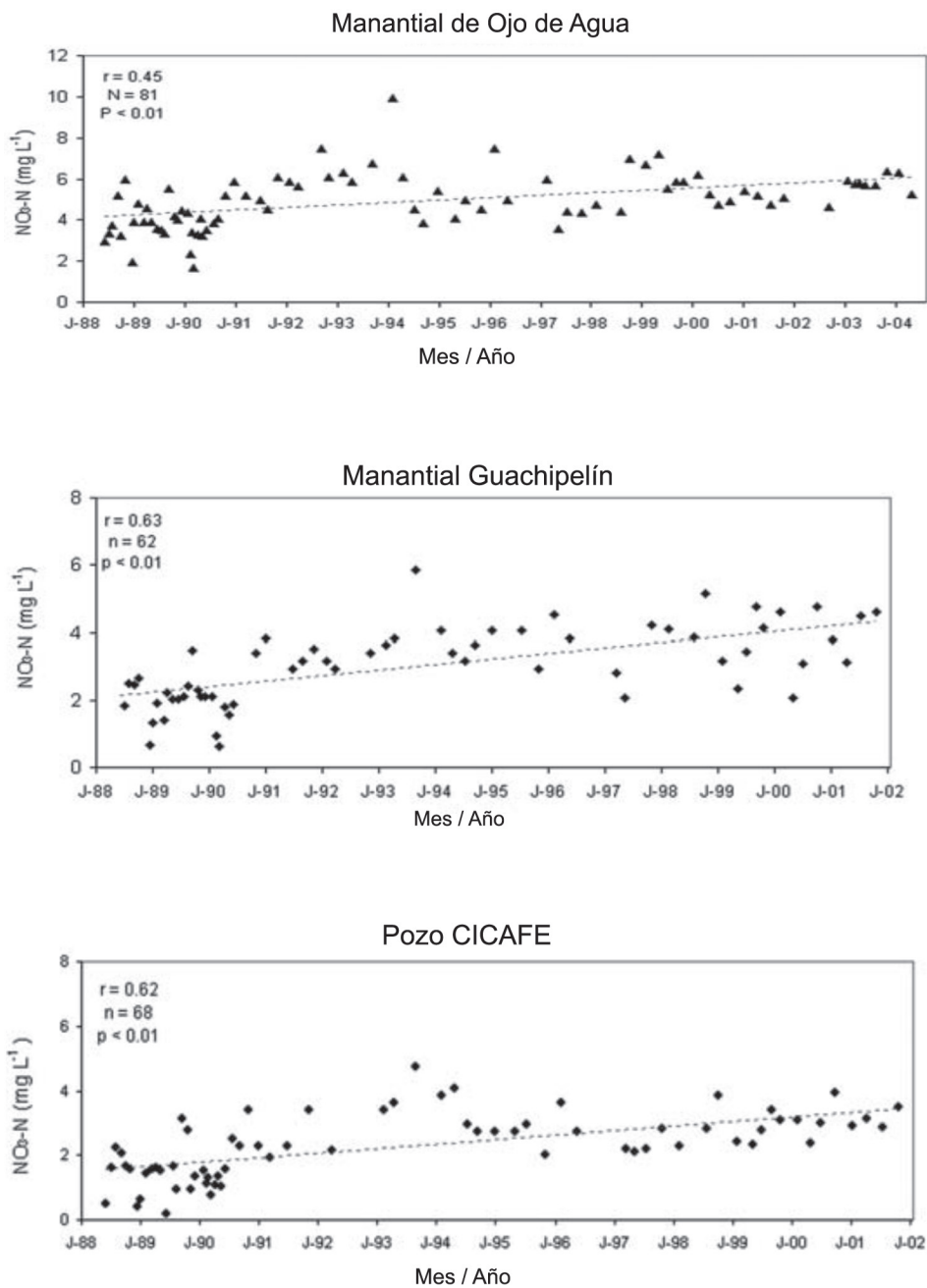
Tabla 3
Resultados del análisis isotópico de nitratos en las aguas subterráneas superpuestas
por áreas agrícolas, semiurbanas y urbanas

Número del sitio	Nombre del sitio	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Abril de 1997)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Enero de 1998)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Junio de 1999)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Promedio)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Abril de 1997)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Enero de 1998)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Junio de 1999)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Promedio)
1	Manantial Pérez		3,6		3,6				
$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ en áreas predominantemente agrícolas									
4	Pozo CICAPE		8,8		8,8		8,4		8,4
2	Manantial Birrí		5,8		5,8		5,2		5,2
3	Manantial Guachipelín			5,4	5,4			9,6	9,6
	Promedio				6,7				7,7
$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ en áreas semiurbanas									
6	Pozo W5								
14	Pozo El Barreal	6,5	7,7		7,1	4,6	7,7		6,2
8	Pozo San Joaquín								
10	Pozo W2	8,6	9,4	9,4	9,1	3,9	6,0	6,0	5,3
21	Manantial León Cortés		7,6		7,6		8,0		8,0
11	Manantial Belén	8,0	9,1		8,5	2,8	4,9		3,9
12	Manantial Ojo de Agua	6,0	6,2	8,5	6,9	3,4	5,6	7,8	5,6
13	Manantial Potrerillos	6,6	7,4		7,0	6,9	8,1		7,5

Número del sitio	Nombre del sitio	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Abril de 1997)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Enero de 1998)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Junio de 1999)	$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ (Promedio)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Abril de 1997)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Enero de 1998)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Junio de 1999)	$\delta^{15}\text{O}_{\text{NO}_3}$ (Promedio)
5	Manantial La Libertad	5,6	5,9		5,8	3,6	5,7		4,7
9	Manantial Puente Mulas	7,5	7,3		7,4	3,9	5,2		4,6
	Promedio				7,4				5,7
$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ en áreas urbanas									
7	Pozo La Esperanza								
15	Pozo Miravalles-Guaitil	8,0			8,0				
16	Pozo Café Rey	20,7	9,4		15,0		13,2		13,2
17	Pozo PRENAC 1								
18	Pozo PRENAC 2								
19	Pozo Motel Camino Nuevo	10,5	12,2		11,3	4,7	5,8		5,3
	Promedio				11,5				9,2

Fuente: Elaboración propia

Figura 5
Tendencias en las concentraciones de nitratos en los manantiales de Ojo de Agua y Guachipelín, y en el pozo CICAFAE



Fuente: Elaboración propia

Aplicación de técnicas isotópicas

Las mediciones de las proporciones de isótopos de nitrógeno y oxígeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ y $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) ofrecieron información útil sobre las fuentes principales de nitratos predominantes en los afluentes de aguas residuales y fertilizantes agrícolas. Es evidente que la forma más adecuada para determinar el origen de nitratos en aguas subterráneas debería incluir el análisis de $\delta^{15}\text{N}$ en nitratos, combinado con más métodos convencionales tales, como el estudio de los patrones de uso de la tierra. Cuando los resultados isotópicos están relacionados con el uso de la tierra en el área de influencia, el $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3^-}$ parece ser un indicador válido de la fuente de contaminación.

Las fuentes de nitratos multipunto o localizadas consisten principalmente en tanques sépticos, mientras que las fuentes difusas o generalizadas incluyen fertilizantes de nitrógeno inorgánico aplicado a las plantaciones de café. Todas estas fuentes pueden liberar nitratos en el suelo. Hay evidencia de que las concentraciones de nitratos naturales son relativamente bajas en la solución del suelo y la contribución de los procesos de nitrificación en el suelo es relativamente baja (Reynolds Vargas et al., 1994). Por esta razón, es poco probable que el nitrógeno orgánico natural del suelo esté contribuyendo significativamente a la contaminación de aguas subterráneas en el área de estudio.

Los resultados isotópicos en este estudio indican que los nitratos en las aguas subterráneas del Valle Central se derivan principalmente de dos fuentes: fertilizantes de nitrógeno en áreas cultivadas con café y aguas residuales en zonas urbanas y semiurbanas. Las muestras de los pozos en áreas urbanas tienen valores isotópicos altos que van desde 8 a 20,7‰ $\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3^-}$, lo que está muy cerca o supera el 10%, y que es una indicación de la contaminación por excremento animal o aguas residuales, aunque la concentración de nitratos se mantiene en valores bajos (menos de 2 mg de N L⁻¹) en pozos de perforación urbanos ubicados en áreas con servicio de alcantarillado. En general, los nitratos procedentes de las áreas urbanas muestran valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ que los nitratos procedentes de manantiales y pozos en zonas predominantemente agrícolas. A pesar de la atenuación debida a la alta precipitación y a las tasas de infiltración, y de la lenta tasa de movimiento de soluto, el efecto de la creciente urbanización y de la aplicación de fertilizantes es cada vez más evidente en las aguas subterráneas.

Los resultados de los análisis de $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3^-}$ en aguas subterráneas se encuentran entre 2,8 y 13,2‰, diferentes de los resultados obtenidos de los análisis de $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3^-}$ de fertilizantes químicos en este estudio (18,9‰)

y de las otras investigaciones (Voerkelius y Schmidt, 1990), o de los resultados obtenidos para $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3^-}$ en desechos humanos y animales, por Amberger y Schmidt (1987). Por lo tanto, no se puede establecer una diferenciación clara de nitratos de diferentes sitios con base en los datos del $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3^-}$. Los datos obtenidos en este estudio y aquellos en literatura (Aravena et al., 1993) sugieren que el $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3^-}$ puede no ser el indicador más adecuado para distinguir entre fuentes de nitratos.

Como el uso del suelo es inevitablemente cambiante hacia una mayor urbanización, debe evaluarse cuidadosamente la densidad de los tanques sépticos y la ubicación de nuevos sitios para afluente de aguas residuales tratadas. La calidad del agua subterránea podría seguir degradándose por un largo tiempo, y cualquier cambio en el uso del suelo puede no reflejarse en la calidad del agua subterránea por 5 a 15 años.

La protección de las aguas subterráneas de una mayor degradación requiere no solo la información científica y la conciencia pública, sino también decisiones políticas acompañadas por una inversión económica considerable en sistemas adecuados de eliminación de aguas residuales. La planificación en el uso de suelos que oriente a un crecimiento urbano se está convirtiendo en una necesidad urgente en el Valle Central, y se requiere más investigación para una comprensión total de los mecanismos involucrados en la contaminación de las aguas subterráneas en este complejo sistema hidrogeológico. Se recomiendan acciones urgentes que incluyen un monitoreo continuo y la definición de zonas de protección de manantiales.

Bibliografía

- Amberger, A. and Schmidt, H.L. 1987. Environmental isotopes from nitrate as indicators of its origin. (In German.) *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 51: 2699-2705.
- Aravena, R.; Evans, M.L. and Cherry, J.A. 1993. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Ground Water*, 31: 180-186.
- BGS/SENARA. 1988. The continuation of hydrological investigations in the north and east of the Valle Central, Costa Rica. Informe Final 1984-1987. Informe Técnico WD/88/13R British Geological Survey, Londres, Inglaterra.
- CARTA MISSION. 2003. Infrared Photography of Costa Rica. Costa Rica Airborne Research and Technological Applications (CARTA), Centro Nacional de Alta Tecnología, Consejo Nacional de Rectores, San José, Costa Rica.
- Carvajal, J. 1984. *The Coffee Plant. Cultivation and Fertilization*. Potash Institute, Berne, Switzerland.
- Fernández, M. 1969. The hydrologic units and springs in the northern part of the Virilla river basin. *Boletín Técnico* No. 27. Servicio Nacional de Aguas Subterráneas (SENAS), San José, Costa Rica.
- Fogg, G.E.; Rolston, D.E.; Decker, D.L.; Louie, D.T. and Grismer, M.E. 1998. Spatial variation in nitrogen isotope values beneath nitrate contamination sources. *Ground Water J.*, 36 (3): 418-426.
- Foster, S.; and Hirata, R. 1988. Groundwater pollution risk assessment: A methodology using available data. Organización Mundial/Panamericana de la Salud-CEPIS. Informe Técnico, Lima, Perú.
- Foster, S.; Lawrence, A. and Morris, B. 1998. Groundwater in urban development: Assessing management needs and formulating policy strategies. Documento Técnico del Banco Mundial No. 390, Washington, D.C..
- Foster, S.; Hirata, R.; Gomes, D.; D'Elia, M. and Paris, M. 2002. *Groundwater quality protection*. Banco Mundial, Washington, D.C..

- Heaton, T.H.R. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem. Geol. Isotopic Geosci. Sect.*, 59: 87-102.
- Herrera, J.A. and Rodríguez, H.V. 1982. Study of aquifer vulnerability to contamination in the northern part of the city of Heredia, Costa Rica. Informe Técnico No. 47. Servicio Nacional de Aguas Subterráneas (SENAS), San José, Costa Rica.
- IGN. 1990. Mapa de Costa Rica. 1:10 000. Instituto Geográfico Nacional (IGN) San José, Costa Rica.
- INEC. 2001. IX National Population Census. National Institute of Statistics and Censuses. Ministry of Planning. San José, Costa Rica. (<http://www.mideplan.go.cr/sides/ambiental/23-2.htm>)
- INEC. 2002. National Survey of Households, 1976-2002. National Institute of Statistics and Censuses. Ministry of Planning. San José, Costa Rica. (<http://www.mideplan.go.cr/sides/ambiental/23-5.htm>)
- Kellman, L.M. and Hillaire-Marcel, C. 2003. Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 95: 87-102.
- Kendall, C. 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. En: *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Kendall, C. and McDonnell, J.J. (eds.). Elsevier, Amsterdam. Pp. 519-576.
- Kendall, C. and Aravena, R. 2000. Nitrate isotopes in groundwater systems. In: *Environmental Tracers in Subsurface Hydrology*. Cook, P.G. and Herczeg, A.L. (eds.). Kluwer Academic Publishers, Boston. Pp. 262-297.
- Kimmel, G. 1984. Nonpoint contamination of groundwater on Long Island, New York. NCR Stud. Geophys. *Groundwater Contam.*, 9: 120-126.
- Kinjo, T.; Pratt, P.F. and Page, A.L. 1971. Nitrate adsorption: III. Desorption, movement, and distribution in Andepts. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 35: 728-732.
- Kohl, D.H.; Shearer, G.B. and Commoner, B. 1971. Fertilizer nitrogen: contribution to nitrate in surface water in a Corn Belt watershed. *Science*, 174: 1331-1334.
- Komor, S.C. and Anderson, H.W. 1993. Nitrogen isotopes as indicators of nitrate sources in Minnesota sand-plain aquifers. *Ground Water*, 31: 260-270.

- Letolle, R. and Olive, P. 1983. Isotopes as pollution tracers. En: *Guidebook on Nuclear Techniques in Hydrology*. Agencia Internacional de Energía Atómica, Viena, Austria. Pp. 411-422.
- Mariotti, A. and Letolle, R. 1977. Application de l'étude isotopique de l'azote en hydrologie et en hydrogéologie-Analyse des résultats obtenus sur un exemple précis: le Bassin de Me'larchez (Seine-et-Marne, France) (en francés). *J. Hydrol.*,33: 157-172.
- Ministerio de Agricultura. 1992. *Manual of Recommendations for Coffee Cultivation*. Ministerio de Agricultura (MAG), San José, Costa Rica.
- Pérez, J.W.; Hirata, R. and Reynolds Vargas, J. 2002. Hydrogeological study of the western area of the Central Valley, Costa Rica, using environmental isotopes. En: *Integrated Management of Groundwater: A Challenge for the Future*. Reynolds Vargas, J. (ed.). EUNED, San José, Costa Rica. Pp. 203-214.
- Protti Quesada, R. 1986. Geology of the southern flank of Barva Volcano, Heredia, Costa Rica. *Boletín de Vulcanología* No. 17. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Protti, R. 1997. Contamination risk analysis for the Central Valley aquifers, Costa Rica. Informe del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. Geotest Consultant Geologists.
- Reynolds Vargas, J.; Araguás, L.; Fraile, J.; Castro, L. and Rozanski, K. 1994. Nitrate leaching through volcanic soils in the Central Valley, Costa Rica. En: *Nuclear and Related Techniques in Soil-Plant Studies on Sustainable Agriculture and Environmental Preservation*. Agencia Internacional de Energía Atómica, Viena, Austria. STI/PUB/947.
- Reynolds Vargas, J.; Richter, D.D. and Bornemisza, E. 1994. Environmental impact of nitrification and nitrate adsorption in fertilized Andisols in the Valle Central of Costa Rica. *Soil Sci.*, 157: 289-299.
- Reynolds Vargas, J. and Richter, D.D. 1995. Nitrate in groundwaters of the Central Valley, Costa Rica. *Environ. Int.*, 21: 71-79.
- Reynolds Vargas, J. 1997. Evaluation of water resources in Costa Rica: Availability and use. Informe Final. Centro Científico Tropical (CCT) y Centro Internacional de Política Económica (CINPE), San José, Costa Rica.

- Reynolds Vargas, J. and Fraile, J. 2002. Present and future of groundwater in the Central Valley (in Spanish). En: *Integrated Management of Groundwater: A Challenge for the Future*. Reynolds Vargas, J. (ed.). EUNED, San José, Costa Rica. Pp. 19-32.
- Rivers, C.N.; Barrett, M.H.; Hiscock, K.M.; Dennis, P.F.; Feast, N.A. and Lerner, D.N. 1996. Use of nitrogen isotopes to identify nitrogen contamination of the Sherwood Sandstone aquifer beneath the city of Nottingham, Reino Unido. *Hydrogeol. J.*, 4: 90-102.
- Salas, R.; Bornemisza, E.; Zapata, F., Chaves, V. and Rivera, A. 2002. Absorption of nitrogen fertilizer by the coffee plant and its influence on groundwater contamination. En: *Integrated Management of Groundwater: A Challenge for the Future*. Reynolds Vargas, J. (ed.). EUNED, San José, Costa Rica. Pp. 89-103.
- Singh, B.R. and Kanehiro, K. 1969. Adsorption of nitrate in amorphous and kaolinitic Hawaiian soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 33: 681-683.
- Sommer, K. 1978. Use of radioisotopes in agriculture. Informe al Gobierno de Costa Rica. Informe de Asistencia Técnica No. 1360, Agencia Internacional de Energía Atómica, Viena, Austria.
- TERRA Project. 1998. Aerial Photography of Costa Rica 1:40.000. Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE), San José, Costa Rica.
- Thomson, J. and Foster, S. 1986. Effects of urbanisation on groundwater in limestone islands: an analysis of the Bermuda case. *J. Inst. Water Eng., Sci.* 40: 527-540.
- US EPA. 1994. Groundwater and wellhead protection. EPA/625/R-94/001. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C..
- Voerkelius, S. and Schmidt, H.L. 1990. Natural oxygen and nitrogen isotope abundance of compounds involved in denitrification. *Mitt. Dtsch. Bodenkund. Ges.*, 60: 361-366.
- Walker, W.; Bouma, J.; Keeny, D. and Olcoott, P. 1973. Nitrogen transformations during subsurface disposal of septic tank effluent in land: groundwater quality. *J. Environ. Qual.*, 2: 521-525.
- WHO. 1996. *Guidelines for Drinking Water Quality* (2a. ed., Vol. 2). Health Criteria and Other Supporting Information. Organización Mundial de la Salud, Génova. Pp. 313-324.

**PARTE III:
Cuencas de la zona norte
de Heredia**



Calidad del agua de los ríos de La Microcuenca IV del río Virilla*

Hugo Leandro¹, Juana María Coto¹ & Viviana Salgado¹

En Costa Rica, los problemas relacionados con la cantidad y calidad del agua se agravan día tras día, en gran medida porque se le estima inagotable. Las aguas superficiales se han valorado y gestionado principalmente desde la perspectiva de aprovechamiento y bienestar del ser humano, con un uso intensivo para la evacuación de desechos, producción de energía eléctrica, agua potable, riego, actividades industriales y, en menor medida, para la conservación de ecosistemas y la protección del recurso hídrico. Crece también el desequilibrio entre la oferta y la demanda del agua, provocado sobre todo por el crecimiento demográfico y el uso de tecnologías de producción menos limpias.

En su calidad, el recurso es afectado principalmente por malas prácticas que facilitan la incorporación de contaminantes a los cuerpos de agua. La contaminación de los ríos del Valle Central tiene sus causas en una compleja interrelación de aspectos, entre ellos, incremento y concentración de la población en algunas cuencas, insuficiente planificación de las actividades urbanas e industriales, uso inadecuado de los suelos, deforestación y manejo inadecuado de desechos domiciliarios, agropecuarios e industriales (Coto, 1998).

El río Virilla, uno de los más importantes del Valle Central, ubicado en la cuenca del río Grande de Tárcoles, es el recolector principal de un área de 912 km² y en él predomina la contaminación orgánica proveniente de fuentes puntuales y no puntuales. La parte alta de la cuenca aporta agua para cubrir las diferentes necesidades de los habitantes de toda la unidad hidrográfica: energía eléctrica, agua potable, agua para uso agrícola e industrial, entre otras (PLAMA Virilla, 1995). Está constituida por cinco microcuencas; una de ellas, la llamada Microcuenca IV, la del río Tibás, es el sitio de estudio.

La Microcuenca IV es una zona de moderada concentración demográfica, baja concentración de actividades industriales y de servicio y es una fuente importante de agua. Posee una extensión de 142 km², limita al norte

*Publicado en: UNICIENCIA 24 (2010): 69-74.

¹ Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico, Escuela de Química, Universidad Nacional jcoto@una.ac.cr, viviana.salgado@gmail.com

con la Reserva Forestal de la Cordillera Volcánica Central y con el Parque Nacional Braulio Carrillo, en la línea divisoria de aguas Atlántico-Pacífico de la Cordillera Volcánica Central; al oeste con el cantón de Santo Domingo de Heredia, en forma casi paralela con el río Astillero. Al este limita con el Parque Nacional Braulio Carrillo y al sur con los cantones de Tibás y Moravia, de la provincia de San José. A esta microcuenca pertenecen los siguientes ríos: Tibás, Lajas, Tures y Tranqueras, cuyas nacientes se encuentran cerca de zonas protegidas, en la zona de recarga de acuíferos, con alta precipitación pluvial y condiciones de flujo de las zonas altas a las profundidades, debido a su topografía y tipos de suelos.

La calidad del agua –considerando factores físicos, químicos y biológicos, complementados con información sobre las formas, intensidad y permanencia de la contaminación– constituye un insumo fundamental para la toma de decisiones para la gestión integrada del recurso hídrico; entendida esta como la “administración y el desarrollo armoniosos del agua, el suelo y los recursos relacionados, para optimizar el bienestar económico y social, sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales” (Cap-Net, Redica, 2005). Sánchez (2003) define la gestión como “un proceso sistemático para la asignación y monitoreo del uso y de la calidad del recurso hídrico, en el marco de objetivos sociales, económicos y ambientales”.

Materiales y métodos

En los meses de setiembre, noviembre y diciembre de 2004 y febrero de 2005 se realizaron muestreos en siete puntos en el río Tibás y sus afluentes, los ríos Tranqueras y Lajas, ubicados en la parte superior de la microcuenca y en la parte inferior del río Tures. Los sitios de muestreo se eligieron tomando en cuenta el uso del suelo, las condiciones de alteración de la ribera y aspectos ecológicos, entre otros (Cuadro 1).

Cuadro 1
Puntos de muestreo en los ríos de la Microcuenca IV del río Virilla

Punto de muestreo	Cantón	Nombre del punto	Altitud (msnm)	Coordenadas
1	San Rafael	Tranqueras	1700	10°03.115'N 84°02.261'O
2		Lajas	1650	10°02.896'N 84°02.347'O
3		Tibás Arriba	1500	10°01.976'N 84°04.666'O
4	San Isidro	Tibás-San Isidro	1325	10°01.109'N 83°03.358'O
5	Santo Domingo	Tibás Abajo	1150	9°59.170'N 84°03.579'O
6		Tures	1115	9°59.380'N 84°04.055'O
7		Tibás-Tures	1150	9°58.636'N 84°04.165'O

Fuente: Elaboración propia

En cada punto se recolectaron muestras de agua compuestas por volúmenes iguales de tres submuestras tomadas a profundidad media a lo ancho de la corriente, las cuales se preservaron, transportaron y analizaron según lo establecido en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Los límites de cuantificación para nitratos y fosfatos se determinaron usando el procedimiento descrito en Miller y Miller (2000) y en Lloyd (1995). El caudal se midió con un caudalímetro marca Scientific Instruments, modelo Digimeter CMD900 Current Meter Digitizer.

Los datos de precipitación pluvial se obtuvieron del Instituto Meteorológico Nacional y corresponden a los acumulados mensuales de 1971-1995, 1989-1993 y 1971-2003 en las estaciones Zurquí, Cerro Zurquí y San Josecito, respectivamente. La información de la estación Cerro Zurquí se tomó como referencia para la interpretación de los datos de los puntos Tranqueras, Tibás Arriba y Lajas, la de la estación Zurquí para el punto Tibás-San Isidro, y para Tures, Tibás Abajo y Tibás-Tures, la de la estación San Josecito.

Se determinaron dos índices de calidad de aguas: el Índice de Calidad del Instituto Nacional de Sanidad de los Estados Unidos de América, ICAFNS (Mitchell et al., 1993) y el Índice del Sistema Holandés de Valoración de la Calidad del Agua (Decreto N° 33903, 2007).

La vulnerabilidad ambiental de cada sitio se determinó mediante un instrumento cualitativo desarrollado por Leandro (2006) con base en la matriz propuesta por Masís (2004). La estadística descriptiva (promedio, mediana, percentiles, correlaciones paramétricas y no paramétricas) se realizó con el programa SPSS 13.0.

Resultados y discusión

Los patrones de precipitación en las estaciones meteorológicas San Josecito y Zurquí muestran máximos en los meses de setiembre y octubre, y mínimos en marzo; patrón de lluvias característico del Valle Central, donde la época seca va de enero a abril, la lluviosa de mayo a noviembre y entre cada período se presentan épocas de transición. Además, en la estación Cerro Zurquí, los máximos de precipitación se presentan en diciembre, con mínimos en los meses de febrero, abril, junio y setiembre y se observó un patrón de lluvias semejante al de la vertiente del Caribe.

Se evidenció una mayor concentración de sólidos totales y de turbiedad durante la época lluviosa y una disminución en las épocas de transición y seca. Los sólidos totales presentaron correlación con los nitratos ($r = 0,648$; $n = 21$; $p = 0,001$). No se presentó correlación entre otras variables. Asimismo, se encontró una tendencia creciente en la concentración de los sólidos totales y la turbiedad ($r = 0,754$; $n = 21$; $p = 0,000$) conforme disminuye la altitud. Generalmente, los valores de estos parámetros aumentan al acercarse el río a asentamientos humanos por los efectos de la actividad antropogénica.

El valor medio en la concentración de nitrato fue de $1,73 \pm 0,01$ mg/L; este y todos los valores obtenidos en el estudio están muy por debajo del establecido para aguas clase 1 (Decreto N° 33903, 2007); no obstante, al aumentar la población en las cercanías de los ríos, los valores de nitrato se incrementaron. Además, en la mayoría de los puntos, las concentraciones de amonio y fosfato soluble fueron menores al límite de cuantificación ($0,08 \pm 0,01$ y $0,07 \pm 0,01$ mg/L, respectivamente).

El valor medio del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (PSO) fue de 89%; la totalidad de los datos se encuentran por encima del 60% de saturación, que es el mínimo recomendado por Flanagan (1992) para aguas superficiales, lo cual es un buen indicativo de la calidad del agua de los ríos. En general, durante la época lluviosa se obtuvieron los valores de oxígeno disuelto más bajos, debido al aporte de materiales por escorrentía desde las riberas y a la mayor cantidad de oxígeno disuelto requerido durante el proceso bioquímico de degradación.

En la transición lluviosa-seca, la concentración de oxígeno aumentó levemente y disminuyó la de sólidos totales. En la época seca se presentaron los valores más altos de oxígeno disuelto, lo que generó una mejora en la calidad del agua.

El valor medio de DBO_5 fue de $5,59 \pm 0,02$ mg/L, levemente superior al recomendado por Flanagan (1992) para aguas naturales superficiales. El 48% de las muestras evaluadas presentaron valores iguales o menores que el promedio. Como tendencia general, en la época lluviosa y en la transición, los puntos ubicados en la parte inferior de la microcuenca (5, 6 y 7) presentaron los valores mayores de DBO_5 .

El 86% de los valores de coliformes fecales fue igual o mayor a 200 NMP/100 mL, recomendado para aguas naturales por Flanagan (1992); el valor medio fue de 1255 NMP/100 mL. Se observó una tendencia al aumento de los coliformes fecales en los puntos más bajos de la microcuenca, lo que indica que donde se concentra la población existe un mayor aporte de material fecal. Esta condición podría estar relacionada con la inexistente red de alcantarillado sanitario y la predominancia de tanques sépticos como sistemas de tratamiento de aguas negras. El contenido de coliformes fecales es uno de los factores que afectan más significativamente la calidad del agua de los cauces de la Microcuenca IV.

Se evidenció un aumento de la carga orgánica conforme los ríos descienden hacia las zonas bajas de la microcuenca (de 1 a 70 kg DBO_5 /día), donde la densidad poblacional aumenta, pero también se determinó que los afluentes ejercen un importante efecto de dilución de los contaminantes en el cauce principal del río Tibás.

Según el ICAFNS, la calidad del agua del río Tibás, en la época lluviosa, fue buena en los puntos superiores hasta el punto Tibás Abajo, donde cambió a regular, aunque está en el límite con la categoría de calidad buena. El punto Tures-Tibás presentó una calidad buena. De acuerdo con el Índice Holandés, se encontró contaminación incipiente en la mayoría de los puntos del río Tibás, con excepción del punto Tibás Abajo, donde la calidad disminuyó a contaminación moderada, en el límite con contaminación incipiente. En el punto Tures-Tibás mejoró la calidad del agua según los dos índices evaluados debido, por un lado, al efecto de dilución que provocó el ingreso de aguas provenientes del río Tures y, por otro, a características como la pendiente del terreno y la presencia de rocas en el cauce que facilitan el proceso de oxigenación.

Aunque la calidad del agua en los puntos superiores fue buena, presentan signos de ingreso de contaminantes por escorrentía superficial; lo cual alerta acerca de la necesidad de protegerlos, puesto que se ubican en

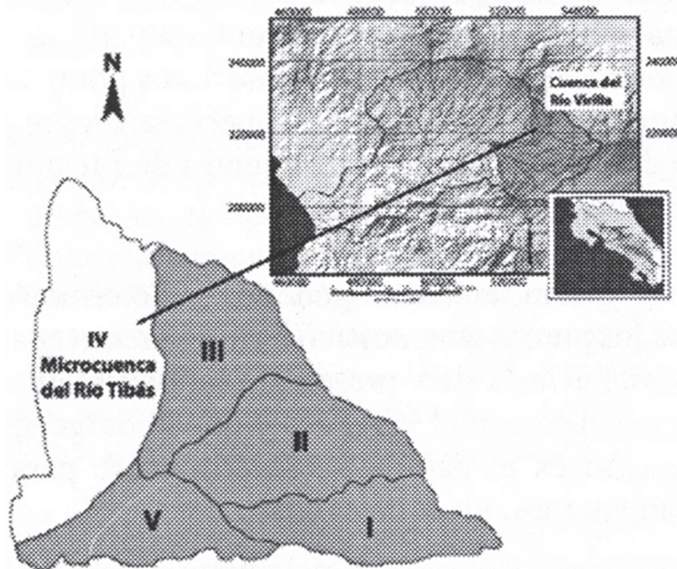
sitios de recarga acuífera y de afloramiento de nacientes. En los puntos intermedios, la calidad del agua fue buena, pero su vulnerabilidad aumentó, debido a la cercanía de núcleos poblacionales. En los puntos inferiores la calidad disminuyó, pues en esta sección de la cuenca se incrementan la correntía superficial, la descarga de aguas residuales de origen doméstico y de actividades agropecuarias. Los puntos Tibás Abajo, Tures-Tibás y Tures son los que presentan la mayor problemática, debido a que se encuentran en zonas de mayor densidad poblacional, han recibido aguas domésticas de diversos caseríos, tienen riberas más desprotegidas y el río atraviesa un área con altas pendientes, lo que favorece el arrastre de materiales de las laderas (Cuadro 2, Figuras 1 y 2).

Cuadro 2
Calidad del agua en los cauces de la Microcuenca IV del río Virilla,
según los índices ICAFNS y Holandés

Punto de muestreo	Índice ICAFNS			Índice Holandés		
	Lluviosa	Transición	Seca	Lluviosa	Transición	Seca
1	Buena	Buena	Regular	Incipiente	Moderada	Moderada
2	Buena	Buena	Buena	Incipiente	Incipiente	Moderada
3	Buena	Buena	Regular	Incipiente	Incipiente	Moderada
4	Buena	Buena	Buena	Incipiente	Incipiente	Incipiente
5	Regular	Buena	Buena	Moderada	Moderada	Incipiente
6	Regular	Regular	Buena	Incipiente	Moderada	Incipiente
7	Buena	Regular	Regular	Incipiente	Moderada	Incipiente

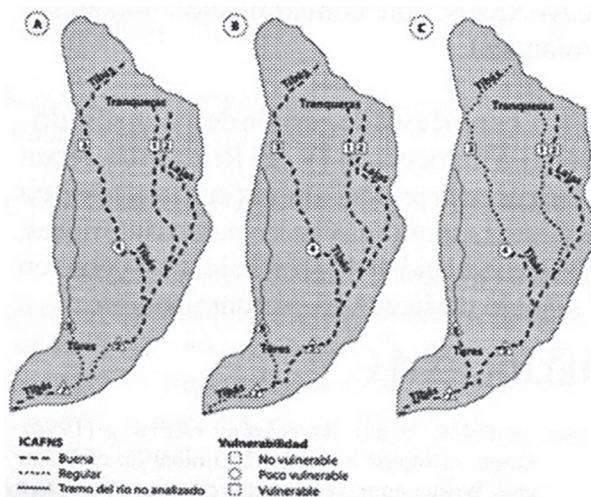
Fuente: Elaboración propia

Figura 1
Calidad del agua según el ICAFNS y vulnerabilidad en la Microcuenca IV del río Virilla. A. Época lluviosa, B. Transición lluviosa-seca y C. Época seca. Los puntos de muestreo se señalan dentro de los símbolos representativos de la vulnerabilidad



Fuente: Elaboración propia

Figura 2
Calidad del agua según el Índice Holandés y vulnerabilidad en la Microcuenca IV del río Virilla. A. Época lluviosa, B. Transición lluviosa-seca y C. Época seca. Los puntos de muestreo se señalan dentro de los símbolos representativos de la vulnerabilidad



Fuente: Elaboración propia

Este estudio concuerda con los realizados por Coto y Salgado (2004) en cuanto a que la calidad del agua en la Microcuenca IV no presenta variaciones temporales extremas, lo cual es un indicativo de que aún no existen aportes de contaminantes que causen un gran impacto y que las condiciones físicas del río Tibás permiten la oxigenación constante de las aguas favoreciendo su autodepuración.

Conclusiones

La calidad del agua en los puntos superiores de la Microcuenca IV del río Virilla está influenciada por la escorrentía superficial, mientras que en los puntos inferiores, por una combinación de escorrentía superficial e ingreso de contaminantes provenientes de fuentes antropogénicas puntuales.

Como tendencia general, se determinó que los puntos de muestreo de la Microcuenca IV del río Virilla presentan una calidad buena de acuerdo con el ICAFNS y que el oxígeno disuelto es el parámetro determinante para mantener ese nivel de calidad.

Los sitios superiores, Tranqueras, Lajas y Tibás Arriba presentaron baja vulnerabilidad y calidades del agua: buena (ICAFNS) y con contaminación incipiente (Holandés). Además, los puntos inferiores presentan mayor vulnerabilidad y calidades del agua buena-regular (ICAFNS) y con contaminación moderada (Holandés).

Los procesos de gestión del recurso hídrico en la Microcuenca IV del río Virilla deben enfatizar en la protección y la conservación en los puntos superiores y en los puntos inferiores, en la remediación y la protección, así como en el manejo de fuentes de contaminación.

Bibliografía

- American Public Health Association (APHA). 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Twentieth edition, American Water Works Association, Water Environment Federation, United States of America. Pp. 2-55 a 2-58, 2-60 a 2-61, 2-8 a 2-9, 4-2 a 4-3, a 4-86, a 4-91, 4-103, 4-108 a 4-109, 4-129 a 4-131, 4-139 a 4-145, 5-2 a 5-6.
- Cap-Net, Redica. 2005. Manual para la implementación de la gestión integrada del recurso hídrico. Versión 1.0. San José, Costa Rica.
- Coto, J. 1998. Calidad de las aguas del Río Virilla, quebradas y tributarios, en diversos puntos ubicados en la cuenca alta del Virilla. *Revista Semestral de la CNFL (PLAMA-VIRILLA)*, 7: 38-50.
- Coto, J.Y. y Salgado, V. 2004. Calidad de las aguas de los principales cauces del río Virilla. Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico (LAMRHI), Universidad Nacional, Costa Rica. Pp. 30-35.
- Flanagan, P. 1992. *Parameters of Water Quality. Interpretation and Standards*. Second Edition. Environmental Research Unit, Ireland. Pp. 16, 37, 67, 78, 83, 93, 111.
- Leandro, H. 2006. Indicadores de calidad del agua como instrumentos para la gestión de la Microcuenca IV del Río Virilla. Tesis de Licenciatura en Química Industrial, Escuela de Química, Universidad Nacional.
- Lloyd, A. 1995. Nomenclature in Evaluation of Analytical Methods Including Detection and Quantification Capabilities. *Pure and Allied Chemistry*, 67: 1699-1723.
- Masís, F. 2004. Residuos de plaguicidas en sedimentos de los ríos Poás, Poasito y Colorado por la actividad del área de recarga hídrica, en la zona alta del cantón de Poás, Alajuela. Universidad Nacional, Costa Rica. Pp. 30, 31, 33.
- Miller, J.N. and Miller, J.C. 2000. *Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry*. Fourth Edition. Pearson Education Limited, England. Pp. 116, 121-123.

Mitchell, M.; Stapp, W.B. and Bixby, K. 1993. *Manual de campo del Proyecto del Río. Una guía para monitorear la calidad del agua del Río Bravo*. Tercera edición. New Mexico State University, Las Cruces, Nuevo México, Estados Unidos.

PLAMA Virilla. 1995. Plan de Mejoramiento Ambiental de la parte Alta de la Cuenca del Río Virilla. *Revista Rescatemos el Virilla*, revista semestral de la CNFL, Costa Rica, 2: 6-21.

Sánchez, V. 2003. *Gestión participativa de microcuencas*. Primera edición. Editorial de la Universidad Nacional, Costa Rica. Pp. 79-103, 187-190.

Disponibilidad del recurso hídrico en la microcuenca del río Segundo. Región central de Costa Rica*

*Ligia Hernando Echeverría¹, Amalia Ruiz Hernández²
& Kathya Solís Zamora³*

El manejo del recurso hídrico en Costa Rica se torna cada vez más difícil, pues en muchos sectores su cantidad y distribución han variado. En los últimos años en Costa Rica, las actividades industriales, así como el crecimiento urbanístico han aumentado notablemente y, en consecuencia, se ha dado una mayor presión para este recurso. Esta situación conduce a la necesidad de conocer las épocas en que se presentan las mejores condiciones de disponibilidad y ocurrencia del agua, con el objetivo de lograr un mejor aprovechamiento del recurso, sin provocar un impacto negativo en el resto de los recursos. Esto se resume en una zonificación espacio-temporal de la disponibilidad del recurso hídrico, que se puede realizar con base en un balance hídrico, cuyos resultados se introducen en un Sistema de Información Geográfica (SIG) con el que se realiza el análisis espacial correspondiente y se obtiene la zonificación deseada.

La Escuela de Ciencias Geográficas de la Universidad Nacional no se ha mantenido al margen de esta problemática, por lo que en las décadas de los 80 y los 90 se efectuaron algunos balances hídricos en Costa Rica, con muy buenos resultados. Actualmente se retoma esta línea de trabajo, dada la necesidad expresada por instituciones en el ámbito regional de continuar este tipo de investigaciones. Desde el año 2000, este grupo de trabajo se encuentra realizando investigaciones en dicho campo, en las microcuencas ubicadas en el sector norte de la región central de Costa Rica, abarcando hasta el momento, las de los ríos Poás, Ciruelas y Segundo. Se pretende que durante los próximos cinco años sean abarcadas

*Publicado en: Revista Geográfica de América Central. En prensa.

1 Licenciada en Geografía Física. Académica e Investigadora. Escuela de Ciencias Geográficas, Universidad Nacional de Costa Rica. Costa Rica.

2 Licenciada en Geografía Física. Académica e Investigadora. Escuela de Ciencias Geográficas, Universidad Nacional de Costa Rica. Costa Rica.

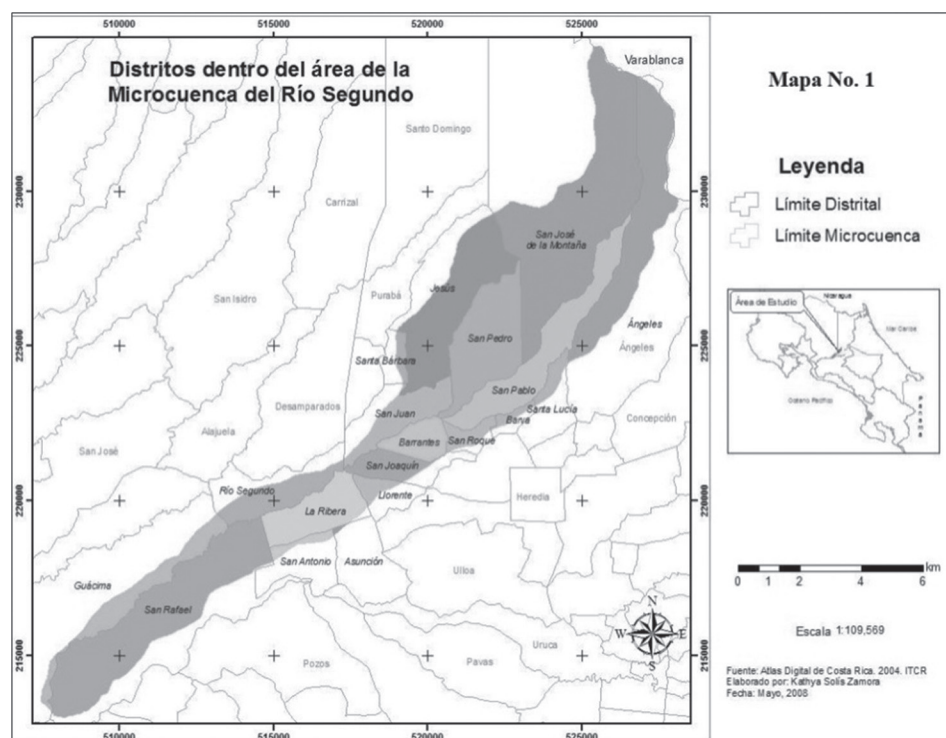
3 Bachiller en Ciencias Geográficas. Asistente de investigación en la Escuela de Ciencias Geográficas, Universidad Nacional de Costa Rica. Costa Rica.

también las de los ríos Bermúdez, Pará y Tibás. Con ello se busca brindar un aporte fundamental a escala nacional que sirva para tomar decisiones en el ámbito del uso adecuado del recurso hídrico, ya que se contará con información clara acerca de la distribución del recurso.

Este documento se orienta al estudio de la microcuenca del río Segundo, localizada en una zona de alto potencial hídrico, pues esta abastece a la población de los principales centros urbanos de la región central de Costa Rica.

El principal objetivo de este estudio es realizar un diagnóstico de la disponibilidad del recurso hídrico en la microcuenca del río Segundo, identificando las áreas de mayor problemática.

La microcuenca se encuentra entre las coordenadas métricas 507322mE-213000mN, 528652mE-234708mN-, con un área total 90,33 km². Está conformada por algunos sectores de los cantones de Barva, Santa Bárbara, Flores, Belén y Alajuela (mapa No. 1).



Fuente: Elaboración propia

Marco teórico

La investigación se realiza en la microcuenca, pues se reconoce la importancia de la cuenca hidrográfica como unidad de la planificación. Es importante indicar que una cuenca es una unidad espacial que está delimitada de manera natural por divisorias de agua. Está conformada por una serie de cauces que drenan hacia un cauce principal. Una cuenca se divide en subcuencas y microcuencas. La subcuenca está delimitada por la divisoria de agua de un afluente. La microcuenca es una parte de la subcuenca (Sheng, 1992; Ramakrishna, 1997; OJiménez, 2001).

Las tendencias modernas en materia de legislación de aguas aconsejan incluir expresamente la necesidad de formular e implementar Planes Maestros, para la gestión integrada de los recursos hídricos en el ámbito de la región o grupos de cuencas, tomando como unidad de planificación las cuencas hidrográficas (CEPAL, 1998).

Se analizan aspectos conducentes a la realización de un balance hídrico. El balance hídrico es fundamental, debido a que mediante este instrumento se analiza la relación entre variables socioeconómicas (por ejemplo, el uso del suelo) y variables naturales (por ejemplo, el tipo de suelo, la cantidad de precipitación, la temperatura). Este balance se utiliza en la evaluación de los recursos hídricos, con el fin de resolver problemas hídricos tanto teóricos como prácticos. Por lo tanto, permite evaluar en forma cuantitativa el recurso hídrico tanto temporal como espacialmente (UNESCO, 2007).

Mediante el balance hídrico se cuantifican los parámetros involucrados en el ciclo hidrológico, así como los consumos de agua de los diferentes sectores de usuarios en un área determinada, cuenca, y la interrelación entre ellos. De esta cuantificación resulta un diagnóstico de las condiciones reales del recurso hídrico en cuanto a su oferta, disponibilidad y demanda en dicha área. Debido a que de la aplicación del balance hídrico se obtiene un diagnóstico de las condiciones reales del recurso hídrico en un área en particular, es posible tomar medidas y establecer lineamientos y estrategias para su protección y utilización de una manera integrada, garantizando su disponibilidad tanto en cantidad como en calidad (SNET, 2005).

Partiendo del conocimiento de las precipitaciones medias mensuales y de la evapotranspiración mensual estimada, se puede estudiar el balance del agua en el suelo a lo largo del año. Conocer el balance de humedad en el suelo es importante para evaluar la disponibilidad de agua

para los cultivos, los estudios hidrológicos, de conservación de suelos, de drenaje, de repoblación forestal, o bien, el establecimiento del régimen de humedad de los suelos o de criterios de diferenciación climática.

Existen varios modelos para estimar el balance del agua en el suelo; aquí se seguirá el método directo propuesto por Thornthwaite y Mather (1957), según el cual se va perdiendo agua para poder generar la evapotranspiración potencial hasta agotar la reserva.

Según Marini y Piccolo (2000), esta metodología posee dos ventajas importantes: 1. Los datos necesarios para realizar los cálculos (precipitación y temperatura) son de obtención relativamente sencilla. 2. Utiliza solo valores climáticos para expresar el valor relativo de la precipitación.

En este caso, el balance hídrico se calculó según el uso del suelo, la unidad geomorfológica y la zona climática.

Aspectos generales de la microcuenca

Uso del suelo

En la microcuenca se encuentran los siguientes usos: bosque, café, caña de azúcar, pasto, vivero y urbano. A continuación se detallan algunos aspectos acerca de los usos mencionados (mapa No. 2).

Café

El café es el cultivo que abarca un área de 23,4 km², correspondiente a un 25,86% de la microcuenca.

Los suelos para el cultivo del café deben ser de origen volcánico y con buen drenaje. Características presentes en la microcuenca.

El café se da principalmente en los 1000 y los 1500 msnm, principalmente en las comunidades de Santa Bárbara, Jesús, Birrí, San José de la Montaña, Getsemaní, Buena Vista, Barva, San Pedro y San Pablo.

Pasto

Los pastos se han clasificado en pasto y pasto con árboles. Abarcan una extensión de 22,90 km², es decir, un 25,27% de la microcuenca, siendo el segundo uso más extenso en la microcuenca.

Se ubican en dos sectores, en la parte alta de la microcuenca entre los 1500 y los 1600 msnm, cerca del poblado de Montecito a 2500 msnm, hasta colindar con el bosque del Parque Nacional Braulio Carrillo. Y un segundo sector al sur de la microcuenca, específicamente en los distritos de San Rafael y La Guácima.

Bosque

Esta categoría cubre los sectores de bosque primario y el llamado bosque de galería que se ubica en las orillas de los cauces de los ríos y las quebradas principales.

La mayor extensión de esta actividad está ubicada a partir de los 2100 msnm en la parte alta de la microcuenca y en el sector del Parque Nacional Braulio Carrillo.

El bosque de galería se halla en los principales cauces de los ríos, como los ríos Segundo y Quebrada Mercedes, parte baja de la microcuenca.

El bosque es el mayor uso en extensión con 23,43 km², es decir, un 25,86% del área total de la microcuenca.

Urbano

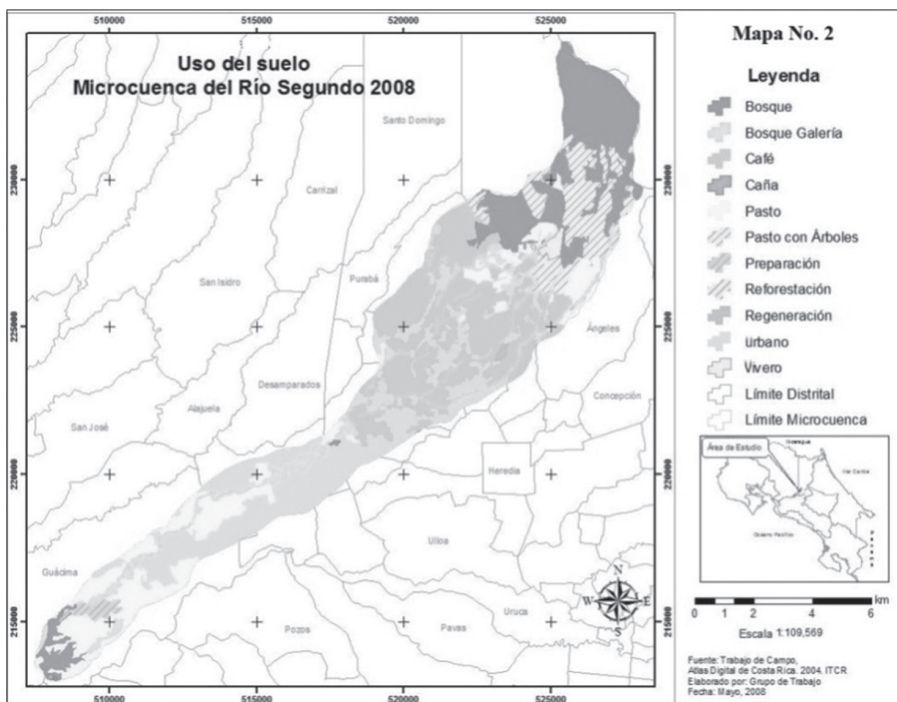
Se localiza en las secciones media y baja de la microcuenca, donde se encuentran centros urbanos importantes como San Rafael de Alajuela, Ribera, Barrantes, San Pedro, Santa Bárbara y La Guácima. Esta categoría representa el 23,74% (21,51 km²).

Caña de azúcar

El cultivo de la caña se ubica en un pequeño sector en la salida de la microcuenca, representa un 0,05% del área de estudio. Concretamente en el cantón de San Rafael.

Vivero

Se localiza en la sección alta de la microcuenca; principalmente se desarrolla la siembra de flores y representa el 0,53% de la microcuenca.



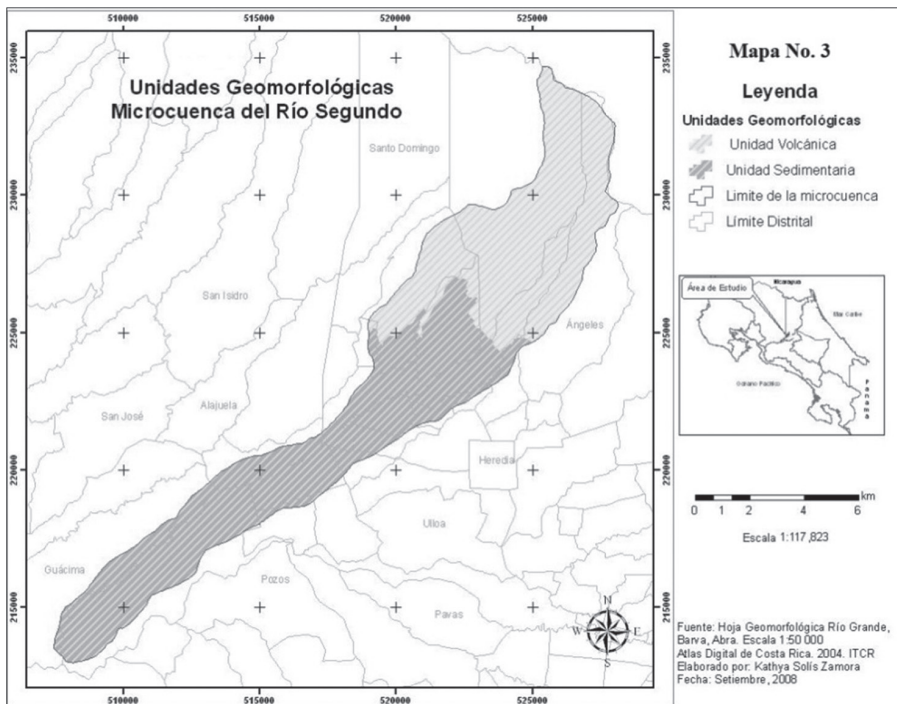
Fuente: Elaboración propia

Geomorfología

Según el mapa geomorfológico, escala 1:50000 de Bergoing (1982), en el área se encuentran dos unidades geomorfológicas, una de origen volcánico y otra de origen sedimentario del Pleistoceno (mapa N. 3).

En la unidad sedimentaria se encuentran procesos sedimentarios de origen volcánico como conos disectados, localizados en las cercanías de Puente Salas y San Pablo de Barva. En esta misma unidad se encuentra una falla.

En la unidad geomorfológica volcánica es posible hallar frentes de colada de lava a partir de los 1500 msnm.



Fuente: Elaboración propia

Zonas climáticas

Se describen a continuación cinco zonas climáticas (mapa No. 4).

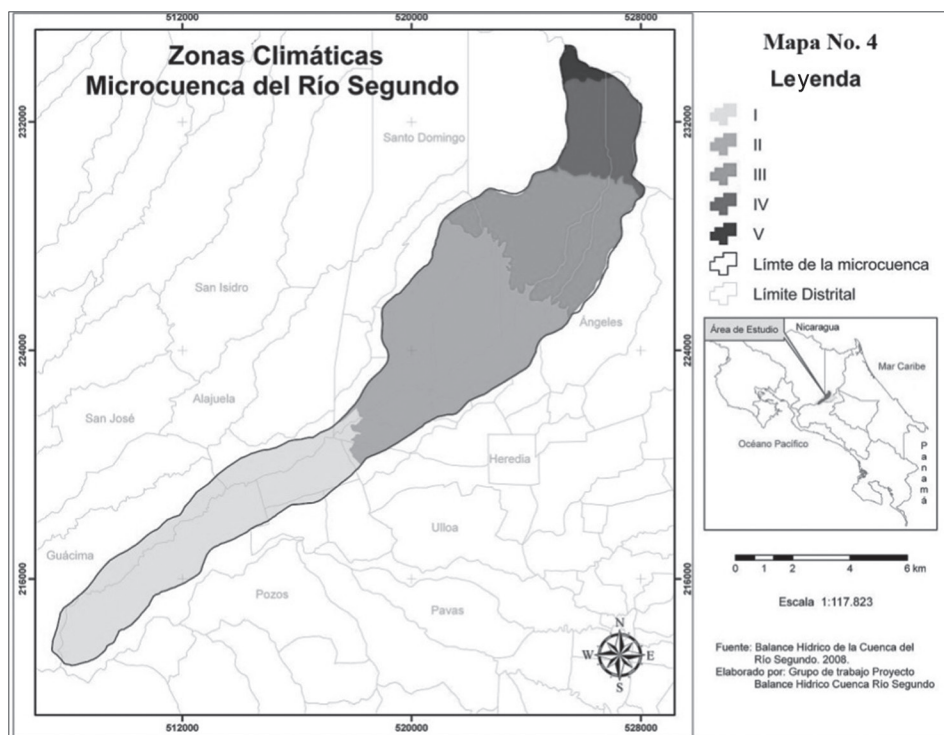
La zona climática I comprende 27,03 km², posee un índice hídrico de hasta el 50% con una altitud máxima de 1000 msnm, de acuerdo con estas características, su precipitación media anual es de 1957,7 mm. Considerando las temperaturas que oscilan de 17,1 °C a 27,7 °C, en esta área la evapotranspiración potencial media anual es de 1589,02 mm.

La zona climática II es la que posee mayor cobertura en área, la cual tiene una cobertura de 32,64 km², la caracteriza un índice hídrico de 100% definido por las altitudes de 1000 msnm a 1500 msnm. Por las condiciones que expresa esta zona, su precipitación es de 2415,62 mm, y su evapotranspiración potencial media anual es de 1524,34 mm, debido a que su temperatura varía de 15,6 °C a 26,08 °C.

La zona climática III se caracteriza por poseer un área de 19,18 km², que presenta una precipitación de 2961,81 mm, aunada a una evapotranspiración potencial media anual de 1397,18 mm, debido a que su temperatura varía de 12,9 °C a 23,2 °C, estas características son representantes de una zona que se encuentra entre los 1500 msnm y los 2000 msnm con un índice hídrico de 150%.

La zona climática IV comprende un área de 10,2 km², esta zona recibe 3751,37 mm de precipitación media anual, y a la vez pierde 1309,50 mm de evapotranspiración potencial media anual, esto debido a que dicha zona se encuentra entre los 2500 msnm y los 3000 msnm, se caracteriza por presentar una temperatura entre 21,1 °C y 10,9 °C, con un índice hídrico de 250%.

La zona climática V se caracteriza por ser la zona que posee menor cobertura en área, aproximadamente 1,33 km², además por estar localizada en las mayores altitudes de la cuenca, 3000 msnm o más; esta zona tiene el aporte de 3751,37 mm de precipitación media anual y una evapotranspiración potencial media anual de 1309,50 mm. Debido a su altitud, posee el mayor índice hídrico, siendo este del 300%, así como una baja temperatura de 11 °C.



Fuente: Elaboración propia

Áreas de disponibilidad del recurso hídrico

Zonificación

Las áreas de disponibilidad del recurso hídrico se determinaron de acuerdo con la metodología empleada por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales IDEAM de Colombia, la cual fue modificada y adaptada para la microcuenca del río Segundo en Costa Rica.

De acuerdo con los resultados del balance hídrico, se desarrollaron coberturas espaciales de la humedad del suelo disponible (HSD) (oferta hídrica) y del cambio de humedad del suelo disponible (HSD) (demanda hídrica).

Se calculan los índices de disponibilidad hídrica (índice de escasez) (IDEAM, 2004) relacionando la oferta hídrica y la demanda hídrica de la siguiente manera:

$$I_e = \frac{\text{HSD (demanda)}}{\text{HSD (oferta)}} * 100$$

Estos índices se agrupan en cuatro categorías que se describen en el Cuadro 1.

Cuadro 1
Índice de escasez

Categoría del índice de escasez	% de la oferta hídrica utilizada	Explicación	Color
Alto	> de 40 %	Fuerte presión	Rojo
Medio	20 – 40 %	Ordenamiento oferta/ demanda	Naranja
Moderado	10 – 20 %	Factor limitador del desarrollo	Amarillo
Bajo	< de 10 %	No se experimentan presiones importantes sobre el recurso hídrico	Verde

Fuente: IDEAM, 2004.

Los valores resultantes se representan de forma espacial, dando origen a la zonificación de la disponibilidad del recurso hídrico, tal como se muestra en el Cuadro 2.

Cuadro 2
Disponibilidad hídrica según índice de escasez

Categoría del índice de escasez	Disponibilidad hídrica	Color
Alto	Baja	Rojo
Medio	Moderada	Naranja
Moderado	Media	Amarillo
Bajo	Alta	Verde

Fuente: Elaboración propia

Con el objeto de realizar la zonificación se procedió a calcular la oferta y la demanda hídrica, únicamente considerando la vegetación.

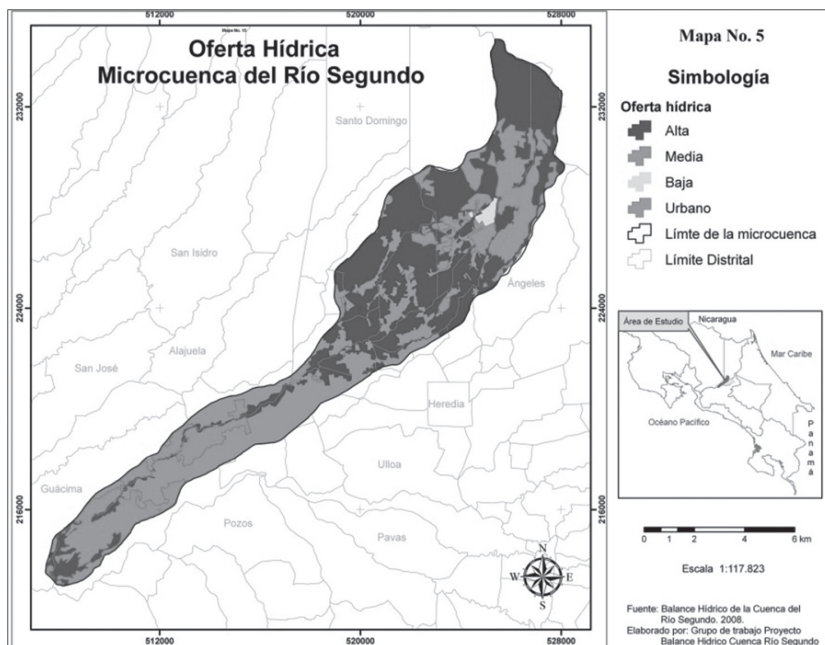
De esta manera, se considera que la oferta y la demanda dependen de las actividades agrícolas o forestales. Luego de esta relación se obtiene la disponibilidad hídrica para las poblaciones.

Oferta

La alta oferta del recurso hídrico en la microcuenca se ubica en las áreas cubiertas por bosque y café (mapa No. 5), principalmente en la unidad geomorfológica volcánica.

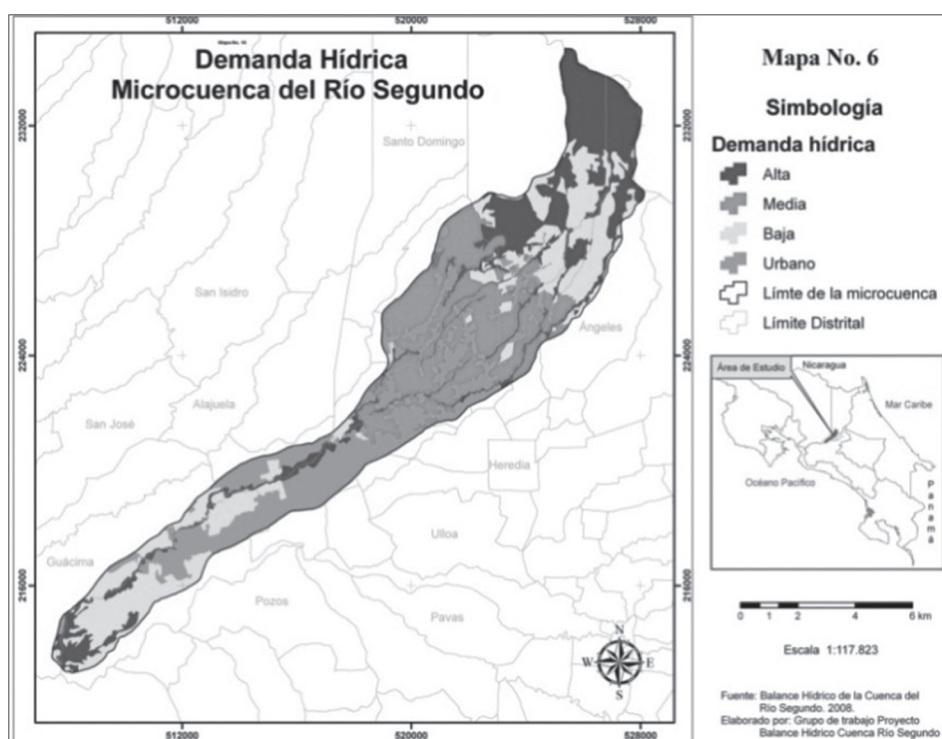
La oferta media se distribuye por las dos unidades geomorfológicas, en zonas de pasto y pasto con árboles.

En lo que se refiere a la baja oferta del recurso hídrico, se encuentra en la unidad geomorfológica volcánica y en un sector cubierto por viveros.



Demanda

En lo referente a la demanda del recurso hídrico, como puede apreciarse en el mapa N.6, la demanda alta se encuentra en las áreas cubiertas de bosque. La media se localiza en áreas de café. La baja se halla en áreas de caña, café, pasto y pasto con árboles.

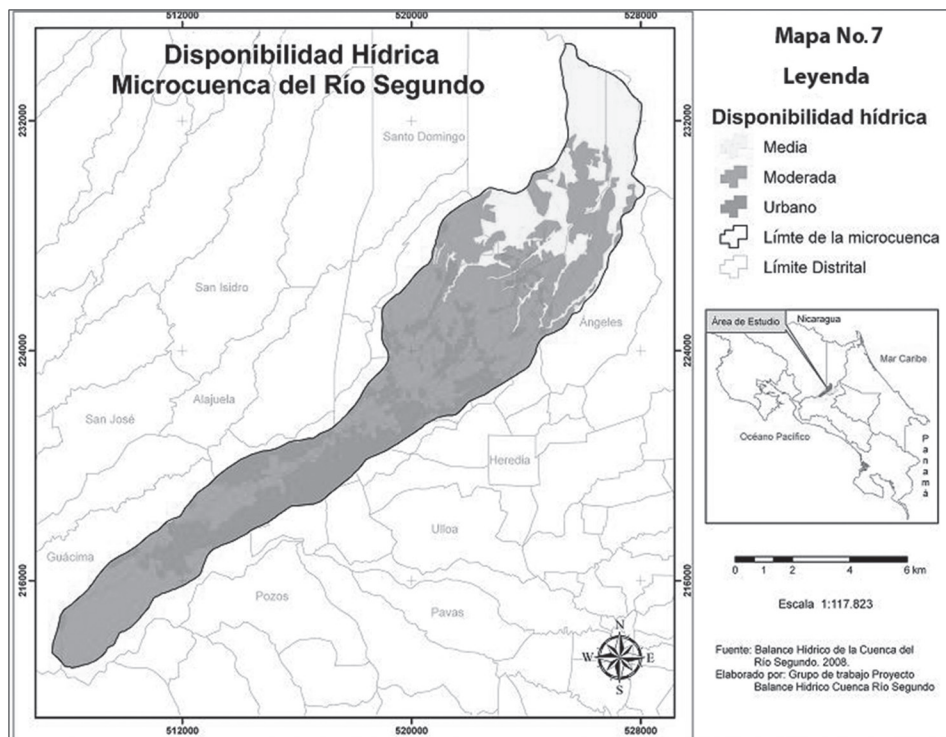


Fuente: Elaboración propia

Disponibilidad hídrica

Media

En el mapa N. 7 se puede apreciar que las áreas con media disponibilidad de recurso hídrico se ubican en la cuenca alta, en el uso del suelo cubierto por bosque, cubriendo 18.718 km² (20,72%) (Cuadro 3).



Fuente: Elaboración propia

En la microcuenca del río Segundo se observa disponibilidad hídrica media en las áreas de mayor ganancia, en la unidad geomorfológica volcánica y zonas climáticas III, IV y V. Es decir, donde existe mayor precipitación, pues oscila entre 2415,62 mm y 3751,37 mm al año.

Se puede decir que son áreas de transición entre la disponibilidad alta y la moderada. Se evidencia la existencia de la presión del crecimiento urbano. En estas áreas se limita el desarrollo, debido a la reducción de la disponibilidad hídrica (IDEAM, 2004).

Moderada

Las áreas de moderada disponibilidad hídrica se encuentran cerca de las zonas urbanas y en algunos pequeños sectores limitantes de las áreas de media disponibilidad. Cubren un 55,5% (50,1 km²) (Cuadro 3).

Se ubican en áreas de baja ganancia, en ambas unidades geomorfológicas y en las zonas climáticas I, II, III y IV. Es aquí donde se presentan las menores precipitaciones (entre 1975,7 mm y 3751,37 mm).

En estas áreas debe existir un ordenamiento de la oferta y la demanda (IDEAM, 2004), pues el recurso hídrico en cualquier momento puede reducir su disponibilidad, debido a la presión que existe sobre él. Resulta evidente que deben ocuparse de manera controlada, pues estas áreas cubren la mitad de la microcuenca.

Cuadro 3
Disponibilidad del recurso hídrico, en km² y porcentaje

Disponibilidad	km ²	Porcentaje
Media	18.718	20,72
Moderada	50.101	55,5
Urbano	21.511	23,82

Fuente: Elaboración propia

Conclusiones relevantes y recomendaciones

Las áreas de media disponibilidad del recurso hídrico corresponden al uso de suelo cubierto por bosque, lo que evidencia la necesidad de mantener y aumentar las áreas de bosque, siendo tan importante el área de recarga cerca del Parque Nacional Volcán Barva.

En las áreas de bosque se dan los datos de mayor demanda y mayor oferta y, además, son las áreas de mayor (media) disponibilidad, lo que evidencia que son áreas de una considerable producción hídrica.

En la microcuenca no existen áreas de baja disponibilidad del recurso hídrico, lo que evidencia que en este no hay tanta demanda. La oferta es suficiente. Sin embargo, ya existe una presión importante sobre el recurso hídrico, pues más de la mitad del área de la microcuenca se encuentra con una disponibilidad moderada; si no se cuenta con un ordenamiento adecuado, es probable que se generen áreas con disponibilidad baja.

Las áreas de moderada disponibilidad se encuentran cerca de las áreas urbanas, por lo que se debe regular la expansión del uso urbano, porque existe una limitante. El desarrollo urbano demanda una considerable cantidad de recurso hídrico.

Se recomienda que de manera prioritaria exista en las áreas de disponibilidad moderada, una reducción del desarrollo urbano. La ganancia generada en estas áreas es media y baja, lo que indica que el recurso hídrico es frágil, en cuanto a su disponibilidad. Se deberían tomar medidas urgentes.

Es necesario que los gobiernos locales ubicados en la microcuenca participen en su ordenamiento de manera urgente, pues de seguir la tendencia de crecimiento urbano y poblacional que se ha dado hasta ahora, es muy posible que en pocos años se esté en áreas de baja disponibilidad en más del 50% de la microcuenca, provocando escasez de recursos y la consecuente problemática.

Bibliografía

- Bergoing, J.P. y Malavassi, V. 1982. *Mapa Geomorfológico Hoja Abra*, escala 1:50000. San José, Costa Rica.
- Bergoing, J.P. y Malavassi, V. 1982. *Mapa Geomorfológico Hoja Barva*, escala 1:50000. San José, Costa Rica.
- Bergoing, J.P. y Malavassi, V. 1982. *Mapa Geomorfológico Hoja Río Grande*, escala 1:50000. San José, Costa Rica.
- CEPAL. 1998. *Informe II Taller de Gerentes de Organismos de Cuenca en América Latina y el Caribe*. 11 al 3 de diciembre de 1997. Santiago, Chile.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). 2004. *Metodología para el Cálculo de Índice de Escasez de Agua Superficial*. Bogotá, D.C.
- Instituto Geográfico Nacional. 1989. *Hoja Topográfica Abra*, escala 1:50000. San José, Costa Rica.
- Instituto Geográfico Nacional. 1967. *Hoja Topográfica Barva*, escala 1:50000. San José, Costa Rica.
- Instituto Geográfico Nacional. 1990. *Hoja Topográfica Río Grande*, escala 1:50000. San José, Costa Rica.
- Jiménez, F. 2001. *Conceptos, enfoques y estrategias para el manejo de cuencas hidrográficas*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba, Costa Rica.
- Marini, M. y Piccolo, M. 2000. El balance hídrico en la Cuenca del río Quequén Salado, Argentina. En: *Papeles de Geografía*, 31: 39-53.
- Ramakrishna, B. 1997. *Estrategias de extensión para el manejo integrado de cuencas hidrográficas: conceptos y experiencias*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA) / Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). San José, Costa Rica.
- Sheng, T.C. 1992. *Manual de campo para la ordenación de cuencas hidrográficas*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), Roma, Italia.

SNET. 2005. *Balance Hídrico Integrado y Dinámico en El Salvador. Componente, Evaluación de Recursos Hídricos*. El Salvador.

Thornthwaite, C.W. and Mather, J.R. 1957. *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*. Third Printing. Drexel Instiyute of Climatology. Publitions in Climatology. Vol. 3. New Jersey. Pp. 185-311.

UNESCO. 2007. *Balance hídrico superficial de Costa Rica. Período: 1970-2002*. Documentos Técnicos del PHI-LAC, N° 10. Montevideo, Uruguay.

Evaluación de la calidad de las aguas en la sección media del río Pirro*

Jacqueline Herrera Núñez¹, Juana María Coto Campos¹ & Viviana Salgado Silva¹

En los reportes del Estado de la Nación relacionados con el recurso hídrico y su gestión integral, se hace mención de la generosa dotación de recursos hídricos del país, sin dejar de lado la situación de alta fragilidad y vulnerabilidad en la que se encuentran sometidos, pues el aprovechamiento del agua, como recurso de alta calidad y cantidad, se ha enfocado en el bienestar social y el sector privado, segregando imperativos ambientales elementales para mantener las condiciones naturales que han hecho posible su disponibilidad, así como para sostener un nivel aceptable de calidad ambiental. El Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, en su informe sobre el riesgo sanitario de las fuentes de agua para consumo humano, señala que las descargas puntuales de aguas residuales representan la mayor fuente de contaminación de las aguas superficiales del país, sobre todo aquellas provenientes de las actividades domésticas, las cuales son vertidas a los cuerpos de agua superficial sin ningún tipo de tratamiento (Gámez, 2002; Mora, 2002).

La ausencia de visión en el manejo integrado de recursos hídricos hoy se revierte y atenta contra la seguridad hídrica del país. Las amenazas latentes a la calidad del agua se materializan en riesgo sanitario. En el 2001, se presentaron una serie de incidentes que alertaron sobre la vulnerabilidad de las fuentes superficiales y subterráneas de abastecimiento de agua para consumo humano, así como sobre el descontrol y las dimensiones de la contaminación de cauces y cuerpos de agua. Esto como resultado de procesos graduales y silenciosos que se han acumulado desde décadas atrás, ante la carencia de ordenamiento territorial y vigilancia en materia de aguas residuales, lo cual pone en riesgo la calidad de los recursos hídricos de los que dependemos.

*Publicado en: X Congreso de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental, X COREHISA. San José, Costa Rica, setiembre 2010.

¹ Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. Correo electrónico: herrerauna@gmail.com

Uno de los nuevos enfoques que promete establecer paradigmas en lo referente al manejo integral de las aguas, es la gestión con enfoque de cuenca hidrográfica que propone la redefinición de las interacciones existentes en la actualidad entre las políticas, las leyes, las regulaciones, las instituciones y la sociedad civil en materia hídrica, y pretende dejar atrás las limitaciones de nuestro actual sistema jurídico, en el cual la carencia de un cuerpo normativo sistemático y coherente que regule de forma global la protección, extracción, uso, gestión y administración eficiente de los recursos hídricos, no ha permitido obtener avances importantes en materia de protección ambiental y seguridad sanitaria.

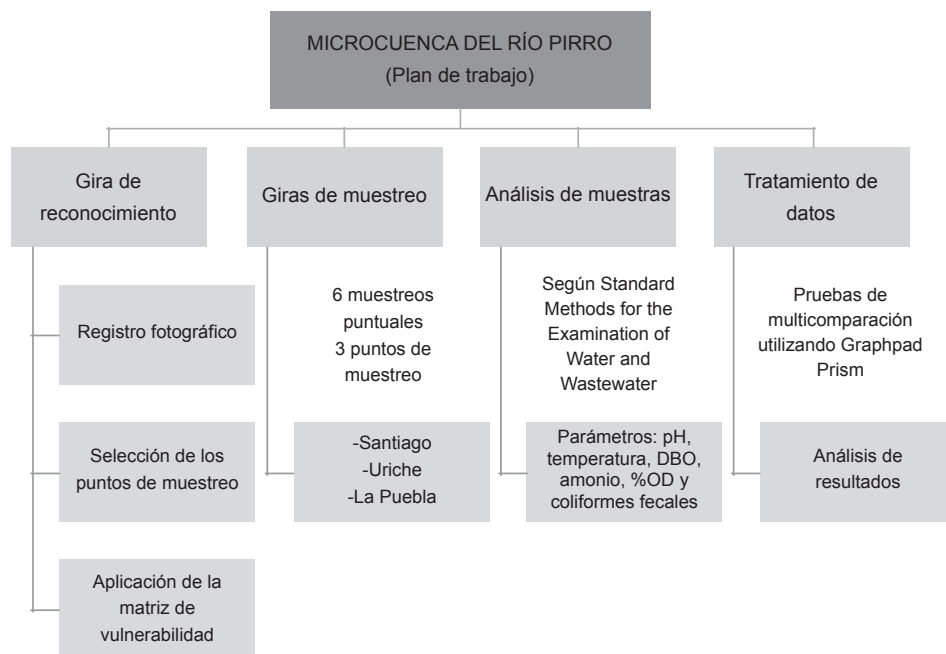
En este nuevo enfoque, se crearon los Índices de Calidad de Agua (ICA) como una herramienta científica y de comunicación necesaria para cuantificar y evaluar la cantidad de los cuerpos de agua, como un insumo para la implementación de un adecuado Sistema de Gestión Hídrica a través de un sistema de zonificación apropiado. En el 2007, el Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones y el Ministerio de Salud aprueban el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales, que en su artículo 19 expone que la calidad física, química y biológica de un cuerpo de agua superficial se establecerá haciendo uso del Índice de Clasificación Holandés de Valoración del Instituto de Ingeniería Hidrológica Ambiental de Holanda, el cual permite trasladar información de concentraciones de las variables de mayor importancia en la valoración de la contaminación orgánica en una corriente de agua, como son la DBO, el nitrógeno amoniacal y el oxígeno disuelto (convertido en porcentaje de saturación de oxígeno por medio del oxígeno real *in situ* y el valor teórico dado por la temperatura y la presión atmosférica en el sitio de estudio) a un código de colores asignado a una escala de calidad de agua que va de "sin contaminación a contaminación muy severa" (MINAET, 2007).

En la presente investigación se utilizó el ICA-Holandés para valorar la calidad de las aguas superficiales de la sección media del río Pirro como insumo para la gestión integral de la microcuenca.

Metodología

A continuación se esquematiza la secuencia metodológica utilizada en el presente estudio.

Figura 1
Diagrama de flujo de la estrategia metodológica utilizada en el estudio



Fuente: Elaboración propia

Se realizó una gira de reconocimiento por la microcuenca del río Pirro, con el propósito de definir los puntos de toma de muestra para el estudio e identificar las condiciones ambientales y sociales en las que se encuentra la microcuenca desde la naciente hasta la desembocadura. La frecuencia de recolección de las muestras para la aplicación del Índice Holandés se realizó tomando en consideración los patrones de precipitación que se presentan en la zona de muestreo. De esta forma, se realizaron un total de seis muestreos que cubrieron las épocas lluviosa (3), seca (2) y transición lluviosa-seca (1). Adicionalmente, se aplicó una adaptación de la matriz de vulnerabilidad ambiental, propuesta por Masís (2004), para cada punto de muestreo durante las diferentes épocas del año.

La elección de los puntos de muestreo (Santiago, Uriche y La Puebla) se realizó tomando en cuenta criterios ecológicos, actividades antropogénicas y accesibilidad para la toma de muestra en la sección media del río, según los datos recolectados durante la gira de reconocimiento.

Los análisis de las aguas y las técnicas de muestreo, preservación, almacenaje y transporte de las muestras del sitio de muestreo al laboratorio de análisis se realizaron usando los métodos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005). Los parámetros analizados fueron: pH, temperatura, demanda bioquímica de oxígeno, amonio, porcentaje de oxígeno disuelto y coliformes fecales.

Se empleó un análisis estadístico descriptivo a la población de datos obtenidos durante la fase experimental (promedio, mediana, máximo, mínimo y percentiles). Adicionalmente, se realizó un análisis de correlación de Pearson, para determinar el grado de relación entre las variables medidas.

Además se aplicaron dos modelos estadísticos no paramétricos de comparación. La prueba de contraste U de Mann-Whitney se aplicó en el caso de distribuciones continuas y simétricas, para comparar dos muestras. La prueba de contraste de Kruskal-Wallis se utilizó para contrastar tres o más muestras mediante comparación de medianas (Miller y Miller, 2002).

Para la valoración de la calidad del agua en el tramo estudiado se utilizó el Sistema de Clasificación Holandés. El cálculo de dicho índice se realizó según lo establecido en el Reglamento para la Clasificación y la Evaluación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales, tomando en consideración tres parámetros: demanda bioquímica de oxígeno, amonio y porcentaje de oxígeno disuelto.

Resultados y discusión

Análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos del agua

En la tabla 1 se puede observar que tanto el pH como la temperatura evidenciaron un comportamiento poco variable, tanto temporal como espacialmente. Los valores de pH obtenidos se distribuyen en un rango de 6,66-7,31 $\pm 0,01$, manteniéndose dentro de los criterios de calidad para agua superficial establecidos por la U.S.EPA, con un rango aceptable de 6,5-9,0 unidades de pH necesario para mantener la vida acuática (EPA, 1998). La medida de pH (7,02 $\pm 0,01$) indica que el ingreso de sustancias extremadamente ácidas y básicas no es significativo, lo cual no significa que sea inexistente, sino que las cantidades podrían ser bajas y los procesos químicos de dilución y neutralización dentro de la misma corriente son predominantes y enmascaran su efecto.

Asimismo, la temperatura se mantuvo en el rango que favorece el crecimiento y mantenimiento de microorganismos y otros seres vivos en ambientes acuáticos (15,0-28,0) $\pm 0,1$ °C, indicativo de que los niveles de contaminación térmica no obedecen a factores antropogénicos, sino a patrones de temperatura propios de las condiciones climatológicas del sitio de muestreo (Glynn y Heinke, 1999).

Tabla 1
Resultados numéricos de los parámetros de pH y temperatura

Puntos muestreados	pH ($\pm 0,01$)						Temperatura ($\pm 0,1$ °C)					
	Jun. M1	Ago. M2	Set. M3	Nov. M4	Feb. M5	Mar. M6	Jun. M1	Ago. M2	Set. M3	Nov. M4	Feb. M5	Mar. M6
Santiago	6,96	6,90	7,31	7,16	6,76	7,10	18,9	21,2	18,9	17,4	18,1	17,0
Uriche	6,82	6,93	7,19	7,19	6,66	6,95	19,4	23,3	19,9	17,1	18,5	17,8
La Puebla	6,87	6,85	7,16	7,16	7,09	7,12	19,6	19,6	19,1	17,9	18,6	15,7

Fuente: Elaboración propia

Según el análisis estadístico, los valores de pH y temperatura no presentaron una diferencia significativa en los diferentes muestreos para un mismo punto, indicativo de que ambos parámetros se comportaron de manera similar a lo largo del tiempo, sin dependencia de una estación del año en particular. Las fuentes de contaminación parecen tener un impacto semejante en los tres puntos de muestreo analizados. Los valores de significancia obtenidos para ambos parámetros fueron de $p=0,0175$ y $p=0,8943$, por muestreo y punto de recolección, respectivamente.

Para el $N-NH_4^+$ se observa en cambio un aumento gradual de la concentración de amonio de junio a marzo para todos los puntos de muestreo analizados. Esto se debe a que al aumentar los patrones de precipitación, aumenta el caudal del río y con ello el efecto de dilución de los contaminantes. Así, en las épocas del año más secas, entre diciembre y marzo, las concentraciones de amonio son más elevadas que durante los períodos más lluviosos, de julio a octubre, con variaciones intermedias durante el período de transición lluviosa-seca en noviembre. También se puede apreciar que las variaciones estacionales en la concentración de amonio son predominantes en el punto de muestreo La Puebla e intermedia en el punto Uriche.

Las altas concentraciones de amonio se pudieron deber a descargas de materia orgánica por fenómenos de escorrentía durante la época lluviosa y a descargas puntuales de aguas negras en época seca, lo que aunado a un proceso de menor dilución, aumentan las concentraciones de los contaminantes en el cauce (Calvo y Mora, 2007). La prueba de contraste Kruskal-Wallis para un $p=0,5810$ indica que no existe diferencia

estadísticamente significativa en la concentración de amonio entre muestreos; así que la variación detectada es atribuible al cambio estacional y a la distribución proporcional de las fuentes puntuales de aguas servidas a lo largo de la microcuenca. Por el contrario, al comparar los diferentes puntos de muestreo se obtuvo un $p=0,0026$ en la prueba de contraste, lo que indica una diferencia significativa entre los bloques comparados; sin embargo, el estadístico Kruskal-Wallis no estableció entre cuáles grupos existía variabilidad.

En el caso del oxígeno disuelto se detectó una correlación inversa y significativa ($r=-0,589$; $p=0,010$) con la variación en la concentración de amonio. Esto revela que con el aumento de la concentración de oxígeno disuelto hubo una disminución en la concentración de amonio presente y viceversa, debido a que en los puntos donde la contaminación fecal fue abundante (tabla 2), el nitrógeno amoniacal ejerció una demanda de oxígeno muy elevada que propició el desarrollo de condiciones anaeróbicas en el cauce, favoreciendo la reducción de los nitratos a amonio por desnitrificación sobre los procesos de oxidación con el aumento en la concentración de este último parámetro (Dodds, 2002). Afirmación que se refuerza con la correlación directa y significativa ($r=0,732$; $p=0,001$) encontrada entre el amonio y la demanda bioquímica de oxígeno.

De esta manera, en los puntos de muestreo donde la concentración de amonio fue menor a $1 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$, la concentración de oxígeno superó los $5 \text{ mg O}_2/\text{L}$, indicando que los procesos de asimilación, descomposición y nitrificación predominaron y generaron una menor concentración de nitrógeno en su forma orgánica y amoniacal (Knobelsdorf, 2005).

Tabla 2
Resultados numéricos de los parámetros de oxígeno disuelto y coliformes fecales

Puntos muestreados	Oxígeno disuelto ($\pm 0,01 \text{ mg/L}$)						Coliformes fecales (NMP/100 mL)					
	Jun. M1	Ago. M2	Set. M3	Nov. M4	Feb. M5	Mar. M6	Jun. M1	Ago. M2	Set. M3	Nov. M4	Feb. M5	Mar. M6
Santiago	7,60	7,04	5,68	4,33	7,11	2,88	$3,0 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$5,4 \times 10^4$	$1,6 \times 10^8$	$1,3 \times 10^4$	$3,5 \times 10^4$
Uriche	6,04	8,78	4,90	3,52	5,33	2,63	$5,0 \times 10^5$	$1,1 \times 10^5$	$5,4 \times 10^4$	$1,6 \times 10^8$	$3,3 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$
La Puebla	5,94	7,93	4,53	3,82	5,80	0,55	$2,4 \times 10^6$	$3,5 \times 10^5$	$5,4 \times 10^5$	$1,6 \times 10^8$	$2,4 \times 10^5$	$3,5 \times 10^6$
Puntos muestreados	% PSO ($\pm 0,1 \text{ mg/L}$)						DBO ($\pm 0,2 \text{ O}_2 \text{ mg/L}$)					
	Jun. M1	Ago. M2	Set. M3	Nov. M4	Feb. M5	Mar. M6	Jun. M1	Ago. M2	Set. M3	Nov. M4	Feb. M5	Mar. M6
Santiago	82,0	66,4	61,1	45,3	74,9	29,8	12,4	24,7	8,9	20,0	20,7	22,3
Uriche	65,8	83,4	52,8	37,4	56,5	27,6	18,4	18,5	13,6	17,8	62,7	31,3
La Puebla	64,7	74,9	48,8	39,8	61,7	5,6	18,5	26,4	18,2	25,9	59,9	69,1

Así, el valor medio de oxígeno disuelto obtenido, durante el período de estudio, fue de $5,51 \pm 0,01$ mg O₂/L correspondiente a un $58,8 \pm 0,1\%$ de saturación y el 67% de los valores obtenidos se encontraron por debajo de 60% de saturación de oxígeno, que es el mínimo recomendado para cuerpos de agua superficial en el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales y por la Comunidad Europea, clara evidencia de una pobre calidad del cuerpo de agua analizado y un creciente deterioro de la capacidad del cauce para albergar vida acuática y autodepurarse.

Durante la estación lluviosa se lograron los porcentajes de saturación de oxígeno más elevados, debido a un aumento en el caudal y en los procesos de mezcla dentro del cauce que introducen oxígeno a la masa de agua. En la época de transición lluviosa-seca, la cantidad de oxígeno disminuyó levemente en comparación con el último de los muestreos de la estación lluviosa. Lo anterior debido a la disminución paulatina de la precipitación (característica de los climas tropicales durante el mes de noviembre), o bien, a un aumento en los niveles de carga orgánica que ingresaron al cauce antes de la toma de muestra, por aportes de aguas domésticas y de escorrentía superficial, que agotaron el suministro de oxígeno de la columna de agua.

En general, las menores concentraciones de oxígeno disuelto se obtuvieron en el punto La Puebla en los seis períodos de muestreo, mientras que los valores más altos fueron obtenidos en el punto Uriche, donde la incidencia de contaminantes domésticos y agrícolas, tipo orgánico e inorgánico, es menor. Lo anterior debido a que La Puebla atraviesa una zona comercial y residencial, con aporte directo de fuentes de contaminación no puntuales como aguas grises y negras no tratadas, generadas por actividades domésticas y de venta de bienes y servicios, además de aguas de lavado de calles y aceras. En Uriche, el río cruza solo un área residencial, y la única fuente de contaminación puntual detectada fue la del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del Campus Omar Dengo.

Por otro lado, en el punto Uriche los niveles de oxígeno fueron ligeramente menores que los obtenidos en Santiago, debido al aporte mayoritario de aguas domésticas y al mayor número de zonas residenciales en las riberas. Esta condición es indicativa de un deterioro paulatino de las condiciones del río conforme disminuye la pendiente del sitio.

Además, el análisis estadístico indica que no existe una diferencia significativa en los niveles de oxígeno encontrados en los distintos puntos de toma de muestra; aunque sí existe una diferencia estadísticamente significativa entre los diversos muestreos, principalmente en aquellos

bloques de comparación que implican un cambio estacional, por ejemplo, en los resultados obtenidos en M1 y M6. El estadístico Kruskal-Wallis indica valores p iguales a 0,0087 y 0,8054, para bloques de comparación por muestreo y por puntos de muestreo, respectivamente.

En cuanto a los datos obtenidos para la DBO, en la tabla 2 se puede observar que el máximo de concentración ($69,1 \pm 0,2$ mg O_2/L) se midió durante la estación seca (M6), mientras que el mínimo ($8,9 \pm 0,2$ mg O_2/L) se presentó durante el período lluvioso (M3). Esta diferencia en el aumento en las concentraciones de DBO entre la época lluviosa y la seca se debió a una disminución paulatina del efecto de dilución, que agudiza el problema de contaminación con materia orgánica; contrario a lo que sucede en períodos lluviosos, cuando el aumento en el caudal del río diluye el efecto del contaminante estudiado (Coto, 1997; Glynn y Heinke, 1999).

En general, las concentraciones más altas de DBO se obtuvieron para el punto La Puebla, donde los focos de contaminación son más abundantes, en comparación a los puntos Santiago y Uriche. Por el contrario, en Santiago se obtuvieron los valores más bajos de DBO, comportamiento que se mantuvo en los seis muestreos. La mayor concentración detectada en Santiago fue de $24,7 \pm 0,2$ mg O_2/L , y en los puntos Uriche y La Puebla los valores alcanzaron $62,7 \pm 0,2$ y $69,1 \pm 0,2$ mg O_2/L , respectivamente.

Del análisis estadístico se deriva que la variación en la concentración de DBO en los diferentes muestreos y en los distintos puntos, es poco significativa a lo largo del tiempo, y que la calidad de los puntos muestreados en función de ese parámetro es similar independientemente de la época del año analizada. Los valores de significancia obtenidos en la prueba de contrastes Kruskal-Wallis fueron de $p=0,0338$ y $p=0,2787$, respectivamente. También se encontró una correlación importante con el amonio ($p=0,732$) que podría ser un indicativo de contaminación por material orgánico debida principalmente al ingreso de aguas negras al cauce.

Adicionalmente, para todos los puntos de muestreo analizados se presentó una importante contaminación por materia fecal (tabla 2), que no obedeció a variaciones estacionales ni espaciales, que puede deberse principalmente al ingreso directo de aguas grises y aguas de escorrentía, además de aportes por infiltración de tanques sépticos u otros sistemas rústicos de tratamiento de aguas negras residenciales o comunales, sobre todo porque el uso del suelo en la microcuenca es 90% residencial y comercial, con pequeños aportes agrícolas e industriales.

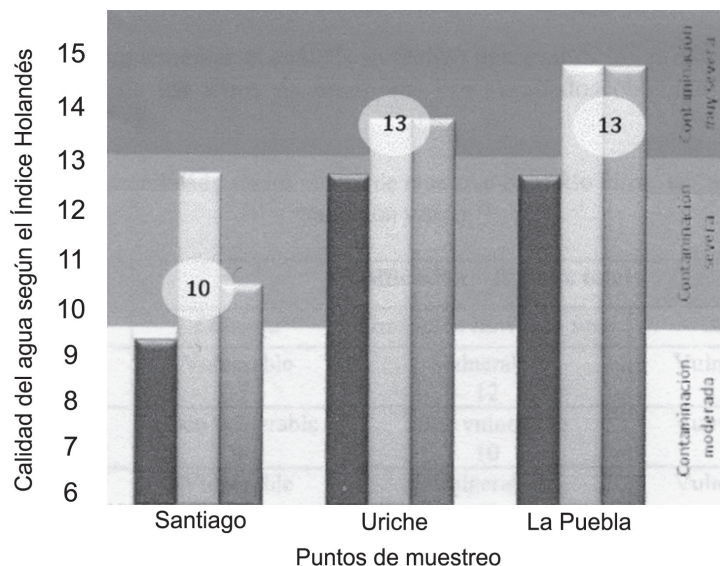
Además, el análisis estadístico mostró que no existe diferencia estadísticamente significativa entre los valores de coliformes fecales ob-

tenidos en los distintos muestreos ni en los resultados que se reportan para los distintos puntos de muestreo, que no se deba únicamente a la aleatoriedad de los datos. En la prueba Kruskal-Wallis se obtuvieron valores de $p=0,1106$ y $p=0,4928$, respectivamente.

Evaluación de la calidad del agua

En la figura 2 se muestra la evolución de la calidad del agua durante el período de estudio, evaluada en función a la concentración de amonio, la demanda bioquímica de oxígeno y el % PSO con base en el Índice Holandés.

Figura 2
Calidad del agua según el Índice Holandés para los puntos de muestreo del río Pirro



Fuente: Elaboración propia

Según lo que se muestra en la anterior figura, la calidad del río Pirro en el punto Santiago fue moderada en la época lluviosa, y severa en el período de transición lluvioso-seco y en temporada seca, alcanzando valores iguales o superiores a 9 y 10 puntos, como valor promedio. La calidad en el punto Uriche fue severa en la época lluviosa, y muy severa para el período de transición y la temporada seca, alcanzando valores iguales o superiores a 12 y 13 puntos en promedio. En el punto La Puebla, las calidades van de severa en la temporada lluviosa a muy severa en el período de transición y durante la época seca.

En los puntos Uriche y La Puebla no hubo diferencia en la calidad del agua durante el período de transición y la época seca, a pesar de los aumentos en el nivel de precipitación que acompañaron el período seco durante los meses de febrero y marzo del 2008. Esto demuestra que el ingreso de material orgánico e inorgánico en las aguas residuales provenientes de las actividades domésticas y comerciales, que se desarrollan en la zona con gran intensidad, es más significativo que el efecto de dilución que trae consigo las lluvias.

A partir del análisis realizado se puede afirmar que los puntos que presentan un mayor y similar deterioro en la calidad de las aguas son Uriche y La Puebla, debido a su cercanía con centros urbanos, que generan una gran cantidad de aguas residuales domésticas y desechos sólidos que, por ingreso directo o por escorrentía superficial, se introducen en el río deteriorando las condiciones físicas, químicas y bacteriológicas de las aguas. Además, estos sitios presentan una marcada desprotección en las riberas y una topografía moderadamente ondulada, que favorece el arrastre de materiales desde las laderas.

Estos resultados fueron similares a los obtenidos por Calvo y Mora (2007), quienes encontraron una correlación positiva entre la densidad poblacional y el grado de contaminación de los cauces, e infirieron que en la época más seca los niveles de contaminación eran mayores; así, la contaminación varió de “moderada” a muy severa en tramos de alta densidad poblacional, como los evaluados en el presente estudio.

Además, con el fin de complementar el análisis se realizó una evaluación preliminar cualitativa de la vulnerabilidad ambiental de los sitios de muestreo. Los resultados obtenidos se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 3
Matriz de vulnerabilidad para los puntos de muestreo en el río Pirro en los períodos lluvioso, transición y seco

Punto de muestreo	Clasificación – Puntaje total		
	Lluviosa	Transición lluviosa-seca	Seca
Santiago	Vulnerable 12	Vulnerable 12	Vulnerable 14
Uriche	Poco vulnerable 9	Poco vulnerable 10	Poco vulnerable 13
La Puebla	Vulnerable 12	Vulnerable 12	Vulnerable 14

Fuente: Elaboración propia

Como se puede apreciar, los puntos Santiago y La Puebla son los que poseen una vulnerabilidad similar a lo largo del año, aun cuando la calidad del agua varía de un punto a otro. Este comportamiento se debe a que los indicadores empleados en la matriz de vulnerabilidad adquieren distinto peso relativo según la ubicación del sitio. Así, La Puebla tuvo un mayor puntaje en indicadores como vida animal, cantidad de poblaciones aledañas, aspecto turbio del agua y presencia de basura y/o malos olores; mientras que Santiago tuvo menos puntaje en estos indicadores, pero un mayor aporte en otros aspectos como actividad agrícola y cobertura vegetal.

Aun cuando en los puntos Uriche y La Puebla la calidad fue similar en las épocas evaluadas, la vulnerabilidad es distinta, pues los puntajes obtenidos para indicadores como vida animal, presencia de sedimentos y aspecto turbio del agua fueron menores de un punto a otro.

Conclusiones

- A pesar de que el Índice de Clasificación Holandés es una herramienta visual sencilla y que facilita la divulgación de la calidad de los cuerpos de agua superficial, no reduce el impacto de las fluctuaciones individuales de los parámetros involucrados en su construcción y no considera de manera directa la contaminación por coliformes fecales, factor que es muy relevante en nuestro país, dado que la mayoría de los cauces están seriamente contaminados por materia fecal.
- Aunque la mayor parte de los indicadores de la calidad del agua utilizados en esta investigación son cuantitativos, se hace necesario diseñar estrategias metodológicas que permitan una valoración cualitativa complementaria, de manera que la información que se extraiga sirva de base para una adecuada gestión del recurso hídrico, con una visión de microcuenca.
- Es muy importante impulsar procesos de sensibilización sobre el uso adecuado del agua en los hogares, contemplando aspectos como manejo apropiado de los desechos líquidos y alternativas de disposición convencional y no convencional. Es recomendable que las escuelas y los colegios de las zonas ubicadas en la microcuenca del río Pirro incorporen este tipo de iniciativas en los programas de estudio o en actividades extracurriculares, con el fin de diseminar la información a todos los miembros de las comunidades que tienen un impacto directo o indirecto sobre el cauce. Dichas campañas deben ser bien planificadas e incluir información sobre formas alternativas de gestión participativa de la sociedad.

Bibliografía

- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (A W W A) and Water Environment Federation (WEF). 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Edition. Washington, D.C. : APHA-AWWA-WEF United States of America.
- Calvo, G. y Mora, J. 2007. Evaluación y clasificación preliminar de la calidad de agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón. Parte III: Calidad de cuerpos receptores de agua, según el Sistema Holandés de Valoración. *Tecnología en Marcha*, 20(4): 59-67.
- Dodds, W. 2002. *Freshwater Ecology. Concepts and Environmental Applications*. 1st Edition. Academic Press, United States of America.
- EPA, Environmental Protection Agency. 1998. National Recommend Water Quality Criteria. *United States of America, Federal Register*, 63(237): 68364.
- Gámez, L. 2002. *Octavo Informe sobre el Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. Agua transparente...deuda invisible*. Editorama S.A., Costa Rica.
- Glynn, J. y Heinke, G. 1999. *Ingeniería ambiental*. 2da. Edición. Prentice Hall Hispanoamericana, S.A., México, D.F.
- Knobelsdorf, J. 2005. Eliminación biológica de nutrientes en un agua residual urbana de baja carga orgánica mediante un reactor de flujo continuo de tipo VIP. Tesis Doctoral en Ingeniería y Tecnología del Medioambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Barcelona, Universidad Politécnica de Cataluña, España.
- Masís, F. 2004. *Residuos de plaguicidas en sedimentos de los ríos Poás, Poasito y Colorado por la actividad agrícola sobre el área de recarga hídrica en la zona alta del cantón de Poás-Alajuela*. EUNA, Heredia, Costa Rica.
- Miller, J. y Miller, J. 2002. *Estadística y quimiometría para Química Analítica*. 4ta. Edición. Prentice Hall Hispanoamericana, S.A., Madrid, España.
- MINAET, Ministerio de Ambiente, Energía y Telecomunicaciones. 2007. Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales. Decreto Ejecutivo 33903-MINAE-S. Apéndice 1. Metodología del Sistema Holandés de Valoración de la Calidad Físicoquímica del Agua. *La Gaceta* N° 178.
- Mora, D. 2002. *Programa Nacional para el Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano - Período 2002-2006*. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, Laboratorio Nacional de Aguas, San José, Costa Rica.

Capacidad potencial de las franjas ribereñas del río Bermúdez para reducir la erosión*

*Gaetan Buzolich¹, Marine Donal²,
Jenny Reynolds Vargas³ & Laura Torres Corral⁴*

El incremento de las actividades económicas y sociales en todo el mundo ha estado acompañado por una presión cada vez mayor sobre los ecosistemas acuáticos (UNEP, 1994). En Centroamérica, en general, y en Costa Rica, en particular, el aumento de la población y las deficientes regulaciones y controles sobre las actividades humanas han causado un deterioro, a veces muy difícil de revertir, en los cuerpos de agua (Reynolds Vargas, 1996).

El Valle Central de Costa Rica es una región rodeada por sistemas montañosos de fuertes pendientes y con una precipitación intensa (2500 mm anuales en promedio) durante al menos siete meses del año (IMN, 2005). Estos factores sugieren que la erosión puede ser una fuente importante de degradación de las aguas de los ríos, debido al arrastre de sedimentos, de residuos de agroquímicos y de otras sustancias químicas de diversos orígenes. Además de esto, una vez iniciado el proceso erosivo, el lavado de la superficie del suelo en los terrenos adyacentes hace que el problema se agrave de manera irreversible conforme pasa el tiempo.

Es conocido el hecho de que el manejo adecuado de las áreas ribereñas de los ríos, y en particular la preservación de la cobertura vegetal en estas áreas, permiten limitar la erosión y la contaminación difusa en las aguas (Winter et al., 1998). La legislación de Costa Rica reconoce la importancia de las márgenes como últimas barreras posibles para evitar la degradación de los cuerpos de agua, y desde hace muchos años se ha intentado limitar el efecto negativo de los usos del suelo sobre los cauces. Entre estas

*Publicado en: Recursos Naturales y Ambiente. 51-52: 175-183.

1 214 Le Grand Chemin, 69210 Lentilly, Francia. gaetan.buzolich@libertys

2 214 Le Grand Chemin, 69210 Lentilly, Francia. mdonal@caramail.com

3 Centro de Hidrología Ambiental, Universidad Nacional. Apartado 86-3000, Heredia, Costa Rica. jreynold@una.ac.cr

4 Centro de Hidrología Ambiental, Universidad Nacional. Apartado 86-3000, Heredia, Costa Rica. ltcorral@eic.ucr.ac.cr

leyes se incluyen: la Ley General de Aguas (*La Gaceta*, 1942, artículos 1-9), que establece un área de protección de 5 metros de ancho a ambos lados del río; la Ley de Tierras y Colonización (*La Gaceta*, 1961), que establece en su artículo 7 la obligación de preservar un área de 200 metros en ambos lados de un río no navegable en un terreno plano y de 300 metros en terreno quebrado; y la Ley Forestal (*La Gaceta*, 1996), que prohíbe en sus artículos 33 y 34 la corta de árboles en una franja a ambos lados del río de 10 metros en terreno plano y de 50 metros en terreno quebrado.

El río Bermúdez se sitúa en la cuenca del río Virilla, región de una gran importancia desde el punto de vista socioeconómico, ya que en ella se concentra más de la mitad de la población del país. Sus aguas son de buena calidad en la parte superior, pero sufren un deterioro gradual aguas abajo, conforme cruzan áreas cultivadas de café y zonas urbanas.

El manejo inadecuado de las aguas negras y la contaminación con residuos de origen agrícola e industrial han sido señalados como los principales factores causantes de degradación de las aguas de este río (Castro et al., 1996). Este deterioro representa un riesgo para la salud pública, ya que las aguas contaminadas no deberían ser empleadas en actividades agrícolas y menos aún como fuente de agua potable. A pesar de esto, se ha observado que durante la época seca algunos agricultores utilizan las aguas del río para irrigar cultivos de hortalizas.

Por otra parte, se ha comprobado que existe una relación estrecha entre el río Bermúdez y el acuífero Barva (Reynolds Vargas, datos no publicados), lo que abre la posibilidad de que ocurra un ingreso directo de contaminantes hacia las aguas subterráneas que abastecen a las poblaciones de la zona. El río ha perdido mucho de su calidad escénica, por lo que también se excluye la posibilidad de utilizarlo para actividades recreativas.

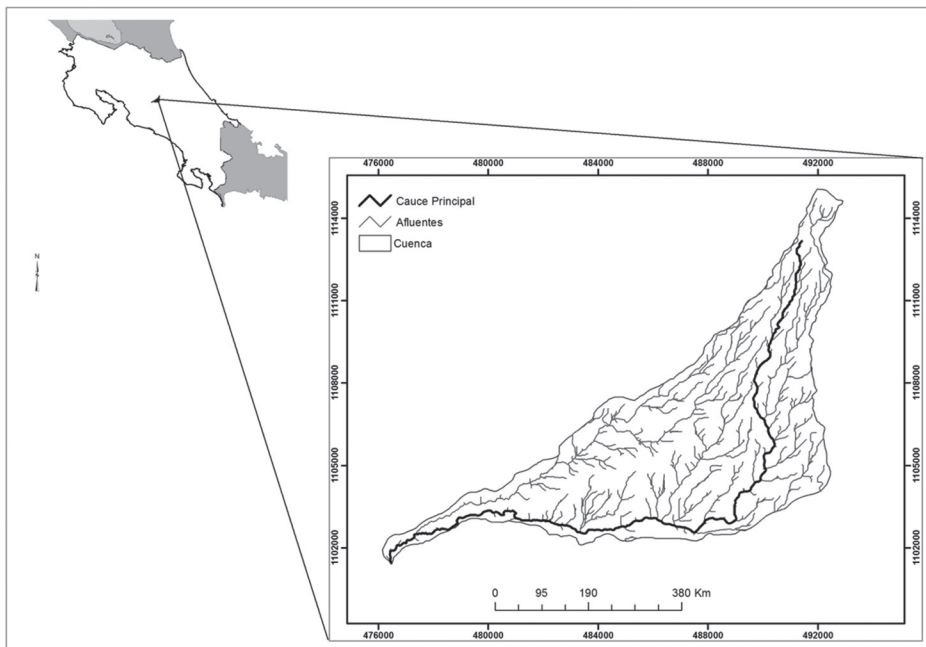
El objetivo de este estudio es realizar un análisis de la capacidad de las márgenes del río Bermúdez para reducir la contaminación difusa de las aguas y la erosión. Se espera que la metodología propuesta constituya una herramienta que pueda ser utilizada por los actores locales y los científicos para planear acciones, tanto en la cuenca del río Bermúdez como en otras cuencas.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio

El río Bermúdez mide unos 26 kilómetros desde su nacimiento en el Monte de la Cruz, al norte de la ciudad de Heredia, hasta su desembocadura en el río Virilla, en San Rafael de Alajuela (Figura 1). Sirve de drenaje a una subcuenca de 74 km², que tiene una topografía muy irregular, especialmente en sus partes media y superior (Castro et al., 1996). Los ecosistemas originales, de los cuales quedan solamente remanentes, corresponden a las zonas de vida denominadas Bosque Premontano Húmedo y Bosque Premontano Muy Húmedo, de acuerdo con la clasificación de Holdridge (1982).

Figura 1
Ubicación de la cuenca del río Bermúdez



Fuente: Elaboración propia

Definición de los parámetros estudiados

Cobertura de las márgenes del río o franjas ribereñas. Está constituida por los elementos que cubren la superficie de una zona. Estos elementos o categorías fueron definidos por los autores de la siguiente manera: formaciones arbóreas, charrales, pastos, cultivos y urbanización. Se incluye además como categoría el "suelo desnudo", que identifica las áreas sin

cobertura de ningún tipo. De ser necesario, cada categoría se subdividió y luego se estimaron visualmente los porcentajes relativos de cobertura por cada elemento:

Formaciones arbóreas: Se distinguieron cuatro tipos de formaciones arbóreas: los bosques en crecimiento natural o seminatural, las plantaciones de árboles, los árboles aislados y las cercas vivas. Un bosque es una formación vegetal natural o seminatural compuesta por un estrato arborescente denso e irregular con varias especies. Una plantación de árboles es una formación vegetal plantada a propósito, compuesta por un estrato arborescente regular con una o dos especies. Los árboles aislados son todos aquellos que han crecido en forma natural o han sido sembrados, que no forman conjuntos y que no están incluidos en las otras categorías. Una cerca viva es una alineación de árboles que forman una barrera vegetal. Se observaron tres posiciones de cercas vivas en relación con el río: perpendicular al río, paralela al río y la combinación de las dos anteriores.

Charrales: El charral es una formación vegetal compuesta principalmente de herbáceas y arbustos. Puede ser temporal en el caso de una regeneración después del abandono de un cultivo o una perturbación (fuego, corte), o bien, permanente en lugares que no permiten el crecimiento de árboles (por ejemplo, en zonas muy rocosas o debido a la existencia de una capa de suelo muy delgada).

Pastos: Esta categoría incluye las áreas cubiertas por diferentes especies de gramíneas utilizadas como cobertura ornamental (césped en jardines y centros recreativos) y para alimentación de ganado.

Cultivos: Un cultivo es cualquier plantación artificial (excepto de árboles) cultivada de manera uniforme y sistemática. En esta zona del Valle Central, el café es el cultivo predominante. En menor proporción se encuentran los cultivos de cereales, hortalizas y flores.

Suelo desnudo: Son todos los terrenos sin vegetación, con suelo sin cobertura de ningún tipo.

Urbanización: Se distinguen cuatro tipos de construcción: las casas de habitación, los edificios de empresas, las construcciones dentro de fincas y las carreteras.

Puntos de descarga. Son las fuentes de contaminación directa, química u orgánica, en forma de descarga de efluentes industriales y domésticos, así como también acumulaciones o depósitos de basura sólida. Fueron determinados por conteo directo en el campo.

Marcas de erosión. Se incluyen en este grupo los surcos, cárcavas, depósitos aluviales y afloramientos localizados del sustrato rocoso. La intensidad de la erosión fue evaluada de manera cualitativa y a cada marca de erosión se le asignó un valor de acuerdo con la siguiente escala: 0 = ausencia de marca; 1 = presencia de marcas; 2 = presencia de marcas muy extendidas; 3 = presencia de marcas muy extendidas y de profundidad considerable.

Pendiente de las franjas ribereñas.

La pendiente fue estimada visualmente en grados.

Modo operativo

El trabajo se llevó a cabo entre marzo y mayo del 2000, al final de la estación seca en el Valle Central, por medio de la observación directa de los usos del suelo en una franja de 50 metros de ancho a ambos lados del río Bermúdez, a lo largo del cual se identificaron los segmentos descritos en la sección anterior. La evaluación se realizó a lo largo de un trayecto que se inició en un puente situado dos kilómetros aguas arriba del pueblo de Los Ángeles, cerca del nacimiento del río, hasta su desembocadura. Para efectos de este estudio, se denomina Lado A a la margen izquierda del río y Lado B a la margen derecha del río, en ambos casos mirando aguas abajo.

Análisis de datos

La relación entre los diferentes parámetros de cobertura, pendiente y marcas de erosión fue calculada por kilómetro. Para determinar cuán significativas son las relaciones entre parámetros, se calcularon coeficientes de correlación.

Estimación de la capacidad de las áreas ribereñas del río para reducir la erosión

Se tomaron en cuenta tres factores: el tipo de cobertura, el área cubierta por la cobertura y la pendiente.

Tipo y función de la cobertura. Es conocido el hecho de que cada tipo de uso del suelo tiene un efecto diferente sobre la producción de sedimentos (Dunne y Dietrich, 1982). Por esto, se asignó un coeficiente entre 0 y 10 a cada tipo de cobertura, que representa su capacidad relativa para resistir a la erosión (Cuadro 1).

Cuadro 1
Capacidad de cada tipo de cobertura para reducir
la erosión en las márgenes del río Bermúdez

Cobertura	Coefficiente asignado
Bosque natural	10
Plantación de árboles (monocultivo)	8
Árboles aislados	6
Cerca viva, posición A	7
Cerca viva, posición B	3
Cerca viva, posición C	5
Pasto	7
Charral	4
Café	5
Otro cultivo (no permanente)	4
Suelo desnudo	1
Casa de habitación	1
Edificio de empresa	1
Construcción en finca	1
Carretera	0

Fuente: Elaboración propia

Se asignó al bosque natural, en estado primario o en crecimiento secundario, el coeficiente más alto (10), tomando en cuenta que estas zonas son las que poseen mayor resistencia a la erosión (Dercksen, 1991).

Las plantaciones de árboles, a causa de su uniformidad, son menos capaces de detener el arrastre de suelo que los bosques naturales, por lo que se les asignó un coeficiente de 8. Las áreas con árboles aislados tienen un coeficiente de 6, porque no forman conjuntos, es decir, estructuras vegetales eficientes para impedir la erosión, aunque tampoco la favorecen.

Las cercas vivas tienen efectos diferentes según su posición en relación con el río. Una cerca de posición A (paralela al río) tiene un coeficiente relativamente alto (7), porque forma una barrera a la escorrentía. Al contrario, una cerca de posición B (perpendicular al río) tiene el coeficiente más bajo (3), porque más bien puede canalizar el escurrimiento superficial del agua y así favorecer la erosión. Las cercas de posición C tienen un coeficiente medio (5), porque son una mezcla de las dos anteriores.

Varios autores (FAO, 1967; Dercksen, 1991; Forsythe, 1991) coinciden en que los pastos constituyen el mejor tipo de cobertura posible, después de los bosques, para impedir la erosión. Se ha señalado que los pastos sufren a veces un deterioro importante, debido al pisoteo por el ganado, proceso que destruye la cobertura vegetal y compacta el suelo (Cervantes y Vahrson, 1991). Sin embargo, las áreas evaluadas en este estudio prácticamente no han estado sujetas a sobrepastoreo a causa de la cría de ganado. Fueron incluidas en la categoría de pastos las áreas con una amplia cobertura de gramíneas, con un coeficiente de 7. Las áreas con pastos dañados por cualquier motivo generalmente incluyeron también un gran porcentaje de suelo desnudo, por lo que se les asignó un coeficiente más bajo.

Los charrales tienen una eficiencia media como reductores de la erosión. Generalmente son quemados cada año en la estación seca y no tienen tiempo para desarrollar un sistema de raíz importante para frenar el arrastre de partículas de suelo. Además, algunas especies presentes en los charrales, con un sistema radicular poco desarrollado, son arrastradas por el agua en la época de lluvias más intensas, quedando un suelo desnudo durante ciertos períodos del año. Por esta razón, se les asignó un coeficiente de 4.

El café es un cultivo permanente y tiene un sistema radicular con una profundidad máxima de 60 cm. Por lo tanto, se considera más eficiente que los charrales para impedir la erosión. Pero a causa de la estructura y distribución de las plantas y de las prácticas culturales (poda de ramas al final de la estación seca, distancia entre los arbustos), se considera que no puede alcanzar la eficiencia de un pasto. Se le asignó un coeficiente de 5. La eficiencia de los cultivos anuales para detener la erosión es, evidentemente, menor que la de los cultivos permanentes (Dercksen, 1991), por lo que se le atribuye un coeficiente de 4.

El suelo desnudo es prácticamente incapaz de impedir la erosión (FAO, 1967), por lo que se le asignó un coeficiente de 1.

Es sabido que las áreas urbanizadas, al impermeabilizar los suelos y disminuir la capacidad de infiltración de agua en estos, favorecen significativamente la escorrentía superficial (Marsh, 1997) y concentran y desvían los caudales en determinadas direcciones. Por esta razón, las áreas cubiertas por construcciones favorecen, de manera indirecta, la erosión en las franjas ribereñas. Por otro lado, los edificios, paredes y tapias, pueden funcionar como barreras para la entrada de agua y sustancias disueltas o en suspensión al río. Para tomar en cuenta ambos factores se les asignó a

las construcciones en general, incluyendo las casas de habitación y edificios, un coeficiente de 1, mientras que las calles, carreteras y otras superficies asfaltadas tienen un coeficiente de 0.

Tomando en cuenta lo anterior, se considera que la capacidad de la cobertura para reducir la erosión (CC) es el producto de la multiplicación del coeficiente de cobertura por el área ocupada (en porcentaje).

Así, la ecuación para calcular la capacidad para reducir la erosión (CC) se expresa de la siguiente forma:

$$CC = \sum_{i=1}^n (\text{Coeficiente } Co_i * A_i)$$

donde,

CC= capacidad de la cobertura para reducir la erosión.

Coeficiente Co_i = coeficiente para cada tipo de cobertura, asignado según la escala de 1 a 10.

A_i = área ocupada por cada tipo determinado de cobertura, expresada en porcentaje de espacio ocupado por esta cobertura.

n= número de tipos de cobertura presentes.

Función de la pendiente. Para tomar en cuenta la influencia de la pendiente se creó el coeficiente de pendiente (CP). Como la erosión aumenta de una manera exponencial en función de la pendiente (Sánchez y Álvarez, 1991), el coeficiente tiene que hacer bajar la capacidad de las márgenes para reducir la erosión en la misma proporción. El coeficiente varía entre 0 y 1 y es dado por la fórmula siguiente:

$$CP = -0.0003x^2 + 1$$

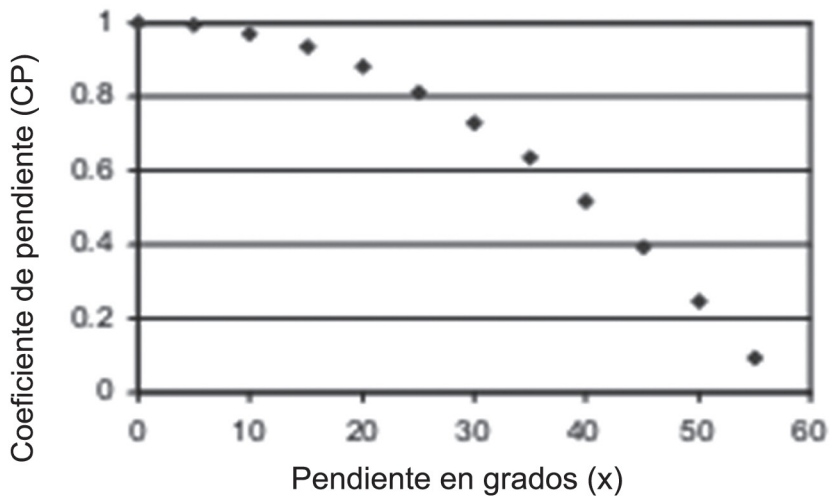
donde,

CP = coeficiente de pendiente.

x = pendiente en grados.

De esta manera, una pendiente de 10° tiene un coeficiente de 0,97 y una pendiente de 55° tiene un coeficiente de 0,093. Un CP de 0, resultado que se alcanza para ángulos de 58° y mayores, no tiene capacidad para reducir la erosión. Mientras tanto, un CP de 1, que se alcanza para terrenos planos donde la pendiente x es cero, tiene la máxima capacidad. Otros valores se pueden obtener usando la ecuación o directamente de la Figura 2.

Figura 2
Variación del coeficiente de pendiente (CP)



Fuente: Elaboración propia

La capacidad de las franjas ribereñas para reducir la erosión (CM) está dada por:

$$CM = CC * CP$$

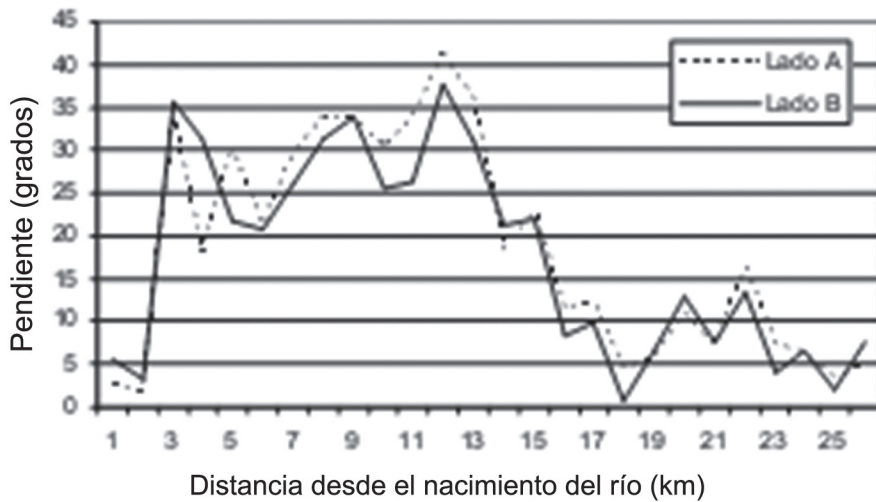
El valor mínimo que toma la CM es cero, que se alcanza cuando el CP es cero (pendiente $>58^\circ$) o si la CC es cero (por ejemplo, si toda el área está asfaltada). El máximo valor de CM es 10, por ejemplo, en el caso de que el área esté ocupada por bosque (coeficiente $C_o = 10$), sobre todo en terreno plano ($CP = 1$).

Resultados

Cambios en la topografía y en el uso del suelo

Las pendientes de las franjas ribereñas y el uso del suelo son semejantes a cada lado del río a lo largo de su extensión (Figura 3). Desde el kilómetro 0 (cerca del nacimiento) al 2, las pendientes son bajas ($<5^\circ$). En el kilómetro 3, aumentan mucho hasta alcanzar un promedio de 30° . Se mantienen altas hasta el kilómetro 13. Después disminuyen gradualmente hasta el kilómetro 18, para seguir con un promedio entre 5° y 10° hasta la desembocadura. En resumen, el río Bermúdez posee en sus márgenes una topografía muy quebrada entre los kilómetros 3 y 13.

Figura 3
Pendiente (en grados) en las márgenes del río Bermúdez



Fuente: Elaboración propia

El estudio de los cambios en las coberturas a lo largo del río ha revelado cinco segmentos diferentes (Figura 4).

Figura 4
Uso del suelo (en porcentaje) y capacidad de las márgenes (CM) del río Bermúdez para reducir la erosión



Los cinco segmentos en que se ha dividido el río se analizan en el texto.
 Fuente: Elaboración propia

Segmento 1

Parte superior del río, kilómetros 0 a 3. Las dos márgenes del río tienen una cobertura del suelo semejante, con un predominio de árboles (35%) y de pastos (30%). La urbanización ocupa un 17% del área. Las otras coberturas son bajas. Así, estamos en una zona rural de pastos rodeados de cercas vivas y de bosques. La urbanización se encuentra en forma de carreteras y edificaciones aisladas alrededor del pueblo de Los Ángeles.

Segmento 2

Parte media del río, kilómetros 4 a 12. Las dos franjas ribereñas son todavía semejantes. Observamos un descenso en el área cubierta de árboles (hasta un 25%) y una baja significativa en el área de pastos (hasta <5%). La urbanización se mantiene cerca de 10%. Hay un aumento significativo de los cultivos, charrales y suelo desnudo (20% cada uno).

Esta parte corresponde a una zona de cafetales en pendientes fuertes, asociadas a grandes zonas de suelo desnudo. Existen algunas zonas de urbanización concentradas en las cercanías de los puentes y que pertenecen a los pueblos de San Rafael, San Pablo y Santo Domingo.

Los bordes del río están a menudo cubiertos de charrales, sobre tierras no utilizadas, en pendientes fuertes.

Segmento 3

Parte baja del río, kilómetros 13 al 18. Se detectó una diferencia en el uso de la tierra entre una margen del río y la opuesta. En el lado izquierdo, los pastos aumentan (20%), paralelamente a una ligera baja de la urbanización, árboles y cultivos. En cambio, en el lado derecho, aumentan la urbanización (20%), un poco los charrales (27%) y los pastos (10%), mientras que bajan los cultivos, árboles y el suelo desnudo.

Esta porción corresponde a una zona de transición, tanto en relación con el uso del suelo como en la reducción gradual de las pendientes. Conforme las pendientes disminuyen, los cafetales se reducen y los pastos reaparecen, pero esta vez en forma de jardines y campos recreativos en áreas residenciales. La urbanización es más fuerte sobre la margen derecha.

Segmento 4

Parte baja del río, kilómetros 19 al 21. Los dos lados siguen siendo diferentes. Del lado izquierdo podemos observar un incremento abrupto del área de pastos que alcanza un 60%.

Paralelamente desaparecen los cultivos, mientras que la cobertura de suelo desnudo, la urbanización y los charrales bajan. Del lado derecho, los pastos aumentan (25%), mientras que el café desaparece y los charrales bajan (15%). Se pudo notar un pequeño aumento de la urbanización (26%).

Segmento 5

Parte baja del río, kilómetros 22 al 26. La margen izquierda muestra una fuerte baja en el área ocupada por pastos (20%), mientras que los charrales (35%) y el suelo desnudo (15%) aumentan de nuevo. Estos kilómetros se caracterizan también por la reaparición de los cultivos (5%). La urbanización se mantiene con una tasa de 10%. Del lado derecho, observamos también una reaparición de los cultivos (5%) y un aumento en el porcentaje de suelo desnudo (18%), mientras que la urbanización cae a 12%.

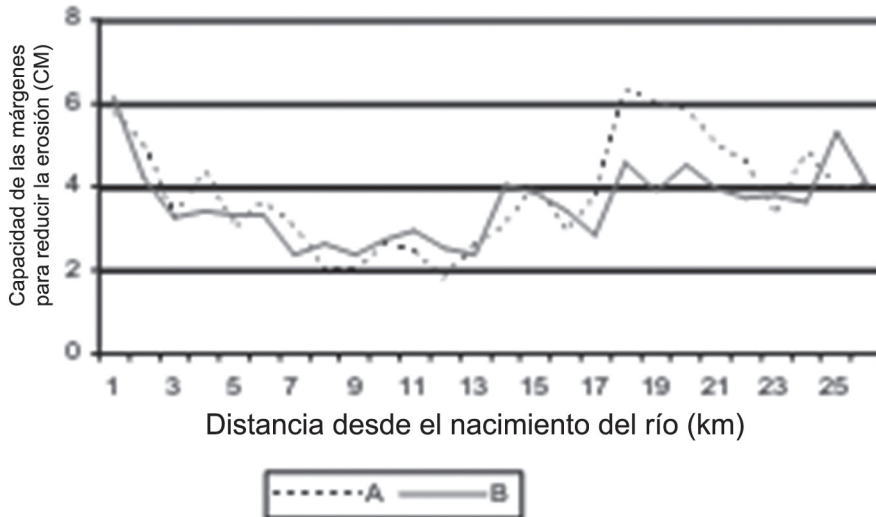
En esta parte aparecen cultivos anuales tales como culantro (*Coriander sativum*), repollo (*Brassica oleacea*), tomate (*Lycopersicon esculentum*) y maíz (*Zea mays*). La urbanización se concentra alrededor del eje de carreteras entre San Vicente y San Rafael de Alajuela. El río se aleja poco a poco de este eje, lo que explica la baja de la urbanización del lado derecho. De los dos lados, podemos observar un porcentaje relativamente alto de charrales y suelo desnudo, este último proveniente de la quema de los charrales.

Como se observa, las coberturas de árboles, charrales, cultivos y suelo desnudo a un lado del río son casi la imagen especular de lo que ocurre en el lado opuesto. Sin embargo, aguas abajo la margen derecha se encuentra un poco más urbanizada que la margen izquierda que en cambio tiene más pastos.

Capacidad de las márgenes para reducir la erosión (CM)

En la Figura 5 se presenta el cálculo de la CM para cada kilómetro a lo largo del río. Hasta el kilómetro 3, la capacidad de la margen izquierda para impedir la erosión (CM) es moderada debido al carácter rural de la zona, con presencia de pastos y bosques. Pero conforme disminuye la elevación, aparecen zonas de cafetales mezcladas con suelo desnudo en pendientes fuertes, que tienen capacidades muy reducidas para impedir la erosión (promedio <3 entre los kilómetros 4 y 16). El aumento progresivo de áreas cubiertas por pastos causa un incremento de la CM, la cual alcanza valores superiores a 5 entre los kilómetros 18 y 21. Después, la presencia de charrales quemados estabiliza la CM en valores cercanos a 4.

Figura 5
Comparación de la capacidad de las franjas ribereñas
del río Bermúdez para reducir la erosión



A = margen izquierda; B = margen derecha.
 Fuente: Elaboración propia

El lado derecho se caracteriza también por una CM baja (cerca de 4 en promedio). No obstante, las variaciones de la CM a lo largo del río son menos pronunciadas que en el lado izquierdo. Hasta el kilómetro 17 las variaciones son parecidas. A partir del kilómetro 18 las márgenes tienen valores CM muy reducidos (promedio <3). El ligero aumento en el porcentaje de pastos y charrales hace que la CM suba un poco hasta el valor 4 y se estabiliza entre los kilómetros 18 y 26. En el kilómetro 25, la presencia más fuerte de pastos sube la capacidad hasta 5.

Los resultados indican que los factores que más influyen sobre la capacidad de las márgenes para impedir la erosión son: el grado de inclinación de la pendiente y la presencia de pastos. Existe una correlación positiva entre la cobertura de pastos y la CM en ambas márgenes del río (lado izquierdo: $r = 0,90$; $p < 0,01$; lado derecho: $r = 0,78$; $p < 0,01$). Por otra parte, hay una correlación inversa entre la pendiente y la CM (lado izquierdo: $r = -0,81$; $p < 0,01$; lado derecho: $r = -0,72$; $p < 0,01$).

Comparación entre la erosión observada y la capacidad de las márgenes para impedir la erosión (CM)

Se calcularon los coeficientes de correlación entre la intensidad de la erosión observada y la CM estimada. Se encontró una correlación muy alta a ambos lados del río: $-0,911$ ($p < 0,01$) para el lado izquierdo y $-0,698$ ($p < 0,01$) para el lado derecho. Esto indica que la CM estimada utilizando la fórmula propuesta es un parámetro válido.

Como se mencionó antes, las áreas de cafetales (kilómetros 4 al 17) tenían una capacidad relativamente baja para impedir la erosión. En efecto, existe una correlación significativa entre el café y la pendiente sobre el lado izquierdo ($r = 0,73$; $p < 0,05$) y una correlación alta, aunque no significativa, sobre el lado derecho ($r = 0,53$; $p < 0,05$). Esta baja capacidad natural de los cafetales está agravada por una tendencia a la ausencia de coberturas bajas que acompañan al café ($r_I = -0,6$; $p < 0,05$ y $r_D = -0,5$; $p < 0,05$) que dejan sitio a la tierra desnuda (correlación pastos – tierra desnuda = $-0,71$ en el lado A).

Contaminación de las aguas por desechos líquidos y sólidos

Se pudieron observar cerca de 180 puntos de descargas líquidas y más de 70 sitios dedicados a la descarga de desechos sólidos a lo largo del río, tanto de origen doméstico como industrial y agrícola. No existe una correlación importante entre el porcentaje o la densidad de urbanización y el número de puntos de descarga. Sin embargo, es probable que el número de puntos de descarga esté subestimado, ya que no siempre fue posible la observación y cuantificación directa de estos. Por otra parte, algunos puntos de descarga drenan las aguas domésticas de barrios ubicados fuera de los 50 metros correspondientes a la franja que se analizó. Así, la presencia de puntos de descargas en un lugar no siempre indica la presencia de urbanización en la zona evaluada.

Discusión y conclusiones

El análisis de los resultados permite concluir que la capacidad de las franjas ribereñas para impedir la erosión es relativamente baja a todo lo largo del río Bermúdez y que el uso del suelo en las franjas cercanas al río varía mucho sobre distancias a menudo muy cortas. Los valores de CM obtenidos fueron muy diferentes según los lugares. Esto puede explicarse

en función de tres factores: a) la fuerte pendiente, b) la poca presencia de bosques protectores o pastos en las márgenes del río Bermúdez, y c) la urbanización continua cerca de todo el lecho del río.

Es evidente que las prácticas actuales de cultivo del café en zonas de pendiente pueden favorecer los procesos erosivos. Como el factor pendiente no se puede modificar, es probable que si se acompaña el café con otro cultivo estacional que sirva de cobertura, como puede ser el frijol (*Phaseolus vulgaris*), el chile dulce (*Capsicum annuum*) o cualquier otra herbácea, se consiga un incremento en el valor CM. Esto es importante en la zona marginal de 50 metros. Por otra parte, se hace necesario manejar en forma adecuada las tierras bajo regeneración natural (charrales) y áreas de suelo desnudo. En la parte baja del río, la CM también se mantiene baja, debido principalmente a la presencia significativa de charrales quemados.

Es importante, pues, concentrar las acciones contra la erosión en las zonas que corresponden principalmente a cafetales en pendiente fuerte y en zonas que están en procesos de regeneración natural o charrales. Trabajar con los agricultores para reemplazar la asociación tierra desnuda/café por una asociación estrato herbáceo/café podría ser una solución. La quema de los charrales, considerado como un proceso de limpieza de terreno rápido y de bajo costo, constituye una forma de manejo inadecuado, que más bien favorece la erosión y la contaminación del río. Las quemas periódicas, accidentales o provocadas, impiden la formación de un sistema de raíces denso y relativamente profundo y provoca la permanencia de suelo desnudo. Métodos de manejo alternativos de áreas de charral deberían ser evaluados y recomendados a los agricultores.

Es probable que la contaminación difusa por sedimentos derivada de procesos erosivos sea poco significativa, si se le compara con la contaminación directa por desechos líquidos y sólidos provenientes de las zonas urbanas. La urbanización no planificada en áreas cercanas al río parece ser la responsable directa de una gran parte de la contaminación, ya que un alto porcentaje de las aguas domésticas son drenadas hacia el lecho del río. La presencia de puntos de descarga de desechos líquidos, observados a todo lo largo del cauce, revela un manejo deficiente de las aguas negras, además del hecho de que no existe alcantarillado sanitario vinculado a plantas de tratamiento en toda la cuenca. Es por esto que se hace urgente realizar acciones para mejorar el sistema de recolección y de tratamiento de las aguas servidas y los mecanismos de manejo de desechos sólidos. Por otra parte, es probable que la relación funcional existente entre el río y el acuífero Barva pueda estar especialmente en los

sectores donde el río es influente al acuífero, contribuyendo al deterioro de las aguas subterráneas, actualmente utilizadas por la población de diversas localidades de las provincias de Heredia y San José.

La urbanización está presente, en mayor o menor grado, a todo lo largo del río, e incluye desde zonas con casas y edificaciones aisladas en la parte superior del río hasta zonas de mayor densidad poblacional, en barrios populares o zonas residenciales. A pesar de que se sabe que el acceso a sistemas de recolección de desechos está a menudo vinculado con el nivel social del habitante o del barrio, en general se puede afirmar que el manejo de desechos, tanto sólidos como líquidos, es deficiente en toda la zona urbana o semiurbana cercana al río y que el efecto contaminante de las edificaciones en las riberas de los ríos es significativo.

Además de la falta de conciencia de la población acerca del deterioro que sus propias actividades causan sobre las aguas, es evidente que la legislación no ha constituido una herramienta eficaz para inducir un manejo adecuado de los terrenos a las orillas de los ríos y para evitar las descargas de desechos. La construcción de un sistema de alcantarillado sanitario con plantas de tratamiento es la medida más urgente para evitar que continúe la contaminación de los ríos. La penalización de la actividad ilegal y la mejora en el sistema municipal de recolección de basuras son también medidas efectivas para impedir que continúe el deterioro de las aguas del río y de sus márgenes. Los autores consideran que la lucha contra la contaminación directa por descargas de desechos en el río tiene que ser prioritaria y debe realizarse antes de cualquier acción contra la contaminación causada por procesos erosivos. Parecería poco lógico tratar de convencer a los agricultores de que modifiquen sus prácticas culturales, mientras que la situación de las descargas cloacales no se mejore.

Agradecimientos

El presente proyecto fue realizado con financiamiento proveniente del Laboratorio de Hidrología Ambiental de la Universidad Nacional (UNA). Se agradece la colaboración de la Lic. Ivette Inostroza, Directora de la Escuela de Ciencias Biológicas de la UNA y del señor Julio Fraile, del Laboratorio de Hidrología Ambiental. Asimismo, los autores agradecen las sugerencias y los comentarios proporcionados por los revisores anónimos.

Bibliografía

- Castro, L.; Fraile, J. y Reynolds Vargas, J. 1996. Conductividad, oxígeno disuelto, pH y temperatura en el río Bermúdez (Costa Rica) y su relación con el uso del suelo en la cuenca. *UNICIENCIA*, 13: 27-34.
- Cervantes, C. y Vahrson, W.G. 1991. Características de los suelos y pérdidas de nutrientes en Cerbatana de Puriscal, Costa Rica. En: Memorias de Taller sobre Erosión de Suelos. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. Pp. 131-143.
- Dercksen, P.M. 1991. A soil erosion mapping exercise in Costa Rica: Purposes, methodology, and results. En: Memorias de Taller sobre Erosión de Suelos. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. Pp. 164-169.
- Dunne, T. and Dietrich, W. 1982. Sediment Sources in Tropical Drainage Basin. In: *Soil Erosion and Conservation in the Tropics*. Madison, WI, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. Pp. 41-55. (ASA Special Publication no. 43).
- FAO. 1967. La erosión del suelo por el agua. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. (Cuadernos de Fomento Agropecuario N° 81).
- Forsythe, W.M. 1991. Algunas prácticas culturales y la erosión en Costa Rica. En: Memorias de Taller sobre Erosión de Suelos. Universidad Nacional de Costa Rica. Pp. 171-179.
- Holdridge, L.R. 1982. *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas (IICA), San José, Costa Rica.
- IGN. 1990. Hojas Cartográficas 1:10000. Instituto Geográfico Nacional (IGN), San José, Costa Rica.
- IMN. 2005. Archivos de Precipitación del Instituto Meteorológico Nacional (IMN), San José, Costa Rica.
- La Gaceta** (Costa Rica). 1942. Ley No. 276, Ley General de Aguas. Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica.
- _____ (Costa Rica). 1961. Ley No. 2825, Ley de Tierras y Colonización. Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica.
- _____ (Costa Rica). 1996. Ley No. 7575, Ley Forestal. Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica.

- Marsh, W.M. 1997. *Landscape Planning: Environmental Applications*. Third Edition. John Wiley & Sons, Nueva York, USA.
- Reynolds Vargas, J. 1996. Las aguas subterráneas en Costa Rica: un recurso en peligro. En: *Utilización y Manejo Sostenible de los Recursos Hídricos*. Editorial FUNA, Heredia, Costa Rica. Pp. 157-165.
- Sánchez, A.M. y Álvarez, G.P. 1991. Aplicación de la EUPS a nivel de una microcuenca: el caso de la quebrada Pital. Puriscal. En: Memorias de Taller sobre Erosión de Suelos. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. Pp. 144-163.
- UNEP. 1994. *The pollution of lakes and reservoirs*. UNEP Environmental Library No. 12, Nariobi, Kenya. P. 35.
- Winter, T.C.; Judson, W.H.; Franke, O.L. and Alley, W.M. 1998. Ground Water and Surface Water A Single Resource. Denver, Colorado, USA, U.S. Geological Survey Circular 1139.

Manejo y ordenamiento territorial de cuencas: el caso de la microcuenca del río Poás*

*Ligia Hernando¹, Ora Patterson¹, Amalia Ruiz¹,
Rolando Ramos & Lilley Garro¹*

La cuenca del río Poás, debido a sus características geológicas, climáticas e hidrológicas, presenta condiciones adecuadas para la formación de acuíferos de alta calidad. Por este motivo sus recursos naturales deben utilizarse de manera apropiada, con el fin de no alterar las condiciones hídricas tanto superficiales como subterráneas.

La mejor manera de lograr lo anterior es mediante una adecuada planificación del uso de la tierra. Esto se obtiene por medio de un análisis desde la óptica del ordenamiento territorial y el manejo de microcuencas. Para alcanzar este objetivo se realiza una zonificación en la que se delimitan áreas con restricción de usos, basándose en las variables de uso del suelo actual y potencial, características morfométricas y amenazas naturales. Además se realiza un balance hídrico, con el fin de identificar la variación en el recurso hídrico producto del cambio en el uso del suelo. Todo esto con el propósito de reducir los impactos en la producción hídrica de la microcuenca.

La microcuenca del río Poás se extiende de noreste a suroeste cubriendo 209,51 km, con un perímetro de 105,5 km. Está delimitada por divisorias de agua desde la laguna del volcán Poás y la laguna del volcán Barva (divisoria que forma parte de la Sierra Volcánica Central) hasta la confluencia con el río Grande.

Objetivos generales

1. Elaborar un diagnóstico de la producción hídrica en la microcuenca del río Poás en relación con el uso del suelo.
2. Proponer la zonificación para potenciar el uso sostenible de los recursos en la microcuenca.

*Publicado en: Revista Geográfica de América Central. N° 40. I y II semestres 2002, pp. 101-111.

¹ Equipo de investigadores de la Escuela de Ciencias Geográficas de la Universidad Nacional.

Objetivos específicos

1. Identificar las características físicas de la microcuenca en relación con la disponibilidad de agua.
2. Analizar los patrones y conflictos de uso de la tierra para identificar el sobreuso y subuso del suelo y el agua.
3. Diseñar la zonificación considerando el sobreuso y subuso del suelo y la capacidad natural en función de la disponibilidad del recurso hídrico.

Resultados y discusión

Evolución de las condiciones hídricas

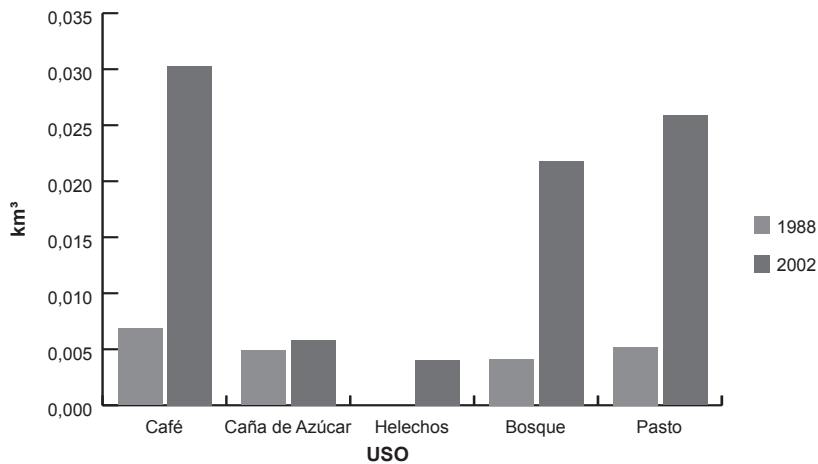
Como se puede apreciar en los gráficos 1, 2 y 3, los principales elementos del balance hídrico evaluados en la microcuenca han aumentado en los 14 años contemplados en este análisis, de acuerdo con la metodología empleada. Lo anterior podría deberse principalmente al aumento en la precipitación, debido a cambios atmosféricos en el planeta.

De manera detallada los elementos son:

Escorrentía

La escorrentía en el área se presentó mayoritariamente en las zonas cubiertas de café (Gráfico 1), sin embargo, en el 2002 se genera en todos los usos mayor escorrentía. Se puede apreciar que las áreas de bosque en 1988 originan la menor cantidad (0.00421 km^3), mientras que para el 2002 ocupan el tercer lugar (0.021816 km^3). Las áreas cubiertas de helechos producen una cantidad casi despreciable (0.0040595 km^3), parecida a la que ocasionan las áreas de bosque durante 1988 (0.00421 km^3).

Gráfico 1
Escorrentía, según uso del suelo (km³)

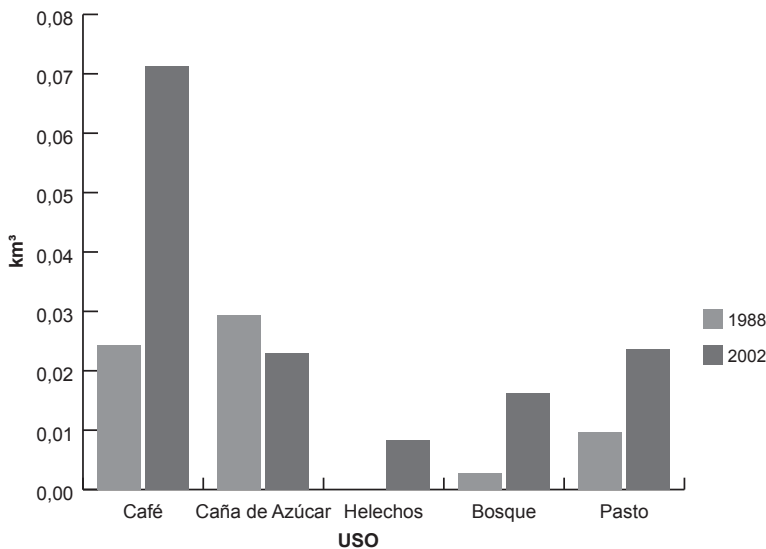


Fuente: Elaboración propia

Déficit

Las áreas cubiertas de café presentan la mayor cantidad de déficit para el 2002 (0.0713 km³) (Gráfico 2), debido probablemente a que cubren casi un 9% más de áreas con respecto a 1988. En los helechos, el déficit es muy pequeño, seguido del que se registra en las áreas de bosque. Este elemento aumentó en todos los usos, con excepción de la caña de azúcar, donde se observa una reducción de 0.0064 km³ a causa de que se redujo notablemente (casi un 4%) el cultivo de este producto en el 2002, además de que se encuentra en las zonas climáticas I y II, donde las temperaturas son mayores. Se puede apreciar que los valores de déficit en general no llegan a sobrepasar los 0,08 km³, por lo que podría decirse que este elemento, por el momento, no es crítico en la microcuenca.

Gráfico 2
Déficit, según uso del suelo (km³)

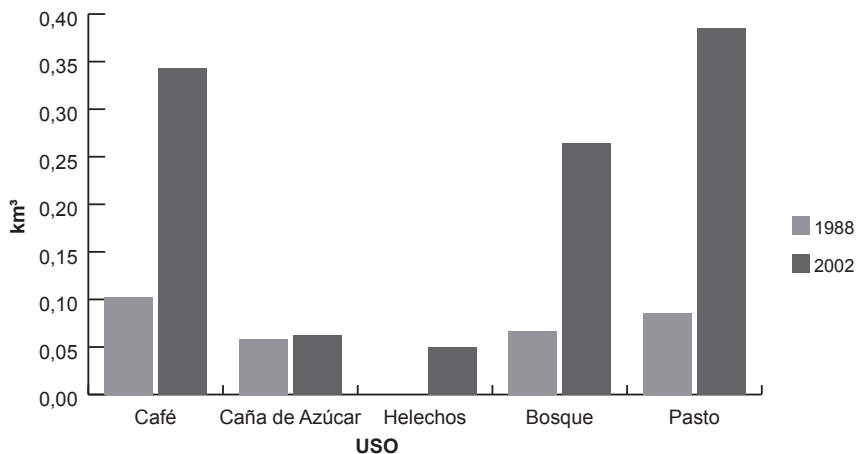


Fuente: Elaboración propia

Ganancia

En lo que se refiere a la ganancia, de nuevo se observa un aumento general en el 2002 con respecto a 1988 (Gráfico 3). Se puede apreciar que el aumento registrado es muy importante, ya que para todos los usos, exceptuando la caña de azúcar, se registra un cambio ascendente de más de 100%. Las áreas cubiertas de pasto son las que generan la mayor cantidad en el 2002 con 0.3855 km³, mientras que para 1988 eran las cubiertas por café con 0.10278 km³.

Gráfico 3
Déficit, según uso del suelo (km³)



Balance hídrico total de la microcuenca

Para el cálculo del balance hídrico de la microcuenca se utilizó la siguiente fórmula:

$$P = S G + S \text{ ETA} + E_s$$

Donde:

P: Precipitación media anual.

S G: Ganancia media anual.

S ETA: Evapotranspiración actual anual.

E_s: Escorrentía media anual.

Entonces:

$$0.5967 \text{ km}^3 = 0.3229 \text{ km}^3 + 0.24755 \text{ km}^3 + 0.02628 \text{ km}^3$$

$$0.5967 \text{ km}^3 = 0.5967 \text{ km}^3$$

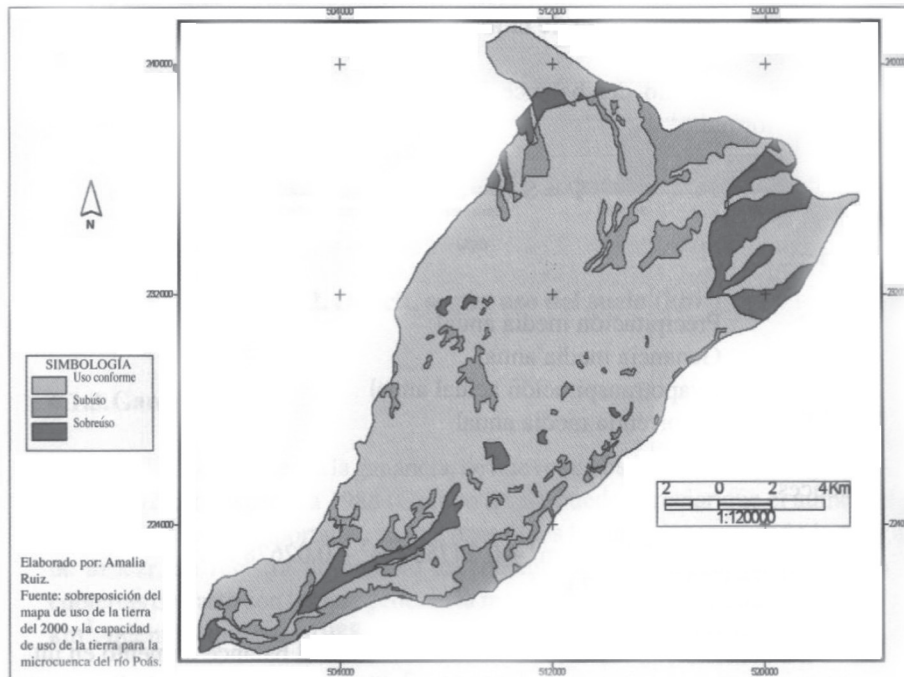
De acuerdo con los datos obtenidos en 1988, el balance aumentó en un 1,55%, pues para ese año era de 0.5876 km³. Sin embargo, se debe indicar que la ETA anual para el 2002 se redujo en un 0,87%, lo que significa que la ganancia y la escorrentía tienen un mayor peso para el 2002.

Conflicto de uso de la tierra

Para 1987, del área total de la microcuenca, el 74% de las tierras estaban siendo utilizadas según las limitaciones que presentaban, mientras el 14% de las faltantes eran subutilizadas (Mapa 1), o sea, que la forma en que se estaban utilizando no aprovechaba totalmente el recurso disponible. Por otra parte, el 12% de estas se encontraba en una sobreutilización, lo que indica que las tierras son utilizadas más allá de su capacidad de rendimiento, situación que puede producir una serie de problemas tanto macros como micros en la microcuenca.

Para el 2002, los datos variaron de forma favorable para la microcuenca, ya que las tierras que tenían capacidad de rendimiento en 1987 aumentaron en un 6% para el 2002, las subutilizadas disminuyeron un 2% y las sobreutilizadas se redujeron un 4%.

Mapa 1
Conflicto de uso de la microcuenca del río Poás. Año 2002



Fuente: Elaboración propia

Análisis morfométrico

La densidad de disección de la microcuenca del río Poás oscila entre 0 y 6 km/km², lo cual corresponde según Strahler (1977) a una baja densidad de disección. Lo anterior significa que los materiales geológicos presentes en el área son bastante resistentes a la erosión.

El análisis de la profundidad de disección refleja que es baja en casi toda la microcuenca, lo cual indica que la susceptibilidad a la erosión es media.

Amenazas naturales

La cuenca del río Poás, debido a su ubicación, características geográficas, físicas e información histórica sobre desastres naturales, es propensa a diversas amenazas de origen natural, tales como sismos, fallas geológicas, actividad volcánica, inundaciones, procesos de erosión y remoción en masa (deslizamientos y avalanchas), siendo estos últimos agudizados por la actividad humana en el área.

Áreas propensas a amenazas volcánicas: la microcuenca del río Poás presenta amenaza volcánica alta hacia el extremo noreste de la cuenca superior por parte del volcán Barva y hacia el extremo noroeste por parte del volcán Poás.

Áreas propensas a amenazas por fallas geológicas y actividad sísmica: el área está atravesada por fallas geológicas en la parte media de la microcuenca, concentradas principalmente en el sector este. Asimismo, pasa una falla de importantes dimensiones paralela al río Poás y muy cerca a la laguna de Fraijanes.

En cuanto a la amenaza sísmica, existen registros históricos de dos sismos importantes, el primero tuvo lugar el 28 de marzo de 1851 y el segundo, el 30 de diciembre de 1888 (conocido como el terremoto de Fraijanes) (Morales et al., 1992).

La microcuenca es también propensa a amenaza por inundaciones, por procesos de erosión y por deslizamientos y avalanchas.

Zonificación

Con base en todos los elementos analizados anteriormente, en la microcuenca se identifican tres categorías de uso en la zonificación propuesta (Mapa 2). Estas son:

Sin restricción de uso

En esta categoría se incluyen las áreas que poseen bajo potencial de amenaza natural y uso conforme y subúso, lo cual significa que son áreas donde las amenazas naturales no son significativas, además de que al suelo se le está dando el uso adecuado e incluso no se está utilizando plenamente.

Se encuentran principalmente en la microcuenca media y baja cubriendo el 64,6% del área total. Se ubican en las cercanías de los poblados de Cuesta Colorada, Tuetal Norte y Tuetal Sur, Quebradas, Santa Gertrudis Sur, entre otros.

Uso restringido

Las áreas de uso restringido corresponden a lugares donde existe sobreuso de la tierra y se da una amenaza potencial baja (especialmente por sismos históricos y fallas geológicas), además de aquellos lugares donde, aunque se da uso adecuado, se presenta un potencial de

amenaza medio (deslizamientos, erosión por pastoreo, barrancos, avalanchas, potencialmente inundable, sismos históricos, fallas geológicas, inundación por acumulación de basura y sin amenaza natural). Esto significa que se deben implementar medidas de protección del suelo y de mitigación de amenazas naturales si se desean aprovechar estas áreas.

Se encuentran en la microcuenca media y alta y en las cercanías de los cauces, cubriendo el 27,3% del área total. Comprende, entre otras, las poblaciones de San Juan Bosco y Tacacorí.

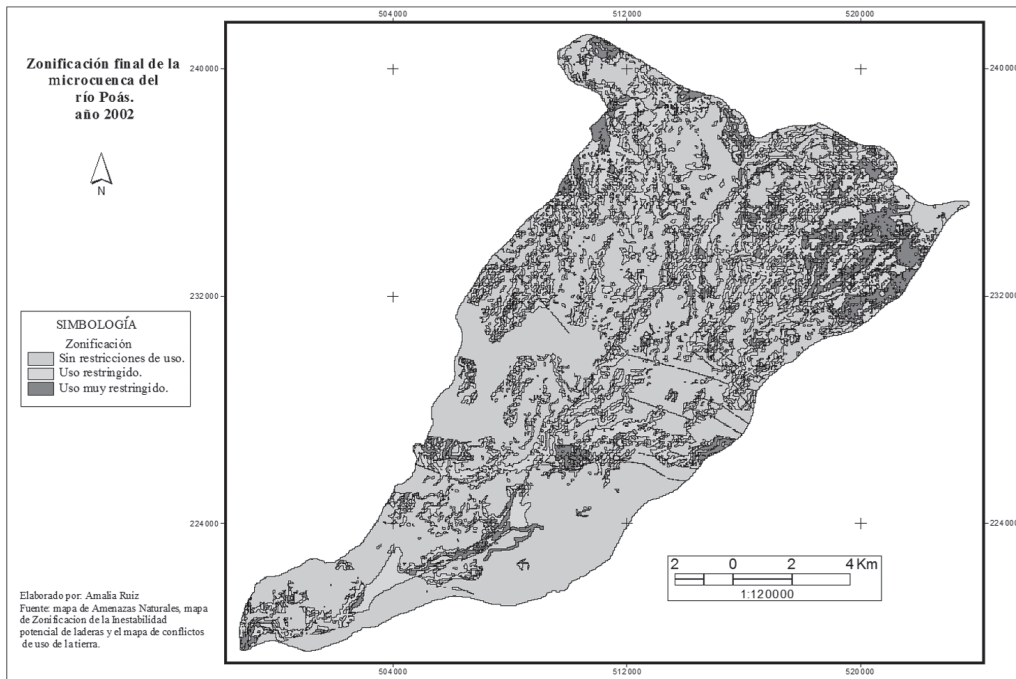
Uso muy restringido

En esta categoría se encuentran las áreas cuyo potencial de amenaza es muy alto (donde existe una inestabilidad de laderas alta y muy alta, y amenazas naturales como deslizamientos, erosión por pastoreo, barrancos, sismos históricos, fallas geológicas e inundación por acumulación de basura en los cauces) y el suelo se utiliza de una manera totalmente inadecuada. Por lo tanto, se deberían proponer medidas que controlen el avance desmedido del uso de la tierra, que conlleven a la reducción de algunas de las amenazas naturales.

Se encuentran predominantemente en la parte alta, aunque podemos encontrarlas muy localizadas en el resto de la microcuenca, con un 8,1% del total del área. En esta categoría se pueden observar algunas poblaciones como Fraijanes y Poasito.

De acuerdo con esta zonificación y como se aprecia en el Mapa 2, la mayor parte de las áreas comprendidas en las categorías de uso restringido y muy restringido se observan en las zonas climáticas II y III, en las que se presentan los mayores valores de ganancia hídrica anual. Lo anterior evidencia aún más la necesidad de utilizar estos sectores de manera adecuada, con el fin de garantizar la regeneración del recurso hídrico.

Mapa 2 Zonificación final de la microcuenca del río Poás. Año 2002



Fuente: Elaboración propia

Conclusiones

En la microcuenca en los últimos 14 años y conforme con la metodología aplicada, se ha elevado la producción hídrica, específicamente en la escorrentía y la ganancia. En general, aumentó en 1,6%. De acuerdo con los resultados discutidos, esto se debe sobre todo a que se da un cambio en el uso de la tierra, la producción hídrica aumenta pero al mismo tiempo los valores de déficit se elevan. Según los datos meteorológicos recolectados en el IMN, se observa además un aumento en la precipitación en estos últimos años.

La evolución del uso de la tierra en la microcuenca ha mostrado una situación favorable para el recurso hídrico y los suelos que ahí se localizan, sin embargo, siempre se han encontrado áreas que presentan algún tipo de conflicto o anomalía física y estructural que determinan las diversas acciones que se quieren explotar. A partir de los valores obtenidos en los mapas de conflicto y la distribución espacial, se hace necesaria la intervención con rapidez en sectores ubicados en la parte alta de la

microcuenca. Esto porque, además de encontrarse un uso no apropiado con la capacidad de estas tierras, presentan varios tipos de amenazas naturales (volcánicas, remoción en masa, entre otras), que atentan contra la integridad social y la calidad del medio ambiente.

De acuerdo con la metodología empleada (Thornthwaite, 1957), el uso que genera mayor cantidad de agua para la recarga es el pasto. Lo anterior ya que para la medición de los balances hídricos en una componente hidrológica es necesario tomar en cuenta muchas variables, las cuales pueden determinar la cantidad de agua que puede infiltrarse a través de las capas del suelo hacia las aguas subterráneas, como, por ejemplo, la densidad de la vegetación, el tamaño y la forma en que se precipita el agua. Una de las grandes ventajas de utilizar la metodología de Thornthwaite para determinar los balances hídricos en la microcuenca, es la incorporación de la profundidad de las raíces, ya que entre mayor sea su profundidad, la cantidad de agua que percola será menor, debido a la mayor cantidad que se utiliza en las funciones vegetativas, y viceversa.

Bibliografía

- Morales, L.D., Montero, W. y Madrigal, R. 1992. El terremoto de Fraijanes de 1888 y el sistema de fallas de Alajuela, implicaciones del peligro sísmico potencial para el Valle Central Occidental. *Revista Geográfica de América Central* N° 25-26. I y II Semestres de 1992, de la Escuela de Ciencias Geográficas, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Strahler, A. 1977. *Geografía física*. Tercera edición. Ediciones Omega, S.A. Casanova, 220, Barcelona 11.
- Thornthwaite, C. and Mather, J. 1957. Instructions and tables for computing potencial evapotranspiration and the water balance, Drexel Institute of Climatology. Publications in *Climatology*. Vol. X, N° 3. Third printing. New Jersey.

PARTE IV:
Aportes en la preservación del
agua como recurso vital



Mitigación de la contaminación superficial y subterránea en la cuenca del río Virilla, Costa Rica*

Jenny Reynolds Vargas¹

Introducción

El crecimiento de la población y la deficiente o inexistente legislación orientada a regular la forma en que las actividades humanas impactan el ambiente han favorecido los procesos de degradación en la superficie y los sistemas de agua subterránea en diferentes partes de Costa Rica. El país tiene una población de 3,8 millones de personas, de las cuales más del 50% se encuentran alrededor de la cuenca del río Virilla, en la cordillera central del país. Desafortunadamente, durante los últimos 30 años, el aumento de la población, el desarrollo económico y las modificaciones en patrones de uso del suelo no han ido paralelos con las actividades de protección del medio ambiente y manejo adecuado de los recursos hídricos. La presión sobre el medio ambiente es enorme. La mayoría de las aguas superficiales, especialmente en las zonas urbanas y semiurbanas, está contaminada con agroquímicos, residuos industriales y sustancias orgánicas procedentes de aguas residuales sin tratar.

Debido a la baja calidad del agua del río y al alto costo del tratamiento para convertirla en líquido potable, los mantos acuíferos han sido cada vez más utilizados, desde la década de 1960. En la actualidad, más del 60% de la población, de las principales ciudades ubicadas alrededor de la cuenca, obtiene el agua de los ricos acuíferos volcánicos que subyacen en la región. Este porcentaje aumentará casi en un 90% durante los próximos 5 a 10 años, para satisfacer las demandas de la población en crecimiento. Sin embargo, contrario a la idea popular, los acuíferos están protegidos solo hasta cierto punto. Se sospecha que algunos productos químicos y microorganismos derivados de los desechos humanos se infiltran a través de los suelos y llegan a los acuíferos. En la actualidad, solo un pequeño porcentaje de los desechos humanos se maneja en forma correcta y son enviados a plantas de tratamiento; un sistema de sanidad

*Publicado en: Proceedings of the Stockholm Water Symposium. Estocolmo, Suecia, 11 a 14 de agosto del 2003, pp. 286-288.

¹ Laboratorio de Hidrología Ambiental, Universidad Nacional, Apartado Postal: 86-3000, Heredia, Costa Rica.

es ampliamente usado en la cuenca. Además, para el cultivo de café se utilizan métodos de producción intensiva, que incluyen el uso intenso de fertilizantes que pueden ser transportados a través de suelos permeables y rocas fracturadas y llegar hasta las aguas subterráneas.

Estudios recientes indican que el acelerado y poco controlado crecimiento urbano y la intensa producción de café son los principales culpables de la contaminación en aguas superficiales y subterráneas (Reynolds Vargas y Richter, 1994). Un programa de monitoreo de aguas subterráneas a largo plazo revela una fuerte relación entre la agricultura, el desarrollo urbano y la contaminación del agua subterránea en la zona. Los resultados de investigación demuestran una incipiente contaminación de nitratos en los mantos acuíferos regionales, debido principalmente a la aplicación de fertilizantes nitrogenados sobre las plantaciones de café, a la filtración de tanques sépticos y al lavado de tanques sépticos y porquerizas.

Es evidente que las prácticas actuales para el manejo del agua en la cuenca del río Virilla no son sostenibles. La materia orgánica contamina ríos y arroyos, y absorbe el oxígeno, matando toda forma de vida y haciendo que el agua superficial no sea adecuada para el consumo humano ni para la preservación de los ecosistemas. Si las condiciones actuales se mantienen, en unas pocas décadas, el agua subterránea de los ricos acuíferos volcánicos también puede llegar a ser inadecuada para el consumo humano (Reynolds Vargas y Fraile, 2002).

Cómo se ha tratado el problema

Se ha dirigido un enfoque multidisciplinario y pluriinstitucional para tratar el problema de la contaminación de aguas subterráneas y superficiales. La Universidad Nacional ha prestado apoyo para la investigación científica y la educación ambiental a través de una variedad de actividades que también han contado con el apoyo del gobierno y de organizaciones privadas. El programa inició hace algunos años, e incluye el análisis científico de las condiciones ambientales y la evaluación de los problemas sobre la contaminación del agua y sus causas. El personal de la Universidad ha impartido cursos de educación ambiental a través de proyectos de extensión comunitaria. Se identificaron acciones prioritarias con base en hallazgos científicos, incluyendo el diseño de un proyecto piloto para la gestión del agua en tres pequeñas cuencas y el subyacente acuífero de Barva en la cuenca del río Virilla.

Proyecto Acuífero de Barva

El acuífero de Barva tiene una longitud de 180 km² y abastece a 500.000 personas aproximadamente. En la actualidad se está llevando a cabo una evaluación detallada de la geometría y función del acuífero de Barva, incluyendo un análisis sistemático de la calidad del agua, una estimación de la capacidad del acuífero, la determinación de las áreas de recarga y la identificación de fuentes actuales y potenciales de contaminación, a través de un análisis de uso de suelos. Con base en los resultados obtenidos, se realizan otras actividades que buscan la participación de las instituciones administradoras del agua, de los miembros de los gobiernos municipales y de la comunidad, para desarrollar mecanismos que ayuden a prevenir y mitigar el impacto de las actividades agrícolas y el crecimiento demográfico sobre los recursos hídricos.

También se ha recibido apoyo de organizaciones internacionales, por ejemplo, del Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA). El uso del análisis isotópico ha permitido a los científicos tener una huella digital de cada muestra y rastrear la molécula de nitrato hasta su origen. Se están utilizando isótopos ambientales, en combinación con los métodos convencionales, para identificar las áreas de recarga del acuífero de Barva.

Resultados obtenidos

Se ha mejorado en el conocimiento sobre los acuíferos y las interacciones entre las aguas superficiales y subterráneas. Los datos recopilados en estudios científicos se usan cada vez más para promover y fundamentar la implementación de mejores regulaciones, referentes a la eliminación de desechos industriales o humanos, el uso de agroquímicos y la planificación urbana.

El vínculo identificado entre la agricultura, el desarrollo urbano y la contaminación del agua subterránea en el Valle Central ahora es público, y los gobiernos municipales y las organizaciones de la comunidad se han interesado cada vez más en encontrar maneras para trabajar juntos y dar respuesta a los desafíos ambientales. Esto ofrece un mejor fundamento para el desarrollo de fuentes de aguas subterráneas, y está permitiendo que las personas encargadas de la toma de decisiones planifiquen y pongan en marcha medidas preventivas y correctivas. La información está siendo utilizada ahora para justificar la actualización de la normativa en el país, donde la antigua ley de aguas se encuentra en discusión.

Se constituyó una red principal de monitoreo para el muestreo de aguas subterráneas, con el objetivo de reunir la información necesaria para lograr una descripción regional de la calidad y cantidad de aguas subterráneas. Esto permite la evaluación de la conducta de varios elementos que son potencialmente tóxicos para la salud humana, la evaluación de la variación en el volumen de las aguas subterráneas y la identificación de zonas vulnerables. Las actividades de educación ambiental realizadas por el personal de la Universidad están ayudando a hacer conciencia pública para lograr una mejor comprensión, para tomar decisiones informadas referentes a la gestión y protección del agua. En consecuencia, las comunidades están aumentando su capacidad para administrar y explotar de una mejor manera los recursos hídricos. Motivados por esta historia de éxito, otros equipos de investigación están dirigiendo sus esfuerzos a la misma región, con el fin de completar la descripción. Se espera que en pocos años, la metodología desarrollada en este proyecto piloto se pueda utilizar en otras áreas del país.

Bibliografía

- Reynolds Vargas, J. y Richter, D.D. 1994. Nitrate in groundwaters of the Central Valley, Costa Rica. *Environmental International*, 21: 71-79.
- Reynolds Vargas, J. y Fraile, J. 2002. Presente y futuro de las aguas subterráneas en el Valle Central. En: *Manejo sostenible de las aguas subterráneas: un reto para el futuro*. Memorias de Simposio. Noviembre 2000. Pp. 19-32. EUNED, San José, Costa Rica.

El río Burío, elemento articulador de la gestión ambiental comunitaria en Mercedes Sur, Heredia, Costa Rica*

*Juana María Coto Campos¹, Ana Cristina Benavides Benavides¹,
Viviana Salgado Silva¹ & Jacqueline Herrera Núñez²*

Para la vida de las comunidades, las microcuencas poseen una especial relevancia, pues todas sus actividades productivas, sociales, económicas, recreativas, etc., se encuentran asociadas a estos sistemas naturales dinámicos, compuestos de elementos bióticos, abióticos y antropogénicos que se interrelacionan y que comparten una misma base territorial y ambiental.

Mercedes Sur es una comunidad urbana perteneciente al distrito de Mercedes del Cantón Central de Heredia, la cual se ubica en la microcuenca del río Burío-Quebrada Seca; el Burío le sirve de límite natural. En este caserío se desarrolla un proceso de gestión ambiental que es convocado, promovido y orientado por un comité comunal e interinstitucional y que tiene como fin contribuir al mejoramiento de la calidad de vida de sus habitantes en armonía con el ambiente.

Gestión ambiental comunitaria en Mercedes Sur

Los Informes Décimo y Undécimo del Estado de la Nación (Proyecto Estado de la Nación, 2004 y 2005) destacan avances en la apertura de espacios participativos para la gestión ambiental en Costa Rica. No obstante, persisten limitaciones para alcanzar una de las aspiraciones fundamentales del desarrollo humano en armonía con la naturaleza, como lo es la participación ciudadana en el diseño, ejecución y seguimiento de las políticas y planes de acción. Estas limitaciones están principalmente relacionadas con la desvinculación entre dos niveles de actuación: el nivel macro, que involucra la gestión política e institucional, y el nivel micro, que involucra la gestión local participativa.

*Publicado en el X Congreso de Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental, X COREHISA. San José, Costa Rica. Setiembre 2010.

² Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico. Escuela de Química. Universidad Nacional. Costa Rica. jcoto@una.ac.cr

En una estrategia para disminuir la brecha entre estos dos niveles de gestión, Mercedes Sur participa en un proceso de mejoramiento integral, que la acerca cada día a la gestión ambiental de su comunidad, concepto cuya definición se comparte con Ortega y Rodríguez, citados por Sánchez (2003):

“... es el conjunto de disposiciones y actuaciones necesarias para lograr el mantenimiento de un capital ambiental suficiente para que la calidad de vida de las personas y el patrimonio natural sean lo más elevados posible, todo ello dentro del complejo sistema de relaciones económicas y sociales que condiciona ese objetivo”.

El río Burío es el elemento articulador de la gestión ambiental con enfoque de microcuenca. Otras características sobresalientes de la actuación en Mercedes Sur son:

1. *Proceso participativo operacionalizado mediante un programa integral que involucra la participación ciudadana, institucional y empresarial en su planificación, ejecución, seguimiento y evaluación y que está orientado por un comité con representación de las instituciones y de los diversos sectores de la comunidad.*

El Programa de Mejoramiento Integral de Mercedes Sur es la estrategia mediante la cual se operacionaliza el proceso de gestión ambiental comunitaria que se desarrolla en Mercedes Sur. Este tuvo su génesis seis años atrás, cuando un grupo de pobladores convocó a funcionarios de diversas instituciones para que colaboraran con ellos en su pretensión de lograr la Bandera Azul Ecológica para esa comunidad.

Rápidamente, las acciones que se emprendieron se enmarcaron en un proceso de mayor permanencia y unos meses después se estableció el Programa, del cual Bandera Azul Ecológica es el proyecto prioritario. Mercedes Sur ha sido galardonada con la Bandera Azul Ecológica durante cinco años consecutivos, los dos últimos años con dos estrellas.

Los fundamentos del Programa se definieron de manera participativa e inclusiva con todos los sectores comunales, mediante una serie de actividades: talleres para identificar fortalezas, debilidades, amenazas y oportunidades; sesiones con adultos mayores para recuperar su percepción del poblado en el pasado y presente y su visión de futuro; recopilación de diagnósticos institucionales y planes distritales; y levantamiento en campo de información primaria sobre aspectos ambientales, productivos, sociales, entre otros.

Los planes anuales se basan en la definición de prioridades derivadas de un taller con las fuerzas vivas que se realiza a inicios de cada año, en el que también se presenta el informe evaluativo del año anterior. El seguimiento se realiza mediante sesiones del Comité Coordinador del Programa, que se realizan cada mes o cuando las circunstancias lo ameriten.

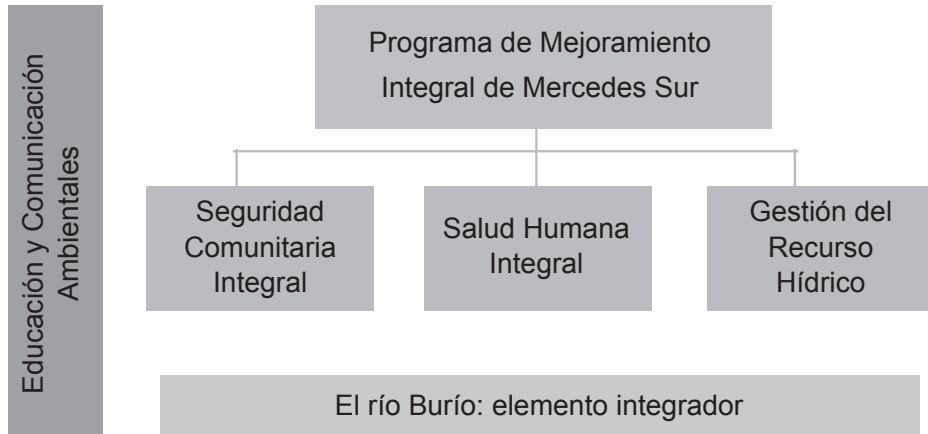
- 2. Abordaje integral de las diferentes áreas del Programa, cada una de ellas es liderada por la institución con la competencia y el perfil idóneos, aunque en la ejecución de las acciones participan todas las instituciones y los grupos comunales.*

Las áreas prioritarias son: Seguridad Comunitaria Integral, coordinada por el Ministerio de Seguridad Pública mediante su Programa de Seguridad Comunitaria; Salud Humana Integral, coordinada por el Área de Salud Heredia-Cubujuquí; la Universidad Nacional coordina las áreas de Gestión del Recurso Hídrico y de Educación y Comunicación Ambientales (Figura 1).

Este Programa constituye un inmejorable espacio para que las instituciones participantes, particularmente la Universidad, se nutran del saber local, diagnostiquen la realidad comunal y contribuyan en la búsqueda de soluciones de los problemas detectados y en la propuesta de nuevas formas de desarrollo en armonía con el ambiente. Al mismo tiempo, la comunidad se nutre del conocimiento universal y del generado por la Universidad y las otras instituciones, y participa, con fundamentos técnicos y científicos, en la solución de sus problemas y en nuevas opciones de desarrollo. Es, pues, una vinculación de doble vía, un proceso de aprendizaje mutuo y continuo.

En el caso de Mercedes Sur, la Universidad Nacional realiza la investigación que fundamenta las acciones del Programa en gestión de desechos domésticos, desechos industriales, calidad de las fuentes de aguas superficiales y educación ambiental.

Figura 1
Áreas prioritarias del Programa de Mejoramiento Integral de Mercedes Sur



Fuente: Elaboración propia

3. Orientación del proceso por un grupo representativo de diversas instituciones y sectores de la comunidad.

El proceso es conducido por un grupo interinstitucional e intersectorial constituido por representantes de la Municipalidad de Heredia, la Empresa de Servicios Públicos de Heredia, la Universidad Nacional, el Área de Salud Heredia-Cubuququí de la Caja Costarricense de Seguro Social, el Ministerio de Salud, escuelas y colegios de la zona, el Programa de Seguridad Comunitaria del Ministerio de Seguridad Pública, por miembros de grupos organizados y por ciudadanos interesados.

La representatividad, diversidad y permanencia de las instituciones confieren el apoyo técnico, científico y político que se requiere para sustentar las acciones; mientras que la participación de miembros de la base organizativa comunal y de ciudadanos interesados fortalece el arraigo y propicia el empoderamiento de los pobladores.

4. Existencia de una red de alianzas estratégicas que potencia el impacto del programa y facilita el acceso al financiamiento y a estudios técnicos.

Las instituciones, y particularmente la Universidad, actúan como dinamizadoras de la cooperación, tanto facilitando procesos que conduzcan a la formulación de propuestas para procurar financiamiento como aprovechando sus contactos y ofreciendo su respaldo científico y técnico

para que la comunidad logre el financiamiento o la asesoría que requiera para el cumplimiento de su plan de acción. Ejemplo de ello son los proyectos comunales financiados con presupuestos participativos de la Municipalidad de Heredia, la Feria de la Salud y del Ambiente financiada por el Ministerio de Ciencia y Tecnología, el proyecto colaborativo entre Mercedes Sur y Mercedes Norte para mejorar la gestión de los desechos domiciliarios con la colaboración de Café Britt.

5. Fundamentación de las acciones en el análisis de situaciones y en estudios científicos y técnicos.

En este aspecto, la Universidad juega un papel importantísimo en la generación y difusión de conocimiento mediante proyectos académicos, trabajos finales de graduación, proyectos de cursos y otras modalidades que benefician a la comunidad y a la Institución; pero sobre todo fundamenta las decisiones que se toman.

6. Canalización de esfuerzos y de recursos humanos y materiales institucionales hacia el diagnóstico y resolución de problemas.

Todas las instituciones participantes en el proceso, y particularmente la Universidad Nacional, enmarcan en el plan anual del Programa, los recursos humanos y materiales que tienen destinados a Mercedes Sur, para contribuir a la resolución de los problemas prioritarios detectados.

La rendición de cuentas ante las instituciones y la comunidad, mediante informes verbales y escritos, talleres y presentaciones en foros como este, constituye una práctica siempre presente.

7. Papel relevante de la educación, en sus diversas modalidades, e incorporación de estudiantes de todos los niveles educativos en un espacio formativo y de aprendizaje mutuo muy enriquecedor.

La educación y la comunicación constituyen uno de los ejes transversales del Programa. La educación, en su modalidad formal, se aborda en las escuelas y los colegios de la zona, ya sean públicos y privados. El papel de la Universidad es relevante en la capacitación y actualización de los docentes y en algunos cursos que se ofrecen directamente a los estudiantes, en especial de secundaria; también lo es en la educación no formal, la cual se aborda mediante talleres, cursos y sesiones de entrenamiento.

La comunicación ambiental, cuyo fin es la sensibilización de los actores sociales, se realiza por medio de afiches, boletines, caminatas y otro tipo de actos comunales.

La participación estudiantil es un factor que ha jugado un importante papel en el proceso de gestión ambiental que se lleva a cabo en Mercedes Sur, por los invaluable aportes que los estudiantes de todos los niveles educativos han realizado a este y por las oportunidades formativas que les ha brindado.

En el nivel universitario, este espacio ha sido propicio para que estudiantes de diversas carreras desarrollen trabajos de curso, práctica profesional supervisada, proyectos de bachillerato y trabajos finales de graduación de grado y posgrado. En este caso en particular, se han involucrado estudiantes de Química Industrial, Topografía y Catastro, Biología Tropical, Planificación y Promoción Social, Manejo de Recursos Naturales, realizando trabajos con diferentes niveles de complejidad, para apoyar la toma de decisiones o fundamentar posteriores estudios. Esta oportunidad no solamente ha sido provechosa para el estudiantado en su formación disciplinaria, sino para su sensibilización y formación ambiental.

8. Proceso sustentado en el voluntariado.

El voluntariado es la característica más relevante de este proceso de gestión ambiental, e involucra a todos los estamentos de la comunidad.

Calidad del agua del río Burío

La evaluación del recurso aporta conocimiento sobre la calidad y cantidad del agua, el cual, junto con el análisis de la vegetación y zonas riparias y la evaluación de las fuentes de contaminación y características de los contaminantes, son insumos fundamentales para una gestión ambiental participativa.

El Índice de la Fundación Nacional de Sanidad (ICAFNS) ha resultado en una herramienta muy útil para socializar la información acerca de la calidad del agua del río Burío, para visualizar los cambios que ocurren en ella producto de factores ambientales y antropogénicos y para promover el empoderamiento de los actores involucrados en este proceso de gestión ambiental. Este índice incorpora nueve parámetros: oxígeno disuelto, coliformes fecales, nitratos, sólidos totales, temperatura, turbiedad, fosfatos, pH y demanda bioquímica de oxígeno; cuyos valores, relativizados, según su prioridad como determinantes de la calidad del agua, se asocian a adjetivos de calidad y a códigos de color, como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1
Relación entre el ICAFNS, la calidad del agua y el código de color

Valor del ICAFNS	Calidad
90-100	Excelente
70-90	Buena
50-70	Regular
25-50	Pobre
0-25	Muy pobre

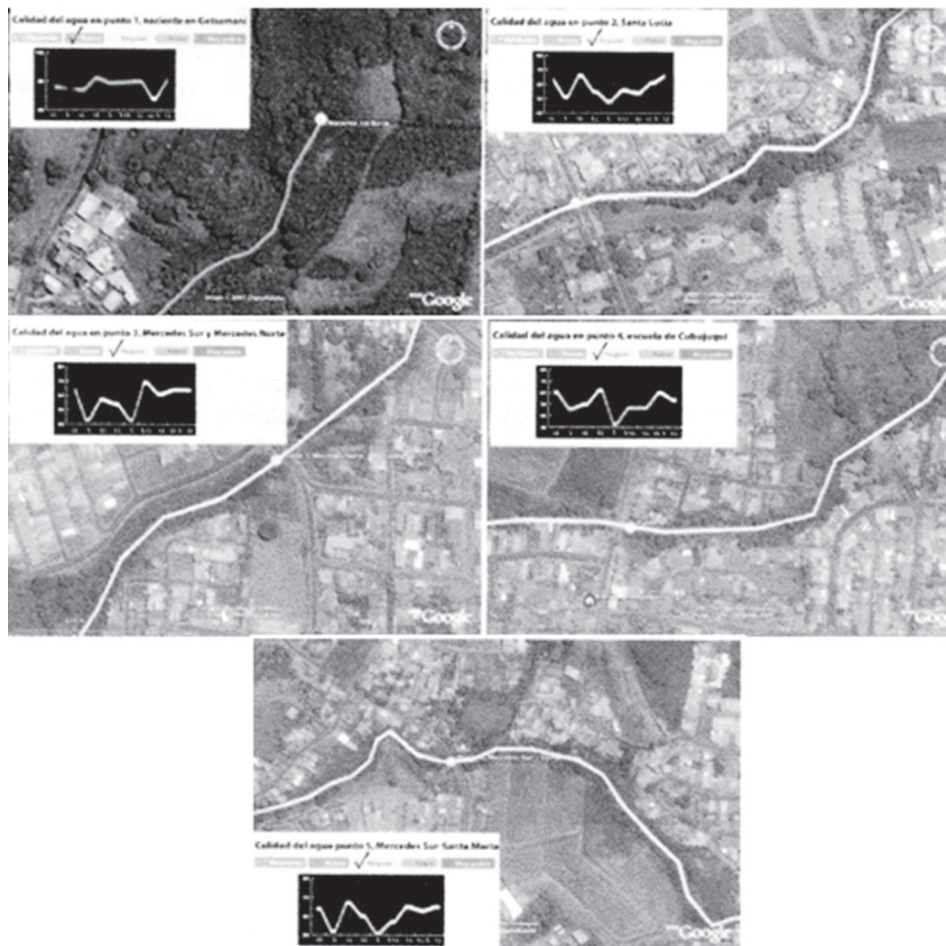
Fuente: Morales, 1984

Entre el 2005 y el 2008, el Laboratorio de Manejo del Recurso Hídrico de la Universidad Nacional (LAMHRI) preparó un informe gráfico sobre la calidad promedio del agua del río Burío, determinada en cinco muestreos efectuados en diferentes épocas del año, desde su nacimiento en el cantón de San Rafael de Heredia, hasta su confluencia con el río Quebrada Seca en Mercedes Sur, como insumo para la toma de decisiones en el marco del proceso de gestión ambiental comunitaria que se realiza en esa comunidad.

La calidad del agua decrece conforme el río Burío desciende hasta el punto 5, en el cual se une al Quebrada Seca, donde el efecto de la dilución es evidente. La calidad también se reduce en la época seca. La zona del río que presenta menor calidad del agua es la comprendida entre Santa Lucía y Mercedes Sur, inclusive. Aunque la calidad promedio en este tramo sea regular, los valores se acercan más a la calidad pobre. Como en esta área hay escasas fuentes industriales puntuales, pareciera ser que los desechos domésticos tienen un impacto significativo y prioritario en el deterioro de la calidad.

La vulnerabilidad de las áreas ribereñas de la microcuenca es alta, principalmente en las zonas bajas. Tanto el río Quebrada Seca como el Burío han protagonizado serias inundaciones, sobre todo en los cantones de Heredia, Belén y Flores. Las inundaciones causaron destrozos en la infraestructura vial y en las viviendas, así como desarraigo de las familias de escasos recursos económicos que habitaban sus riberas. Los destrozos sufridos quizás superan los esperados para un cuerpo de agua tan pequeño, pero los procesos son magnificados por la deposición de sedimentos y de desechos, por el aumento de caudales de escorrentía y por la invasión de la llanura de inundación del río por viviendas y otras estructuras.

Figura 2
Calidad promedio del agua del río Burío desde su nacimiento hasta la confluencia con el río Quebrada Seca, período 2005-2008



Fuente: Elaboración propia

La basura y el color, los malos olores y la turbidez del agua deterioran el paisaje, así como la percepción de los vecinos, quienes ven en el río una fuente de riesgo por inundaciones y transmisión de enfermedades, y no una zona con recursos naturales aprovechables para la recreación o el disfrute, si el sistema estuviera en buenas condiciones.

En los procesos de recuperación y protección del ecosistema, la participación comunitaria es un aspecto fundamental. Una estrategia que podría contribuir a fortalecer el involucramiento responsable de los habitantes, sustentado en el conocimiento, es el seguimiento de la calidad de las aguas superficiales por parte de ellos, para lo cual el LAMRHI

desarrolló un *kit* con su manual, denominado “Métodos rápidos de análisis”, consistente en pruebas cualitativas o semicuantitativas para determinar algunos parámetros de importancia en calidad de aguas. Los métodos son rápidos, de bajo costo, en su mayoría requieren de materiales simples y fáciles de conseguir.

Actualmente, dos grupos capacitados aplican este *kit* como herramienta para dar seguimiento a las condiciones del agua: uno constituido por pobladores de Mercedes Sur, y el otro lo integran estudiantes del Centro Educativo Universitario para Niños y Adolescentes (CEUNA). Los resultados del grupo de Mercedes Sur se incluyeron, por tercer año consecutivo, en la página web de World Water Monitoring Day, que tiene cobertura mundial.

Conclusión

El río Burío es un recurso en riesgo, tanto por las condiciones de vulnerabilidad de sus riberas como por el ingreso de contaminantes y las modificaciones extremas en su caudal. Recibe los impactos directos e indirectos de las actividades antropogénicas que se desarrollan en su microcuenca, al mismo tiempo que su condición repercute en el bienestar de los pobladores.

La vida de Mercedes Sur y la del río están intrínsecamente relacionadas. Aquel que en un pasado no muy lejano brindó disfrute y esparcimiento hoy es fuente de preocupación entre los vecinos. Es claro que Mercedes Sur no puede trabajar aislada en un proceso que persigue mejorar las condiciones del río Burío, por lo que para el logro de ese fin es preciso generar sinergia con las instituciones locales y regionales y con las otras comunidades de la microcuenca, especialmente aquellas ubicadas río arriba.

Bibliografía

- Morales, G. 1984. Índices de calidad de agua y el Río Medellín. Revista AINSA 4 (2): 9-21
- Proyecto Estado de la Nación. 2004. Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. Informe Décimo. Consejo Nacional de Rectores (CONARE), PNUD, Defensoría de los Habitantes. San José, Costa Rica.
- Proyecto Estado de la Nación. 2005. Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. Informe Undécimo. Consejo Nacional de Rectores (CONARE), PNUD, Defensoría de los Habitantes. San José, Costa Rica.
- Sánchez, V. 2003. *Gestión ambiental participativa de microcuencas. Fundamentos y aplicación*. El caso de la Quebrada Salitral, Costa Rica. EUNA, Heredia.

