



Uso de la geoquímica y de los isótopos estables del agua en el estudio de un sistema acuífero superficial en el complejo urbanizado andino (Valle de Aburrá, Colombia)

Water Geochemistry and stables isotopos's use in the study of a shallow aquifer system in urbanized andino resort (Aburrá Valley, Colombia)

ANA KARINA CAMPILLO PÉREZ ^{*1,2}, JEAN DENIS TAUPIN¹, NICOLAS PATRIS¹ & TERESITA BETANCUR²

¹Hydrosiences UMR (IRD, UM1, UM2, CNRS), Maison des Sciences de l'Eau, 300 avenue Jeanbrau, 34000, Montpellier, Francia

²Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA) Universidad de Antioquia. Calle 67, # 53-108 Medellín-Colombia

RESUMEN

Para profundizar en el conocimiento del sistema acuífero superficial del Valle de Aburrá (Antioquia) y las relaciones entre los diferentes reservorios se realizó un análisis geoquímico e isotópico en los años 2010 y 2011, con el objetivo de mejorar el conocimiento sobre la hidrodinámica, las condiciones de recarga natural y artificial y las consecuencias sobre la calidad del agua en los depósitos de aluvión (Acuífero A1) y de vertientes (Acuífero A3), asociados a acuíferos libres. La hidrogeoquímica ha permitido identificar dos tipos de agua: el primero, bicarbonatadas cálcica-magnésica y sódicas, que responden correctamente al contexto geológico y el segundo, cloruradas sódicas que estarían asociadas a la contaminación del acuífero libre. En este contexto, se identificaron varios tipos de fuentes en la zona de estudio que podrían afectar la calidad del agua. Los resultados de isotopía muestran conexión hidráulica entre los dos acuíferos (A1 y A3) y se identifica la recarga del río Medellín al acuífero A1. Sin embargo, las condiciones climáticas anormales del período de medición, que ha tenido como consecuencia una alta pluviosidad relacionada con el fenómeno de La Niña, modifica la señal isotópica local que no refleja la señal climática media y limita su uso para identificar las zonas de recarga.

Palabras claves: Colombia, acuífero, hidrogeología, Valle de Aburrá, geoquímica, isótopos estables

ABSTRACT

A geochemical and isotopic study of the aquifers of the Aburrá Valley (Antioquia) was conducted to determine the conditions of natural and artificial recharge in an urban zone, and its consequences on the water quality in the alluvial (aquifer A1) and slopes deposits (Aquifer A3) associated with a phreatic aquifer. The geochemistry helped determine two types of water: calcium-magnesium-sodium bicarbonate, which corresponds correctly to the geological context, and sodium chloride, which would be a sign of pollution of the phreatic aquifers. Different types of pollution sources potentially affecting the water quality were identified. The water isotopes demonstrated hydraulic connections between the two aquifers (A1 and A3) and the recharge of the aquifer A1 by the river Medellín. Abnormal climatic conditions due to La Niña caused higher than normal rainfall on the area of study, marking isotopically the rain signal by the amount effect and masking the altitude gradient, and thus limited the use of the water isotopic composition in the identification of the recharge areas.

Keywords: Colombia, Groundwater, hydrogeology, Aburrá Valley, geochemistry, stable isotopes.

*acampillo@ideam.gob.co

INTRODUCCIÓN

Colombia se caracteriza por poseer abundantes fuentes de agua superficial, sin embargo, la disponibilidad de estas se encuentra condicionada tanto en calidad como en cantidad, debido en primer lugar a la contaminación proveniente de diferentes actividades antrópicas y en segundo lugar a los largos períodos de sequía. Toda esta problemática relacionada con las aguas superficiales hace pensar que en un futuro próximo las aguas subterráneas constituirán una fuente principal o alterna para el aprovechamiento de agua potable en gran parte de las ciudades y pueblos del país.

La recarga de los acuíferos constituye un componente esencial en el ciclo hidrológico. La determinación de las zonas y fuentes de recarga es de vital importancia cuando se trata de acuíferos ubicados en áreas urbanas y periurbanas, donde la escorrentía superficial puede ser predominante frente a la infiltración, debido a la impermeabilización del terreno y a las grandes construcciones.

Adicionalmente con un sistema de tubería deficiente en las principales ciudades del país, los acuíferos pueden beneficiarse de una recarga artificial proveniente de las fugas de las redes del acueducto y perjudicarse por las fugas de las redes de alcantarillado que alcanzan la zona saturada (Harman et al., 1996 ; Aravena & Robertson, 1998).

La gestión del agua en la zona urbana del Valle, ciudad de Medellín, está a cargo de las Empresas Públicas de Medellín (EPM) que provee el servicio de agua potable y se encarga de su pretratamiento, con una cobertura de 97.3% y 95.3% respectivamente para el servicio de distribución de agua potable y para el servicio de alcantarillado (Gobernación de Antioquia, 2008). La distribución del agua potable se efectúa a partir de tres embalses ubicados en otras cuencas: Río Grande al noroeste (2293 m s.n.m.) y los embalses de La Fé (2190 m s.n.m.) y de Piedras Blancas al este (2366 m s.n.m.). Las EPM estudia desde hace algunos años la posibilidad de completar el sistema de abastecimiento en agua potable con la explotación del agua subterránea local, en razón del importante crecimiento de la población a lo largo del Valle con una tasa de crecimiento del 1.8% anual en la zona urbana (AMVA, 2007a), de las limitaciones en la disponibilidad de los recursos superficiales tanto en cantidad como en calidad y de los costos suplementarios con respecto al transporte desde los embalses hasta las plantas de tratamiento.

El objetivo de este estudio es mejorar el conocimiento del sistema acuífero superficial libre del Valle de Aburrá (Antioquia, Colombia) y particularmente las condiciones de circulación de las aguas en la zona urbana del Valle principalmente constituido por la ciudad de Medellín y su área metropolitana, y determinar las relaciones hidrodinámicas entre las diferentes formaciones acuíferas y la potencialidad de recarga natural o eventualmente artificial y las consecuencias potenciales sobre la calidad de las aguas con ayuda, entre otras, de las técnicas geoquímicas e isotópicas.

CARACTERÍSTICAS AMBIENTALES, GEOLOGÍA E HIDROGEOLOGÍA DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio está situada en el centro del departamento de Antioquia en la Cordillera Central entre las coordenadas 6°02'31.50"–6°28'39.64" Norte y 75°19'29.79"–75°40'51.45" Oeste (Figura 1). Está centrada sobre una zona urbana en el Valle constituida principalmente por la ciudad de Medellín a 1500 m s.n.m.

La zona de estudio cubre el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), que comprende las ciudades de Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Medellín, Itagüí, Sabaneta, Caldas y La Estrella, tiene una superficie alrededor de 1152 km² (173 km² en superficie urbana AMVA, 2007a). Esta zona cuenta con cerca de 3 500 000 habitantes para el año 2011, proyección hecha a partir de los últimos datos del censo de 2005 (DANE, 2005). El Valle está rodeado de una topografía irregular, presenta pendientes variables, montañas y altiplanos con alturas desde 1500 hasta 2700 m s.n.m.

La zona de estudio está situada en la región tropical y está bajo la influencia de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), (IDEAM, 2005). El régimen de lluvia es bimodal, con dos

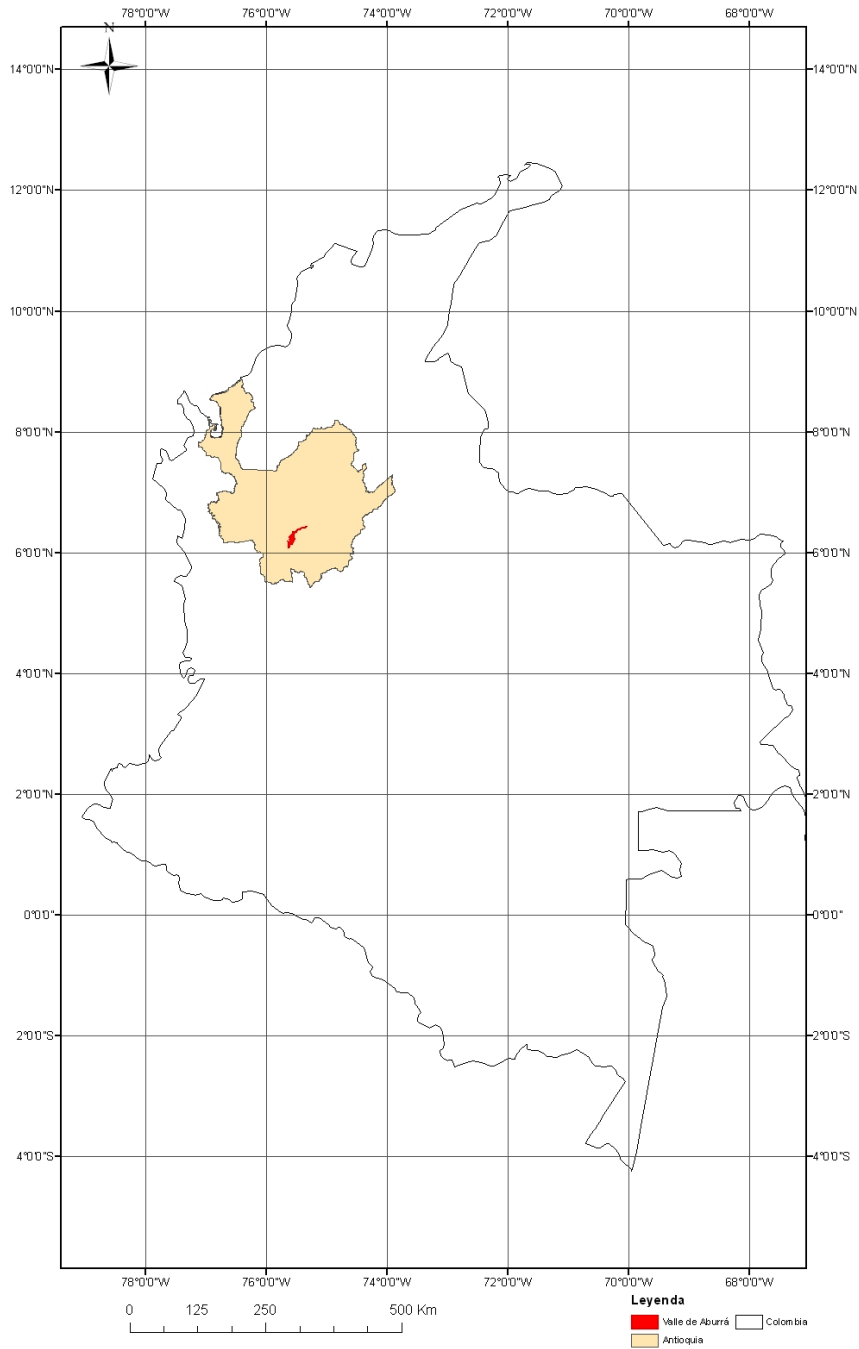


Fig. 1. Localización de la zona de estudio

épocas lluviosas (abril–junio, septiembre–noviembre) que corresponde al paso de la ZCIT, y dos épocas relativamente secas (diciembre–marzo, junio–agosto). La precipitación media anual es 1500 mm (Universidad de Antioquia & Integral, 2002). La temperatura media mensual fluctúa entre 16 y 29 °C, la humedad relativa media anual es 70%. La evaporación, medida sobre el tanque tipo A de la estación Tulio Ospina (situado en Bello a 1438 m s.n.m.), registra una media anual de 1502 mm. Los vientos presentan una dirección preferencial que corresponde a la dirección del río principal (Universidad

de Antioquia & Integral, 2002). El río Medellín o Aburrá es el curso de agua principal que atraviesa toda la zona de estudio de sur a norte (AMVA, 2011). De acuerdo a los balances hídricos (realizados por la Universidad de Antioquia & Integral (2002)) teóricamente la recarga se daría en todo el año, puesto que la precipitación excede a la evapotranspiración, con excepción de los meses de enero y diciembre, donde estas variables tienen prácticamente el mismo valor. Es importante remarcar que para los años 2010 y 2011, la cantidad de lluvia aumentó en Medellín en relación con el fenómeno de La Niña en un 40% (IDEAM, 2010).

El origen geomorfológico del Valle de Aburrá está aún en discusiones (Hermelin, 2007). El Valle reposa sobre un basamento metamórfico (Maya & González, 1995), datado del Paleozoico recubierto por rocas ígneas del Cretáceo y una secuencia volcánico-sedimentaria llamada Formación Quebradagrande (Nivia et al., 1996; Restrepo & Toussaint, 1984), así como de depósitos de vertientes y de los depósitos de aluvión más recientes (Aristizábal & Yokota, 2008). Las rocas metamórficas presentes en la zona están conformadas por esquistos, anfibolitas y neis. Las rocas ígneas corresponden básicamente a las granodioritas del Batolito Antioqueño y del Batolito de Ovejas, dunitas presentes en Medellín y en Envigado. Adicionalmente se encuentran cuarzo-dioritas del Batolito de Ovejas y del Stock de las Estancias, gabros del Batolito de Ovejas y del Stock de San Diego y finalmente un miembro volcánico de la formación Quebradagrande (AMVA, 2011).

En la zona de estudio se encuentra la secuencia sedimentaria La Culebra-La Llorona que es datada del Cretáceo al Cuaternario. Las formaciones superficiales son del Periodo Cuaternario y están constituidas principalmente por los depósitos de lodo y escombros. Los depósitos de deyección del río Medellín y sus afluentes comprenden: la planicie aluvial del río Medellín, las terrazas aluviales de poca extensión, conos de deyección y depósitos de origen torrencial; constituidos principalmente por limos, arcillas, arenas y gravas. Los depósitos superficiales parcialmente consolidados y no consolidados y los depósitos de vertiente son parte también de esta formación (AMVA, 2011). Figura 2.

El Valle de Aburrá se encuentra afectado por el sistema de fallas Cauca-Romeral y por numerosas fallas regionales.

Se identificaron dos acuíferos en la zona de estudio: el primer acuífero llamado A1 corresponde a un acuífero libre, presente en toda la zona de estudio, con espesor variable hasta de 99 m. En la parte norte, esta unidad es llamada A, constituyendo únicamente la continuidad del nivel A1, con ausencia del otro acuífero (AMVA, 2011). La presencia y el movimiento del agua están ligados a los depósitos del río Medellín (formado por arenas, gravas), en los que la permeabilidad varía entre 0.02 a 53.89 m/s (Universidad Nacional de Colombia, 2008), lo cual corresponde a una formación permeable (Castany, 1982), registrando permeabilidades más fuertes en el centro de la ciudad de Medellín. (Figura 3).

La mayoría de las captaciones del Valle de Aburrá toman el agua de esta formación, en particular las empresas de industria y lavado de vehículos; desafortunadamente, son pocos los registros que se tienen de la cantidad de agua bombeada.

El segundo acuífero llamado A2 corresponde a un acuífero semiconfinado, separado de A1 por una capa con permeabilidad débil de espesor variable (B1) que desaparece hacia el norte. El acuífero A2 se encuentra al suroeste de la ciudad de Medellín hasta el municipio de Sabaneta. Hasta la fecha, la información sobre los parámetros hidráulicos y acerca de las características geológicas y físicas (geometría, profundidad, etc.) son escasos, en razón de que la profundidad del acuífero no permite la utilización de sondeos eléctricos de manera fiable.

Adicionalmente, AMVA (2011) plantea tener en cuenta además de estos acuíferos los depósitos de vertientes, a los cuales denominan como una unidad A3 asimilándolos a un acuífero libre, y los saprolitos, de rocas duras y fisuradas con porosidad secundaria, como unidad C.

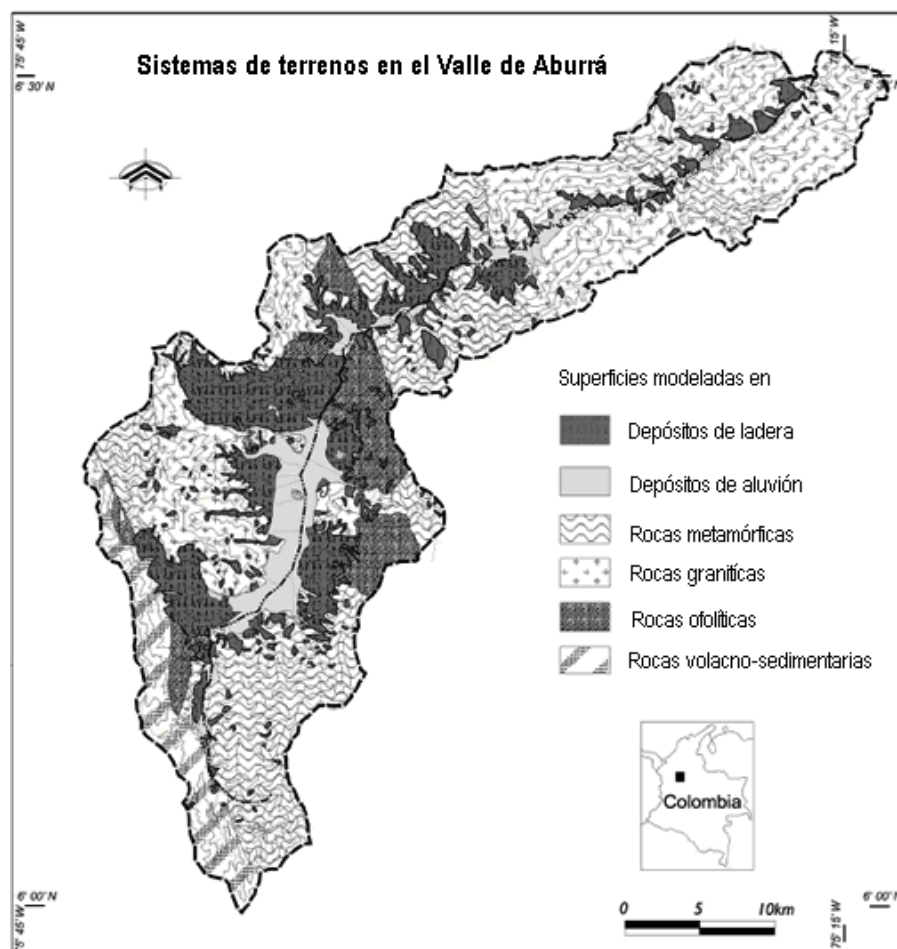


Fig. 2. Geología del Valle de Aburrá (en Aristizbal & Yokota, 2006)

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron los datos de nivel piezométrico, medido durante siete meses (julio a noviembre de 2010 y enero y marzo de 2011) en 82 captaciones diseminadas en todo el Valle de Aburrá del proyecto Red Río fase III (AMVA, 2011). Es necesario aclarar que la mayoría de las medidas de nivel (48 y 51 para el mes de agosto y septiembre respectivamente) fueron tomadas cuando el bombeo estaba en funcionamiento (nivel dinámico), lo cual no permitió tener una representación al equilibrio de la piezometría con gran precisión.

En el mismo proyecto, en dos campañas de campo se tomaron muestras para el análisis fisicoquímicos y parámetros in situ, en noviembre de 2010 (52 captaciones) y marzo de 2011 (30 captaciones); los análisis fueron realizados en el laboratorio de calidad ambiental de CORANTIOQUIA.

Los cinco pluviómetros convencionales instalados a partir de marzo de 2011 con tomas mensuales sirvieron de medidas de referencia isotópica de entrada. Éstos fueron distribuidos en toda la zona de estudio teniendo en cuenta la variabilidad de la precipitación y la topografía (medida del gradiente isotópico altitudinal) de la siguiente forma: uno en el fondo de Valle en Medellín a 1500 m s.n.m. (UDE_PL), dos en los depósitos de la vertiente occidental (CRI_PL a 1880 m s.n.m.) y oriental (DOM_PL a 1885 m s.n.m.) y dos más sobre los altiplanos occidental (FEL_PL a 2380 m s.n.m.) y oriental (HEL_PL a 2610 m s.n.m.).

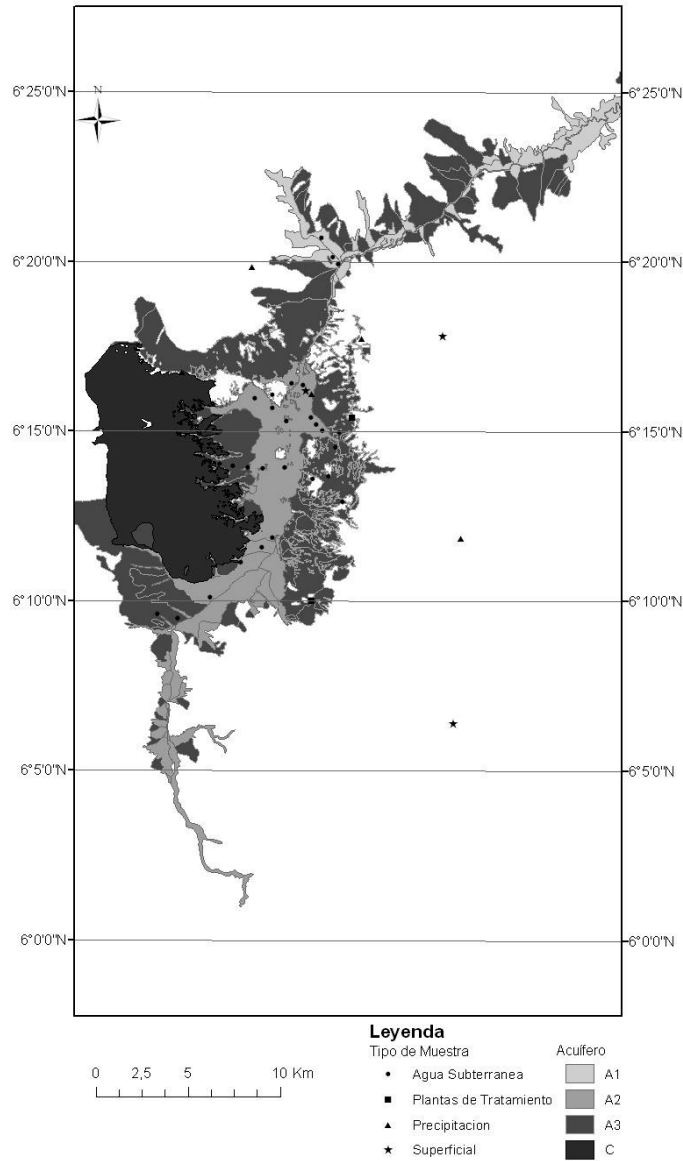


Fig. 3. Distribución superficial de los acuíferos del Valle de Aburrá y las nuevas unidades hidrogeológicas en el Valle de Aburrá (AMVA, 2011)

Las muestras de agua superficial fueron tomadas a escala mensual en el río Medellín, en frente de la estación «aula ambiental», situada en el norte de la ciudad de Medellín, además, se tomaron muestras en los tres embalses; con el objetivo de determinar la composición isotópica del agua que circula en las redes del acueducto. En paralelo se tomaron muestras antes y después del tratamiento de potabilización para comparar su contenido isotópico con el de los embalses, sabiendo a priori que el agua que llega a la planta proviene directamente de los embalses en un tiempo muy corto (menos de 48 horas), a través de largas tuberías, lo cual no debería incidir en la composición isotópica entre el agua del embalse y el agua de la red de agua potable; fuente potencial de fugas importantes hacia el acuífero.

En marzo de 2011 (en el mismo período de la campaña química) y mayo de 2012, se tomaron muestras para análisis de los isótopos estables del agua en captaciones localizadas en los depósitos de aluviones y de vertientes con el fin de caracterizar cada unidad.

En la Figura 3 se muestra los puntos de la red de monitoreo. Los análisis fueron realizados en el laboratorio LAMA de la UMR Hydrosciences de la Universidad Montpellier II con la ayuda del espectrómetro de masa Isoprime que comprende dos líneas independientes para el análisis del oxígeno 18 (sistema Aquaprep) y deuterio (sistema PyrOH). Los errores sobre la medición son respectivamente de 0.05‰ y 0.8‰.

RESULTADOS

Resultados de hidrodinámica

De las 83 medidas mensuales de nivel piezométrico, efectuadas en el proyecto Red Río Fase III, se extrajeron los puntos (29) que estaban sobre la zona más plana situada en la ciudad de Medellín que corresponden a los depósitos de aluviones, cuyas profundidades con respecto a la superficie varían de 1,47 a 28,77 m (Figura 4).

En la zona más al norte (Bello y Copacabana) del acuífero A1, los niveles varían entre 1400 y 1448 m s.n.m. con una media de 1426 m s.n.m.; mientras que en Medellín, fluctúan entre 1448 y 1493 m s.n.m. con una media de 1471 m s.n.m. Finalmente en la parte sur (Itaguí y La Estrella), los niveles oscilan entre 1468 y 1630 m s.n.m. con una media de 1521 m s.n.m.

De estos datos básicos se puede inferir sobre la dirección del flujo del agua subterránea en la zona plana que iría del sur hacia el norte. Según las superficies piezométricas resultantes, el agua subterránea fluye hacia el río Medellín, sin embargo es necesario aclarar que no se tuvo en cuenta la variabilidad de niveles del río y por lo tanto esto no puede ser definitivo.

Resultados de geoquímica

Los balances iónicos de los análisis químicos (Tabla 1 y 2) presentan errores dentro de los rangos descritos por Custodio y Llamas (2001) (aguas con conductividades eléctricas entre 50 y mayores de 2000 $\mu S/cm$, para los cuales el error aceptable se encuentra respectivamente entre $\pm 30\%$ y $\pm 4\%$), salvo para la muestra *Me_A_159* (con 3520 $\mu S/cm$, 11.8%, balance aceptado $\pm 4\%$) para el mes de noviembre de 2010, y *Me_A_116*, *Me_A_043* e *It_A_040* (respectivamente con 444 $\mu S/cm$, 13.4%; conductividad de 467 $\mu S/cm$, 26.8% ; conductividad 440 $\rho S/cm$, 12.0% ; por un error aceptado $\pm 8 - 10\%$) para el mes de marzo de 2011. Como *Me_A_159*, *Me_A_116* e *It_A_040* están cerca de un balance equilibrado, los hemos guardado, el único dato que no se tuvo en cuenta para los análisis fisicoquímicos fue el de la muestra *Me_A_043*, debido a que esta presenta un error demasiado importante del 26,8% en el balance iónico.

El resto de muestras fueron utilizadas para construir los diagramas piper para los dos meses de muestreo (Figura 5). En la tabla 1 se presentan los resultados químicos de las aguas de las captaciones del mes de noviembre junto con el error del balance iónico.

En ambos diagramas se pueden diferenciar tres tipos de aguas: bicarbonatada cálcica-magnésica y sódica (noviembre, 83% y marzo, 93%), Clorurada sódica (noviembre, 15% y marzo, 7%) y bicarbonatada sulfatada cálcica (noviembre, 2%). Para el acuífero A3 se puede notar que la mayoría de los puntos están bien agrupados en el polo bicarbonatado cálcico para los dos meses estudiados. Por el contrario, el acuífero A1 registra una dispersión entre el polo bicarbonatado y el polo clorurado. La conductividad en el acuífero A3 varía entre 75 y 529 $\mu S/cm$, mientras que para el acuífero A1 la conductividad fluctúa entre 60 y 3520 $\mu S/cm$. La conductividad eléctrica del agua subterránea aumenta globalmente desde las vertientes hacia el valle, indicando así la dirección del flujo del agua subterránea y la interconexión entre A3 y A1. Cabe resaltar que en un acuífero libre es delicado utilizar este parámetro, puesto que en muchas ocasiones la conductividad puede estar relacionada con la contaminación y con la posibilidad de recargarse en toda el área.

USO DE LA GEOQUÍMICA EN UN SISTEMA ACUÍFERO SUPERFICIAL

Tabla 1. Resultados químicos de las aguas de las captaciones para el mes de noviembre 2010 (AMVA, 2011). Donde los puntos en cursiva corresponden a las captaciones sin anomalía

Código	Formación	Conductividad eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	mg HCO^{-3}/l	mg Cl^{-}/l	mg NO^{-3}/l	mg $\text{SO}_4^{-2}/\text{l}$	mg Ca/l	mg Mg/l	mg K/l	mg Na/l	Error (%)
Co_A_008	A1	610	200.0	35.3	55.4	63.9	40.9	36.3	3.7	41.4	3.2
Be_A_014	A1	340	90.5	23.8	85.5	25.5	13.8	30.2	3.9	21.0	1.5
Be_A_030	A1	463	179.0	21.0	41.6	43.6	46.1	32.9	1.5	22.3	8.2
Be_A_039	A1	586	304.0	25.9	57.1	23.8	11.9	66.7	1.8	31.9	2.6
Be_A_048	A1	259	64.1	20.3	67.3	14.4	6.0	20.1	0.6	17.7	-4.8
<i>Me_A_009</i>	A1	235	99.2	6.1	14.8	28.9	15.9	17.8	0.9	14.4	5.0
Me_A_036	A1	522	144.0	61.8	14.7	45.2	26.8	4.3	2.8	84.9	1.6
Me_A_043	A3	467	210.0	34.5	11.4	24.0	37.4	16.0	0.8	43.2	-0.2
<i>Me_A_056</i>	A3	170	102.0	3.3	10.7	1.5	31.9	6.1	0.9	4.4	7.9
<i>Me_A_071</i>	A1	242	79.8	12.7	3.3	34.6	18.9	6.5	1.3	24.9	3.1
<i>Me_A_093</i>	A3	251	150.0	6.1	10.0	8.9	30.8	12.1	1.9	5.7	-2.4
Me_A_096	A1	365	110.0	22.8	38.1	38.8	14.5	24.2	4.7	21.4	-1.6
Me_A_103	A3	435	167.0	39.1	30.8	24.3	29.2	20.2	2.4	29.5	-4.1
Me_A_116	A1	430	209.0	30.8	17.7	16.5	10.2	48.4	0.4	12.8	1.3
Me_A_117	A1	373	146.0	27.7	43.0	24.5	10.0	37.7	1.4	16.0	-0.5
Me_A_118	A3	521	233.0	34.8	48.3	17.6	5.1	47.1	4.7	32.1	-3.1
Me_A_154	A3	529	225.0	32.8	58.9	26.3	6.6	56.4	3.0	24.5	0.1
Me_A_159	A1	3520	338.0	799.0	31.9	282.0	38.0	38.6	22.4	874.0	11.8
Me_A_223	A1	3080	418.0	804.0	28.4	45.7	118.0	10.7	4.0	481.0	-5.4
<i>Me_A_253</i>	A3	198	115.0	4.2	10.8	7.3	24.9	7.1	0.6	23.9	10.7
Me_A_310	A1	643	282.0	60.7	9.0	30.7	53.2	34.6	1.1	37.1	0.2
Me_A_324	A3	171	43.9	17.1	35.4	1.5	15.6	6.8	1.4	10.3	-1.0
<i>Me_A_328</i>	A3	245	137.0	4.3	8.9	14.1	26.4	10.8	1.0	9.5	-3.2
Me_A_331	A3	333	116.0	16.6	44.7	27.7	26.2	11.9	2.1	20.5	-6.3
<i>Me_A_340</i>	A3	478	228.0	10.8	3.3	47.2	56.2	18.7	2.3	17.3	0.7
<i>Me_A_343</i>	A3	167	104.0	0.8	6.7	1.5	15.9	6.0	0.7	9.7	-4.3
<i>Me_A_345</i>	A3	75	20.1	8.3	3.3	1.5	5.6	1.8	3.3	3.3	0.8
Me_A_365	A1	1200	395.0	180.0	28.9	47.4	10.4	10.6	4.6	244.0	-3.5
Me_A_387	A1	417	201.0	22.2	12.5	31.4	29.4	21.6	0.6	22.6	-5.9
Me_A_389	A1	865	332.0	92.1	13.4	51.1	18.7	9.1	1.4	214.0	8.3
Me_A_390	A3	299	142.0	21.2	3.3	13.2	24.6	14.6	1.1	14.8	-2.3
Me_A_392	A3	293	132.0	22.8	3.3	16.6	27.1	14.6	1.4	18.6	2.8
Me_A_397	A3	363	124.0	27.7	33.7	29.5	25.4	19.1	1.9	20.7	-2.4
Me_A_400	A1	675	239.0	83.6	12.8	35.3	32.1	15.2	2.2	100.0	0.3
<i>Me_A_401</i>	A1	92	26.50	6.2	3.3	7.8	8.7	2.4	0.9	3.2	-6.7
Me_A_406	A1	2660	138.0	684.0	22.4	174.0	39.9	14.8	7.8	485.0	-2.1
<i>Me_A_411</i>	A1	685	234.0	77.0	34.9	40.9	33.9	20.4	4.9	70.6	-6.4
Me_A_413	A1	438	235.0	18.0	34.4	10.1	34.1	24.2	1.3	29.7	-1.3
Me_A_423	A1	506	140.0	22.2	50.9	78.3	49.2	21.2	3.3	31.4	2.5
Me_A_431	A1	408	132.0	23.8	11.8	55.7	39.0	19.8	1.6	31.9	8.9
Me_A_432	A1	2770	357.0	618.0	186.0	270.0	72.9	24.9	6.8	620.0	1.3
<i>Me_A_434</i>	A1	123	52.6	6.4	3.3	5.4	14.5	3.1	0.8	3.0	-3.5
<i>Me_A_441</i>	A1	60	18.7	5.4	6.7	13.1	6.3	2.0	0.9	3.0	-14.5
Me_A_443	A1	298	112.0	27.1	31.7	15.0	38.7	8.4	0.6	7.6	-7.1
Me_P_271	A1	780	226.0	138.0	15.1	6.6	53.1	48.1	1.0	53.6	5.8
Me_P_284	A1	568	173.0	76.9	44.3	24.3	10.1	12.3	2.2	114.0	2.4
It_A_102	A1	903	238.0	158.0	14.6	30.2	30.5	5.2	1.8	158.0	-2.0
It_A_103	A1	252	67.8	36.5	14.3	23.4	16.1	0.6	0.6	37.1	-7.1
Es_A_001	A3	188	56.7	12.6	51.4	1.5	16.0	6.5	0.3	11.7	-7.3
Es_A_012	A1	104	31.40	7.5	18.1	4.1	10.3	2.4	0.6	7.3	-2.5
<i>Es_P_024</i>	A3	206	134.0	4.3	10.8	1.5	18.2	11.4	0.6	10.4	-4.4

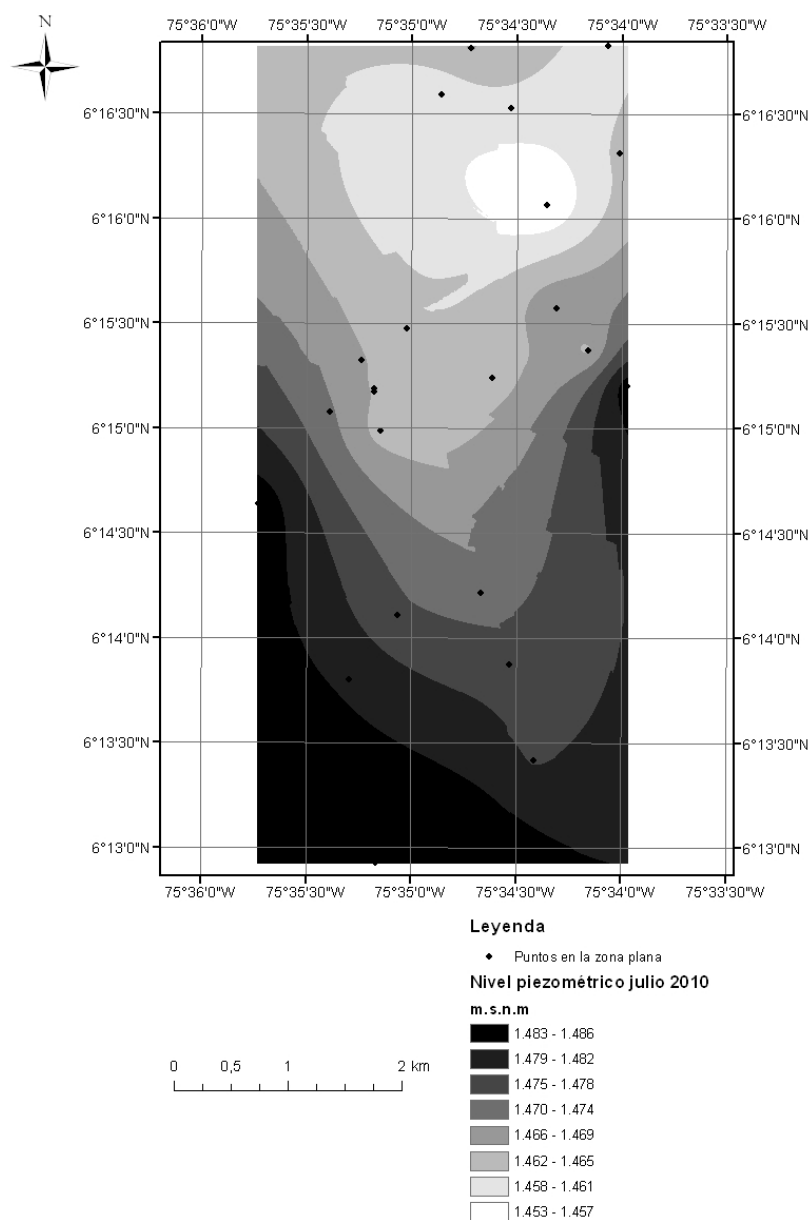


Fig. 4. Superficies piezométricas mensuales en la zona plana correspondiente al acuífero A1 en julio de 2010

De acuerdo a la geología regional, la predominancia de iones bicarbonato, calcio, magnesio y sodio era de esperarse, sin embargo la presencia de iones cloruros, nitratos y sulfatos no se pueden relacionar con los procesos naturales de adquisición de iones, en ausencia de rocas evaporitas en la región y ausencia de fuentes potenciales de nitratos.

Según la literatura (Mazor, 2004), la conductividad en las arenas, granitos y esquistos es baja ($300\text{--}5000\ \mu\text{s}/\text{cm}$), situación que está totalmente en contraste con ciertas muestras en nuestra zona de estudio. De igual forma Appelo y Postma (1993) citan que las concentraciones de cloruros en el agua subterránea a pH neutro y natural deberían variar entre 2 y 70 mg/l, siendo los más fuertes asociados a la presencia de rocas evaporitas. De la misma manera, las concentraciones en nitratos, potasio y sodio no deberían superar los 12 mg/l, 8 mg/l y 46 mg/l, respectivamente. Para los sulfatos, los valores máximos pueden ser más elevados (480 mg/l) en caso de disolución del yeso.

USO DE LA GEOQUÍMICA EN UN SISTEMA ACUÍFERO SUPERFICIAL

Tabla 2. Resultados químicos de las aguas de las captaciones para el mes de noviembre 2011 (AMVA,2011). Donde los puntos en cursiva corresponden a las captaciones sin anomalía

Código	Formación	pH	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	mg HCO_3^-/l	mg Cl^-/l	mg NO_3^-/l	mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$	mg Ca/l	mg Mg/l	mg K/l	mg Na/l	Error (%)
Be_A_014	A1	6.6	23.7	333	93.6	23.0	69.1	15.9	4.0	27.4	3.9	23.8	-0.5
Be_A_039	A1	7.2	25.8	542	283.0	27.2	48.3	19.6	7.5	59.0	2.0	32.0	0.6
Be_A_048	A1	6.1	23.6	401	88.6	31.3	108.9	18.6	7.5	29.9	1.0	31.7	-2.8
<i>Es_A_001</i>	A3	8.3	22.2	204	102.0	6.5	14.7	1.5	23.2	8.5	0.7	13.0	6.8
Es_P_024	A3	8.5	23.5	201	133.0	1.8	21.7	1.5	21.5	10.7	0.5	12.1	-4.3
It_A_040	A1	8.1	24.9	440	266.0	6.9	21.6	19.0	51.8	12.1	1.6	12.5	-12.0
It_A_103	A1	8.0	22.5	1751	207.0	436.0	22.1	26.6	86.9	2.6	5.9	309.0	4.4
<i>It_A_110</i>	A1	7.4	21.6	114	72.60	1.8	3.3	1.5	11.2	3.0	2.0	9.0	-3.5
Me_A_036	A1	7.7	23.6	665	195.0	70.5	20.8	63.2	31.2	5.7	6.5	125.0	5.5
<i>Me_A_056</i>	A3	9.2	21.4	205	134.0	0.7	8.0	1.5	30.1	6.7	1.5	7.5	0.6
<i>Me_A_043</i>	A1	7.63	21.4	466	205.0	33.6	28.5	20.9	34.3	14.3	1.0	2.1	-26.77
<i>Me_A_093</i>	A3	8.0	21.2	296	176.0	5.6	14.1	8.6	33.4	14.0	0.9	7.8	-4.1
Me_A_103	A3	6.9	23.5	447	165.0	39.7	53.1	13.1	35.2	21.0	1.0	23.1	-4.6
Me_A_116	A1	7.6	23.5	444	217.0	30.6	22.4	16.2	15.4	31.6	0.5	12.1	-13.4
Me_A_117	A1	7.6		420	210.0	26.5	32.5	7.5	9.3	47.0	0.6	8.5	-1.6
Me_A_118	A3	6.9	22.5	528	239.0	34.4	43.0	17.5	8.5	42.6	5.0	44.7	0.5
Me_A_130	A1	6.8	23.3	627	184.0	49.7	87.7	34.1	21.9	53.6	1.6	21.7	0.6
<i>Me_A_223</i>	A1	7.9	25.8	198	93.0	3.5	3.3	21.7	33.6	1.4	4.3	4.93	-0.3
Me_A_327	A3	8.1	23.0	663	290.0	62.7	13.3	24.6	58.4	17.0	3.1	70.8	1.4
<i>Me_A_328</i>	A3	7.6	23.2	370	215.0	6.8	11.5	21.0	38.6	15.9	1.1	22.3	-1.4
Me_A_331	A3	7.7	23.6	332	109.0	19.5	43.4	26.1	28.7	12.0	2.6	34.2	5.2
Me_A_365	A1	8.4	22.9	959	471.0	78.8	24.0	26.2	53.3	6.2	4.3	179.0	0.8
Me_A_368	A1	7.7	21.6	427	229.0	19.8	9.1	17.7	44.2	20.3	1.0	16.9	-2.0
Me_A_369	A3	7.6	21.7	444	142.0	28.4	58.9	30.8	43.6	9.6	8.4	31.0	-2.9
Me_A_411	A1	7.6	26.7	723	246.0	81.1	23.5	24.3	47.8	21.6	5.7	72.2	1.5
Me_A_423	A1	6.5	25	509	164.0	25.6	35.2	81.5	47.2	21.1	3.0	29.3	-2.1
Me_A_431	A1	7.1	22.8	365	176	23.2	9.6	20.4	27.1	17.2	1.7	30.9	0.4
Me_A_434	A3	6.5	19.9	61	18.9	7.6	3.3	1.5	5.3	1.6	1.0	4.2	-0.2
Me_A_441	A1	6.8	24.0	827	323.0	29.7	61.6	99.2	105.0	46.3	5.6	17.6	4.0
Me_A_443	A1	6.8	22.5	351	140.0	28.5	24.2	16.5	39.0	9.4	4.7	16.9	-3.6

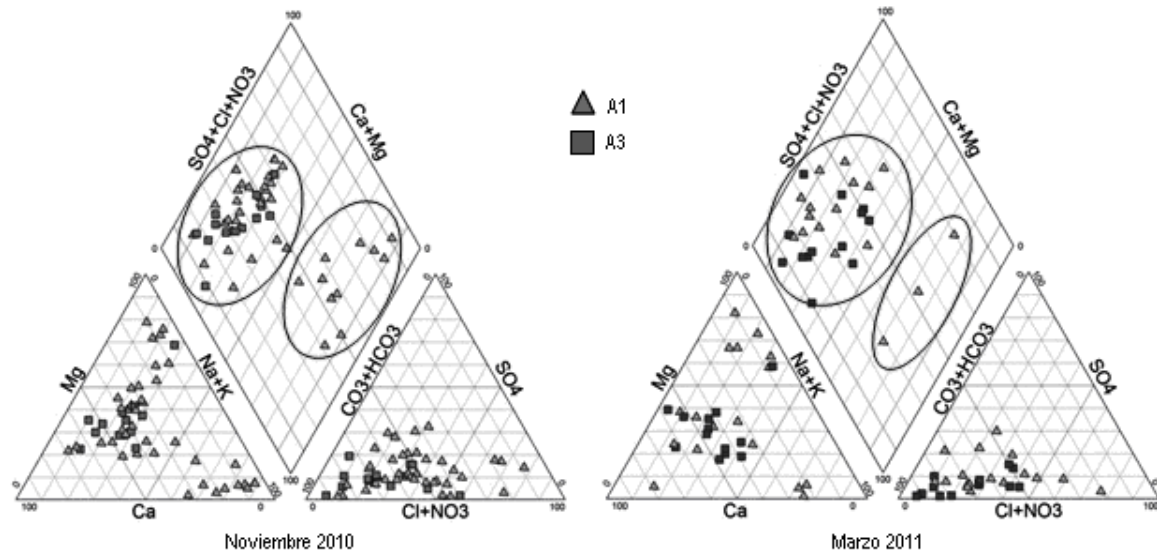


Fig. 5. Diagrama piper, noviembre de 2010 y marzo de 2011

Se estableció un límite de conductividad para una agua sin "anomalía" a $400 \mu\text{s}/\text{cm}$, porque a partir de este valor la concentración en Cl^- comienza a aumentar y supera los $30 \text{ mg}/\text{l}$, sin embargo este valor de cloruros sigue siendo aún alto, por tal motivo se tomó, de acuerdo a la literatura, un valor límite de $10 \text{ mg}/\text{l}$ y para nitratos, de $12,4 \text{ mg}/\text{l}$. Adicionalmente, para escoger los valores sin anomalía también se tuvo en cuenta la conductividad, ya que algunos valores superaban los cloruros (Me_A_071 con $12 \text{ mg}/\text{l}$ de Cl^-), por ejemplo; pero tenían una conductividad muy baja ($242 \mu\text{s}/\text{cm}$).

Asimismo, teniendo en cuenta los valores límites de cloruros y nitratos se plantean en las Tablas 1 y 2 en cursiva las muestras que se han tomado supuestamente sin anomalías. En la Tabla 3 se presentan

los valores químicos promedio del fondo geológico de la zona. Sin embargo, se debe tener cuidado puesto que no se tiene certeza de que esos pozos que reflejan la química del fondo geológico estén exentos de contaminación.

Tabla 3. Valores químicos promedio de las aguas de las captaciones aparentemente sin contaminación

	Conductividad Eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	mg HCO_3^-/l	mg Cl^-/l	mg NO_3^-/l	mg $\text{SO}_4^{2-}/\text{l}$	mg Ca/l	mg Mg/l	mg K/l	mg Na/l
Promedio	192	97.3	6.1	6.8	12.0	21.5	7.3	1.3	9.9
Mínimo	60	18.7	0.8	3.3	1.5	5.6	1.8	0.6	3.0
Máximo	478	228.0	12.7	10.8	47.2	56.2	18.7	3.3	24.9

Los puntos que muestran un valor superior en cloruros y nitratos al límite –materializando el fondo geológico– están asociados en la mayoría de los casos a los depósitos de aluviones (Acuífero A1). El 75% de los puntos analizados registran cantidades superiores mínimo un ión mayor a aquellos considerados como la referencia geológica regional, se puede entonces pensar que el 75% de los puntos están sometidos a un aporte antrópico y serían marcados por la contaminación, sobre todo en aquellos puntos ubicados cerca de las industrias y lavaderos, en el centro y sur del Valle de Aburrá (Me_A_159, Me_A_223, Me_A_365).

Liu & Lipták (2000) han referenciado las posibles fuentes de contaminación que podrían afectar los acuíferos urbanos: "contaminación por actividad industrial, depósito de desechos líquidos y sólidos, almacenamiento y transporte de los materiales del comercio, red de agua servida defectuosa, entre otras". Después de un breve análisis de la zona de estudio es posible que los acuíferos del Valle de Aburrá podrían estar contaminados por múltiples fuentes: por la infiltración del río Medellín (altamente contaminado por cloruros y nitratos de acuerdo a AMVA (2007b), por la posible infiltración de agua residual por medio de las fugas de las tuberías. Además se considera que los lixiviados de cementerios, los rellenos sanitarios y las actividades de minería y canteras en la zona pueden aportar contaminación al acuífero. Se considera que las actividades industriales (lavanderías) y agropecuarias son poco probables de contaminar el acuífero; debido a las bajas concentraciones en fosfatos por el lado de la lavandería; por el lado de las actividades agropecuarias, esta actividad es de menor importancia en la zona debido a la urbanización existente y el predominio de actividades industriales en el centro del Valle. El exceso de nitratos encontrado en unos puntos es más probable en relación con la fuga de aguas servidas que con las actividades agropecuarias.

Resultados de isotopía

Además de las muestras para análisis isotópicos, los pluviómetros fueron utilizados para contabilizar la cantidad mensual de agua en cada estación. Los resultados para los distintos meses se muestran en la Figura 6, donde se puede observar el comportamiento bimodal de la lluvia en esta zona del país.

Los análisis del oxígeno 18 para cada estación (Figura 6) muestran alta correlación con el comportamiento bimodal de la lluvia con un desfase que se encuentra relacionado a la diferencia de altitud. Los valores más enriquecidos corresponden generalmente a los períodos más secos y viceversa, con excepción del mes de marzo (2011) en relación con el efecto de masa (Dandsgaard, 1964). Se ve una variabilidad importante durante el año, hasta 13‰ en oxígeno 18, debido a la variabilidad en la cantidad de lluvia en los meses secos y lluviosos.

Los promedios ponderados anuales de la composición isotópica de la precipitación de marzo (2011) a mayo (2012) muestran que los valores más enriquecidos corresponden a la estación situada en la zona más baja, Medellín-estación UDE_PL ($\delta^{18}\text{O} = -11.16\text{‰}$), debido a la mayor temperatura presente en el centro del Valle.

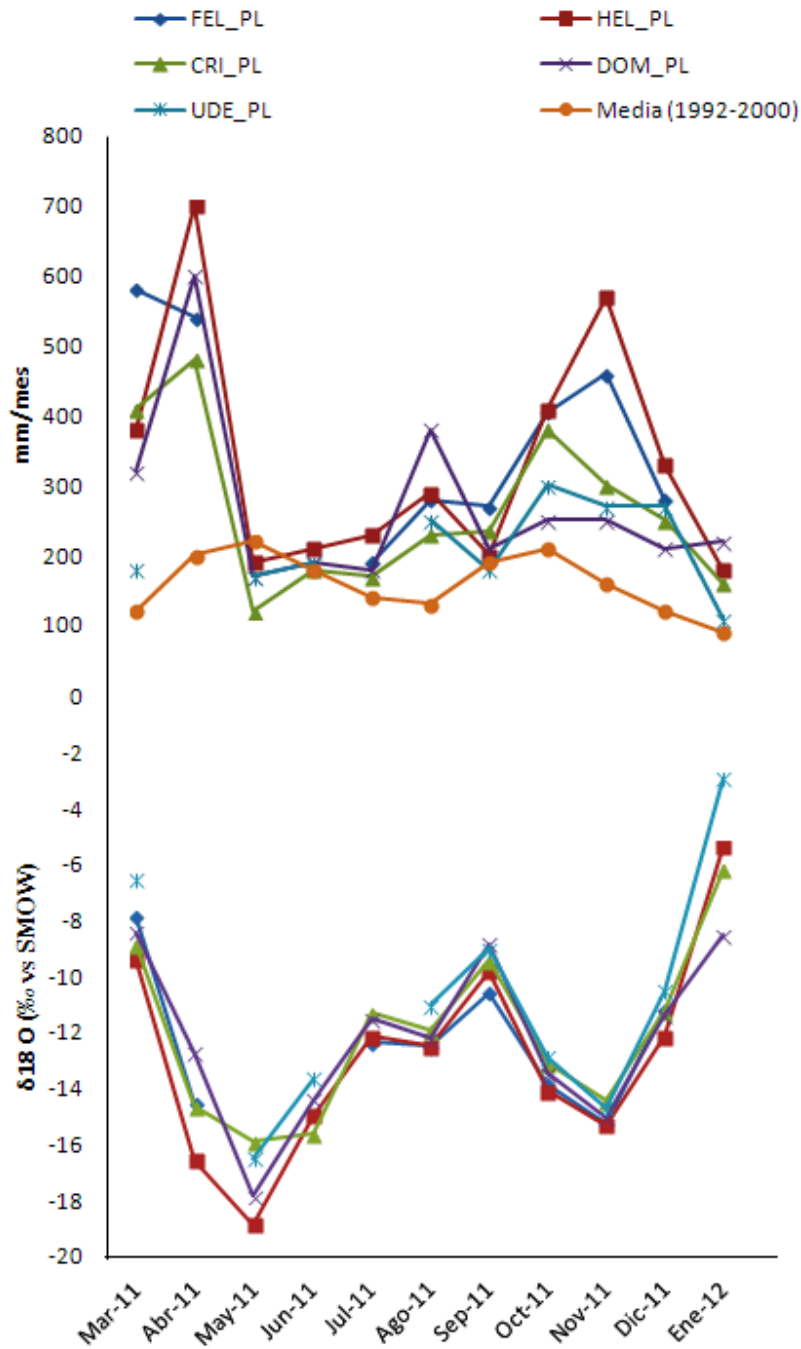


Fig. 6. Régimen pluviométrico para las estaciones de la red de monitoreo y variación del oxígeno 18 en la precipitación en el Valle de Aburrá

Los valores (estaciones localizadas sobre las vertientes) empobrecidos son tanto para las vertientes occidental CRI_PL ($\delta^{18}O = -11.93\text{‰}$) como para la vertiente oriental DOM_PL ($\delta^{18}O = -11.94\text{‰}$). Finalmente, en los altiplanos se tienen los valores más empobrecidos: estación HEL_PL ($\delta^{18}O = -13.32\text{‰}$) para el altiplano oriental y para el altiplano occidental FEL_PL ($\delta^{18}O = -12.15\text{‰}$) esto es en relación con el efecto de temperatura, más bajo con la altura y el efecto de masa, más lluvia con la altura (Dansgaard, 1964) que va en el sentido de un empobrecimiento isotópico.

En referencia a la Recta Meteórica Mundial ($\delta^2H = 8\delta^{18}O + 10$ - GMWL-Global Meteoric Water Line) establecida por Craig (1961), definido de la relación entre $\delta^{18}O$ y δ^2H , se pudo definir la Línea Meteórica Regional (LMR) para el Valle de Aburrá, teniendo en cuenta los datos de lluvia entre marzo de 2011 y mayo de 2012, que no es tan diferente de la GMWL (Figura 7).

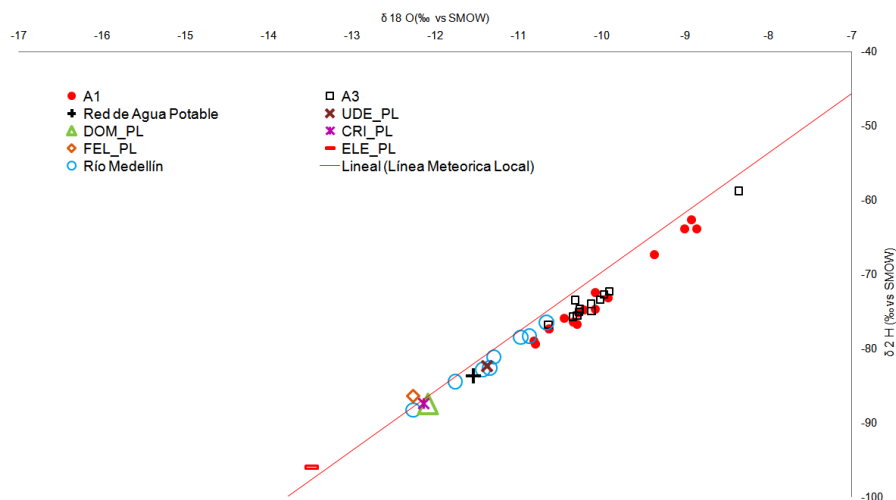


Fig. 7. Relación ^{18}O vs. 2H de los diferentes reservorios (precipitación, embalses, río Medellín)

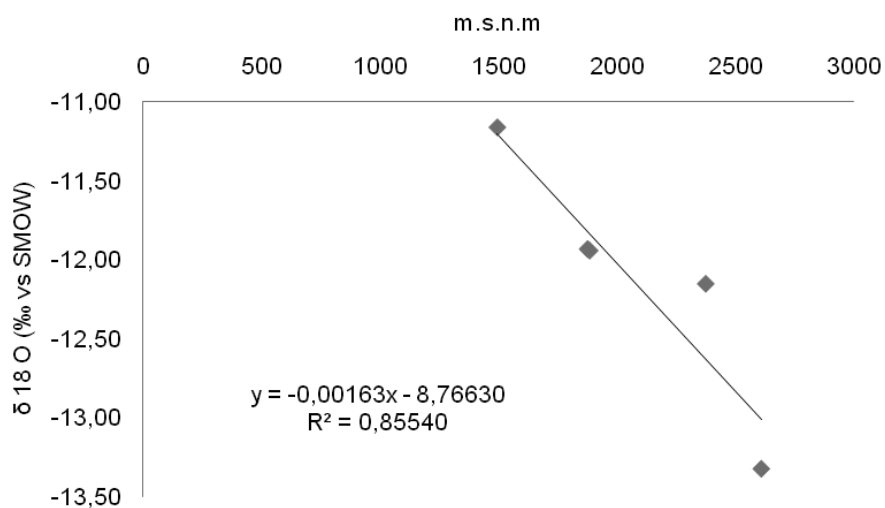


Fig. 8. Relación ^{18}O vs altitud

Además, considerando los datos de lluvia hasta mayo (2012), el exceso de deuterio mensual varía entre +6.8 y +13.8, excepto un punto que registra un exceso de deuterio bajo (+3.3) que corresponde a la estación Universidad de Antioquia (1500 m s.n.m.) en febrero de 2012 con una cantidad de lluvia de solo 17.6 mm. Este exceso bajo evidencia la marca de la evaporación que puede responder a una inadecuada conservación de la muestra antes o después del muestreo o a una evaporación de las gotas bajo la nube en un perfil atmosférico desaturado en relación con una cantidad de lluvia débil. A medida que se asciende a los altiplanos, estos valores aumentan. Esta tendencia fue observada por Gonfiantini et al. (2001) en los Andes Bolivianos, con lo cual se confirma la dependencia del valor del exceso de deuterio con la altura. Para observar el gradiente altitudinal se elaboró el gráfico para el ^{18}O de los promedios ponderados en función de la altitud de las estaciones respecto al nivel del mar (Figura 8).

El efecto altitudinal es marcado sobre la composición isotópica de la precipitación del Valle de Aburrá. Se obtuvo un gradiente de -0.16‰ por cada 100 m para el ^{18}O . Éstos resultados son comparables con los trabajos realizados en zonas vecinas: 0.2‰ para el Bajo Cauca Antioqueño (Betancur, 2008) al norte del departamento, sin embargo se considera que un año de toma de muestra es poco tiempo para establecer un gradiente altitudinal isotópico confiable.

En el gráfico oxígeno 18 vs deuterio (Figura 7) los puntos del río Medellín están situados cerca de la Línea Meteorica Mundial y de la Regional. La variabilidad isotópica del río Medellín, medida durante el período de medición en el centro de la ciudad, se encuentra sincronizada temporalmente con la variabilidad observada de la lluvia, mostrando transferencia inmediata de la señal de la lluvia al río, con una composición promedio de -11.33‰ y -81.5‰ para el ^{18}O y el ^2H respectivamente con una desviación estándar de $\pm 0.51\text{‰}$ y de $\pm 3.8\text{‰}$ para el oxígeno 18 y deuterio, respectivamente. Sin embargo la variabilidad temporal observada en el río Medellín para el oxígeno 18 es baja, solamente de 2‰ comparativamente a la señal de lluvia (13‰), en lo que se asume que el río juega un rol ponderador de los valores isotópicos a escala de toda la cuenca.

La señal isotópica promedio de las muestras de los embalses corresponde a -11.54‰ para el ^{18}O , y -83.7‰ para el deuterio con una desviación estándar de $\pm 0.46\text{‰}$ y $\pm 2.9\text{‰}$ encontrándose en total sincronización con la señal de la lluvia. Al igual que en el río Medellín, la variabilidad isotópica temporal registrada en las muestras de los embalses para el oxígeno 18 es solamente 1‰ con respecto a la señal de lluvia (13‰) a consecuencia de que el embalse es receptor de la totalidad de la cuenca y por tanto juega un rol ponderador espacial y temporal, debido a que el tiempo de residencia del agua en el embalse es superior al mes.

Para el agua sin tratamiento de potabilización la señal isotópica resultante fue de -11.73‰ (desviación estándar 0.37) y -11.66‰ (desviación estándar 0.36) para el agua con tratamiento de potabilización. Esto evidencia que existe una conservación de la señal isotópica a la salida de los embalses hasta la salida de la planta de tratamiento del agua potable.

La señal del agua subterránea medida en marzo 2011 (Figura 7 y Tabla 4) varía entre -8.36 y -10.81‰ para el ^{18}O , con una media de -10.05‰ ; y entre -58.8 y -79.0‰ para el deuterio, con una media de -73.1‰ . La desviación estándar es de $\pm 0.61\text{‰}$ y $\pm 5.1\text{‰}$ para el oxígeno 18 y deuterio respectivamente para la totalidad de las muestras analizadas en el mes de marzo. Para el mes de mayo (2012) solo se realizaron seis análisis (5 en el acuífero A1 y 1 en el acuífero A3), se obtuvo una variación del ^{18}O entre -10.08 y -12.40‰ , con una media de -10.78‰ . Al compararse los resultados de ambas campañas, se infiere que en mayo (2012) se presenta un empobrecimiento leve, hasta 1‰ (con respecto a las muestras realizadas en marzo de 2011) para las muestras Me_A_093, Me_A_365, Me_A_117, Me_A_368; lo cual corrobora que la composición isotópica del agua subterránea no es afectada por la variación de las épocas de sequía y lluvia, lo que coincide con los resultados obtenidos de los análisis químicos de las aguas con la química. Al contrario los puntos Me_A_443 e It_A_103, con una variación de $1,7$ y 3‰ para el oxígeno 18, muestran una evolución hacia un empobrecimiento entre los dos períodos. Una hipótesis es que una mezcla de estos puntos ubicados cerca del río Medellín con las aguas del río. En efecto, abril-mayo (2012) es un período de altas aguas en relación con una fuerte pluviometría y contrariamente en marzo (2011), las lluvias en mayo (2012) están fuertemente empobrecidas en oxígeno 18 (-15 a -16.5‰) con respecto a marzo de 2011 (-8 a -9.5‰). Sobre la zona de estudio, los valores en isótopos (río Medellín) siguen la misma tendencia con un efecto tampón como se mostró anteriormente. Las condiciones de altas lluvias parecen, entonces, favorables para un intercambio del río hacia el acuífero. Esta hipótesis es reforzada por el hecho de que los pozos situados cerca al río Medellín muestran en general valores más empobrecidos que la media. Sin embargo será necesario validar esta hipótesis con un seguimiento regular de estos puntos y el control hidrodinámico del nivel del acuífero y el río.

Tabla 4. Análisis de isótopos estables en algunas captaciones del acuífero del Valle de Aburrá (Las dos primeras letras corresponden a la ciudad donde el pozo está situado; Be (Bello), Me (Medellín), It (Itaguí), Es (Estrella). La tercera letra permite diferenciar los tipos de captación: A: aljibe y P: pozo)

Código	Formación	Localización	Marzo 2011			Mayo 2012
			$\delta^{18}\text{O}$ (‰)	$\delta^2\text{H}$ (‰)	d (‰)	$\delta^{18}\text{O}$ (‰)
<i>Be_A_014</i>	A1	Norte	-10.81	-79.0	7.5	
<i>Be_A_039</i>	A1	Norte	-10.63	-77.3	7.7	
<i>Be_A_048</i>	A1	Norte	-10.63	-77.4	7.7	
<i>Me_A_434</i>	A3	Norte-Oeste	-10.33	-73.5	9.1	
<i>Me_A_441</i>	A1	Norte-Oeste	-10.22	-74.8	6.9	
<i>Me_A_443</i>	A1	Norte-Oeste	-8.92	-62.7	8.7	-10.55
<i>Me_A_431</i>	A1	Norte-Oeste	-10.34	-76.5	6.2	
<i>Me_A_423</i>	A1	Norte-Oeste	-10.79	-79.4	7	
<i>Me_A_411</i>	A1	Norte-Oeste	-10.28	-75.2	7	
<i>Me_A_103</i>	A3	Norte-Este	-10.12	-74.9	6.1	
<i>Me_A_118</i>	A3	Norte-Este	-10.29	-75.5	6.8	
<i>Me_A_117</i>	A1	Norte-Este	-10.30	-76.7	5.6	-10.59
<i>Me_A_116</i>	A1	Norte-Este	-10.07	-72.5	8.1	
<i>Me_A_130</i>	A1	Norte-Este	-10.45	-75.9	7.6	
<i>Me_A_328</i>	A3	Centro-Oeste	-9.92	-72.2	7.1	
<i>Me_A_327</i>	A3	Centro-Oeste	-10.27	-74.7	7.4	
<i>Me_A_331</i>	A3	Centro-Oeste	-10.64	-76.7	8.4	
<i>Me_A_369</i>	A3	Centro-Oeste	-8.36	-58.8	8	
<i>Me_A_368</i>	A1	Centro-Oeste	-9.00	-63.9	8.1	-10.08
<i>Me_A_365</i>	A1	Centro-Oeste	-10.08	-74.7	5.9	-10.74
<i>Me_A_056</i>	A3	Centro-Este	-10.13	-74.0	7.1	
<i>Me_A_093</i>	A3	Centro-Este	-10.28	-75.0	7.2	-10.31
<i>Me_A_043</i>	A1	Centro-Este	-10.35	-75.8	7	
<i>Es_A_001</i>	A3	Sur-O hacia el N	-9.98	-72.7	7.2	
<i>Es_P_024</i>	A3	Sud-O hacia el N	-10.02	-73.4	6.8	
<i>It_A_040</i>	A1	Sur-O hacia el N	-8.85	-63.8	7	
<i>It_A_110</i>	A1	Sur-O hacia el N	-9.92	-73.2	6.2	
<i>It_A_103</i>	A1	Sur-O hacia el N	-9.37	-67.3	7.6	-12.40

En la Figura 7 se observa que la totalidad de las aguas subterráneas se encuentran bien agrupadas cerca o sobre la Línea Meteorica Regional, pero presentan un exceso en deuterio entre 5.6 y 9 más débil que lo que hay en la señal de la lluvia observada, lo cual puede indicar una leve evaporación al momento de la infiltración del agua lluvia hacia el acuífero.

El promedio ponderado sobre la estación de precipitación ubicada en el fondo del Valle (MED_PL) corresponde a -12.08 y -86.4‰ para el ^{18}O y ^2H respectivamente, mostrando un empobrecimiento con respecto a las aguas del acuífero (tanto en el mes de marzo de 2011 como en el mes de mayo de 2012); lo que indica que aparentemente existen otros procesos que pueden modificar la señal isotópica del acuífero, o estaría relacionado con el efecto de masa más importante en la composición isotópica de la lluvia en 2011 y 2012, ligado a las fuertes precipitaciones registradas (2518 mm en 2011, con respecto a la media del período 1992–2011; 1900 mm, IDEAM, 2012) durante el fenómeno La Niña, por lo tanto no puede representar el valor teórico de recarga local a largo plazo.

La razón de tomar muestras en la misma frecuencia de tiempo de los acuíferos, de la lluvia, de la red de agua potable (embalses) del río Medellín para un análisis de isótopos estables fue para determinar las zonas y fuentes de recarga; además de las posibles conexiones que pueden haber entre las unidades

acuíferas, sin embargo esto sólo es posible si se tiene una crónica de datos lo suficientemente extensa para limitar el efecto de un año climatológicamente anormal. En este primer estudio de los Acuíferos del Valle de Aburrá se infiere esta situación, puesto que la señal del acuífero es mucho más enriquecida que la señal de la lluvia que no permite así la determinación de las zonas de recarga con precisión, pero el valor medio de -10‰ del oxígeno 18, observado en los acuíferos, sugiere que la contribución principal de la recarga se hace en la parte baja del valle y en las vertientes.

Adicionalmente, los acuíferos A1 y A3 tienen una similitud en la señal isotópica, con lo cual se podría pensar que existen procesos de mezcla entre los dos acuíferos, con un drenaje del acuífero A3 hacia A1. Se nota también una posible interacción durante el período lluvioso con una recarga a partir del río Medellín, sin embargo los puntos cerca del río tienen una tendencia a ser más empobrecidos globalmente.

Finalmente, la señal del agua que circula en la red de agua potable es más empobrecida para el ^{18}O (-11.54‰) que las aguas subterráneas, pero la diferencia no es suficiente para mostrar claramente una contribución importante de la red de agua potable a la recarga, sin embargo se deben hacer más mediciones para determinar esta posible influencia.

CONCLUSIONES

El acuífero de la vertiente está caracterizado por aguas bicarbonatadas cálcicas–magnésica–sódicas, mientras que el acuífero de aluviones se encuentra disperso entre el polo bicarbonatado y el clorurado sódico, asociado este último a actividades antrópicas, a la interacción con el río Medellín y a la recarga artificial desde las fugas del alcantarillado, puesto que la geología regional no explica la adquisición de estos iones.

Los valores ^{18}O y ^2H de la precipitación se ubican sobre la LMR y evidencian los efectos de masa con valores enriquecidos en los meses más secos y los empobrecidos a los meses más lluviosos. Además el efecto altitudinal, determinado por medio de un gradiente isotópico de -0.16‰/100 m para el ^{18}O , es cercano a los valores encontrados en áreas de estudio próximos. El agua potable de Medellín proveniente de los embalses en zonas altas conserva la señal isotópica con un valor -11.54‰ para el oxígeno 18 con una desviación estándar de $\pm 0.46\%$.

El río Medellín tiene una señal promedio de -11.33‰ para el ^{18}O , y el agua de los acuíferos está caracterizado por una señal isotópica media de -10.05‰ y -73.1‰ para el oxígeno 18 y deuterio respectivamente para el mes de marzo de 2011, lo cual indica una mezcla entre los dos acuíferos (A1 y A3), al igual que la recarga del río Medellín al acuífero A1. Sin embargo no fue posible establecer la altura de la zona de recarga. Además no fue posible de comprobar a escala regional la hipótesis sobre una recarga artificial desde las redes de acueducto y alcantarillado.

Se considera imperativo, para futuros trabajos de investigación, tomar muestras para hacer datación de las aguas subterráneas y proponer un modelo de renovación de las aguas para mejorar el manejo del agua en el futuro. También se deben hacer más análisis fisicoquímicos incluyendo análisis de bromo para identificar y diferenciar la fuente de la contaminación, usando la relación Cl/Br que permite esta diferenciación (Katz et al. 2011), Davies et al. (1998), Panno et al. (2006), Alcalá & Custodio (2008) y definir con más precisión el fondo geoquímico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado gracias a la ayuda de la Universidad de Antioquia (Medellín, Colombia), a las Empresas Públicas de Medellín (EPM), a los colaboradores que tomaron las muestras durante todo el período de estudio y a los investigadores Jean Denis Taupin, Nicolas Patris de la Universidad Montpellier II, Teresita Betancur de la Universidad de Antioquia, a todos muchas gracias por su colaboración

BIBLIOGRAFÍA

- Alcalá, F. J. & Custodio, E. (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *Journal of Hydrology*, 359: 189–207.
- Appelo, C. & Postma, D. (2010). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2nd edition, Balkema (ed.), Taylor & Francis, Amsterdam, The Netherlands.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2007a). Plan Integral de Desarrollo Metropolitano: Metrópoli 2008–2020. Medellín, 01–280.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2007b). Red de monitoreo ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá en jurisdicción del área Metropolitana–Fase II. Medellín, 784pp.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá (2011). Red de monitoreo ambiental en la cuenca hidrográfica del río Aburrá en jurisdicción del área Metropolitana–Fase III. Medellín, 01–186.
- Aravena, R. & Robertson W. D. (1998). Use of Multiple Isotope Tracers to Evaluate Denitrification in Ground Water: Study of Nitrate from a Large–Flux Septic System Plume. *Groundwater*, 36(6): 975–982.
- Aristizábal, E. & Yokota, S. (2006). Geomorfología aplicada a la ocurrencia de deslizamientos en el valle de Aburrá. *Revista de la Facultad de Minas. Universidad Nacional Sede Medellín*, 149: 5–16.
- Aristizábal, E. & Yokota, S. (2008). Evolución geomorfología del valle de Aburrá y sus implicaciones en los movimientos de masas. *Boletín Ciencias de la Tierra*, 2: 5–18.
- Betancur, T. (2008). Una aproximación al conocimiento de un sistema acuífero Tropical. Caso de estudio: El Bajo Cauca Antioqueño. Tesis de Doctorado. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Castany, G. (1982). Castany, G. (1982).
- Craig, H. (1961). Isotopic variations in meteoric waters. *Sciences*, 133: 1702–1703.
- Custodio, E. & Llamas, M. (2001). *Hidrología subterránea*. (2 tomos). Omega.
- DANE (2005). Departamento Administrativo Nacional de Estadística. Agosto de 2011. <http://www.dane.gov.co>.
- Dansgaard, W. (1964). Stable isotopes in precipitation. *Tellus* 16: 435–468
- Davis, S.N., Whittemore, D.O. & Fabryka–Martin, J. (1998). Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. *Groundwater*, 36: 338–350.
- Gobernación de Antioquia (2008). Departamento Administrativo de Planeación de Antioquia. Abril de 2011, de DAP. <http://planeacion.antioquia.gov.co/corporativo/publicaciones/html>.
- Gonfiantini, R., Roche, M., Olivry, J. & Zuppi, G. (2001). The Altitud effect on the isotopic composition of tropical rains. *Geochemical Geology*, 181: 147–167.
- Harman, J., Robertson, W.D., Cherry, J.A., and Zanini, L. (1996). Impacts on a sand aquifer from an old septic system–nitrate and phosphate. *Groundwater*, 34(6): 1105–1114.
- Hermelin, M. (2007). Entorno natural de 17 ciudades de Colombia. Fondo Editorial Universidad EAFIT. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 17–21.
- IDEAM (2005). Atlas climatológico de Colombia. 2 tomos. Imprenta Nacional de Colombia, 15–18.
- IDEAM (2010). Estudio nacional del agua. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, 01–420.
- IDEAM (2012) Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Base de datos. Mayo 2012.
- Katz, B., Eberts, S. & Kauffman, L. (2011). Using Cl/Br ratios and other indicators to assess potential impacts on groundwater quality from septic systems: A review and examples from principal aquifers in the United States. *Journal of Hydrology*, 397: 151–166.
- Liu, D. & Lipták, B. (2000). *Groundwater and surface water pollution*. Elwis Publishers, Albany, USA.
- Maya, M. & González, H. (1995). Unidades litodémicas en la Cordillera Central de Colombia. *Boletín Geológico INGEOMINAS*, 35(2–3): 44–57
- Mazor, E. (2004). Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology. Collection. "Books in soils, plants and the environment". Ed Dekker, New York, coll. Books in soils, plants and the environment.
- Nivia, A., Gizelel, M. y Andrew, K. (1996). El Complejo Quebradagrande una Posible cuenca marginal Intracratónica del Cryáceo inferior en la Cordillera Central de los Andes Colombianos. VII Congreso Colombiano de Geología. Memorias , 3: 108–123.

- Panno, S.V., Hackely, K.C., Hwang, H.H., Greenberg, S.E., Krapac, I.G., Landsberger, S. & O'Kelly, D.J., (2006). Characterization and identification of Na-Cl sources in groundwater. *Groundwater*, 44: 176-187.
- Restrepo, J. & Toussaint, J. (1984). Unidades litológicas de los alrededores de Medellín. 1a conferencia sobre riesgos geológicos del Valle de Aburrá. *Memorias*, 1-26.
- Universidad de Antioquia, & Integral (2002). Estudio de zonas de recarga y acuíferos del Valle de Aburrá. Medellín, 01-43.
- Universidad Nacional de Colombia (2008). Actualización del inventario de captaciones de aguas subterráneas en la zona urbana del Valle de Aburrá. Medellín, 01-175.

