

CRONOSECUENCIA DE VARIABLES QUÍMICAS EN SUELOS DEL ALTO CHICAMOCHA AFECTADOS POR FENÓMENOS DE INUNDACIÓN

GERMÁN AUGUSTO VARGAS GUZMÁN

**UNIVERSIDAD MILITAR NUEVA GRANADA
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESPECIALIZACIÓN EN GEOMÁTICA
BOGOTÁ
2016**

CRONOSECUENCIA DE VARIABLES QUÍMICAS EN SUELOS DEL ALTO CHICAMOCHA AFECTADOS POR FENÓMENOS DE INUNDACIÓN

Chronosequence of chemical variables in the Chicamocha high soils affected by flood phenomenon

Germán Augusto Vargas Guzmán^{*1}

Resumen

En el área correspondiente al Distrito de Riego del Alto Chicamocha (DRACH) se analizaron 100 muestras de suelo y sobre estudios previos realizados por el Grupo interinstitucional de Suelos Sulfatados Ácidos Tropicales de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Gissat – UPTC (2008), se compararon algunas propiedades químicas con el fin de evaluar los cambios inducidos al suelo por contingencias asociadas a fenómenos de inundación en el periodo 2008 – 2012. Los suelos del DRACH compuesto por los valles de Tundama y Sugamuxi, presentaron en su parte química, en el valle del Tundama un ligero aumento de pH, contrario al valle del Sugamuxi donde se presentó una disminución, pero en general para todo el valle del alto Chicamocha se evidenciaron incrementos en los niveles de acidez, incrementos en los contenidos de hierro y manganeso, contenidos en exceso de azufre, altas concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ y aumentos para el año 2012, conductividad eléctrica de ligeramente salina a salina para el año 2008 y una leve disminución de la conductividad en el año 2012. Los resultados analíticos fueron la base para realizar distintas comparaciones; el resultado muestra salidas (cartografía) en formato digital de variabilidad de parámetros fisicoquímicos a escala 1:80.000.

Palabras Clave: Cambios; Comparación; Inundación.

Abstract

In the corresponding area to the Irrigation District High Chicamocha (DRACH) 100 soil samples were analyzed and on previous studies by the Gissat - UPTC (2008), we compared some chemical properties in order to assess the changes induced by contingencies related to soil flooding phenomenon in the period from 2008 to 2012. The soils of the valleys DRACH composed Sugamuxi Tundama and presented in their so far as the chemical, in the valley of Tundama was noted a slight increase in pH, contrary to

¹ Ingeniero Agrónomo, Facultad de Ciencias Agropecuarias, **Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, UPTC - Gissat. Tunja.**

*Autor de contacto: gavargasgz@hotmail.com,

Sugamuxi valley where there was a decline, but overall for the whole valley of high Chicamocha were evidenced increased levels of acidity, increasing contents of iron and manganese contents in excess sulfur, high concentrations of Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ and Na^+ and increases for 2012, electrical conductivity slightly saline to saline for the year 2008 and a slight decrease in conductivity in the year 2012. The analytical results were the basis for several comparisons, the result shows outputs (mapping) in digital format variability of physicochemical parameters at 1:80.000.

Keywords: Change, Comparison, Flood.

INTRODUCCIÓN

Las extensas inundaciones ocasionadas por la ola invernal han generado graves consecuencias sociales, ambientales y productivas para el país. Entre los sectores de la producción nacional, la agricultura es tal vez el sector más afectado, siendo las zonas del Litoral Atlántico, Cundinamarca, Boyacá, Norte de Santander, Cauca, Valle del Cauca, Antioquia, el Chocó y las riberas del río Magdalena las más afectadas (CORPOICA, 2012). El efecto negativo de las inundaciones sobre la agricultura y la producción de alimentos puede mantenerse por largo tiempo, aún después de que cese el rigor climático; la inundación de un suelo pone en marcha una serie de procesos físicos, microbiológicos y químicos que afectan profundamente el crecimiento y absorción de nutrimentos por parte de las plantas y la disponibilidad y pérdida de nutrientes en el suelo (CIAT, 1981). Cuando un suelo es inundado, el agua desplaza el aire de los espacios porosos, creando regiones de anaerobiosis, los microorganismos aerobios consumen rápidamente el oxígeno presente en el suelo tornándose inactivos y mueren (Ponnamperuma, 1972). Así los microorganismos anaerobios facultativos y obligados, proliferan y pasan a dominar la actividad biológica del suelo. Según Ponnamperuma, 1985, cuando un suelo es inundado su pH disminuye durante los primeros días, alcanzando un nivel mínimo, y luego tiende a aumentar asintóticamente debido a la reducción de óxidos mangánicos e hidróxidos férricos a valores entre 6.5 – 7.5 los cuales se mantienen estables durante la inundación la disminución es debida al aumento de la presión parcial de CO_2 que da como resultado la liberación de iones H^+ . La conductividad eléctrica de los suelos inundados sigue el comportamiento general de la conductividad eléctrica de los suelos (Jun *et al.*, 1985), aumentando después de la inundación, alcanzando un máximo y bajando a valores estables. El aumento en la CE, es debido a la movilización del Fe^{2+} y Mn^{2+} , acumulación de NH_4^+ , HCO_3^- y RCOO^- y por el desplazamiento de cationes adsorbidos en los coloides por Fe^{++} , Mn^{++} y NH_4^+ (De Datta, 1983).

Después de la disminución del contenido de O_2 en el suelo inundado, los microorganismos anaeróbicos facultativos reducen el nitrato. En la capa reducida, el nitrógeno orgánico puede ser mineralizado y producir amonio (Ponnamperuma, 1965), este amonio puede ser difundido hasta la capa oxidada y ser oxidado a nitrato. Este nitrato puede sufrir una nueva reducción (denitrificación) cuando es difundido en

profundidad a la capa reducida (Camargo *et al.*, 1999). Los nitratos se convierten primero en nitritos en la capa reducida del suelo y luego se transforman en gases tales como N_2O y N_2 que escapan a la atmosfera (CIAT, 1981). Con la disminución del E_h , ocurren las reacciones de reducción del manganeso después de la denitrificación (Camargo *et al.*, 1999). Los óxidos de manganeso se transforman en iones de manganeso por consiguiente, su contenido aumenta en la solución del suelo (CIAT, 1981). Siguiendo la secuencia termodinámica de reducción, después de que los nitratos y los compuestos de manganeso se reducen, la solubilidad del hierro aumenta debido a la reducción de compuestos Fe^{3+} a compuestos de Fe^{2+} más solubles (Sánchez P. A., 1981). Normalmente se presenta un pico en la concentración de Fe^{2+} intercambiable y en la solución del suelo dentro del primer mes después de la inundación y es seguido por un descenso gradual a un equilibrio situado siempre en un punto de mayor concentración respecto al que tenía antes de la inundación (CIAT, 1981). La concentración del fósforo aumenta con la inundación, principalmente en las primeras semanas, este aumento se debe a los siguientes factores:

- a) hidrolisis de fosfatos de hierro y aluminio,
- b) liberación de fósforo adsorbido por intercambio aniónico en las arcillas o en los hidróxidos de hierro y aluminio,
- c) reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} con liberación de fósforo adsorbido y fijado por el Fe^{3+} ,
- d) al aumento de la mineralización del fósforo orgánico en suelos ácidos a causa del aumento del pH a valores entre 6 y 7,
- e) al aumento de la solubilidad de la apatita en suelos calcáreos cuando el pH disminuye a 6 o 7,
- f) a la mayor difusión de iones de $H_2PO_4^-$ en volumen mayor de solución del suelo (Ponnamperuma, 1972; Turner y Gillian 1976; Velloso *et al.*, 1993).

A niveles muy intensos de reducción del suelo, los iones de sulfato se reducen a SO_3^{2-} y S^{2-} por medio de bacterias del género desulfovibrio. La magnitud de esta reducción depende de las propiedades del suelo; los suelos ácidos presentan primero un aumento de SO_4^{2-} en la solución del suelo debido a la liberación SO_4^{2-} adsorbido como aumentos del pH. Esto es seguido por una disminución lenta, y depende de la intensidad de reducción del suelo. Este trabajo tiene como objetivo evaluar los cambios inducidos al suelo por contingencias asociadas a fenómenos de inundación en el periodo 2008 – 2012 en el DRACH.

1. MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio está localizada al noreste del departamento de Boyacá, a una altura promedio de 2.500 msnm, con coordenadas planas de Gauss 1'100.000 N-1'140.000 N y 1'090,000 E-1'140.000 E, entre los valles de los ríos Chicamocha y Chiquito, que confluyen hacia el noreste, cerca de Sogamoso. Los municipios que con sus sectores planos forman los valles son: Paipa, Duitama, Tibasosa, Sogamoso, Firavitoba, Iza, Nobsa y Santa Rosa (INCORA, 1975). Los valles del Tundama y Sugamuxi están directamente intervenidos por el Distrito de Riego del Alto Chicamocha dividido en 11

unidades de riego denominadas: Holanda, Surba, Vargas, Ayalas, Duitama, Cuche, San Rafael, las Vueltas, Tibasosa, Ministerio y Monquirá.

Teniendo como referencia 100 sitios de muestreo, definidos en la investigación “Criterios para una Manejo Eficiente del Riego en Cebolla de Bulbo” del Distrito de Riego del Alto Chicamocha, realizado por el Gissat – UPTC, 2008, se efectuó el muestreo de suelos para determinaciones analíticas a profundidad de 0 – 20 cm de las siguientes variables químicas: pH, % MO, Al, Ca, Mg, K, Na, elementos menores (S, Fe, Mn, Cu, Zn, B), y CE, mediante la utilización de equipo especializado de campo (up-land, barreno holandés, GPS) y convencional (palas, bolsas, cajas, metro, etc.), se recolectaron 100 muestras por duplicado, las cuales bajo las debidas especificaciones, fueron empacadas y enviadas al Laboratorio de Suelos y Aguas de La Facultad de Ciencias Agropecuarias de la UPTC y al Laboratorio de Suelos de CORPOICA Centro de Investigación Tibaitatá, para su procesamiento analítico. Los resultados analíticos de laboratorio, fueron agrupados estadísticamente en hojas del programa Excel de acuerdo con rangos o niveles críticos preestablecidos por Castro y Gómez, 2010, lo que permitió conocer la condición de la fertilidad de suelos del valle del alto Chicamocha después de la inundación. A partir de esto se procedió a realizar la comparación de variables químicas entre los años 2008 y 2012, determinado así la variabilidad temporal entre variables en un rango de tiempo. Seguido a esto se organizó la información de las variables debidamente georreferenciadas en una hoja de cálculo de Excel, se procedió a especializar la información con ayuda de del software ArcGIS 10.0 V., luego se exportaron los datos como capa shape para ser integrados al sistema de información geográfica, utilizando la herramienta GEOESTATISTICAL WIZARD de ArcGIS 10.0 V., se realizó la interpolación espacial para cada variable química mediante el asistente de geoestadística IDW (Distancia Inversa Ponderada) obtenido así una capa en formato raster. Teniendo el método de interpolación se determinaron los siguientes factores: Maximum Neighbors: 2, Sector Type: 1 full sector, Angle: 0, Neighborhood Type: Standard, Power: 2. Se finalizó clasificando la modelación según el rango de variable. La escala de salida de los mapas es de 1:80.000.

Las salidas cartográficas muestran la tendencia espacial del comportamiento en la zona de estudio. Con base en estas salidas se realizó una serie de operaciones espaciales de combinación para estimar la variabilidad temporal de los datos en diferentes series de tiempo 2008-2012. Finalmente, la cartografía muestra en conjunto las diferencias en comportamiento espacial y temporal de los datos analizados en este caso pH, S, CE y Al.

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presentan y discuten los resultados obtenidos para los valles de Tundama comprendido por la unidades de riego Holanda, Surba, Vargas, Ayalas y Duitama; y Sugamuxi comprendido por las unidades de riego Cuche, San Rafael, Las Vueltas, Tibasosa, Ministerio y Monquirá de la cronosecuencia de 100 muestras de suelo de los años 2008 y 2012 afectados por inundación.

2.1 pH en el valle del Tundama y Sugamuxi. Según el Centro Internacional de Agricultura Tropical, CIAT, 1981, cualquiera que sea el pH original del suelo, después de inundado tiende a llegar a valores entre 6,5 y 7,5 este aumento requiere de dos semanas de inundación y parece que hay un efecto residual en los suelos inundados que impide al pH retornar a su valor original; en los suelos ácidos el pH aumenta y en los suelos alcalinos el pH disminuye, estos cambios ocurren en función de la concentración de iones Fe^{2+} y de la presión parcial de CO_2 .

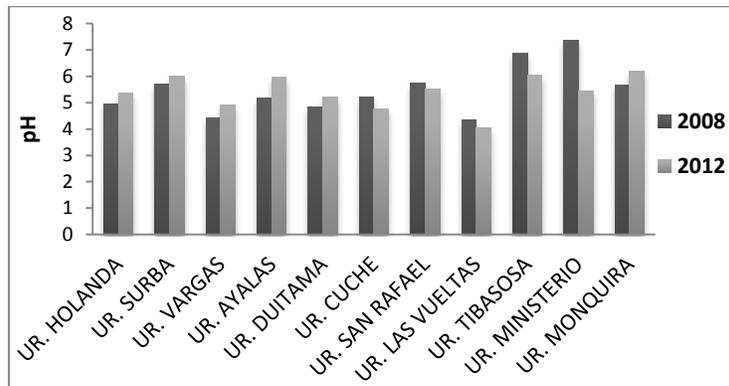


Figura 1. Distribución del pH en muestras de suelos para el año 2008 y 2012 respectivamente en los Valles de Tundama y Sugamuxi (Boyacá). Fuente: Elaboración propia, 2016.

En la figura 1, se observa un leve incremento del pH para el valle de Tundama comprendido por las unidades de riego Holanda, Surba, Vargas, Ayalas y Duitama, alcanzando niveles que van desde extremadamente ácido ($\text{pH} < 4,5$) en 2008 a ligeramente ácido ($\text{pH} \geq 5,9 < 6,5$) en 2012, esto ocurre ya que en la inundación, en suelos ácidos el pH aumenta a causa de la liberación de iones OH^- cuando el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y compuestos similares se reducen a $\text{Fe}(\text{OH})_2$ o $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$, como a la reducción de óxidos mangánicos (Sánchez P. A., 1981) el aumento también se debe a las prácticas de enclavamiento realizadas por los agricultores de la zona para el control de la acidez. El aumento del pH en suelos ácidos, incrementa la disponibilidad de fósforo y materia orgánica, mientras deprime la toxicidad del Mn, Al, Fe, CO_2 , ácidos orgánicos y H_2S .

Contrario es el caso del Valle de Sugamuxi comprendido por las unidades de riego Cuche, San Rafael, Las Vueltas, Tibasosa, Ministerio y Monquirá, donde el pH tiende a disminuir después de la inundación en rangos de moderadamente ácido ($\text{pH} \geq 5,5 < 5,9$) en 2008 a fuertemente ácido ($\text{pH} \geq 5 < 5,5$) en 2012, esto a causa del incremento de las concentraciones del Al soluble que se presentan principalmente como sulfatos de AlSO_4^+ y Al^{+3} libres en solución, que incrementan aún más la acidificación por los productos de hidrólisis (Ludwig, *et al.*, 1999); otra posible causa a la disminución de pH en ésta zona es que por ser de vocación agrícola el agricultor tiende a la adecuación de drenajes que permiten la oxidación de sulfuros de hierro con la consecuente generación de acidez (Dent y Dawson, 2000; Ahern *et al.*, 2004). La oxidación de las formas reducidas de azufre y nitrógeno generan acidez al suelo. En el suelo es posible que se encuentren sulfuros como piritita que al oxidarse produce una gran cantidad de protones. Cuando un suelo inundado y con presencia de piritita es drenado, este mineral es

oxidado rápidamente acidificando el suelo, el cual puede llegar a tener pH menores a tres (Zapata R. 2004).

Con esto se corrobora lo establecido por Moraes y Dynia, 1992, quienes observaron que la inundación provoca un aumento de pH en la solución del suelo llegando a niveles de neutralidad y que este valor disminuye después de que el suelo drene y según el CIAT, 1981, no retorna a su valor original. La disminución en el pH después de la inundación se debe probablemente a la acumulación de CO₂ producida por la respiración de bacterias aeróbicas, ya que el CO₂ deprime el pH incluso en suelos ácidos (Nicol and Turner, 1957), lo que está de acuerdo con la reversibilidad de los procesos de reducción que ocurren en los suelos inundados (Ponnamperuma, 1972; Moraes, 1973).

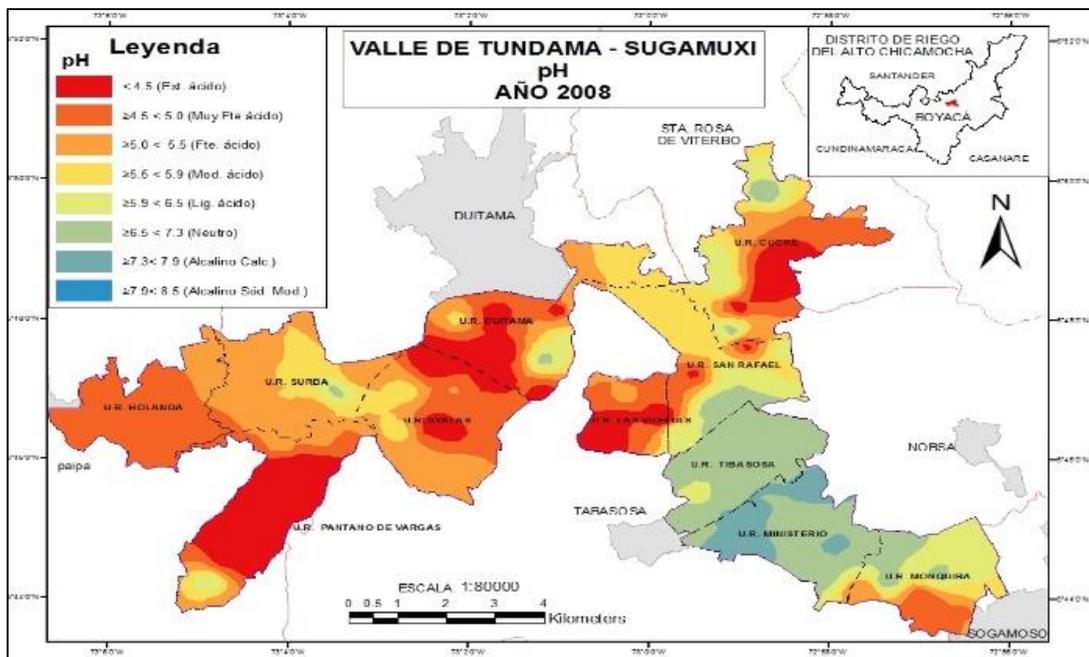


Figura 2. Distribución del pH en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2008. Fuente: Elaboración propia, 2016.

Como se observa en la figura 2, el pH para 2008 se expresa en el suelo en un rango de extremadamente ácido (pH < 4,5) hasta alcalino calcáreo (pH ≥ 7,3 < 8) y para 2012, figura 3, de extremadamente ácido (pH < 4,5) hasta ligeramente ácido (pH ≥ 5,9 < 6,5), indicando así que el 55% de los suelos inundados en el valle del Alto Chicamocha, reportaron pH < 5,5, lo que ameritaría un mejoramiento químico mediante el uso de materiales encalantes.

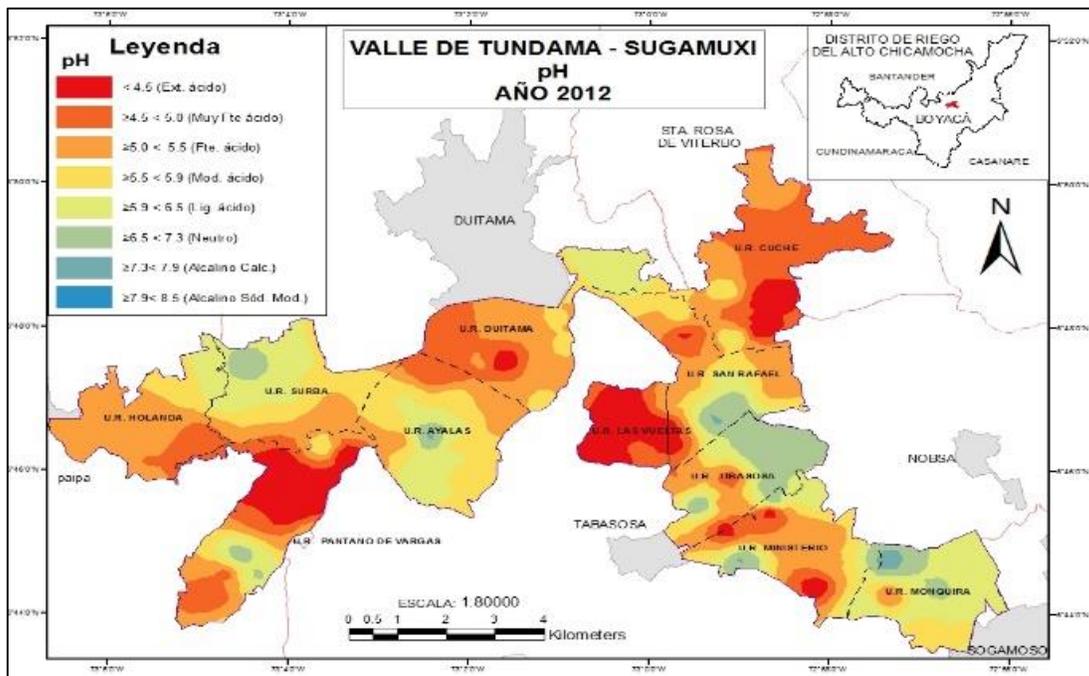


Figura 3. Distribución del pH en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2012. Fuente: Elaboración propia, 2016.

2.3 Cationes valle del Tundama y Sugamuxi. La concentración de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ en los suelos de todo el valle del alto Chicamocha se incrementó notoriamente después de la inundación, aunque Sánchez P. A., 1981, afirma que como el Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ ya están reducidos no se afectan directamente con la reducción del suelo. Sin embargo el aumento excesivo de agua en los suelos puede acelerar la disolución de los compuestos sólidos de estos elementos. Las grandes cantidades de iones NH_4^+ , Fe^{2+} y Mn^{2+} liberados durante la inundación pueden desplazar considerables cantidades de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ Na^+ lo que aumenta su concentración en la solución del suelo.

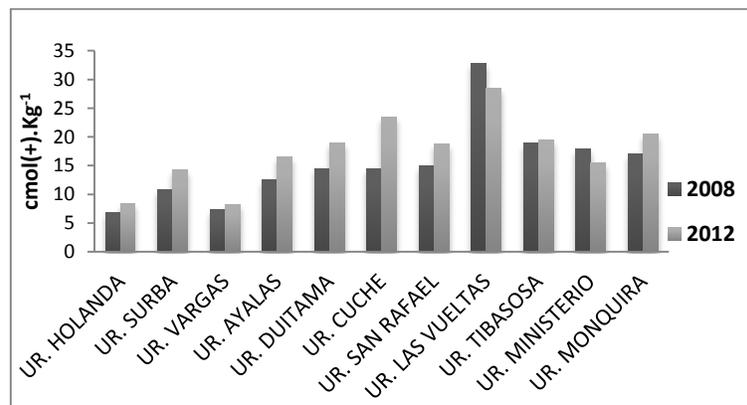


Figura 4. Distribución en la concentración Bases en muestras de suelos para el año 2008 y 2012 respectivamente en los Valles de Tundama y Sugamuxi (Boyacá). Fuente: Elaboración propia, 2016.

En la figura 4, se observa la expresión del Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ en altas concentraciones en el valle del alto Chicamocha y sus aumentos para el año 2012 a causa de las inundaciones, pero esos incrementos se asocian principalmente al ascenso de las aguas freáticas las que reportan pH alcalinos ($> 8,5$) a profundidad superior a 1 metro y una excesiva concentración de cationes básicos asociados al azufre, como producto del ambiente reducido que a esa profundidad se encuentra dominado por horizontes piríticos (Castro, 2002), los cuales quedan impregnados en el suelo al ascender el nivel freático; como a la génesis de estos suelos y aplicaciones de enmiendas calcáreas. Según Ponnampereuma, 1965, el aumento del K^+ en la solución del suelo está relacionado con aumentos de Fe^{2+} y Mn^{2+} . El excesivo incremento reportado en la concentración de las bases del suelo (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) en postinundación, genera desbalances entre cationes que podrían llevar a potencializar deficiencias nutricionales de potasio y magnesio, así la concentración de estos elementos se presente en niveles altos. La deficiencia de Mg^{2+} para todo el DRACH se relaciona con los bajos niveles de concentración en Mg^{2+} y los altos contenidos de K^+ ($\geq 0.4 \text{ cmol}^+ \cdot \text{Kg}^{-1}$) presentes en los suelos de todo el valle. Moraes y Dynia, 1992, reportan en sus estudios que el Ca, Mg y K de modo general, muestran un comportamiento similar al del el Fe y el Mn durante la inundación, caracterizado por un aumento inicial de los contenidos en solución, seguido de una rápida reducción alcanzando posteriormente una estabilización. El aumento de los niveles de Ca y Mg en la solución estaría directamente relacionado con el aumento de los niveles de Fe y Mn solubles. La disminución del Ca, Mg, Na y K, en la solución del suelo durante el drenaje y el aumento de las formas extraídas, caracterizan la reversibilidad de los procesos de oxidoreducción, con la precipitación del Fe y del Mn, los cationes Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ y K^+ vuelven a sus posiciones de cambio.

2.4 Azufre (S) en el valle del Tundama y Sugamuxi. A niveles muy intensos de reducción del suelo, los iones de sulfato se reducen a SO_3^{2-} y S^{2-} por medio de bacterias del género desulfobibrio. La magnitud de esta reducción depende de las propiedades del suelo; los suelos ácidos presentan primero un aumento de SO_4^{2-} en la solución del suelo debido a la liberación de SO_4^{2-} adsorbido como aumentos del pH. Esto es seguido por una disminución lenta, y depende de la intensidad de reducción del suelo. La disponibilidad de azufre como SO_4^{2-} y como SO_3^{2-} es la misma, sin embargo la disponibilidad de azufre disminuye con la formación de S^{2-} por cuanto éste se precipita mayormente como FeS (Sánchez P. A., 1981). El proceso de reducción del SO_4^{2-} se produce lentamente en suelos sulfatados ácidos inundados (Nhung and Ponnampereuma, 1966). La reducción del sulfato causa principalmente deficiencia de azufre en suelos bajos en azufre disponible, deficiencia de Zn debido a la precipitación de ZnS y toxicidad en suelos bajos en hierro y en suelos sulfatados ácidos (Ponnampereuma, 1985).

De acuerdo con la tendencia en el comportamiento del S de los suelos del distrito de riego, presentan concentraciones de S en solución superiores a 100 ppm como se puede observar en la figura 6; aspecto que en gran parte explica la condición de origen ácido sulfatado de los suelos del Valle del Tundama y Sugamuxi (Castro, 2002).

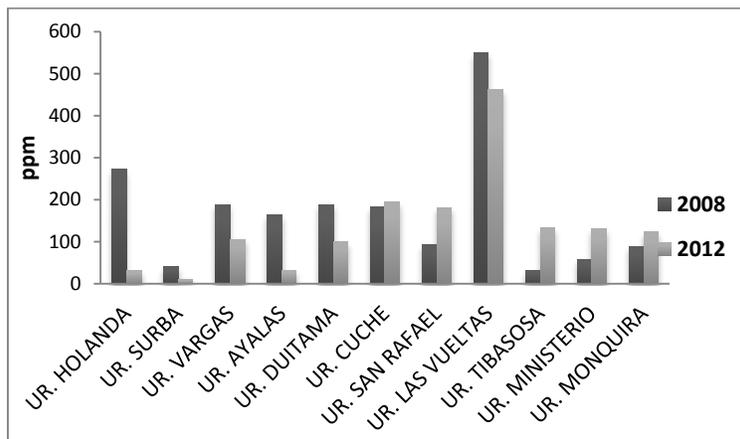


Figura 5. Distribución en la concentración de Azufre en muestras de suelos para el año 2008 y 2012 respectivamente en los Valles de Tundama y Sugamuxi (Boyacá). Fuente: Elaboración propia, 2016.

En la figura 5, se muestra los contenidos en exceso de S en todo el DRACH para los años 2008 - 2012 pero se nota una ligera disminución de estos contenidos en el valle del Tundama a causa del incremento del pH en ésta zona, por otra parte la dinámica del S en el valle del Sugamuxi presenta un incremento determinado por la disminución del pH, el incremento inicial en la concentración de SO_4^{2-} se debe a la liberación (seguida por el incremento del pH) de SO_4^{2-} que de acuerdo con Harward and Reiseneur, 1966, es fuertemente adsorbido cuando el pH baja por arcillas y óxidos hidratados de hierro y aluminio; cabe resaltar que estos suelos son de origen halohidrotermal donde el S como elemento fundamental en la formación de SSA se origina a partir de fuentes internas azufradas provenientes de aguas hidrotermales (Castro y Gómez, 2002), lo que crea un medio propicio de acumulación de sulfatos en el suelo por movimientos verticales de aguas freáticas salinas, promoviendo la acumulación y formación de materiales sulfhídricos, proceso descrito ampliamente por Lamontagne *et al.*, 2004. Aunque se presentan niveles excesivos de azufre, este puede estar neutralizado por las altas concentraciones de calcio, fenómeno que indica menor impacto en la productividad del suelo por procesos de sulfatación y mejor desarrollo de cultivos.

En la figura 5 se evidencian las altas concentraciones de azufre y una disminución en el 25.8% de los suelos del Valle del Tundama, representada en las unidades de riego Holanda, Surba, Vargas, Ayalas y Duitama, pero se mantienen los altos niveles de S ($\geq 50 < 100$ ppm) en las unidades Vargas y Duitama ya que en estas zonas es donde predominan los suelos sulfatados ácidos. Por otra parte se observa en la figura 7 el incremento de los niveles de azufre (≥ 100 ppm) en la totalidad de los suelos del valle de Sugamuxi esto debido a los cambios en el pH como se explica anteriormente y ascenso de aguas freáticas salinas, promoviendo la acumulación y formación de materiales sulfhídricos, proceso descrito ampliamente por Lamontagne *et al.*, (2004).

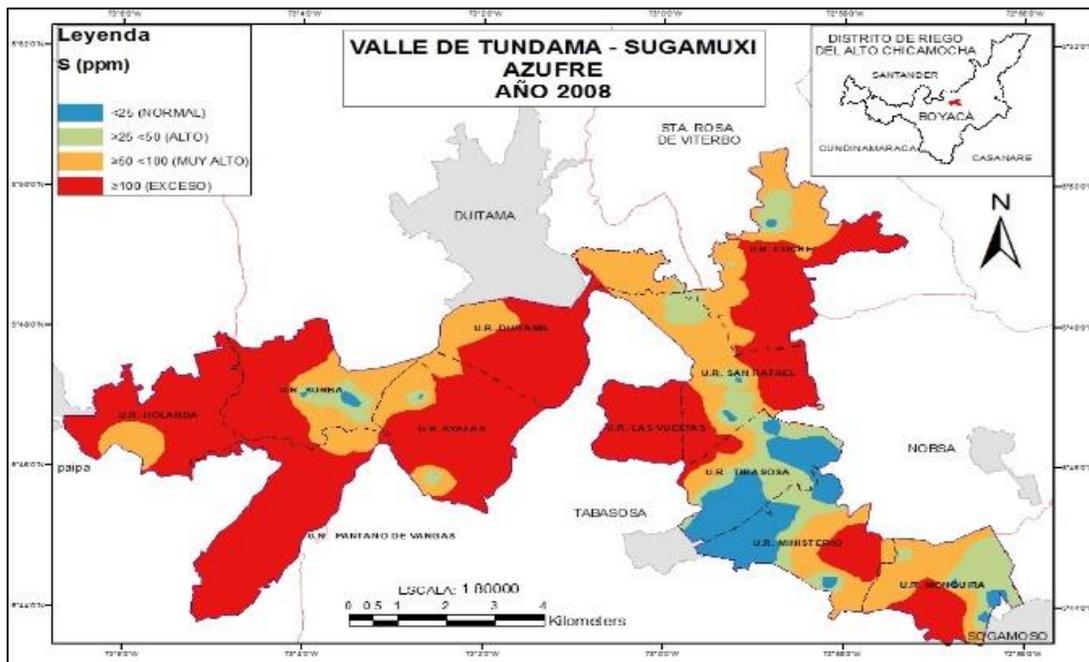


Figura 6. Distribución del azufre en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2008. Fuente: Elaboración propia, 2016.

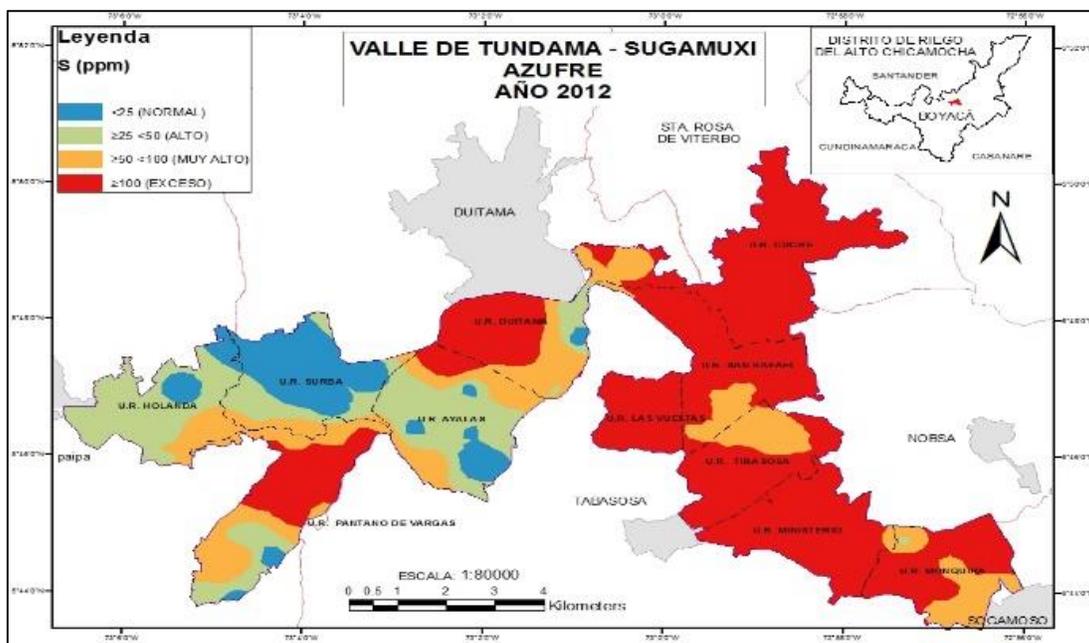


Figura 7. Distribución del azufre en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2012. Fuente: Elaboración propia, 2016.

2.5 Hierro y manganeso (Fe y Mn) en el valle del Tundama y Sugamuxi. La reducción de hierro es la reacción más importante que ocurre en los suelos inundados porque éste eleva el pH, aumenta la disponibilidad de fósforo y desplaza muchos cationes de los sitios de intercambio (Sánchez P. A., 1981).

Con la inundación y el descenso del potencial redox, los óxidos de Fe y Mn se reducen y aumentan marcadamente su solubilidad lo que eleva su concentración en la solución del suelo, seguida por un descenso gradual y posterior estabilización (CIAT, 1981). Como se puede observar en la figura 8, los contenidos de Fe y Mn en el valle del Tundama son altos para el año 2008 evidenciando un incremento significativo para el año 2012, igualmente ocurre para el valle de Sugamuxi.

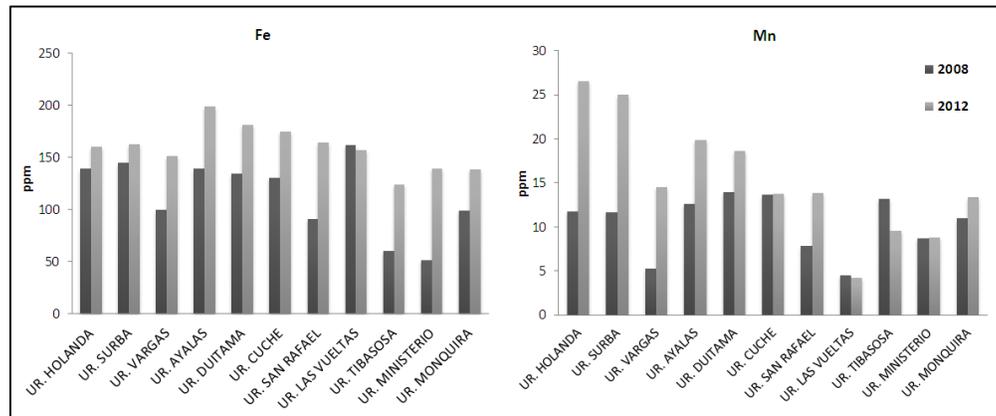


Figura 8. Distribución de concentración de Hierro y Manganeso en muestras de suelos para el año 2008 y 2012 respectivamente en los Valles de Tundama y Sugamuxi (Boyacá). Fuente: Elaboración propia, 2016.

La solubilidad del Mn aumenta debido a la reducción de los compuestos Mn^{4+} a la forma más soluble Mn^{2+} (Sánchez P. A., 1981). Según Ponnampereuma, 1972, la concentración de Mn^{2+} durante el primer mes de inundación es alta seguida por un descenso gradual, esto lo atribuye a la precipitación de Mn^{2+} como $MnCO_3$, o a la reoxidación del Mn^{2+} desplazado a la interfaz oxigenada del suelo, conforme a lo mencionado por Ponnampereuma, 1972, y Ponnampereuma *et al.*, 1969. Sánchez P. A., 1981, afirma que los suelos altos en manganeso reducible sufren los cambios más pronunciados a pesar de su pH o su nivel de materia orgánica originales. En los valles de Tundama y Sugamuxi se demuestra ésta tendencia ya que por ser suelos ácidos y pobres en M.O., pero relativamente ricos en Mn, éste llega a concentraciones muy altas seguidas por un descenso y estabilización (CIAT, 1981). Según observaciones hechas por Moraes y Dynia, 1992, la reoxidación y precipitación del Mn en la solución del suelo, es más lenta que la del hierro y que está de acuerdo con las observaciones de Patrik Junior y Henderson, 1981. Esto podrá traer problemas de toxicidad para las especies que no toleran concentraciones altas de Mn cultivadas postinundación.

Siguiendo la secuencia termodinámica después del Mn, los compuestos de Fe^{3+} son reducidos a compuestos de Fe^{2+} más solubles (Camargo F., Santos G., 1999). Según las gráficas en los valles de Tundama y Sugamuxi se observa un incremento en los contenidos de Fe a causa de la inundación, pero después de ésta los contenidos no disminuyeron en relación a los contenidos iniciales (2008), según como lo afirma el CIAT, 1981, la cantidad de Fe en la solución del suelo aumenta generalmente con la inundación y la máxima concentración que alcance depende de las propiedades del suelo. Luego disminuye con el tiempo hasta llegar a un equilibrio situado siempre en un

punto de mayor concentración respecto a la que tenía antes de la inundación, confirmando así lo determinado por Moraes y Dynia, 1992, quienes observaron que la concentración de hierro aumento rápidamente, alcanzó un máximo y volvió a disminuir manteniéndose estable. La disminución, con posterior estabilización probablemente ocurre por la precipitación como hidróxidos debido al incremento del pH (Ponnamperuma, 1972); se admite que, cuando el pH de los suelos alcanza valores próximos a 6,6 – 7,0, se establecen condiciones para la reoxidación del Fe^{2+} por reacciones químicas y microbiológicas (Ponnamperuma *et al.*, 1967; Liesack *et al.*, 2000). De acuerdo con Ponnamperuma, 1972, y Kamura *et al.*, 1963, la cinética del Fe^{2+} soluble sigue una curva asintótica que después de alcanzar un máximo unas tres semanas después de la inundación, decrece exponencialmente, hasta valores que se mantienen constantes durante varias semanas.

2.8 Conductividad eléctrica ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) valle del Tundama y Sugamuxi. Según Ponnamperuma, 1985, la conductividad eléctrica de la mayoría de los suelos aumenta durante la inundación, alcanzando un máximo y luego disminuye a valores estables. El aumento es debido a la movilización del Fe^{2+} y Mn^{2+} , formación de NH_4^+ , HCO_3^- y RCOO^- y por el desplazamiento de cationes adsorbidos en los coloides por Fe^{2+} , Mn^{2+} y NH_4^+ .

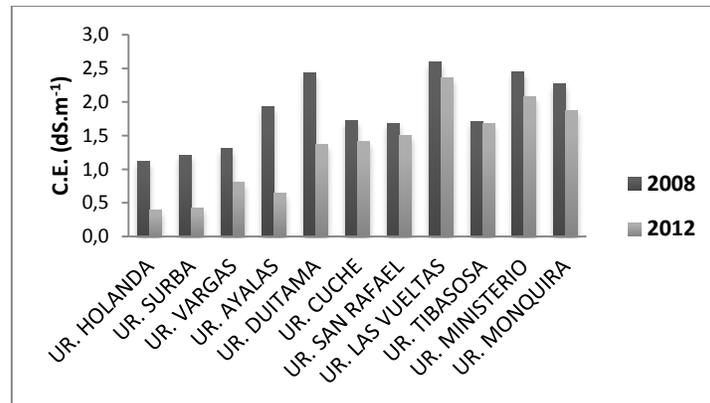


Figura 9. Distribución de la Conductividad Eléctrica en muestras de suelos para el año 2008 y 2012 respectivamente en los Valles de Tundama y Sugamuxi (Boyacá). Fuente: Elaboración propia, 2016.

En las figuras 9 y 10, se observa el comportamiento de la conductividad eléctrica para el año 2008, donde se presentan niveles que van de ligeramente salino ($\geq 1 < 1,5$) a salino (≥ 2) en, y normal (< 1) a ligeramente salino ($\geq 1 < 1,5$) en 2012, evidenciándose una disminución de la CE en el valle de Tundama, por otra parte en el valle del Sugamuxi se presentan niveles de moderadamente salino ($\geq 1,5 < 2$) a salino (≥ 2) en el año 2008 y ligeramente salino ($\geq 1,5 < 2$) a salino (≥ 2) en el año 2012 con una leve disminución. Estas altas conductividades se deben principalmente al ascenso de las aguas freáticas que reportan una excesiva concentración de cationes básicos asociados al azufre los cuales quedan impregnados en el suelo al ascender el nivel freático.

Por consiguiente se tienen rangos de conductividad eléctrica ligeramente salina a salina para los años 2008 y 2012 en los suelos del valle del Alto Chicamocha, lo que genera

una alarma por salinización que puede estar relacionada por los altos contenidos de azufre y cationes, pero se presenta una leve disminución de la conductividad en el año 2012 esto debido a lavado de las bases generado por la inundación, según Sánchez P. A., 1981, el aumento excesivo de agua en los suelos puede acelerar la disolución de los compuestos sólidos de estos elementos y éstos son transportados por el agua siguiendo la dirección de flujo a través del terreno. Ponnamperuma, 1985, establece, que la subsecuente disminución de la CE es causada por la precipitación de Fe^{2+} como $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$ y FeS , precipitación de Mn como MnCO_3 , pérdidas de CO_2 y conversión de RCOO^- a CH_4 . Por lo tanto hay una estrecha correlación entre la cinética de estos iones y los cambios en la CE (Ponnamperuma, 1972).

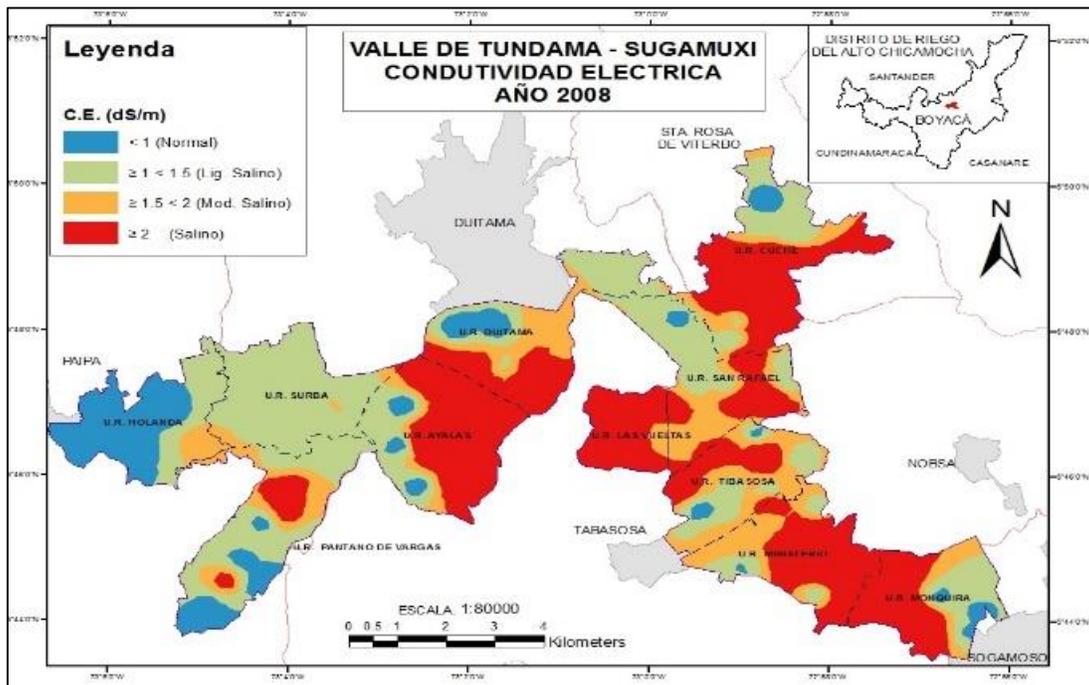


Figura 10. Distribución de la conductividad eléctrica en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2008.
Fuente: Elaboración propia, 2016.

En la figura 11, se observan rangos de conductividad eléctrica ligeramente salina a salina en 2012, con una disminución en el 28,9% de los suelos en los suelos del valle del Alto Chicamocha siendo significativa en las unidades de Holanda, Surba y Ayalas en el valle de Tundama, disminución causada por la precipitación de Fe^{2+} como $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$ y FeS , precipitación de Mn como MnCO_3 , pérdidas de CO_2 y conversión de RCOO^- a CH_4 .

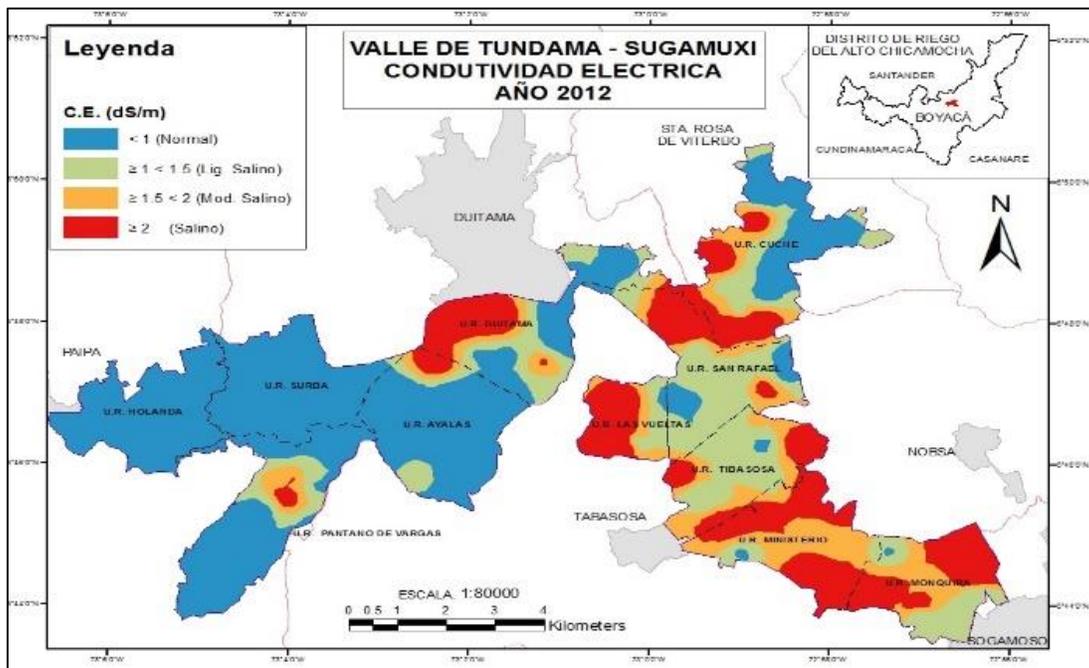


Figura 11. Distribución de la conductividad eléctrica en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2012.
Fuente: Elaboración propia, 2016.

2.9 Análisis de la Problemática de Salinidad. La presencia de sales en los suelos del valle de Tundama y Sugamuxi, es un tema reportado desde 1960, cuando el INCORA en su momento proyectó obras de drenaje para habilitar tierras a la agricultura. En la década 2000 - 2010, Gissat - Uptc, reportó nuevamente la ocurrencia de sales tanto en suelos como en aguas freáticas en estudios realizados por Castro, 2002 y Castro *et al.*, 2009. Las unidades de riego que una vez drenado el suelo presentaron mayor compromiso con problemas de salinidad corresponden en su orden a Las Vueltas, Ministerio, Monquirá y Tibasosa. (Figura 13).

La inundación de los suelos disminuyó en cierto grado la salinización, es cierto que el origen de las sales proviene, de las aguas freáticas de naturaleza sulfatada ácida salina, que se mezclaron con aguas superficiales de desborde, durante el período de las olas invernales 2010 a 2012. Esta hipótesis, planteada por Castro, 2012, tiene correspondencia con lo descrito por Dent, 1986, y se sustenta en la evidente relación de parentesco químico encontrado entre el suelo drenado (postevento) y el agua freática cuando interactúa el pH y la CE (Figura 12).

Para lograr identificar los tipos de sales que estando presentes en el agua freática pueden por ascenso a la superficie afectar el suelo, es preciso representar gráficamente los cationes y aniones predominantes en dichas aguas (Figuras 13 y 14).

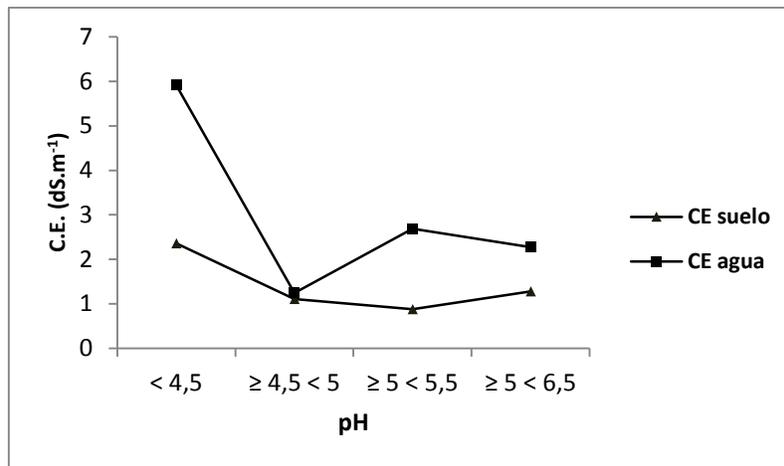


Figura 12. Expresión de la salinidad en suelos y aguas freáticas dependiente del pH. Ola invernal 2010-2012. Fuente: Elaboración propia, 2016.

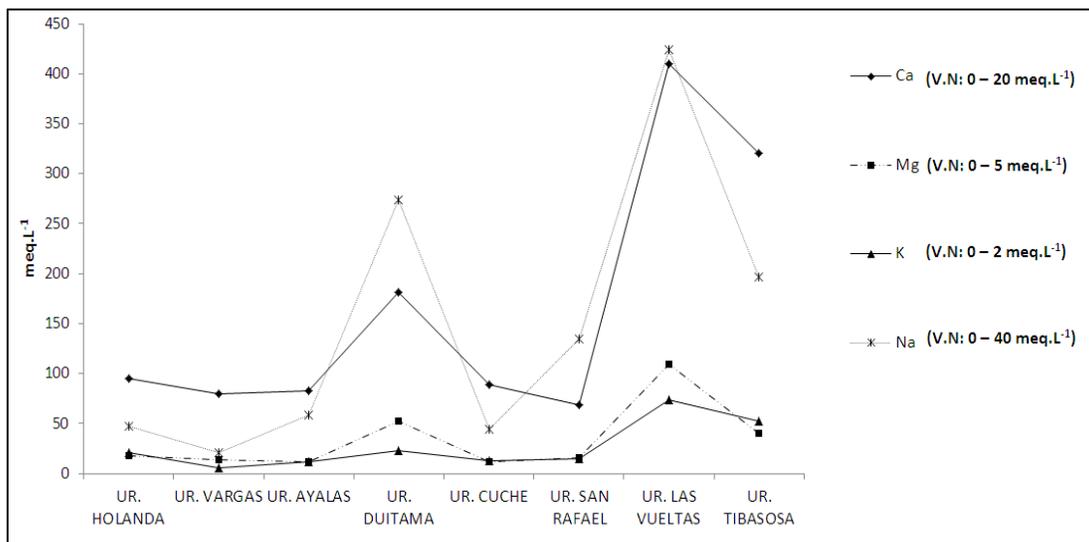


Figura 13. Cationes predominantes en aguas freáticas de suelos impactados por las inundaciones. Ola invernal 2010-2012. V.N.: Valores Normales. Fuente: Elaboración propia, 2016.

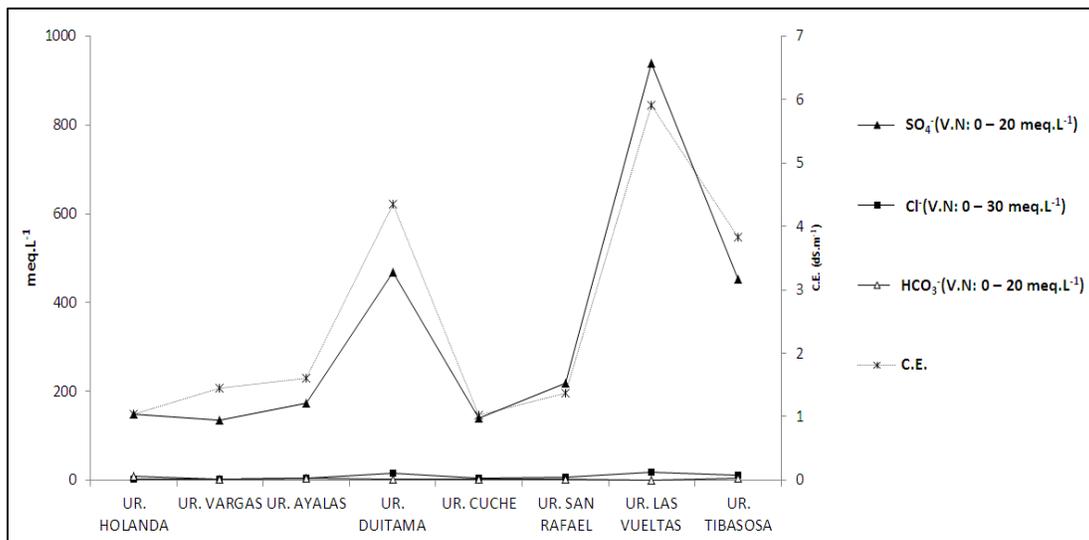


Figura 14. Aniones predominantes en aguas freáticas de suelos impactados por las inundaciones. Ola invernal 2010-2012. V.N.: Valores Normales. Fuente: Elaboración propia, 2016.

La representación gráfica de cationes y aniones expresada en las Figuras 13 y 14, deduce con claridad el predominio del Ca y del Na como cationes y del ion SO_4^- como anión, lo que llevaría a la conformación de sales de SO_4Ca y $\text{SO}_4(\text{Na})_2$, que al disociarse ofrecen al medio cationes básicos y radicales ácidos provenientes de la dinámica química del azufre, aspecto que se evidencia muy bien en la Figura 9, donde las mayores conductividades se registran para aguas freáticas y suelos a $\text{pH} < 4,5$. De otra parte es importante observar que los niveles considerados normales (V.N.) para calificar la concentración de cationes en aguas, solo se encuentran para $\text{CE} < 1 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ y se incrementan extraordinariamente cuando $\text{CE} > 2 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, condición en la cual inicia el predominio de $\text{SO}_4(\text{Na})_2$.

2.10 Acidez del valle del alto Chicamocha. El Al^{+3} intercambiable es el catión predominante cuando el pH del suelo es menor de 5,5, cuando el pH es mayor de este valor, el complejo de cambio pasa a estar dominado por Ca^{+2} , seguido de Mg^{+2} y K^+ (Zapata R., 2004).

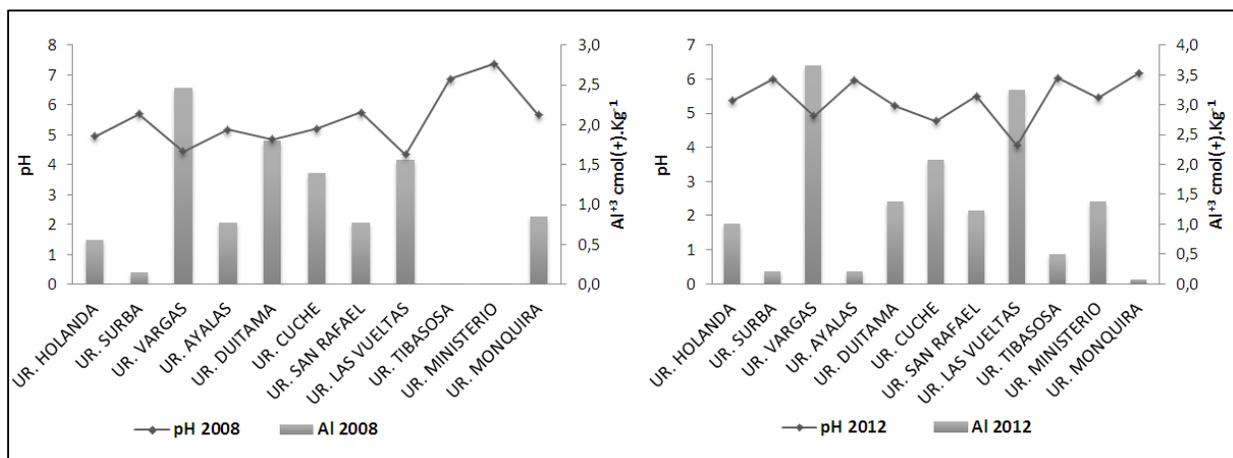


Figura 15. Distribución de la problemática de acidez en muestras de suelos para el año 2008 y 2012 respectivamente en los Valles de Tundama y Sugamuxi (Boyacá). Fuente: Elaboración propia, 2016.

Para el DRACH la acidez se evaluó a partir del pH y la concentración de aluminio, donde según la figura 15, para el año 2008 el 54,5% del valle presentó pH < 5,5 y concentraciones de Al $\geq 1 < 2,5$ diagnosticando así niveles medios de acidez para ese año; para el año 2012 hubo un leve incremento en la distribución de la acidez ya que el 63,6% del valle reportó pH < 5,5 y concentraciones de Al $\geq 1 < 2,5$, de este 63,6% el 18% reportó concentraciones de Al $\geq 2,5$ correspondiente a las unidades de Vargas y las Vueltas, debido a la disminución del pH; el diagnóstico del problema de acidez es alto, por lo tanto deben dirigirse programas de control de acidez zonas según la oferta tecnológica validada por Gissat UPTC y disponible en la zona.

Según Zapata R., 2004, un efecto beneficioso de la inundación de suelos tóxicos en Al, es que ésta desaparece a los pocos días de la inundación, cuando el suelo alcanza un pH de 5,0, la concentración de aluminio en la solución es menor de 1 cmol⁺.Kg⁻¹, como se logra observar en las figuras 16 y 17 para el año 2008 y 2012. De acuerdo con Olivie-Lauquet *et al.*, 2001, el aumento del Al en la solución está directamente relacionado con el aumento de los niveles de Fe y Mn. Es decir, con la solubilización de los compuestos de Fe y Mn, el aluminio asociado a esos óxidos también sería liberado en la solución, aumentando su movilización, además, con la solubilización de los compuestos de Fe y Mn, el consecuente aumento de los contenidos de esos elementos en la solución, producirá un desplazamiento de Al intercambiable, aumentando su contenido en la solución.

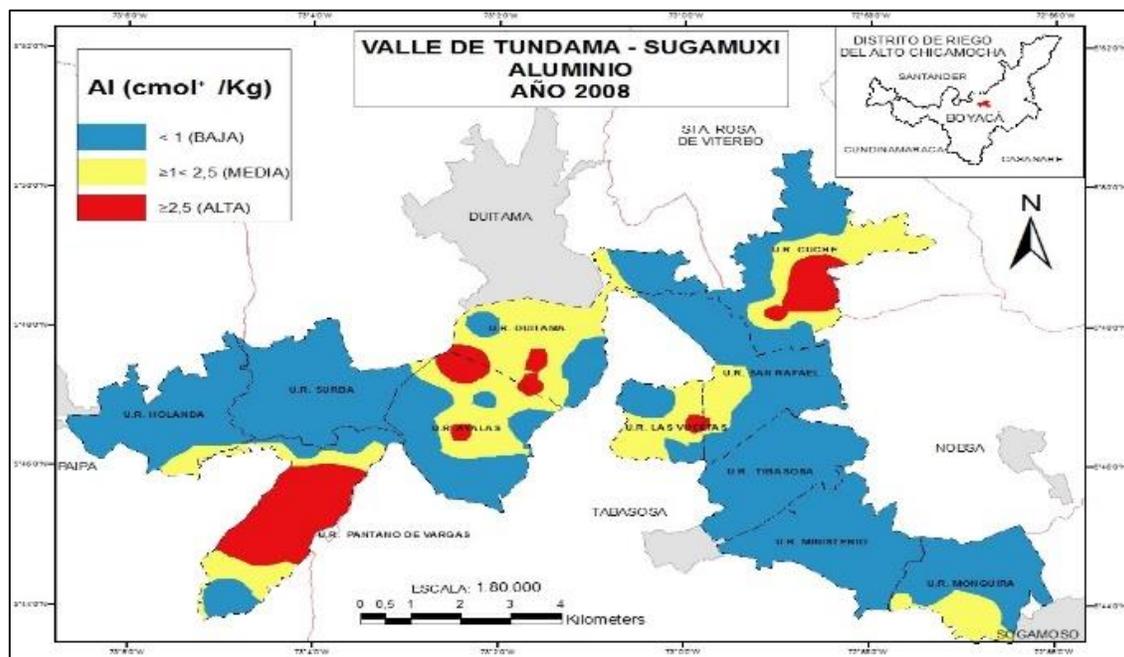


Figura 16. Distribución de la concentración de aluminio en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2008.
Fuente: Elaboración propia, 2016.

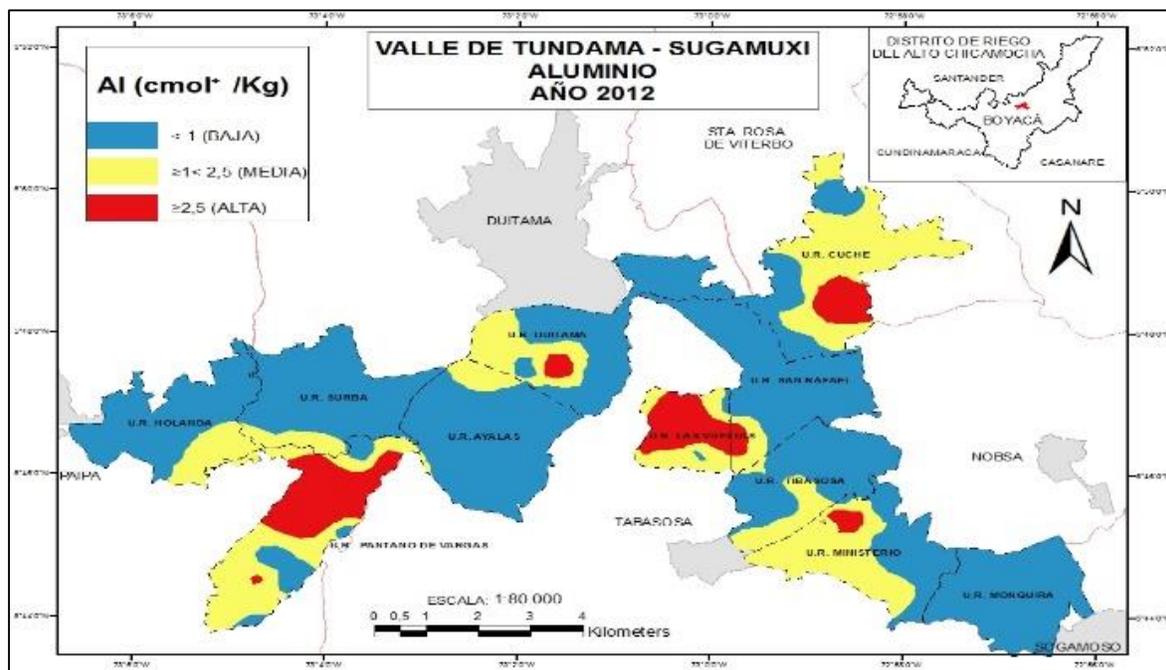


Figura 17. Distribución de la concentración de aluminio en el Valle de Tundama y Sugamuxi. Año 2012.
Fuente: Elaboración propia, 2016.

3. CONCLUSIONES

En el valle de Tundama se observó un ligero aumento en el pH en el año 2012, incrementos en los niveles de acidez, incrementos en los contenidos de hierro y manganeso, contenidos en exceso de azufre pero con una ligera disminución a causa del incremento del pH en ésta zona, altas concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ y aumentos para el año 2012, incrementos que se asocian principalmente al ascenso de las aguas freáticas, bajos contenidos de Cu, medios a bajos de Zn y altos de B y el leve aumento de los mismos en el mismo rango con relación a 2008, conductividad eléctrica de ligeramente salina a salina para el año 2008 y una leve disminución de la conductividad en el año 2012 esto debido a lavado de las bases generado por la inundación, todo en comparación con la información analítica de suelos del 2008. Las altas conductividades se deben principalmente al ascenso de las aguas freáticas que reportan una excesiva concentración de cationes básicos asociados al azufre los cuales quedan impregnados en el suelo al ascender el nivel freático.

El valle de Sugamuxi presentó una disminución en el pH, incrementos en los niveles de acidez, incrementos en los contenidos de hierro y manganeso, contenidos en exceso de azufre presentando un incremento determinado por la disminución del pH, altas concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ y aumentos para el año 2012, incrementos que se asocian principalmente al ascenso de las aguas freáticas, bajos contenidos de Cu, medios a bajos de Zn y altos de B y el leve aumento de los mismos en el mismo rango con relación a 2008, conductividad eléctrica de ligeramente salina a salina para el año 2008 y una leve disminución de la conductividad en el año 2012 esto debido a lavado de las bases generado por la inundación, todo en comparación con la información analítica de suelos del 2008.

Los leves aumentos y descensos en el pH de los suelos del valle del alto Chicamocha, no logran sobrepasar la tendencia que se mantiene desde el año 2008 hasta el 2012 que va desde extremadamente ácido ($\text{pH} < 4,5$) hasta ligeramente ácido ($\text{pH} \geq 5,9 < 6,5$), pero no obstante parece que hay un efecto residual en los suelos inundados que impide al pH retornar a su valor original, como se evidencia en los resultados analíticos de este trabajo.

REFERENCIAS

- Ahern CR. Mc Elnea A. E. y L. A. Sullivan. 2004. Acid Sulfate Soils Laboratory Methods Guidelines. Queensland Department of Natural Resources, Mines and Energy, Indooroopilly, Queensland, Australia. 132 p.
- Camargo, F. A. de O.; Santos, G. de A.; Zonta, E. 1999. Alterações eletroquímicas em solos inundados. *Ciência Rural*, Santa Maria, Brasil, v. 29, n. 1, 171-180 p.

Castro, H. E. y M. I. Gómez. 2002. Caracterización fisicoquímica de aguas freáticas superficiales y su relación con suelos sulfatados ácidos. Informe técnico. Proyecto UPTC-GISSAT. Tunja. 21 p.

Castro, H., Cely, G., Vásquez, S. 2009. Criterios técnicos para un manejo eficiente del riego en cebolla de bulbo. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Colciencias. Gobernación de Boyacá. Uso Chicamocha. Tunja.

Castro y Romero. 2002. Zonificación Preliminar de Suelos Sulfatados Ácidos del Distrito de Riego del Alto Chicamocha a Partir de Tendencias Reportadas en sus Características Fisicoquímicas. Gissat – Uptc. Tunja. 31 p.

Centro Internacional de Agricultura Tropical. CIAT, 1981. Química de suelos inundados. Colombia. 35 p.

Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (CORPOICA). 2012a. Tecnologías para recuperar el sector agropecuario. En: http://www.corpoica.org.co/SitioWeb/Ola_Invernal/Documentos/Plan_de_accion_C.pdf. 4 p.; consulta: Mayo de 2012.

De Datta, S.K. 1981. Principles and practices of rice production. New York: John Wiley, p. 618.

Dent and Dawson. 2000. The acid test: an expert system for acid sulfate soil. University of East Anglia. Norwich. England. 38 p.

Dent, D. 1986. Acid sulphate soils: a baseline for research and development. International Institute of Land Reclamation and Improvement, Publication 39. Wageningen. 204 p.

Grupo Interinstitucional de Investigación en Suelos Sulfatados Ácidos Tropicales, GISSAT UPTC. 2008. Proyecto COLCIENCIAS “Determinación de Parámetros de Riego y Drenaje para el Cultivo de Cebolla de Bulbo en el Distrito de Riego del Alto Chicamocha – Boyacá”. Tunja. 162 p.

Harward, M.E., and Reisenauer, H.M. 1966. Reactions and movement of inorganic soil sulphur. Soil Science. 101, p. 326-335.

Kamura, T., Takay, Y., Ishikawa, K. 1963. Microbial reduction mechanism of ferric iron in paddy soils. Soil Science and Plant Nutrition, v.2, p.171-175.

Lamontagne, S.; W. Hicks; R. Fitzpatrick and S. Roger. 2004. Survey and description of sulfidic material in wetlands of the Lower River Murray floodplains: Implications for floodplain salinity management. CSIRO Land and Water Technical Report 165. Sidney, 63 p.

Liesack, W., Schnell, S., Revsbech, N.P. 2000. Microbiology of flooded rice paddies. FEMS Microbiology Reviews. 24:625-645.

Ludwig, Bernard et al. 1999. Pyrite oxidation in a sediment sample of an open-cut brown coal mine: mineral formation, buffering of acidity and modeling of cations and sulfate En: J. plant. Nutrition . Soil science. Germany. p. 499-509

Moraes, J.F.V., Dynia, J.F. 1992. Alterações nas características químicas e físico-químicas de um solo gley pouco húmico sob inundação e após drenagem. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 27, n. 2, p. 223-235.

Moraes, J.F.V., 1973. Efeitos da inundação do solo. II. Influência sobre a absorção de nutrientes e o crescimento do arroz (*Oryza sativa* L.). Pesquisa Agropecuária Brasileira, Série Agronomia, Rio de Janeiro, v.8, p. 103-108.

Moraes, J.F.V. 1982. Effect of phosphate on zinc adsorption on aluminum and iron hydrous oxides and in soils. Riverside: University of California, 168 p. Tese de Doutorado.

Nicol, W.E., and Turner, R.C. 1957. The pH of non-calcareous near-neutral soils. Canadian Journal of Soil Science. 37, 96-101.

Nhung, M.T., and Ponnampetuma, F.N. 1966. Effects of calcium carbonate, manganese dioxide, ferric hydroxide and prolonged flooding on chemical and electrochemical changes and growth of rice in a flooded acid sulfate soils. Soil Science. 102, 29-41.

Olivie-Lauquet, G.; Gruau, G.; Dia, A.; Riou, C.; Jaffrezic, A.; Henin, O. 2001. Release of trace elements in wetlands: role of seasonal variability. Wat. Res. 35(4): 943-952.

Patrick, W. H., Jr., and Mikklesen, D. S. 1971. Plant nutrient behavior in flooded soil. In R. A. Olsen (ed.). Fertilizer technology and use, 2nd ed. Soil Science Society of America, Madison, Wisc., p. 187-215.

Patrick Junior, W.H., Henderson, R.E. 1981. Reduction and reoxidation cycles of manganese and iron in flooded soil and in water solution. Soil Science Society of America Journal, v.45, n.5, p. 855-859.

Patrick, W. H. and Mahapatra, I. C. 1968. Transformation and availability to rice of nitrogen and phosphorus in waterlogged soil. Advances in Agronomy, v. 20, p. 323-359.

Ponnampetuma, F.N. 1972. The chemistry of submerged soils. Advances in Agronomy, v. 24, p. 29-96.

Ponnampetuma, F.N. 1965. Dynamic aspects of flooded soils and the nutrition of the rice plant. In the mineral nutrition of the rice plant, International Rice Research Institute. Johns Hopkins Press, Baltimore. p. 295-328.

Ponnamperuma, F.N. 1985 Chemical kinetics of wetland rice soils relative to soil fertility. In: Wetland soils: characterization, classification, and utilization. Proceedings of a workshop held 26 March to 5 April 1984. International Rice Research Institute, United States. Soil Management Support Services, Philippines. Bureau of Soils. In: pp. 559.

Ponnamperuma, F.N., Tianco, E.M., Loy, T. 1967. Redox equilibria in flooded soils: I. the iron hydroxide systems. *Soil Science*, 103(6) 374-382.

Ponnamperuma, F.N., Loy, T.A., Tianco, E.M. 1969. Redox equilibria in flooded soils. II. The manganese oxide systems. *Soil Science*, v.108, p. 48-57.

Sánchez, P. A. 1981. Suelos del Trópico Características y Manejo. IICA, Costa Rica. 634 p.

Turner, F.T., y Gilliam, J.W. 1976. Diffusion as factor affecting the availability of phosphorus in flooded soils. *Plant and Soils*. (In press).

Velloso, A.C.X., Oliveira, C., Leal, J.R. 1993. Processos redox em gley húmico do estado do Rio de Janeiro: I. Variação do concentrações de Fe (II) e fosfato. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 17, n. 1, p 27-34.

Zapata R. 2004. La Química de la Acidez del Suelo. Universidad Nacional de Colombia Medellín. Colombia. 207 p.