

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMAS MULTIDISCIPLINARIOS DE POSGRADO EN CIENCIAS
AMBIENTALES

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**DINÁMICA DE C, N, P Y Fe EN AGUA Y SEDIMENTOS EN EL HUMEDAL
NATURAL CIÉNEGA DE TAMASOPO, S.L.P.**

PRESENTA:

M. en C. FILIBERTA VIRGINIA PÉREZ CASTILLO

DIRECTOR DE TESIS:

DRA. MA. CATALINA ALFARO DE LA TORRE

ASESORES:

DR. ROBERTO BRIONES GALLARDO

DR. PEDRO MEDELLÍN MILÁN

SAN LUIS POTOSÍ, S.L.P., JULIO DE 2017

CRÉDITOS INSTITUCIONALES

Proyecto realizado en:

El centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ciencias Químicas en el laboratorio de Elementos Traza.

Con financiamiento de:

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), proyecto 90228.

Apoyo a la formación y fortalecimiento de cuerpos académicos e integración de redes. Proyecto de Red de Ciencia y Tecnología Ambiental, 2009-2011 del cuerpo académico UASLP-CA37. Apoyos PIFI al CA-37 Ciencias Ambientales de la Facultad de Ciencias Químicas, UASLP.

Apoyos de PMPCA para la asistencia a congresos.

Agradezco a CONACYT el otorgamiento de la beca – tesis.

Becario No. 240468

**EL DOCTORADO EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO ATRAVÉS
DEL PROGRAMA NACIONAL DE POSGRADOS DE CALIDAD (PNPC)**

Agradecimientos a:

Responsable y personal de los laboratorios que me permitieron hacer uso de la infraestructura y equipos en los diferentes análisis de este trabajo.

Dr. Ramón Fernando García De La Cruz y Dra. Socorro Santos

Laboratorio de bioquímica por su apoyo en el uso de equipos de laboratorio (Espectrofotómetro UV-Vis, Centrifugadora)

Dr. Edgar Moctezuma Velázquez y Dra. Brenda B. Zermeño Reséndiz

Laboratorio de Fotocatálisis - Analizador de Carbón Orgánico (TOC)

QFB. Alma Guadalupe De Lira Santillán y Q. Beatriz Nieto

Laboratorio de Química Ambiental por su apoyo en las determinaciones analíticas.

Dra. Teresa Orozco Esquivel y MC. María Carolina Muñoz Torres

Laboratorio de Geoquímica Ambiental, Centro de Geociencias, UNAM, Campus Juriquilla, Qro. Por su apoyo en análisis de aniones por Cromatografía de iones

C. María Cristina García Ventura y C. Eladio Ruiz Sánchez

Presidencia Municipal de H. Ayuntamiento de Tamasopo

C. Fortunato y Virgilio Landa Verde Jiménez, Dra. Candy Carranza Álvarez, Dra. Rebeca Yasmín Pérez Rodríguez, Dr. Claudio M. Padilla González y MC. Isidro Montes Ávila.

Por su valioso apoyo durante las jornadas de trabajo de campo en el humedal

Dr. Roberto Briones Gallardo, Dr. Pedro Medellín Milán y Dr. Javier Fortanelli Martínez

Por compartir sus conocimientos durante el desarrollo de la investigación y por su contribución para el enriquecimiento de este trabajo.

Dr. Francisco Antonio Sebastián Comín

Por la oportunidad de la estancia en el CSIC, la enseñanza, la dirección y sus valiosas recomendaciones para el enriquecimiento de este trabajo. Por su amistad y la calidez de su trato.

Dra. Elisabeth Hubber-Sannwald

Por su amistad y valiosas recomendaciones para el enriquecimiento de este trabajo

A los profesores y personal del PMPCA.

Dedicado a:

Mis padres, hermanos y familiares:

Javier Pérez C., Rosalina Castillo R., Víctor Javier, Juan Antonio, María Elizabeth, José Abraham y Rosalina Pérez Castillo; Sandra Zepeda, Eva Díaz, Norma Robertson, a mis sobrinos Victor, Naty, Bety, Sammy y Cristian. Porque sin su amor y fe en mí no hubiera sido posible este recorrido. Gracias por guiarme y acompañarme en cada momento!

Mis amigos y compañeros:

Adrux, Mayra, Martita, Eli Esquivel, Erick, Mirta, Ángeles Gil, Octavio, Juan Carlos, Claudio, Jacob, Eduardo, Damaris, Norma, Sandra, Sonia y Karina por su amistad y tiempo compartido en los cursos, en el laboratorio y reuniones sociales para romper la tensión.

Paloma, Eduardo, Nadia, María, Ángela, Elena, Irene, Luisa, Pili, Carmen, Cecilia, Lety, Jesús, Laura, Antonio, Adrián, Rosa A, Mercedes, Alberto y personal del CSIC, por su amistad y apoyo haciéndome sentir como en casa durante ese pequeño espacio de tiempo compartido.

Eli Carrales, Maky, Imelda, Lupita, Martita, Zio, Eve, Paty L, Cinthya, Mike, Paty D, Familia Miranda, Familia Santiago M, Bere, Hernán, Adri, Familia Barrientos, Tomas, Ever, Fer Lima, Richard, Jhosue y todos en IC-SLP e IC-TLAX. Gracias por su amistad, por permitirme ser parte de sus familias.

Cari Don Juan, por tu amistad e invaluable apoyo en el laboratorio.

Rene, amigo incondicional, por tus enseñanzas y dirección en los equipos de laboratorio, pero sobre todo porque nunca me dejaste sola en el laboratorio a pesar de la hora.

Rebe, Candy y Zith, por brindarme el calor de su hogar y su familia como propia. Por estar presentes en los momentos críticos.

Especialmente a Dra. Caty Alfaro, por el honor de haber realizado este trabajo bajo su dirección, por creer y confiar en mí, por su enseñanza y paciencia durante todo este tiempo. Pero sobre todo, gracias por su amistad y la calidez de su trato (Jn. 15:15).

“Ya no os llamaré siervos, porque el siervo no sabe lo que hace su Señor, pero os he llamado amigos, porque todas las cosas que oí de mi Padre os las he dado a conocer”

A Dios (Sal 139:13, 16, 1-5; Jer. 1:5).

Resumen

El humedal “Ciénega de Tamasopo”, sitio RAMSAR 1814, abastece de agua al menos a 14 comunidades, sostiene diversidad biológica con especies identificadas con alguna categoría de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-1996), es un vaso captador de aguas pluviales que filtra y descarga en las corrientes naturales del arroyo El Trigo, contribuye a la regulación del clima en la región de esta microcuenca, es una fuente potencial de ingresos económicos para los habitantes de la región por la viabilidad de desarrollar actividades económicas y turísticas, por su valor paisajístico. La conservación de vegetación nativa hace del humedal un refugio regional para muchas especies de importancia en la zona de transición entre el Neártico y el Neotrópico.

El objetivo de este trabajo es el estudio de la dinámica biogeoquímica de los elementos (C, N, P, Fe y S) entre el agua y el sedimento del humedal Ciénega de Tamasopo. Lo anterior permitirá inferir si ha ocurrido alteración en las tasas de sedimentación que modifiquen las funciones biogeoquímicas del humedal. Así mismo se determinó la calidad del agua en los manantiales (11) que alimentan el humedal. Para la caracterización del sedimento se realizaron dos campañas de muestreo de sedimentos en 5 sitios en el humedal (Noviembre 2010 y Septiembre 2012). En la primera colecta se caracterizó el sedimento respecto de P, Fe, Ca, Mg y Mn y en la segunda para determinar las concentraciones de C y N elemental e isótopos estables de C, N y S (^{13}C , ^{15}N y ^{34}S). En el agua se realizaron tres campañas de muestreo (Noviembre 2011, Mayo 2012 y Noviembre 2012) en cinco sitios en el agua subyacente e intersticial y dos campañas (Noviembre 2010 y Mayo 2012) en los manantiales. En el agua, se determinaron *in situ* los parámetros pH, oxígeno disuelto, temperatura, turbidez, potencial redox, conductividad eléctrica y salinidad. En laboratorio se realizó un diseño experimental de columnas de sedimento y agua del humedal para comprender la influencia del pH, de las condiciones oxidantes / reductoras y de la concentración de fosfatos y hierro sobre la movilidad del fósforo para entender como ocurren estos procesos por el cambio en las condiciones del humedal.

Los principales resultados de este trabajo indican en el agua del humedal pH cercano a la neutralidad (6.8 – 7.2; manantiales y humedal) y baja salinidad. La interacción entre el agua y el sedimento crea condiciones redox dinámicas que regulan la movilidad y el reciclamiento de nutrientes. Los manantiales tienen aguas de tipo bicarbonatada / sulfatada – cálcica, mientras que en el humedal es de tipo sulfatada magnésica. La calidad del agua en ambos medios, manantiales y humedal es dependiente de la estacionalidad (lluvias / post-lluvias) y de la localización del sitio de muestreo. Respecto de esto último, la calidad del agua de los manantiales difiere de la del humedal, esto es debido a la influencia de las actividades en la microcuenca (agricultura, ganadería, asentamientos humanos) y las

características propias de los sitios de estudio en el humedal (vegetación y sustrato) y los manantiales.

En el sedimento, las concentraciones de C_{org} , N, la relación C:N y la composición isotópica indican un enriquecimiento reciente en los sedimentos superficiales que puede ser de origen autóctono (plantas: S1 a S2); y de la contribución de fuentes externas de aguas residuales y lixiviados de tierras de cultivo (fertilizantes: S3 a S5). Las concentraciones de C, N elemental e isotópico y P (cuya disponibilidad es controlada por Ca y Fe) indican que el humedal sostiene una alta productividad (abundante vegetación). Así mismo, debido a este enriquecimiento de nutrientes el humedal muestra signos de eutrofización.

En el agua intersticial el origen del Ca puede explicarse por la disolución de $CaCO_3(s)$ o $CaSO_4(s)$, aunque para esta fase se determinaron condiciones de in-saturación; promovida por neutralización de la acidez, y en menor medida por difusión desde el sedimento hacia la columna de agua. La persistencia de sulfuros en el agua intersticial indica que la degradación de la materia orgánica es mediada por sulfato reducción. La producción de sulfuros se debe a las condiciones anóxicas y la presencia de microorganismos con estas capacidades metabólicas, los cuales interactúan con compuestos de Fe unidos a P en el sedimento para producir FeS_x . La precipitación de sulfuros disminuye la concentración de Fe promoviendo la movilización de los fosfatos pudiendo producir eutrofización. La persistencia de las especies de azufre indica que éste controla la dinámica de los demás elementos en el humedal en lugar del fosforo como planteamos en nuestra hipótesis. La retención o disponibilidad de los fosfatos determinada en laboratorio entre el agua y el sedimento se pueden explicar por su interacción con el Ca y el Fe. Las condiciones reductoras favorecen la movilidad de P en la solución por desorción a partir de la desestabilización química de los óxidos de hierro o disolución de compuestos con calcio.

Con base en lo anterior, el conocimiento de la calidad del agua en los manantiales y el humedal, la caracterización del agua intersticial y de los sedimentos, permitieron definir la condición actual del humedal. Esto permite reconocer eventuales perturbaciones derivadas de la acumulación de sustancias naturales propias del humedal y perturbaciones externas provenientes de actividades antropogénicas, las cuales pueden constituir riesgos para la salud del ecosistema. El estado de conservación de los recursos naturales en la microcuenca Ciénega de Tamasopo, es dependiente de las actividades que se realizan en sus alrededores; debido a que estas ejercen cierta presión e impacto en la cantidad y calidad del agua. Por consiguiente, las medidas o estrategias de conservación y/o restauración que se realicen en la cuenca, tendrán impacto también en la calidad de vida de los pobladores de la cuenca.

INDICE

Contenido	Página
Resumen	I
Índice de temas	III
Índice de tablas	VII
Índice de figuras	IX
Capítulo 1 Introducción	1
Capítulo 2 Justificación, objetivos y metas	5
2.1 Hipótesis	6
2.2 Objetivo general	6
2.3 Objetivos específicos	7
2.4 Metas	7
Capítulo 3 Marco teórico	9
3.1 Características biogeoquímicas de un humedal	10
3.1.1 Función de los sedimentos de fondo en los humedales	11
3.1.2 Función de las plantas en los humedales	13
3.2 Importancia de los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes (C, N, P, Fe y S) en los humedales	14
3.2.1 Antecedentes de estudios de nutrientes (C, N, P, Fe y S) en los humedales	20
3.2.2 Uso de isótopos estables en la identificación de la materia orgánica	22
3.3 Problemas ambientales en humedales: perturbaciones antropogénicas	24
3.4 Antecedentes de estudios en la microcuenca del humedal “Ciénega de Tamasopo”	25
3.4.1 Estudio exploratorio en sedimentos de fondo y agua intersticial del humedal “Ciénega de Tamasopo”	27
3.4.1.1 Caracterización de sedimentos de fondo	27
3.4.1.2 Caracterización de agua intersticial en el sedimento	29
Capítulo 4 Sitio de estudio	31
4.1 Localización	31
4.2 Características y funciones del humedal	31
4.3 Vegetación y flora	33
4.4 Fauna	34
4.5 Características fisiográficas, geomorfológicas y tipos de suelo	35
4.6 Clima	36
4.7 Características hidrológicas: el balance hidrológico y gasto de agua	37
4.8 Actividades económicas	37
4.9 Aspectos sociales	38
Capítulo 5 Metodología	39

5.1	Localización y descripción de sitios de muestreo de agua y de sedimentos	39
5.2	Métodos de muestreo de agua y de sedimentos	42
5.2.1	Recolección de muestras de sedimentos	42
5.2.2	Recolección de muestras de agua intersticial	43
5.2.3	Recolección de muestras en la columna de agua y manantiales	45
5.3	Medición de parámetros	46
5.3.1	Determinación de las características del sedimento de fondo del humedal	46
5.3.2	Análisis de agua intersticial	48
5.3.3	Análisis de muestras de agua subyacente y de manantiales	51
5.4	Pruebas de movilidad de fósforo	52
5.5	Herramientas estadísticas de interpretación y diagnóstico	53
5.5.1	Interpretación estadística de datos mediante Análisis estadístico de Clúster (CA) y tríadico parcial (PTA)	54
5.5.1.1	Tratamiento de los datos para análisis PTA y Clúster	57
5.5.2	Herramientas de diagnóstico utilizadas en la restauración	58
5.5.2.1	Indicadores de Presión-Estado-Impacto-Respuesta (PEIR)	58
Capítulo 6	Resultados	61
6.1	Calidad de agua	61
6.1.1	Manantiales	61
6.1.2	Columna de agua en el humedal y en el efluente	65
6.1.3	El humedal a escala microcuenca “manantiales, vaso del humedal y efluente”	68
6.2	Caracterización de los sedimentos de fondo del humedal	68
6.2.1	Perfiles de concentración de macronutrientes en los sedimento de fondo	69
6.2.2	Perfiles de concentración de micronutrientes en los sedimento de fondo	71
6.3	Caracterización del agua de poro o intersticial de los sedimentos del humedal	74
6.3.1	Perfiles de concentración de macronutrientes en el agua intersticial	74
6.3.2	Flujos de difusión y producto de actividad iónica (PAI) en la interfase agua-sedimento.	84
6.4	Pruebas de movilidad de fósforo.	85
6.5	Diagnóstico del estado actual de la microcuenca Ciénega de Tamasopo	91
6.5.1	Uso de suelo y vegetación	93
6.5.2	Diagnostico e identificación de problemas en escala espacio-temporal	94
Capítulo 7	Discusión	97
7.1	Análisis de la calidad del agua	97
7.1.1	Los manantiales	97
7.1.2	Columna de agua del humedal y efluente	99
7.1.3	El humedal a escala microcuenca “los manantiales, el humedal y el efluente”	102
7.2	Caracterización de sedimentos de fondo del humedal	104

7.2.1	Perfiles de concentración de macronutrientes en los sedimentos de fondo	104
7.2.2	Perfiles de concentración de micronutrientes en los sedimentos de fondo del humedal	114
7.3	Caracterización de agua intersticial del humedal	117
7.3.1	Perfiles de concentración de macronutrientes en el agua intersticial	117
7.4	Pruebas de movilidad	125
7.5	Diagnóstico del estado actual de la microcuenca Ciénega de Tamasopo	135
7.5.1	Uso de suelo y vegetación	135
7.5.2	Propuestas de estrategias de solución en escala espacio-temporal	136
Conclusiones	139
Referencias	145
Anexo A	Columna de agua en manantiales y humedal	154
Anexo B	Núcleos de sedimento	158
Anexo C	Agua intersticial	167
Anexo D	Índices de saturación	195
Anexo E	Movilidad de fósforo	197
Anexo F	Diagnóstico de micro-cuenca	203

Índice de tablas	Página	
Tabla 5.1	Preparación del material empleado en la colección y almacenamiento de las muestras de agua	42
Tabla 5.2	Almacenamiento y preservación de las muestras de agua intersticial	45
Tabla 5.3	Parámetros que se determinaron en agua y sedimentos recolectados en el humedal “Ciénega de Tamasopo”	46
Tabla 5.4	Métodos de análisis, rangos de concentración, LDD y LDC de las curvas de calibración para la determinación de metales en el sedimento del humedal “Ciénega de Tamasopo”	48
Tabla 5.5	Métodos de análisis, rangos de concentración, LDD y LDC de las curvas de calibración para la determinación de metales disueltos en el agua intersticial y en la columna del agua del humedal “Ciénega de Tamasopo”	49
Tabla 5.6	Concentraciones de reactivos para cada rango de concentración de sulfuros totales disueltos (Cline, 1969).	51
Tabla 6.1	Rango de concentración de Carbón Orgánico Disuelto determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.	76
Tabla 6.2	Rango de concentración de Sulfuros Totales Disueltos ($\sum[\text{HS}^-]$) determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.	77
Tabla 6.3	Valores medio de concentración de Manganeso determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.	79
Tabla 6.4	Valores medio de concentración de Magnesio determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.	84
Tabla 6.5	Flujos difusivos de Fe, Ca, Mg y $\sum[\text{HS}^-]$ calculados en agua intersticial del humedal “Ciénega de Tamasopo” en Nov 2011.	86
Tabla 6.6	Flujos difusivos de Fe, Ca, Mg y $\sum[\text{HS}^-]$ calculados en agua intersticial del humedal “Ciénega de Tamasopo” en Mayo 2012.	86
Tabla 6.7	Flujos difusivos de Fe, Ca, Mg, $\sum[\text{HS}^-]$ y SO_4^{2-} calculados en agua intersticial del humedal “Ciénega de Tamasopo” en Nov 2012.	86
Tabla 6.8	Valores de Índices de Saturación para las fases sólidas que potencialmente se pueden precipitar en los sedimentos, en las condiciones fisicoquímicas del agua en los sitios de estudio.	87
Tabla 7.1	Distribución de sitios de muestreo con base en el análisis clúster en: este estudio y sitios propuestos para estudios posteriores dentro del humedal y en los manantiales.	104

Tabla 7.2	Coefficientes de correlación línea de P-Ca, P-Fe y P-Mg de los sitios S1 a S5, en muestras de sedimentos del humedal “Ciénega de Tamasopo” colectados en Noviembre 2010.	116
Tabla 7.3	Especies químicas encontradas mediante la modelación con MINEQL en muestras de agua intersticial de S1 a S5 del humedal “Ciénega de Tamasopo”.	119
Tabla 7.4	Datos termodinámicos relacionados a la solubilidad de Ca (25°C y 1 bar).	121
Tabla 7.5	Flujos de difusión para algunas sustancias calculadas del sedimento (agua intersticial) a la columna de agua al final de cada etapa de los experimentos de movilización en columnas	132
Tabla 7.6	Orden de priorización de causa-efecto de las estrategias de solución a los problemas identificados en el humedal “Ciénega de Tamasopo”.	137
Tabla 7.7	Actividades de implementación en la regulación de la cantidad y calidad del agua en Ciénega de Tamasopo.	137

Índice de Figuras	Página	
Fig. 3.1	Las interacciones entre hidrología, biogeoquímica y respuesta de la biota en los humedales (Mitsch y Gosselink, 2000)	9
Fig. 3.2	Esquema que muestra la relación entre las condiciones hidrológicas, el potencial redox y la actividad metabólica de los microorganismos en los humedales (Reddy y col., 2000)	12
Fig. 3.3	Estatus redox de los sedimentos de un humedal. Influencia de raíces en la movilidad de metales en sedimentos ricos en sulfuros y pobres en materia orgánica. Las capas sombreadas, representan los diferentes estados redox, capa I: superficie oxidada, capa II: moderadamente reducida, capa III: altamente reducida. A sedimentos sin vegetación, B movilidad de metales, C, D y E sedimentos con vegetación (Jacob y Otte, 2003)	19
Fig. 3.4	Perfiles de concentración de a) N y C; b) Fe; c) Cd y Pb determinados en el núcleo 1; d) Fe y P; y e) Cd y Pb determinados en el núcleo 2 en función de la profundidad en el humedal Ciénega de Tamasopo, SLP.	28
Fig. 3.5	Perfiles de a) potencial redox, b) pH, de concentración de c) sulfatos (SO_4^{2-}), d) hierro (Fe), e) magnesio (Mg), calcio (Ca) y carbón orgánico disuelto (COD), y e) cadmio (Cd) y plomo (Pb) en función de la profundidad en el agua intersticial en el humedal Ciénega de Tamasopo, SLP	29
Fig. 4.1	Localización del humedal Ciénega de Tamasopo en la microcuenca Ciénega de Tamasopo (No. 40), Tamasopo, SLP. México. Tomado de INEGI (1999)	32
Fig. 4.2	Especies de plantas y animales que se identificaron en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. a) Loro de cabeza amarilla, b) cocodrilo moreletti, c) nenúfares y d) tortuga casquito	34
Fig. 5.1	Localización de sitios de muestreo de manantiales (M1-M11), sedimentos y agua subyacente (S1-S6) en el humedal “Ciénega de Tamasopo”, SLP	41
Fig. 5.2	A) Muestreador de Sedimentos (nucleador de gravedad). Se muestra el arreglo del nucleador antes de tomar la muestra “abierto” y una vez que contiene la muestra “cerrado”. Núcleo de sedimento A) vista de nucleador durante toma de muestras in situ, C) núcleo de sedimento y D) seccionamiento de un núcleo de sedimento con anillos de acrílico	43
Fig. 5.3	Dializador para la muestra de agua intersticial; (1) vista del dializador a) frontal, b) lateral de la base del dializador y c) cubierta; (2) dializador en el sedimento; (3) recuperación de dializador donde la superficie más limpia corresponde a la parte que estuvo en contacto con el sedimento; (4) perforación de la membrana con la punta de una pipeta para extraer la muestra y colocarla en el recipiente adecuado (5).	44
Fig. 5.4	Esquema de digestión ácida para la obtención de la concentración de elementos totales (Fortin y col., 1993)	47

Fig. 5.6	Cromatograma obtenido de un estándar multi-anión en donde se observa la secuencia de aparición de los picos de las especies determinadas así como su tiempo de retención.	50
Fig. 5.7	Construcción de columnas experimentales con agua y sedimento del humedal “Ciénega de Tamasopo”	53
Fig. 5.8	Tipología de la matriz de datos	55
Fig. 5.9	Esquema del análisis triádico parcial (PTA)	56
Fig. 5.10	Componentes del análisis PTA	57
Fig. 5.11	Modelo conceptual P.E.I.R (Quiroga Martínez, 2007)	60
Fig. 6.1	Diagrama de Piper de los manantiales muestreos en noviembre 2010 (m1) y mayo 2012 (m2), respectivamente, Tamasopo, SLP.	62
Fig. 6.2	A) Dendrograma de análisis clúster de los sitios de muestreo en los manantiales; B) Análisis triádico parcial de los manantiales “PTA” a) Ordenación de fechas de muestreo en el plan factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la inter-estructura en PTA, b) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (eje I-II) del compromiso e histograma de eigenvalores identificando la importancia de los ejes que definen la estructura espacial promedio, c) Proyecciones de las estaciones de muestreo en el primer plano del compromiso, d) Peso de cada tabla (ak) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA.	63
Fig. 6.3	Diagrama de Piper de los sitios muestreados en el humedal Ciénega de Tamasopo, SLP	66
Fig. 6.4	A) Dendrograma de análisis clúster de los sitios de muestreo en el humedal; B) Análisis PTA a) Ordenación de fechas de muestreo en el plan factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la inter-estructura en PTA, b) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (eje I-II) del compromiso e histograma de eigenvalores identificando la importancia de los ejes que definen la estructura espacial promedio, c) Proyecciones de las estaciones de muestreo en el primer plano del compromiso, d) Peso de cada tabla (ak) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA. Sitios de muestreo en Ciénega de Tamasopo, SLP.	67
Fig. 6.5	A) Clúster de las estaciones de muestreo a escala “humedal”, B) Análisis triádico parcial “PTA” de la cuenca a) Ordenación de fechas de muestreo en el plan factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la inter-estructura en PTA, b) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (eje I-II) del compromiso e histograma de eigenvalores identificando la importancia de los ejes que definen la estructura espacial promedio, c) Proyecciones de las estaciones de muestreo en el primer plano del compromiso, d) Peso de cada tabla (ak) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA. Conjunto de datos de Nov 2011 y Mayo 2012. Ciénega de	69

	Tamasopo, SLP.	
Fig. 6.6	Perfiles de concentración de los nutrientes C_{org} , N y P en función de la profundidad en los sedimentos de las estaciones (S1-S5) del humedal “Ciénega de Tamasopo”. Los muestreos, se realizaron en Noviembre 2011 para determinar la concentración de P y en Septiembre 2012 para determinar Corg y N.	70
Fig. 6.7	Relaciones de los isotopos estables de C ($\delta^{13}C$), N ($\delta^{15}N$) y S ($\delta^{34}S$) en función de la profundidad en los sedimentos del humedal Ciénega de Tamasopo. Los núcleos de sedimento fueron obtenidos en septiembre de 2012.	71
Fig. 6.8	Perfiles de concentración de 1) calcio (a-e), 2) magnesio (f-j), 3) hierro (k-o) y 4) manganeso (p-t) en función de la profundidad en los sedimentos en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. Los núcleos de sedimento se colectaron en Noviembre de 2010.	73
Fig. 6.9	Perfiles de pH en el agua intersticial medidos en 1) núcleos de sedimento de fondo (a-e) en Noviembre 2010 y Septiembre 2012, y 2) muestras colectadas de dializadores en Noviembre 2011 (f-j), en Mayo 2012 (k-o) y Noviembre 2012 (p-t) de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras (f-t) indica la interfase agua-sedimento (IAS).	75
Fig. 6.10	Perfiles de concentración de COD en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS).	77
Fig. 6.11	Perfiles de concentración determinados en el agua intersticial de 1) sulfuros totales disueltos en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), y 2) sulfatos en Noviembre 2012 (p-t) de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS).	80
Fig. 6.12	Perfiles de concentración de calcio en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS).	81
Fig. 6.13	Perfiles de concentración de hierro en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS).	82
Fig. 6.14	Perfiles de concentración de manganeso en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS).	83
Fig. 6.15	Perfiles de concentración de magnesio en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-	84

	sedimento (IAS).	
Fig. 6.16	Perfiles de a) pH, b) concentración de calcio, c) hierro y d) manganeso en el agua subyacente al inicio y final de los ajustes de pH a 8.5, 7.5 y 6.5; en columnas experimentales con sedimentos de humedal “Ciénega de Tamasopo.	89
Fig. 6.17	Perfiles de pH y potencial redox en (a) columna de agua (b) agua intersticial, concentración de hierro, fosfatos, sulfatos y sulfatos en la columna de agua (c, e, g y i) y agua intersticial (d, f, h y j) en columnas experimentales con sedimentos de humedal “Ciénega de Tamasopo.	92
Fig. 6.18	Cambio del uso del suelo y vegetación, en la cuenca “Ciénega de Tamasopo”, años 1970, 1985, 1990, 2010.	93
Fig. 6.19	Identificación de problemas escala espacio-temporal en la microcuenca “Ciénega de Tamasopo”.	94
Fig. 6.20	Diagrama que muestra la interrelación entre los componentes de la matriz PEIR en la microcuenca Ciénega de Tamasopo.	95
Fig. 7.1	Relación de dependencia de a) la concentración de Ca respecto de pH, b) alcalinidad respecto de pH y c) alcalinidad vs concentración de Ca, en los manantiales del humedal Ciénega de Tamasopo.	98
Fig. 7.2	Relación de dependencia de a) la concentración de Ca respecto de pH, b) alcalinidad respecto de pH y c) alcalinidad vs concentración de Ca, en los manantiales del humedal Ciénega de Tamasopo.	100
Fig. 7.3	Relaciones C/N y $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$ con la profundidad, y relaciones $\delta^{13}\text{C}: \text{C/N}$ y $\delta^{15}\text{N}: \text{C/N}$ en los sedimentos colectados en los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”, SLP en Septiembre 2012. En la figura, el cuadro con línea continua indica alta productividad, mientras que con línea punteada, indica baja productividad.	111
Fig. 7.4	Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en muestras de los sitios S1 – S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”, plantas C3 y C4, fitoplancton, aguas residuales y caña de azúcar. Rango de valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ son mostrados en las áreas cuadradas a partir de la literatura.	112
Fig. 7.5	Relación de $\delta^{15}\text{N}/\text{P}$ en los sedimentos colectados de los sitios S1 a S5 obtenidos del humedal “Ciénega de Tamasopo”, en Noviembre 2010 (P) y Septiembre 2012 ($\delta^{15}\text{N}$).	113
Fig. 7.6	Distribución de datos de P vs Ca (a-e), Fe y Mg (f-g) en los sedimentos colectados en los sitios S1 a S5 del humedal “Ciénega de Tamasopo”, durante el muestreo de Noviembre 2010.	116
Fig. 7.7	Diagrama de (a) solubilidad de Ca en el agua intersticial para las especies CaCO_3 , CaSO_4 y $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ y (b) índices de saturación de la calcita y yeso. Los símbolos, corresponden a los datos de Ca determinados en agua intersticial en Noviembre 2011, Mayo 2012 y Noviembre 2012 en los sitios S1-S5 del humedal “Ciénega de Tamasopo”.	121
Fig. 7.8	Diagramas de (a) pE-pH para el sistema $\text{SO}_4 - \text{S(s)} - \text{H}_2\text{S}$ ($C_T = 1.97 \times 10^{-2} \text{ M}$) y (b) Log de concentración de sulfuros totales disueltos y sulfatos versus el pH. Los símbolos corresponden a las concentraciones determinadas en el agua intersticial de $\sum[\text{HS}^-]$ y sulfatos.	122

Fig. 7.9	Secuencia de consumo de electrones observada en el agua intersticial en la IAS del humedal “Ciénega de Tamasopo”.	125
Fig. 7.10	Representación esquemática de los procesos químicos que pueden estar ocurriendo en el humedal Ciénega de Tamasopo, entre agua-sedimento de acuerdo a lo determinado en este estudio.	126
Fig. 7.11	Flujos de difusión de Fe, fosfatos (PO_4^{3-}), sulfatos (SO_4^{2-}) y sulfuros ($\sum[\text{HS}^-]$) en la interface agua-sedimento. Los valores positivos significan que la difusión ocurre del sedimento hacia la columna de agua y los valores negativos, de la columna de agua al sedimento. Coeficiente de difusión tomado de Li, Y. H. and Gregory S (1974).	130
Fig. 7.12	Uso de suelo en la microcuenca “Ciénega de Tamasopo	136
Fig. 7.13	Identificación de soluciones en la microcuenca “Ciénega de Tamasopo”.	138
Fig. 8.1	Esquema que representa (a) la situación actual del humedal, (b) proyección del humedal después de realizar actividades de remediación.	142

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Los humedales son extensiones de marismas, pantanos o turberas cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros (Ramsar, 1971). Se han definido cinco grandes sistemas de humedales, con características diferentes en cada región de acuerdo a suelo, topografía, clima, hidrología, calidad del agua, vegetación y otros factores, incluyendo por supuesto la perturbación humana (Scott, 1989; Ramsar, 2006). Ellos son:

- estuarinos – se forman en la desembocadura de los ríos al mar y su salinidad es de un valor medio entre el agua dulce y el salada (por ejemplo, deltas, bancos fangosos y marismas);
- marinos – los que no resultan afectados por los caudales fluviales (por ejemplo, litorales y arrecifes de coral);
- fluviales – se forman periódicamente como resultado del desbordamiento de los ríos (por ejemplo, llanuras de inundación, bosques anegados y lagos de meandro);
- palustres – los que contienen aguas relativamente permanentes (por ejemplo, pantanos de papiro, marismas y ciénagas), y,
- lacustres – zonas litorales de aguas permanentes caracterizadas por una baja circulación (lagunas, lagos glaciales y lagos de cráteres de volcanes).

La importancia de los humedales viene de las complejas interacciones que se establecen entre el agua, los suelos, la topografía, los microorganismos, las plantas y los animales que los hacen los ecosistemas más productivos de la Tierra. Los seres humanos pueden utilizar sus recursos (peces, madera, especies de fauna y flora silvestres), practicar actividades de recreación como observación de aves y la navegación, realizar investigación, proveer de tierras fértiles para preservación de sus propios recursos, abastecer de agua. Igualmente, los seres humanos pueden beneficiarse indirectamente de las interacciones de sus componentes, es decir, de sus funciones como el control de inundaciones, la recarga de acuíferos, la retención de sedimentos y de agentes contaminantes, la retención de nutrientes, la protección contra tormentas, el intercambio de aguas superficiales y subterráneas, la regulación de la cantidad y calidad del agua (Zedler y Kercher, 2005; Ramsar, 2006). Los usos de estas distintas características dan un alto valor económico a los humedales (biodiversidad biológica, patrimonio cultural, turismo) y sustentan a millones de seres humanos directamente, al proveer de bienes y servicios más allá de sus límites (Dugan, 1990; UICN 2002; Ramsar, 2006).

Entre las principales causas de degradación de los humedales están el desecamiento con fines de uso agrícola o para proveer de agua para diferentes usos, el desarrollo de

infraestructura carretera, la construcción de represas, el dragado, la contaminación, la proliferación de especies invasoras y la extracción de agua (Moreno-Casasola, 2008). Debido al valor de los humedales por los servicios ambientales que prestan, es necesario contar con instrumentos que permitan su protección y/o restauración, y el manejo sustentable de estos ecosistemas.

Este trabajo se realizó en el humedal “Ciénega de Tamasopo”, SLP (México). Este es un sitio reconocido como RAMSAR y posee condiciones ambientales particulares que permiten la existencia de flora y fauna diversa, así como de una variedad de hábitats que actualmente se ven amenazados por la acción del hombre dentro de la microcuenca en la que se ubica y que se denomina “Ciénega Tamasopo”. Las comunidades localizadas en la microcuenca y circundantes al humedal hacen uso directo e indirecto de los recursos naturales, haciendo necesario promover la conservación y manejo sostenible de sus recursos. No obstante, en la microcuenca no se tiene registrado el origen de los nutrientes que mantienen la productividad y sus funciones, el efecto de los factores de impactos que inciden en el humedal debido a las actividades humanas y por consiguiente se desconoce el estado actual de preservación del humedal.

Por lo anterior y con la finalidad de tener un panorama de la “problemática ambiental” que se presenta en el humedal; se realizó el estudio de la dinámica de los elementos C, N, P, Fe y S entre el agua y el sedimento del humedal. Los sitios seleccionados, se eligieron para detectar la influencia de las principales actividades desarrolladas en la microcuenca que pueden afectar la calidad del agua del humedal; así como la de los manantiales que lo abastecen.

En la generación de datos, se hicieron determinaciones en sedimento de C, N, P, Fe, Ca, Mn, Mg, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^4\text{S}$, en el agua intersticial, subyacente y de los manantiales se determinaron metales disueltos (Ca, Fe, Mn, Mg), sulfuros totales disueltos, carbón orgánico disuelto y aniones. También se realizaron mediciones *in situ* de la columna de agua (pH, temperatura, conductividad eléctrica, potencial redox, oxígeno disuelto y profundidad). Los parámetros que se determinaron se utilizaron en la caracterización del sedimento y del agua. Los datos generados se representan en forma de perfiles de concentración en función de la profundidad. Los resultados generados en el sedimento sirven para determinar el origen de la materia orgánica. Para entender la limitación de nutrientes se realizaron pruebas de movilidad de fósforo en sistemas de columnas experimentales (nivel laboratorio). Durante la experimentación se variaron las condiciones de pH, las condiciones oxidantes / reductoras y la concentración de fosfatos y hierro, para comprender su efecto cuando ocurre un cambio en las condiciones del humedal

La interpretación de los datos en el agua intersticial, subyacente y en los manantiales y las determinaciones *in situ* en la columna de agua fueron la base de la caracterización

fisicoquímica de la calidad del agua en el humedal, de la definición de su estado trófico y de la clasificación del agua en base a su mineralogía. El análisis de datos se hizo mediante: a) Análisis Triádico Parcial (PTA por sus siglas en inglés), b) análisis clúster, y c) clasificación de familias de agua mediante el análisis de Piper. Las dos primeras son herramientas estadísticas de interpretación.

La interpretación de los resultados y el uso de herramientas de diagnóstico permitirán que los tomadores de decisiones en instituciones gubernamentales (federales, estatales o locales), o las mismas comunidades que dependen de los recursos que proporciona el humedal puedan realizar acciones encaminadas a promover la conservación y el manejo sostenible de este ecosistema de acuerdo al potencial de su biodiversidad.

CAPÍTULO 2. JUSTIFICACIÓN, OBJETIVOS Y METAS

Los humedales figuran entre los ecosistemas más productivos de la tierra, sostienen una alta biodiversidad de especies, aportan el agua y otros servicios ambientales. Por la importancia de sus funciones, la preservación de los humedales en el mundo es de atención prioritaria de los gobiernos. En el estado de San Luis Potosí, en la región huasteca se encuentra el humedal “Ciénega de Tamasopo”. Este humedal abastece de agua a las comunidades con las que limita como son: Cabezas, Oscuranas, Cofradía, San Isidro, Verástegui, La Copa, Tamaginique, La Esperanza, 20 de Noviembre, La Ceibita, Capuchinas, El detalle, Agua de Piedras, Joya de los Novillos y Emiliano Zapata, entre otras; sostiene diversidad biológica con especies identificadas con alguna categoría de riesgo; es un vaso captador de aguas pluviales que filtra y descarga en las corrientes naturales del arroyo El Trigo o Cabezas; contribuye a la regulación del clima en la región de esta microcuenca; es una fuente potencial de ingresos económicos para los habitantes de la región por la viabilidad de desarrollar actividades económicas y turísticas por su valor paisajístico, por la probabilidad de conservar algunos relictos de vegetación nativa, permitiendo que el humedal sea un refugio regional para muchas especies de importancia para la zona de transición entre el Neártico y el Neotrópico, que lo hacen una zona necesaria para protección, conservación y de sustento para el desarrollo de las actividades humanas y agrícolas que dependen de él. Por lo tanto, es preciso hacer un diagnóstico de las actividades que ejercen un impacto sobre el humedal, y que producen una alteración de los procesos físicos, químicos y biológicos que mantienen el equilibrio natural del ecosistema.

Como se indica en la descripción del sitio de estudio, a partir de los años 70's donde se favoreció el cambio de uso de tierra, de forestal a agrícola, es probable que este ecosistema acuático se haya modificado, que las comunidades hayan afectado o afecten este ecosistema acuático, a causa de la alteración de los flujos de las corrientes, por la construcción de drenes, cambio de uso de suelo, pérdida de cobertura vegetal, incendios forestales ocasionales o recurrentes en campos cañeros, extracciones ilegales de agua, de especies vegetales y de animales, probables descargas de aguas residuales provenientes de las comunidades y la rápida intensificación de la agricultura. Estas circunstancias posiblemente favorecieron la entrada de sedimentos y nutrientes, conduciendo a este sistema a condiciones de eutrofización. Sin embargo, esta perturbación no ha sido evaluada a nivel de los sedimentos. Lo anterior permite hacer una evaluación de núcleos de depositación en el sedimento del humedal e inferir si ha habido alteración en las tasas de sedimentación que puedan modificar las funciones biogeoquímicas en el humedal.

Dado que los humedales tienden a reducir la fuerza del agua promoviendo la deposición de sedimentos y nutrientes. Dependiendo de las variaciones físicas y químicas del ambiente de

depositación, estos sedimentos pueden actuar como sumidero o fuente de una serie de sustancias que modifican las propiedades naturales de la columna de agua y la trama trófica. Por tal motivo, el conocimiento de las propiedades y composición de los sedimentos permite evaluar la condición del humedal y reconocer eventuales perturbaciones derivadas de la acumulación de sustancias naturales propias del humedal y de actividades antropogénicas que puedan constituir riesgos para la salud del ecosistema. Para ello, se necesita hacer una evaluación objetiva del impacto e influencia de las actividades que se producen en la microcuenca y que corresponden a la aplicación de fertilizantes, la quema de caña durante la zafra, la sobre extracción de agua y la descarga de aguas residuales. De estas actividades se pueden establecer indicadores de perturbación de la calidad del agua y de los sedimentos, que proporcionen información del estado trófico actual del humedal, documentar la variabilidad espacial de las características del sedimento con respecto al intercambio de C, N, P, Fe y S entre el sedimento y el agua, e identificar los factores que regulan esta variabilidad. Este conocimiento permitirá, además, proponer estrategias de prevención y/o regulación de las actividades que alteren el equilibrio del humedal, que no pongan en riesgo la salud de este ambiente, ni el desarrollo socio-económico de las comunidades de su entorno y que contribuyan a la preservación de este ecosistema acuático.

En los últimos años, se ha empezado a buscar que las comunidades se involucren en el uso y la preservación de los recursos naturales. Por ello, se requiere que la población al considerarlos como sus bienes, acepten o adopten el proceso de evaluación del humedal, que comprendan el impacto de sus actividades en la composición y estructura del humedal. Solo de esta forma se lograra mantener este ecosistema y la calidad de sus recursos como el agua. Sensibilizar a las poblaciones acerca de la importancia de conservación del humedal, permitirá que participen activamente en este proceso de evaluación y generación de estrategias para su cuidado.

2.1 Hipótesis

El conjunto de actividades desarrolladas en la microcuenca de Ciénega de Tamasopo, influyen en los ciclos de los nutrientes (C, N, P, Fe y S) del humedal, reflejándose en el enriquecimiento de estos elementos en los sedimentos recientes.

El comportamiento químico del hierro influye en el ciclo del fósforo (disponibilidad y movilización) y posiblemente del azufre.

2.2 Objetivo general

Identificar las principales actividades que alteran los procesos naturales del humedal mediante la dinámica biogeoquímica de los elementos (C, N, P, Fe y S) entre el agua y el sedimento del humedal Ciénega de Tamasopo

2.2.1 Objetivos específicos

- Caracterizar el agua y el sedimento del humedal Ciénega de Tamasopo con respecto de los elementos C, N, P, Fe y S.
- Establecer la dinámica de los elementos C, N, P y Fe entre el agua y los sedimentos de fondo del humedal.
- Establecer trazadores fisicoquímicos (C, N, C:N, N:P, relaciones isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}:\delta^{15}\text{N}$) de las variaciones en la productividad del humedal.
- Proponer estrategias de preservación del humedal.

2.2.2 Metas

- Conocer el estado de la calidad del agua y del contenido de los elementos C, N, P, Fe y S en el sedimento.
- Establecer la relación-dependencia de los diferentes nutrientes en la productividad del humedal.
- Identificar los factores que alteran las características fisicoquímicas del humedal.
- Identificar las condiciones elementales de conservación y uso sustentable del humedal.

CAPITULO 3. MARCO TEÓRICO

La existencia de una gran variedad de ecosistemas de humedales en todo el mundo, resalta la importancia de estos biomas por su gran valor como recurso ecológico y por las funciones y servicios ecológicos que desempeña. Por lo tanto si se quieren mantener estas propiedades, valores, funciones y servicios, se debe permitir que sus procesos ecológicos continúen funcionando.

Los humedales son probablemente los ecosistemas acuáticos más complejos (ver Figura. 3.1), por mantener complejas interacciones directas o indirectas entre los componentes bióticos y abióticos, que lo conforman (Ramsar, 2006). Por lo anterior, la comprensión de la estructura de los humedales es prioritaria, en el sentido de preservación de sus recursos hídricos, faunísticos y florísticos.

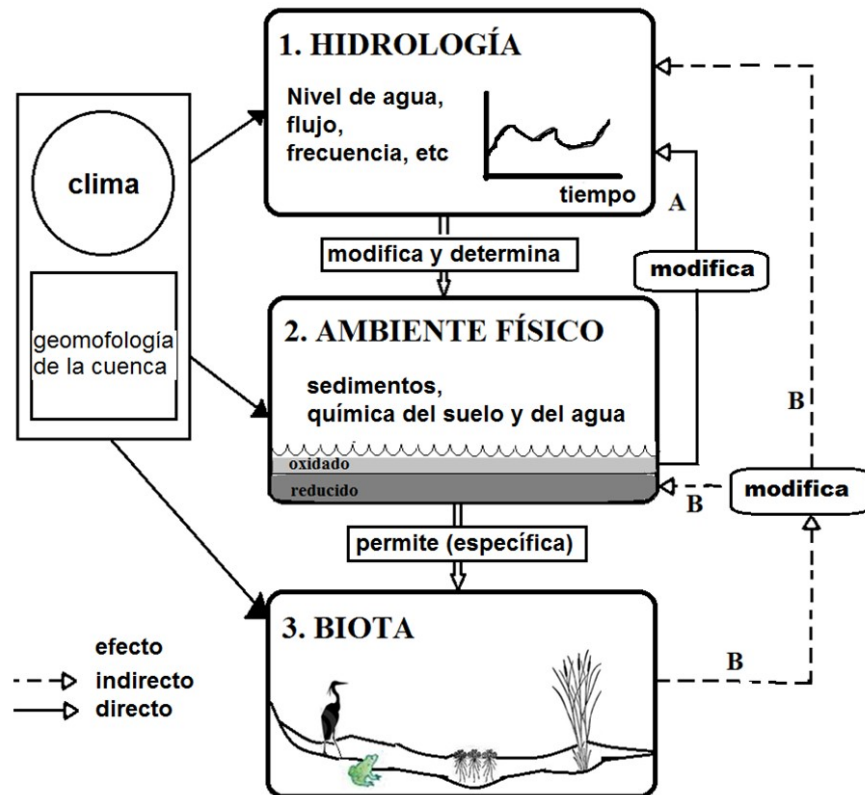


Figura 3.1. Las interacciones entre hidrología, biogeoquímica y respuesta de la biota en los humedales (Mitsch y Gosselink, 2000).

Varios estudios han demostrado que los humedales en general, son ambientes deposicionales, es decir, zonas de depósito de sustancias y fuente de nutrientes (C, N y P) (Sánchez Carrillo y col., 2000). La acumulación, el almacenamiento y la composición de

sustancias aportadas externamente pueden favorecer y/o regular los procesos biogeoquímicos, la productividad, la diversidad de especies, la calidad del agua, la presencia de plantas invasivas, la pérdida y/o degradación del humedal. Sin embargo, la acumulación y re-utilización de estas sustancias, depende de varios factores: la hidrología (el tamaño de la cuenca, volumen y calidad del agua, flujos de inundación), las condiciones geomorfológicas (uso y composición del suelo, batimetría, canales principales y secundarios, rugosidad del fondo, morfología externa, taludes, pendiente), la actividad biológica, la geoquímica (aniones y cationes presentes en el agua, condiciones fisicoquímicas, transformaciones post-deposicionales, mineralizaciones), y el grado de conectividad con sistemas abiertos (ríos, arroyos, lagos y estuarios) (Craft y Casey, 2000; Sánchez Carrillo y col., 2000; Fleming y Horne, 2002; Zedler y Kercher, 2005).

El intercambio de sustancias entre los dos compartimentos (agua y sedimento) es uno de los factores que afecta en mayor grado a la composición del agua y por tanto, indirectamente a los organismos que viven en ella. El intercambio de nutrientes entre los sedimentos y el agua subyacente depende de las características químicas del agua y del sedimento (Wetzel, 2001). En todos los sistemas acuáticos, el sedimento desempeña un importante papel en la dinámica global del ecosistema; este compartimento funciona como una reserva amortiguadora de nutrientes para la columna de agua, al retener una porción del exceso de los nutrientes provenientes de aportes externos y/o de la degradación o compensar los déficits de nutrientes en periodos de alta demanda biológica (López, 1986; Ramírez y Noreña, 2004).

3.1 Características biogeoquímicas de un humedal

Las condiciones hidrológicas únicas y diversas de los humedales influyen notablemente en los procesos biogeoquímicos. Estos procesos determinan no solo cambios en las formas químicas sino también el movimiento de los materiales dentro del humedal (ej., el intercambio entre agua-sedimento con la captación por las plantas y sus alrededores como la exportación de materia orgánica). Estos procesos a su vez determinan la productividad del humedal. La biogeoquímica en los humedales, puede dividirse en 1) la ciclación intra-sistema a través de varios procesos de transformación y 2) el intercambio de sustancias entre el humedal y sus alrededores. La ciclación intra-sistema junto con las condiciones hidrológicas, influyen en el grado en el cual las sustancias son transportadas de o hacia el humedal. Las interacciones entre hidrología, biogeoquímica y respuesta de la biota del humedal, se ilustran en la Figura 3.1 (Mitsch y Gosselink, 2000). Las reacciones biogeoquímicas son importantes en la evaluación de la condición de los nutrientes (oligotrófico, mesotrófico, eutrófico) del humedal y su susceptibilidad al enriquecimiento de los nutrientes.

Las interacciones de los componentes físicos, biológicos y químicos de un humedal (los suelos, el agua, las plantas y los animales), hacen posible que el humedal desempeñe muchas funciones vitales, por ejemplo, el almacenamiento de agua; la protección contra tormentas y la mitigación de inundaciones; la estabilización del litoral y el control de la erosión; la purificación de las aguas mediante la retención de nutrientes, los sedimentos y los contaminantes, entre otros (Ramsar, 1971; Mitsch y Gosselink, 2000; Zedler y Kercher, 2005).

Para comprender la estructura compleja de los humedales, es necesario conocer las funciones más importantes de sus componentes (suelos – agua – plantas - animales), ya que cambios en alguno de ellos, puede afectar drásticamente la composición del sedimento, la distribución de las plantas y la fauna. También esta condición, favorece ciertas características físicas, biológicas, químicas y morfológicas que ayudan a distinguir los límites de los humedales.

3.1.1 Función de los sedimentos de fondo en los humedales

Los sedimentos de los humedales juegan un papel vital en la transformación y evolución de los ecosistemas, debido a que son el medio en el cual tienen lugar muchas de las transformaciones de sustancias y el medio de almacenamiento primario de nutrientes disponibles para la mayoría de las plantas de los humedales. Los suelos en los humedales son de dos tipos: a) suelos minerales y b) suelos orgánicos. Casi todos los suelos tienen algo de material orgánico, pero cuando el suelo tiene menos del 20 – 35 % de materia orgánica (sobre una base en peso seco), se considera un suelo mineral. (Mitsch y Gosselink, 2000). En los humedales, los suelos y los sedimentos (sustrato) se consideran normalmente heterogéneos porque tienen una composición química variable, en ellos se distinguen zonas oxidantes y reductoras, sostienen biodiversidad de plantas y animales, poseen compuestos orgánicos e inorgánicos, además de estar fundamentalmente inundados, es decir, tienen una condición prolongada de saturación (Otte y Jacob, 2006). Las condiciones o características generales del sedimento de un humedal están regidas por ciertos factores como el tipo, el tamaño, la posición en la cuenca, la estructura geomorfológica, la hidrología, el contenido de nutrientes y de contaminantes, el desarrollo de actividades agrícolas, la fuente y la calidad del agua que los alimenta, la salinización, la eutrofización, la sedimentación, el drenado, la extinción de especies nativas e invasión con especies exóticas. De ahí que los enfoques y trabajos en los humedales sean diversos (Craft y Casey, 2000; Sánchez Carrillo y col., 2000; Fleming y Horne, 2002; Zedler y Kercher, 2005).

En los humedales, la mayoría de los estudios en sedimentos se enfocan en la sedimentación como parte del balance de materia del ciclo de nutrientes, como factor que condiciona el desarrollo de determinados organismos y como clave para diferenciar algunos aspectos del pasado. Existen pocos estudios en zonas húmedas que aborden aspectos relacionados con

las características de los sedimentos y sus posibles orígenes, así como su variabilidad espacial (forma y composición) y temporal (efectos del clima y tiempo), así mismo, hay escasos trabajos que abordan aspectos relacionados con la dinámica de la sedimentación en humedales (Sánchez Carrillo y col., 2000). Dependiendo de la composición química de los sedimentos, las transformaciones biológicas y las reacciones que en él tienen lugar, resultan en la formación de metabolitos estables o en componentes específicos (Zedler y Kercher, 2005; Barber y col., 2001; Otte y Jacob, 2006).

Las transformaciones de la biomasa (compuestos orgánicos e inorgánicos sensibles al potencial redox), utilizan un amplio rango de aceptores de electrones que dependen de sus características termodinámicas, su disponibilidad e interacción con otras sustancias (Otte y Jacob, 2006; Dahm y col., 1998). Los aceptores de electrones más comunes incluyen al oxígeno, nitrato, manganeso (IV), hierro (III), sulfato y dióxido de carbono, los cuales llegan al humedal por entradas internas (oxidación de especies químicas) y entradas externas (atmosfera, precipitación pluvial, escurrimiento). Esta secuencia de aceptores de electrones (ver Figura 3.2), explica la estratificación en la actividad microbiana y química con frecuencia observada en los perfiles de los sedimentos de los humedales (Reddy y col., 2000).

Aeróbica					Condiciones del suelo
Anaeróbica					
Altamente Reducido	Reducido	Moderadamente Reducido		Oxidante	Condiciones Redox
CO_2	SO_4^{2-}	Fe^{3+} Mn^{4+} NO_3^-	O_2		Aceptor de electrones
Anaeróbico		Facultativo		Aeróbico	Metabolismo microbiano
-200	0	+200	+400	+600	
Potencial Redox (Eh) milivolts					

Figura 3.2. Relación esquemática entre las condiciones hidrológicas, el potencial redox y la actividad metabólica de los microorganismos en los humedales (Reddy y col., 2000).

El potencial redox del sedimento de un humedal sugiere algunos indicios del estatus químico de las especies presentes (Otte y Jacob, 2006). Las reacciones redox son críticas debido a que regulan el destino de los procesos de muchos constituyentes químicos de los humedales. Los valores del potencial redox en los suelos de humedales, van de +700 mV a -370 mV. Los valores negativos, representan una alta actividad de electrones y condiciones anaeróbicas intensas, típicos de suelos permanentemente anegados. Los valores positivos representan, una baja actividad de electrones y condiciones aeróbicas o condiciones moderadamente anaeróbicas, típicas de humedales en la zona de transición. Bajo estas condiciones, hay un potencial más grande para la transferencia de electrones, debido a la

presencia de especies oxidantes como el oxígeno, los nitratos, y formas oxidadas de hierro y manganeso. La relación entre las condiciones hidrológicas de los sedimentos, el potencial redox y la actividad microbiana es representada en la Figura 3.2 (Reddy y col., 2000).

En los humedales, el oxígeno es introducido al sedimento a través de la columna de aire-agua por difusión, a partir de la fotosíntesis por flujo de masa de la atmósfera a la zona de las raíces mediante las plantas y por fluctuaciones en la profundidad del nivel del agua. El oxígeno es crucial en la regulación de la velocidad de respiración de las plantas y microbios, en la especiación, la movilidad y biodisponibilidad de químicos en el sedimento. Cuando el oxígeno es limitado, hay cambio en las propiedades (Eh, contenido de materia orgánica) que diferencian a los humedales de los suelos agrícolas y suelos forestales tierras arriba (Reddy y col., 2000). La difusión del oxígeno a través del agua intersticial, mantiene las condiciones de la interfase sedimento-agua intersticial, la cual puede variar en espesor de unos pocos mm a unos 2 cm. Generalmente los sedimentos de los humedales son bajos o carentes de oxígeno. Estas condiciones anaeróbicas no solo requieren adaptaciones especiales en las plantas y fauna de los sedimentos, sino también en la comunidad microbiana (Otte y Jacob, 2006).

De lo anterior, se resalta la importancia en el conocimiento de la dinámica de sustancias en los sedimentos e interacción con el agua, debido a que la afectación en estos compartimentos por cambios en algunos de los factores mencionados anteriormente, pueden alterar el equilibrio “favorable” que mantiene las funciones y servicios de los humedales.

3.1.2 Función de las plantas en los humedales

La vegetación de los humedales desempeña diversas funciones: reducen la velocidad de circulación del agua, contribuyen en la retención, movilización y depuración de sustancias (Ramsar, 1971). El desarrollo de la vegetación y subsecuentes procesos en la interfase plantas/sedimentos (rizósfera) dependen de la variabilidad de los sedimentos. Cambios en la rizósfera pueden afectar el agua intersticial de formas diferentes a los sedimentos desprovistos de vegetación (Jacob y Otte, 2003).

La rizósfera es un ambiente biogeoquímico complejo que: funciona como un secuestrador de metales (Otte y Jacob, 2006), puede eliminar eficazmente altas concentraciones de nutrientes tales como el N y P provenientes de la escorrentía agrícola (Fischer y Acreman, 2004), influye en la disponibilidad-movilidad de sustancias (Xu y col., 2009), afecta el estatus redox del sedimento por el suministro de oxígeno, la liberación de exudados de la descomposición de la materia orgánica (Collen y col., 2001; Jacob y Otte, 2003; Zhon y col., 1997), afecta la especiación química, la movilidad de los metales, el pH y el contenido de materia orgánica de los sedimentos (Jacob y Otte, 2003; Elliott y Brush, 2006), y ayuda

en la prevención y/o reducción de la eutrofización aguas abajo evitando que altas concentraciones de nutrientes o contaminantes lleguen a las aguas subterráneas o fuentes de agua susceptibles de ser utilizada para beber (Ramsar, 1971; Zhon y col., 1997).

Los procesos en la rizósfera varían dependiendo del tipo de plantas acuáticas presentes, la velocidad de crecimiento, la composición de los nutrientes y las características físico-químicas del agua (Panigatt y Maine, 2003). La vegetación típica de los humedales son plantas hidrófilas, las cuales poseen adaptaciones morfológicas o fisiológicas que les permiten crecer y sobrevivir en agua o en suelos que periódicamente se encuentran en condiciones anaeróbicas. Los humedales poseen diversas especies de plantas, entre ellas el buchón de agua o lirio de pantano (*Eichornia crassipes*), lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), oreja de ratón (*Salvinia natans* y *Marsilia sp*), lenteja de agua (*Azolla filiculoides*) y loto o nenúfar (*Nymphaea goudotiana*). Por lo anterior el análisis de las sustancias en la interfase agua-sedimento, provee información sobre la movilidad y disponibilidad de sustancias influenciadas por las raíces en el sedimento.

3.2 Importancia de los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes (C, N, P, S y Fe) en los humedales

La biogeoquímica se ocupa del estudio del ciclo de la materia orgánica en los suelos, sedimentos y columna de agua; cuyos componentes principales son el Carbono (C), Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Azufre (S). En los humedales, muchos procesos ocurren en los ciclos del C, N, P y S, estos proveen información para comprender la diversidad biológica que soportan, el estatus de los nutrientes, la productividad y el grado de eutrofización (Reddy y col., 2000). La cantidad, distribución y composición química de los nutrientes en los sedimentos puede afectarse por: la producción primaria autóctona, el aporte de material aluvial, la profundidad de la columna de agua, la concentración de oxígeno disuelto, la tasa de sedimentación, la productividad biológica, la bioperturbación, la tasa de mineralización y subsecuente aprovechamiento por las plantas (Stumm y Morgan, 1981; Jorgensen y col., 1990; Ramírez y Noreña, 2004; Gathumbi y col., 2005). Una velocidad de mineralización alta conduce directamente a una alta disponibilidad de nutrientes para las plantas (Lamers y col., 1998). En sedimentos lacustres, la materia orgánica puede proveer información sobre el ambiente paleo-ambiental del ecosistema acuático y su cuenca. La materia orgánica lacustre viene predominantemente de material de plantas y en menor proporción de organismos que viven en y alrededor del ecosistema.

La acumulación del **Carbono** en los humedales es debido principalmente al balance de dos procesos: la fijación del carbono a través de la fotosíntesis y las pérdidas por descomposición. Las velocidades de fotosíntesis en los humedales son generalmente más altas que en otros ecosistemas, mientras que las de descomposición son relativamente bajas, debido a las condiciones anaeróbicas, de ahí, que la materia orgánica tienda a acumularse.

Sin embargo, estas velocidades son altamente variables, dependiendo del tipo de sedimento, de la vegetación, la hidrología, la entrada de nutrientes, el grado de perturbación, la presencia de sustancias tóxicas y otros factores ambientales. Concentraciones elevadas de carbono orgánico pueden deberse a la presencia de compuestos carbonados refractarios, asociadas con la biomasa subterránea y aérea de las plantas, formada de mezclas complejas de sustancias no-húmicas, que incluyen material particulado y compuestos solubles en agua. Bajas concentraciones de carbono orgánico, pero altas en C inorgánico se relacionan a zonas con alta bioperturbación, rica en compuestos lábiles que son mineralizados rápidamente, estos valores comparativamente bajos se asocian a las altas tasas de actividad microbiana ocasionadas por las altas temperaturas presentes en la columna de agua, las cuales acentúan el denominado ‘metabolismo en corto circuito’ consistente en la rápida mineralización del material orgánico aún dentro de la columna de agua (Ramírez y Noreña, 2004).

Los sedimentos en ecosistemas de humedales naturales y artificiales actúan como sumideros de **Nitrógeno** (Fleming y Horne, 2002). Son sistemas biológicos e hidrológicos complejos que tienen el potencial de disminuir la carga de nitrógeno a través de los procesos de desnitrificación, sedimentación y captación de nitrógeno por plantas (Arnon y col., 2007; Fleming y Horne, 2002). La dinámica del N es particularmente sensible a los cambios de las condiciones fisicoquímicas inducidas por interacciones de la biota, produciendo diversidad de transformaciones microbianas (Arnon y col., 2007). El ciclo del nitrógeno en los humedales es controlado por algunas variables como el clima, la hidrología, la geomorfología y la vegetación (Chapín y col., 2002). El nitrógeno que entra a los humedales, está presente en forma orgánica e inorgánica. Las proporciones relativas de cada uno, depende de la fuente y tipo de agua que entra al ecosistema. Las formas orgánicas, están presentes en forma particulada y disuelta, mientras que las inorgánicas (e.g. N-NO_3^-) en formas disueltas. El nitrógeno orgánico es formado preferentemente por proteínas y ácidos nucleicos, los cuales son relativamente abundantes en plantas más pequeñas, tales como el fitoplancton acuático. La mineralización de N orgánico, es altamente correlacionado con el nitrógeno de la biomasa del sedimento del humedal bajo diferentes condiciones redox y de la temperatura, sugiriendo que las mediciones de estos parámetros pueden indicar el grado de mineralización de N orgánico. La nitrificación es un proceso aeróbico, este ocurre en la columna de agua, en la superficie aeróbica de la capa del sedimento y en la rizósfera, con valores de potenciales redox de 200 - 300 mV (Reddy y col., 2000).

La vegetación juega un papel importante en el ciclo del nitrógeno en los humedales por ejemplo en (1) la asimilación de nitrógeno en los tejidos de la planta, (2) la liberación de nitrógeno mineralizado a través de los tejidos y (3) proveyendo un ambiente propicio en la rizósfera para que ocurra la nitrificación - desnitrificación. La mayoría de las plantas

obtienen el nitrógeno del sedimento intersticial, con pequeñas cantidades de la columna de agua.

La **relación C/N** (% C_{org} vs %N total) y en menor grado el $\delta^{13}\text{C}$ permiten distinguir la materia orgánica lacustre sedimentada formada a partir de plantas acuáticas y terrestres (Leng y col., 2005). El material orgánico derivado solamente de fitoplancton lacustre, tiene una relación C/N característicamente baja, típicamente < 10 (Leng y col., 2005), mientras que Murase y Sakamoto (2000) reportan valores de 4 – 10. En contraste la materia orgánica derivada de plantas terrestres usualmente tienen relaciones altas de C/N, de 17 - 163 (Leng y col., 2005), > 20 (Murase y Sakamoto, 2000). Donde hay una contribución mixta de la materia orgánica (plantas acuáticas, terrestres, fitoplancton lacustre) es difícil distinguir las entradas e interpretar el $\delta^{13}\text{C}$ (Leng y col., 2005).

La relación de C/N, además de ser un indicador de condiciones tróficas de los cuerpos de agua, sirve igualmente como indicador de procedencia de la materia orgánica. La materia orgánica autóctona es más rica en compuestos proteínicos de bajo peso molecular, ricos en nitrógeno y de baja proporción C/N (típicamente < 10), en tanto que la materia orgánica alóctona terrestre se encuentra enriquecida en material húmico, que tiene un peso molecular más elevado, es rica en compuestos de carbono y la proporción C/N tiende a ser mucho más elevada, con valores que oscilan entre 20 y 30. La proporción C/N $> 10 - 12$ es típica de sedimentos superficiales de lagos mesotróficos - eutróficos y, en general, los valores por debajo de este intervalo indican un incremento en la productividad primaria, usualmente provocada por contaminación antropogénica. El aumento en estos valores es característico de lagos distróficos, alimentados por aguas ricas en sustancias húmicas arrastradas desde la cuenca de drenaje por lluvia y escorrentías (Meyers y Ishiwatari 1993).

Rojas y Silva (2003), observaron que la relación C/N permite conocer la distribución vertical del carbono y nitrógeno inorgánico para los segmentos individuales de los núcleos muestreados. Una variación mínima de C/N en función de la profundidad se puede interpretar como concentración de sedimentos similar en la columna. La transformación de compuestos nitrogenados promueve el aumento de la relación C/N en profundidad y se relaciona con las características redox del sedimento. Así mismo el aumento de C/N y una disminución exponencial del carbono y nitrógeno orgánico se puede atribuir a la mineralización de la materia orgánica.

La disponibilidad biológica del **Fósforo (P)** en los ambientes acuáticos está limitada por la baja solubilidad de fosforo inorgánico y la fuerte afinidad del fosfato disuelto con las superficies sólidas (Zhon y col., 2007). El P es un limitante en la productividad primaria de ecosistemas acuáticos (Kumar y col., 2009), su retención en los humedales es regulada por mecanismos físicos (precipitación, sedimentación y arrastre por convección), y procesos biológicos (asimilación- liberación de la vegetación y de microorganismos).

La mayoría del fósforo orgánico en los sedimentos es derivado del detritus de las plantas. El fósforo unido al detritus de tejido de algas y plantas es rápidamente liberado en la columna de agua durante la descomposición. Bajo condiciones anaeróbicas, estas formas de fósforo son relativamente resistentes al ataque microbiano y pueden considerarse como un suministro de fósforo. Los macrófitos emergentes con una amplia red de raíces, son los responsables de la asimilación y almacenamiento del fósforo de la materia muerta de las plantas asimilado directamente de la columna de agua (Reddy y col., 2000).

El fósforo inorgánico adicionado a los humedales en concentraciones más grandes que las presentes en el sedimento intersticial, se difunde en el sedimento y es retenido por óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio en sedimentos ácidos y por CaCO_3 en sedimentos alcalinos. En suelos con predominancia de óxidos de hierro, el fósforo puede ser fácilmente inmovilizado a través de la adsorción de oxihidróxido de hierro y precipitación como fosfato férrico en las zonas oxidantes de la interfase agua - sedimento. La adsorción es controlada por el pH, el Eh del sedimento y la temperatura. En sistemas calcáreos el fósforo puede precipitar como un mineral de calcio unido al fósforo (Reddy y col., 2000; Kumar y col., 2009). En particular, las formas solubles del fosforo y nitrógeno se encuentran altamente disponibles para plantas acuáticas y algas, por lo tanto, estas especies preferentemente en lugar de las adheridas a los sedimentos o formas orgánicas del fosforo y nitrógeno, controlan la eutrofización (Fischer y Acreman, 2004).

Las transformaciones redox tienen implicaciones importantes para la biodisponibilidad de **hierro**, en ambientes marinos y continentales (Shaked y col., 2002). La biodisponibilidad del hierro disuelto (que es muy escaso) se determina por la naturaleza y la estabilidad de sus complejos. Esto se debe a que el Fe(III), la forma del hierro termodinámicamente estable en condiciones óxicas, forma óxidos muy insolubles o hidróxidos que no están directamente disponibles para la captación biológica. Lucassen y col. (2004a) indicaron que en condiciones anaerobias, la reducción de hierro a partir de complejos de Fe- PO_4 controla la movilización de los fosfatos de los sedimentos. La movilización de los fosfatos de estos complejos, muestra una correlación positiva entre los fosfatos y el hierro. La **relación Fe/P** “controla” la movilidad del fosforo cuando hay cambios redox. Así, la remoción o transporte de P en la fase disuelta es controlado por la disponibilidad del Fe precipitado en sistemas de aguas dulces y marinas. Bajas relaciones de Fe/P indican que solo una pequeña proporción de fosforo es liberado de los sedimentos hacia la columna de agua, debido a que en los sedimentos hay suministro de sulfuros y su presencia forma compuestos con hierro, como consecuencia no hay suficiente Fe “disponible” para precipitar con fosforo. Relaciones molares de $\text{Fe/P} \leq 2$ indican que el suministro del hierro disponible es muy bajo para unirse o formar compuestos con fosforo (Gunnars y Blomqvist, 1997). Las interacciones del Fe y sulfuros “controlan” la disponibilidad del P y Fe para los productores primarios, con efectos posibles de eutrofización. Este efecto es especialmente significativo

en sistemas ricos en carbonatos, donde el hierro y el fósforo (fosfato) es controlado por las reacciones geoquímicas con carbonatos (Azzoni y col., 2005).

En los humedales, los sedimentos desprovistos de vegetación tienden a poseer una capa delgada muy oxidante (capa I), con sedimentos subyacentes que se vuelven más reducidos con la profundidad. Seguidos de una capa intermedia medianamente reducida (capa II) y que probablemente contenga hierro en estado reducido (Fe^{2+}) y azufre en forma oxidada (SO_4^{2-}), finalizando en una capa altamente reducida (capa III; Figura 3.3). Dependiendo de la composición de los sedimentos, del agua subyacente y la profundidad, capas altamente reducidas pueden soportar altas concentraciones de sulfuros y metales co-precipitados. Como los sulfuros son oxidados antes que el hierro (Fe^{2+}), se espera que en una distancia considerable de la superficie de las raíces los sulfuros sean abundantes, mientras que cerca de ellas, precipiten los óxidos de hierro (Fe^{3+}). Entre estas zonas, habría un área donde los sulfuros se oxiden a sulfatos, pero donde el hierro aun exista en su forma ferrosa (Fe^{2+}). También, puede esperarse que las concentraciones totales de metales en el sedimento incrementen en la capa I, debido al gradiente de difusión producido por la liberación del hierro y zinc de los sulfuros en la capa III y subsecuente co-precipitación en la capa oxidada. Sin embargo, si hay suficientes plantas, las raíces formarían una zona oxidante, extendiendo la profundidad y amplitud de las tres zonas redox. Al comparar sedimentos con vegetación y desprovistos de vegetación, se encontró que el hierro soluble disminuye con el incremento de las concentraciones de oxígeno o con potenciales redox más altos. Indicando que la zona de las raíces puede incrementar la profundidad de la superficie oxidada del sedimento para retener o atrapar los contaminantes lejos de las aguas superficiales (Figura 3.3 A-C). Valores de concentración de hierro soluble Fe(II) más altos en agua intersticial de sedimentos muestreados justo debajo de la zona de las raíces al final de la estación de crecida, comparados con suelos desprovistos de vegetación a la misma profundidad, muestran la formación de una zona con relativamente altas concentraciones de metales solubles, que pueden migrar una vez que las plantas mueren en el invierno (Figuras 3.3 D-E; Jacob y Otte, 2003).

El **azufre** se encuentra en diferentes estados de oxidación en los humedales, y al igual que el nitrógeno, es transformado por diversas vías mediadas por microorganismos. En escala redox, los compuestos de azufre son el siguiente aceptor de electrones después de los nitratos, hierro y manganeso. Su reducción ocurre alrededor de -100 a -200 mV en escala redox con referencia al electrodo de hidrógeno (Mitsch y Gosselink, 2000). Los procesos de reducción de azufre producen alcalinidad, la cual disminuye la acidez e incrementa el pH. En los sistemas de aguas continentales, la reducción de sulfato es limitada por la disponibilidad de materia orgánica biodegradable y la baja concentración de los sulfatos (Hedin y col., 1998).

En los humedales y en ausencia de oxígeno bacterias sulfato-reductoras como *Desulfovibrio*, oxidan la materia orgánica usando al azufre del sulfato como un aceptor de electrones reduciéndolo hasta formar sulfuro de hidrógeno. Este puede ser liberado a la atmósfera y suele relacionarse con un olor característico a “huevo podrido”, cuando no se emite a la atmósfera puede formar complejos insolubles con iones de fosfato y participar en la precipitación de iones metálicos del humedal (e.g. monosulfuros de hierro ‘FeS’ y piritita ‘FeS₂’), la formación de estos últimos permite la remoción, entre otros elementos, de hierro en solución (Hedin y col., 1998; Mitsch y Gosselink, 2000).

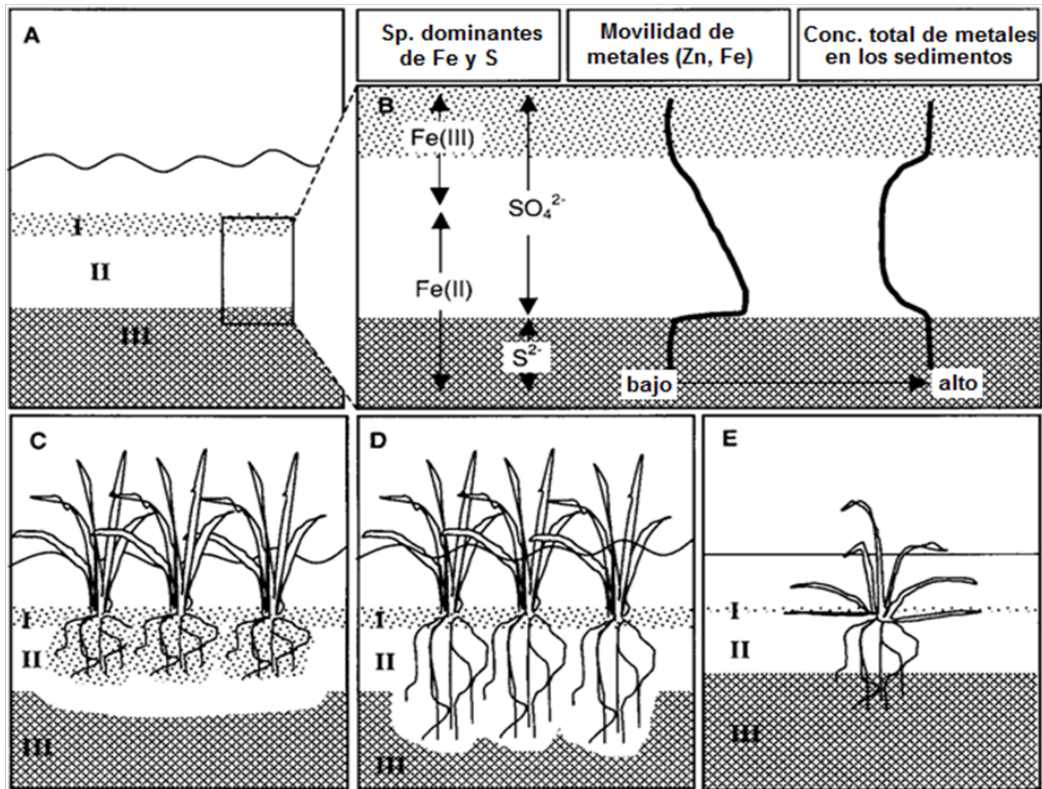


Figura 3.3. Estratificación del potencial redox de los sedimentos de un humedal. Influencia de raíces en la movilidad de metales en sedimentos ricos en sulfuros y pobres en materia orgánica. Las capas sombreadas, representan los diferentes estados redox, capa I: superficie oxidada, capa II: moderadamente reducida, capa III: altamente reducida. A sedimentos sin vegetación, B movilidad de metales, C, D y E sedimentos con vegetación (Jacob y Otte, 2003).

En sedimentos de humedales que contienen altas concentraciones de ion ferroso, los sulfuros pueden combinarse con el hierro para formar sulfuros de hierro insolubles (FeS), reduciendo así la toxicidad del sulfuro de hidrógeno. El sulfuro de hierro le da un color negro característico a los sedimentos anaerobios en los humedales (Mitsch y Gosselink, 2000). Smolders y col., (2010) observaron que cuando el sulfato induce la movilización del hierro, incrementa la concentración de fósforo movilizado y estimula la descomposición anaerobia de la materia orgánica.

3.2.1 Antecedentes de estudios de nutrientes (C, N, P, S y Fe) en los humedales

Gathumbi y col., (2005) analizaron la concentración de los nutrientes característicos en sedimentos y la vegetación en un pequeño humedal temporal implantado en pasturas subtropicales mejoradas e introducidas. Evaluaron el impacto que produce el pastoreo de ganado vacuno y el manejo histórico de las pasturas. Las concentraciones de nutrientes en los suelos disminuyeron con la profundidad del suelo para ambos tipos de tierra (soporte de pasturas introducidas y nativas). El carbono, nitrógeno y fósforo totales fueron significativamente más grandes ($P < 0.05$) en los 0 - 15 cm de la capa mineral (superficial) comparados con las capas más profundas (15 - 30, 30 - 45 cm) del suelo de ambas pasturas. Este comportamiento sugiere un enriquecimiento de fósforo en las pasturas mejoradas, también sugiere que el enriquecimiento y almacenamiento de nutrientes en las plantas y suelos de humedales temporales, pueden ser impactados por contiguas prácticas de uso de la tierra, la cual potencialmente conduce a la alteración de la estructura y funciones de estos ecosistemas. La relación N/P en suelo y plantas son ocasionalmente utilizados para evaluar el estatus del nitrógeno y fósforo en un sitio dado. La concentración de nitrógeno y de fósforo en el tejido de las plantas, se considera un indicador robusto de las condiciones de limitación o no limitación de nutrientes en el suelo, posiblemente porque la concentración de estos elementos en tejidos de plantas tiende a reflejar el estatus de nitrógeno y fósforo disponible en el suelo.

Smolders y col. (2010) observaron que el aporte de nitrógeno (como nitratos) que provienen de lixiviados de tierras de cultivo, pueden provocar una fuerte eutrofización interna en los humedales debido al incremento de la concentración de fosfatos. Este comportamiento se puede deber a la interacción que hay entre la biogeoquímica del azufre – hierro y fosforo. El nitrato puede inmovilizar el hierro disuelto en el subsuelo por reacciones óxido-reducción. En los acuíferos, el nitrato puede movilizar sulfatos de depósitos de piritita geológicos, por la oxidación de FeS_x , provocando que la concentración del nitrato disminuya, mientras que las de los sulfatos aumenten en las aguas subterráneas. También el nitrato puede inmovilizar el hierro disuelto en el subsuelo por reacciones oxido-reducción.

Lucassen y col. (2004a), mostraron que en sitios con infiltraciones ricas en nitratos, las altas concentraciones de los nitratos producen clorosis en las hojas de la vegetación, debido a la baja disponibilidad de hierro en el agua y menor captación del mismo por las plantas. Fischer y Acresman (2004), observaron un decremento en la habilidad de retención de los nutrientes y el transporte de nitrógeno y fósforo soluble en humedales de zonas tropicales, relacionado al periodo de otoño, como inicio de la senescencia de la vegetación. En humedales de ambientes templados, este comportamiento también coincide con periodos de precipitación para estas sustancias.

Lucassen y col. (2004b), compararon el agua de 2 ciénegas restauradas (aguas altamente eutrofizadas debido al drenado de agua, con presencia de plantas: mangles *phragmites australis* y sauces *Salix sp*), con diferente suministro de nitratos en el agua subterránea. Indicando que el potencial redox y la velocidad de reducción de sulfatos fueron más bajos cuando el agua subterránea contenía no solo sulfatos, sino también altas concentraciones de nitratos. Velocidades de reducción bajas de sulfatos en aguas de ciénegas ricas en nitratos fueron asociadas con concentraciones más bajas de fosfatos en presencia de plantas características de agua limpia. En el caso contrario, las altas velocidades de reducción de sulfatos en agua de ciénega pobre en nitratos ($< 35 \mu\text{mol/L}$), fueron asociadas a altas concentraciones de fosfatos y un desarrollo masivo de plantas características de ambientes eutróficos. Conjuntamente, en un experimento de laboratorio encontraron que la adición de nitratos a los sedimentos permite reducir la liberación de hierro y sulfuros e incrementar la liberación de sulfatos, muy probablemente debido a la oxidación del hierro y azufre reducidos. Sobre todo, los resultados confirman que los nitratos son aceptores de electrones en un estado energéticamente más favorable en sedimentos anaerobios que el hierro y los sulfatos. Así, suministros altos de nitratos funcionan como un buffer redox, previniendo la reducción del hierro y de los sulfatos. Limitando la reducción de los sulfatos se previene medianamente la formación de sulfuros y la movilización de fosfatos a partir de complejos Fe-PO₄. A altos potenciales redox, el hierro reducido de las especies químicas FeS₂ y FeS incrementa el contenido de Fe(III) capaz de interactuar con fosfatos. La adición de nitratos previene el incremento de fosfatos disponibles y el correspondiente desarrollo masivo de plantas características de ambientes eutróficos.

A su vez Leng y col. (2005) encontraron que altas concentraciones de fósforo orgánico disuelto en el agua intersticial de los sedimentos y de aguas residuales, impactan directamente en las aguas naturales a través de su intercambio en la interfase sedimento-agua o a través de descarga de efluentes, debido a que una fracción considerable de fósforo orgánico disuelto en aguas naturales es susceptible a la hidrólisis por las poblaciones microbianas, el fitoplancton, y/o zooplancton.

Los sistemas lacustres, reciben fosforo disuelto, detrítico y de una variedad de fuentes externas, (aguas cloacales, erosión del suelo, fertilizantes a base de fosfatos). Una fracción del fosforo disuelto es incorporado al fitoplancton y depositado en los sedimentos como fracción de fosforo orgánico. Una vez que el fosforo es sedimentado, participa en numerosos procesos químicos, físicos y biológicos, además de su presencia permanente en los sedimentos, produciendo un retraso en la recuperación de la calidad el agua.

Tradicionalmente, se creía que el fósforo era un elemento no limitante en los sistemas acuáticos poco profundos, ya que mantenía elevados niveles de sedimentación y retención en los sedimentos superficiales, sosteniendo la productividad primaria y la demanda biológica de microorganismos por largos periodos. Por esta razón, el ciclo del fósforo fue

uno de los procesos poco investigados en Limnología. Sin embargo, estudios de Kumar y col. (2009) cuestionaron este concepto, ya que observaron que el fósforo se moviliza significativamente en los sedimentos aeróbicos de lagos poco profundos y que puede ser un nutriente limitante aunque se encuentre en exceso. Los autores, investigaron la sedimentación del fósforo y sus procesos de movilización en un lago hiper-eutrófico en Sudáfrica. Este estudio comprendió la fracción sedimentaria de fósforo formando complejos con hierro y calcio, el fósforo orgánico en el sedimento y agua intersticial. El resultado del análisis mostró una variación de la concentración de los fosfatos y fósforo total en la columna de agua con las transiciones estacionales, y la presencia de diferentes procesos geoquímicos en el ciclo del fósforo en el lago. Observaron que una fase móvil del hierro unido al fósforo, contribuye a la liberación interna del fósforo (hacia la columna de agua) y que una fase refractaria de calcio unido al fósforo y a fracciones de fósforo orgánico no contribuyen con los suministros internos del fósforo. Concluyeron que la forma química del fósforo en lugar de la concentración del fósforo total (TP), controla su retención o su disponibilidad en los sedimentos de los lagos y puede sostener la producción primaria por varios años aun después de que cesen las entradas externas de fósforo.

Lamers y col. (1998), también demostraron que la movilización de fosfatos y la toxicidad de los sulfuros en sedimentos ricos en sulfatos, se pueden prevenir por la adición de hierro, resaltando la importancia de la disponibilidad del hierro libre en los sedimentos para unirse a ambos.

Otte y Jacob (2006), observaron que en sedimentos en condiciones de saturación varía el pH. En suelos ácidos, el pH incrementa hacia la neutralidad principalmente debido a la reducción del Fe(III) a Fe(II), mientras que en suelos alcalinos el pH disminuye hacia la neutralidad debido a la captación del CO₂ y subsiguiente formación de ácido carbónico. Como resultado de esto, los sedimentos de los humedales tienden a ser neutros, a excepciones de humedales que tienen suelos ricos en materia orgánica y pobres en Fe(III), (turberas), los cuales tienden a ser más ácidos, y los humedales con sustratos muy pobres en materia orgánica (formados jales mineros), los cuales pueden ser alcalinos.

3.2.2 Uso de Isotopos estables en la identificación de la materia orgánica

Los **isotopos estables de Carbón ($\delta^{13}\text{C}$), Nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) y Azufre ($\delta^{34}\text{S}$)** son herramientas que pueden proveer información que permita conocer: el origen de la materia orgánica, la productividad pasada y los cambios en el suministro de los nutrientes en sistemas lacustres. También, permite estudiar los procesos biogeoquímicos de los nutrientes y la influencia de factores antrópicos y naturales en los cambios ambientales en los ecosistemas acuáticos (Leng y col. 2005; Fry, 1991; Elliot y Brush, 2006; Chen y col. 2008).

Las proporciones de carbón ($\delta^{13}\text{C}$) son comúnmente más usadas para distinguir entre el origen de la materia orgánica, debido a que usualmente son menos afectadas por procesos diagenéticos, biogeoquímicos que el N y S. El $\delta^{15}\text{N}$ ha sido útil en la determinación de las fuentes y el origen de una variedad de materiales. El $\delta^{34}\text{S}$ es menos utilizado que el C y N para la determinación del origen de la materia orgánica debido a los procesos de fraccionamiento, no obstante puede proveer información interesante cuando el C y N no han sido exitosos (Peterson y Howarth, 1987).

Valores de isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{12}\text{C}$ proveen información para determinar la procedencia del carbono en los sedimentos del humedal. Si la cantidad de materia orgánica es formada predominantemente por la vegetación de la cuenca, entonces $\delta^{13}\text{C}$ puede proveer información sobre los cambios de la vegetación. El valor $\delta^{13}\text{C}$ de las plantas C_4 es en promedio cercano a los -12.5‰ , mientras que en las plantas C_3 es -27‰ . La materia orgánica preservada en el suelo tiene cerca del mismo valor de $\delta^{13}\text{C}$ que las plantas que lo fijaron, mientras que los carbonatos del suelo están enriquecidos en cerca del 14‰ comparado con el vegetal. También, los valores de las plantas terrestres y de suelos formados de materia orgánica particulado típicamente tienen altas relaciones de C/N y valores más bajos de $\delta^{13}\text{C}$ que la materia orgánica de origen lacustre. Por la tanto, es común graficar valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los sedimentos contra C/N y $\delta^{13}\text{C}$ (Leng y col., 2005).

Estudios en sedimentos de lagos y aguas costeras han demostrado la utilidad de usar isótopos como $\delta^{15}\text{N}$ para distinguir los aportes del nitrógeno de múltiples fuentes, para la biota acuática, incluyendo la atmosférica, la fijación biológica y los efluentes de aguas residuales (Elliot y Brush, 2006). El nitrógeno atmosférico, por definición tienen $\delta^{15}\text{N} = 0\text{‰}$. Valores bajos de $\delta^{15}\text{N}$, se deben a que los organismos prefieren usar isótopos ligeros (^{14}N) a isótopos pesados (^{15}N) de modo tal que el producto creado por un organismo va a ser isotópicamente más ligero que el material no usado. En gran parte del globo terráqueo, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las plantas típicamente caen en el intervalo de -5‰ a $+8\text{‰}$ y el nitrógeno del suelo cerca de 0 a $+8\text{‰}$, con valores puntuales en una ubicación particular, en parte determinados por el clima. Aguas subterráneas y superficiales en áreas no contaminadas pueden contribuir con nitrógeno inorgánico disuelto y nitrógeno orgánico disuelto con $\delta^{15}\text{N}$ entre 0 a $+10\text{‰}$ (Leng y col., 2005).

Las actividades humanas (e.g. producción de fertilizantes) han incrementado nueve veces las contribuciones de fijación del nitrógeno mundial. Entonces las aportaciones antropogénicas tienen intervalos de valores de $\delta^{15}\text{N}$ relativamente distintos. El $\delta^{15}\text{N}$ de los fertilizantes generalmente oscila entre -2‰ a $+4\text{‰}$ (Elliott y Brush, 2006; Lindau y col., 1996), de $0 \pm 3\text{‰}$ (Kendall, 1998), de -4‰ a $+4\text{‰}$ (Leng y col., 2005); y los nitratos derivados de aguas residuales, efluentes de fosas sépticas, o estiércoles generalmente tiene valores de $\delta^{15}\text{N}$ que van de 8‰ y $+22\text{‰}$ (Elliott y Brush, 2006), de $+10\text{‰}$ a $+22\text{‰}$ (Lindau y col., 1996) de $+8\text{‰}$ a $+18\text{‰}$ (Leng y col., 2005). Los perfiles de concentración de los

sedimentos y de suelos afectados por procesos diagenéticos suelen incrementar los valores de $\delta^{15}\text{N}$ con la profundidad y disminuir las concentraciones del nitrógeno y de la relación C/N con la profundidad (Elliott y Brush, 2006). La denitrificación y la reducción disimilatoria (reamonificación) del nitrato incrementan los valores de $\delta^{15}\text{N}$ del nitrato residual (Lindau y col., 1996).

El **isotopo estable de azufre ($\delta^{34}\text{S}$)** es utilizado para estudiar la dinámica de los sulfatos inorgánicos en la materia orgánica (turba) de aguas continentales. También permite evaluar la importancia de los procesos del azufre (ver sección 3.2.4) durante la deposición sedimentaria. Datos de $\delta^{34}\text{S}$ en agua con materia orgánica disuelta (MOD) y en sedimentos son un trazador potencial para conocer la fuente de la materia orgánica de los ecosistemas terrestres en cuencas heterogéneas (Giesler y col., 2009). El valor potencial de $\delta^{34}\text{S}$ como trazador indica que el $\delta^{34}\text{S}$ refleja valores de azufre de la materia orgánica del suelo debido a los procesos mediados biológicamente, especialmente la sulfato reducción disimilatoria bacteriana (SRDB), proceso de fraccionamiento isotópico. En cuencas con una fuente de azufre dominante, las variaciones en $\delta^{34}\text{S}$ de la materia orgánica reflejan el grado de fraccionamiento isotópico. Los cambios en la hidrología pueden afectar los valores de $\delta^{34}\text{S}$ en la materia orgánica, debido a que sus cambios activan nuevas fuentes de materia orgánica y suprimen otras. Por consiguiente, los valores de $\delta^{34}\text{S}$ pueden diferir con la profundidad en los suelos. Bajas relaciones de $^{34}\text{S}:^{32}\text{S}$ ($\delta^{34}\text{S}$) son característicos de H_2S producidos a partir de un reservorio de sulfatos ilimitado por reducción bacteriana. No obstante, si el reservorio de sulfatos es pequeño, los valores de $\delta^{34}\text{S}$ de los sulfuros y del sulfato residual incrementarían y será enriquecido el ^{34}S al consumirse el sulfato (Bates y col., 1998)

La incorporación de azufre en la materia orgánica por la captación de las plantas y los microorganismos es un proceso muy rápido, donde principalmente el azufre se incorpora en la capa del humus. El fraccionamiento isotópico durante la asimilación del azufre se asume que es relativamente pequeña (1 – 2‰). Las plantas y la materia orgánica de los suelos superficiales por lo tanto reflejan una firma isotópica de reciente deposición (5 a 10 años, dependiendo del flujo y cantidad de azufre). Debido a que la mineralización de la materia orgánica del suelo es ligeramente fraccionada, los valores de $\delta^{34}\text{S}$ en la materia orgánica incrementan con la profundidad (Groscheova y col., 2000)

3.3 Problemas ambientales en humedales - perturbaciones antropogénicas -

Los procesos naturales y los cambios inducidos por el hombre producen variaciones en el pH del agua, la salinidad y las condiciones redox, que pueden provocar movilización de especies químicas acumuladas en los sedimentos. Carpenter y col., (1998) indican que la calidad del agua puede ser afectada cuando las cuencas son modificadas debido a alteraciones en la vegetación, el transporte de sedimentos, el uso de fertilizantes, la

industrialización, la urbanización o la conversión de bosque nativos y praderas a tierras agrícolas. Así mismo, las actividades humanas han influenciado casi la mayor parte de los ecosistemas acuáticos. Sus actividades han alterado dramáticamente los flujos de nutrientes, las dinámicas del nitrógeno y fósforo, y han provocando eutrofización de lagos, ríos y zonas costeras. Lo anterior favorece el desarrollo de plantas invasivas que ganan terreno y desplazan a las especies nativas (Carpnter y Lathrop, 2008, Zedler y kercher, 2005; Smith, 2003). Los principales factores son la intensificación de la agricultura, el uso de los cauces como sistemas de deposición de aguas residuales y variación de los niveles de agua (Gathumbi y col., 2005; Zedler y Kercher, 2005). Desafortunadamente, estas entradas de nutrientes han afectado profundamente la calidad del agua que los reciben. La degradación del agua por eutrofización resulta en la pérdida de los servicios que estos recursos acuáticos proveen (Carpenter y Lathrop, 2008).

Los ecosistemas acuáticos son amenazados por la agricultura intensiva y la utilización de fertilizantes que a menudo producen un aumento de las cargas de contaminantes en los sedimentos y de fósforo a los arroyos. La reducción de pérdidas de fósforo y de sedimentos de las tierras agrícolas hacia las aguas de los ecosistemas acuáticos, permite restaurar y mantener un buen estado ecológico estos ecosistemas (Carpenter y col., 1998). En los últimas dos décadas se ha reportado el incremento de la concentración de la materia orgánica disuelta en agua de cuerpos naturales (principalmente Europa y América del Norte), y de las concentraciones de nitratos en aguas subterráneas. Aunque estas tendencias son el resultado de muchos procesos, generalmente la calidad y cantidad de la materia orgánica disuelta, se atribuye que puede estar relacionada al uso de la tierra, con alteraciones causadas por el tipo de suelo, vegetación, hidrología y clima (Díaz y col., 2008), mientras que el aumento considerable de las concentraciones de nitratos (en muchas partes de Europa) se atribuye al incremento de la contaminación y de lixiviados provenientes de tierras de cultivo por el uso excesivo de abonos y fertilizantes sintéticos (Lucassen y col., 2004a, b).

Otra de las perturbaciones en los humedales es la desecación. Está promueve fuertemente la oxidación de compuestos de azufre reducidos por reacciones químicas o bioquímicas, permitiendo altas concentraciones de azufre en las zanjas y ríos que reciben esta agua drenada que produce eutrofización. El incremento del suministro de sulfatos puede también provocar toxicidad por sulfatos en las raíces de las plantas acuáticas (Lamers y col., 1998). El hierro y el azufre son elementos particularmente influenciados por la oxidación y reducción (Reddy y col., 2000).

3.4. Antecedentes de estudios en la microcuenca del humedal “Ciénega de Tamasopo”

En esta sección se describen algunos resultados de estudios realizados en la región de la Sierra Madre Oriental (SMO) en el estado de SLP, en cuya área se ubica la microcuenca

“Ciénega de Tamasopo”. Aunque el objetivo de algunos de estos estudios no está directamente relacionado al estudio del humedal, los resultados ofrecen un panorama de interés para este trabajo.

Sahagún y col. (2013) realizaron un estudio de registro de inventario de la avifauna para obtener patrones de distribución geográfica potencial en la porción de la Sierra Madre Oriental (SMO) e identificar los centros de concentración de la riqueza de especies y evaluar la representatividad de áreas destinadas a la conservación. La porción de la región de la SMO se localiza en el estado de SLP y es considerada de gran valor e interés para la conservación; en esta región se encuentra la microcuenca “Ciénega de Tamasopo”. En porción de la región de la SMO se ha documentado la presencia de más de 300 especies de aves de las cuales al menos 40 son endémicas. Sin embargo, en los últimos 20 años se reportó el desmonte en la región de aproximadamente 35,000 ha de selvas tropicales y de bosques templados (tasa anual de deforestación del 2%; Reyes-Hernández y col., 2009). En la zona de estudio, Sahagún y col., reportaron que de acuerdo con las categoría de riesgo señaladas en la NOM-ECOL-O59-2010, el 7% de las especies (25 spp.) están sujetas a protección especial, el 4% se consideran amenazadas (15 spp.) y el 2% se encuentra en peligro de extinción (8 spp.); en esta categoría se incluye a las especies: *Amazona oratrix* (loro de cabeza amarilla o loro rey), *Amazona viridigenalis* (loro tamaulipeco), *Ara militaris* (guacamayo militar o verde), *Cairina moschata* (Pato real), *Dendrortyx barbatus* (colín barbudo o perdiz veracruzana), *Geothlypis flavovelata* (mascarita norteña tampiqueña), *Glaucidium sanchezi* (búho - mochuelo tamaulipeco) y *Spizaetus ornatus* (águila crestada real, águila copetona real, águila azor blanca o águila azor encopetada). Así mismo, encontraron que aunque un número importante de las especies migratorias se concentró en áreas de agricultura de riego y de temporal, muchas otras utilizan los recursos de los bosques, las selvas tropicales y los humedales presentes en la región MSO (Áreas de conservación AICA: San Nicolás de los Montes; sitios RAMSAR: Ciénega de Tamasopo, Arroyos y Manantiales de Tanchachín; Áreas Naturales Protegidas (ANP's): Sótano de las Golondrinas, Cuevas del viento y la Fertilidad, La Hoya de las Huahuas, Sierra de En medio, Sierra del Este, Reserva Porción Boscosa). En específico el humedal “Ciénega de Tamasopo” representa un área potencial para albergar hasta 100 especies en las zonas de cobertura de agricultura de riego, bosques de galería y la porción de selvas bajas caducifolias. De acuerdo a lo reportado por Tapia-Gone y col. (2010) en su estudio de uso potencial del suelo del humedal de Ciénega de Tamasopo, el principal uso en la microcuenca es agrícola-ganadero (64.12%). Mientras que los relictos de bosques y selva (35.88%) le confieren al humedal propiedades como zona potencial de conservación o reserva natural. Respecto al uso agrícola, Aguilar-Rivera y col. (2011) indicaron que en la zona el cultivo principal es la caña de azúcar. Estudios de genética en cocodrilo de pantano por Armando H. Escobedo-Galván y col. (2011) indican que la especie presente en el humedal Ciénega de Tamasopo es *Crocodylus moreletii*.

3.4.1 Estudio exploratorio en sedimentos de fondo y agua intersticial del humedal Ciénega de Tamasopo”

Alfaro-de la Torre (2009), realizó un muestreo de dos núcleos de sedimento y recolección de muestras de agua intersticial en un único sitio con “pendiente más profunda” determinada por observación. El primer núcleo se colectó en una zona con influencia de la rizósfera, mientras que el segundo en una zona sin esta influencia.

3.4.1.1 Caracterización de sedimentos de fondo

En la Figura 3.4a se presenta el contenido de N y C orgánico en función de la profundidad en el sedimento. Las muestras corresponden a información de un solo sitio de muestreo en la zona más profunda del humedal (21°48'24.5" N y 99°17'47.4" W). Se observa que los contenidos de N y C se incrementan en los sedimentos más recientes. El incremento es particularmente notorio para el C. Lo anterior sugiere un enriquecimiento reciente que podría ser interpretado como consecuencia de un aporte externo, aunque esto requiere ser estudiado con detalle. De acuerdo con Rojas y Silva (2003), una distribución vertical con mínima variabilidad de C orgánico y N orgánico en los sedimentos superficiales, se puede atribuir a la presencia de una capa relativamente homogénea producto de bioperturbación (capa con alta actividad biológica). Mientras que perfiles de distribución vertical de C orgánico y N orgánico en los sedimentos superficiales con variabilidad, pero que no disminuyen sus concentraciones en forma exponencial, podrían explicarse, con base a alguna o varias de las siguientes posibilidades: a) bioperturbación, b) que el material que ha sido depositado a través del tiempo no ha sido de características químicas similares, c) que la tasa de sedimentación no ha sido constante o d) que ha habido situaciones como deslizamientos o intrusiones de material externo, lo que corresponde a perturbaciones históricas de la columna de sedimento.

La forma del perfil de hierro en el núcleo 1 (Figura 3.4b) muestra concentraciones menores a 10 mg/g de sedimento a mayor profundidad, mientras que en las capas superficiales aumenta a valores cercanos a 60 mg/g de sedimento. Este enriquecimiento podría relacionarse a la presencia de plantas. Es decir, puede corresponder a un enriquecimiento local asociado al reciclamiento del elemento durante la utilización por plantas o por descomposición de estas en el sedimento. En contraste, la Figura 3.4d muestra que la concentración de hierro es menor a los valores reportados en la Figura 3.4b y permanece relativamente constante con la profundidad.

La concentración del fósforo varía poco con la profundidad (5 - 10 µg/g; Figura 3.4d), mostrando una tendencia variable para las diferentes profundidades, mientras que para el hierro aunque evidencia variaciones a medida que aumenta la profundidad, hay una disminución en la concentración en las zonas más superficiales, contrario al

comportamiento del perfil del núcleo anterior. La concentración del hierro varió de 0 - 9 mg/g, notoriamente inferior a las concentraciones que muestra la Figura 3.4b. Llama la atención que el comportamiento del Fe es diferente en los dos núcleos, lo que motiva a buscar las razones por la cual hay diferencias entre estos dos perfiles. Cabe resaltar que la toma de los núcleos se hizo en lugares con presencia de plantas (núcleo 1; suelo rizosférico) y en su ausencia (núcleo 2), por lo tanto surge el interés en conocer si su comportamiento se debe a una dinámica normal y natural del ecosistema o si hay factores internos y externos perturbando e influyendo este comportamiento.

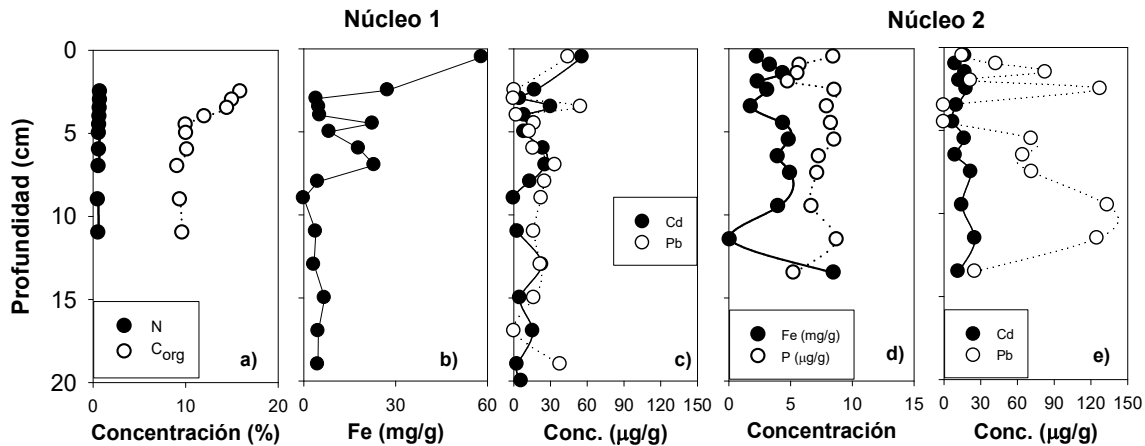


Figura 3.4. Perfiles de concentración de a) N y C; b) hierro; c) Cd y Pb determinados en el núcleo 1; d) Fe y P; y e) Cd y Pb determinados en el núcleo 2 en función de la profundidad en el humedal Ciénega de Tamasopo, SLP. Nota: los datos representan valores promedio de tres determinaciones (instrumentales) por muestra.

La forma de los perfiles de Cd y Pb en el núcleo 1 muestra una tendencia similar en los sedimentos superficiales (Figura 3.4c). El valor máximo de concentración de Cd es 56.1 µg/g (56.1 mg/Kg; 0.5 cm), y el de Pb es 54.7 µg/g (3.5 cm). En contraste, la Figura 3.4e (núcleo 2) muestra que la concentración de Pb es mayor a los valores determinados en el núcleo 1 ($[Pb]_{max} = 133.7 \mu\text{g/g}$), mientras que para Cd se mantienen en magnitudes similares ($< 30 \mu\text{g/g}$). Con base en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados que incluye al Cd y Pb. Las concentraciones de referencia total por tipo de suelo (uso agrícola / residencial / comercial) son: 37 mg/Kg para Cd y 400 mg/Kg para Pb. Respecto al Cd, el valor determinado a la profundidad de 0.5 cm es el único punto que sobrepasa el valor de referencia, mientras que las demás concentraciones ($< 30 \text{ mg/kg}$) son inferiores al valor indicado en la Norma, lo mismo que los valores de Pb determinados.

López y col., (1986) encontraron que lagunas con aguas eutrofizadas, de naturaleza calcárea y con presencia de macrófitas bien desarrolladas, presentan bajos niveles de fósforo. Dicho evento se explica porque (1) la presencia de fósforo en el sedimento se halla por lo general ligada a la presencia de Fe o Ca, produciendo una redisolución de los dos

compuestos Fe o Ca y fósforo, y (2) el predominante fenómeno de absorción de fósforo del sedimento por la vegetación enraizada, la cual puede llegar a movilizar gran cantidad de fósforo desde el sedimento hacia el agua. La fracción de fósforo más fácilmente absorbida o asimilada por la vegetación es la que se halla adsorbida, ya sea sobre hidróxidos de hierro o bien sobre calcita.

3.4.1.2. Caracterización de agua intersticial en el sedimento

En las figuras 3.5a, b se presentan los perfiles del potencial redox y pH en función de la profundidad en el agua intersticial. Se observa que la tendencia del potencial redox varía conforme aumenta la profundidad, volviéndose más reductor, mientras que el pH se mantiene relativamente constante.

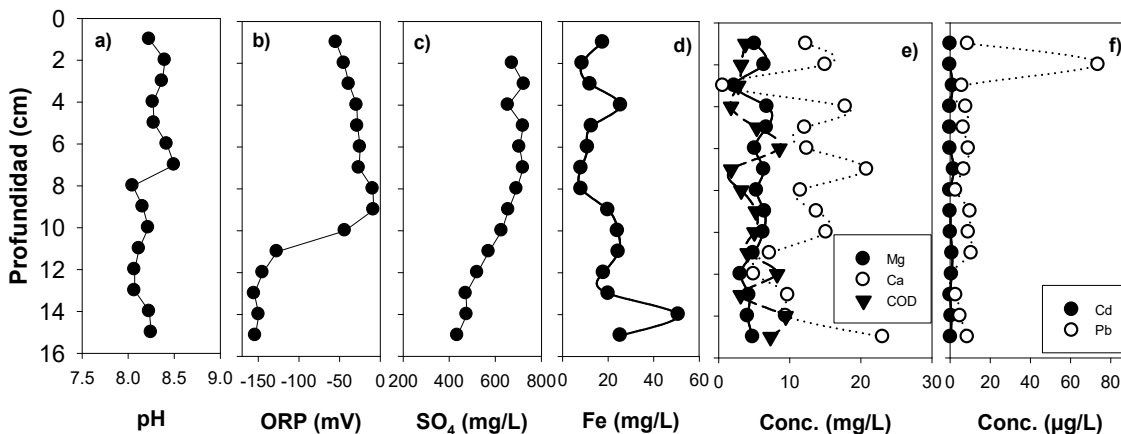


Figura 3.5. Perfiles de a) potencial redox, b) pH, de concentración de c) sulfatos (SO_4^{2-}), d) hierro (Fe), e) magnesio (Mg), calcio (Ca) y carbón orgánico disuelto (COD), y e) cadmio (Cd) y plomo (Pb) en función de la profundidad en el agua intersticial en el humedal Ciénega de Tamasopo, SLP.

La Figura 3.5c muestra que la concentración de sulfatos disminuye con la profundidad, variando de (400 - 700 mg/L), mientras que para el hierro aunque evidencia variaciones a medida que aumenta la profundidad, hay una disminución en la concentración en las zonas más superficiales. Lo anterior es congruente con las variaciones de potencial redox indicando que en los sedimentos más superficiales la movilización del hierro puede deberse a su oxidación y precipitación como óxido de hierro. Esto corresponde bien al enriquecimiento en hierro total que muestra la Figura 3.4b. En lo que respecta a la disminución de sulfatos en los sedimentos más profundos (8 - 15 cm), es posible su explicación por su reducción a sulfuros. Desafortunadamente no fue posible cuantificarlos en este muestreo exploratorio en el mismo punto.

En la Figura 3.5e se observa que la concentración de Mg y COD permanecen relativamente constantes en las diferentes profundidades, habiendo una variabilidad mayor para el COD a medida que aumenta la profundidad; mientras el calcio, muestra un enriquecimiento en las

zonas más profundas. Este comportamiento es difícil de explicar porque no se observa alguna asociación con pH. En lagos eutróficos se han observado concentraciones de calcio en el sedimento de hasta un 20% (Bloesch, 1977). Respecto a Cd y Pb sus concentraciones son $< 20 \mu\text{g/L}$, a excepción de la profundidad de 2 cm, donde el Pb muestra un máximo de concentración ($74 \mu\text{g/L}$). Comparando las concentraciones determinadas *versus* las concentraciones de referencia de contaminantes solubles en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, los valores determinados en este muestreo no sobrepasan los límites establecidos de Cd (0.100 mg/L) ni Pb (0.500 mg/L).

Las observaciones anteriores sugieren que la dinámica de disolución, precipitación, oxidación, reducción de sustancias en el humedal pudiera estar asociada al comportamiento biogeoquímico del hierro, azufre y posiblemente de C y N. Con respecto al fósforo no es posible sugerir algún comportamiento debido a que los datos obtenidos hasta ahora son muy limitados. En el estudio se considera por su importancia como nutriente y por su posible interacción con hierro. De todo lo anterior, se observa que los humedales mantienen diversas funciones y servicios, dependiendo de las características biogeoquímicas de sus componentes, la estructura, localización, entre otros aspectos. Sin embargo, de la diversidad de trabajos realizados en humedales, destacan los relacionados con las características de los sedimentos (composición), las posibles contribuciones que propiciaron estas condiciones (origen de los aportes) y su interacción con el agua, aspectos de interés para abordar en este proyecto. Es de interés conocer las características y comportamiento de los diferentes elementos (carbono, nitrógeno, fósforo, hierro y azufre), entre el agua y los sedimentos sin influencia de la rizósfera, que determinan ciertas condiciones “favorables” para mantener las funciones y servicios de los humedales, específicamente en el humedal “Ciénega de Tamasopo” que será descrito más adelante (ver sección 4).

CAPÍTULO 4. SITIO DE ESTUDIO

En este capítulo se indica la localización del sitio de estudio y se hace una descripción de los principales recursos del humedal “Ciénega de Tamasopo”, en flora y fauna, así como de las características de la topografía, el clima, la hidrología y las principales actividades económicas.

4.1 Localización

El humedal “Ciénega de Tamasopo” se localiza en la microcuenca Ciénega Tamasopo (No. 40), al sureste del municipio de Tamasopo (SLP), en la Región Hidrológica del Pánuco (RH26). Pertenece a la Cuenca del Río Tamuín (RH26C) y subcuenca del Río Gallinas, en la micro región Huasteca Norte, dentro de las coordenadas geográficas: 21°46′00 y 21°50′30” Latitud Norte; 99°17′00” y 99°18′40” Longitud Oeste (ver Figura 4.1). En sentido norte-sur, tiene una longitud aproximada de 25 km y en sentido este-oeste un ancho variable de 0.5 a 3 km. El área de acuerdo a cartografía del INEGI, se estima en 1364 ha., aproximadamente. Se designó como un Humedal de Importancia Internacional (RAMSAR No. 1814) el 2 de febrero de 2008. La Ciénega de Tamasopo es un humedal de tipo palustre y en lo sucesivo se le denominara simplemente “humedal”.

El humedal limita con los ejidos de Cabezas, Capuchinas, La Esperanza, Veinte de Noviembre, El Trigo, Emiliano Zapata, San José El Viejo y El Saucillo. Asimismo, dentro del humedal y/o en forma colindante se encuentran algunas propiedades particulares. Es considerado como uno de los últimos humedales que se conservan en el límite de clima Neotropical, en la Sierra Madre Oriental y en la región de la Huasteca Potosina. Es de un gran valor paisajístico y sostiene gran riqueza en flora y fauna con especies consideradas en alguna categoría de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2001).

4.2 Características y funciones del humedal

El humedal es un importante captador de agua pluvial (aguas superficiales) y una zona de descarga de aguas subterráneas, con cauce en dirección Norte-Sur. El efluente principal del humedal es el arroyo El Trigo o Cabezas, el cual cuenta con una Declaratoria de Propiedad Nacional (No. 137) emitida el 29 de noviembre de 1934 y publicada en el Diario Oficial de la Federación el 4 de febrero de 1935 (DOF4, 1935). En dicha declaratoria, se menciona que brotan manantiales de carácter permanente y de afloramiento espontáneo denominados “El Trigo” o “Cabezas”, “Ojo de Agua Grande”, “Ojo de Agua del Zopilote”, “Ojo de Agua de Cofradía”, “Ojo de Agua de la Presa Mocha”, “Ojo de Agua de San Javier”, “Ojo de Agua del Lagarto”, “Ojo de Agua de Juan Shilote” y “Ojo de Agua de Capuchinas”. El manantial El Trigo o Cabezas se considera como el origen del arroyo “El Trigo” que es la

principal corriente dentro de la Ciénega (aprox. 20 km de longitud). Una vez que el arroyo se convierte en efluente del humedal, los siguientes 18 km de longitud tienen cauce que en parte está bien definido, aunque a veces las aguas desaparecen en largos tramos. En el lugar conocido con el nombre de los Chorros, El Trigo es afluente del Río Santa María que a su vez desemboca en el Río Pánuco. Esta declaratoria fue ratificada en 1996 por la Gerencia Estatal de la CONAGUA, con respecto al río Santa María y los manantiales, además de considerar terrenos federales los ocupados por el humedal.

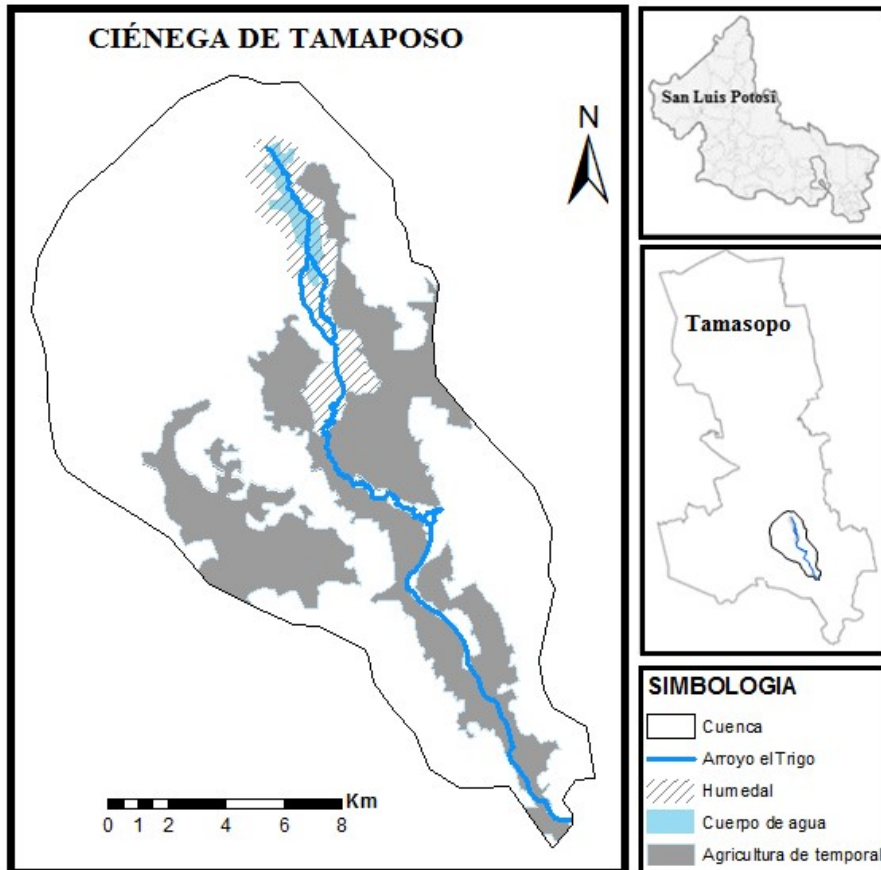


Figura 4.1. Localización del humedal Ciénega de Tamasopo en la microcuenca Ciénega de Tamasopo (No. 40), Tamasopo, SLP. México. Tomado de INEGI (1999).

Por sus características el humedal alberga especies de flora y fauna de importancia ecológica, haciendo prioritaria su protección y conservación (SEMARNAT, 2009). La microcuenca constituye una zona de refugio regional para especies de importancia de la zona de transición entre el Neártico y el Neotrópico, no obstante de ser un sitio que ha sido fuertemente degradado por las actividades agropecuarias y que conserva algunos relictos de vegetación nativa.

4.3 Vegetación y Flora

La mayor cubierta vegetal de la microcuenca está constituida por selva mediana subcaducifolia. Este tipo de vegetación incluye una serie de comunidades vegetales con características intermedias en su fisionomía y requerimientos climáticos entre las selvas altas perennifolias y las selvas bajas caducifolias. En este caso, un porcentaje importante de los árboles pierden sus hojas en la temporada seca, pero siempre hay otros que mantienen el aspecto verde de esta comunidad. Presenta una distribución compleja en forma de mosaicos con las selvas bajas, preferentemente entre los 0 y 1 300 m. Presente en las sierras Capuchinas y La pila. Se desarrolla sobre rocas calizas en suelos someros o profundos de materia orgánica abundante. Esta es una comunidad densa y cerrada con árboles de entre 15 y 40 m con un dosel uniforme y diámetros de tronco de hasta 80 cm. Las especies dominantes incluyen representantes de *Bursera sp.*, *Ficus sp.*, *Celtis sp.*, *Nectandra sp.*, *Robinsonella sp.*, *Cedreia odorata* y en el estrato arbóreo inferior son abundantes *Drypetes sp.* y *Sargentia sp.* La selva mediana sub-caducifolia presenta un estrato bajo de 10 m, seguido por un arbustivo y un herbáceo.

El estrato herbáceo se conforma por pastizales naturales e inducidos como zacate trencilla (*Axonopus compressus*). La cubierta vegetal se alterna con áreas de cultivos de temporal y riego (caña de azúcar, plátano y mango) y con algunas porciones de palmares de *Scheelea liebmanii*, *Acrocomia mexicana* y *Sabal mexicana* (15 a 20 m de altura), que se desarrollan sobre suelos hidromorfos caracterizados por acumulaciones temporales o permanentes. Los terrenos de palmares se utilizan como agostaderos de ganado, de la palma se obtiene el palmito (alimento de la región), las hojas de palma y madera se utilizan en la construcción. El aprovechamiento del palmito de la palma ha disminuido en los tiempos actuales. Se sabe que existe un permiso autorizado para el aprovechamiento del cogollo y hoja de palma micharo (*Sabal mexicana*) en el ejido El Trigo. En el periodo 2000-2005, se reporta aprovechamiento forestal de madera entre otros de cedro rojo (*Cedreia odorata*; INEGI, 2006a). En la microcuenca la selva es muy densa y se han registrado especies de *Dioon edule*, considerada como especie en peligro de extinción según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001.

El microcuenca del humedal alberga especies de flora de importancia ecológica, dentro de las que destaca el tule (*Typha sp.*) y los nenúfares, ambos considerados por la NOM-059-SEMARNAT-2001 en la categoría Pr “sujeta a protección especial”. Otras de las especies observadas en las colindancias del humedal son: guázima (*Guazuma ulmifolia*), huizache (*Acacia farnesiana*), capulín (*Trema micrantha*), granjeno (*Celtis pallida*), cornezuelo (*Acacia cornigera*), chijol (*Psidium piscipula*), chicharrillo (*Harpalyce arborescens*), tepehuaje (*Lysiloma acapulcense*), aguacatillo (*Phoebe tampicencis*), guayabillo (*Psidium sartoriumum*), chaca (*Bursera simaruba*), izote (*Yucca elephantipes*), tabaquillo (*Senecio confusus*), rajador (*Lysiloma divaricata*), nopal chamacuero (*Opuntia sp.*), hierba del burro

(*Callista fragans*), volantín (*Zuelania guidonia*), palma micharo (*Sabal mexicana*), quebrache (*Aphananthe monoica*) y mala mujer (*Cnidoscopus multilobus*).

4.4 Fauna

El humedal alberga especies de fauna, algunas identificadas por la NOM en alguna categoría de riesgo, varias son especies endémicas como la iguana negra (*Ctenosaura pectinata*) considerada como especie amenazada (A), la tortuga casquito (*Kinosternon integrum*) de protección especial (Pr), el cincuate (*Pituophis deppei*) amenazada (A) y el vireo (*Vireo griseus*) amenazada (A). Algunas de las especies son de importancia internacional como el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), la boa mazacuata (*Boa constrictor*), la culebra real (*Lampropeltis triangulum*), el pato altiplanero (*Anas diazi*), el loro de cabeza blanca (*Pionus senilis*) y el cacomixtle (*Bassariscus astutus*), que se encuentran en el listado de la NOM-059-SEMARNAT-2001 dentro de la categoría Pr, “sujeta a protección especial”. Adicionalmente, para los organismos internacionales como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés), el *C. moreletii* se encuentra en la categoría LR/cd “riesgo bajo - dependiente de conservación” (Ross, 1996). El humedal es sitio de descanso de aves acuáticas migratorias entre las que destacan *Anas clypeata*, *A. strepera*, *A. americana*, así mismo, el lugar representa un área de reproducción para el cocodrilo y aves acuáticas residentes y migratorias. En la Figura 4.2 se muestran algunas de las especies mencionadas.

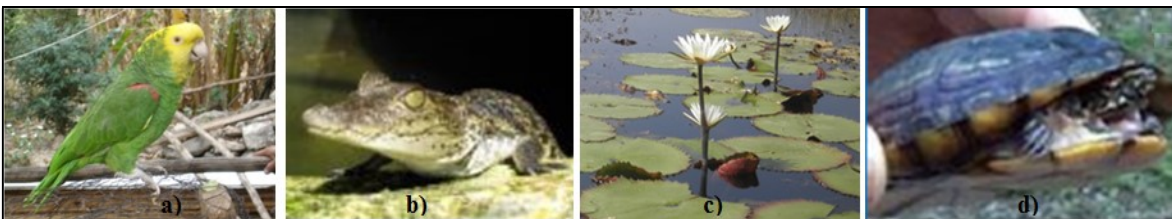


Figura 4.2. Especies de plantas y animales en el humedal “Ciénega de Tamasopo”; a) Loro de cabeza amarilla, b) cocodrilo moreletti, c) nenúfares y d) tortuga casquito.

En las colindancias del humedal Ciénega de Tamasopo se ha observado venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), conejo (*Sylvilagus floridanus*), zorra (*Urocyon cinereoargenteus*), tejón (*Nasua narica*), armadillo (*Dasypus novemcinctus*), tuza (*Spermophilus mexicanus*), correcaminos (*Geococcyx californianus*), codorniz (*Callipepla squamata*), primavera (*Turdus grayi*), paloma morada (*Columba flavirostris*), cuervo (*Corvus cora*), carpintero (*Dendrocopus villosus*), coyote (*Canis latrans*), ardilla (*Sciurus aureogaster*), tlacuache (*Didelphys marsupialis*), zorrillo (*Mephitis macroura*), paloma de alas blancas (*Zenaida asiática*), huilota (*Zenaida macroura*), cenzontle (*Mimus polyglottos*), colmenero (*Ergaticus versicolor*), tordo (*Euphagus cyanocephalus*), chachalaca (*Ortalis vetula*), tortolita (*Columbina passerina*), víbora de cascabel (*Crotalus durissus*) y algunas otras.

4.5 Características fisiográficas, geomorfológicas y tipos de suelo

El humedal se localiza en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, subprovincia del Carso Huasteco y en la unidad paleográfica Plataforma Valles-San Luis Potosí (PVSLP), cuya columna estratigráfica se caracteriza principalmente por la presencia de secuencias arenó-arcillosa, evaporita, calcárea y terrígena. Presenta dolinas kársticas, con orientación y rasgos geológicos noroeste-sureste de origen sedimentario marino. La elevación oscila entre 300 a 400 msnm aunque en el extremo sur pueden alcanzar entre 500 y 600 msnm. La parte sur y sureste es de grandes áreas planas o con poca pendiente (entre 6 y 12 %). Las rocas presentes son sedimentarias del tipo calcáreo (de color gris a verde), bien estratificadas, del cretácico inferior, correspondientes a la formación Del Abra (conformación arrecifal). A su vez, estas se encuentran asociadas con porciones de lutitas. También se presentan formaciones de tipo calizo (blanco y café), que corresponde en antigüedad al Albiano-cenomaniano. Las formaciones Tamasopo y Cárdenas en PVSLP son debidas a traslapes de carbonatos con intercalaciones de terrígenos, algunos arrecifes aislado y depósitos mixtos en la porción del talud.

La Formación El Abra en la zona oriental de la PVSLP se presenta como una secuencia calcárea de estratos gruesos con abundante contenido biogénico. En general predominan las facies post-arrecife (lagunar), con crecimientos arrecifales dispersos de textura grainstone a mudstone; presenta abundantes foraminíferos, también se observan estilolitas paralelas a la estratificación, ocasionalmente se presentan horizontes con nódulos y entes de pedernal de color gris claro y morado oscuro, es común que esta unidad litológica esté dolomitizada. La Formación El Abra sobreyace concordantemente sobre la Formación Guaxamá y la arenisca Alamitos y puede estar cubierta concordantemente por las formaciones San Felipe, Agua Nueva, La Muralla o Tamasopo, dependiendo de la ubicación dentro de la PVSP (Rocha-Rocha M, 2008)

La Formación Tamasopo representa un complejo calcáreo, esta unidad lito estratigráfica está integrada por dos facies: 1) facies arrecifal constituida por una serie de biostromas y pequeños biohermas de caprinidos (coralliochama), radiolítidos, gasterópodos, corales y algas envueltos en una matriz calcilutítica con bioclastos arcillo-calcárea de color gris crema y pardo claro, 2) facies post-arrecifal constituida por calcarenistas y calcarenitas biogénicas con abundantes fragmentos de macro fauna, ocasionalmente arcillosa de color gris y pardo claro de intemperismo amarillento en capas de espesor media a grueso. También se observan calcilutitas ligeramente arcillosas con marcas fucoiales y calizas oolíticas de color gris claro (Rocha-Rocha M, 2008).

La predominancia de calizas, ocasiona geo-formas especiales (dolinas, cavernas y mogotes), resultantes del proceso de Karstificación (INEGI, 2004), el cual se refiere a la

disolución del sustrato calcáreo a causa de la acción del agua de lluvia que al infiltrarse entre las grietas de los macizos montañosos reacciona con el dióxido de carbono de la atmósfera convirtiéndose en ácido carbónico el cual se abre paso entre la roca y crea inmensos sistemas hidrológicos subterráneos.

Los suelos predominantes en la microcuenca “Río Gallinas” incluyen a los litosoles, rendzinas, vertisoles, luvisoles y feorzems (INEGI 2003; Sahagún-Sánchez, F., 2010). El suelo feozem se encuentra cubriendo un 38 % del área de la microcuenca. Este tipo de suelo puede ser de tipo coluvio-aluvial o aluvial, derivado a partir de rocas tales como riolita, toba ácida, caliza y lutita. Presenta color pardo oscuro de textura media, con un pH ligeramente ácido y con buen contenido de materia orgánica. Son suelos de mediana profundidad con una fase lítica limitante a menos de 100 cm de profundidad; por su alta productividad son muy utilizados como áreas agrícolas dentro de la microcuenca. Los suelos tipo rendzina con litosol, constituyen el 34 % del área de la microcuenca. Son suelos poco profundos de desarrollo moderado, con una capa superficial abundante en humus, muy fértiles que descansan sobre roca caliza que se localiza a menos de 50 cm de profundidad. El pH de estos suelos es ligeramente alcalino, de textura arcillosa y son de alto potencial productivo para fines agrícolas y pecuarios. Su vegetación natural es matorral, selva o bosque. Los suelos tipo vertisol representa el 28 % del área de la microcuenca. Son de textura muy fina por su alto contenido de arcillas de tipo montmorillonita, sufren de procesos de contracción y dilatación, motivo por el cual son duros y masivos en época seca, mientras que en época lluviosa son lodosos, plásticos y adhesivos. Tienen drenaje deficiente, pero son profundos y fértiles (INEGI, 2003, citado en RIS, 2007).

La Figura 4.3 muestra la distribución de los tipos de suelo en el municipio de Tamasopo. Notar que los suelos del humedal son considerados de tipo vertisol y el suelo circundante es tipo rendzina y litosol. El humedal presenta suelos aluviales del Cenozoico. También, el suelo donde se cultiva la caña de azúcar se clasifica como vertisol pélico asociado con rendzina, mientras que los palmares se encuentran en un suelo de tipo rendzina asociado al mesozoico. (INEGI, 2010; OEIDRUS, 2010).

4.6 Clima

Con base en la Clasificación Climática de Köppen, en la región Huasteca Norte el clima es de tipo ACm, es decir, semicálido húmedo con lluvias de verano. Las precipitaciones promedio anual varía entre 1000 y 2000 mm anuales; siendo los meses de Julio a Septiembre los que presentan las mayores precipitaciones. En el 2007, la estación climatológica El 20 de Noviembre que se encuentra en los límites del humedal, registró una precipitación de 1466 mm anuales, siendo la mínima mensual de 20 mm (Marzo) y la máxima de 336 mm (Septiembre). Por otra parte, la frecuencia de heladas es de 0 a 5 días

anuales, presentándose durante los meses de Noviembre a Febrero; la temperatura promedio anual es de 24.4 °C. Alcanzando temperaturas de 37 °C en los meses de Mayo y Junio y mínimas de 13 °C en Enero (SMN, 2007).

4.7. Características hidrológicas: el balance hidrológico y gasto de agua

La microcuenca Ciénega de Tamasopo tiene un gasto de 13,584.7 m³/s de agua el cual fue estimado con base al coeficiente de escurrimiento (0.6), la intensidad de lluvia (246.5 mm/mes) y al área de la microcuenca (26,452.96 ha). Tiene una superficie de recarga equivalente al 5.9 % (1,569.2 ha), según sus características (tipo de suelo, vegetación, pendiente). Tiene una longitud total de 49.94 km. de corrientes que corresponde a una densidad total de 1.89 m/ha, reportándose las corrientes permanentes o perennes un total de 38.55 km. los cuales tienen una densidad de 1.46 m/ha. Finalmente las corrientes intermitentes o efímeras poseen un total de 11.39 km. con una densidad de 0.43 m/ha (RIS, 2007).

El volumen de agua que ingresa en la microcuenca es de 383.6 mm³ que representa un 6.2 % del total de agua que llega anualmente a la Subcuenca del Río Santa María. Sin embargo, se estima un nivel de evaporación que alcanza un 2 % equivalente a 122.7 mm³. Por otra parte, el volumen escurrido es de 211.0 mm³, que en términos porcentuales es de 3.4 %, llegando a infiltrarse un 0.4 % que implica 22.8 mm³. Se aprovecha aproximadamente 0.1 %, el cual representa un volumen anual de 3.5 mm³. El balance hídrico es positivo, con un 0.38 % del volumen que equivale a 3.5 mm³ (RIS, 2007).

4.8 Actividades económicas

Las actividades económicas del municipio de Tamasopo son la agricultura, la ganadería, la silvicultura, la industria manufacturera, el comercio y ofrecimiento de servicios. En la microcuenca Ciénega de Tamasopo, se desarrollan principalmente la agricultura y ganadería. La agricultura representa la actividad principal con el cultivo de caña de azúcar, mientras que la ganadería ésta dirigida a la cría y engorda extensiva, semi-intensiva e intensiva de bovinos (CIESAS, 2004; OEIDRUS, 2010). Estas actividades impactan en los recursos naturales de la microcuenca debido a la presión que ejercen (e.g. la extracción y contaminación del agua, el cambio de uso de suelo y deforestación). Asociado a la expansión de la superficie y la producción de la caña de azúcar está el costo ambiental en la región, debido a la utilización masiva de fertilizantes químicos y plaguicidas, al igual que la explotación del uso de agua y del suelo, que colocan en riesgo la sostenibilidad de estos recursos a largo plazo (Aguilar-Rivera y col., 2011).

4.9 Aspectos sociales

A partir de la política agraria de los años 70's, en la que se favoreció el cambio de uso de tierra de forestal a agrícola, parte de los terrenos del humedal fueron desecados para su utilización en agricultura y a principios de los 80's se intensifican estas actividades en la zona. En 1995, se hace el dragado en los terrenos del ejido El 20 de Noviembre, se excavó un dren de aproximadamente 12 km de longitud, se construyeron obras de cauce y un puente vehicular, con la finalidad de desecar los terrenos del humedal para incorporarlos al cultivo de la caña de azúcar. En 1998. La Secretaria de Ecología y Gestión Ambiental (SEGAM) del Gobierno del Estado y el Instituto de Limnología de la Universidad de Guadalajara realizaron un diagnóstico que indicó que el humedal presentaba indicios de eutrofización, en parte debido a su continua desecación, afectación por cambio de uso de suelo, descargas de residuos contaminantes (aguas residuales de las comunidades), así como por la explotación de sus recursos principalmente de agua. Este proceso se refiere a un estado de eutrofización (SEMARNAT, 2009). En la sierra se localizan comunidades indígenas Pames.

CAPÍTULO 5. METODOLOGIA

Este capítulo describe las consideraciones que se hicieron en la selección de los sitios de estudio, el plan de muestreo de agua y la colecta de núcleos de sedimentos así como los métodos analíticos que se emplearon en el desarrollo de este proyecto para el análisis de los sedimentos, el agua subyacente e intersticial. Así mismo, contiene la descripción de las herramientas de interpretación y de diagnóstico de los factores o actividades que causan mayor presión sobre los recursos del humedal.

5.1 Localización y descripción de sitios de muestreo de agua y de sedimentos

Se recolectaron núcleos de sedimentos de fondo y muestras de agua (intersticial y subyacente) para el estudio de la dinámica de los elementos C, N, P, Fe y S entre el agua y el sedimento del humedal. Para la determinación de los sitios de muestreo, se tomó en consideración las corrientes superficiales, la ubicación de los manantiales, de las poblaciones, la actividad agrícola-pecuaria (cultivo de caña de azúcar, abrevadero de ganado bovino), la elevación topográfica, las vías de acceso. Esto último fue muy importante en la selección de los sitios de muestreo ya que el vaso del humedal está casi en su totalidad cubierto de plantas. De visitas de campo se pudo constatar que en las poblaciones no hay un sistema de drenaje, las casas tienen fosas sépticas no selladas y en algunos casos los escurrimientos de agua residual alcanzan el humedal.

Con base en los criterios antes mencionados, se seleccionaron cinco sitios de muestreo para colectar sedimentos de fondo, agua intersticial y agua subyacente (S1-S5), un sitio adicional (S6) en el efluente del humedal que es el Río “El Trigo” y 11 manantiales (M1-M11). Los sitios se eligieron para detectar la influencia de las principales actividades que pueden afectar la calidad del agua del humedal y fueron los siguientes:

Sitio S1. Recibe la influencia del agua que aflora de los manantiales Cabezas, Oscuranas 1 y Oscuranas 2; localizados en la ribera norte del humedal y del poblado de Cabezas (~300 habitantes). La altitud del sitio es 275 msnm, con profundidades entre 0.7 y 1.2 m en función de la época de muestreo.

Sitio S2. La altitud de este sitio es de 282 msnm con profundidades entre 0.7 y 1.3 m, se considera que puede recibir menor influencia de las actividades humanas (población y agricultura) ya que el sitio se encuentra muy protegido con una espesa cobertura de plantas.

Sitio S3. La altitud de este sitio es de 276 msnm con profundidades entre 0.7 y 1.3 m. En este sitio el humedal pudo haber sido perturbado ya que en 1995 los habitantes del lugar

construyeron un canal para desviar el agua a las zonas de cultivo de caña. La construcción del canal tuvo el objeto de desecar esta parte del humedal y utilizarlo para la agricultura.

Sitio S4. Con una altitud de 267 msnm, puede estar influenciado por actividades agrícolas, de la población y de los manantiales que se localizan en su ribera (Agua de las piedras y Juan Chilote). En este sitio, la columna de agua es somera con valores entre 0.3 a 0.45 m de profundidad.

Sitio S5. Se ubica en la zona más al sur del humedal a 270 msnm con profundidades entre 0.7 a 1.3 m. Este sitio puede estar influenciado por actividades agrícolas ya que en la rivera del humedal existen extensas zonas de cultivo caña de azúcar.

Sitio S6. Considerado como el efluente del arroyo principal a 287 msnm con profundidades entre 0.55 a 1.0 m. El sitio se localiza aún dentro del vaso del humedal pero el fondo es rocoso de tal manera que en este sitio sólo se realizó muestreo de agua. En la ribera se localiza la población “El 20 de Noviembre” de aproximadamente 500 habitantes.

La recolección de sedimentos se hizo en un muestreo por sitio para la caracterización del sedimento, ya que estos núcleos representan varios años de depósito y a menos que haya eventos extraordinarios, su estructura estratigráfica no variara de un año a otro. Se realizó un segundo muestreo destinado a coleccionar un núcleo de sedimentos por sitio, para la determinación de C y N elemental y de isótopos estables. En la recolección de los sedimentos, se puso especial atención en que la muestra se coleccionara en sedimentos donde no hubiera un desarrollo de plantas.

Debido a que el agua representa una fase más dinámica en comparación con el sedimento, se realizaron tres campañas de muestreo, la primera en Noviembre 2011 (posterior a lluvias), la segunda en Mayo 2012 (en periodo de sequía) y la última en Noviembre 2012 (posterior a lluvias). En cada uno de los sitios de muestreo se determinaron los siguientes parámetros: pH, oxígeno disuelto, temperatura, potencial redox, conductividad eléctrica y salinidad. Estos parámetros se determinaron a ~ 20 cm por debajo del espejo del agua y ~ 20 cm por encima de la interfase agua-sedimento. Estas mediciones se realizaron con la finalidad del comparar la calidad del agua cerca de la interfase agua – sedimento respecto a la superficial.

En los manantiales (M1-M11) se coleccionaron muestras en la columna de agua en dos campañas de muestreo (Noviembre 2010 y Mayo 2012). Las profundidades de los manantiales seleccionados como objeto de estudio variaron entre 0.30 y 1.30 m, en función de la época de muestreo; y en general el lecho fue rocoso sin acumulación de materia orgánica. En cada uno de los manantiales se determinaron los siguientes parámetros: pH, oxígeno disuelto, temperatura, potencial redox, conductividad eléctrica y salinidad. Estos

parámetros se determinaron a ~ 40 o 30 cm por debajo del espejo de agua en cada campaña, profundidad que fue definida con base en la profundidad del primer manantial (0.85 cm), considerando la medición de los parámetros a la mitad de la columna de agua. No obstante, en los manantiales que no miden más de 0.4 m de profundidad, las mediciones se realizaron a 0.3 m.

En la Figura 5.1 se indican los sitios de muestreo de sedimento y agua, así como la ubicación de los manantiales, de las tierras de cultivo y las comunidades o poblaciones más cercanas al humedal. En una visita de campo (Dic, 15, 2009) se verificó que los cultivos correspondían mayoritariamente a caña de azúcar.

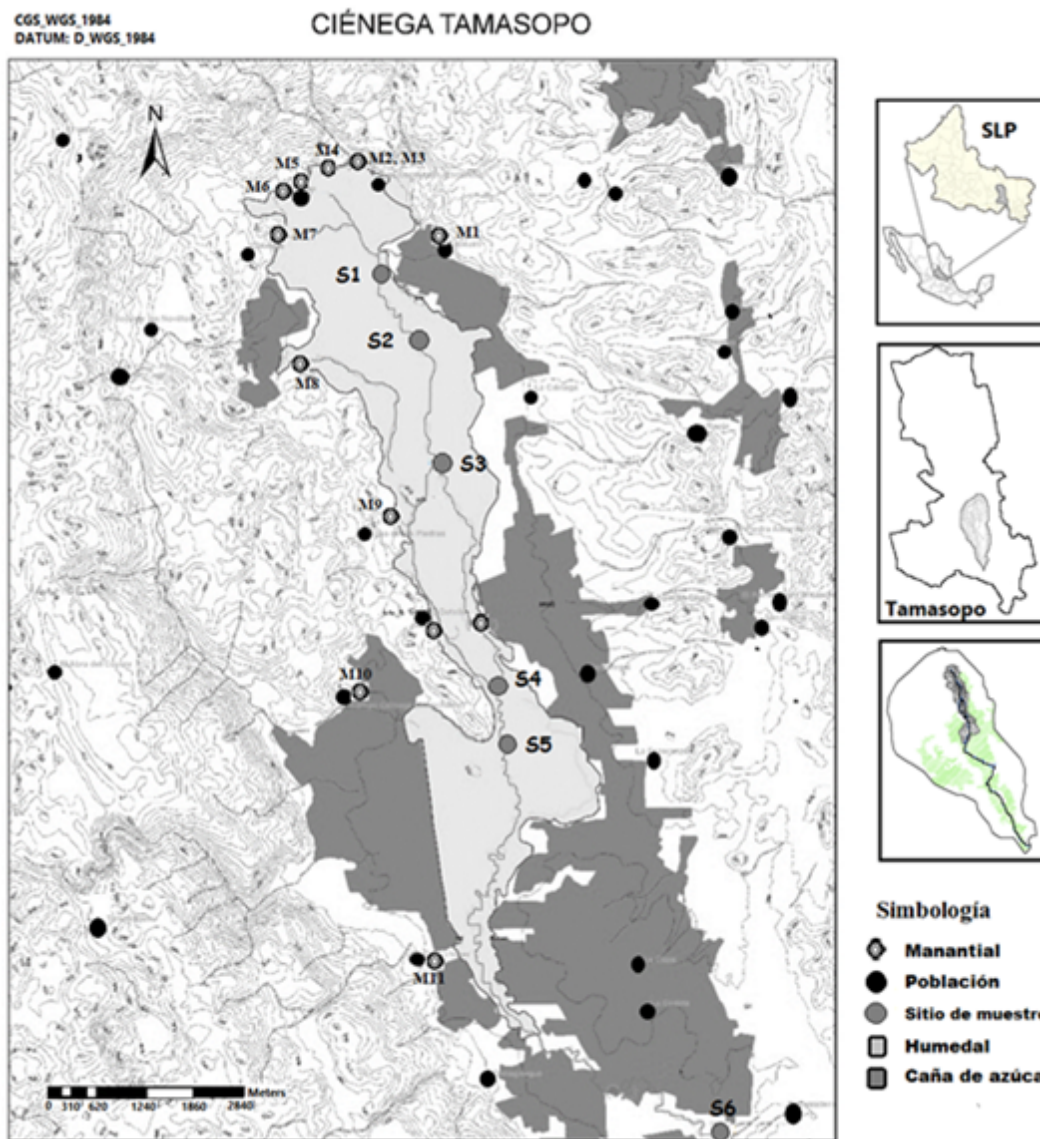


Figura 5.1. Localización de sitios de muestreo de manantiales (M1-M11), sedimentos y agua subyacente (S1-S6) en el humedal “Ciénega de Tamasopo” SLP.

5.2 Métodos de muestreo de agua y de sedimentos

Se colectaron núcleos de sedimento de fondo mediante un nucleador de tipo gravedad y de agua intersticial mediante dializadores. Los procedimientos se describen enseguida.

Para el almacenamiento y preservación de las muestras de sedimento se utilizó material de polipropileno (PP) y de polietileno de alta densidad (HDPE) previamente lavados con HNO₃ al 10 % y enjuagados abundantemente con agua desionizada. La preparación del material para el almacenamiento y preservación de muestras de agua se hizo de acuerdo a lo que se especifica en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Preparación del material empleado en la colección y almacenamiento de muestras de agua.

Análisis	Material	Lavado
Sulfuros totales disueltos, $\Sigma[\text{HS}^-]$	Jeringas de PP Viales ámbar (2 mL)	HNO ₃ al 10 %* Una vez lavados, los viales se purgan con nitrógeno para eliminar el aire y se cierran herméticamente hasta su uso.
Metales	Viales HDPE (4 mL) Botes HDPE (125mL)	HNO ₃ al 10 %*
Aniones	Tubos eppendorff (1.5 mL)	Detergente (Extrán) libre de fosfatos*
Carbón Orgánico Disuelto (COD)	Viales ámbar (4 mL) Puntas de pipeta	Persulfato de Potasio*. ¹
<p>NOTAS</p> <p>*El material es enjuagado 4-6 veces con abundante agua desionizada posterior a cada técnica de lavado.</p> <p>¹En el tratamiento con solución del persulfato de potasio (14 g/L), se sumerge el material, se calienta a 60°C y se deja durante 2.5 h. Posteriormente se enjuaga con abundante agua.</p> <p>Las puntas de pipeta empleadas para la colección y el análisis de cada parámetro son tratadas de acuerdo al correspondiente procedimiento de lavado de acuerdo al parámetro a analizar.</p> <p>Todo el material se secó bajo campana de flujo laminar y se guardó al abrigo del polvo.</p>		

5.2.1 Recolección de núcleos de sedimento

Se empleó un nucleador con mensajero de gravedad con un contrapeso de plomo modelo 2404-A14 de Wildco, que utiliza cilindros de plexiglass (5 cm de diámetro exterior, 4.7 cm de diámetro interior y 51 cm de largo), para colectar un núcleo o columna de sedimento. La Figura 5.2 representa de manera gráfica el diseño del nucleador y la disposición de las piezas. Para la colección de núcleos de sedimento, se emplearon además tapones de polipropileno y tapones de caucho, botes, jeringas y espátulas de polipropileno. Se colectaron tres núcleos de sedimento por sitio para: a) concentraciones totales de P, Ca, Fe, Mn, Mg, K, Na; b) determinaciones de isótopos de C y N y; c) para la determinación de pH *in situ*.

En la recolección de los núcleos de sedimento, el muestreador se deja caer cuidadosamente de forma que, ayudado por el contrapeso de plomo, entre en el sedimento con la mínima perturbación. Una vez que el sedimento ha entrado al tubo de plexiglass, se deja caer el mensajero, como se muestra en la Figura 5.2, de manera que el mecanismo de cierre del muestreador se active. El nucleador se cierra y se crea un vacío de forma que se puede proceder a retirarlo del sedimento sin que este sea mezclado dentro del tubo de acrílico. El muestreador se retira del sedimento siempre en posición vertical y una vez fuera del agua se obtiene el cilindro con el sedimento colocando para ello tapones de caucho en la parte inferior y en la parte superior para evitar la pérdida de material.

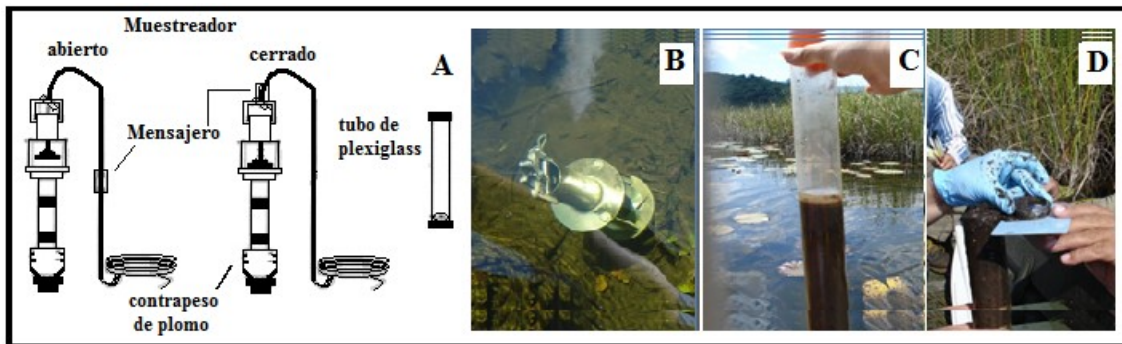


Figura 5.2. A) Muestreador de Sedimentos (nucleador de gravedad). Se muestra el arreglo del nucleador antes de tomar la muestra “abierto” y una vez que contiene la muestra “cerrado”. Núcleo de sedimento A) vista de nucleador durante toma de muestras *in situ*, C) núcleo de sedimento y D) seccionamiento de un núcleo de sedimento con anillos de acrílico.

Cada núcleo de sedimento, como se ilustra en la Figura 5.2c, se secciona *in situ* en segmentos de 0.5, 1.0 y 2.0 cm de espesor empleando para ello anillos de acrílico. Los primeros 5 cm de sedimento se cortaran a intervalos de 0.5 cm a partir de la interfase agua-sedimento, los siguientes 5 cm a intervalos de 1 cm. La columna de sedimento restante se secciona cada 2 cm. Las muestras de sedimento se colocaran en recipientes de polietileno de alta densidad (HDPE) y se preservan a 4 °C durante su transporte al laboratorio y hasta su procesamiento.

Se colectó un núcleo de sedimento por sitio para la determinación de pH en tubos de plexiglass con perforaciones a intervalos de 1 cm. Estas se cubren con cinta de forma que se puede colectar el núcleo y evitar la pérdida del sedimento durante el muestreo; una vez que se obtiene cada núcleo se mide el pH con un electrodo de campo (IQ 150 pH-meter) retirando la cinta e introduciendo el electrodo directamente en la columna de sedimento.

5.2.2 Recolección de muestras de agua intersticial

En el muestreo de agua intersticial, se utilizaron dializadores de acrílico (20.5 cm de ancho x 35 cm de alto x 1.5 cm espesor). Los dializadores tienen 30 pares de celdillas de 0.5 cm

de profundidad, separadas entre sí a intervalos de 1 cm una de otra (Fig. 5.3); el volumen de las celdas varía entre 3 y 4 mL. La base del dializador donde se encuentran las celdas, es de acrílico y están cubiertas y soportadas por una tapa con ventanas también de acrílico que se ajustan a las aberturas de las celdas. La base y la cubierta del dializador se ensamblan colocando entre ellas el filtro de membrana (acetato de celulosa de 0.2 μm de diámetro de poro); se utilizan tornillos de acero inoxidable para ensamblar los dializadores.

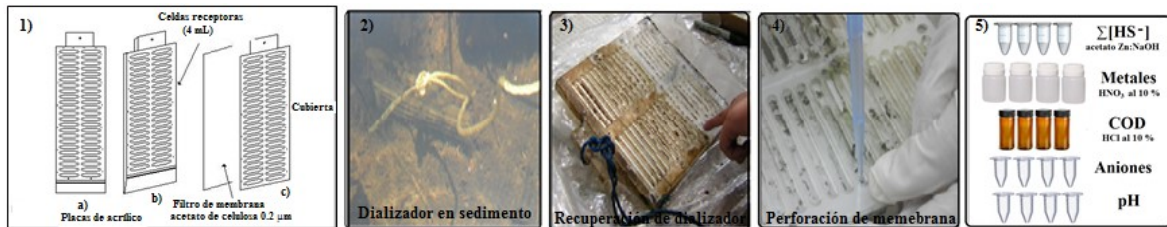


Figura 5.3. Dializador para la muestra de agua intersticial: 1) vista del dializador: a) frontal, b) lateral de la base del dializador y c) cubierta; 2) dializador en el sedimento; 3) recuperación de dializador donde la superficie más limpia corresponde a la parte que estuvo en contacto con el sedimento; 4) perforación de la membrana con la punta de una pipeta para extraer la muestra y colocarla en el recipiente adecuado (5).

El dializador es un dispositivo filtrador diferencial de 1 cm de resolución (distancia entre dos celdas adyacentes), que permite obtener muestras filtradas *in situ* sin alterar la composición química del agua la cual posteriormente se analiza en el laboratorio. Al permanecer insertos en el sedimento o suspendidos en la columna de agua, los solutos de la solución se difunden a través de la membrana hacia las celdas del dializador hasta que las soluciones externas e internas presenten concentraciones similares. El agua así colectada deberá presentar concentraciones de los elementos representativas del sitio de muestreo. Es claro que solo logran pasar por difusión a través de la membrana todas las sustancias de tamaño menor al diámetro de poro de la membrana de dializador.

El lavado de los dializadores se realiza con HNO_3 al 10 % por 24 h, se enjuagan con agua desionizada y se dejan sumergidos en agua desionizada por 1 o 2 días para desorber el ácido. Posteriormente se enjuagan nuevamente con agua desionizada. Para evitar alterar las condiciones redox del sitio de muestreo, se colocan los dializadores en atmósfera inerte por al menos dos semanas. Para ello se hace pasar diariamente una corriente de nitrógeno (N_2) de 15 a 20 min. Posteriormente se prepararon como se indica enseguida y se desoxigenaron por una semana bajo atmósfera de N_2 .

La membrana que se utiliza es de acetato de celulosa de 0.2 μm de diámetro de poro (Chiron Scientific Inc), la cual se corta y lava sumergiéndola en agua desionizada durante 24 h. Las celdillas de los dializadores se llenan con agua desionizada y se coloca la membrana cuidadosamente para no generar formación de burbujas de aire en el interior de las celdas. Estos se preservan en atmósfera inerte una semana hasta su instalación en los sitios de muestreo en donde los dializadores permanecen aprox., 2 semanas, para lograr el

equilibrio entre el agua del dializador y la solución a la que está expuesto. En cada muestreo se colocaron tres dializadores por sitio. Posterior al periodo de exposición ~ 2 semanas días, los dializadores son recuperados del sedimento. Como se ilustra en la Fig. 5.3, el agua es recuperada rápidamente del dializador con micro-pipetas con las puntas adecuadamente preparadas como se describe en la sección 5.2.1 para evitar la oxidación de los sulfuros. En campo se obtienen y separan las muestras y blancos en los recipientes indicados para cada determinación con el tratamiento para cada caso como se describe en la Tabla 5.2. Todas las muestras se conservaron a 4 °C hasta su análisis.

Tabla 5.2. Almacenamiento y preservación de las muestras de agua intersticial.

Análisis	Tamaño de muestra	Recipiente de almacenamiento	Tratamiento
Metales (Fe, Mn, Ca, Mg, Na y K)	3 mL	Botellas HDPE (4 mL)	Acidificación (pH < 2) de la muestra con HNO ₃ al 10 % (grado ambiental; ANACHEMIA) para alcanzar una concentración de 0.02 N (50 µL).
Aniones	~ 0.5 mL	Tubos Eppendorff (1.5 mL)	No se requiere adición de reactivos
Carbón Orgánico Disuelto (COD)	2.0 mL	Viales ámbar (4 mL)	Se acidifica con HCl al 10 % para eliminar el C _{inorg} (pH < 3)
Sulfuros totales disueltos Σ[HS ⁻]	0.5 - 1.0 mL	Jeringas de PP Viales ámbar (2 mL)	Viales libres de oxígeno (purga con N ₂) conteniendo una mezcla 5:1 de Acetato de Zn al 10 % y NaOH al 6 %.
pH	~ 0.7 mL	Tubos Eppendorff (1.5 mL)	Se mide <i>in situ</i> con un medidor de campo (IQ-150)

5.2.3 Recolección de muestras de la columna de agua y de los manantiales

Para determinar las características fisicoquímicas de la columna de agua (agua subyacente) y de los manantiales, se recolectaron manualmente muestras de 0.5 L de agua, en recipientes de polipropileno pre-tratados según los parámetros a determinar (Tabla 5.1 y 5.2). Las muestras en la columna de agua, se colectaron manualmente a 20 cm por debajo del espejo del agua y a 20 cm por encima de la interface agua-sedimento. En los manantiales, las muestras se colectaron a ~ 40 cm o 30 cm por debajo del espejo del agua considerando como referencia la profundidad promedio del manantial en cuestión. *In situ* se determinó el pH, la temperatura, la conductividad, el oxígeno disuelto (OD) y el potencial redox. Para la determinación de alcalinidad, el carbón orgánico disuelto (COD) y aniones, se colectan muestras de agua en botes de HDPE de 125 mL previamente lavados con detergente (Extrán) y enjuagados abundantemente con agua desionizada. También se obtienen blancos de campo. Las muestras se preservaron a 4 °C durante su transporte al laboratorio

5.3 Medición de parámetros

En esta sección se describen los métodos empleados en la preparación de las muestras y en la determinación de los diferentes parámetros de calidad de agua y de caracterización del sedimento. En la Tabla 5.3 se indican los parámetros que se analizaron en las muestras.

Tabla 5.3. Parámetros que se determinaron en agua y sedimentos recolectados en el humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Tipo de muestra	Parámetros	
	<i>In situ</i> (campo)	En laboratorio
Sedimentos	pH	Concentraciones totales de Ca, Fe, P, Mn, Mg, C y N elemental e isotópico ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$)
Agua intersticial	pH	COD, sulfuros totales disueltos, elementos mayores (Ca, Mg, Na, K, Mn y Fe) y aniones (Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-})
Agua subyacente	pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox	COD, elementos mayores (Ca, Mg, Na, K, Mn y Fe) y aniones (Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) y alcalinidad total
Manantiales	pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox	COD, elementos mayores (Ca, Fe, Mg, Na, K y Mn) y aniones (Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) y alcalinidad total

5.3.1 Determinación de las características del sedimento de fondo del humedal

El **pH** se determinó *in situ* con un medidor de pH (IQ 150 pH meter) y un electrodo para muestras semisólidas como se indicó en la sección 5.2.1. De la medición se obtuvieron perfiles de pH en función de la profundidad (cm) en el sedimento (como referencia, 0 se considera la interface agua-sedimento, es decir el sedimento más recientemente depositado).

En el laboratorio, las sub-muestras o secciones de cada núcleo de sedimento se secaron a 45 °C durante 7 h en estufa. Posteriormente, cada sub-muestra se homogenizó. Se tomaron de 0.1 a 0.5 g de cada sub-muestra de sedimento seca, se llevaron a digestión ácida de acuerdo al procedimiento que se indica en la Figura 5.4 para la determinación de elementos totales (P, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn).

La digestión de las muestras se realizó en recipientes de teflón, en placa de calentamiento con control de temperatura. Por cada 8 muestras, se corrió un blanco y una muestra de sedimento estándar certificado TH-2 (NRCC; National Research Council of Canada) para el control de calidad, sometiendo blancos y estándares a las mismas condiciones de digestión y análisis de muestras. Los metales en solución se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica por Flama (AAF; VARIAN SpectrAA 220 FS) y el P mediante método colorimétrico, debido a la interferencia que produjo la matriz en la lectura del P.

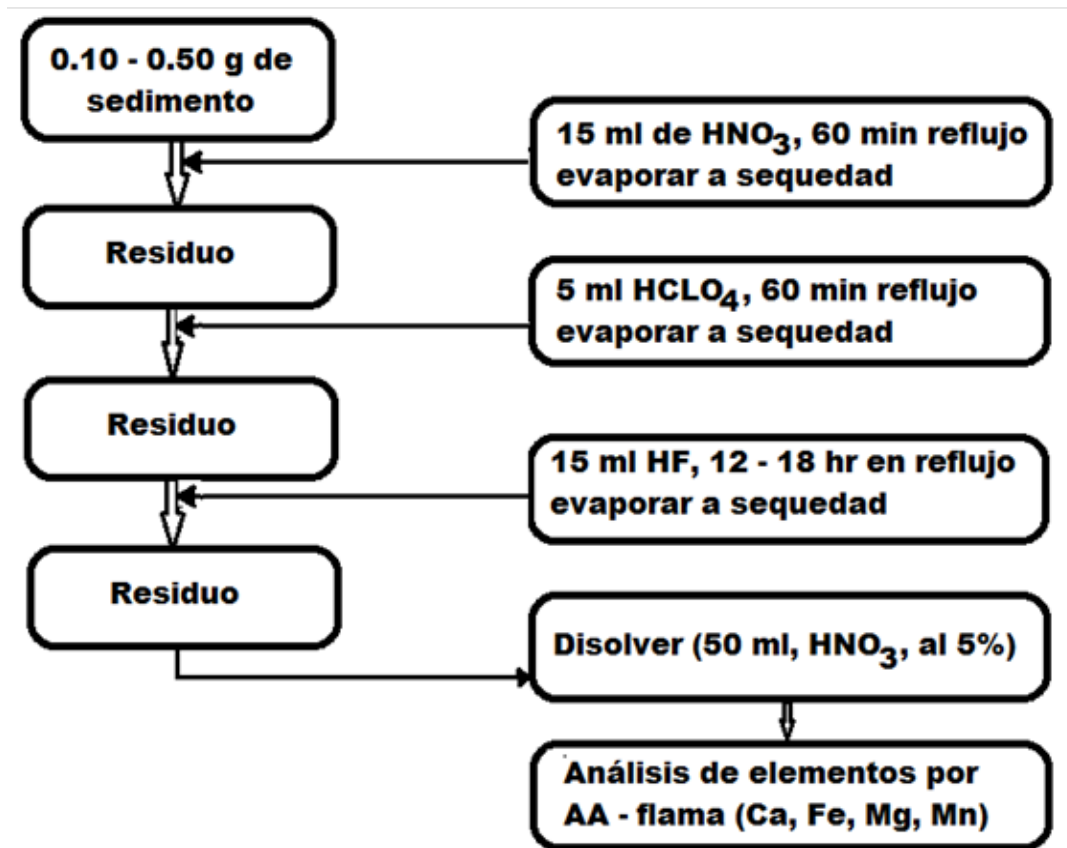


Figura 5.4. Esquema de digestión ácida para la obtención de la concentración de elementos totales (Fortin y col., 1993).

En la determinación de metales, los estándares y el blanco de reactivos para la curva de calibración se prepararon en 0.02 N de HNO₃ (grado ambiental; Anachemia) para guardar similitud con la matriz de las muestras de sedimento. Los rangos de concentración, los límites de detección (LDD) y cuantificación (LDC) de las curvas de calibración se presentan en la Tabla 5.4. En el análisis de Mg y Ca se utilizó una sal de K como supresor de ionización (concentración de 2000 µg/mL). Los estándares de cada elemento para las curvas de calibración se prepararon a partir de una solución estándar de 1000 µg/L (Atomic Absorption Standar), en solución de composición equivalente a la matriz de las muestras. El LDD y el LDC para la detección de Fe, Ca, Mn y Mg, se calcularon respectivamente como 3 y 10 veces la desviación estándar de 10 repeticiones del blanco de reactivos o estándar de menor concentración (conocida) en cada curva de calibración. En la determinación del LDD se utilizó un estándar interno de concentración de 1.0, 1.0, 0.2 y 0.2 mg/L para Fe, Ca, Mn y Mg, respectivamente. Los porcentajes de recuperación de las muestras en los sedimentos se obtuvieron a partir de la muestra de referencia y varían de 70 – 115 %.

Sub-muestras de sedimento previamente secado se trataron como se indica enseguida para la determinación de C y N elemental, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{34}\text{S}$. Para esto se utilizaron muestras de 0.5 - 1.0 g de sedimento seco las cuales se trataron con 0.1 N de H_2SO_4 (60 °C, 1 h) para eliminar el carbón inorgánico (CO_3^{2-}), la suspensión se filtró y el sólido se secó (60 °C, 12 h) para el análisis elemental. Para ello, se recurrió al servicio externo del Laboratorio de Isotopía Elemental del Departamento de Geociencias de la Universidad de Arizona (Tucson, AZ). Las determinaciones se hicieron mediante Espectrómetro de Masas de Relación Isotópica (IRMS por sus siglas en inglés; Finnigan Delta PlusXL) acoplado a un analizador elemental (Costech). La estandarización se hizo con base en acetronitrilo para la concentración elemental, con NBS-22 y USGS-24 para $\delta^{13}\text{C}$, IAEA-N-1 y IAEA-N-2 para $\delta^{15}\text{N}$, y OGS-1 y NBS123 para $\delta^{34}\text{S}$. La precisión fue de ± 0.10 en $\delta^{13}\text{C}$, de ± 0.20 en $\delta^{15}\text{N}$ y de ± 0.15 en $\delta^{34}\text{S}$ o mejor a (1σ), con base en repeticiones de estándares internos. Los valores se reportan como delta (partes por mil; ‰), en relación al estándar (Ec. 1). El análisis de isotopos de azufre fue a través del sulfato precipitado de los sedimentos con bario como BaSO_4 , secado y convertido a SO_2 , el cual se purifica para su análisis isotópico. Donde R_x y R_s son la proporción de isótopos pesados y ligeros (e.g., $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ and $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$), en la muestra (R_x) y el estándar (R_s).

$$\delta[\text{‰}] = (R_x/R_s - 1) * 100 \quad (1)$$

Tabla 5.4. Métodos de análisis, rangos de concentración, LDD y LDC de las curvas de calibración para la determinación de metales totales en el sedimento del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Elemento	Método Espectrof.	Longitud de onda (nm)	Rango de curva de calibración	LDD (mg/L)	LDC (mg/L)	% Rec (TH-2)
Fe*	AAF	248.3	1.0 - 10 mg/L	0.80	0.97	92.7 ± 10.3
Ca*	AAF	422.7	1.0 - 8 mg/L	0.90	0.93	74.0 ± 8.3
Mn*	AAF	279.5	0.25 - 2 mg/L	0.20	0.21	85.3 ± 9.6
Mg*	AAF	285.2	0.25 - 5 mg/L	0.22	0.26	96.9 ± 8.3
P	Colorimétrico		0.25 - 2 mg/L	0.22	0.25	83.0

* flama de Óxido Nitroso/Acetileno

5.3.2 Análisis de agua intersticial

En las muestras colectadas de cada celda de los dializadores se determinaron los parámetros que se indican en la Tabla 5.3 para obtener perfiles de concentración en función de la profundidad (cm) en el sedimento. El pH se determinó *in situ* con un medidor de campo (IQ 150 pH meter).

Los **metales disueltos** se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito (EAA-HG; Varian Modelo SpectrAA 220Z con horno GTA 110Z) o Flama (Varian SpectrAA 220 FS). Se utilizaran muestras de referencia de agua 1643e Trace

Element in water (NIST, National institute of Standars and tecnology), o TMD-WS-2 (National Research Institute of canada, NCR-CNRC), internas o control de calidad analítico.

En la determinación de metales, los estándares y el blanco de reactivos para la curva de calibración se prepararon en 0.02 N de HNO₃ (grado ambiental; Anachemia) para guardar similitud con la matriz de las muestras de agua. Los rangos de concentración de las curvas de calibración se presentan en la Tabla 5.5. Para el análisis de Mg y Ca se utilizó una sal de K como supresor de ionización (concentración de 2000 µg/mL).

Tabla 5.5. Métodos de análisis, rangos de concentración, LDD y LDC de las curvas de calibración para la determinación de metales disueltos en el agua intersticial y en la columna del agua del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Elemento	Método Espectro-fotométrico	Longitud de onda (nm)	Rango de curva de calibración	LDD (ppb ^{&} o ppm)	LDC (ppb ^{&} o ppm)
Fe	AAHG	248.3	10 - 50 µg/L	5.55 ^{&}	7.97 ^{&}
Mn	AAHG	279.5	10 - 50 µg/L	10.20 ^{&}	11.63 ^{&}
Ca*	AAF	422.7	1.0 - 8 mg/L	0.90	0.93
Mg*	AAF	285.2	0.2 - 5 mg/L	0.35	0.46
Na [#]	AAF	589.6	0.2 - 1.8 mg/L	0.38	0.60
K [#]	AAF	766.5	0.2 - 1.8 mg/L	0.20	0.25
* flama de Óxido Nitroso/Acetileno			# flama de Aire/Acetileno		

Los estándares de cada elemento para las curvas de calibración se prepararon a partir de una solución estándar de 1000 µg/L (Atomic Absorption Standar), en solución de composición equivalente a la matriz de las muestras. Los límites de detección (LDD) y cuantificación (LDC) para la detección de Fe, Ca, P, Mn, Mg, Na y K, se calcularon respectivamente como 3 y 10 veces la desviación estándar de 10 repeticiones del blanco de reactivos o estándar de menor concentración (conocida) del primer punto en cada curva de calibración. En la determinación del LDD se utilizó un estándar interno de 5 y 10 µg/L para Fe y Mn respectivamente; de 1.0, 0.2, 0.2, 0.2 mg/L para Ca, Mg, Na y K, respectivamente.

La medición del **carbón orgánico disuelto** (COD) se realizó en el laboratorio de Catálisis de la Facultad de Ciencias Químicas con un equipo TOC-500A SHIMADZU (Total Organic Analyzer). Una alícuota de 20 µL es calcinada a 680 °C el proceso de combustión es asistido por un catalizador de Platino. La acidificación previa de la muestra (ver sección 5.2.2 y Tabla 5.2) asegura que el carbón inorgánico (HCO₃⁻/CO₃²⁻) se convierta a CO₂ el cual se elimina de la muestra burbujeando O₂, de manera que el CO₂ desprendido de la calcinación es generado por la combustión de C orgánico el cual es secado en un condensador y posteriormente cuantificado por espectrofotometría de infrarrojo. Las muestras se analizan dentro de las 72 h posteriores a la recolección de la muestra.

En las muestras de agua intersticial se determinaron los siguientes **aniones**: cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3-}) y sulfatos (SO_4^{2-}). La determinación de los aniones, se realizó mediante cromatografía (HPLC-IC 2500, Dionex con detector electroquímico ED50, supresor ASRS-Ultra 300 de 4 mm y una columna Ion Pac AS14A); en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental, Centro de Geociencias, UNAM, Campus Juriquilla, Qro. Se utiliza una fase móvil de $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ (1.7/0.8 M) con un flujo de 1 mL/min y una inyección de 20 μL de muestra. Se emplea estándar multianión en la construcción de las curvas de calibración. La Figura 5.6 muestra un cromatograma con las especies indicadas. Para cada anión (F^- , Cl^- , Br^- , NO_3^- , PO_4^{3-} y SO_4^{2-}) se tuvo el porcentaje de recuperación de: 99, 101, 98, 99, 97 y 99 % y el límite de cuantificación (LC: 0.05, 0.07, 0.3, 0.25, 0.3 y 0.3 ppm), respectivamente.

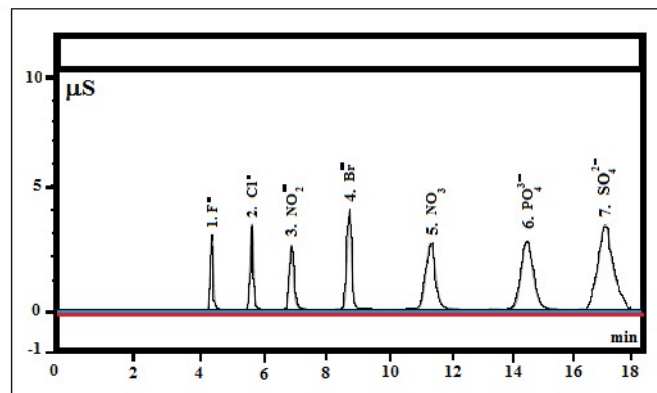


Figura 5.6. Cromatograma obtenido de un estándar multianión en donde se observa la secuencia de aparición de los picos de las especies determinadas y el tiempo de retención.

En la determinación de **sulfuros disueltos totales** $\Sigma[\text{HS}^-]$, se utilizó el método colorimétrico del azul de metileno (Cline, 1969). Este método se basa en que el sulfuro de hidrógeno reacciona con el N,N'-dimetil-1,4-fenilendiamina originando un compuesto intermedio, el leuco-azul de metileno, el cual se oxida con Fe^{3+} a azul de metileno. El azul de metileno absorbe la luz a longitud de onda de 670 nm y por ello se determina mediante Espectrofotometría UV-Vis. Los reactivos de Cline, solución A (cloruro de N-N'-dimetil-1,4-fenilendiamina) y solución B (sulfato férrico), se preparan a diferentes concentraciones para dos rangos de concentración de sulfuros según se indica en la Tabla 5.6. La preparación de los estándares y reactivos se describe enseguida.

Los estándares de sulfuros para la curva de calibración fueron preparados a partir de una solución madre de NaHS 50 mM valorada previamente por una titulación yodométrica (Orozco, 1987). Los estándares se preparan con agua desionizada desoxigenada, agregando 30 μL de NaOH al 50% por cada 100 mL para evitar la volatilidad de los sulfuros. Los reactivos de Cline, soluciones A y B, se preparan para cada rango de concentración, indicados en la Tabla 5.5, disolviéndolos en una solución de HCl al 50 %.

Tabla 5.6. Concentraciones de reactivos para cada rango de concentración de sulfuros totales disueltos (Cline, 1969).

Concentración de $\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)	Solución A: N-N'-p-fenilendiamina (g/500 mL)	Solución B: Sulfato Férrico (g/500 mL)	Factor dilución (mL:mL)	Paso luz (cm)
3 - 40	0.5	0.75	1:1	1
250 - 2000	20.0	30.0	1:50	1

En la preparación de todos los reactivos se empleó agua desionizada previamente desoxigenada mediante calentamiento hasta ebullición y posterior enfriamiento haciendo pasar una corriente de gas N_2 . Todas las soluciones preparadas para la determinación de sulfuros se mantuvieron bajo atmósfera inerte por burbujeo de N_2 , al abrigo de la luz y en refrigeración, para evitar la volatilización de los sulfuros.

Debido a la distancia del sitio de estudio al laboratorio y el número de muestras a analizar, resulta difícil el análisis de las mismas dentro de las siguientes 24 h del muestreo, por lo que se emplea un método alternativo para evitar la pérdida de los sulfuros por volatilidad. Se utiliza el método descrito por Gilboa-Garber (1971) que consiste en la precipitación de los sulfuros en campo con una solución de acetato de Zn al 10% y NaOH al 6% (5:1) previamente mezclada. Este método es recomendado cuando se deben analizar concentraciones elevadas de sulfuros (250 – 2000 μM) o para eliminar las interferencias químicas que pueden desarrollar color con los reactivos del método de Cline (1969).

En tubos Eppendorf previamente lavados con ácido (Tabla 5.1), se colocaron 0.5 mL de la solución de acetato de Zn:NaOH a los que se agregan 0.7 mL de muestra obtenida de los dializadores. Esta operación debe realizarse lo más rápido posible para asegurar que los sulfuros disueltos precipiten y no se pierdan por volatilización. Las muestras se conservan a 4 °C y al abrigo de la luz. En el laboratorio, las muestras se centrifugan a 15000 rpm por 15 min. El sobrenadante se decanta y la muestra se re-suspende con agua desionizada en un volumen final de 1mL al cual se agregan los reactivos de Cline (Tabla 5.5) para la formación del color. Las muestras que reciben este pre-tratamiento se cuantifican con las curvas de los dos rangos de concentración (Tabla 5.5). La formación de color azul es directamente proporcional a la concentración de sulfuros. La determinación de las concentraciones de $\Sigma[\text{HS}^-]$ se hace por espectrofotometría UV-VIS a una longitud de onda de 670 nm en un espectrofotómetro (SHIMADZU, Mod. 2101 PC).

5.3.3 Análisis de muestras de agua subyacente y de manantiales

La medición *in situ* de los parámetros fisicoquímicos del agua subyacente se determinaron en dos puntos de muestreo y en manantiales en uno (ver sección 5.2.3). En los manantiales y la columna de agua, se determinaron: el pH, la temperatura, la conductividad eléctrica,

mediante una sonda Horiba U-10, Water Quality Checker, la concentración del oxígeno disuelto utilizando medidor de OD (Conductronic, OX25), el potencial redox mediante medidor de ORP (Conductronic pH15). La alcalinidad total se determinó por titulación potenciométrica (medidor de pH, ORION-520) utilizando una alícuota de 30 - 50 mL y una solución valorada de 0.027N de H₂SO₄. Esta determinación se hace dentro de las 24 h siguientes a la recolección. El COD se determinó como se indicó en la sección anterior. Los aniones (Cl⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻) se determinaron mediante metodologías APHA (1992). Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Aguas, FCQ.

5.4. Pruebas de movilidad de fósforo

En laboratorio se realiza un diseño experimental de columnas de sedimento y agua del humedal para comprender la influencia del pH, de las condiciones oxidantes / reductoras y de la concentración de fosfatos y hierro sobre la movilidad del fósforo para entender como ocurren estos procesos cuando ocurre un cambio en las condiciones del humedal.

En septiembre de 2011 en la estación S4 (21°48.409 N; 99°17.792 W), se colectaron agua y seis núcleos de sedimento en el humedal. El sitio se eligió debido a las posibles contribuciones de sustancias por actividades agrícolas, ganaderas y probablemente de los manantiales. Con los núcleos se construyeron cuatro columnas experimentales (CT1, CT2, CT3, CT4) para evaluar las interacciones P-Fe-S y se mantuvieron setenta y seis días, como se describirá enseguida. Se utilizaron columnas de acrílico de 5.7 cm de diámetro y 30 cm de altura. Cada columna se preparó colocando los 7 cm de sedimento más superficial de cada núcleo y se generó una columna de agua de 20 cm utilizando agua filtrada colectada en el humedal (Fig. 5.7). Todas las columnas se cubrieron para evitar el paso de la luz y evitar el desarrollo de algas, y se mantuvieron en una atmósfera inerte, mediante burbujeo con nitrógeno.

Las columnas CT1 a CT4 que se mantuvieron durante setenta y seis días se trataron como sigue: nueve días de *tiempo de equilibrio* para permitir el asentamiento del sedimento y la estabilización de la solución, dieciocho días con *limitación de oxígeno* (se añadió sulfito de sodio al 5% para alcanzar una concentración de 5.5mM, además de mantener una atmósfera con nitrógeno), catorce días en *condiciones oxidantes* con burbujeo de aire en la columna de agua (bomba Elite 802), ocho días con *adición de P* (2.2 μM KH₂PO₄ dos adiciones), dieciséis días con *adición de Fe* (17.9μM; columnas CT1 y CT2) y ocho días con *adición de sulfato* (2.2 mM de Na₂SO₄; columnas CT3 y CT4). En todas las columnas, se tomaron muestras de agua regularmente en dos profundidades con respecto de la interface sedimento-agua (1.5 cm por encima y 2.5 cm por abajo) para estudiar la movilización de los elementos entre el agua y el sedimento. En cada muestreo se determinaron los siguientes parámetros: pH, potencial redox, la concentración total disuelta de Fe, PO₄³⁻, SO₄²⁻ y sulfuros (Σ[HS⁻]). Previo al desarrollo experimental, el efecto del pH se examinó

haciendo cambios en la columna de agua, inicialmente el pH se modificó a 8.5 y gradualmente se disminuyó a 7.5 y finalmente a 6.5 mediante la adición de HCl o NaOH (0.1 M). Para ello, se utilizaron cuatro columnas dos columnas control (CC1 y CC2) donde no se realizó ningún cambio y dos columnas tratamiento (CT1 y CT2) a las cuales se dio seguimiento por un total de 28 días. Las columnas control no se modificaron en ninguna etapa. En este caso, solo se midió el hierro, calcio y pH en la columna de agua.

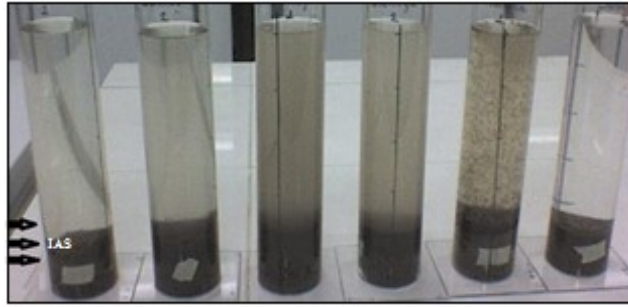


Figura. 5.7. Construcción de columnas experimentales con agua y sedimento del humedal “Ciénega de Tamasopo”

Los metales se determinaron por Espectrofotometría de Absorción Atómica con Horno de Grafito (EAA-HG; Varian SpectrAA 220Z) para Fe disuelto (límite de detección 0.04 μM) y de Flama (EAA-F; Varian SpectrAA 220FS) para Ca disuelto (límite de detección 0.07 mM); la concentración de los sulfuros se determinó por el método de azul de metileno (límite de detección 3 μM o 0.003mM; Cline, 1969), fosfatos totales por el método de azul de molibdeno (límite de detección 8 μM ; Murphy y Riley, 1962); los sulfatos por el método turbidimétrico (límite de detección 0.05 mM; Standard Methods, 1975). El control de calidad analítico se realizó utilizando una muestra certificada de agua (1643e de NIST) para Fe y una muestra control del laboratorio para Ca, fosfatos y sulfatos (ver sección 5.3.2). El pH se midió con un electrodo para muestras semisólidas (IQ 150 pH-meter) y el potencial redox con medidor de ORP (Conductronic pH 15).

En la interpretación de los resultados de las columnas experimentales, se hizo uso del software MINEQL v4.5 (Schecher y McAvoy, 2003) para estimar las especies químicas de P, Fe, S presentes y su movilidad en la interface sedimento-agua.

5.5 Herramientas estadísticas de interpretación y de diagnóstico

Los parámetros que se determinaron para caracterizar el sedimento y el agua se representan en forma de perfiles de concentración en función de la profundidad. La interpretación de datos a través de la forma de los perfiles, de los flujos de difusión en la interface agua-sedimento y las determinaciones *in situ* en la columna de agua (pH, temperatura, conductividad eléctrica, potencial redox, oxígeno disuelto, profundidad) son la base de la caracterización fisicoquímica de la calidad del agua en el humedal, de la definición de su

estado trófico y de la clasificación del agua en base a su mineralogía. Este análisis de datos se hizo mediante: a) Análisis Triádico Parcial (PTA por sus siglas en inglés), b) análisis clúster, y, c) clasificación de familias de agua mediante el análisis de Piper.

En el sedimento, se hizo un análisis de la forma de los perfiles de concentración en función de la profundidad, de C orgánico, de N, de P, de isótopos estables de C (^{13}C), de N (^{15}N) y de S (^{34}S), de las relaciones elementales C/N, N/P e isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{14}\text{N}$ para determinar el origen de la materia orgánica. Para entender la limitación de nutrientes se realizaron pruebas de movilidad (Sección 5.4) así mismo, se analizaron correlaciones entre las concentraciones de P, Ca, Fe y S. Se reportan también perfiles de Mg y Mn, este último en su forma de óxido de manganeso actúa como oxidante.

5.5.1 Interpretación estadística de datos mediante Análisis estadístico de Clúster (CA) y triádico parcial (PTA)

Análisis Clúster Esta herramienta de interpretación hace un análisis exploratorio de datos mediante la agrupación por similitud de los mismos que permite clasificarlos u ordenarlos jerárquicamente. El propósito de la técnica es ordenar objetos (datos) en grupos (conglomerados o clúster) de forma que el grado de asociación/similitud entre miembros del mismo clúster sea más fuerte que el grado de asociación/similitud entre miembros de diferentes clúster. Es un método que permite descubrir asociaciones y estructuras en los datos que no son evidentes *a priori* pero que pueden ser útiles una vez que se han encontrado. Como se indica en el capítulo de resultados, el análisis clúster permite asociar sitios de muestreo con las actividades principales en la microcuenca de acuerdo a su localización y a las características de la calidad del agua en dichos sitios. El agrupamiento jerárquico aglomerativo proporciona las relaciones de similitud intuitivas entre cada muestra y todo el conjunto se ilustra mediante un dendrograma (McKeenna, 2003).

Los agrupamientos de las estaciones de muestreo se formaron utilizando el método de Ward y la distancia euclidiana (distancia "ordinaria" entre dos puntos de un espacio euclídeo). En el método de Ward, la distancia entre dos clúster se calcula como la suma de cuadrados entre grupos en el análisis de varianzas sumando para todas las variables. En cada paso se minimiza la suma de cuadrados dentro de los clúster sobre todas las particiones posibles obtenidas fusionando dos clúster del paso anterior. Las sumas de cuadrados son más fáciles de entender cuando se expresan como porcentaje de la suma de cuadrados total. La distancia euclídea proporciona el grado de similitud entre dos muestras y puede ser representada por la diferencia entre los valores analíticos de cada muestra (Otto, 1998). El análisis de clúster se efectuó con el software R 2.12.2 (Development Core Team, 2012).

Análisis Triádico Parcial (PTA). Este análisis forma parte de la familia de los métodos STATIS (Lavit, 1998). El PTA es un método multivariante que analiza matrices de forma

tridimensional (Thioulouse y Chessel, 1987; Kroonenberg, 1989; Rossi, 2003). El propósito del método es analizar una tabla de tres factores (un cubo de datos, por ejemplo, p variables, x estaciones de muestreo y k fechas de muestreo; ver Figura 5.8) vista como una secuencia de tablas de dos factores. El PTA permite extraer la estructura de inercia (o estructuración de datos) que es común a las diferentes fechas de muestreo de agua en el caso de este trabajo (Thioulouse, 2004). Con la interpretación de los resultados, es posible: a) resumir los datos dentro de una estructura global y las relaciones entre las tablas (interestructura); b) proporcionar una imagen de las estructuras comunes a todas las tablas (análisis de compromiso), y c) resumir la variabilidad de la serie de tablas alrededor de la estructura común definida por el compromiso con las trayectorias. Las únicas limitaciones de PTA son que todas las tablas cruzadas deben tener las mismas filas y las mismas columnas (es decir, que las variables deben ser las mismas en todos los pares de tablas).

El método implica la realización de tres pasos sucesivos (Centofani y col., 1989; Thioulouse y Chessel, 1987; Figura 5.9).

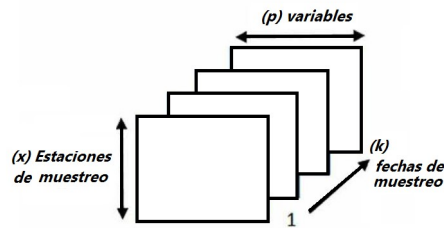


Figura 5.8. Tipología de la matriz de datos

- 1) Se encuentra una estructura o información común presente en los diferentes casos (**Interestructura**) por medio de un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés). El análisis de la interestructura, proporciona una descripción global de las x estaciones de muestreo en función de la tipología de las k fechas de muestreo y extrae la estructura que es común a todas las fechas, para cada una de las p variables (Jiménez y col., 2006). Realiza el cálculo de la matriz de correlaciones vectoriales (coeficientes RV) a partir de la matriz de fechas de muestreo (k -tablas). Este paso permite la comparación entre las fechas de muestreo y la representación de la proximidad entre fechas dependiendo de las variables analizadas. La función de este paso es atribuir un peso a cada sub-matriz de muestreo (α_k coeficientes).
- 2) El **análisis de compromiso**, involucra la construcción de una matriz de media o de máxima inercia (matriz compromiso). Esta se deriva de las submatrices iniciales en proporción a su peso. El valor adimensional “ Cos^2 ”, constituye un indicador de “cuanto” compromiso expresa la información contenida en cada submatriz (el valor de cos^2 entre una submatriz y el compromiso). De esta manera, la matriz representa las correlaciones vectoriales entre las diferentes submatrices que en este trabajo representan a cada fecha de muestreo (coeficientes RV) proporcionando un

indicador sobre la fuerza de los enlaces entre las diferentes submatrices, es decir, entre las distintas fechas de muestreo (Rolland y col., 2009). Este paso permite describir los sitios de muestreo en función de la tipología (características o parámetros que se consideren en el análisis) de las variables y la identificación de las variables responsables de patrones similares (estructura común) a las diferentes fechas de muestreo (Jiménez y col., 2006).

- 3) **Intra-estructura o reproducibilidad del compromiso.** Los x subconjuntos se proyectan por separado en el plano del compromiso resaltando cuales estaciones se ajustan mejor al compromiso.

Debido a que los métodos de clasificación utilizados son no paramétricos, no se consideró ninguna distribución estadística subyacente de los datos. Por lo tanto no fue necesaria la evaluación de la distribución normal (Gaussiana; Sharef y col., 1986). El análisis estadístico se realizó con el software R 2.12.2 Development Core Team, (2012) y el paquete ade4 para la implementación del PTA.

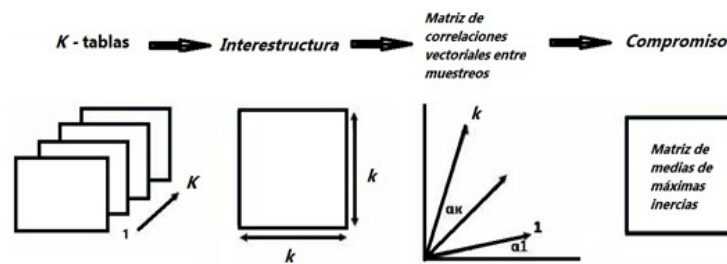


Figura 5.9. Esquema del análisis triádico parcial (PTA)

En la interpretación del PTA, la distribución descrita de las variables muestra un arreglo en dos ejes que indican la heterogeneidad espacio-temporal para las estaciones de muestreo. En este trabajo, el eje I (horizontal) representa el efecto del volumen de agua en las fechas de muestreo, es decir, corresponde a la dinámica de flujo del agua. Mientras que el eje II (vertical), representa al sustrato y/o su interacción agua-sedimento.

La Figura 5.10 da un ejemplo de los componentes del análisis PTA los cuales son:

- a) Ordenación de fechas de muestreo en el plan factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la inter-estructura en PTA,
- b) Coordenadas de las variables analizadas o patrones espaciales comunes a las fechas de muestreo en el primer plano (eje I - II) del compromiso e histograma de eigenvalores, los cuales indican la importancia de los ejes que definen la estructura espacial promedio,
- c) Proyecciones de las estaciones de muestreo en el primer plano del compromiso, es decir, las coordenadas factoriales de los sitios de muestreo extraídas del análisis de

la interestructura que describen los patrones de distribución espacio-temporal de cada variable,

- d) Peso de cada tabla (a_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA.

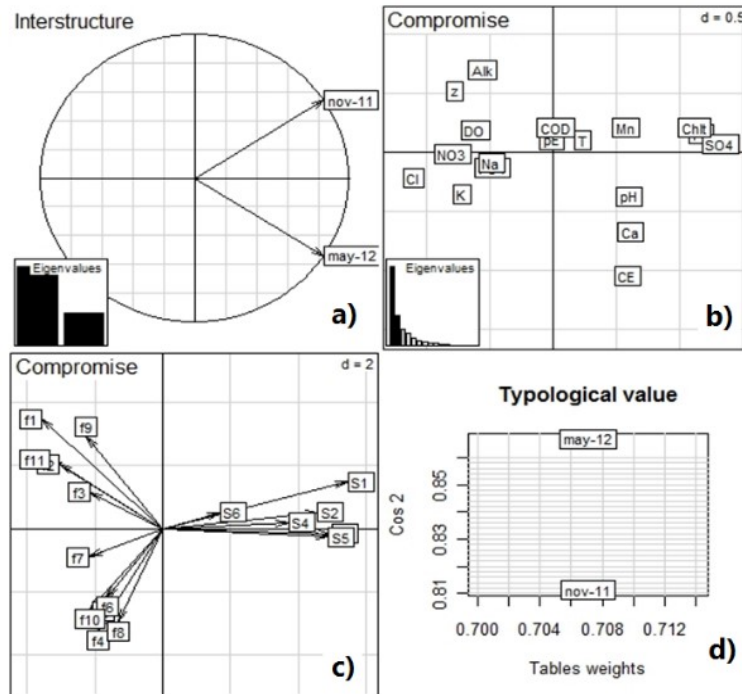


Figura 5.10. Componentes del análisis PTA

5.5.1.1. Tratamiento de los datos para análisis PTA y clúster

El análisis PTA y clúster se realizó en: a) los manantiales (M1 - M11; tabla de 11 líneas, una por manantial); b) los sitios de muestreo de agua en el humedal incluyendo el efluente (S1 - S6; tablas de 6 líneas, una por sitio de muestreo), y, c) la escala humedal que incluye los manantiales y la columna de agua del humedal (M1 - M11 + S1 - S6). El conjunto original de datos representa 2 tablas iniciales, correspondientes a las dos campañas de muestreo donde se colectaron muestras de manantiales y de la columna de agua en el humedal. Estas campañas de muestreo fueron: Noviembre 2010 y Mayo 2012. Para el análisis solo del agua en el humedal (S1 a S6) se incluyó además los datos de la campaña de muestreo de Noviembre 2012. Cada tabla de datos tuvo 18 columnas que representan las variables medidas y que fueron: pH, CE, OD, pE, T, Alk, Z, COD, Fe, Ca, Mn, Mg, Na, K, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ y PO₄³⁻ o Chl_T.

Se consideraron hipótesis de variabilidad espacial (estación de muestreo) y temporal (secano y posterior a lluvias) de las variables de los sitios de muestreo con respecto a la

calidad del agua y su relación con los diferentes usos del suelo circundantes al humedal y que se practican ampliamente en la microcuenca. Se plantearon las siguientes hipótesis:

H₀: La calidad del agua en los manantiales (M1 - M11) es dependiente de la época del año en que se muestrea (post-lluvias y seco).

H₁: La calidad del agua en el vaso del humedal y el efluente (S1 - S6) es diferente en cada época del año en que se muestrea (lluvias y seco).

H₂: La calidad del agua en su conjunto (manantiales y humedal, M1 - M11 + S1 - S6) es dependiente de la época del año (lluvias y seco) en que se muestrea.

Los datos fueron previamente estandarizados, transformándolos a una escala estándar “Z-scale” que los normaliza con el fin de eliminar la influencia de las diferentes unidades de medida. En la estandarización se utiliza el valor de la media y la desviación estándar; para eliminar la influencia de las diferentes unidades de medición al convertir los datos a una distribución normal con media y desviación estándar 0 y 1 respectivamente

5.5.2 Herramientas de diagnóstico utilizadas en la restauración

En la toma de decisiones (e.g., para conocer el estado actual de los recursos naturales en la microcuenca, establecer un plan de manejo integral o promover la restauración y conservación de las cuencas), los indicadores ambientales juegan un papel clave para identificar patrones que ponen en peligro la continuidad de las funciones ecológicas de un ecosistema. Mediante estos, se pueden obtener datos relevantes y mínimos necesarios que permitan conocer la tendencia evolutiva de un determinado fenómeno.

Existen gran variedad de modelos de indicadores ambientales, sin embargo, los más utilizados son los modelos que dan mayor entendimiento y claridad de la influencia que están ejerciendo los indicadores, siendo los modelos más sencillos por su carácter lineal los más utilizados. Mediante la matriz PEIR (Presión – Estado – Impacto – Respuesta) descrita a continuación, se puede obtener un panorama global del estado actual de la problemática en la microcuenca con respecto a las actividades o a las causas que mayor presión ejercen sobre la preservación del humedal, lo anterior con base en la relación entre las actividades económicas y sus recursos naturales.

5.5.2.1 Indicadores de Presión-Estado-Impacto-Respuesta (PEIR)

La matriz PEIR (SPIR por sus siglas en inglés) es un instrumento analítico que permite organizar y agrupar, de manera lógica los patrones de relación de las diversas acciones antrópicas (factores) que influyen en el medio ambiente en cualquier nivel de agregación territorial (local, regional, nacional, global). Permite también identificar los efectos producidos por las acciones humanas en los ecosistemas y en los recursos naturales, así

como el impacto que esto genera para la salud y la propia naturaleza; además de las intervenciones por parte de la sociedad y del gobierno local para enfrentar los problemas generados por las acciones antrópicas (OCDE, 2003).

Los indicadores ordenados en la matriz PEIR pretenden responder a cuatro preguntas básicas en cualquier escala territorial:

- (1) ¿Qué le está sucediendo al medio ambiente? (ESTADO).
- (2) ¿Por qué está sucediendo esto? (PRESION).
- (3) ¿Por qué nos debe importar esto? (IMPACTO).
- (4) ¿Qué podemos hacer y qué estamos haciendo en este momento? (RESPUESTA).

Una quinta pregunta implícita en el análisis de indicadores a lo largo del tiempo se refiere a las perspectivas futuras: ¿qué pasará si no actuamos ahora? En el análisis de perspectivas futuras del ambiente, es inherente al proceso de recolección y estudio de los indicadores ambientales a lo largo del tiempo. La pregunta de qué pasará si no se actúa ahora es de crucial importancia para el tomador de decisiones y la matriz PEIR le permite establecer el enlace entre las variables relevantes para proyectar las manifestaciones futuras de las condiciones y acciones actuales. Con esto se puede crear la posibilidad de una acción estratégica para modificar el rumbo de los problemas ambientales de cada localidad.

Quiroga-Martínez (2007) describe las características del modelo P.E.I.R. mediante cinco grupos de indicadores, en la Figura 5.11 se muestra el modelo conceptual.

- a) El primero observa las causas de los problemas ambientales consecuencia de las interacciones sociedad-naturaleza (Presión sobre el Medio Ambiente). Las presiones pueden ser directas e indirectas. En este paso se relacionan las causas de los problemas ambientales sobre los cuales deben actuar las respuestas del gobierno local y de la sociedad para conservar y mejorar el estado del medio ambiente.
- b) El segundo se relaciona con la calidad del medio ambiente en función de los efectos de las acciones antrópicas (Estado del Medio Ambiente). En este paso, se formula la política pública para enfrentar los problemas detectados.
- c) El tercero observa y capta el impacto/efecto de las actividades humanas sobre el medio ambiente y viceversa (Impacto sobre el Medio Ambiente y la Sociedad). Los principales tipos de impactos y efectos incluidos en esta categoría se refieren a los impactos y/o efectos sobre las funciones ecológicas, los ecosistemas y los recursos y los impactos sobre la sociedad y la población.
- d) El cuarto se refiere a las medidas y respuestas que toma la sociedad para mejorar el medio ambiente (Respuestas sobre el Medio Ambiente). Estas respuestas pueden ser elaboradas y aplicadas a diferentes niveles por los gobiernos, el sector privado, las cooperativas u organizaciones de base o individualmente y pueden tener un marco

legal nacional o internacional sobre la base de objetivos y metas de desarrollo y/o gestión ambiental.

- e) El quinto grupo son indicadores prospectivos que se relacionan con los progresos necesarios para la identificación de futuras presiones, estados, efectos e impactos. De esta manera se trata de enfatizar sobre la importancia de considerar las potencialidades y limitaciones en el uso de las tierras y los recursos naturales para la elaboración de políticas y acciones para un desarrollo sostenible.

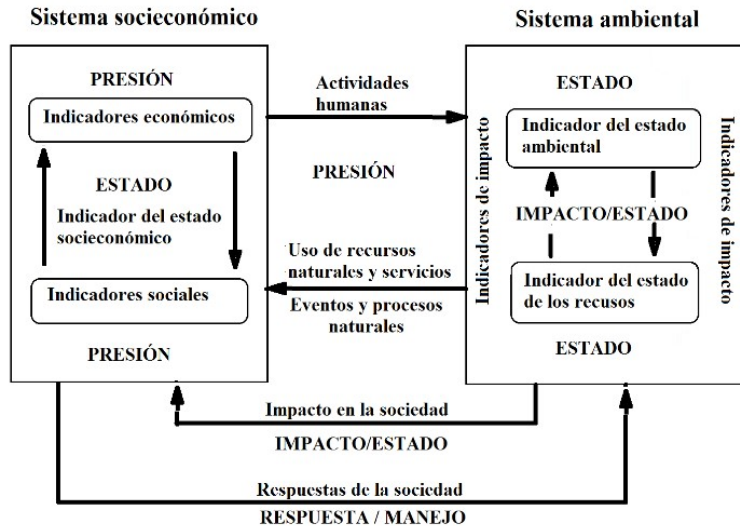


Figura 5.11 Modelo conceptual P.E.I.R. (Quiroga Martínez, 2007).

Adicionalmente, es importante recordar que la matriz PEIR es únicamente un instrumento analítico que ayuda a ordenar en forma lógica los indicadores de un tema dado. Este ordenamiento debe utilizarse con cierta flexibilidad, ya que dependiendo del tipo de análisis o punto de vista, una actividad humana dada puede considerarse una presión, respuesta o impacto.

En este trabajo, se realizó una búsqueda de datos de demografía y principales actividades económicas, información obtenida principalmente de INEGI. La metodología de P.E.I.R. aplicada en la información compilada, se utilizó para conocer qué y cómo los factores ejercen mayor presión en la calidad de agua y por consiguiente en el estado actual de preservación del humedal.

CAPÍTULO 6. RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos de la calidad del agua de los manantiales, la columna de agua del humedal “Ciénega de Tamasopo” así como la caracterización del agua intersticial y los sedimentos de fondo del humedal. De los dos últimos, los resultados se reportan a través de perfiles de concentración de cada uno de los parámetros medidos en función de la profundidad; así mismo, se reportan los flujos de difusión de Fe, Ca, $\Sigma[\text{HS}^-]$, SO_4^{2-} en la interface agua-sedimento. Se hace uso de diagramas Piper para clasificar el agua por su composición, de acuerdo al contenido de Ca, Mg, Na, K, HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} . Para la interpretación de los datos de calidad del agua se requirió de un análisis estadístico multivariante de tipo triádico parcial (PTA por sus siglas en inglés) y clúster para definir la relación entre la calidad del agua con los posibles impactos que recibe el humedal. En este capítulo se presentan los resultados del análisis PTA. También se presentan los resultados de las pruebas de movilidad de fósforo realizadas en laboratorio para conocer el efecto del pH, condiciones oxidantes/reductoras y de la concentración de fosfatos y hierro sobre la movilidad del fósforo para entender como ocurren estos procesos cuando ocurre un cambio en las condiciones del humedal.

6.1 Calidad de agua

Los resultados de la calidad del agua se describen para a) manantiales, b) vaso del humedal y efluente, y c) el humedal a escala microcuenca “manantiales, vaso del humedal y efluente”

6.1.1 Manantiales

Los resultados obtenidos de la calidad del agua de los once manantiales que descargan en el humedal se muestran en la Tabla A1 del Anexo 1, y se representan en las figuras 6.1 a 6.3. Como se describió (sección 5.1), la colecta de muestras de agua de los manantiales se realizó en dos campañas, la primera en Noviembre de 2010 (posterior a la época de lluvias) y la segunda en Mayo de 2012 (en época de secano).

De acuerdo con los datos de calidad del agua, el pH es característico de aguas neutras ya que los valores variaron entre 7.01 y 7.35 (Nov 2010), entre 6.25 a 7.67 (mayo 2012); el sitio M9 en Mayo 2012, es el que presentó el pH más bajo (6.25) de todo el muestreo. En ambas campañas de muestreo, la alcalinidad mostro valores mayores a 150 mg CaCO_3/L en todos los sitios; y en algunos casos aun cuando el pH fue menor de 7.0 la alcalinidad fue mayor de 200 mg CaCO_3/L . Es un sistema muy dinámico con ambientes reducidos principalmente en secano (pE de - 52 a -5 mV), bajo contenido de oxígeno disuelto (0 a 3.7

mg/L) y temperaturas del agua entre 23.5 a 26.3 °C. La concentración de sulfatos vario entre 3.1 y 229 mg/L (Nov 2010), entre 13.1 y 128.6 mg/L (May 2012); en algunos sitios, los sulfatos no fueron detectables (M6). Es interesante observar que concentraciones de sulfatos en el segundo muestreo son mayores con respecto del primero (aunque en algunos sitios, no fue el caso). El sitio M10 presentó las concentraciones más altas de sulfatos en ambos muestreos.

El COD fue de 32.2 - 57.1 mg/L (Nov 2010), y entre 19.6 - 30.2 mg/L (Mayo 2012). Las concentraciones medias de los cloruros fueron similares en ambos muestreos (12.1 y 12.9 mg/L), mientras que las concentraciones de nitratos variaron ampliamente entre muestreos (0 - 4.5 mg/L y 6.9 - 8.1 mg/L). Las concentraciones de nitratos y de fosfatos (0 - 0.13 mg/L y 0.08 - 1.21 mg/L) en ambas campañas, podrían indicar una riqueza de nutrientes según los valores de referencia indicados por Reddy y Delaune (2008) en sistema de humedales (P en condición de eutrofización: 10-35 µg/L).

Un análisis de la calidad del agua mediante diagrama Piper permitió clasificarla con base en su composición en iones, en familias de aguas. Para tal análisis se consideraron los parámetros Ca, Mg, Na, K, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, los resultados se muestran en la Figura 6.1 e indican que el origen del agua en los manantiales es de tipo mixta bicarbonatada y/o sulfatada - cálcica.

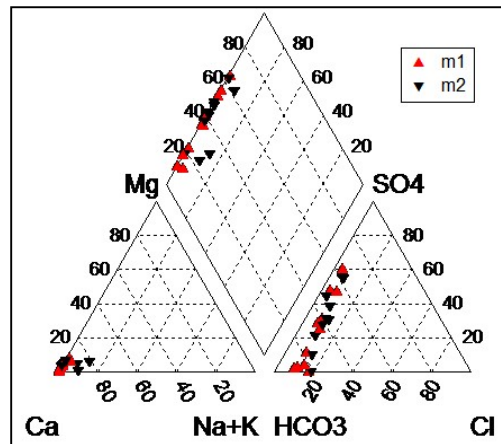


Figura. 6.1. Diagrama de Piper de los manantiales, obtenido de los resultados de calidad de agua en dos campañas de muestreo. Noviembre 2010 (m1) y mayo 2012 (m2).

Para conocer la distribución espacial de las características del agua en los manantiales, se utilizó el Análisis Clúster Jerárquico (CA). Mediante este se agruparon los sitios de muestreo de acuerdo a las 18 variables de la calidad del agua analizada (ver sección 5.4.2.2.2). El dendrograma de CA (ver Figura 6.2) muestra una primera división en dos grandes clúster. El primero (CLUSTER 1) incluye las estaciones de muestreo M4, M5, M6

y M8 que se localizan cerca de lugares donde se practica actividad agrícola (cultivo de caña de azúcar). El clúster se subdivide en: a) M4 y M5, b) M6 y M8. El segundo (CLUSTER 2) incluye las estaciones M1, M2, M3, M7, M9, M10 y M11, de las cuales a) M10 se localizada al pie de la montaña, inmersa en zona con alta actividad agrícola con cultivo de caña de azúcar, sitio más alejado del humedal quedando aislado en época de secano; b) M1 y M11, estaciones adyacentes a comunidades (Cabezas y Capuchinas), las cuales puede incidir en la contaminación de tipo urbano; c) M7 y M9, son estaciones adyacentes a zonas de actividad agrícola; y d) M2 y M3, son estaciones localizadas en la parte alta de la cuenca (bosque). No obstante, hay cultivo de caña de azúcar extensivo adyacente a las estaciones.

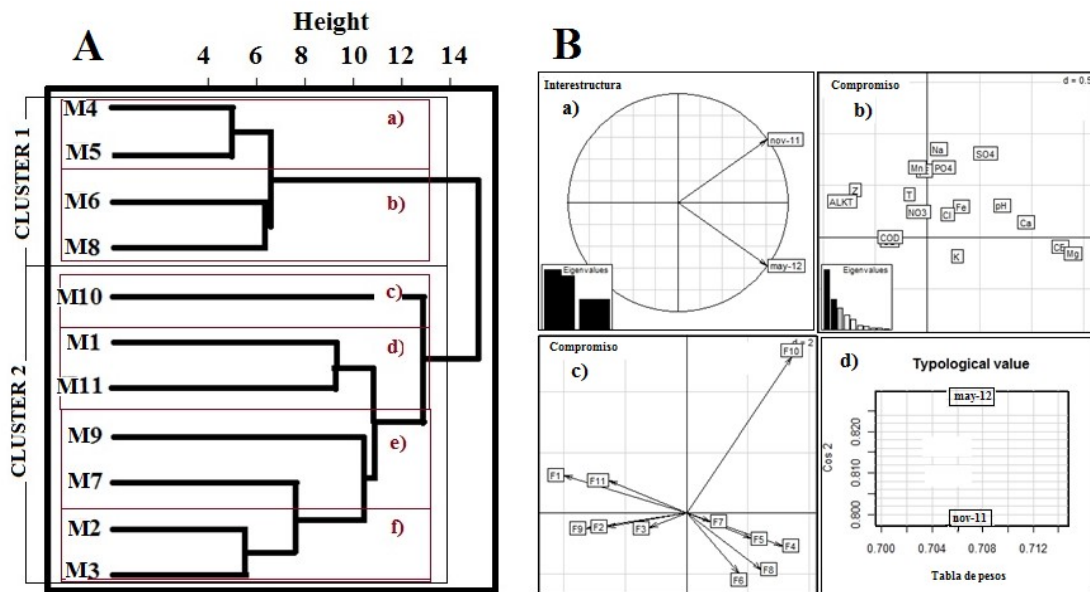


Figura 6.2 A) Dendrograma de análisis clúster de los sitios de muestreo en los manantiales; B) Análisis triádico parcial de los manantiales “PTA” a) Ordenación de fechas de muestreo en el plan factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la inter-estructura en PTA, b) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (eje I-II) del compromiso e histograma de eigenvalores identificando la importancia de los ejes que definen la estructura espacial promedio, c) Proyecciones de las estaciones de muestreo en el primer plano del compromiso, d) Peso de cada tabla (a_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA.

Considerando que la variabilidad temporal influye en la calidad del agua, se realiza un análisis triádico parcial (PTA, Figura 6.2B) para conocer si hay cambio en la calidad del agua en base al periodo del año en que se muestrea. (H_M). En base a que no se determinó el flujo de agua en los manantiales, se hizo la suposición que el volumen de agua está en relación con el periodo del año, menor en secano, mayor posterior a lluvias. El conjunto original de datos considero 2 tablas, correspondientes a las campañas de muestreo. Las tablas están compuestas de 11 líneas (estaciones de muestreo, M1-M11) y 18 columnas que representan las variables determinadas en el agua (pH, COD, Fe, etc.).

La aplicación del PTA arrojó los análisis de: a) la interestructura b) los componentes, c) el compromiso, y d) la tipología.

En la determinación de la Interestructura (Figura 6.2a) se hace un análisis matricial de componentes (parámetros, sitios y fechas de muestreo). El programa de análisis PTA, retuvo aquellas correlaciones de parámetros que agrupan la mayor cantidad de datos y los describe a través de dos ejes principales que representan la calidad del agua y las fechas de muestreo y juntos representan el 70.7 % de la varianza total. En el análisis de Interestructura la mayor diferenciación entre las variables muestreadas se relaciona con la estacionalidad del año (lluvia o seco), indicando que existe una heterogeneidad temporal notable en la variabilidad de las características físicas y químicas de las fuentes según el periodo de muestreo.

La matriz de coeficientes vectoriales (RV) respecto a las fechas de muestreo indican una débil correlación ($RV = 0.33$) de la estacionalidad del muestreo con las fechas de muestreos de Noviembre y Mayo. Lo anterior es particularmente evidente con el muestreo de noviembre. Siendo el muestreo de mayo el que contribuye en mayor medida a la definición del compromiso de las variables ($\cos^2 = 0.83$, Figura 6.2d); representando mejor la dinámica temporal de las variables. La estabilidad del compromiso expresado en mayo por el mayor peso (\cos^2), puede tener mayor relación con las labores agrícolas de la zafra, siembra y la temporada de regadío. Por lo tanto, la calidad del agua, tendería a reflejar mejor el impacto de las actividades como la agrícola que pueden afectarla.

En el análisis de compromiso se utilizan los valores propios (eigen-valores) para explicar la “inercia o compromiso” de la organización espacial de las variables analizadas a través de las diferentes fechas de muestreo en los dos ejes principales. La posición de los parámetros en el cuadrante respecto a los ejes horizontal y vertical, indica cuanto “compromiso” tiene cada variable en la calidad del agua de los manantiales y se correlaciona con los cambios en las variables dependiendo la ubicación en los diferentes cuadrantes. Los parámetros entre más alejados estén de los ejes, ejercen mayor efecto en la calidad del agua.

Dentro de los resultados, los dos primeros valores propios explican el 60 % del compromiso total (ver Figura 6.2b); y las variables que tienen mayor influencia sobre la calidad del agua de los manantiales en el eje horizontal (la dinámica del flujo) son los sulfatos, los fosfatos, la alcalinidad (alk_T) y la profundidad (Z). En el sentido de este eje, la variabilidad del pH, Ca, SO_4^{2-} y PO_4^{3-} , están asociados a cambios inversos de las variables alcalinidad y profundidad. Mientras que la distribución de cambios en las variables en el grupo de pH, Ca y SO_4^{2-} y el grupo de alk_T y z; se relacionan en el mismo sentido entre ellas, es decir, el cambio o variación de una de ellas, resultará en cambios del mismo sentido (aumento o disminución) del resto. Respecto al eje vertical (sustrato), las variables

relacionadas que tienen mayor peso son el Ca, el pH, los SO_4^{2-} , la CE, el Mg, la alcalinidad y la profundidad. Este conjunto de variables muestran cambios de concentración y de profundidad en el agua en función de las interacciones del sustrato. Aumento o disminución de una variable del grupo de “Ca, pH, SO_4^{2-} , Cl⁻, PO_4^{3-} y Fe” se asocia a cambios en el mismo sentido de las demás variables, e inversos al cambio de alguna variable del grupo “z, alk_T , T, NO_3^- ”.

El mapa de coordenadas factoriales de las estaciones de muestreo (Figura 6.2c) muestra una distribución entre las estaciones entre los manantiales como sigue: a) M10, b) M1 y M11, c) M2, M3 y M9 y d) M4, M5, M6, M7 y M8. Estos grupos se establecen en función de actividades principales, en este caso fue, uso de suelo adyacente en la cuenta, independientemente de la fecha de muestreo. Las diferencias de los sitios se definieron por la distribución de las variables analizadas, asociándose a un nivel mayor de contaminación potencial.

6.1.2 Columna de agua en el humedal y en el efluente

Los resultados que se obtuvieron de la calidad del agua de las seis estaciones de muestreo en el vaso del humedal, incluyendo la salida, se muestran en la Tablas A2 a A4 (ver anexo A) y en las Figuras 6.3 y 6.4. La colecta de muestras de agua se realizó en tres campañas, la primera en Noviembre de 2010 (posterior a la época de lluvias), la segunda en Mayo de 2012 (en época de secano) y la tercera en noviembre 2012 (posterior a la época de lluvias). Durante los muestreos se observó cobertura abundante de plantas en el lecho del humedal (*Nynphaea goudotiana*) y algunas conchas de moluscos.

De acuerdo con los datos, el pH es característico de aguas neutras, cuyos valores variaron de 6.8 - 7.8 en la primer campaña, de 6.9 - 8.2 en la segunda campaña de muestreo, y de 7 - 7.8 en la tercera campaña. Se observó una ligera alcalinización en las muestras colectadas en la estación S6, durante el segundo muestreo. Los valores de la alcalinidad son mayores a 150 mg CaCO_3/L en todas las estaciones y campañas de muestreo. El humedal, es un sistema dinámico con ambientes mayormente reducidos (pE de 7 a -51 mV), bajo contenido de oxígeno disuelto (0 a 4.1 mg/L), contenido de sales menores a 1.46 mS/cm y temperaturas en el agua de 19.8 a 29.8 °C. Las temperaturas más altas se registraron en mayo, durante la segunda campaña de muestreo (26.1 a 29.8 °C). Los valores de concentración de SO_4^{2-} mayores a 359 mg/L y de COD mayores a 10 mg/L en las estaciones S1 a S6, sugieren la presencia de material orgánico en el agua. Las concentraciones de nitratos son mayores a 0.7 mg/L, mientras que los fosfatos no fueron detectados en el agua subyacente. En la tercer campaña, los valores de Mg varían de 17 a 35 mg/L, mientras que en la primera (0.4 - 0.92 mg/L) y segunda (0.15 - 0.59 mg/L) campaña son menores.

Un análisis de la calidad del agua mediante diagrama Piper considerando los parámetros Ca, Mg, Na, K, HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻; se muestra en la Figura 6.3 e indica que el origen del agua en la “ciénega” es de tipo sulfatada cálcica y/o magnésica.

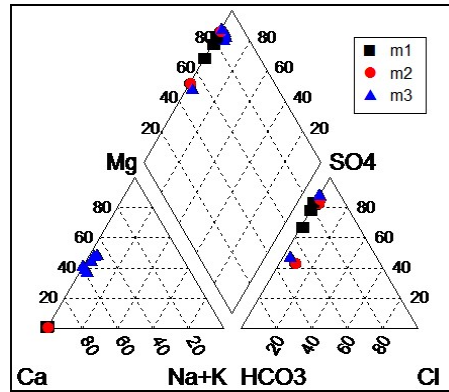


Figura. 6.3. Diagrama de Piper de los sitios de muestreo en el humedal Ciénega de Tamasopo, SLP.

Se realizó un análisis clúster jerárquico (CA) para conocer la distribución espacial de las características del agua de la “ciénega” con base en las 18 variables analizadas (ver sección 5.4.2.2.2). El dendrograma del análisis clúster divide las estaciones de muestreo de acuerdo a su similitud en dos grandes clúster (Figura 6.4A). El primero (CLUSTER 1) incluye las estaciones de muestreo S1, S2 y S3; los cuales se agrupan en a) S3 localizado en la zona media del humedal, adyacente a actividad agrícola y próximo a alteraciones antrópicas (construcción de canal para desecación) y b) S1 y S2 ubicados en la parte más alta del humedal, adyacente a su localización esta la comunidad de Cabezas, principal aporte potencial de agua proveniente de los manantiales y “mediana” actividad agrícola. El segundo (CLUSTER 2) incluye las estaciones S4, S5 y S6 agrupadas en a) S6 representada como la salida y b) S4 y S5, localizados en la zona baja con alta actividad agrícola. Es interesante hacer notar que la estación S3, funciona como un parte aguas entre las estaciones S1 y S2 *versus* S4 y S5, indicando una diferencia de las características de la calidad del agua a partir de esta estación.

Considerando que la variabilidad temporal (secano y posterior a lluvias) influye en la calidad del agua, se realiza un análisis triádico parcial (PTA, ver sección 5.4.2.2.4) para conocer si hay cambio en la calidad del agua debido a su estacionalidad (H_c). En base a que no se determinó el flujo de agua en los manantiales, se hizo la suposición que el volumen de agua está en relación con el periodo del año, menor en secano, mayor posterior a lluvias. El conjunto original de datos considera 3 tablas correspondientes a las tres campañas de muestreo (Nov 2011, Mayo 2012 y Nov 2012). Cada una de ellas compuesta de 6 líneas

(estaciones de muestreo, S1 a S6) y 18 columnas que representan las variables (pH, COD, Fe, etc.,).

En el análisis de la interestructura de las estaciones S1 a S6 del humedal, la distribución de los datos de las campañas de muestreo, indican una variabilidad interanual ($RV = 0.40$) de las variables, confirmando mayor peso al conjunto de los datos del año 2012 (Figura 6.4a). Valor que se confirma con el $\cos^2 = 0.87$ y 0.75 , de los datos de los muestreos de mayo y nov 2012, respectivamente (Figura 6.6d). En el análisis de compromiso, la distribución espacio-temporal descrita de las variables en los ejes (I y II; Figura 6.4b) representan el 74 % de la inercia total. Las variables que tienen mayor efecto en la calidad del agua respecto al eje horizontal son los SO_4^{2-} , el pH y el Mn. En este eje, la variabilidad de pH, los SO_4^{2-} , y la alcalinidad tienen efectos inversos, es decir, el aumento o disminución de una variable está asociada al aumento o disminución de la otra en sentido inverso a la primera. Por otro lado, la influencia ejercida en el eje vertical es debida a la variabilidad de la profundidad, el Fe, la CE, la alcalinidad, los SO_4^{2-} y el pH; donde a la variación del pH, los sulfatos y la alcalinidad se asocia en sentido inverso.

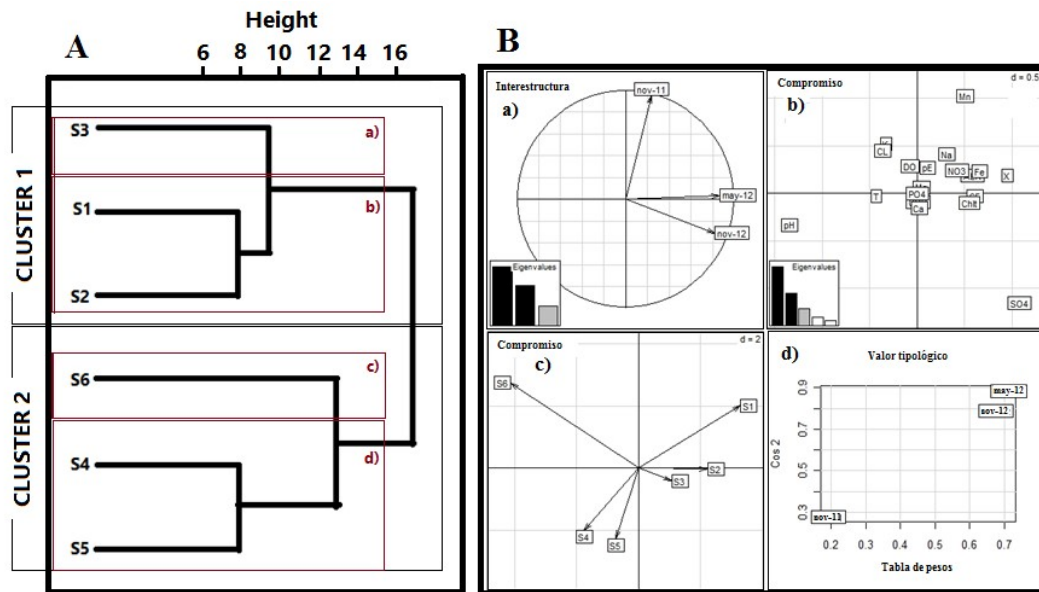


Figura 6.4 A) Dendrograma de análisis clúster de los sitios de muestreo en el humedal; B) Análisis PTA a) Ordenación de fechas de muestreo en el plan factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la inter-estructura en PTA, b) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (eje I-II) del compromiso e histograma de eigenvalores identificando la importancia de los ejes que definen la estructura espacial promedio, c) Proyecciones de las estaciones de muestreo en el primer plano del compromiso, d) Peso de cada tabla (a_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA. Sitios de muestreo en Ciénega de Tamasopo, SLP.

La representación de coordenadas factoriales de las estaciones de muestreo (Figura 6.4c) se divide en tres grupos a) S1, S2 y S3, b) S6 y c) S4 y S5, con base en la similitud de los

parámetros fisicoquímicos de las estaciones. La distribución en estos grupos, es sugerida por la localización de los sitios y por ende la influencia que ejercen las actividades que se desarrollan a sus alrededores. Ambos análisis (CA y PTA) muestran un agrupamiento similar de los sitios.

6.1.3 El humedal a escala microcuenca “manantiales, vaso del humedal y efluente”

Mediante el conjunto de datos de los manantiales, el vaso del humedal y el efluente, de las campañas de muestreo de Noviembre 2011 y Mayo 2012 (M1 a M11 + S1 a S6), se realiza un análisis clúster y PTA (Figura 6.5 A-B), en el último se considera la variabilidad de la calidad del agua en función de la temporalidad en los muestreos (H_c).

En el análisis clúster (Figura 6.5A) la distribución de los sitios muestreados se agrupa en dos grandes clúster. El primero (CLUSTER 1) lo conforman los sitios del vaso del humedal y efluente y el segundo (CLUSTER 2) los manantiales. La distribución de las estaciones de muestreo, indica que la calidad del agua del vaso del humedal tiene características diferentes a los manantiales. Es interesante resaltar que aunque el agua proveniente de los manantiales que alimentan el humedal, las características propias de cada sitio (S1 a S6) y las actividades que se desarrollan *in situ*, les confieren una calidad de agua particular a cada sitio. Es decir, las propiedades individuales del origen de estaciones de muestreo (manantiales o humedal), le confieren características específicas a la calidad del agua en los periodos de lluvia y seco.

En el análisis PTA, la distribución de los datos muestran una variabilidad interanual, confirmando mayor peso a los datos del año 2012 respecto a los de nov 2011 (Figura 6.5a). Valor que se confirma con el $\cos^2 = 0.87$ y 0.81 , de los muestreos de mayo y nov, respectivamente (Figura 6.5d). La distribución de las variables representa un 65 % de la inercia del compromiso ($RV = 0.40$) de las campañas de muestreo. En el análisis del compromiso (Figura 6.5b) las variables que ejercen mayor peso en la calidad del agua respecto al eje I son la CE, el Ca, el Mg, la alcalinidad y la profundidad. Mientras que en el eje vertical los parámetros son los SO_4^{2-} , el Fe, el Cl^- y los NO_3^- . La distribución de las estaciones (S1 a S6 y M1 a M11) mediante sus coordenadas factoriales, con base en el compromiso de los parámetros fisicoquímicos (Figura 6.5c), muestra una división de las estaciones en 1) el humedal y 2) las fuentes. Ambas subdividas en diferentes grupos, similares al análisis clúster a escala microcuenca.

6.2 Caracterización de los sedimentos de fondo del humedal

Los resultados que se obtuvieron de los núcleos de sedimentos en las cinco estaciones de muestreo en el humedal (S1-S5) se muestran en las Figuras 6.6 a 6.9 y las Tablas B1-B5 del

Anexo B. La colecta de núcleos de sedimento se hizo en dos campañas de muestreo, la primera en noviembre 2010 y la segunda en septiembre 2012. En cada una de ellas se colectaron dos núcleos de sedimento por sitio. *In situ* se determinó el pH en uno de los núcleos, mientras que el otro núcleo se utilizó para la caracterización química del sedimento. Los núcleos se colectaron del sedimento de fondo en zonas sin vegetación.

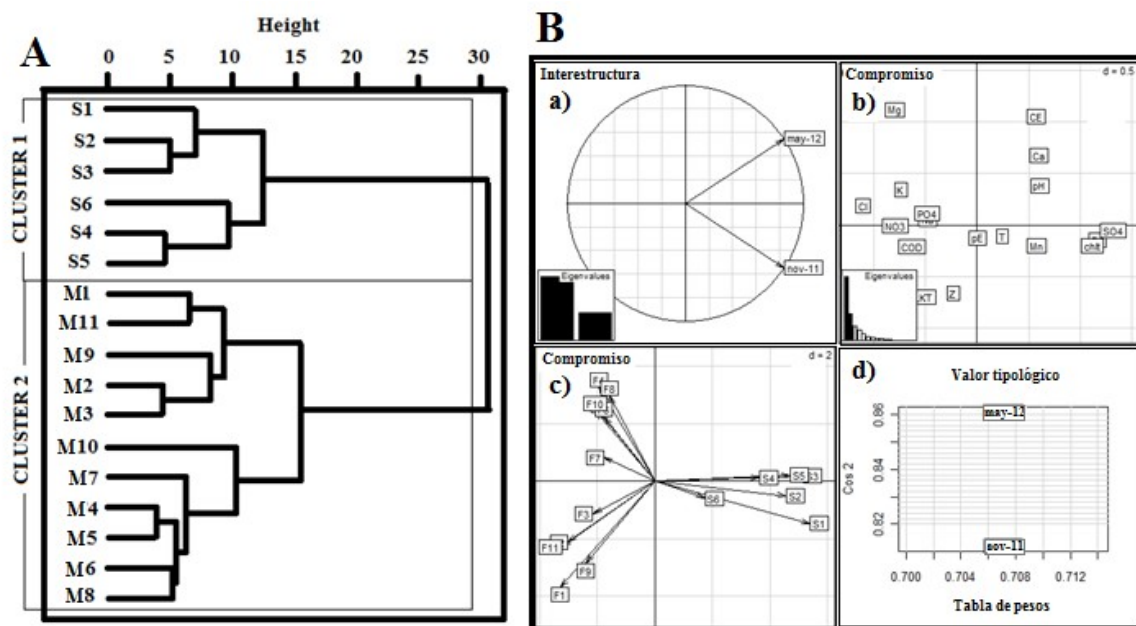


Figura. 6.5 A) Clúster de las estaciones de muestreo a escala “humedal”, B) Análisis triádico parcial “PTA” de la cuenca a) Ordenación de fechas de muestreo en el plan factorial definido por los dos primeros ejes del PCA en la matriz de la inter-estructura en PTA, b) Coordenadas de las variables analizadas en el primer plano (eje I-II) del compromiso e histograma de eigenvalores identificando la importancia de los ejes que definen la estructura espacial promedio, c) Proyecciones de las estaciones de muestreo en el primer plano del compromiso, d) Peso de cada tabla (a_k) en la construcción del compromiso e índice de calidad de la estructura del compromiso (\cos^2) para cada fecha de muestreo en PTA. Conjunto de datos de Nov 2011 y Mayo 2012. Ciénega de Tamasopo, SLP.

6.2.1. Perfiles de concentración de macronutrientes en los sedimento de fondo

Se presentan los perfiles de concentración de los elementos **C**, **N** y **P**, de isotopos $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{34}\text{S}$, en función de la profundidad. Estos perfiles se utilizaron para elucidar sobre el origen de la materia orgánica y las perturbaciones sobre el estado trófico del humedal.

Las concentraciones de **Carbón orgánico** (Corg) se muestran en la Figura 6.6. Estas varían de 15.3 - 25.4 % en S1; de 21.4 – 30 % en S2; de 15.8 – 40 % en S3; de 11 - 47.6 % en S4 y de 10 - 24.2 % en S5. El contenido de Corg determinada en S4 alcanzo valores de 47.6 %. Este sitio corresponde a una zona de baja profundidad de la columna de agua (35 cm). En el sitio S5, el mayor contenido de carbono se observa entre 10 – 15 cm de profundidad. Las concentraciones de Corg en los sedimentos de las estaciones S1, S2 y S3 sugieren un

enriquecimiento reciente ya que la concentración se incrementó en 3.7 en S1 (0 - 3.5 cm); 7.1 en S2 (0 – 4 cm) y 19.9 % para S3 (0 – 5 cm). La forma de los perfiles de concentración con respecto de la profundidad, muestra poca variabilidad en los sitios S1, S2 y S4 en los primeros 10 cm. Respecto a S3 y S5 hay mayor variación de la concentración de Corg. Los perfiles muestran concentraciones máximas a diferentes profundidades en cada sitio de muestreo, como se puede notar en la Figura 6.6.

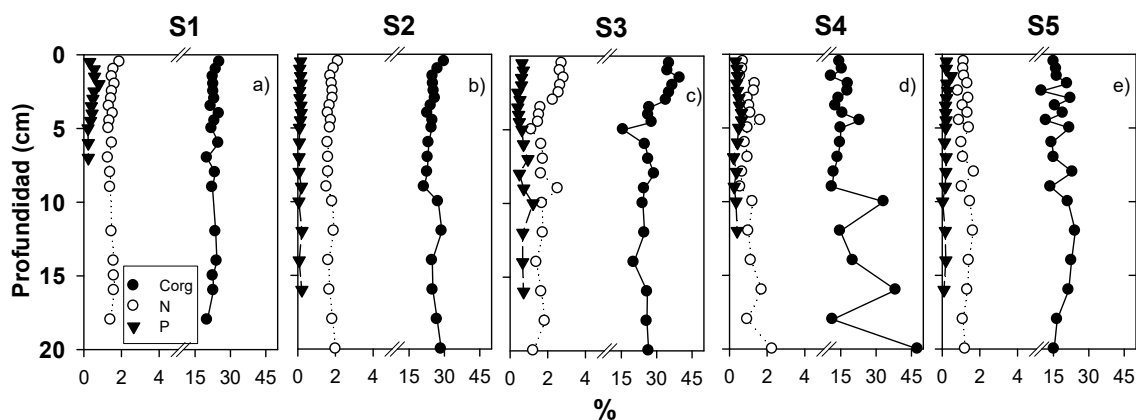


Figura 6.6. Perfiles de concentración de los nutrientes Corg, N y P en función de la profundidad en los sedimentos de las estaciones (S1-S5) del humedal “Ciénega de Tamasopo”. Los muestreos, se realizaron en Noviembre 2011 para determinar la concentración de P y en Septiembre 2012 para determinar Corg y N.

La forma de los perfiles de concentración de **Nitrógeno**, es similar a la observada para Corg en las estaciones S1, S2 y S5 (ver Figura 6.6). Es interesante resaltar el enriquecimiento que muestra el perfil de concentración para la estación S3 (2.8 %, 0 – 4 cm). En el perfil de concentración en S4, la concentración de N disminuye en el sedimento superficial (< 1 %, 0 - 1.5 cm) y se enriquece en el sedimento más profundo (hasta 2 %; > 10 cm). Se observa una mayor variación en las concentraciones de N en las estaciones S3 y S5 (0 - 10 cm), con respecto de las estaciones S1, S2 y S4, que muestran un enriquecimiento más reciente (0 - 1.5 cm).

Los perfiles de concentración de **Fosforo** total (Figura 6.6) muestran valores medios más bajos en el sitio S2 (0.13 %) y S5 (0.20 %), con respecto de S1 (0.44 %); S3 (0.66 %) y S4 (0.44 %). La tendencia de los perfiles en las estaciones S2 y S5 muestran poca variabilidad respecto a la profundidad, contrario a los sitios S1 y S4 que presentan mayor variabilidad en los sedimentos recientes (0 – 5 cm). La mayor variabilidad en las concentraciones de P, se observan en los sedimentos recientes (0 – 5 cm) en los sitios S1 y S4. La forma del perfil del P muestra valores máximos de concentración en los sitios S1 (0.8 %, 2 cm); en S2 (0.22 %, 12 cm); en S3 (1.2 %, 10 cm); en S4 (0.65 %, 4 cm) y en S5 (0.48%, 1.5 cm).

La Figura 6.7 muestra los perfiles de **Carbón isotópico** ($\delta^{13}\text{C}$) con respecto de la profundidad. Los valores medios de $\delta^{13}\text{C}$ son: - 34.99 ‰ en S1; de - 28.49 ‰ en S2; de -

28.58 ‰ en S3; de - 27.68 ‰ en S4 y de - 25.81 ‰ en S5. La forma de los perfiles de $\delta^{13}\text{C}$, son similares para los sitios S1 a S3, mientras que los sitios S4 y S5 son diferentes y muestran una mayor variabilidad en el contenido de $\delta^{13}\text{C}$ (ver profundidad 0 - 5 cm para S4 y S5).

El contenido de **Nitrógeno isotópico ($\delta^{15}\text{N}$)** y su variación con respecto de la profundidad se presenta en la Figura 6.7. El contenido varía de 1.76 - 4.1 ‰ en S1; de 3.1 - 3.8 ‰ en S2; de 2.10 - 4.11 ‰ en S3; de 0.66 - 3.55 ‰ en S4 y de 1.2 - 3.5 ‰ en S5. La mayor variabilidad en el contenido de $\delta^{15}\text{N}$ se observa en los sedimentos recientes de S1 a S3 (3.5 ‰; 0 - 7 cm); de S4 (2.81 ‰; 0 - 4.5 cm) y de S5 (1.54 ‰; 0 - 10 cm).

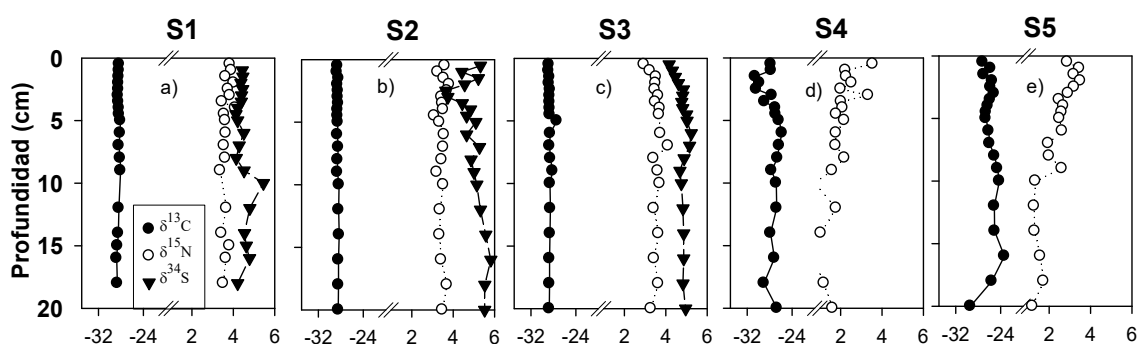


Figura. 6.7. Relaciones de los isotopos estables de C ($\delta^{13}\text{C}$), N ($\delta^{15}\text{N}$) y S ($\delta^{34}\text{S}$) en función de la profundidad en los sedimentos del humedal Ciénega de Tamasopo. Los núcleos de sedimento fueron obtenidos en septiembre de 2012.

El contenido de **Azufre isotópico ($\delta^{34}\text{S}$)** se muestra en los perfiles de la Figura 6.7. Los valores medios son de 4.47 ± 0.31 ‰ en S1; de 4.97 ± 0.59 ‰ en S2 y de 4.80 ± 0.26 ‰ en S3 (No fue posible determinar este parámetro en los sedimentos de los sitios S4 y S5). La forma de los perfiles muestra un enriquecimiento en los sedimentos profundos (6 - 20 cm) y una disminución en los sedimentos superficiales del S3 (- 0.66 ‰; 0 - 4 cm).

El contenido isotópico de $\delta^{34}\text{S}$, se relaciona con el contenido de sulfatos en los sedimentos y no se tiene certidumbre sobre el contenido total de azufre, porque no fue posible medirlo como el Corg y el N. El control analítico de las muestras en sedimento se indicó en la sección 5.3.1 y Tabla 5.4.

6.2.2. Perfiles de concentración de micronutrientes en los sedimento de fondo

En esta sección, se presentan los perfiles de concentración de **Ca, Fe, Mg y Mn**, en función de la profundidad en el sedimento. Las concentraciones totales de estos elementos se determinaron en muestras digeridas en ácido, mediante espectrofotometría de absorción atómica de flama (Varian SpectraAA 220FS). El fósforo se determinó para entender su

biodisponibilidad en los sedimentos y su interacción de Ca y Fe. El Manganeseo en su forma de óxido actúa como oxidante. Por otra parte, el magnesio, tiene un comportamiento similar a calcio. La determinación de todos los elementos citados es necesaria para entender la biodisponibilidad de estas sustancias y su relación con la productividad del humedal.

En el sedimento, la concentración de promedio de **Calcio** es de 1.50 mmol/g en S1; 1.85 en S2; 3.54 en S3; 3.79 en S4 y 1.76 mmol/g en S5. Los perfiles de concentración muestran que los valores máximos se presentan en S1 a 4.5 cm (2.12 mmol/g); en S2 a 5 cm (2.7 mmol/g); en S3 a 4.5 cm (5.85 mmol/g); en S4 a 1 cm (5.03 mmol/g) y en S5 a 1.5 cm (3.59 mmol/g). La forma de dichos perfiles sugiere un enriquecimiento de Ca en los sedimentos recientes de los sitios S3 (2.7 mmol/g, 0 - 2.5 cm); S4 (2.85 mmol/g, 0 - 6 cm) y S5 (2.2 mmol/g, 0 - 2.5 cm). Mientras que en los sitios S1 y S2 hay más bien una disminución 0.64 mmol/g (0 - 4.5 cm) en S1 y de 1.36 mmol/g (0 - 5 cm) en S2, ver Figuras 6.8a-e.

Las concentraciones de **Magnesio** son menores a las de calcio 7 veces en S1; 10 en S2; 35 en S3; 50 en S4 y 14 veces en S5. La figura 6.8f-j muestra que las máximas concentraciones se presentan a 4 cm (276.9 $\mu\text{mol/g}$) en S1, a 0.5 cm (458.1 $\mu\text{mol/g}$) en S2, a 0.5 cm (255.4 $\mu\text{mol/g}$) en S3, a 12 cm (98.6 $\mu\text{mol/g}$) en S4, y a 4 cm (179.1 $\mu\text{mol/g}$) en S5. Es interesante resaltar la poca variabilidad que se observa para este elemento en el perfil con respecto a la concentración en el sitio S4 con la profundidad. El sitio S1 muestra una disminución de la concentración en los sedimentos recientes (225.3 $\mu\text{mol/g}$, 4 - 7 cm). Un enriquecimiento superficial se observa en S2 (236.2 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 1 cm); en S3 (135.37 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 2.5 cm) y en S5 (36.40 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 3.5 cm).

Las Figuras 6.8k-o muestran los perfiles de concentración de **Hierro** en los sedimentos. Es interesante resaltar que los máximos de concentración en S1, S3 y S4 se presentan en las profundidades mayores a 10 cm en S3 y S4 y en 4 cm en S1. Se observa una disminución en la concentración de hierro en los sedimentos recientes (0 - 3.5 cm) en todas las estaciones; esta variación es menor en los sitios S4 y S5.

Respecto al **Manganeseo** los perfiles de concentración muestran poca variabilidad con respecto a la profundidad (ver Figuras 6.8p-t). Se observa un enriquecimiento de Mn en S1 (1.32 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 2 cm); en S3 (7.38 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 4.5 cm) y en S4 (3.5 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 4 cm), mientras que se observa una disminución en S2 (0.84 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 3 cm) y en S5 (1.21 $\mu\text{mol/g}$, 0 - 1.5 cm).

La forma de los perfiles en S3 sugiere una pérdida de hierro de los sedimentos recientes (0 - 4.5 cm), en contraste con un enriquecimiento de magnesio (4.5 - 16 cm).

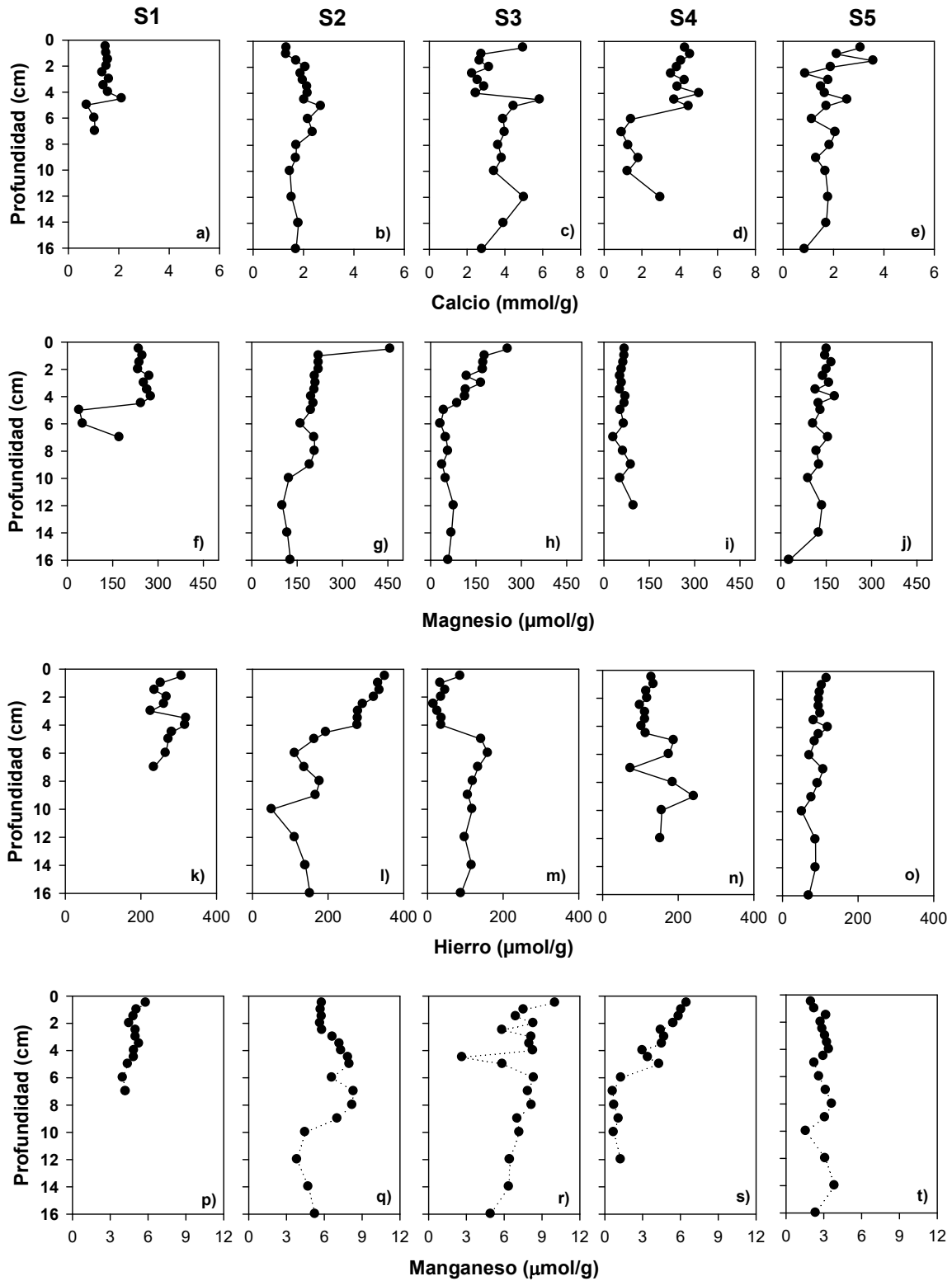


Figura. 6.8. Perfiles de concentración de calcio (a-e), magnesio (f-j), hierro (k-o) y manganeso (p-t) en función de la profundidad en los sedimentos en el humedal “Ciénega de Tamasopo” en los sitios S1 a S5. Los núcleos de sedimento se colectaron en Noviembre de 2010.

6.3 Caracterización del agua de poro o intersticial de los sedimentos del humedal

En esta sección se muestran los resultados del agua intersticial en las cinco estaciones de muestreo del humedal (S1 - S5). Los datos se presentan en las Figuras 6.11 a 6.16 y las Tablas C1 - C15 en el Anexo C. La colecta de muestras de agua intersticial se realizó en tres campañas, la primera en noviembre de 2011 (posterior a la época de lluvias), la segunda en mayo de 2012 (en época de secano) y la última en noviembre de 2012 (posterior a lluvias). Durante los muestreos se midieron parámetros fisicoquímicos *in situ* en la columna de agua. En el muestreo de agua intersticial se observó una altura máxima en la columna de agua de 60 cm, agua turbia con poca o nula corriente en el arroyo en la época de secano y hojas flotantes en la superficie del agua. En las figuras que muestran los perfiles de pH y de concentración de las diferentes especies en el agua intersticial en función de la profundidad en el sedimento, el valor cero “0” en el eje vertical (profundidad), representa la interfase agua-sedimento (IAS), la cual se determinó por inspección visual de los dializadores cuando se recuperaron de los sedimentos, después del periodo de exposición de dos semanas. En los perfiles de pH y concentración se asignan valores positivos a la distancia que representa las celdas del dializador expuestas en el sedimento (debajo de IAS) y valores negativos a las celdas expuestas en la columna de agua con respecto de la IAS (arriba de la interfase). En La segunda campaña de muestreo, no se indican los resultados de la estación S4, debido a que los sistemas de dializadores colocados durante el muestreo fueron retirados por personas externas al proyecto, y por consiguiente no se pudieron recuperar dichas muestras.

6.3.1. Perfiles de concentración de macronutrientes en el agua intersticial

Se presentan los resultados mediante perfiles de pH y de concentración de los parámetros de calidad del agua: Ca, Fe, $\sum[\text{HS}^-]$, SO_4^{2-} , Mg, Mn y COD, medidos en función de la profundidad en los sedimentos. El análisis de la forma de los perfiles de concentración de estos parámetros en el agua intersticial así como el cálculo de flujos de difusión y de los índices de saturación para fases sólidas específicas permite identificar la movilidad de estas sustancias entre el agua (columna de agua y agua intersticial) y el sedimento.

Los **perfiles de pH en el agua intersticial** en función de la profundidad en el sedimento se muestran en las Figuras 6.9a-e. Como se indicó previamente, el pH se midió *in situ*, directamente en: (a) núcleos de sedimentos de fondo colectados en Noviembre 2010 y en Septiembre 2012, y, (b) en muestras colectadas de dializadores obtenidas en Noviembre de 2011, Mayo de 2012 y Noviembre de 2012.

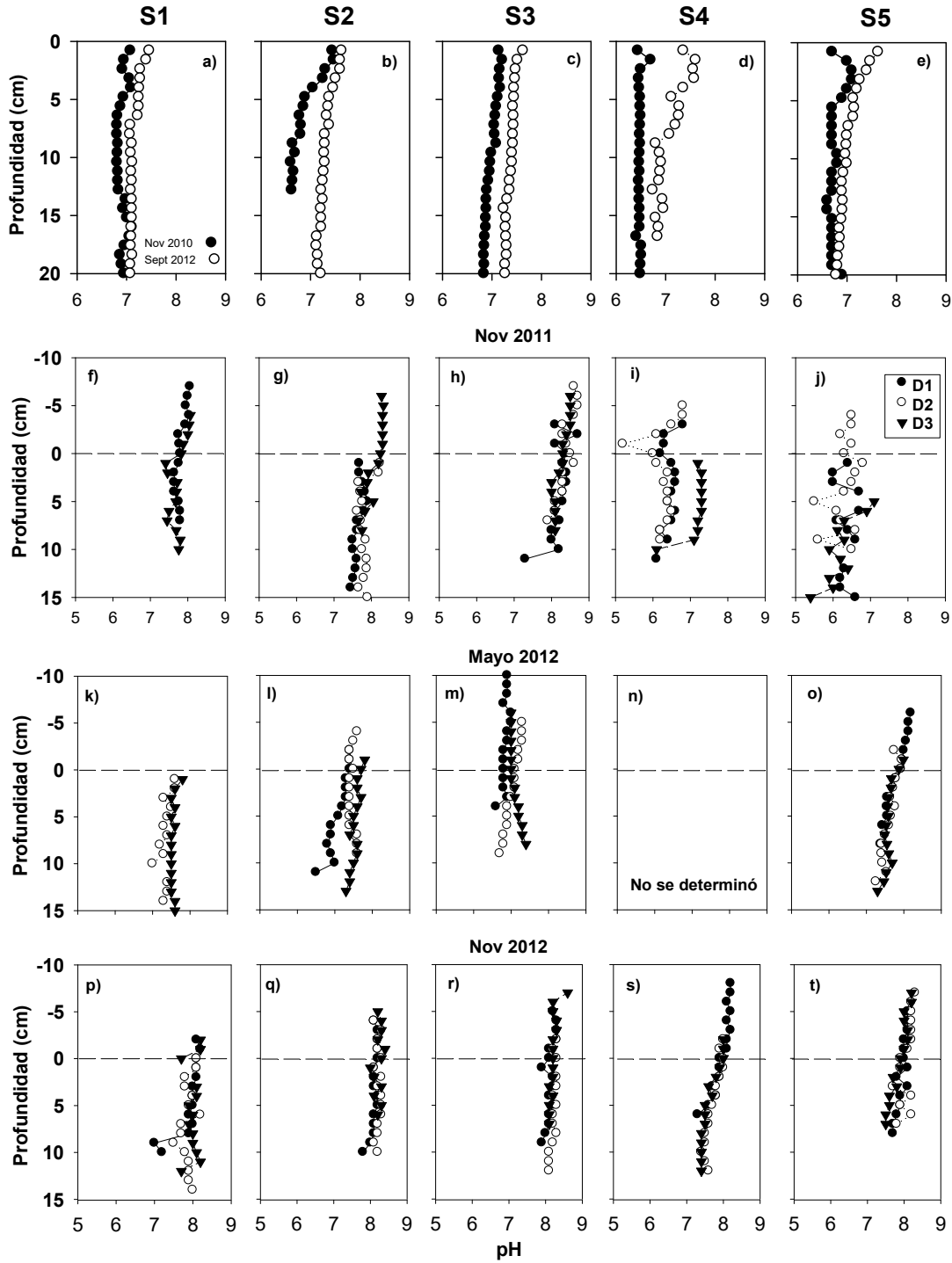


Figura. 6.9. Perfiles de pH en el agua intersticial medidos en 1) núcleos de sedimento de fondo (a-e) en Noviembre 2010 y Septiembre 2012, y 2) muestras colectadas de dializadores en Noviembre 2011 (f-j), en Mayo 2012 (k-o) y Noviembre 2012 (p-t) de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras (f-t) indica la interfase agua-sedimento (IAS). D1, D2 y D3 se refiere a los dializadores utilizados para obtener tres réplicas de cada sitio de muestreo.

Los valores de pH fueron generalmente cercanos a la neutralidad y ligeramente mayores (ΔpH : 0.1 - 0.9) en Septiembre de 2012 con respecto de los determinados en Noviembre 2010. En el caso de los valores medidos directamente en los núcleos de sedimento, los pHs más bajos se registraron en el sitio S3 (pH 6.6 - 7.1; Noviembre 2010) y en S2 (pH 6.4 - 6.7; Septiembre 2012) mientras que los valores más altos se registraron en S4 en ambos períodos de muestreo (7.1 - 7.6 en Noviembre 2010; 7.2 - 7.6 en Septiembre 2012). Los valores más altos de pH se registraron en el sedimento más reciente (0 - 5 cm) y es notable en los sitios S2 y S5 (Noviembre 2010), y en el sitio S4 (0 - 9 cm de profundidad; Septiembre 2012) sugiriendo que hay reacciones de neutralización que están posiblemente ocurriendo en la cercanía de la interfase agua-sedimento.

En el caso de las muestras colectadas con los dializadores, se determinó el pH en la columna de agua (5 cm sobre la interfase agua-sedimento) y en agua intersticial (0 - 15 cm de profundidad en el sedimento). Los resultados se muestran en las Figuras 6.9f-t. Los valores de pH que se registraron variaron entre 5.2 y 8.7 en Noviembre 2011, 6.5 y 8.2 en Mayo 2012 y entre 7.2 y 8.6 en Noviembre 2012 siendo los valores de pH más bajos los registrados en Mayo 2012, época de seca. Igualmente es importante resaltar que para un mismo sitio, los valores de pH más altos se registraron en la columna de agua y los más bajos en el agua intersticial. Los valores de pH más bajos se registraron en el sitio S4 (5.2 - 7.3; Noviembre 2011), S2 (6.5 - 7.8; Mayo 2012) y S1 (7.2 - 8.2; Noviembre 2012). En contraste, los valores más altos se registraron en el sitio S3 (7.3 - 8.7; Noviembre 2011), S5 (7.3 - 8.2; Mayo 2012) y S3 (7.9 - 8.6; Noviembre 2012).

Los perfiles de concentración de **Carbón Orgánico Disuelto (COD)** en función de la profundidad en el sedimento se muestran en las Figuras 6.10a-e. Los resultados corresponden a muestras de agua colectadas mediante dializadores colocados en los sedimentos en las fechas indicadas previamente. La Tabla 6.1 muestra los rangos de concentración de COD. La forma de los perfiles de COD indica una mayor concentración de materia orgánica en el agua intersticial (0 - 15 cm por debajo de la interfase agua-sedimento) en el sedimento con respecto de la columna de agua (0 - 5 cm por encima), en la mayoría de los sitios. Los resultados muestran también que las concentraciones de COD determinadas en Noviembre 2012 son superiores a las encontradas en las primeras campañas de muestreo.

Tabla 6.1. Rango de concentración de Carbón Orgánico Disuelto determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Sitio de muestreo / Campaña de muestreo	S1 (mM)	S2 (mM)	S3 (mM)	S4 (mM)	S5 (mM)
Noviembre 2011	0.19 - 2.02	0.08 - 1.56	0.17 - 2.19	0.45 - 1.28	0.56 - 2.70
Mayo 2012	0.22 - 1.47	0.06 - 1.22	0.09 - 1.06	N.D.	0.09 - 0.57
Noviembre 2012	0.01 - 1.53	0.02 - 0.97	0.01 - 1.38	0.22 - 0.87	0.13 - 3.48

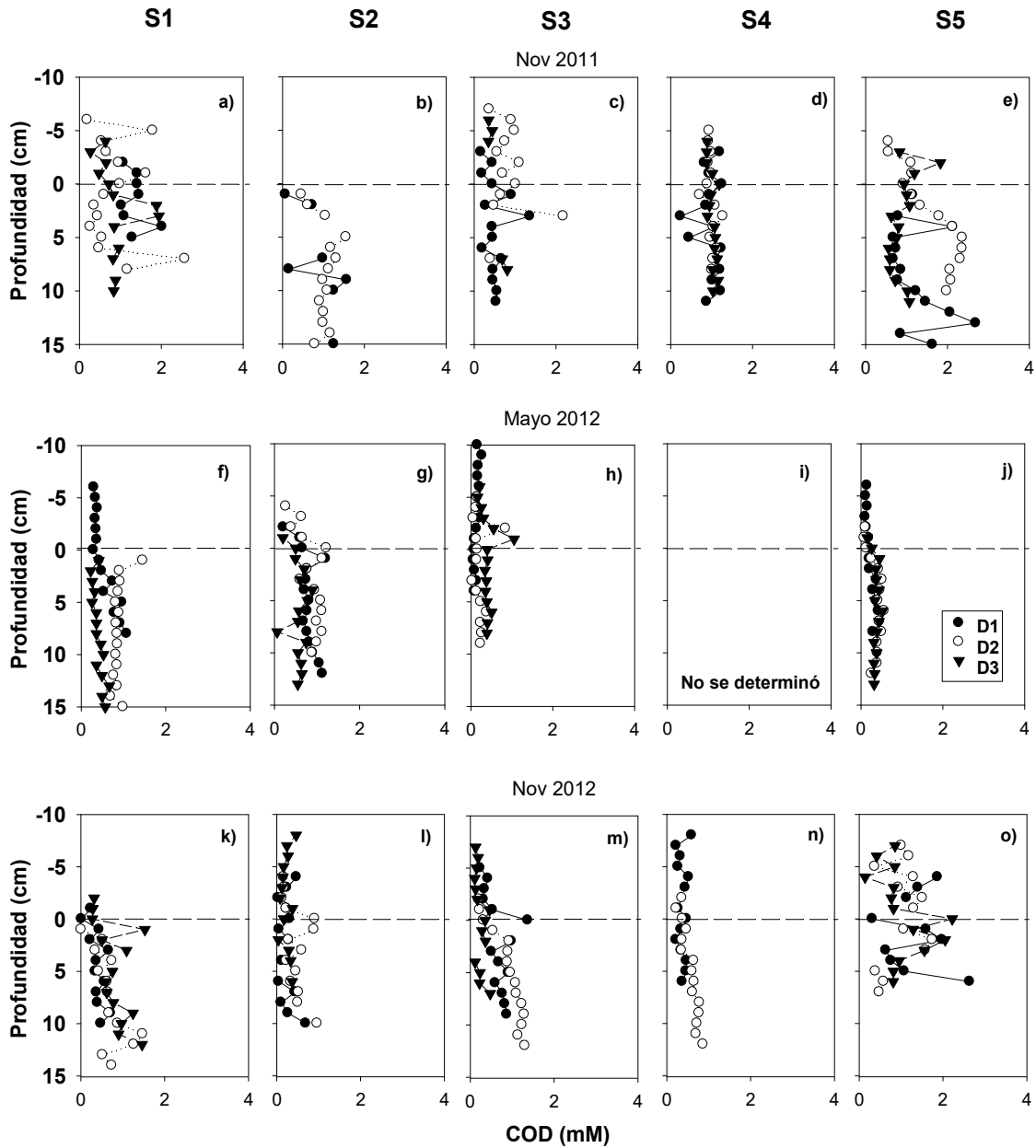


Figura. 6.10. Perfiles de concentración de COD en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS). D1, D2 y D3 se refiere a los dializadores utilizados para obtener tres réplicas de cada sitio de muestreo.

Los perfiles de concentración de los **Sulfuros Totales Disueltos** $\sum[\text{HS}^-]$ se muestran en las Figuras 6.11a-p, e indican una producción de sulfuros en el agua intersticial, en todos los sitios y campañas de muestreo. Es importante hacer notar que la profundidad de la columna de agua, aunque es ligeramente variable, es relativamente somera (0.3 - 1.2 m). En esta condición, la concentración de oxígeno disuelto (OD) puede llegar a alcanzar los sedimentos superficiales dada la relativa baja profundidad de la columna de agua, como en

los sitios S3 y S4 (ver datos de profundidad de columna de agua en Tablas A1 a A3, Anexo A). Lo anterior entonces se relaciona con una dinámica de difusión de sulfuros del agua intersticial que encuentra una frontera oxidante provocada por la difusión del oxígeno y que puede presentarse algunas veces en la columna de agua por ejemplo en sitios S4 y S5 (muestreo de Noviembre 2011; Figuras 6.11d-e) y en los sitios S1 y S3 (muestreo de Noviembre 2012; Figuras 6.11k-l); en contraste, la producción de sulfuros se registró bajo la interfase agua-sedimento en la época de secano (Mayo 2012) donde la columna de agua es aún más somera que el resto del año. La Tabla 6.2 muestra los rangos de concentración de sulfuros totales disueltos ($\Sigma[\text{HS}^-]$) determinadas en las tres diferentes campañas de muestreo de agua.

Tabla 6.2. Rango de concentración de Sulfuros Totales Disueltos ($\Sigma[\text{HS}^-]$) determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Sitio de muestreo / Campaña de muestreo	S1 (μM)	S2 (μM)	S3 (μM)	S4 (μM)	S5 (μM)
Noviembre 2011	0 – 212	0.6 – 482	0 - 95.6	0 - 207.3	0 - 143.8
Mayo 2012	0 – 250	0 – 266	0 – 146.5	N. D.	0 – 278.1
Noviembre 2012	0 - 263.6	0 – 242.9	1.3 – 305.3	0 – 264.1	1.05 – 244.5

Las concentraciones de los **Sulfatos** (SO_4^{2-}) en el agua intersticial fueron determinadas únicamente en muestras de noviembre 2012, debido a una falla en el instrumento de análisis, que permite determinar aniones en volúmenes pequeños (< 0.5 ml) de muestra. La concentración de sulfatos en las muestras colectadas en todas las estaciones, fueron mayores a 1.8 mM: 2.0 - 5.4 mM en el sitio S1; 5.7 - 7.0 mM en S2; 4.8 - 8.8 mM en S3; 3.7 - 19.8 mM en S4 y 2.1 - 19.9 mM en S5 (ver Figuras 6.11p-t). Se resalta que los sitios S4 y S5 presentaron las concentraciones más altas.

Los perfiles de concentración de **Calcio** en el agua intersticial se muestran en las Figuras 6.12a-o. La forma de dichos perfiles muestra concentraciones mayores a 10 mM de Ca en las muestras colectadas en Noviembre 2011 con respecto de las otras dos campañas de muestreo y una mayor variabilidad de la concentración. Las concentraciones promedio ($n = 15$) determinadas en Noviembre 2011 fueron 10.34 ± 2.66 mM en el sitio S1; 10.14 ± 2.97 mM en S2; 11.78 ± 1.51 mM en S3; 6.52 ± 2.70 mM en S4 y 8.51 ± 2.23 mM en S5. Las concentraciones promedio de Ca determinadas en Mayo 2012 fueron 6.21 ± 0.84 mM en el sitio S1; 7.44 ± 1.49 mM en S2; 6.41 ± 0.71 mM en S3 y de 2.26 ± 1.69 mM en S5. Finalmente, las concentraciones promedio determinadas en Noviembre de 2012 fueron 4.79 ± 1.12 mM en el sitio S1; 5.99 ± 0.86 mM en S2; de 5.88 ± 1.46 mM en S3; 5.18 ± 0.89 mM en S4 y 6.30 ± 0.62 mM en S5. En la mayoría de los sitios y campañas de muestreo, no se observa una tendencia definida de los datos, si acaso concentraciones de Ca mayores en el agua intersticial en contraste con la columna de agua en los sitios S2, S4 y S5 en Noviembre 2011; S1, S2 y S5 en Mayo 2012 y; S2, S4 y S5 en Noviembre 2012; una

mayor concentración de Ca en la columna de agua en el sitio S1 (Noviembre 2011) y una menor concentración en la interfase agua – sedimento en S3 (Noviembre 2012).

El comportamiento químico de Fe puede estar ligado casi totalmente al proceso redox del azufre. Las concentraciones de este metal entonces podrían ser no detectables en ambientes reductores con producción de sulfuros como es el caso de los sedimentos del humedal. Las Figuras 6.13a-o muestran los perfiles de concentración de **Hierro** en función de la profundidad en el sedimento. Las formas de los perfiles son variadas y muestran mayor concentración del metal en algunos sitios por ejemplo en S1 (Noviembre 2011), en todos los sitios analizados en Mayo de 2012 y mayormente en los sitios S1 y S2 en Noviembre 2012. En los sitios restantes se determinaron concentraciones desde no detectables a menores a 10 µM. Estas concentraciones se presentan en los sitios donde se determinó producción de sulfuros (ver Figura 6.11 de sulfuros), lo cual sugiere que la concentración de Fe puede estar controlada por su precipitación con los sulfuros. Los valores promedio determinados en Noviembre 2011 variaron desde 8.5 ± 5.43 µM en el sitio S1; de 1.83 ± 2.05 µM en S2; de 1.66 ± 1.87 µM en S3; de 2.43 ± 1.77 µM en S4 y hasta 0.03 ± 0.55 µM en S5. En Mayo 2012, las concentraciones variaron desde 5.52 ± 8.19 µM en el sitio S1; de 6.37 ± 6.56 µM en S2; de 13.95 ± 12.53 µM en S3; hasta 8.27 ± 5.26 µM en S5. En Noviembre de 2012, las concentraciones fueron menores a 25 µM en todas las estaciones con excepción de un valor de 29.3 µM determinado a 5cm por debajo de la IAS en el sitio S3, que por otra parte corresponde al sedimento donde se determinó la mayor concentración de sulfuros.

Los perfiles de concentración de **Manganeso** en el agua intersticial se muestran en las Figuras 6.14a-o. Las concentraciones promedio (n = 15) determinadas en las campañas de muestreo se reportan en la Tabla 6.3. Es interesante resaltar, que las concentraciones de Mn en el sitio S3 para las tres campañas muestran una tendencia similar de aumento de la concentración con la profundidad. En los sitios S1 y S2 en las campañas de Mayo y Noviembre 2012, también se observa el comportamiento antes descrito. Los resultados muestran que las concentraciones de Mn determinadas en Noviembre 2012 en los sitios S1 a S3 superiores a las encontradas en las primeras campañas de muestreo.

Tabla 6.3. Valores medio de concentración de Manganeso determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Sitio de muestreo / Campaña de muestreo	S1 (µM)	S2 (µM)	S3 (µM)	S4 (µM)	S5 (µM)
Noviembre 2011	0.06 ± 0.05	0.08 ± 0.05	5.92 ± 4.34	0.33 ± 0.35	0.24 ± 0.51
Mayo 2012	5.42 ± 6.94	2.81 ± 3.14	2.37 ± 2.75	N.D	0.34 ± 0.36
Noviembre 2012	3.23 ± 2.53	2.78 ± 3.73	5.77 ± 4.40	0.14 ± 0.27	0.26 ± 0.26

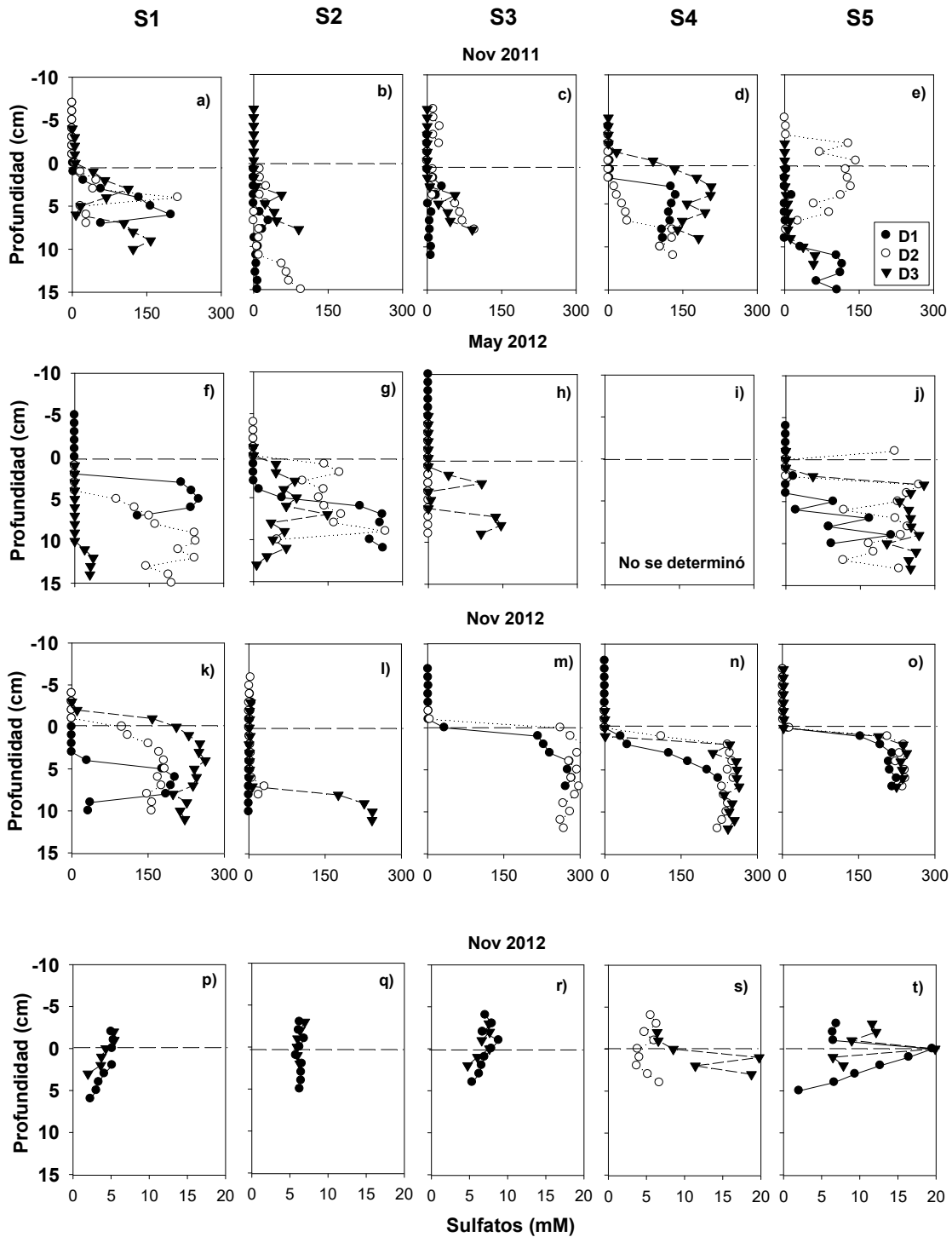


Figura. 6.11 Perfiles de concentración determinados en el agua intersticial de 1) sulfuros totales disueltos en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), y 2) sulfatos en Noviembre 2012 (p-t) de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS). D1, D2 y D3 se refiere a los dializadores utilizados para obtener tres réplicas de cada sitio de muestreo.

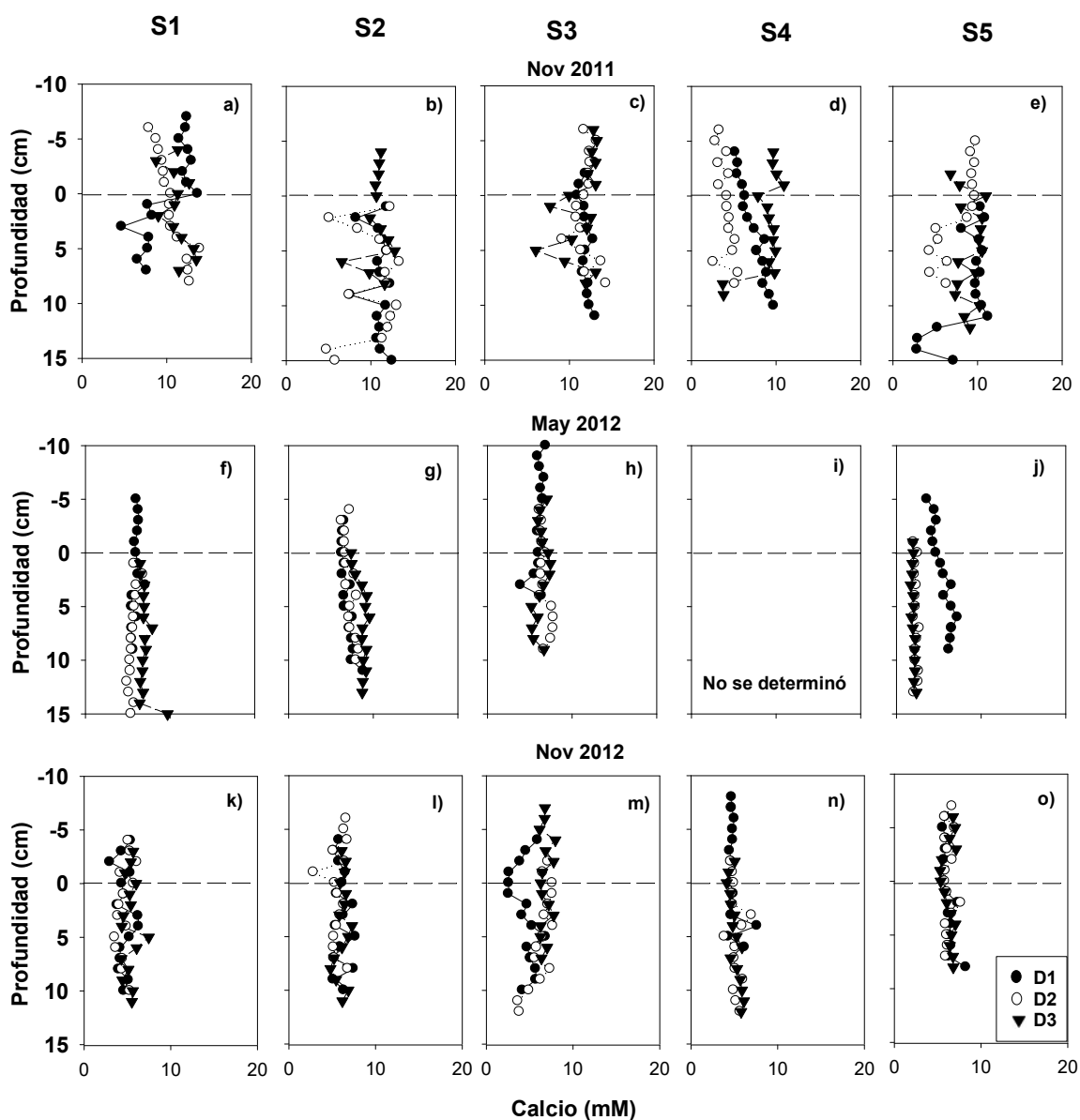


Figura. 6.12. Perfiles de concentración de calcio en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS). D1, D2 y D3 se refiere a los dializadores utilizados para obtener tres réplicas de cada sitio de muestreo.

Los perfiles de concentración de **Magnesio** en el agua intersticial se muestran en las Figuras 6.15a-o. Las concentraciones promedio ($n = 15$) determinadas en las campañas de muestreo se reportan en la Tabla 6.4. Los resultados muestran que las concentraciones medias de Mg determinadas en Noviembre 2012 son superiores a las encontradas en las primeras campañas de muestreo. Es interesante resaltar, que las concentraciones de magnesio en Noviembre 2012 aumentaron con respecto de Noviembre 2011 en: 4.33 veces en el sitio S1; 5.18 en S2; 7.0 en S3; 12.42 en S4 y; 6.86 veces en S5. La menor variación

de la forma de los perfiles con respecto de la profundidad, se muestra en Noviembre 2011, mientras que la mayor variación corresponde a Mayo 2012, en todos los sitios. De acuerdo a lo que se discutió en las secciones 6.1.2 (ver Diagramas Piper), este elemento explica el origen de las aguas sulfatadas cálcicas-magnésicas en el humedal.

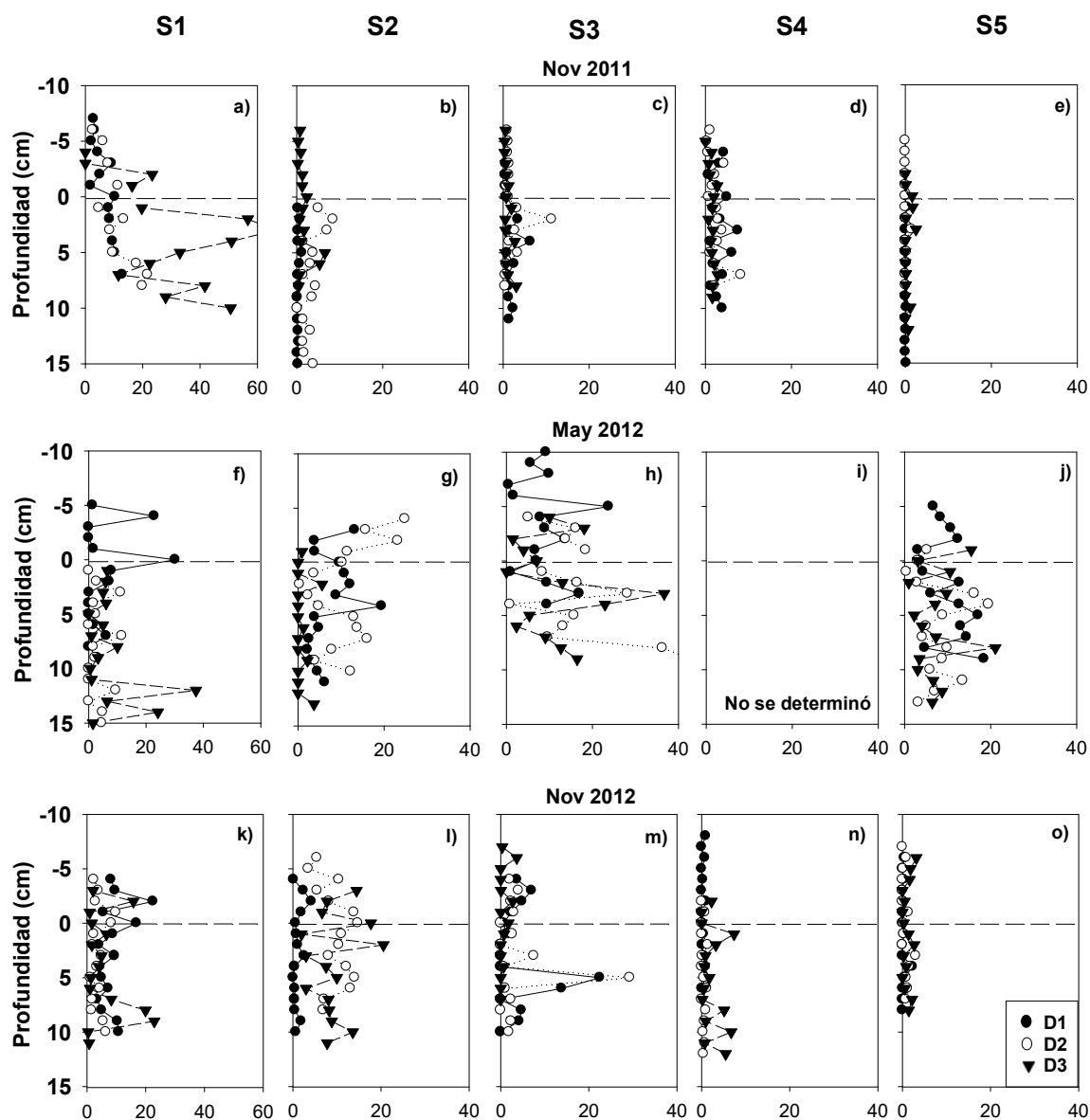


Figura. 6.13. Perfiles de concentración de hierro en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS). D1, D2 y D3 se refiere a los dializadores utilizados para obtener tres réplicas de cada sitio de muestreo.

Al igual que los sulfatos, las concentraciones de **Cloruros** y **Nitratos** no pudieron ser determinados en todas las muestras de agua intersticial para todas las campañas de muestreo. En el Laboratorio de Geoquímica Ambiental, Centro de Geociencias, UNAM,

Campus Juriquilla, Qro., se analizaron algunas muestras colectadas en Noviembre de 2012. Las concentraciones de **Cloruros** fueron como sigue: 95.5 - 867.0 μM en el sitio S1; 83.5 - 127.7 μM en S2; 60.5 - 217.3 μM en S3; 68.5 - 179.6 μM en S4 y; 27.7 - 172.3 μM en S5 (ver Tablas C11 a C15, ver Anexo C). Respecto de los **Nitratos**, las concentraciones fueron: 0 -363.8 μM en el sitio S1; 17.3 - 264.3 μM en S2; 12 - 278 μM en S3; 0 - 193 μM en S4 y; 0 - 74.5 μM en S5.

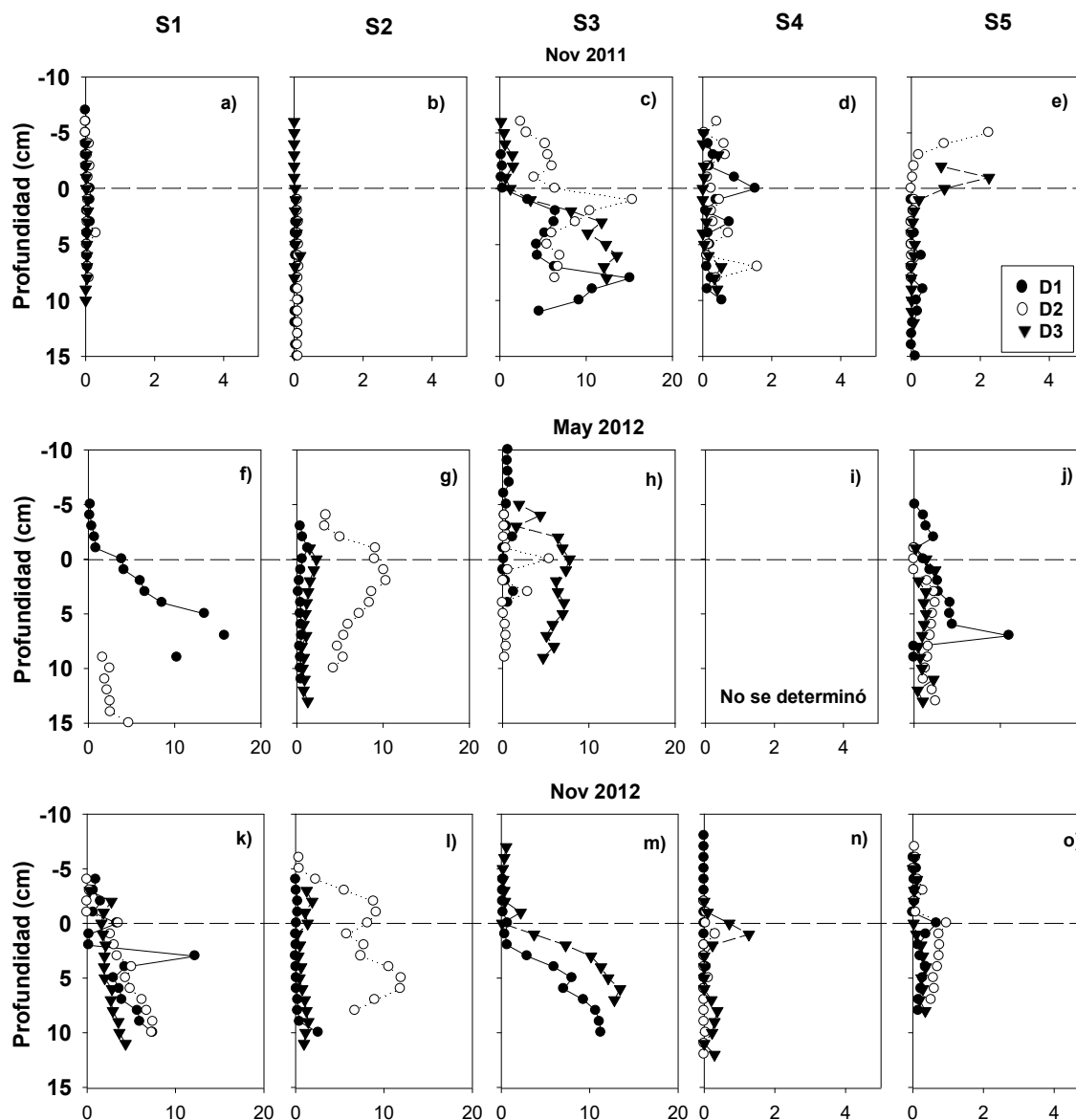


Figura. 6.14. Perfiles de concentración de manganeso en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS). D1, D2 y D3 se refiere a los dializadores utilizados para obtener tres réplicas de cada sitio de muestreo.

Tabla 6.4. Valores medio de concentración de Magnesio determinados en muestras de agua intersticial colectadas mediante dializadores en tres diferentes campañas de muestreo, en los sedimentos de fondo del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Sitio de muestreo / Campaña de muestreo	S1 (μM)	S2 (μM)	S3 (μM)	S4 (μM)	S5 (μM)
Noviembre 2011	0.34 ± 0.06	0.33 ± 0.09	0.26 ± 0.05	0.12 ± 0.03	0.26 ± 0.06
Mayo 2012	1.02 ± 0.36	1.43 ± 0.21	0.96 ± 0.22	N.D.	1.45 ± 0.41
Noviembre 2012	1.47 ± 0.24	1.71 ± 0.09	1.82 ± 0.14	1.49 ± 0.19	1.78 ± 0.07

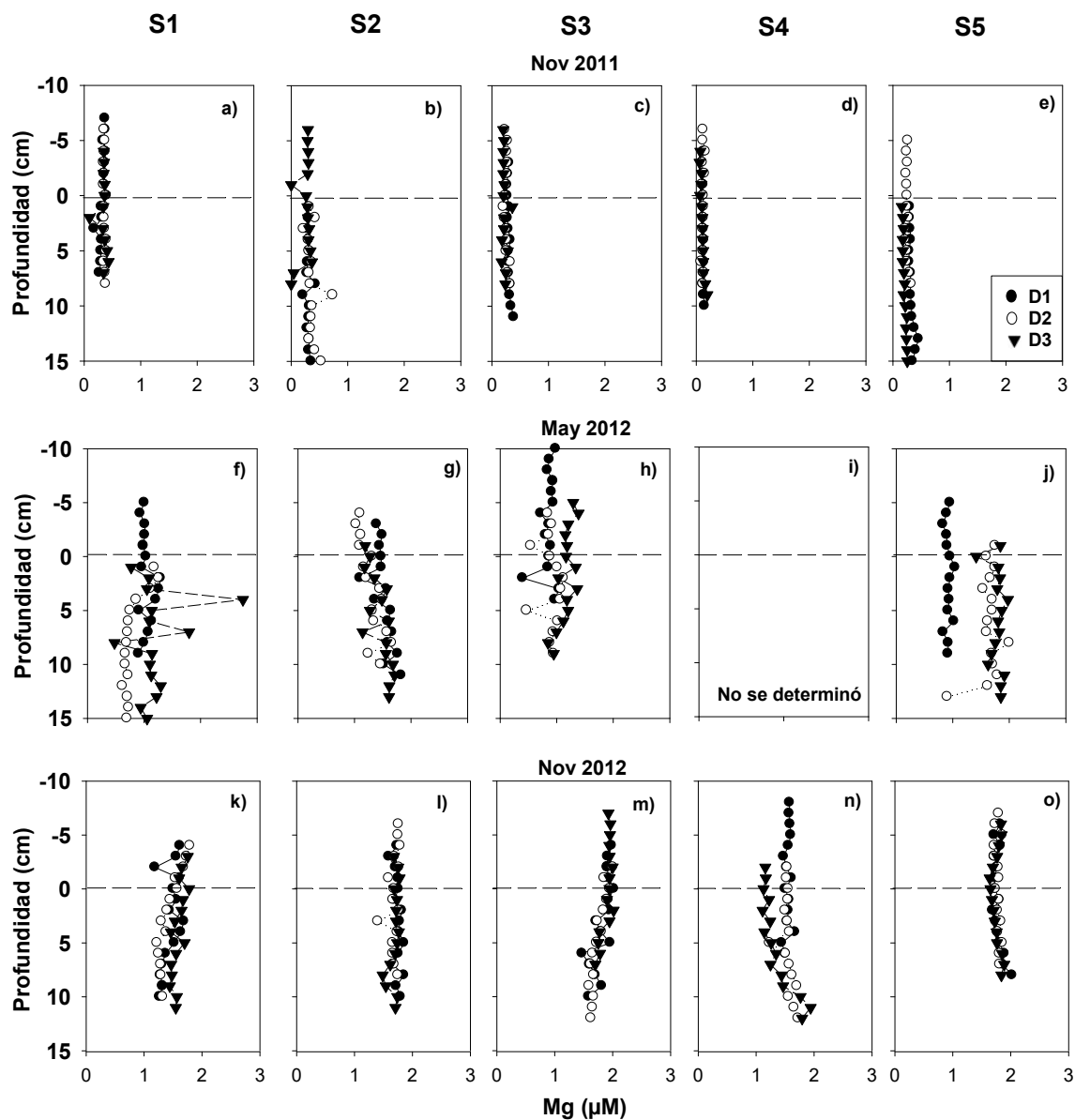


Figura. 6.15. Perfiles de concentración de magnesio en el agua intersticial determinadas en Noviembre 2011 (a-e), Mayo 2012 (f-j), Noviembre 2012 (k-o), de los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”. La línea punteada de figuras indica la interfase agua-sedimento (IAS). D1, D2 y D3 se refiere a los dializadores utilizados para obtener tres réplicas de cada sitio de muestreo.

6.3.2. Flujos de difusión y producto de actividad iónica (PAI) en la interfase agua-sedimento.

A partir de los datos de la calidad del agua (columna de agua y agua intersticial) se determinaron los Flujos de Difusión (J_D) de algunos elementos en la interfase agua-sedimento así como los Índices de Saturación (IS) a través del Producto de Actividad Iónica (PAI) para algunas sustancias en la columna de agua. Esta sección presenta los resultados obtenidos para estos parámetros considerando las siguientes sustancias: Fe, Ca, Mg, $\sum[\text{HS}^-]$ y SO_4^{2-} . Los valores de J_D nos permiten identificar la movilidad de estas sustancias entre la columna de agua y el sedimento, mientras que el IS permite predecir la precipitación de un elemento o sustancia en fases minerales específicas.

Los valores de J_D se calcularon de los perfiles de las sustancias determinados con los dializadores colocados en los sedimentos, utilizando la Ley de Fick (Ec. 6.1). Los datos de concentración de Fe, Ca, Mg, $\sum[\text{HS}^-]$ y SO_4^{2-} se indicaron en la sección 6.3.1 y en las Tablas C1 a C15 en el Anexo C.

$$J_D = -\phi D \cdot \frac{dC}{dz} \quad (6.1)$$

Donde ϕ es la porosidad, dC/dz es el gradiente de concentración (C ; $\text{mol}\cdot\text{cm}^{-3}$) respecto al espesor de la interfase donde ocurre la difusión (z ; cm) y D es el coeficiente de difusión efectiva del ion ($\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$) en agua para Fe, Ca, Mg, $\sum[\text{HS}^-]$ y SO_4^{2-} (Li y Gregory, 1974). La porosidad se asumió a partir del contenido de agua en los sedimentos superficiales que varió entre 90 y 95 % y despreciamos la corrección de D por la porosidad y tortuosidad. El gradiente de concentración se calculó como la diferencia de concentración entre el agua y el sedimento; C_1 corresponde a la concentración del analito en el agua intersticial en el sedimento y C_2 es la concentración expuesta en la columna de agua. Si el valor de J_D es negativo implica una difusión de la sustancia de la columna de agua al sedimento y un valor de J_D positivo indica un flujo de la sustancia del sedimento hacia la columna de agua. Los resultados se muestran en las Tabla 6.5 a 6.7. Cada uno de los flujos difusivos se calculó a la profundidad donde se observó el cambio de concentración tomando como referencia la interfase agua-sedimento (IAS). Los valores de J_D para SO_4^{2-} solo se reportan para el muestreo de Noviembre 2012 ya que no fue posible determinar este parámetro en las dos primeras campañas de muestreo.

Los valores reportados de J_D en todas las campañas de muestreo indican difusión los iones del sedimento hacia la columna de agua. El orden de importancia de J_D es como sigue: $J_D[\text{Ca}] > J_D(\sum[\text{HS}^-]) > J_D[\text{Mg}] > J_D[\text{Fe}]$ para los muestreos de Noviembre 2011 y Mayo 2012, mientras que en Noviembre 2012, el orden fue $J_D[\text{Ca}] > J_D[\text{SO}_4^{2-}] > J_D(\sum[\text{HS}^-]) > J_D[\text{Mg}] > J_D[\text{Fe}]$. Lo anterior pone en evidencia el aporte de los sedimentos con Ca, Mg y sulfuros. Los dos primeros pueden movilizarse por reacciones donde se neutralizan ácidos y

el último proviene del proceso de reducción de sulfatos a sulfuros (nótese los valores de J_D negativos para Mg en S1 a S3, y para sulfatos en S1 y S3 a S5; Tabla 6.7).

Tabla 6.5. Flujos difusivos de Fe, Ca, Mg y $\Sigma[\text{HS}^-]$ calculados en agua intersticial del humedal “Ciénega de Tamasopo” en Nov 2011.

Sitio	Fe ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	Ca ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	Mg ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	$\Sigma[\text{HS}^-]$ $\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	ΔZ (cm)
S1	2.11 ± 3.75	-211 ± 511.5	-0.003 ± 0.007	31.38 ± 16.93	4
S2	0.31 ± 0.16	568.90 ± 565	0.013 ± 0.016	2.94 ± 2.55	5
S3	0.33 ± 0.35	-18.97 ± 318.13	0.002 ± 0.005	6.58 ± 5.72	4
S4	0.31 ± 0.30	201.54 ± 150.15	0.002 ± 0.005	26.25 ± 19.53	3
S5	0.13 ± 0.12	183.46 ± 1203.9	-0.003 ± 0.01	-0.95 ± 1.94	3
$D_{\text{Fe}} = 7.2\text{E-}06 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$; $D_{\text{Mg}} = 7.05\text{E-}06 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$; $D_{\text{Ca}} = 7.93\text{E-}06 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$; $D_{\Sigma[\text{HS}^-]} = 1.3\text{E-}05 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$ Tomados de Li y Gregory, 1974					

Tabla 6.6. Flujos difusivos de Fe, Ca, Mg y $\Sigma[\text{HS}^-]$ calculados en agua intersticial del humedal “Ciénega de Tamasopo” en Mayo 2012.

Sitio	Fe ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	Ca ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	Mg ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	$\Sigma[\text{HS}^-]$ $\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$	ΔZ (cm)
S1	-0.93 ± 1.83	453.48 ± 447.0	0.058 ± 0.063	31.29 ± 21.95	5
S2	-0.03 ± 0.46	75.05 ± 29.35	0.008 ± 0.014	26.10 ± 7.71	7
S3	3.80 ± 1.84	-182.35 ± 179.73	0.031 ± 0.002	11.17 ± 19.35	3
S5	1.26 ± 0.90	83.95 ± 222.94	0.016 ± 0.040	56.82 ± 49.23	3

Tabla 6.7. Flujos difusivos de Fe, Ca, Mg, $\Sigma[\text{HS}^-]$ y SO_4^{2-} calculados en agua intersticial del humedal “Ciénega de Tamasopo” en Nov 2012.

Sitio	Fe ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	Ca ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	Mg ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	$\Sigma[\text{HS}^-]$ ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	SO_4^{2-} ($\mu\text{M}/\text{cm}^2\cdot\text{d}$)	ΔZ (cm)
S1	0.08 ± 0.62	-25 ± 261.73	-0.015 ± 0.029	13.18 ± 6.17	-209.48 ± 67.41	4
S2	-1.09 ± 1.41	40.95 ± 67.57	-0.012 ± 0.029	0.46 ± 0.47	71.69 ± 25.64	3
S3	-0.20 ± 0.22	237.4 ± 365.32	-0.01 ± 0.024	37.44 ± 47.68	-773.49 ± 418.05	2
S4	0.04 ± 0.06	110.07 ± 82.99	0.005 ± 0.012	38.26 ± 3.02	-211.71 ± 240.16	6
S5	0.16 ± 0.27	160.66 ± 54.82	0.01 ± 0.007	69.02 ± 5.88	-3526.4 ± 1375	3
El J_D (SO_4^{2-}) se calculó con ΔZ de 3 cm en S1-S2 y de 2 cm en S3-S5. $D_{\text{SO}_4^{2-}} = 1.1\text{E-}05 \text{ cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$						

El producto de actividad iónica (PAI) se calculó empleando las concentraciones disueltas determinadas en la columna de agua para el Fe, Ca, PO_4^{3-} , $\Sigma[\text{HS}^-]$, SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , y los valores de pH de acuerdo a las reacciones de disolución de cada especie o fase mineral considerada. En la Tabla D3 (ver Anexo D) se muestran el PAI de las especies consideradas. Se consideraron reacciones de disolución específicas de las fases minerales comunes que podemos encontrar en los sedimentos acuáticos y que se representan mediante la ecuación 6.2, así como los productos de solubilidad (K_s ; ec. 6.3) para el cálculo de PAI (ec. 6.4). Para determinar el PAI se requiere conocer la fuerza iónica (I ; ec. 6.5) de las soluciones a fin de estimar el coeficiente de actividad (γ) de cada una de las especies químicas (i) involucradas en las reacciones (6.2 – 6.5), donde $[i]$ es la concentración

determinada del analito (A, B, i) o los iones del agua en mol/L, y Z es la carga del ion. El coeficiente de actividad, de acuerdo con la teoría de Davis (Langmuir, 1996; Stumm y Morgan, 1996), se calcula a partir de (6.6), donde A es la constante dieléctrica del solvente (1.825×10^{-06} en aguas continentales a $T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$); $|z^+ z^-|$ = carga del ion implicado en la reacción.

$$AB_{(s)} = A^+_{(ac)} + B^-_{(ac)} \quad (6.2)$$

$$K_s = \{A^+\} \{B^-\} \quad (6.3)$$

$$PAI = [A^+](\gamma A) * [B^-](\gamma B) \quad (6.4)$$

$$I = \frac{1}{2} (\sum [i] \cdot z_i^2) \quad (6.5)$$

$$\text{Log } \gamma_{\pm} = -A |z^+ z^-|^* [\sqrt{I} / (\sqrt{I} + 1) - 0.2I] \quad (6.6)$$

Los valores calculados de PAI son del muestreo de Noviembre 2012. Para el cálculo de IS, los valores de log PAI (ver Tabla D2 en el Anexo D) se comparan con el log K_s (producto de solubilidad) de determinadas fases minerales para determinar los Índices de Saturación [IS = Log (PAI / K_s)], ver Tabla 6.8. Si los valores de IS son > 0 se consideran condiciones de saturación o sobresaturación, lo cual indica que es posible que el mineral en cuestión esté precipitando o bien, potencialmente se puede precipitar a las condiciones fisicoquímicas del medio donde se encuentra disuelto. Si IS = 0, hay condiciones de equilibrio de precipitación-saturación. Si los valores de IS son < 0 , el sistema está en condiciones de instauración con respecto a ese mineral, y el mineral debe estarse disolviendo.

Tabla 6.8. Valores de Índices de Saturación para las fases sólidas que potencialmente se pueden precipitar en los sedimentos en las condiciones fisicoquímicas del agua en los sitios de estudio. Los IS corresponden a los valores promedio ($\pm \sigma$) determinados en la interfase agua-sedimento (IAS) en Noviembre 2012; obtenidos mediante sistema de dializadores (D1 - D3) en los 5 sitios de muestreo.

Especie / Índice de Saturación	IS				
	S1	S2	S3	S4	S5
CaCO ₃ (calcita)	0.60 ± 0.009	0.59 ± 0.004	0.59 ± 0.029	0.60±0.005	0.59±0.02
CaSO ₄ ·H ₂ O (gypsum)	1.02 ± 0.01	0.98 ± 0.01	0.99 ± 0.06	1.01 ± 0.05	0.87 ± 0.002
Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂ Hidroxiapatita	0.03±0.004	0.03±0.007	0.04±0.005	0.04	0.04±0.001
FeCO ₃ (Siderita)	0.75 ± 0.05	0.74 ± 0.08	0.85 ± 0.03	0.95	0.92 ± 0.001
FeSO ₄ ·7H ₂ O	-3.28 ± 0.34	-3.19 ± 0.45	-3.65 ± 0.12	-4.17	-3.77
Fe ₃ (PO ₄) ₂	0.20 ± 0.03	0.19 ± 0.05	0.26 ± 0.02	0.33	0.31 ± 0.005
FeS (am)	3.06 ± 0.09	3.74 ± 0.34	3.42 ± 0.18	4.81	4.00 ± 0.15
MnS (rosa)	-56.11±0.11	-67.99±6.24	-55.81±11.7	-80.07	-66.41±7.56
MnS (verde)	-2.86 ± 0.01	-3.46 ± 0.32	-2.84 ± 0.60	-4.08	-3.38 ± 0.39
MnSO ₄	-3.50 ± 2.04	-3.42 ± 2.21	-3.38 ± 2.23	-3.91±2.58	-3.54 ± 2.23
MnCO ₃ (Rhodocrosite)	0.75 ± 0.02	0.74 ± 0.08	0.74 ± 0.09	0.84 ± 0.08	0.81 ± 0.08
MgCO ₃ (Magnesita)	0.74 ± 0.005	0.74 ± 0.001	0.73 ± 0.001	0.75 ± 0.01	0.74 ± 0.002
MgSO ₄	-2.16 ± 1.25	-2.10 ± 1.21	-2.03 ± 1.17	-2.14±1.25	-1.89 ± 1.1
CaMg(CO ₃) ₂ (dolomita)	0.44 ± 0.006	0.44 ± 0.002	0.44 ± 0.014	0.45±0.007	0.44±0.002

6.4. Pruebas de movilidad de fósforo

La productividad de los ecosistemas acuáticos depende en gran medida de la disponibilidad de los nutrientes. La limitación en la productividad primaria puede ser causada por una limitación de nitrógeno o la baja disponibilidad de fosfatos mayormente. En este trabajo, analizamos si una variación de las condiciones del medio por entrada de aguas ácidas, establecimiento de condiciones oxidantes o reductoras, o la variación de las concentraciones de elementos como hierro con el cual el fosfato tiene gran afinidad, pueden afectar la movilidad y la disponibilidad de este nutriente. El detalle de los procedimientos experimentales se indica en la Sección 5.4 en Metodología. Se prepararon columnas experimentales control (CT) y columnas donde se provocaron los cambios de condiciones fisicoquímicas a las que se les denominó (T). Los resultados obtenidos de las pruebas de movilidad de fosfatos se presentan en las Tablas E1 a E6 (ver Anexo E) y las Figuras 6.16 y 6.17. Enseguida se da una breve descripción de los principales resultados obtenidos.

Efecto del pH. Para esta prueba se utilizaron dos columnas control (CC1 y CC2) y dos columnas de tratamiento (CT1 y CT2). El ajuste de pH se realizó en la columna de agua y se midió 3 cm por arriba de la interface sedimento-agua. En la Figura 6.16 se muestra la variación del pH una vez que este se ajustó a 8.5, 7.5 y finalmente a 6.5; el pH inicial en la columna de agua fue de 7.4. Los valores de pH se ajustaron cada tercer día. La variación de pH en los controles muestra primero un incremento en los primeros seis días hasta 8.4 y posteriormente una disminución para mantenerse en valores entre 7.4 y 8.4. En la columnas de tratamiento (CT), cuando se ajustó a 8.5 el pH se incrementó gradualmente hasta 8.7, cuando se ajustó a 7.5 el pH varió entre 7.5 y 8.2, y, cuando se ajustó a 6.5 el pH varió entre 6.4 y 7.7. Después del ajuste a 7.5 o a 6.5, el pH siempre se incrementó como lo muestra la Figura 6.16. Se determinó que el cambio de pH promovió la movilización de Ca cuya concentración se incrementó en 0.69 ± 0.08 mM posterior al cambio del pH a 8.5 o a 6.5. Los cambios en el pH de la solución también causaron la movilización de Fe cuya concentración en la columna de agua se incrementó de 0.53 ± 0.03 a 0.67 ± 0.02 μ M en las columnas CT a pH 8.5 y posteriormente disminuyó hasta 0.40 ± 0.01 μ M a pH 7.5 y a 0.38 ± 0.003 μ M a pH 6.5. La movilización de Fe en las columnas CC (de 0.47 ± 0.01 μ M a 0.63 ± 0.04 a pH 8.5, disminuyendo a 0.43 ± 0.01 μ M a pH 7.5 y a 0.41 ± 0.01 μ M a pH 6.5) fue muy similar a las columnas CT. El Mn incrementa de 0.48 ± 0.01 a 0.71 ± 0.12 mM en pH 8.5 y disminuye a 0.46 ± 0.01 mM en pH 7.5, y hasta 0.42 mg/l en pH 6.5.

La Figura 6.17, muestra la variación del pH, potencial redox, hierro, fosfatos, sulfatos y sulfuros disueltos determinados en la columna de agua o en el agua intersticial en las columnas experimentales con sedimentos y agua del humedal “Ciénega de Tamasopo”. La determinación de estos parámetros se realizó para dar seguimiento a los efectos de diferentes condiciones indicadas en la Sección de Metodología (sección 5.4). Los valores

correspondientes a cada parámetro al final del período de aplicación de cada condición se consideraron como los valores iniciales de la siguiente etapa donde se provocó un cambio en la columna de agua. Los resultados obtenidos se describen enseguida.

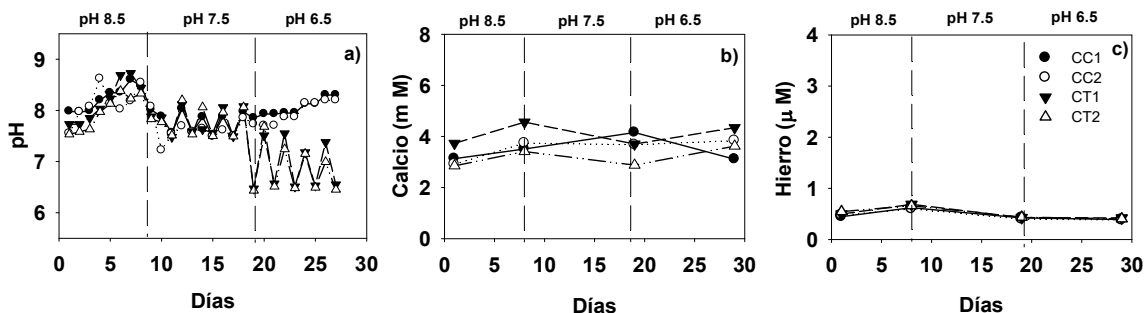


Figura 6.16. Perfiles de a) pH, b) concentración de calcio y c) hierro en el agua subyacente al inicio y final de los ajustes de pH a 8.5, 7.5 y 6.5; en columnas experimentales con sedimentos de humedal “Ciénega de Tamasopo.

Equilibrio de las columnas experimentales. Durante este periodo, una vez que se prepararon las columnas de sedimento, solamente se hizo el seguimiento de algunos parámetros de calidad del agua con el fin de verificar el establecimiento de condiciones de equilibrio entre el agua y el sedimento. En la columna de agua, el pH se incrementó de 7.4 ± 0.1 a 9.0 ± 0.1 y en el agua intersticial fue de 8.5 ± 0.4 a 9.1 ± 0.3 (Figs. 6.17a y 6.17b); el cambio se atribuyó a la disolución de carbonatos y sulfatos (Fig. 6.17i). La concentración de estos últimos se incrementó de 1.3 ± 0.3 mM a 3.6 ± 0.9 mM en la columna de agua y de 0.8 ± 0.1 mM a 3.1 ± 2.9 mM en el agua intersticial (Figs. 6.17i y 6.17j). Los sulfuros se incrementaron en la columna de agua posiblemente por una contribución del sedimento ($0.02 - 1.95$ mM en la columna de agua; $0.01 - 0.42$ mM en el agua intersticial). Lo anterior, es congruente con la disminución del potencial redox en la columna de agua (-0.77 ± 0.10 a -1.51 ± 0.62 V) y agua intersticial (-1.62 ± 0.32 V a -1.91 ± 0.32 V) y con el incremento de Fe disuelto tanto en la columna de agua como en el agua intersticial. El incremento de la concentración del Fe no es substancialmente mayor en el agua intersticial (< 0.05 μM) con respecto de la columna de agua (< 0.03 μM), con excepción de la columna CT1 en donde Fe alcanzó una concentración de 0.12 μM. Se determinaron concentraciones de fosfatos en esta etapa de experimentación de $1.3 - 8.6$ μM en la columna de agua y de < 4.7 μM en el agua intersticial.

Efecto de la limitación de oxígeno. En este trabajo, la adición de sulfito de sodio (5.5 mM) produjo una pequeña variación del pH (9.1 ± 0.3 a 8.9 ± 0.1) en la columna de agua y en el agua intersticial y del potencial redox en la columna de agua (de -1.77 ± 0.09 V a -1.81 ± 0.27 V) y en el agua intersticial (de -1.84 ± 0.24 a -1.7 ± 0.11 V). En estas condiciones, el aumento de la concentración de sulfuros en la columna de agua (de 0.07 ± 0.05 a 0.20 ± 0.18 mM) y su disminución hasta 0.02 ± 0.01 mM, en el agua intersticial

indican que la adición de sulfito a la columna de agua no logró causar una perturbación en el sedimento. La concentración de Fe disuelto fue de $0.02 \pm 0.02 \mu\text{M}$ en la columna de agua mientras que aumentó en el agua intersticial (de 0.03 ± 0.01 a $0.07 \pm 0.04 \mu\text{M}$). La concentración de fosfatos disueltos varió de 5.0 ± 2.3 a $2.8 \pm 1.4 \mu\text{M}$ en la columna de agua y se mantuvieron en $1.8 \pm 1.1 \mu\text{M}$ en el agua intersticial; estas concentraciones no son significativamente diferentes con respecto de la etapa de estabilización de las columnas experimentales.

En esta etapa, el mayor cambio lo muestran los sulfatos cuya concentración en la columna de agua se incrementa hasta $6.0 \pm 3.0 \text{ mM}$ para luego disminuir apreciablemente a $3.6 \pm 0.9 \text{ mM}$; en el agua intersticial la concentración se incrementa pero igualmente es altamente variable ($4.0 \pm 1.4 \text{ mM}$).

Efecto de condiciones oxidantes. Se buscó establecer estas condiciones con la inyección de aire en la parte superior de la columna de agua en cada columna experimental. La aireación provocó una disminución del pH en la columna de agua de 0.6 unidades (de 9.0 ± 0.3 a 8.4 ± 0.4) y de 0.7 unidades en el agua intersticial (de 8.9 ± 0.1 a 8.2 ± 0.2) con respecto a la etapa anterior. El potencial redox incrementó en la columna de agua (de $-1.85 \pm 0.20 \text{ V}$ a $-1.27 \pm 0.33 \text{ V}$) y en el agua intersticial (de -1.70 ± 0.11 a $-1.08 \pm 0.17 \text{ V}$), aunque no se alcanzaron condiciones oxidantes. La concentración de Fe en la columna de agua ($0.04 \pm 0.01 \mu\text{M}$; Fig. 6.17c) no varió apreciablemente con respecto de la etapa anterior mientras que en el agua intersticial el Fe alcanzó valores máximos de $0.06 \pm 0.01 \mu\text{M}$ disminuyendo posteriormente a $0.03 \pm 0.01 \mu\text{M}$ y vuelve a incrementarse (Fig. 6.17c). En la columna de agua, los fosfatos se incrementaron de manera significativa hasta un máximo de $6.6 \mu\text{M}$ (Fig. 6.17e) y posteriormente disminuyeron hasta $3.7 \pm 1.5 \mu\text{M}$ (día 38). En el agua intersticial la concentración de los fosfatos fue variable ($2.6 \pm 1.5 \mu\text{M}$; Fig. 6.17f). La concentración de los sulfatos fue altamente variable al igual que los fosfatos, sin embargo hacia el final de la etapa de aireación (día 38) se observó una disminución tanto en la columna de agua (de 6.0 ± 3.0 a $2.3 \pm 1.8 \text{ mM}$) como en el agua intersticial (de 4.0 ± 1.4 a $1.9 \pm 1.5 \text{ mM}$). En la columna de agua, la concentración de sulfuros se incrementó en una sola columna (CT3; $0.83 \pm 0.21 \text{ mM}$). En las demás columnas experimentales (CT1, CT2 y CT4) la concentración fue inferior al límite de detección del método analítico tanto en la columna de agua como en el agua intersticial.

Efecto de la adición de fosfatos. En esta etapa, se adicionó $2.19 \mu\text{M}$ de KH_2PO_4 los días 41 y 45 y se observó una disminución del pH en la columna de agua (de 8.4 ± 0.4 a 8.3 ± 0.4 , cambio no significativo) y en el agua intersticial (de 8.3 ± 0.3 a 7.7 ± 0.2), mientras que el potencial redox aumentó de -1.27 ± 0.30 a $-1.15 \pm 0.39 \text{ V}$ en la columna de agua y de -1.12 ± 0.28 a $-0.66 \pm 0.15 \text{ V}$ en el agua intersticial. La concentración de hierro disminuyó en la columna de agua (de 0.04 ± 0.01 a $0.02 \pm 0.01 \mu\text{M}$) y en el agua intersticial

se mantiene en $0.03 \pm 0.02 \mu\text{M}$ pero se incrementa hacia el final de la etapa (4). Los fosfatos disminuyeron de 4.8 ± 1.9 a $2.2 \pm 1.6 \mu\text{M}$ en la columna de agua, y de 2.6 ± 1.5 hasta $0.9 \pm 0.8 \mu\text{M}$ en el agua intersticial. La concentración de los sulfuros se incrementó (en 3 de 4 columnas) en 0.5 mM en la columna de agua (de 0.21 ± 0.35 a $0.71 \pm 0.51 \text{ mM}$) y 0.32 mM en el agua intersticial (de 0.04 ± 0.01 a $0.36 \pm 0.28 \text{ mM}$). Los sulfatos se incrementan tanto en la columna de agua (de 2.3 ± 1.8 a $3.0 \pm 2.1 \text{ mM}$) como en el agua intersticial (de 1.9 ± 1.5 a $3.1 \pm 3.4 \text{ mM}$).

Efecto de la adición de hierro. La adición de Fe(II) ($17.9 \mu\text{M}$; día 49) provocó una pequeña disminución de pH en la columna de agua (de 8.3 ± 0.4 a 8.2 ± 0.3) y en el agua intersticial (de 7.7 ± 0.2 a 7.6 ± 0.2). El potencial redox aumentó de -1.15 ± 0.39 a $-1.03 \pm 0.29 \text{ V}$ en la columna de agua y de -0.66 ± 0.15 hasta $-0.57 \pm 0.19 \text{ V}$ en el agua intersticial. La concentración de sulfatos aumenta en la columna de agua (de 3.0 ± 2.0 a $3.5 \pm 2.4 \text{ mM}$) y en el agua intersticial (de 3.1 ± 3.4 a $4.3 \pm 3.1 \mu\text{M}$), la concentración de sulfuros en la columna de agua no presenta cambios significativos (Fig. 6.17g), mientras que disminuye en el agua intersticial (de 0.4 ± 0.3 a $0.06 \pm 0.07 \text{ mM}$; Fig. 6.17h). La concentración del hierro permanece a niveles bajos en el agua (por debajo del LD $0.018 \mu\text{M}$ en ambas fases), aún posterior a su adición en la columna de agua. Se observó que la concentración de fosfatos disminuyó en la columna de agua (de 2.2 ± 1.6 a $1.7 \pm 0.3 \mu\text{M}$) y aumentó ligeramente en el agua intersticial (de 0.9 ± 0.8 a $1.3 \pm 1.0 \mu\text{M}$).

Efecto de adición de sulfatos. Posterior a la adición de sulfatos (2.2 mM ; día 57) en la columna de agua, su concentración disminuyó en la columna de agua (de 3.5 ± 2.4 a $1.4 \pm 0.9 \text{ mM}$; Fig. 6.17i) y en el agua intersticial (de 4.3 ± 3.1 a $1.2 \pm 0.9 \text{ mM}$) mientras que los sulfuros disueltos se incrementaron significativamente hacia el día 57, en 1.01 mM en la columna de agua (de $0.69 \pm 0.75 \text{ mM}$ a $1.70 \pm 0.89 \text{ mM}$) y 0.44 mM en el agua intersticial (de 0.06 ± 0.07 hasta $1.40 \pm 0.79 \text{ mM}$). En esta etapa, el pH disminuye en la columna de agua (de 8.2 ± 0.4 a 7.4 ± 0.7) y en el agua intersticial (de 7.7 ± 0.2 a 7.2 ± 0.6) y se determinan potenciales cercanos a 0 ($-0.37 \pm 0.63 \text{ V}$ en la columna de agua; $-0.21 \pm 0.56 \text{ V}$ en el agua intersticial).

6.5 Diagnóstico del estado actual de la microcuenca Ciénega de Tamasopo

En esta sección se describen las herramientas, consideraciones e indicadores que se consideraron para el diagnóstico de los factores o actividades que causan presión sobre los recursos del humedal y conocer su estado en la microcuenca.

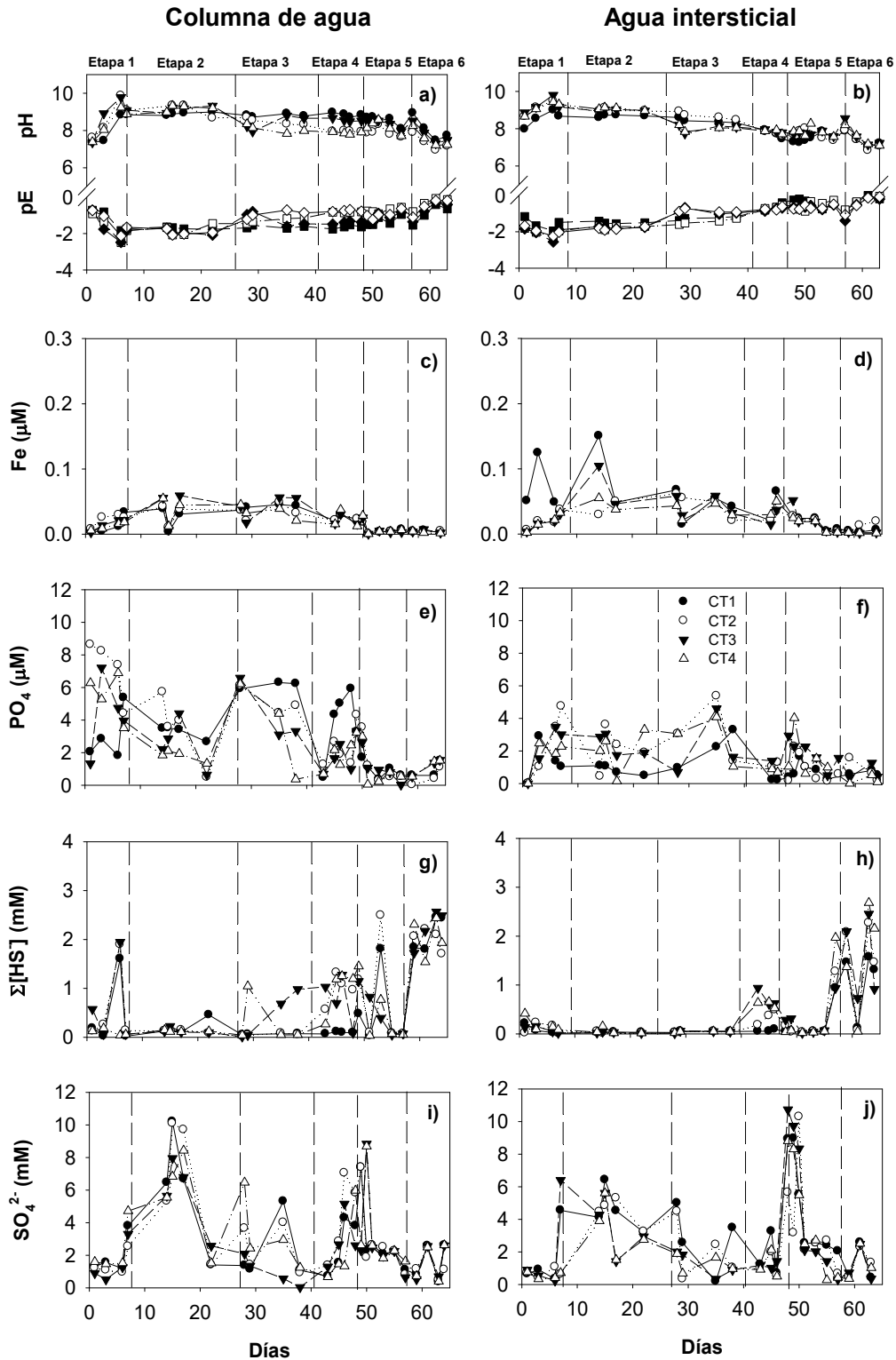


Figura 6.17. Perfiles de pH y potencial redox en (a) columna de agua (b) agua intersticial, concentración de hierro, fosfatos, sulfatos y sulfatos en la columna de agua (c, e, g y i) y agua intersticial (d, f, h y j) en columnas experimentales con sedimentos de humedal “Ciénega de Tamasopo”.

6.5.1 Uso de suelo y vegetación

Con la finalidad de conocer los patrones de cambio del uso del suelo y vegetación, en la cuenca, se hace una comparación entre 4 años diferentes: 1970, 1985, 1990, 2010 (ver Figura 6.18). La figura fue generada con la cartografía de INEGI en las series I, II, III y IV de datos de *Uso de suelo y Vegetación* para las fechas indicadas, cuya escala de resolución de la base de los datos es 1:250000. Se utilizaron herramientas GIS (ArcGis) en su elaboración. Para el análisis de los cambios en el uso de suelo y vegetación, la información se agrupa en tres periodos 1970-1985, 1985-1990 y 1990-2010. En el primero hay un incremento del área de cobertura de bosque de encino (10 veces) y selva subperennifolia (8.9 veces) en 1985 respecto a 1970. También hubo una disminución en la vegetación hidrófila (2.6 veces), la inducida (7.6), el pastizal cultivado (13.7), la selva de galería (2.2) y otros usos (0.4 veces). En el año de 1995 se observó que disminuye la vegetación de palmar, pastizal cultivado, mientras que el bosque de encino y la selva perennifolia continúan extendiéndose respecto a 1985. Se resalta que es a partir de 1985 la agricultura se extiende y reemplaza el aprovechamiento de pastizal cultivado. Este cambio es gradual y congruente en los años siguientes (1990 y 2010).

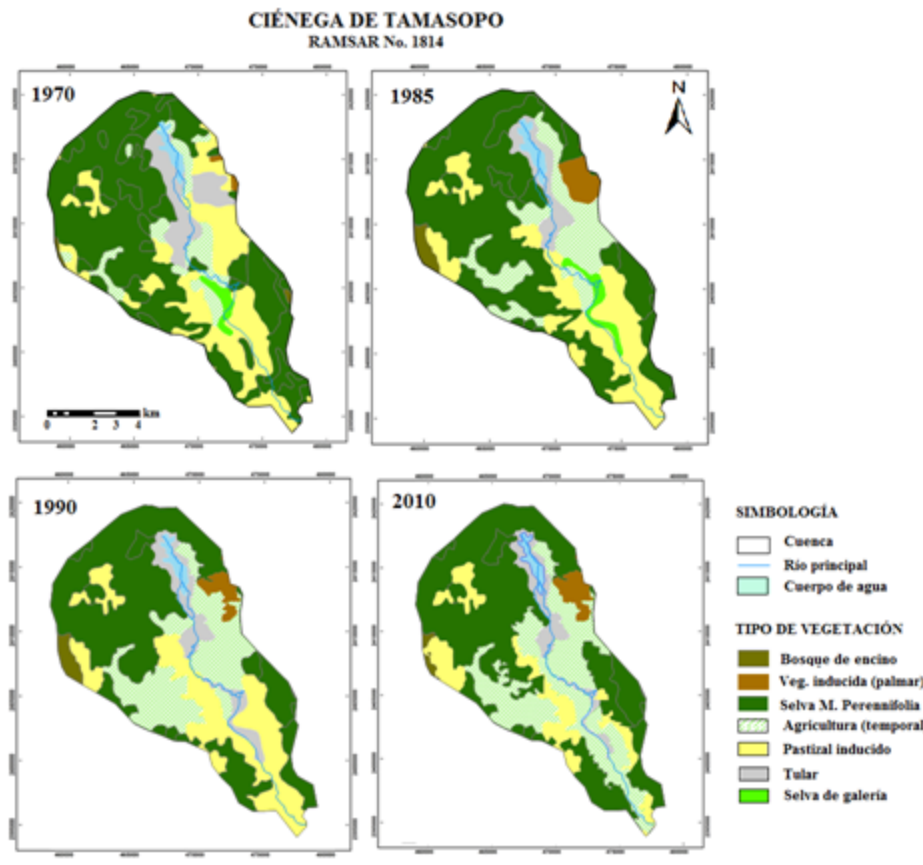


Figura 6.18. Cambio del uso del suelo y vegetación, en la cuenca “Ciénega de Tamasopo”, años 1970, 1985, 1995, 2010.

6.5.2 Diagnóstico e identificación de problemas en escala espacio-temporal

Todo tipo de impactos de origen humano imaginables han ocurrido en los humedales. Entre los principales están: la desecación, la regulación y alteración de los flujos superficiales de agua en el territorio (hidro-períodos, afluyente, efluente), la extracción de agua del subsuelo, la utilización de los recursos naturales por encima de su capacidad de renovación, entre otros, produciendo alteraciones temporales y/o permanentes en los componentes de los humedales. Con base en lo anterior, surge la importancia de identificar las actividades que ejercen mayor presión e impacto en la microcuenca Ciénega de Tamasopo.

Las actividades identificadas que ejercen impacto en el humedal, se listan en la Tabla F1 (Anexo F) y se muestran en la Figura 6.19 en orden prioritario de acuerdo al criterio de causa – efecto de los problemas identificados. Mediante el uso de la metodología PEIR y utilizando los datos de la Tabla F1, se identificaron las actividades (factores) que influyen en la microcuenca del humedal (Figura 6.20). Las actividades que ejercen de mayor a menor impacto son: el cambio de uso de suelo debido a la extensión de tierras de cultivo y potreros, la sobre-extracción de agua, la colmatación gradual de los suelos (ciénega), la infiltración de aguas residuales, la alteración de cauces, la extracción ilegal de especies (flora y fauna), la entrada de sedimentos y sustancias (nutrientes y contaminantes), entre otras.

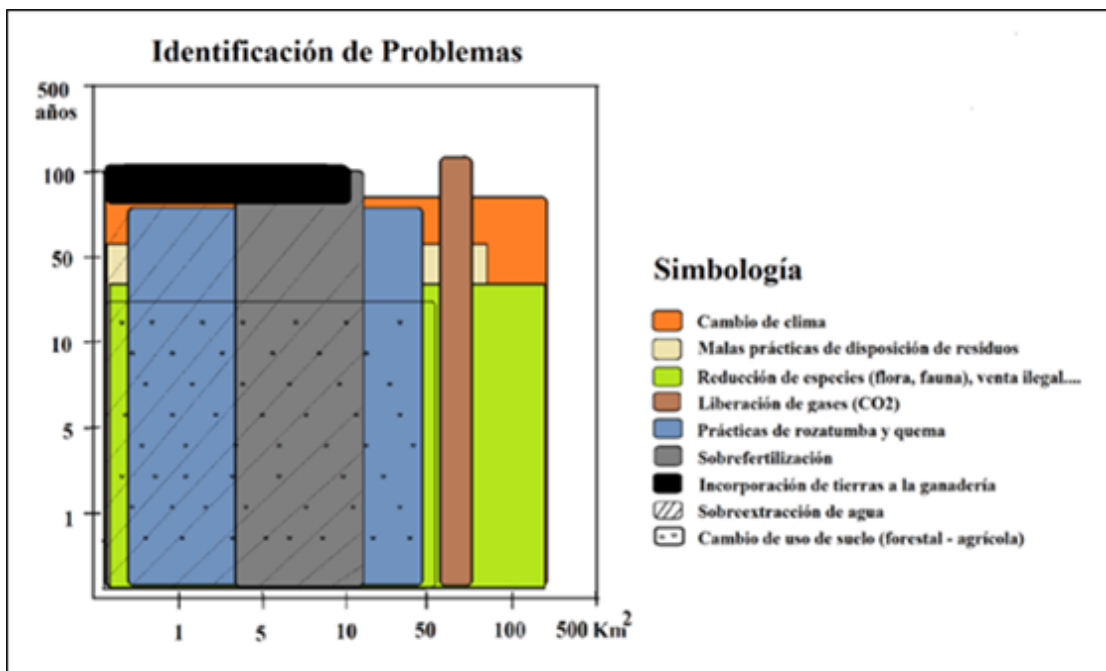


Figura 6.19. Identificación de problemas escala espacio-temporal en la microcuenca “Ciénega de Tamasopo”.

Con base en lo anterior, la degradación de los recursos naturales en la microcuenca se debe principalmente a la presión que ejerce la agricultura. El impacto que ejerce la agricultura (cultivo de la caña de azúcar) a nivel de cuenca se sustenta en: (a) el cambio del uso de suelo de forestal a agrícola (30 km², extensión de Ingenio Alianza Popular; CNIAA, 2012), actividad que se impulsa a partir de los 70's en la zona, (b) la sobre-extracción del recurso hídrico por la alta demanda de agua en cada temporada de crecimiento vegetativo de cada ciclo de siembra (1500 - 1800 mm) y el incremento de los periodos de sequía en la zona (Aguilar R.N., 2011), (c) la infiltración y arrastre de los residuos de la agricultura mediante la entrada de suelo, nutrientes y sedimentos principalmente en el período de lluvias; de este último los nutrientes son aportados por los fertilizantes y abonos utilizados en el cultivo de la caña de azúcar así como de las excretas animales de los potreros. Además de la demanda de agua y descarga de residuos por las poblaciones, la pérdida de diversidad de flora, fauna, la afectación paisajística, en conjunto todos ellos impactan directamente en la calidad del agua del humedal, cuyo sitio es la principal fuente de abastecimiento de agua. En Ciénega de Tamasopo éste es uno de los aspectos clave para su conservación. Por lo anterior, el papel que juega el agua del humedal a nivel del estado trófico y de conservación en la cuenca impactará y repercutirá en la calidad de vida de los pobladores en los diferentes factores: social, económico, salud y ambiental.

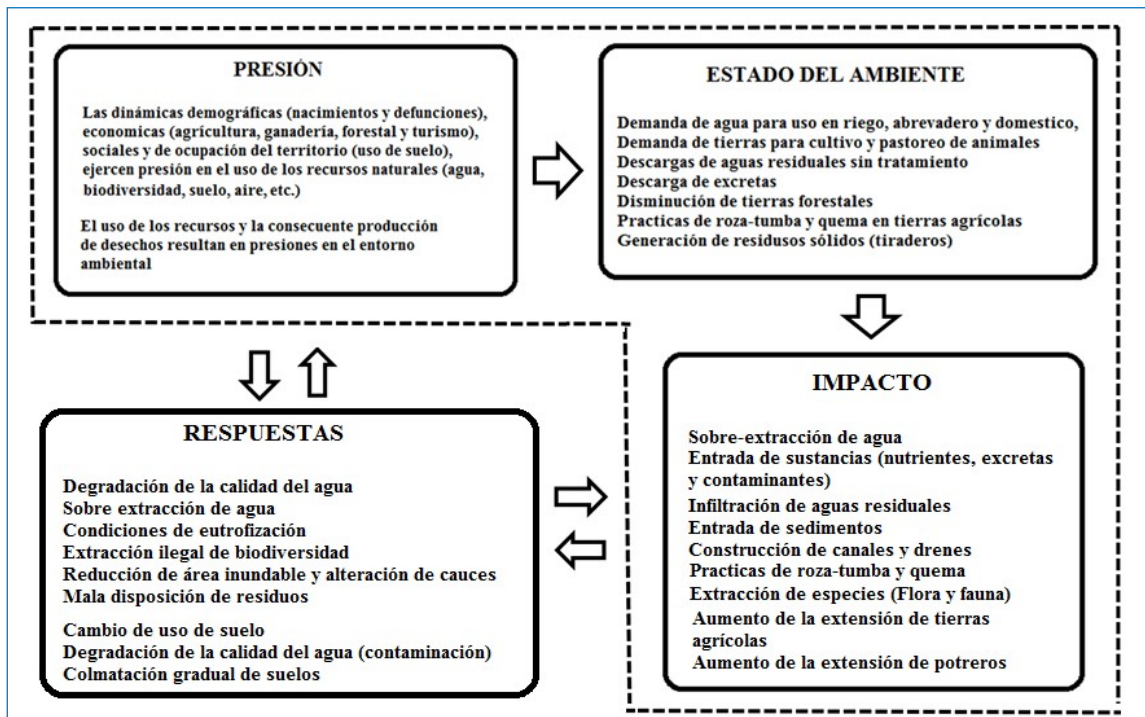


Figura 6.20. Diagrama que muestra la interrelación entre los diferentes componentes de la matriz PEIR en la microcuenca "Ciénega de Tamasopo".

CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN

En este capítulo se hace la interpretación de los resultados que se obtuvieron de la calidad del agua de los manantiales, la columna de agua del humedal “Ciénega de Tamasopo” así como la caracterización del agua intersticial y los sedimentos de fondo del humedal. Se hizo uso de diagramas Piper en la clasificación del agua por su composición de acuerdo al contenido iónico. También, se utilizaron los resultados del análisis estadístico de tipo triádico parcial (PTA por sus siglas en inglés) y clúster (CA) para la optimización de los sitios de muestreo en estudios futuros. Lo anterior, de acuerdo con la calidad del agua determinadas con base en la agrupación y distribución de los sitios de muestreo de acuerdo a la similitud en las características fisicoquímicas de agua y su localización en la microcuenca. Mediante el uso de una matriz PEIR (presión-estado-impacto-respuesta) se construye un panorama global estructurado del estado del medio ambiente en la microcuenca donde se localiza el humedal.

7.1 Análisis de la calidad del agua

En la interpretación de datos de calidad del agua se hizo un análisis estadístico multivariante de tipo triádico parcial y clúster para definir la relación entre la calidad del agua con los posibles impactos que recibe el humedal. Este análisis se realizó en tres niveles: (a) manantiales (M1-M11), (b) el vaso del humedal incluyendo el Arroyo “El Trigo”, efluente del humedal (S1-S6), y, (c) el humedal en su conjunto (todos los sitios: M1-M11 + S1-S6).

7.1.1 Los manantiales

Los valores de pH determinados en los manantiales son propios de sistemas continentales. Einsiedl (2005), reportó valores circumneutros de pH (7.1 ± 0.3) en manantiales de un acuífero kárstico localizado al sur de Alemania, al norte del río Danubio. Los resultados obtenidos en este trabajo están de acuerdo a los reportados en la literatura. El manantial “Agua de las Piedras” (sitio M9, Mayo 2012) es el que registró el pH más bajo (6.25), ver Tabla A1 en el Anexo A. El sitio M9 comparado con la mayoría de los manantiales presenta aumento en el nivel de la tabla de agua, mientras los demás disminuyen (excepto M1). El aumento del nivel de agua probablemente por mayor tiempo de retención, y baja concentración de COD (19.6 mg/L) respecto a los demás manantiales, sugiere buena eficiencia en la transformación de la materia orgánica y en consecuencia disminución de pH. No obstante que el pH es menor, no se observan cambios considerables en la alcalinidad respecto a periodo de muestreo anterior (ver Figura 7.1).

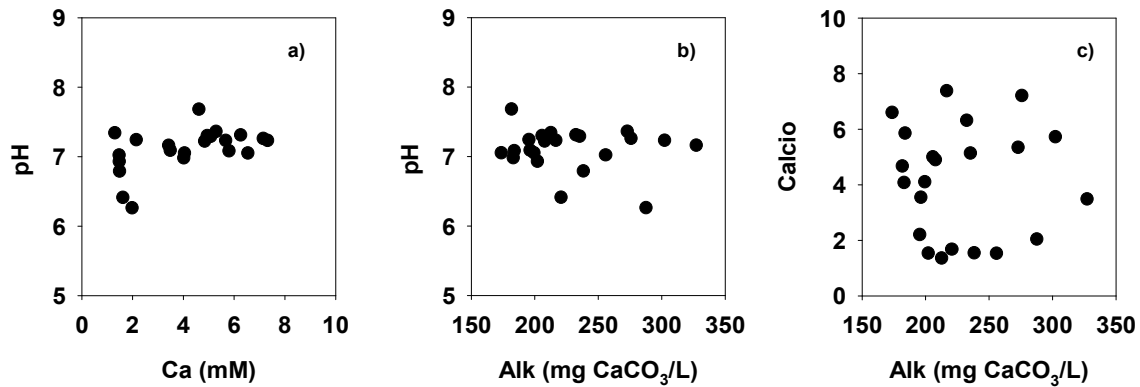


Figura. 7.1. Relación de dependencia de a) la concentración de Ca respecto de pH, b) alcalinidad respecto de pH y c) alcalinidad vs concentración de Ca, en los manantiales del humedal Ciénega de Tamasopo.

El contenido de sulfatos en el agua de los manantiales podría ser debido a reacciones de disolución de minerales de azufre en depósitos geológicos durante el afloramiento y flujo del agua. Lucassen y col. (2004a, b) observaron ciénegas alimentadas con agua subterránea rica en sulfatos (1070 a 1729 μM), calcio (1421 a 3321 μM) y nitratos (12 a 1846 μM). Aguas subterráneas en condiciones naturales (sin aportes de N), tienen bajas concentraciones de nitratos ($< 32 \mu\text{M}$). Los autores indicaron que las altas concentraciones de SO_4^{2-} pueden deberse al incremento de NO_3^- en el agua subterránea vía lixiviación de actividades agrícolas. Microbianamente los nitratos favorecen la oxidación de sulfuros de hierro (FeS_x , de depósitos geológicos) en el subsuelo produciendo la movilización de SO_4^{2-} y disminución de los NO_3^- , este último por ser el aceptor de electrones. Dentro de los resultados en este estudio, se encontraron concentraciones de SO_4^{2-} y Ca altas, y bajas en NO_3^- similares a las reportadas por Lucassen y col. Lo anterior, sugiere que en los manantiales se pueden presentar los mismos procesos de oxidación de sulfuros de hierro mediados por los nitratos en el agua al momento de aflorar, así mismo relacionados al proceso de karstificación como se describe posteriormente.

La composición del agua “sulfatada y/o bicarbonatada cálcica” de acuerdo a la literatura de FAO-UNESCO e INEGI (2003), se relaciona con el proceso de karstificación (disolución del sustrato calcáreo debido de la infiltración del agua de la lluvia) del sistema de topofomas “Sierra Calcárea”. El sustrato tiene una aportación importante en la calidad de las aguas, este les confiere las propiedades características de los elementos presentes en la roca mineral, como producto del desgaste y dilución de las rocas de la cuenca al contacto con el agua, además de la Materia Orgánica característica de los tipos de suelos (Vertisol y Rendzina).

El aporte de la materia orgánica puede relacionarse con la práctica de la zafra (periodo de cosecha, practica la roza-tumba quema), actividad propia del sitio y la descomposición de

la materia vegetal en la cuenca. Esto afecta también la calidad del agua de los manantiales ya que manantiales como Juan Chilote (M10) se localizan rodeados de campos cañeros. Los valores de COD reflejan un enriquecimiento en época de escorrentía debida al arrastre de material orgánico con el flujo de agua, mientras que en secano, un menor contenido de COD puede deberse a una mayor eficiencia en la transformación de materia orgánica por el mayor tiempo de retención y superficie de contacto biológicamente activa. El tipo de materia orgánica y su concentración en un cuerpo de agua como un humedal, están influenciadas por la vegetación, densidad, materia orgánica del suelo y extensión de la degradación biótica y abiótica y pueden afectar la calidad del agua de los manantiales que afloran dentro del vaso del humedal. Una mayor alcalinidad en todos los sitios en noviembre 2010 (primer campaña) puede sugerirse por la mayor disolución de sales en este periodo de muestreo debido a la entrada de agua ácida de la lluvia.

La agrupación y distribución de los manantiales en la microcuenca en el análisis clúster (ver sección 6.1.1, Capítulo 6), se hizo de acuerdo a similitud en las características fisicoquímicas del agua, las propiedades del sustrato y su localización en la microcuenca.

La distribución de los manantiales mediante el análisis clúster (CA), mostró dos agrupaciones principales, en el primero la localización de las estaciones de muestreo están adyacentes en zonas de actividad agrícola. El segundo grupo, incluye manantiales localizados en: a) la zona superior de la microcuenca, al pie de la montaña; b) adyacentes a comunidades en las cuales puede incidir contaminación de tipo urbano y c) en zonas de actividad agrícola. La agrupación y distribución de los manantiales en la microcuenca estuvo de acuerdo a la similitud de las características fisicoquímicas conferidas por el sustrato y las actividades desarrolladas (uso de suelo) adyacentes al sitio de su localización. El análisis triádico parcial (PTA), indico una agrupación similar al análisis CA. La distribución de los manantiales, por características similares de calidad del agua, fue independiente de las fechas de muestreo ($RV = 0.33$); se asoció al uso del suelo y a un nivel de mayor o menor contaminación potencial que puede recibir debido a las actividades adyacentes que se desarrollan en su sitio de localización. Las diferencias se definieron por la distribución de las variables analizadas, confirmando que la calidad del agua varía según la localización de los manantiales en la microcuenca.

7.1.2 Columna de agua del humedal y efluente

Los valores de pH determinados, son propios de sistemas continentales. Las aguas superficiales continentales generalmente presentan valores que varían entre 6 y 9. Dunne y col. (2006) determinaron valores de pH ligeramente ácidos a circumneutros (6.1 a 7.5) en varios humedales de la cuenca Okeechobee, Florida USA. En la columna de agua del humedal, se determinó el pH a dos diferentes profundidades. Los datos obtenidos se muestran en la Tabla A2, A3 y A4 en el Anexo A e indican que estos variaron entre 6.8 -

7.8 en la primer campaña, de 6.9 - 8.2 en la segunda campaña de muestreo, y de 7 - 7.8 en la tercera campaña. Se observa que el pH en el sitio S6 es más alto (8.2; 0.8 m) comparado con los demás sitios analizados en la campaña de muestreo de mayo 2012, en contraste la alcalinidad es más baja (182.2 mg CaCO₃/L) con respecto a los demás sitios. Los valores de la alcalinidad mayores a 150 mg CaCO₃/L indican un sistema natural altamente productivo, con una fuente de reserva de especies de C para la fotosíntesis (Roldan, 1992; Allan, 1996). Murphy y col. (1983) reportó valores similares de alcalinidad, característicos de lagos con aguas duras, donde predomina la precipitación de fosforo adsorbido en calcita. La fluctuación de los valores de pH y valores altos de alcalinidad, indican que el humedal funciona como un buen sistema buffer ante los cambios de pH (ver Figura 7.2).

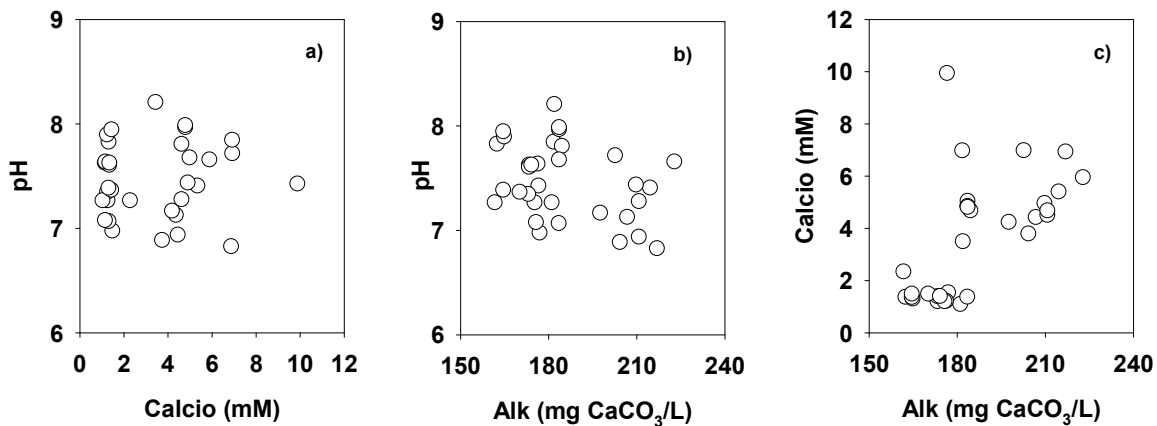


Figura 7.2. Relación de dependencia de a) la concentración de Ca respecto de pH, b) alcalinidad respecto de pH y c) alcalinidad vs concentración de Ca, en el humedal Ciénega de Tamasopo.

Las características fisicoquímicas indican una pobre calidad del agua para la subsistencia de vida acuática (NOM-ECOL-001-1996). Keldeman y col. (2007), reportaron características similares en un humedal en Uganda, el cual recibe aguas residuales municipales posteriores a un tratamiento secundario. En el humedal predominan condiciones anaerobias, con valores de DO alrededor de 0.5 mg/L, tiene una profundidad promedio de 2.3 m y está cubierto por plantas (*Cyperus papyrus* y *Phragmites mauritanus*).

El aporte del material orgánico puede deberse a la descomposición de material vegetal que propiamente ocurre dentro del humedal por la alta cobertura de plantas que presenta; la agricultura podría ser una fuente adicional tanto durante el cultivo de la caña como en el período de zafra por la quema de la paja. Aguilar y col., (2011) indican que en la agricultura de la caña de azúcar durante la zafra se hace el quemado de la paja. En México la zafra contempla un periodo de 144 días, y se realiza en el periodo de noviembre a mayo. En las actividades de desmonte de la vegetación de la zona se practica la roza-tumba quema (RTQ), con el consecuente desequilibrio agroecológico, que causa pérdida de la fertilidad y erosión de los suelos, la pérdida de especies de flora y fauna, y la disminución de la

producción y de la rentabilidad de los cultivos. La presencia de incendios en bosques incrementan las entradas de COD (Williamson y col., 1999).

A pesar de la contribución de agricultura y/o de la descarga de aguas residuales provenientes de las comunidades, en el agua en el humedal no se detectaron fosfatos disueltos aun cuando el P está acumulado en el sedimento. Hay dos razones posibles para tales hallazgos, (a) la precipitación con Fe o Ca y por lo tanto se encuentra acumulado en el sedimento, o bien, (b) una rápida asimilación por las plantas y organismos (Reddy y DeLaune, 2008). En el humedal predominan condiciones anaerobias en los sedimentos, altas concentraciones de calcio y bajas en hierro, estas condiciones, favorecen la formación de compuestos de P unidos al hierro o calcio. Stumm y Leckie (1971); Murphy y col., (1983); Discroll y col. (1993); López y col. (1996), han reportado la regulación de fosfatos disueltos por adsorción o co-precipitación con calcita en sedimentos calcáreos (altas concentraciones de calcio y bajas en hierro y aluminio). Situación que se tiene en el humedal.

Wind y Conrad (1997), indican que altas concentraciones de sulfatos en la columna de agua de humedales de aguas continentales podrían estar relacionadas a la degradación de S_{org} procedente de residuos de plantas. Las concentraciones de sulfatos en humedales continentales han incrementado de menos de 200 a 500 μM (19.2 a 48.03 mg/L), e incluso han alcanzado valores mayores a 3000 μM (288.18 mg/L), como resultado de: la entrada de azufre antropogénico (agrícola e industrial), la movilización de sulfatos de depósitos de piritas recientes o geológicas y vía deposición atmosférica (Lamers y col., 2002; Zak y col., 2006). En el humedal “Ciénega de Tamasopo” las concentraciones fueron del orden de 180 a 554 mg/l en Noviembre 2011, de 75.7 a 609.75 mg/L en Mayo 2012 y de 79 a 652 mg/L en Noviembre 2012; estas concentraciones comparadas con otros humedales son altas. Concentraciones elevadas de sulfatos en el humedal, posiblemente se relacionan tanto con la entrada de sulfatos por escorrentía de zonas agrícolas y el material geológico (suelos vertisol y rendzina) del humedal. De acuerdo al análisis Piper, las aguas son de tipo sulfatadas-magnésicas. La reducción de sulfatos en el sustrato, le confieren estas propiedades al agua del humedal. Los valores de magnesio y sulfato determinados, pueden deberse al desgaste y dilución de las rocas minerales presentes en el sitio. La presencia del olor característico de “huevo podrido” indica la presencia del azufre en diversas formas químicas (e.g., HS, H₂S y mercaptanos). El sustrato tiene una aportación importante en la calidad de las aguas, este les confiere las propiedades características de los elementos presentes en la roca mineral (o suelos: vertisol y rendzina), como producto del desgaste y dilución de las rocas de la cuenca al contacto con el agua (FAO-UNESCO e INEGI,2003).

Concentraciones de sulfatos altas y de nitratos mayores a 0.7 mg/L sugieren aguas con predisposición a la eutrofización, como respuesta a la reducción de los sulfatos y procesos relacionados con la movilidad del fósforo e inmovilización de hierro (acumulación FeS_x) en

los sedimentos (Lucassen y col., 2004a, b). El contenido de nitratos presentes en la columna de agua pueden deberse a entradas de tierras de cultivo adyacentes en la cuenca, cuyos propietarios culturalmente aplican fertilizantes cuya composición contiene el elemento y a su entrada por alimentación del agua subterránea proveniente de los manantiales (1.8 mg/L en la primer campaña y 7.2 mg/L en la segunda campaña). Reddy y DeLaune (2008) indican que las principales fuentes de nitratos en los humedales son puntuales y no puntuales de fuentes adyacentes en la cuenca, entrada de agua subterránea, deposición atmosférica, nitrificación de amonio en zonas aerobias y nitrificación de amonio liberado de capas anaerobias en el suelo por difusión, advección o bioturbación.

La distribución de los sitios en el vaso del humedal mediante el análisis clúster (CA) y triádico parcial (PTA), mostró dos agrupaciones principales, el primer grupo incluye las estaciones de muestreo que se localizan en la zona más alta de la microcuenca en dirección Norte-Sur. Debido a su localización en la parte superior, estos sitios pueden recibir agua proveniente de los manantiales de Cabezas, Oscuranas 1 y Oscuranas 2. Puede también recibir agua de tipo residual de la población de Cabezas (~ 300 hab), que se localiza en la ribera del humedal, así como “mediana” influencia de la actividad agrícola. El segundo grupo, contiene las estaciones de la zona baja en el microcuenca (N-S) y el afluente, son estaciones con columna de agua de poca profundidad (0.3 - 0.7 m). En estos sitios, predomina una alta actividad agrícola de cultivo de caña de azúcar, que puede incidir en el agua, también puede recibir influencia de las poblaciones y de los manantiales Agua de las piedras y Juan Chilote.

En la distribución global, llama la atención que la estación S6 (salida) se comporte de forma distinta a los demás sitios del humedal. Se esperaba que mostrara una tendencia similar a S5 o una tendencia conferida por el conjunto de todos los sitios. Su separación sugiere un comportamiento diferente a los demás sitios, este comportamiento puede deberse a su localización, siendo el fondo rocoso y ubicarse en la población 20 de Noviembre. Es interesante hacer notar que la estación S3, funciona como un parte aguas entre las estaciones S1 y S2 (zona norte del humedal) respecto a S4 y S5 (zona sur), indicando una diferencia de las características de la calidad del agua a partir de esta estación. La separación de los grupos a-d (Figura 6.4A) puede ser asociada a las actividades desarrolladas adyacentes a la estación de muestreo.

7.1.3 El humedal a escala microcuenca “los manantiales, el humedal y el efluente”

La distribución global de todos los sitios de muestreo mediante el análisis de clúster (CA) y el Análisis Triádico Parcial (PTA), muestran dos grupos bien definidos. El primero incluye los manantiales (considerados como los afluentes del humedal), mientras que el segundo incluye el humedal con su efluente principal que es el Arroyo “El Trigo”. En esta división es interesante resaltar que los afluentes tienen características propias de cada sitio

(sustrato); las actividades que se desarrollan tanto *in situ* como en sus alrededores, le confieren al agua una calidad particular. Es decir, las características del medio con el cual el agua está en contacto (roca, suelo, vegetación, etc.) le confieren características propias al agua de cada uno de los sitios que se estudiaron, esto es dependiente también del período del año en que se realizó la colecta de muestras (periodo de lluvias y secano).

La movilidad de los nutrientes muestra una variación temporal, la cual se relaciona con una mayor o menor renovación del agua durante el periodo de lluvias o secano. Es decir, que la movilización depende de la producción biológica (consumo) y la descomposición (producción) de la materia orgánica, la cual fluctúa dependiendo del flujo y el nivel de la tabla de agua. La variación en las concentraciones de los nutrientes y contaminantes disueltos en el agua, son indicadores de cambios en las condiciones biogeoquímicas cuando tienen lugar de forma persistente durante más de un periodo favorable para la producción biológica y el reciclado de la materia orgánica. La movilidad y variabilidad de la concentración de las sustancias (nutrientes o contaminantes), se observa en la forma en cómo se agrupan los sitios de muestreo con base en la similitud de su calidad del agua en: manantiales (M1 - M11) por un lado y en el humedal por el otro (sitios S1 - S6).

Esta subdivisión puede relacionarse con el origen y con la dinámica del flujo del agua en los manantiales y el humedal; por ejemplo, el flujo del agua en los manantiales es dependiente de los eventos de precipitación, duración e intensidad, de la infiltración del agua en el subsuelo, de las características del material geológico por donde fluye el agua. En contraste, en la laguna del humedal, la calidad del agua depende de la precipitación pluvial y de la descarga de los manantiales, así como la entrada de aguas residuales y de la inundación de terrenos en los límites de la laguna. La precipitación pluvial, la infiltración del agua, y la descarga de los manantiales, afectan el nivel de la columna de agua en el humedal el cual puede ser significativamente diferente en el año, si comparamos época de sequía vs época de lluvias y post-lluvias (Δ 0.10 a 0.25 m; ver Tabla A2 - A4, Anexo A). Las fluctuaciones en los flujos y niveles de agua que se producen en el humedal pueden afectar en la movilidad entre la fase sólida y la solución (agua-sedimento, agua-roca, agua-suelo).

A través del análisis estadístico (CA y PTA), se identificó que la calidad del agua varía en sentido temporal en los diferentes componentes del humedal (H_0 , H_1 , H_2 ; ver sección 5.5.1.1 en Metodología). Es decir, que la calidad del agua ésta asociado al periodo de la toma de muestra (posterior a lluvias o secano), las características particulares del sitio, las actividades adyacentes desarrolladas y por ende la contaminación potencial que pueden estar recibiendo, confirmando características específicas al agua en cada estación de muestreo. Mediante el análisis PTA la distribución de las variables en el compromiso soportan, que la calidad del agua de los sitios muestreados es dependiente de la época de muestreo (post-lluvias o sequía), y de su localización.

Con base en la distribución de las estaciones de muestreo resultantes en los análisis clúster (ver sección 6.1.1 y 6.1.2; Figuras. 6.2A y 6.4A en Resultados), se pueden elegir algunos sitios para optimizar las estaciones dentro del humedal o de los afluentes (manantiales) para toma de muestras en campañas posteriores, sin que se requiera analizar todos los sitios que se consideraron en este estudio, ver Tabla 7.1. Lo anterior con base a sus tendencias de similitud en calidad del agua con respecto del período de muestreo.

Tabla 7.1. Distribución de sitios de muestreo con base en el análisis clúster en: este estudio y sitios propuestos para estudios posteriores dentro del humedal y en los manantiales.

Sitios de muestreo en este estudio		Sitios de muestreo sugeridos en estudios posteriores	
Manantiales	Humedal	Manantiales	Humedal
M4, M5	S1, S2	M4	S1
M6, M8	S3	M8	S3
M10	S4, S5	M10	S5
M1, M11	S6	M1	S6
M9		M9	
M7		M7	
M2, M3		M2	

7.2 Caracterización de sedimentos de fondo del humedal

En esta sección se presenta la interpretación de los perfiles de concentración en función de la profundidad de los elementos determinados en los sedimentos de fondo del humedal (C, N, P, Fe, S, Ca, Mg y Mn). Así mismo, se reportan también las proporciones entre los isotopos estables de C, N y S así como las relaciones C:N, N:P y C:S.

7.2.1. Perfiles de concentración de macronutrientes en los sedimento de fondo

Los perfiles de concentración de los **nutrientes (C, N, P) y relaciones de isotopos estables ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{34}\text{S}$)** en función de la profundidad en el sedimento, se utilizaron para identificar el origen de la materia orgánica y las perturbaciones sobre el estado trófico (ver sección 6.2).

Como se indicó en la sección 6.2.1, existe un enriquecimiento superficial en **carbono** en las estaciones S1 a S3 el cual puede originarse en un aporte externo reciente de materia orgánica (MO) y la acumulación de materia vegetal en diferentes etapas de descomposición. En los sistemas acuáticos, un incremento en el suministro de nutrientes favorece la productividad primaria y consiguientemente, las concentraciones de C_{org} pueden aumentar en los sedimentos superficiales por depósito de la materia orgánica proveniente de la columna de agua (Kumar y col., 2008). Cuando la productividad se incrementa, habrá entonces un depósito cuasi constante de MO en el sedimento, sin considerar el aporte de las

fuentes externas. Por otra parte, concentraciones de C_{org} mayores a 20% en el sedimento del humedal, indican un sistema de alta productividad con nutrientes y MO disponibles. Zak y col. (2006) reportan contenidos entre 5 – 13 % de materia orgánica en sedimentos de sistemas ribereños y los consideran como pobres en materia orgánica. En los sitios S4 y S5, la variación del contenido de C_{org} con la profundidad en el sedimento indica un enriquecimiento en los sedimentos más viejos (> 10 cm) que solo sería posible por un depósito pasado de partículas de alto contenido orgánico, o una limitada degradación de la materia orgánica. Autores como Inglett y col., (2007) explican que un comportamiento de este tipo es posible por la diferente estabilización de la MO en los sedimentos profundos, en donde la actividad microbiana es más activa y consume preferentemente el N de la materia orgánica. Lo que se observa en los sitios S4 y S5 es congruente con el incremento de la relación C/N a las profundidades donde se tiene un mayor contenido de C_{org} en el sedimento (ver Figura 7.1). Este tipo de enriquecimientos en MO en profundidad han sido reportados en sedimentos en lagos subtropicales en Florida, USA con profundidades de 2 - 4 m de profundidad (Torres y col., 2012) y en sedimentos ribereños en una cuenca continental tropical en Brasil (Cunha y col., 2006).

La forma en como varía el contenido de **nitrógeno** en los sedimentos es similar al de C_{org} principalmente en los sitios S1, S2 y S5 sugiriendo que el origen de estos elementos es similar y se depositan juntos. Las concentraciones de nitrógeno determinadas en el sedimento (de 3.43 a 4.1 % en S1; de 3.09 a 3.81 % en S2; de 2.9 5% a 4.12 en S3; de 0.66 a 3.55 % en S4; y de 1.20 a 3.51 % en S5; ver Tabla B1 - B5, Anexo B) son bajas comparadas con las reportadas en la literatura (0.02 a 65 mg N/g; Johnston, 1991). En condiciones de campo, el proceso de la nitrificación (producción y enriquecimiento de NO_3^-), puede ser estimulada por la presencia de alto contenido de amonio (e.g., fertilizantes; toma el O_2 del agua, Kendall y McDonnell, 1998) en los sedimentos superficiales. No obstante, las condiciones anaerobias en el sedimento pueden prevenir la nitrificación (de-nitrificación, disminución de NO_3^-) y entonces no permitir un enriquecimiento suficiente de N. Es decir, la mineralización del N acoplado a la nitrificación (producción y enriquecimiento de NO_3^-) y de-nitrificación (disminución de NO_3^-), resulta en un enriquecimiento de N total en la superficie de los sedimentos y/o en el agua intersticial (Inglett y col., 2007). Los sedimentos en el humedal son principalmente reducidos; la concentración de sulfuros disueltos ($\Sigma[HS^-]$) en el agua intersticial de esos sitios varía entre 1.2 y 300 μM (Figura 6.11a-o); esta condición puede prevenir la nitrificación en las estaciones S1 a S3 y prevenir el enriquecimiento de N en el sedimento. En las estaciones poco profundas (S4 y S5), los sedimentos llegan a estar en contacto con el oxígeno (DO: 0 – 1 mg/L; NO_3^- : 1 – 2 mg/L, pE: - 31 a - 36 mV), condición que favorece la nitrificación y por consiguiente el incremento de $\delta^{15}N$.

El enriquecimiento de **fósforo (P)** en los sedimentos recientes (0 - 5cm) de los sitios S1 y S4 puede provenir del reciclamiento de nutrientes en el humedal durante la descomposición

de los residuos vegetales, la presencia de macrófitos bien desarrollados, los cuales a través de la rizósfera puede movilizar gran cantidad de fósforo de los sedimentos profundos hacia los sedimentos superficiales y el agua y/o posibles aportes de fuentes externas (aguas residuales, abonos y fertilizantes en la agricultura de la caña de azúcar). Reddy y DeLaune (2008) indican que la acumulación reciente de P en los sedimentos, se debe a los procesos de descomposición y re-movilización del fósforo de los sedimentos sub-superficiales hacia los superficiales mediante: la captación de P por las plantas y la deposición o sedimentación de material como detritus. En los sedimentos profundos (normalmente, más viejos) Azzoni y col. (2005) observaron que la variación de la concentración de P puede relacionarse con bajas velocidades de descomposición debido a una disminuida actividad microbiana, que justificaría su acumulación en el sedimento.

López y col. (1986) encontraron bajos contenidos de P en el sedimento en lagunas con aguas eutrofizadas, de naturaleza calcárea y con presencia de macrófitas bien desarrolladas. El proceso que predomina es la adsorción de fósforo con calcio en el sedimento debido a la naturaleza calcárea de los sedimentos en el humedal y la presencia de macrófitos bien desarrollados, en cuya zona de la rizósfera se favorece la movilización del fósforo. Reddy y Delaune (2008), reportaron concentraciones de fósforo total que varían de 30 a 500 mg P/g (0.97 a 16.1 mM P/g) en humedales no impactos por cargas de fósforo de actividades antropogénicas. Las bajas concentraciones de fósforo en los sitios S1 ($13.92 \pm 5.52 \mu\text{M/g}$); S2 ($5.25 \pm 4.11 \mu\text{M/g}$); S3 ($20.76 \pm 6.36 \mu\text{M/g}$); S4 ($4.30 \pm 3.80 \mu\text{M/g}$) y S5 ($6.13 \pm 2.97 \mu\text{M/g}$), determinadas en el humedal, pueden deberse a los procesos descrito por López y col (1986). En el humedal hay una abundante vegetación de macrófitos, además de un alto contenido de calcio en los sedimentos.

La poca variabilidad con la profundidad en los sedimentos, de la relación de **carbón isotópico** ($\delta^{13}\text{C}$) sugiere que el origen de la materia orgánica no ha cambiado en el tiempo. Brenner y col (1999) en estudios con lagos poco profundos, indicaron que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la materia orgánica sedimentaria incrementan al aumentar es estado trófico. De este modo la huella de $\delta^{13}\text{C}$ puede proveer evidencia para inferir el estado trófico pasado de los lagos. No obstante, con base en la literatura de estudios en lagos, se ha indicado que los cambios en la productividad y la concentración de los nutrientes no siempre producen cambios lineales (directos) en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la materia orgánica a lo largo de la trayectoria trófica (Brenner y col. 1999; Kumar y col. 2008). Es decir que, hay una serie de factores que pueden producir cambios en la materia orgánica y por consiguiente en el estado trófico. La productividad primaria es uno de los factores que influye en la variabilidad de la huella de $\delta^{13}\text{C}$ en la materia orgánica sedimentada.

Los valores medios de $\delta^{13}\text{C}$ en todos los sitios de muestreo son similares a los atribuidos tanto al fitoplancton de aguas continentales ($\delta^{13}\text{C}$: - 20 a - 30 ‰; Ortiz y col. 2004, Cunha y col., 2006), como a la materia orgánica producida por macrófitos ($\delta^{13}\text{C}$: - 12 a - 30 ‰;

Boutton, 1991). Ambos, algas y macrófitos usan CO₂ isotópico idéntico, proveniente de la atmósfera o disuelto en el agua; por consiguiente, los valores de la materia orgánica producida por macrófitos y algas lacustres son generalmente indistintos (Kumar y col., 2008). Algunas macrófitos sumergidos o flotantes que son comunes en humedales continentales, incluidos la *Typha sp.*, y el *Cladium*, tienen valores de δ¹³C de - 24.3 a - 28 ‰ (Inglett y Reddy, 2006), la *Nymphaea nouchali*, de - 14.9 a - 24.7 ‰ (Ficken y col., 2000). Las descargas de aguas municipales tienen firmas isotópicas de δ¹³C de - 23 ± 2.5 ‰ (Inglett y Reddy, 2006). Con base en lo anterior, los valores promedio de C isotópico encontrados, indican que las fuentes de aportes de C en la materia orgánica son derivadas de la abundante presencia de macrófitos y de las descargas de aguas municipales. El aporte de esta última es por infiltración en el subsuelo debido a la falta de sistema de drenaje en las comunidades.

La forma de los perfiles de la relación de nitrógeno isotópico (δ¹⁵N) en función de la profundidad en los sedimentos sugiere que el origen de la MO no ha cambiado apreciablemente con el tiempo en los sitios S1 a S3 y que MO proviene de al menos dos fuentes diferentes en las estaciones S4 y S5. La variación de δ¹⁵N en la materia orgánica puede indicar periodos de limitación de N en el sedimento, mientras que periodos de limitación de N en la columna de agua pueden favorecer el enriquecimiento de MO de origen alóctono (Torres y col., 2012). También, Inglett y col., (2007) indican que la falta de variación de δ¹⁵N con la profundidad sugiere una limitada actividad microbiana, debido a la limitación de P en los sedimentos. En este trabajo, en los sitios S1 a S3, la concentración de fosfatos en el agua intersticial es menor al límite de detección de la técnica analítica que se utilizó para su determinación (LD 0.08 mg/L) mientras que las concentraciones de P en los sedimentos son 13.92 ± 5.52 μM/g en S1; de 4.21 ± 1.71 μM/g en S2; de 620.90 ± 6.36 μM/g en S3; de 13.72 ± 3.8 μM/g en S4; y de 6.57 ± 2.97 μM/g en S5. La limitada disponibilidad de P en el humedal podría explicar la poca variabilidad de δ¹⁵N en los sedimentos como lo indica la literatura, sin embargo, no se puede descartar que el origen de la materia orgánica sea el mismo en los sedimentos estudiados.

La composición de N isotópico en el detritus sedimentado varía dependiendo de la utilización del nitrógeno: bajos contenidos de δ¹⁵N indican relativamente baja utilización, mientras que altos contenidos de δ¹⁵N indican alta utilización (Hoefs, 2004). Como se describió antes, en el sedimento donde predominan preferentemente condiciones de anoxia como es el caso de los sitios S1 a S3 (con una profundidad de la columna de agua que varía entre 1.0 y 1.2 m) se previene el proceso de la nitrificación y por consiguiente el enriquecimiento de ¹⁵N; mientras que en ambientes preferentemente óxicos en contacto con sedimento reducidos como sería el caso del sitio S4 y S5 (0.3 m y 0.7 m de profundidad respectivamente), se favorece la nitrificación en la superficie del sedimento, produciendo un incremento en δ¹⁵N (Inglett y col., 2007).

En la literatura se reportan valores de firmas isotópicas de nitrógeno de: fertilizantes (- 4 a + 4 ‰, Kendall, 1998; Elliot y Brush, 2006), de agua residuales de humanos y animales (5 ‰, Kendall, 1998), de plantas terrestres (C3: 5 a 18 ‰ y C4: 3.0 a 6.1 ‰, Cunha y col., 2006), de fitoplancton de ríos (5 ‰, Cunha et al., 2006) y de sedimentos acuáticos (4.0 a 7.5 ‰, Cunha y col., 2006). Con base en las firmas isotópicas reportadas en la literatura, los valores encontrados en el sitio S4 sugieren la contribución de N proveniente de fertilizantes utilizados en la agricultura de la caña de azúcar y aguas residuales de animales, cuya influencia puede verse aún reflejada en el sitio S5. Lo anterior, debido a que en las zonas adyacentes a la localización de S4 y S5, existen extensas zonas agrícolas de cultivo de caña de azúcar, además del pastoreo de animales, actuando como fuentes de aporte de N en estos sitios.

El azufre isotópico se utiliza para identificar y cuantificar las fuentes de sulfato en los sedimentos y el disuelto en el agua, así como para trazar los procesos de transformación de las diferentes especies de azufre. Las probables fuentes de contribución de sulfatos en el humedal son la deposición atmosférica, la alimentación de agua subterránea, la disolución de suelo, los procesos biológicos (descomposición y mineralización de la materia orgánica, oxidación y disolución de minerales de sulfuros), y contribuciones antropogénicas (por ej. la quema de combustibles fósiles, la lluvia acida, descargas residuales). Los valores de $\delta^{34}\text{S}$ de origen antropogénica varía de 0 a 10 ‰ (Hoefs, 1997). Fitoplancton marino tiene valores de 19 ‰, materia orgánica de fondo marino varía entre - 30 ‰ y 5 ‰, el valor medio de material rivereño y terrestre - 5.5 ‰ (Carvalho 2008). Las plantas terrestres tienen valores de $\delta^{34}\text{S}$ que varían de - 3 a 7 ‰, las acuáticas (Everglades) + 5 a + 33 ‰, los suelos - 5 a + 22 ‰ y plantas en ciénegas de - 10 a + 5 ‰ (Rosenbauer y col., 2009).

Los valores (4.47 ± 0.31 ‰ en S1; 4.97 ± 0.59 ‰ en S2; 4.80 ± 0.26 ‰ en S3) de **azufre isotópico ($\delta^{34}\text{S}$)** no son significativamente diferentes entre sí lo que podría apuntar hacia un mismo origen en los tres sitios que se estudiaron (S1 a S3). Los posibles orígenes de S en la cuenca sugieren la contribución de: la deposición atmosférica, el material vegetal en el humedal y la alteración del mineral por disolución. En este trabajo, los valores isotópicos más altos se observaron en los sedimentos más profundos. Un comportamiento similar se explicó en base a que los valores de $\delta^{34}\text{S}$ más altos en las capas más profundas indican liberación preferencial de ^{32}S durante la mineralización y el envejecimiento del material orgánico. Así mismo, valores altos, indican que el proceso que controla la concentración de azufre es debido a la sulfato reducción disimilatoria (Alewell y Gehre, 1999); este proceso es congruente con lo observado en este trabajo en el que se determinó la concentración de sulfuros disueltos en el agua intersticial, en todos los sitios de muestreo. De acuerdo con Schulz y Dickschat (2007), en las aguas continentales, la producción de sulfuros procede de la reducción de los sulfatos catalizada por reductasas de sulfitos. En la reducción de los sulfatos a sulfuros de hidrógeno (H_2S), el cual actúa como un donador terminal de

electrones, el sulfato es activado a adenosin-fosfosulfato (APS) el cual es entonces reducido a sulfito y finalmente es reducido a sulfuro de hidrógeno.

Las **relaciones atómicas de C/N y $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$** se utilizan como un indicador de cambios históricos o extraordinarios en el suministro de la materia orgánica o productividad primaria como una fuente, para detectar cambios en los procesos deposicionales y en los procesos diagenéticos en el ambiente sedimentario (Soto-Jiménez y col., 2002; Routh y col., 2004). Brenner (2006), indicó que fluctuaciones verticales (estratigráficas) de C/N en los núcleos de sedimentos se interpretan como cambios temporales en la contribución de materia orgánica en el sedimento. Los valores de la relación C/N (Figura 7.3 a-e) varían de 13.3 - 16.9 en S1; de 13.73 - 15.78 en S2; de 9.71 - 21.99 en S3; de 11.97 - 26.9 en S4 y de 11.82 - 15.96 en S5. Las proporciones $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$ varían como sigue: - 16.1 a - 8.1 en S1; - 10.8 a - 8.7 en S2; -15.2 a - 8.1 en S3; - 48 a - 9.1 en S4 y - 28.6 a - 8.5 en S5. De acuerdo con lo que se observa en los perfiles de C/N, los valores que son ligeramente más altos se presentan en el sedimento reciente (0 - 5 cm) sobre todo en los sitios S4 y S5. El incremento de la relación atómica C/N en los sedimentos superficiales, muestra una reducción de la materia orgánica disponible, debido a la mineralización del nitrógeno, donde la actividad microbiana es más activa y consume preferentemente el N de la materia orgánica (Inglett y col., 2007). También, el cambio en la variación de la proporción C/N, de mayor en sedimentos profundos a menor en los sedimentos superficiales, se puede relacionar con un cambio de baja a alta productividad de la materia orgánica (Routh y col., 2004).

La variabilidad en la proporción C/N y $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$ en los sedimentos superficiales (0 - 10 cm) respecto a los sub-superficiales (10 - 20 cm), en los sitios de muestreo S3-S5 indican que pudo haber un cambio en el aporte de MO y por lo tanto esta se originaría de al menos dos fuentes diferentes. Podemos pensar en la materia orgánica que en el humedal proviene de las plantas propias del humedal (*Cladium*, *Typha*, *Nenúfar*, *Elodia*), o de fuentes externas provenientes de lixiviados de campos de cultivo, aguas residuales domésticas y excretas de animales que abrevan en la rivera del humedal. Rojas y Silva (2003) observaron que la transformación de compuestos nitrogenados promueve el aumento de la relación C/N en profundidad y que se relaciona con las características redox del sedimento. Torres y col. (2012) indican que un incremento en la relación C/N, se asocia a cambios en las concentraciones de N, debido a la mineralización o la contribución de materia orgánica de origen alóctono. En la literatura se han reportado valores de C/N en el orden de 16.6 y mayores para plantas terrestres, de 5.2 a 14.6 para fitoplancton de ríos y de 12.4 a 26 en sedimentos acuáticos (Cunha y col., 2006). Los valores promedio de la relación C/N (15.1, 14.8, 15.9, 19.5 y 13.9) en S1 a S5, muestran la mezcla de diferentes contribuciones de materia orgánica depositada y acumulada en el humedal. Valores de C/N > 10 indican la entrada de MO de origen alóctono (Cunha y col., 2006). La estacionalidad de muestreo del año (post-lluvias y secano) influye en el aporte de la materia orgánica vía la productividad.

En época de lluvias, el arrastre de sedimentos al interior del humedal provenientes principalmente de tierras de cultivo (observaciones de campo) contribuye en la acumulación y aumento de la materia orgánica. De este modo, una menor productividad en el humedal puede relacionarse con mayor profundidad de la columna de agua y menores temperaturas comparadas con la época de secano, la cual favorece una mayor productividad.

Routh y col. (2004) mediante las relaciones de C/N *versus* $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ mostraron que durante los periodos de mayor productividad la relación C/N se mantiene constante, mientras que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ varían. Por el contrario, los periodos de baja productividad se caracterizan por composiciones relativamente constante de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, y valores variables de C:N; indicando que los cambios en los valores isotópicos responden a cambios internos en la productividad. Con base en lo observado por Routh y col (2004), en este estudio se observa un comportamiento de alta productividad en los sitios S1, S2 y S5, y de baja productividad en el sitio S3. Respecto al sitio S4, la dispersión de los datos tanto de las firmas isotópicas ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) y de la relación C/N, muestra la contribución de la materia orgánica en periodos de baja a alta productividad (ver Figura 7.3 f-j). Otros autores, también indicaron que la relación C/N *versus* $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en los sedimentos ayuda a distinguir entre el origen de la materia orgánica de acuática y terrestre (Leng y col., 2005; Cunha y col., 2006). De acuerdo a las relaciones $\delta^{13}\text{C}$ vs C/N and $\delta^{15}\text{N}$ vs C/N las contribuciones de C y de N en los sitios S1 y S2 muestran el mismo origen y que es el reciclamiento interno de nutrientes por macrófitos acuáticos de abundante desarrollo (*Cladium* y *Typha*). Estos sitios son los más protegidos del humedal y existe una vegetación abundante. Brenner y col. (2006) reportaron valores de $\delta^{13}\text{C}$ (- 22.7 a - 27.1 ‰) y de C/N (15.5 a 28.6), indicando que los valores de la relación $\delta^{13}\text{C}$:C/N son provenientes de macrófitos emergentes. A partir del sitio S3 hasta el S5 hay mayor variabilidad en la distribución de los datos, esta dispersión muestra la contribución de materia orgánica probablemente de fuentes de origen externo como agua y lixiviados de la agricultura, suelos de erosión y aguas residuales; debido a que el sitio está cercano a áreas que se han deforestado y se cultiva caña de azúcar y cría de ganado en al menos los últimos 10 años. Desafortunadamente no se tiene estudios de datación en el humedal para trazar las perturbaciones en el tiempo.

Existe poca variabilidad de $\delta^{13}\text{C}$ con la profundidad en las estaciones de S1-S3, contrastando con los sitios S4 y S5 (Figura 6.7). Valores más bajos se encontraron en los sedimentos de S1-S3 (~ -28 ‰) y en la parte superior del núcleo S4 (~ -30 ‰), y los valores más altos se encontraron en el sitio S4 (~ -26; 5-7 cm) y S5 (-23.3 ‰; 16 cm), lo que sugiere diferencias en los aportes de materia orgánica a los sedimentos entre S1-S3 vs S4-S5. Con base en lo anterior y debido a la falta de $\delta^{13}\text{C}$ medido en las posibles fuentes de contribución de materia orgánica hacia los sedimentos, en este estudio se utilizan valores de la literatura de $\delta^{13}\text{C}$ para plantas acuáticas C3 (-32 a - 24 ‰) y terrestres C4 (-17.0 a -9.0

‰) presentes en el humedal (Maksymowska, 2000; Meyer, 2003); las aguas residuales (-23 ± 2.5 ‰; Inglett and K.R. Reddy, 2006), el fitoplancton (-25 a -35 ‰; Ortiz y col., 2004), y de caña de azúcar (C4; $\delta^{13}\text{C}$: $-10,5$ ‰, $\delta^{15}\text{N}$ $4,4$ ‰); para distinguir entre las principales fuentes potenciales de contribución de la materia orgánica depositada (Figura 7.4).

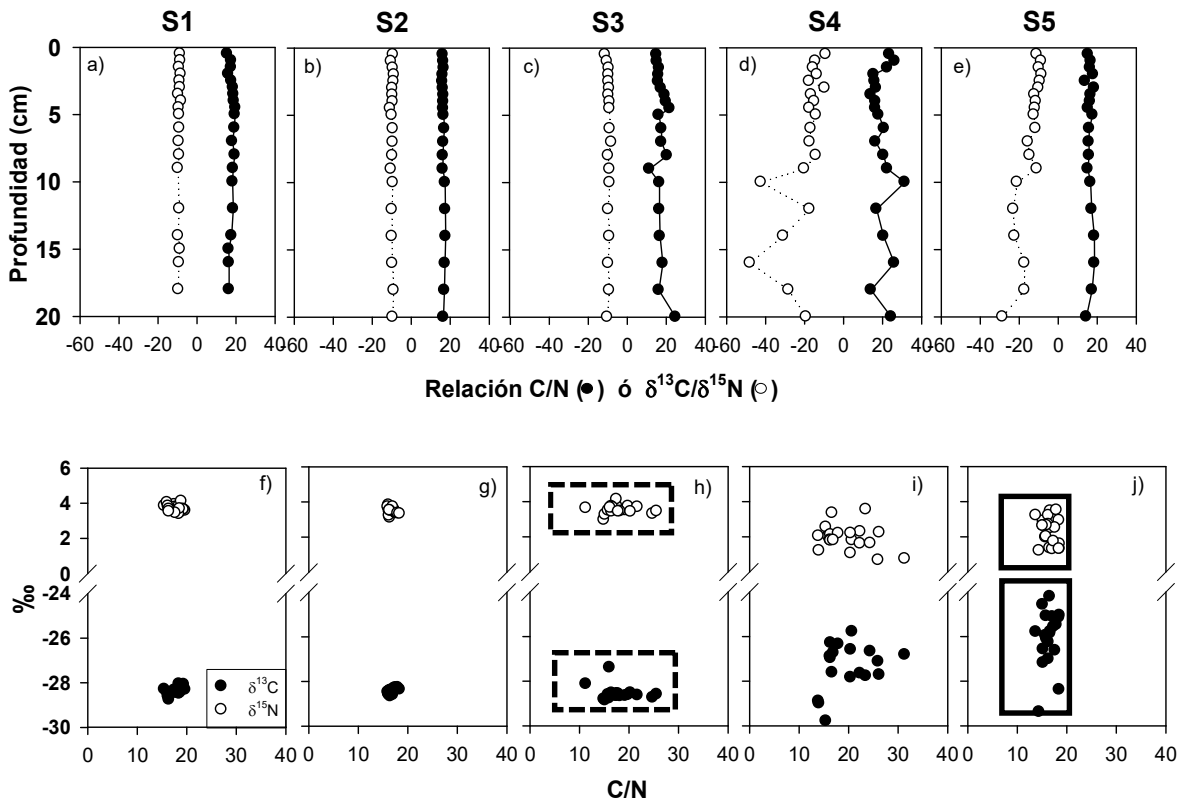


Figura. 7.3. Relaciones C/N y $\delta^{13}\text{C}/\delta^{15}\text{N}$ con la profundidad, y relaciones $\delta^{13}\text{C}:\text{C}/\text{N}$ y $\delta^{15}\text{N}:\text{C}/\text{N}$ en los sedimentos colectados en los sitios S1 a S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo” SLP en Septiembre 2012. En la figura, el cuadro con línea continua indica alta productividad, mientras que con línea punteada, indica baja productividad.

De esta comparación, los valores encontrados en los sedimentos corresponden a los macrófitos acuáticos (plantas C3; *Typha domingensis*, *Cladium sp.* y *Nymphaea sp.*, con valores de $\delta^{13}\text{C}$: -24 , -28 , y -25.2 ‰ (raíz), respectivamente; Teranes y Bernasconi, 2001; Brenner y col., 2006). Las plantas de caña de azúcar no explican la fuente de materia orgánica, lo que sugiere que la agricultura de la caña de azúcar puede contribuir a través de abonos en el humedal ($\delta^{15}\text{N}$ de fertilizantes sintéticos 2.57 ‰; Kendall, 1998). Estos resultados obtenidos, son similares a los encontrados en sedimentos de humedales de Florida (Chang y col., 2009).

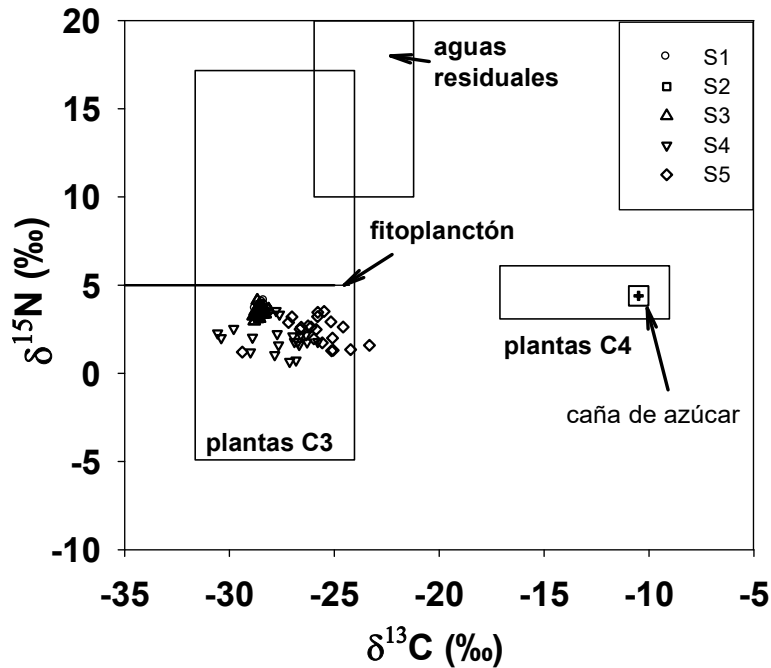


Figura. 7.4. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en muestras de los sitios S1 – S5 en el humedal “Ciénega de Tamasopo”, plantas C3 y C4, fitoplancton, aguas residuales y caña de azúcar. Rango de valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ son mostrados en las áreas cuadradas a partir de la literatura.

Datos de C, N, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en dos profundidades de 0 – 5 cm vs 6 – 20 cm se compararon para identificar diferencias entre los sitios y con respecto a la profundidad del sedimento en cada estación. El análisis estadístico (Test Turkey) indicó diferencias significativas de C, N, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ entre los sitios S1 a S3 vs S4 a S5 ($p < 0.001$). También hubo una diferencia significativa entre los sedimentos a 0 – 5 cm y a 6 – 20 cm para el $\delta^{13}\text{C}$ ($p < 0.05$) y el $\delta^{15}\text{N}$ ($p < 0.001$) en los sitios S4 y S5. Estos resultados soportan la hipótesis sobre el enriquecimiento de la materia orgánica en los sedimentos recientes (S1 a S5) y una probable contribución de materia orgánica alóctona o diferencias en su mineralización, principalmente asociado al N en S4 y S5. Es decir, que los cambios en la forma de los perfiles de C, N, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las dos profundidades (0 – 5 cm y 6 – 20 cm) en los sitios S4 y S5 muestran un cambio en el aporte de la materia orgánica, ya sea vía la productividad como se indicó anteriormente por la relación $\delta^{13}\text{C}:\text{C}/\text{N}$ y $\delta^{15}\text{N}:\text{C}/\text{N}$ y/o por el aporte de fuentes externas. El área adyacente al humedal cercana a los sitios S4 y S5 es la zona más perturbada por la agricultura y descarga de aguas residuales de casas (Ver Figura 5.1). En 1995, los habitantes iniciaron la excavación de un canal (~ 12 km de longitud y al menos 1 m de profundidad, entre las estaciones S3 y S4), para secar la parte menos profunda del humedal e incorporarlo al cultivo de la caña de azúcar. Afortunadamente esta construcción fue detenida, pero el humedal fue perturbado porque los sedimentos fueron drenados y depositados en los alrededores (SEMARNAT, 2009). En 2010 se construyó un canal en la corriente principal del arroyo para conducir agua para la agricultura. El canal se hizo del

lado izquierdo a ~ 600 m al sur de la estación S4. Las perturbaciones pueden explicar la variación de los datos observados en la estación S4 y S5, las cuales son también afectadas por la zona con extensa agricultura.

La variación de datos de $\delta^{15}\text{N}$ en los perfiles de concentración en los sedimentos puede utilizarse en algunos casos como un trazador cualitativo en los procesos de eutrofización (cambio del estado trófico), mediante los cambios en la productividad de los humedales (Brenner y col., 1999; Inglet y col., 2007). Cambios en el estado trófico pueden ser observados en la forma de los perfiles de $\delta^{15}\text{N}$ mediante la variación de la concentración de P o N. En muchos humedales, el P no es un factor limitante, aunque hay algunas excepciones (Everglades, Florida). En comparación a los humedales, sistemas acuáticos de aguas continentales tales como lagos y corrientes son limitados en fosforo, así, el fosforo disponible es regulado en estos sistemas mediante la productividad primaria (Reddy y DeLaune, 2008).

Si se adiciona P en estos sistemas, la productividad incrementa y si la entrada de P continúa, otros nutrientes pueden llegar a ser limitantes. Por lo tanto la entrada de P en un sistema limitado por P probablemente promoverá un cambio en la limitación del N. (Inglet y Reddy 2006). Cambios en la **relación $\delta^{15}\text{N}:\text{P}$** (Figura 7.5) son primeramente relacionadas a la entrada de N ($\delta^{15}\text{N}$) y subsecuentemente por la variación de P en el sedimento. En las estaciones S1 a S3 la relación $\delta^{15}\text{N}/\text{P}$ muestra una limitación de P, mientras que en los sitios S4 y S5, hay un enriquecimiento de $\delta^{15}\text{N}$ proporcional a la concentración del P en los sedimentos. El enriquecimiento del N más que del P parece afectar la productividad del humedal. Reddy y DeLaune, (2008) indican que en humedales y ecosistemas acuáticos limitados por el fósforo, el ciclo y la disponibilidad del fósforo es fuertemente contralado para mantener la estabilidad del ecosistema.

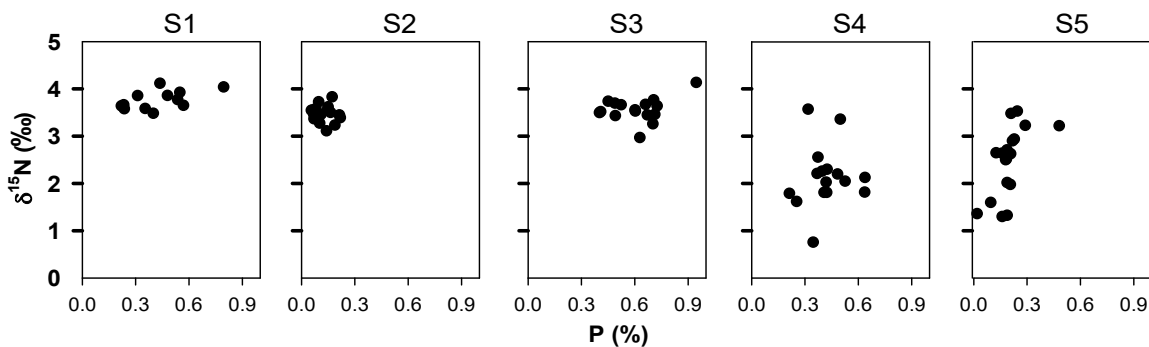


Figura 7.5. Relación de $\delta^{15}\text{N}/\text{P}$ en los sedimentos colectados de los sitios S1 a S5 obtenidos del humedal “Ciénega de Tamasopo”, en Noviembre 2010 (P) y Septiembre 2012 ($\delta^{15}\text{N}$)

7.2.2. Perfiles de concentración de micronutrientes en los sedimento de fondo del humedal

En esta sección, se presentan los perfiles de concentración de **Ca, Fe, P, Mg y Mn**, en función de la profundidad y se hace una breve interpretación de los resultados obtenidos para estos elementos.

Calcio y Magnesio. En la sección 6.3.1, para los sitios de muestreo S2 a S5 se describió que en el agua intersticial en los sedimentos más recientes (0 – 5 cm), el pH registró una disminución con respecto de los sedimentos > 5 cm de profundidad, mientras el Ca disuelto incremento. En los sedimentos, el Ca mostro un enriquecimiento. Lo anterior sugiere la disolución de minerales de Ca (rocas calizas, carbonatos precipitados, fosfatos de calcio) que componen el suelo donde está formado el humedal y la posterior precipitación de compuestos de Ca; posiblemente puede producirse la entrada de partículas desde la microcuenca, pero esto se considera menos importante por la abundante vegetación que se desarrolla en el humedal. En humedales con sedimentos alcalinos, Reddy y DeLaune (2008), indican que la acidez generada durante la descomposición de la materia orgánica puede incrementar el pH, favoreciendo la disolución de minerales de calcio. De manera similar, el incremento de la presión parcial del CO₂ puede atenuar la alcalinidad e incrementar la solubilidad del calcio.

El enriquecimiento del Mg en los sedimentos puede deberse a su abundancia en las aguas naturales, que junto con el calcio contribuyen a la dureza del agua. El incremento en Mg, así como la similitud de la forma de los perfiles de Fe y Mg en las estaciones S2, S4 y S5 (ver Figuras 6.8k-j), indican que el aporte de estos elementos puede deberse a procesos de alteración de las rocas que contienen minerales de tipo cálcico-magnesio y/o carbonatos. De acuerdo con los Diagramas de Piper (ver Figura 6.3 en Resultados) obtenidos a partir de las características físicoquímicas del agua, para los sitios S1 a S5 estos diagramas indican que el agua es de tipo sulfatada-magnésica, correspondiendo el origen a las rocas de la cuenca. El Mg puede también estar presente en la materia orgánica en el sedimento ya que es un elemento esencial que los organismos pueden tomar del medio. En aguas continentales, las concentraciones de Mg varían entre 1 – 100 mg/L mayormente, dependiendo del tipo de minerales presentes en la cuenca. En este trabajo, las concentraciones determinadas en la columna de agua en los sitios S1 a S5 variaron de 0.41 a 0.56 mg/L en noviembre 2011; de 0.15 a 0.58 mg/L en Mayo 2012 y de 17.59 a 35.47 mg/L en Noviembre 2012 (ver Tablas A2 - A4, Anexo A), y en el agua intersticial variaron de: 0.09 a 0.42 µM en noviembre 2011; de 0.72 a 1.96 µM en mayo de 2012 y de 1.23 a 1.96 µM en Noviembre 2012 (ver Tabla 6.3 sección 6.3.1 y Tablas C1 - C15, Anexo C).

Hierro y Manganeso. Los perfiles de concentración de estos elementos en los sedimentos y en el agua intersticial se muestran en las Figuras. 6.8f-j y 6.8k-o en la sección 6.2.2 y en

las Figuras 6.13a-o y 6.14a-o en la sección 6.3.1. La disminución de la concentración de Fe en los sedimentos superficiales (más recientes; 0 – 5 cm) puede deberse a que este elemento está siendo utilizado por las plantas mientras que un incremento en la concentración de Fe (> 5 cm de profundidad) puede asociarse a una precipitación como sulfuros de Fe en la zona de formación de sulfuros, o a la formación de compuestos con PO_4^{3-} o SO_4^{2-} y su precipitación; tendencia que se observa en los sedimentos más profundos. Para los sitios S1, S2 y S5, la forma de los perfiles de pH y Fe es similar (disminuye con la profundidad) lo cual puede asociarse a que Fe actúa como aceptor de electrones en la descomposición de la materia orgánica, mientras que el pH disminuye debido a la generación de protones (Otte y Jacob, 2006). Las formas oxidadas del Fe y Mn controlan en mayor medida la descomposición de la materia orgánica cuando estos metales en su forma de óxidos actúan como aceptores de electrones en zonas aerobias del sedimento y promueven así la oxidación de la materia orgánica. La acumulación de hierro (Fe^{3+}) en los sedimentos está influenciada primeramente por el pH y secundariamente por las reacciones de precipitación con carbonatos y sulfuros. En humedales donde hay abundancia de sulfatos, el hierro reducido puede ser removido continuamente por precipitación con sulfuros (Reddy y DeLaune, 2008). Lovley (1987) mostró que de 35 – 65 % de la producción estimada del CO_2 fue producida por la descomposición de materia orgánica a través de la reducción del Fe^{3+} .

El enriquecimiento en los sedimentos recientes y posterior disminución de la concentración de Mn en función de la profundidad puede estar asociado a la movilidad del Mn. Cuando los óxidos de Mn(IV) se utilizan como oxidantes en el proceso de mineralización de la materia orgánica se genera Mn(II) que es más soluble y que puede movilizarse y por difusión alcanzar los sedimentos más superficiales donde se re-oxida o bien estabilizarse en los sedimentos más profundos como un MnS(s). El Mn(II) difundido hacia los sedimentos superficiales se re-oxida y el Mn(IV) de oxihidróxidos se re-precipita (Reddy y DeLaune, 2008).

Fósforo. En los sedimentos, el fósforo se encuentra comúnmente en combinación con Al, Fe, Ca y Mg. El fósforo en los sedimentos, puede estar presente en varias fases; P asociada con carbonatos de calcio (calcita, fluorapatita, hidroxiapatita y adsorbido en CaCO_3) y/o unido en óxidos de metales (Fe y Al). Olila y Reddy (1997) han sugerido que en sistemas calcáreos, Fe y Al cuando están presentes en altas concentraciones están involucrados en la regulación del ciclo del fósforo. Así, mismo, los óxidos de hierro probablemente controlan la movilidad del fósforo en condiciones aerobias, mientras que en condiciones anaerobias, la co-precipitación de minerales de calcio unidos $\text{PO}_4\text{-P}$ controla la solubilidad del fósforo (Moore y Reddy, 1994).

La Tabla 7.2, muestra los coeficientes de correlación lineal a partir de la distribución de datos de **P vs Fe, Ca y Mg** (ver Figura 7.6f-j). El análisis de regresión lineal se utiliza para

identificar similitudes de deposición entre el P - Ca; P - Fe y P - Mg en cada sitio de muestreo. Con base en los coeficientes de correlación lineal más significativos (≥ 0.50), la deposición de compuestos es en el siguiente orden P-Ca > P-Mg > P-Fe. El P puede estar unido a: Ca en S1, S4 y S5; Fe en S3 y S5; Mg en S1 y S5. En el sitio S2 la distribución de los datos sugieren que la movilización del P con Ca y Fe se produce bajo las mismas condiciones fisicoquímicas (pH, Eh). La predominancia de compuestos de Ca unido al P-PO_4^{3-} en cuerpos de agua en sistemas calcáreos es común (López y col., 2006). En lagos de agua “duras” el hierro puede ser menos importante para la liberación del fósforo comparado con la solubilidad de la apatita debida a la disminución del pH durante la mineralización (Golterman, 2001).

Tabla 7.2. Coeficientes de correlación línea de P-Ca, P-Fe y P-Mg de los sitios S1 a S5, en muestras de sedimentos del humedal “Ciénega de Tamasopo” colectados en Noviembre 2010.

Sitio de muestreo / Coef. Correlación	S1	S2	S3	S4	S5
r (Ca)	0.453	0.233	0.146	0.620	0.608
r (Fe)	0.169	0.224	0.544	0.271	0.576
r (Mg)	0.608	0.028	0.334	0.115	0.624

Valores estadísticamente bajos o no significativos pueden obedecer a que se tuvieron problemas de detección de fósforo en todos los sitios en la determinación en los sedimentos por ser una matriz compleja.

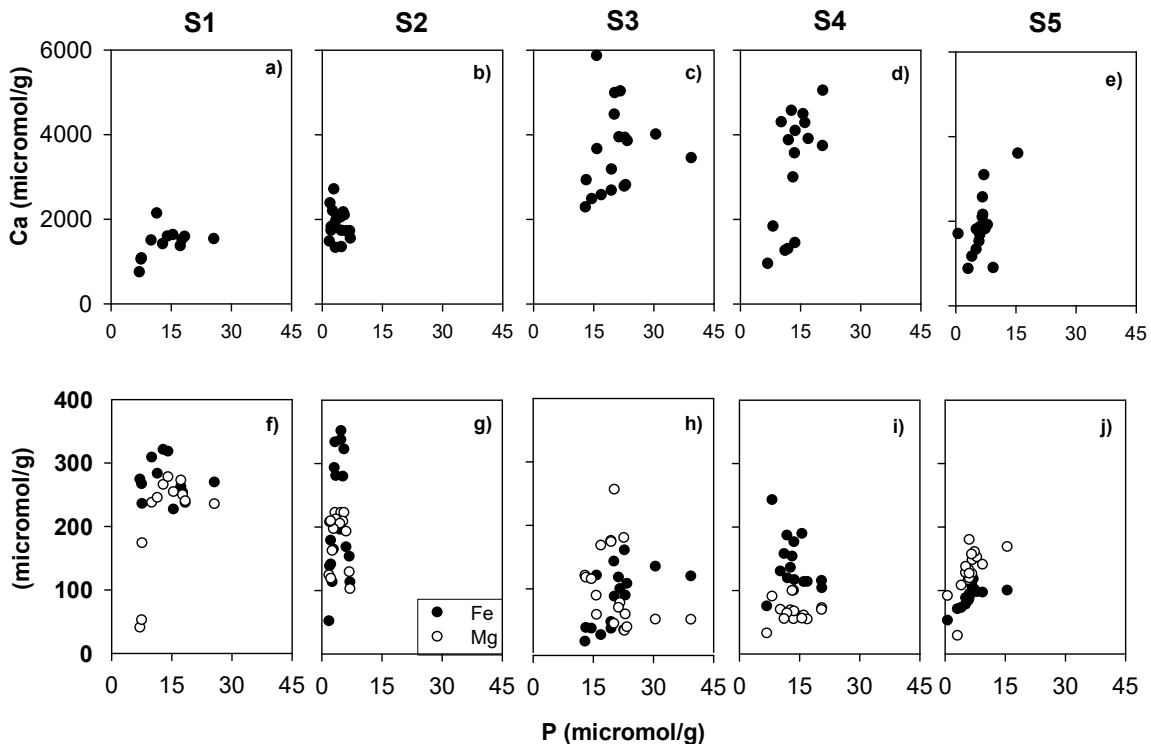


Figura 7.6. Distribución de datos de P vs Ca (a-e), Fe y Mg (f-g) en los sedimentos colectados en los sitios S1 a S5 del humedal “Ciénega de Tamasopo”, durante el muestreo de Noviembre 2010.

Las formas minerales de significancia en los humedales son la estrensita (FePO_4), la varisita (AlPO_4), la vivianita ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$) e hidroxapatita [$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$]. Mediante los índices de saturación (IS) para minerales de Ca, Fe y Mg unidos a P (Tabla 6.7, sección 6.4), el Fe se encuentra sobresaturado respecto a la vivianita [$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$] y dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], mientras que el Ca está insaturado respecto a la hidroxapatita [$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$]. El P unido al Ca como en la apatita, generalmente se encuentra no disponible, mientras que el unido al Fe, que es sensible a las condiciones redox, puede llegar a ser disponible bajo condiciones anaerobias. Altos contenidos de Ca y condiciones cercanas a la neutralidad favorecen la precipitación de P unido a Ca y Mg. La disponibilidad del fósforo en sedimentos alcalinos es determinada por la solubilidad de los compuestos de Ca en los cuales se encuentra el fósforo. Con el tiempo las interacciones del fósforo soluble con Ca (sedimentos alcalinos), Fe y Mg (sedimentos ácidos) favorecen la formación de minerales de fosfato estables, resultando en la disminución de formas de P biodisponibles (Moore y Reddy, 1994).

7.3 Caracterización de agua intersticial del humedal

En esta sección se realizó la interpretación de los resultados que se obtuvieron del agua intersticial en las estaciones de muestreo en el vaso del humedal (S1-S5) de las tres campañas de muestreo (noviembre de 2011 y 2012, y mayo de 2012).

7.3.1. Perfiles de concentración de macronutrientes en el agua intersticial

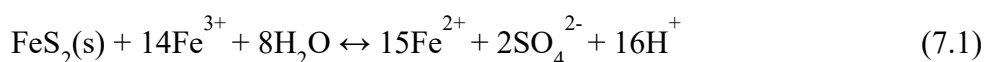
En esta sección se realizó la interpretación de los resultados que se obtuvieron del agua intersticial en las estaciones de muestreo de sedimentos de fondo del humedal (S1 a S5) durante los tres períodos de muestreo de agua y sedimentos: noviembre de 2011, mayo de 2012 y noviembre de 2012.

Los resultados se discuten en base a la forma de los perfiles de pH y de concentración de las sustancias (Ca, Fe, $\sum[\text{HS}^-]$, SO_4^{2-} , Mg, Mn y COD) determinados en función de la profundidad. Así mismo, se realizó una estimación de la especiación de las sustancias que permitió predecir las condiciones de saturación con respecto de las fases sólidas que potencialmente contralan la concentración de las sustancias en el agua. Se estimaron los flujos de difusión en la interface agua-sedimento para entender la movilización de las sustancias entre la columna de agua y el sedimento. Esta interpretación provee información que permite entender los procesos que afectan a las sustancias en el humedal.

pH. Se determinaron perfiles de pH por medición directamente en los núcleos de sedimento de fondo colectados en el humedal (ver sección 5.3.1 en Metodología). Se tienen así perfiles de pH en función de la profundidad obtenidos en Noviembre de 2010 y Septiembre de 2012 (ver Figura 6.9 a-e). Como se puede constatar en las figuras mencionadas, la forma

de los perfiles muestra una diferencia debido a que los valores de pH fueron ligeramente mayores en Septiembre de 2012 (6.7 - 7.6) que en Noviembre de 2010 (6.4 - 7.4); lo anterior se podría explicar en base al período del año en que se realizó el muestreo. Particularmente, el muestreo de Septiembre de 2012 se realizó posterior a las primeras lluvias de la temporada, mientras que el primero fue posterior al ciclo de lluvias (Jun 25 - Nov 7; SMN, 2010) causando en consecuencia entrada de sedimentos al humedal procedentes de los campos de cultivo adyacentes. Igualmente la entrada de agua de lluvia, más ácida ($\text{pH} < 6$) que el agua del humedal pudo favorecer la disolución de minerales (carbonatos, sulfatos) y un incremento de pH favorecido por este fenómeno de neutralización del agua ácida; notar la forma de los perfiles de pH en la interface agua – sedimento (0 - 5 cm de profundidad). La variación de los perfiles de pH en ambas campañas puede relacionarse con los procesos que ocurren en los sedimentos (acidez generada por la descomposición de la materia orgánica que promueve reacciones de neutralización). No se determinaron los perfiles de otras sustancias disueltas en los períodos de muestreo indicados.

Se determinaron perfiles de pH en dializadores colocados en los sedimentos en los sitios de estudio, en los tres períodos de muestreo indicados al inicio de esta sección. Los valores promedio del **pH en el agua intersticial** (7.0 - 8.5) utilizando dializadores son comparables con valores de pH en suelos inundados permanentemente, por ejemplo de cultivos de arroz no contaminados (Patrick y col., 1985); estos valores también pueden generarse por la influencia de actividad microbiana anaerobia en la superficie de los sedimentos y la disolución de minerales de calcio (Reddy y Delaune, 2008). Como se explicó antes, la disminución del pH con la profundidad y la mayor variabilidad entre 0 - 5 cm observada en cada sitio, se puede explicar por la interacción del agua con la fase sólida mediante los procesos de neutralización en la interface agua - sedimento, acoplado a la descomposición de la materia orgánica; como se puede observar en las Figuras 6.9f-t, excepto para los sitios S4 y S5 (Noviembre de 2011) y S3 (Mayo 2012). Es decir, la generación de acidez (H^+) en la descomposición de materia orgánica es neutralizada por la disolución de minerales (ej. carbonato de calcio) depositados en los sedimentos observándose un incremento de pH en la interface agua-sedimento. En los sedimentos profundos, la alteración de sulfuros metálicos presentes en el sedimento (e.g. FeS, pirita; ver ec. 7.1) genera acidez que es neutralizada como se indicó y al mismo tiempo, puede favorecer la movilidad de otros elementos que estén asociados a los sulfuros (e.g. metales traza; Patrick et al., 1985).



La comparación de los valores de pH medidos *in situ* en núcleos de sedimento (6.5 - 7.5) *versus* los medidos por dializadores (7.0 - 8.5) en los sitios S1 a S5, respectivamente, sugieren que las mediciones de pH realizadas directamente en los núcleos de sedimento

generan datos de pH consistentemente menores a los determinados en muestras colectadas mediante dializadores. Una explicación posible es el tiempo de equilibrio de los dializadores en el sedimento que fue de quince días de exposición al sedimento.

Se hizo un modelamiento químico del agua intersticial utilizando los datos de su calidad y el modelo químico MINEQL v4.5 (Schecher and McAvoy 2003). Los resultados de este modelamiento se muestran en la Tabla 7.3 la cual indica las fases sólidas que se predice pueden formarse en las condiciones fisicoquímicas que afectan a los sedimentos en el humedal, así como las especies disueltas más importantes. Asumiendo condiciones termodinámicas, el modelo predice condiciones de saturación para las siguientes fases sólidas: $[\text{CaCO}_3]$, $[\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2]$, $[\text{FeS}_2]$, $[\text{MnS}_{\text{verde}}]$ y $[\text{MnO}_2]$. En cuanto a las especies disueltas el calcio está fundamentalmente como $[\text{Ca}^{2+}]$ y $[\text{CaSO}_4]$, el azufre como $[\text{HS}^-]$, $[\text{H}_2\text{S}]$ y $[\text{SO}_4^{2-}]$ y el manganeso como $[\text{MnSO}_4]$.

Tabla 7.3. Especies químicas encontradas mediante la modelación con MINEQL en muestras de agua intersticial de S1 a S5 del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Sitio/especie	S1	S2	S3	S4	S5
Condiciones de saturación					
	CaCO ₃ , FeS ₂ , MnO ₂ , MnS _(verde) , Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂	CaCO ₃ , FeS ₂ , Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂ MnO ₂	CaCO ₃ , FeS ₂ , MnO ₂ , Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂	CaCO ₃ , FeS ₂ , Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂	CaCO ₃ , Ca ₁₀ (PO ₄) ₆ (OH) ₂ FeS ₂ , MnO ₂
Especies disueltas					
S	$[\text{HS}^-] > [\text{H}_2\text{S}]$ $> [\text{SO}_4^{2-}]$	$[\text{HS}^-] > [\text{H}_2\text{S}]$ $> [\text{SO}_4^{2-}]$	$[\text{HS}^-] > [\text{H}_2\text{S}]$ $> [\text{SO}_4^{2-}]$	$[\text{HS}^-] > [\text{H}_2\text{S}]$ $> [\text{SO}_4^{2-}]$	$[\text{HS}^-] > [\text{H}_2\text{S}]$ $> [\text{SO}_4^{2-}]$
Ca	$[\text{Ca}^{2+}] > [\text{CaSO}_4]$	$[\text{Ca}^{2+}] >$ $[\text{CaSO}_4]$	$[\text{Ca}^{2+}] >$ $[\text{CaSO}_4]$	$[\text{Ca}^{2+}] >$ $[\text{CaSO}_4]$	$[\text{Ca}^{2+}] >$ $[\text{CaSO}_4]$
P	$[\text{HPO}_4^{2-}]$	$[\text{HPO}_4^{2-}]$	$[\text{HPO}_4^{2-}]$	$[\text{H}_2\text{PO}_4^-] >$ $[\text{HPO}_4^{2-}]$	$[\text{HPO}_4^{2-}]$
Mn	$[\text{MnSO}_4]$	$[\text{MnSO}_4]$	$[\text{MnSO}_4]$	$[\text{MnHCO}_3]$	$[\text{Mn}^{2+}] >$ $[\text{MnSO}_4]$

Calcio. Este elemento puede provenir de la disolución de calcita ($\text{CaCO}_{3(s)}$; $K_S = 10^{-8.48}$) e hidroxiapatita $[\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_{2(s)}$; $K_S = 10^{-116.8}$], minerales cuya presencia se ha reportado en humedales (Moore y Reddy, 1994; Olila y Reddy, 1997; Reddy y col. 2000). Como se indicó previamente, en este trabajo, a partir de las condiciones de pH (7.2 - 8.6) y las concentraciones de las sustancias en el agua intersticial (- 2 a 3 cm; ver Tablas C9-C14, Anexo C), se hizo un modelamiento químico de los datos con el modelo químico MINEQL el cual predice que existen condiciones de saturación con respecto de la calcita y posiblemente la hidroxil-apatita. Debido a que en este trabajo, las concentraciones de fosfato en el agua intersticial fueron no detectables con respecto del método analítico que se utilizó (cromatografía de iones con detector electroquímico, L.D. 0.3 ppm o 3.16 μM ; ver sección 5.3.2) se utilizó un concentración de fosfatos del orden de 10^{-6} M para predecir la fase sólida que controla a los fosfatos (ver Tabla 7.3). A este valor se predice que el origen de los fosfatos y de Ca debería ser la disolución de la hidroxil-apatita y en el agua

intersticial deberíamos encontrar concentraciones del orden de 10^{-6} - 10^{-8} M de Ca. Sin embargo, las concentraciones de Ca determinadas en el agua intersticial son del orden de 10^{-3} M que parecen ser más bien aportadas por la disolución de la calcita.

En la Figura 7.7a se presentan los diagramas de solubilidad de $\text{CaCO}_3(\text{s})$, $\text{CaSO}_4(\text{s})$ e hidroxil-apatita ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2(\text{s})$) y se grafican los datos de concentración de Ca determinados en este trabajo en el agua intersticial, en función del pH. Se aprecia que la fase sólida que mejor predice las concentraciones de Ca en el agua intersticial es la calcita. En el caso de la hidroxil-apatita se asume que puede estar presente pero no es la fase sólida más importante ya que no permite predecir las concentraciones de Ca. Bostrom y col. (1988) en estudios en lagos calcáreos, indicaron que la formación de calcita es dependiente de pH y se favorece a pH alto; mientras que la formación hidroxil-apatita se produce por la precipitación y/o co-precipitación de o-PO_4 en cristales de calcita, y/o co-adsorción en precipitados de CaCO_3 . La calcita e hidroxil-apatita son disueltas juntas, pero la velocidad de su disolución depende entre otros factores del grado de sobresaturación en que estén ambas y de la disminución del pH (Golterman, 1995). También en la Figura 7.7a se puede observar que con respecto de la calcita, una disminución del pH debe favorecer un incremento en la concentración de Ca en la solución, sin embargo, a valores de pH menores a 7, la concentración de este elemento posiblemente es controlado por el $\text{CaSO}_4(\text{s})$. Entonces, el origen del Ca puede ser a partir de la disolución de ambos $\text{CaCO}_3(\text{s})$ y $\text{CaSO}_4(\text{s})$ (Figura 7.7b), lo cual es consistente con las condiciones de sobresaturación con respecto de la calcita y yeso en el agua intersticial. Las concentraciones de Ca determinadas en este trabajo no son significativamente diferentes en el rango del pH del agua intersticial. El incremento en las concentraciones de Ca en el agua intersticial puede ser debido a reacciones de neutralización de la acidez generada como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica. En la elaboración de la Figura 7.7, se utilizaron las ecuaciones que se indican en la Tabla 7.4. Se asumió que la concentración total de carbón inorgánico (C_T) es definida por la máxima concentración de Ca determinada en el agua intersticial ya que no fue posible determinar Carbón Inorgánico en el agua intersticial, es decir $[\text{Ca}] = C_T$ (1.39×10^{-2} M).

El modelo químico MINEQL igualmente predice que la especiación de Ca en la solución es $[\text{Ca}^{2+}] > [\text{CaSO}_4^{\circ}]$. Lo anterior indica que el origen de Ca bien puede ser la disolución de $\text{CaCO}_3(\text{s})$ y debe producirse un aporte de Ca a través de la disolución de $\text{CaSO}_4(\text{s})$, fase para la cual se encuentran condiciones de insaturación. Así, la movilización del Ca puede explicarse por la disolución y en menor medida, el transporte por difusión hacia la columna de agua; estos procesos regulan el comportamiento químico de este elemento en el sedimento.

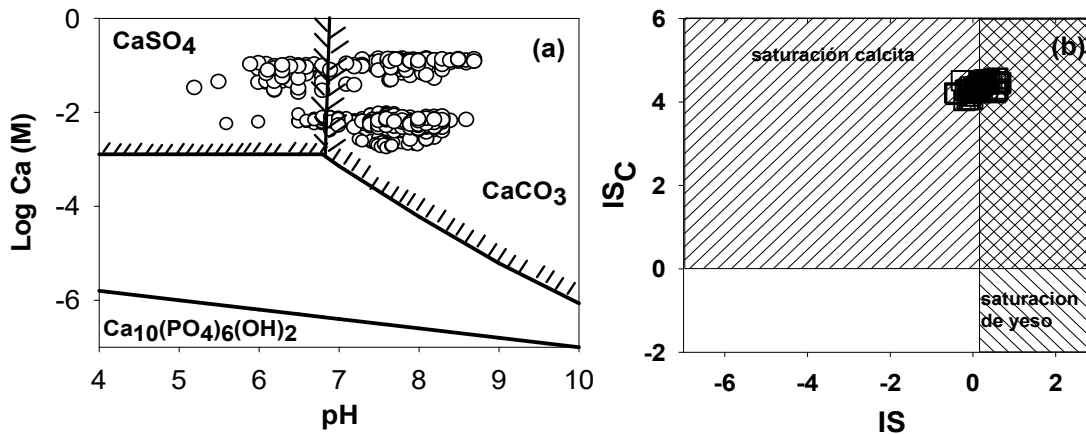


Figura 7.7. Diagrama de solubilidad de Ca en el agua intersticial para las especies CaCO_3 , CaSO_4 y $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$. Datos de Ca determinados en agua intersticial en Noviembre 2011, Mayo 2012 y Noviembre 2012 en los sitios S1-S5 del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Tabla 7.4. Datos termodinámicos relacionados a la solubilidad de Ca (25°C y 1 bar).

Mineral	Reacción	K	Ec.
Calcita	$\text{CaCO}_3 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	$10^{-8.48}$	7.2
	$\text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{HCO}_3^-$	$10^{-10.3}$	7.3
	$\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$	$10^{1.91}$	7.4
Yeso	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}$	$10^{-4.6}$	7.5
Hidroxil-apatita	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2 \leftrightarrow 10\text{Ca}^{2+} + 6\text{PO}_4^{3-} + 2(\text{OH}^-)$	10^{-114}	7.6
	$2\text{H}^+ + 2(\text{OH}^-) \leftrightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	10^{28}	7.7
	$\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2 + 2\text{H}^+ \leftrightarrow 10\text{Ca}^{2+} + 6\text{PO}_4^{3-} + 2\text{H}_2\text{O}$	10^{-86}	7.8

Magnesio. La movilidad de este elemento, estimada a través de los flujos de difusión (ver Tabla 6.5 - 6.7 y Figura 6.15) es poco significativa como se podrá apreciar de sus gradientes de concentración en la interface agua-sedimento y es mayormente del sedimento a la columna de agua. La fases minerales que puede estar aportando el magnesio desde el sedimento son magnesita [MgCO_3] y dolomita [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$]; la Tabla 6.7 predice condiciones de saturación para estas fases sólidas.

Sulfatos. En las aguas superficiales, estas sustancias pueden provenir de varias fuentes - la deposición atmosférica, la disolución de CaSO_4 , la oxidación de sulfuros, de azufre orgánico y de las entradas de aguas residuales municipales. En el humedal, los sulfatos provienen de la disolución del $\text{CaSO}_4(\text{s})$ como se observa en la Figura 7.8 y pueden ser consumidos en la descomposición de la materia orgánica para generar sulfuros (ver Ec. 7.9). La Figura 6.11 muestra los perfiles de sulfatos y sulfuros en el agua intersticial donde se puede observar que solo una fracción de los sulfatos es consumida en la producción de sulfuros ya que las concentraciones de ambas sustancias no son de la misma magnitud.



La producción de sulfuros en el agua intersticial a la profundidad donde se observa una ligera disminución de la concentración de los sulfatos sugiere que la degradación de la materia orgánica es mediada por sulfato reducción, proceso que ha sido descrito en sedimentos acuáticos (Beck y col., 2008). Aunque la sulfato reducción solo ocurre después de que todo el nitrato disponible se ha reducido. En sistemas naturales heterogéneos, la sulfato y nitrato reducción ocurren probablemente juntas en respuesta a la dinámica de condiciones redox, especialmente en la interface agua-sedimento de los humedales (Elliot y Brush, 2006). Altas concentraciones de SO_4^{2-} pueden movilizar PO_4^{3-} y producir eutrofización. Es decir, que la reducción de los sulfatos incrementa la concentración de sulfuros, los cuales interactúan con compuestos de Fe unidos a P (e.g. Fe_3PO_4) en el sedimento para producir FeS_x (FeS_2 y FeS), promoviendo la movilización de los PO_4^{3-} y disminución de la concentración de Fe (Lucassen y col., 2004a, b). En este estudio, la determinación de concentraciones de SO_4^{2-} altas (2.0 -19.9 mM en Nov. 2012) y bajas en Fe ($< 25 \mu\text{M}$), sugieren que los procesos descritos por Lucassen y col. (2004) pueden presentarse en el humedal. Concentraciones altas de sulfatos y de materia orgánica biodegradable, sugieren que el ciclo de azufre vía sulfato reducción es un proceso importante en los sedimentos (Holmer y Storkholm, 2001). La determinación de los flujos de difusión en la interface agua-sedimento indica que los sedimentos contribuyen con sulfatos hacia la columna de agua (ver Tablas 6.4 a 6.6). La Figura 7.8a se construyó para una concentración total de azufre de $1.97 \times 10^{-2} \text{ M}$ y predice, al igual que se determinó en el agua intersticial que, las concentraciones de sulfatos con congruentes con los valores de esté analito determinado en agua intersticial y con lo que predice el producto de solubilidad del $\text{CaSO}_4(\text{s})$ ($K = 10^{-4.6}$).

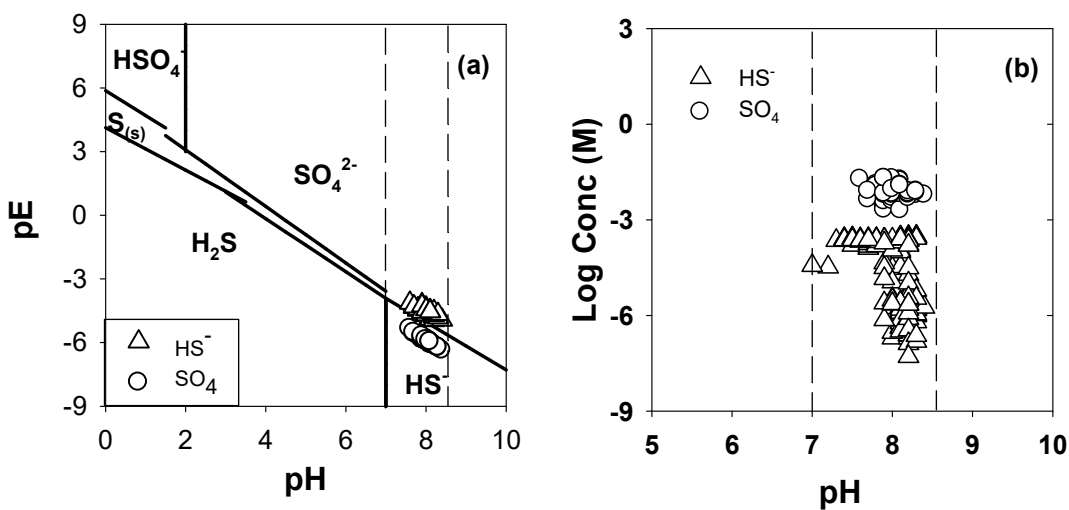


Figura. 7.8. Diagramas de (a) pE-pH para el sistema $\text{SO}_4 - \text{S}_{(\text{s})} - \text{H}_2\text{S}$ ($C_T = 1.97 \times 10^{-2} \text{ M}$) y (b) Log de concentración de sulfuros totales disueltos y sulfatos versus el pH. Los símbolos corresponden a las concentraciones determinadas de $\Sigma[\text{HS}^-]$ y sulfatos en el agua intersticial.

Sulfuros. Estas sustancias no se detectaron en la columna de agua, excepto en algunas muestras colectadas con los dializadores (0 a -10 cm; ver Figura 6.11). Proponemos que esto puede deberse a: (1) su pérdida por volatilización principalmente en Mayo 2012 (sequía) sugerida por mayores temperaturas en el ambiente y menor profundidad de la columna de agua comparada con las profundidades determinadas en Noviembre 2011 y 2012, y (2) la precipitación de sulfuros de hierro. El modelamiento con MINEQL de la calidad del agua intersticial (ver Tablas C9 - C14, anexo C) predice que en condiciones reductoras los sulfuros son controlados por la formación de FeS₂ y/o MnS ya que existen condiciones de saturación con respecto a estas fases sólidas (ver Tabla 7.3). Así, en este trabajo se propone que en el humedal, la presencia de sulfuros es controlada por la disolución de las fases sólidas y la producción vía sulfato reducción. La producción de los sulfuros a partir de la sulfato reducción (Ec. 7.10), puede influir en el ciclo del Fe favoreciendo la reducción de Fe(III) en compuestos como fosfatos de hierro(III) y en óxidos-hidróxidos de Fe(III) a los que estén adsorbidos los fosfatos (Golterman, 1995; Lamer y col., 1998). Como resultado, las concentraciones de los sulfuros pueden controlar la concentración del hierro el cual permanece a niveles bajos en el agua (Tablas C9 - C14, Anexo C), a partir de la formación de compuesto como FeS_x en el humedal, mientras que el PO₄³⁻ inmovilizado se libera y puede ser aprovechado por las plantas y las bacterias. Varios autores han indicado que los sulfuros (H₂S, HS⁻) formados a partir de la reducción del sulfato, promueve la formación de sulfuros de hierro disminuyendo el potencial de absorción del fósforo y por lo tanto el potencial de liberación del fósforo de los sedimentos (Moore y Reddy 1994; Smolders y col., 1995; Lamer y col., 1998; Lucassen y col., 2004a, 2004b). En el caso de los fosfatos, los cuales no fueron detectados en el agua intersticial, en el modelamiento con MINEQL se consideró el L.D. (0.3 ppm o 3.16 μM). La especiación química del azufre (H₂S, HS⁻ y S²⁻) depende del pH, y aunque las formas parecen ser igualmente tóxicas, en agua naturales el H₂S prevalece sobre las otras. En suelos anaerobios que han amortiguado el pH alrededor de 6 - 7, como resultado de mecanismo buffer del HCO₃⁻ - CO₂, tienen concentraciones de H₂S en 95 - 60 %. La presencia de los sulfuros en elevadas concentraciones actúan como tóxicos naturales, en las plantas causan estrés fisiológico (Lamer y col., 2013) y pueden disminuir su población (Smolder y col., 1995, 2006). La Figura 7.6 se construyó para una concentración total de azufre de 1.97x10⁻⁰² M y predice, al igual que se determinó en el agua intersticial, las concentraciones de sulfuros son congruentes con los valores de potencial redox determinadas en campo.



Hierro y Manganeso. La concentración del **hierro** como se indicó anteriormente, se relaciona con la formación de compuestos de FeS₂, de ahí que sus concentraciones sean pequeñas, de este modo el azufre controla la solubilidad y flujo del hierro en el agua. En condiciones anaerobias las concentraciones de Fe²⁺ incrementan con la profundidad (Roden

y Wetzel, 2002), y puede reaccionar con sulfuros formando eventualmente FeS_x . Los sulfuros de hierro y otros compuestos reducidos consumen el oxígeno en la capa superficial de los sedimentos, pudiendo impulsar mayormente la liberación de fosfatos disueltos a partir del sedimento (Smolders y col., 2010; Wetzel, 2001; Lucassen y col., 2004a, b). La forma de los perfiles de concentración de **manganeso** en función de la profundidad es muy similar a la de Fe. En los sedimentos del humedal, la movilización del manganeso es controlada por la formación de $\text{MnO}_2(\text{s})$ y/o $\text{MnS}_{(\text{verde})}$, que son las fases sólidas para las cuales se estimó que existen condiciones de saturación; las especies disueltas corresponden a MnSO_4 o MnHCO_3^+ según lo que se predice con el modelo MINEQL. Stumm y Morgan (1996) indican que en los sistemas naturales, en condiciones anaerobias la presencia del Mn puede deberse a la disolución de carbonatos del metal (e.g. $\text{MnCO}_3(\text{s})$), la cual es favorable a potenciales negativos mayores a -0.5 V. De acuerdo con la Tabla 7.3, en el humedal existen condiciones de saturación para las siguientes fases sólidas: $\text{MnO}_2(\text{s})$ y $\text{MnS}(\text{s})$.

La concentración de **nitratos** (0 a $363.8 \mu\text{M}$, ver sección 6.3.1) puede relacionarse a la entrada de N de fuentes externas (fertilizantes, abonos, descargas residuales de las comunidades), como se indicó mediante el análisis del nitrógeno isotópico (sección 7.2.1). Las concentraciones más bajas se localizan en los sitios S4 a S5 y son mayores en los sitios S1 a S3. Estudios de Smolders y col. (2006) en humedales en los Países Bajos cuyos afluentes son aguas subterráneas revelaron que la reducción del nivel de la columna de agua y en algunos casos desecación parcial del humedal, promovida por actividades agrícolas, así como el aumento de NO_3^- en el agua subterránea por infiltración de zonas agrícolas, incrementó las concentraciones de SO_4^{2-} al favorecer la oxidación de FeS_x presentes en los sedimentos. Con base en lo anterior, Lucassen y col., (2004) indicaron que la eutrofización por altas concentraciones de SO_4^{2-} , puede prevenirse si hay entrada constante de agua subterránea que contenga no solo SO_4^{2-} , sino también altas concentraciones de NO_3^- . Esto indica que el NO_3^- de alguna forma puede prevenir la eutrofización en el humedal. Es decir, el NO_3^- es capaz de oxidar el Fe^{2+} y sulfuros metálicos (FeS_x) incrementando el contenido de Fe^{3+} que forma compuestos con P en el sedimento. De acuerdo a lo descrito anteriormente, las bajas concentraciones de NO_3^- determinadas en los sitios S4 y S5 se relacionan con una mayor concentración de SO_4^{2-} . También, las bajas concentraciones de nitratos pueden deberse a que actúan como oxidantes en la descomposición de la materia orgánica. Este último proceso puede observarse en el aumento de las concentraciones **carbón orgánico disuelto (COD)** en función de la profundidad. La mínima variación en los perfiles de COD por arriba de la IAS (-5 a 0 cm), y la presencia de sulfatos y nitratos en la columna de agua, sugieren que la descomposición microbiana de la materia orgánica sedimentaria sea lenta (Beck y col., 2008; Kumar-Das y col., 2008).

De acuerdo a lo reportado en la literatura sobre el consumo de electrones (O , NO_3^- , Fe, Mn, SO_4^{2-}) y lo observado en el humedal, podemos sugerir que las especies que tienen un fuerte control en las transformaciones de las sustancias son el azufre (SO_4^{2-} - HS^-) y el hierro (Fe^{3+}

- Fe^{2+}), debido a las condiciones mayormente reductoras del sedimento. La tendencia y forma de los perfiles de los oxidantes en el agua intersticial indican el consumo de electrones en el orden de $\text{O}_2 > \text{NO}_3 > \text{Fe}$ y $\text{Mn} > \text{SO}_4^{2-}$ (ver Figura 7.9a). Finalmente el agua intersticial pone en evidencia que uno de los procesos que controla las condiciones redox y la especiación en el sedimento del humedal y la transferencia en la interface agua-sedimento es la sulfato reducción, debido a las condiciones mayormente reducidas en el humedal, las cuales se observan en la columna de agua (0 a - 5 cm). Con base en lo anterior, los procesos químicos que predominan en el humedal están relacionados con el comportamiento de las sustancias $\text{SO}_4^{2-} / \text{HS}^- / \text{Fe} / \text{Mn}$. En la Fig. 7.10 se representan esquemáticamente los procesos biogeoquímicos que pueden estar ocurriendo en el humedal entre las fases agua y sedimento con base en los resultados determinados en este trabajo.

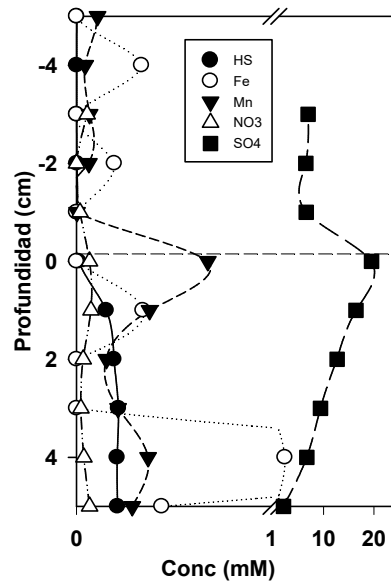


Figura 7.9. a) Secuencia de transferencia de electrones observada en el agua intersticial en la IAS del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

7.4. Pruebas de movilidad de fósforo

En la interpretación de las pruebas de movilidad del fosforo, se hace uso de modelos termodinámicos o cinéticos en cada una de las etapas (diferentes condiciones), para explicar cómo se movilizan las especies (P , Fe , $\sum[\text{HS}^-]$ y SO_4^{2-}) en la interfase agua-sedimento del humedal.

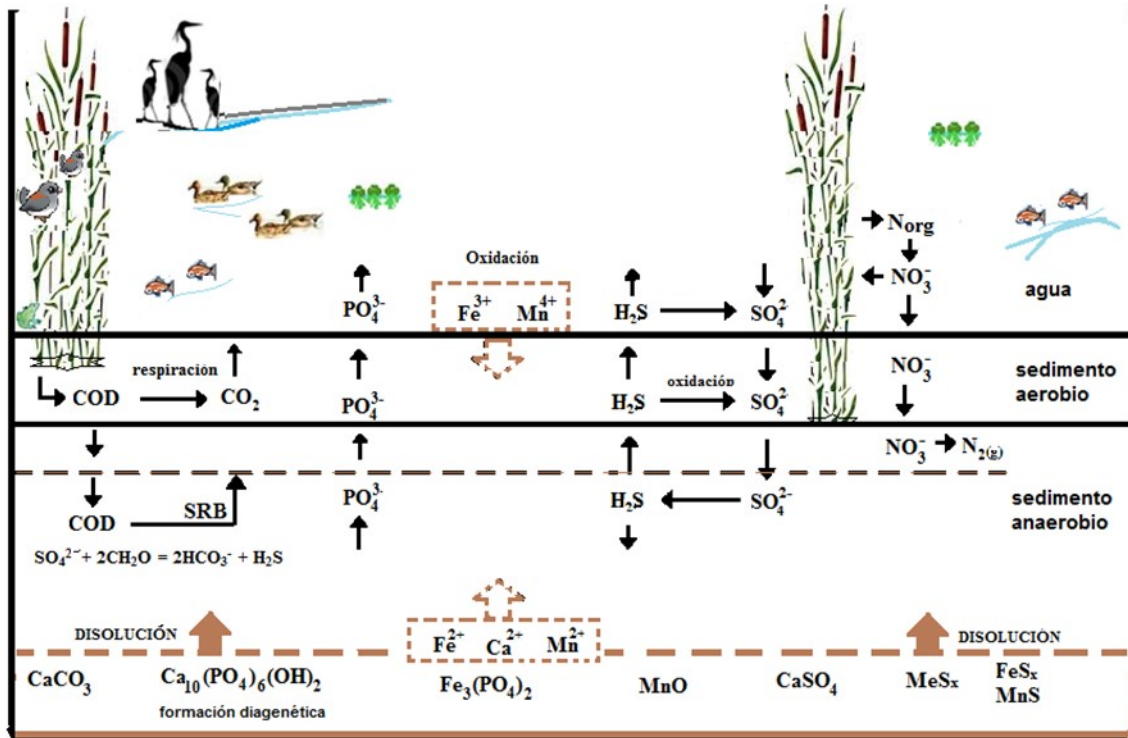


Figura 7.10. Representación esquemática de los procesos químicos que pueden estar ocurriendo en el humedal Ciénega de Tamasopo entre agua – sedimento de acuerdo a lo determinado en este estudio (Elaboración propia)

Efecto del pH. Después del ajuste de pH a 7.5 o 6.5, este siempre se incrementó como lo muestra la Figura 6.16a, lo cual demuestra la capacidad de neutralización de ácidos o bases que tienen los sedimentos del humedal. La variación del pH en los controles se puede explicar únicamente por la disolución del CO₂ de la atmósfera durante el periodo en que duró el tratamiento, por ello en estas columnas (CT1, CT2) el pH se mantuvo cercano a 8.0 durante la experimentación. Un comportamiento similar ha sido propuesto por Stumm y Morgan (1996) en sistemas de aguas naturales. Se determinó que el cambio de pH promovió la movilización de Ca cuya concentración se incrementó en 0.69 ± 0.08 mM posterior al cambio del pH a 8.5 o a 6.5. La variación de pH se puede explicar por reacciones de disolución de minerales de Ca que pudo ser promovida por el propio proceso de equilibrio entre el agua y el sedimento una vez que se prepararon las columnas experimentales (ajuste a pH 8.5) y por la propia acidificación cuando el pH se ajustó a 6.5 (Figura 6.16b; Ca incrementó a 3.51 mM en CC1). Un comportamiento similar fue observado por Otte y Jacob (2006) en humedales afectados por lluvia ácida en donde igualmente la entrada de ácidos provocó la movilización y un incremento en las concentraciones de Ca disuelto. Así, el cambio de pH podría estar afectando esencialmente la disolución de minerales de Ca en el sedimento como respuesta a la entrada de ácidos o bases. Los cambios en el pH de la solución también causaron la movilización de Fe cuya concentración en la columna de agua se incrementó de 0.53 ± 0.03 a 0.67 ± 0.02 μ M en las

columnas CT a pH 8.5 y posteriormente disminuyó hasta $0.40 \pm 0.01 \mu\text{M}$ a pH 7.5 y a $0.38 \pm 0.003 \mu\text{M}$ a pH 6.5. La movilización de Fe en las columnas CC (de $0.47 \pm 0.01 \mu\text{M}$ a $0.63 \pm 0.04 \mu\text{M}$ a pH 8.5, disminuyendo a $0.43 \pm 0.01 \mu\text{M}$ a pH 7.5 y a $0.41 \pm 0.01 \mu\text{M}$ a pH 6.5) fue muy similar a las columnas CT indicando que el Fe se disolvió por efecto de pH o en el proceso de equilibrio entre el agua y el sedimento una vez que se prepararon las columnas experimentales y que posiblemente se re-adsorbió en el sedimento en el tiempo de la experimentación (Fig. 6.16c). El incremento del Fe puede ser debido a la disolución de carbonatos o de sulfuros de Fe, cuando los sedimentos fueron colocados en la columna experimental y entonces sujetos a oxidación ya que este comportamiento se observó igualmente en los controles a pH ~ 8.5 . Heitmann y Blodau (2006) sugieren que en sedimentos o suelos orgánicos, la materia orgánica disuelta (MOD) pueden re-oxidar químicamente el H_2S y en este proceso el Fe se moviliza de la fase sólida para enseguida re-precipitar o adsorberse. La concentración de fosfatos totales disueltos fue inferior al límite de detección del método analítico. Con base en los resultados, los sedimentos del humedal tienen la habilidad de amortiguar pequeños cambios de pH, los cuales pueden ser producidos por la entrada de ácidos o bases los cuales promueven la disolución de minerales principalmente de calcio.

Equilibrio de columnas experimentales. El incremento del pH puede explicarse por la disolución de carbonatos y sulfatos; nótese el incremento de sulfatos en la columna de agua y en el agua intersticial durante esta etapa. Los sulfuros se incrementaron en la columna de agua posiblemente por una contribución del sedimento (Fig. 7.10; flujos de difusión). Lo anterior, es congruente con la disminución del potencial redox en la columna de agua (-0.77 ± 0.10 a -1.51 ± 0.62 V) y agua intersticial (-1.62 ± 0.32 V a -1.91 ± 0.32 V) y con el incremento de Fe disuelto tanto en la columna de agua como en el agua intersticial. Las condiciones redox establecidas en el agua intersticial por la disolución de sulfuros favorecen la disolución de Fe cuyo incremento en la concentración no es substancialmente mayor en el agua intersticial ($< 0.05 \mu\text{M}$) con respecto de la columna de agua ($< 0.03 \mu\text{M}$), con excepción de la columna CT1 en donde Fe alcanzó una concentración de $0.12 \mu\text{M}$. Las concentraciones de sulfuros ($0.02 - 1.95$ mM en la columna de agua; $0.01 - 0.42$ mM en el agua intersticial) pueden controlar la concentración del hierro el cual permanece a niveles bajos en las columnas experimentales. Sin embargo, una predicción a partir de los productos de solubilidad de FeS(s) (pirrotita; $K_s = 102.96$; Ec 7.11) y de FeS_2 (s) ($K_s = 1018.8055$; Ec 7.12) indican que desde el punto de vista termodinámico las concentraciones de Fe disuelto esperadas con base en las concentraciones determinadas de $\Sigma[\text{HS}^-]$ en la columna de agua y en el agua intersticial deberían ser del orden de 6.42 y $7.43 \mu\text{M}$ con base en la disolución de FeS y de $2.75\text{E}+39$ y $4.44\text{E}+26 \mu\text{M}$ con base en la disolución de FeS_2 ; es decir, concentraciones mayores a las determinadas en este trabajo. De esta forma, la presencia de sulfuros (y de Fe proveniente de la disolución de los sulfuros) solo se explicaría por razones de una cinética lenta de oxidación – reducción del Fe y/o el azufre.

La movilización de los fosfatos puede ser debida a reacciones de desorción o de disolución a partir de compuestos con Ca y/o Fe. El modelamiento químico de la solución utilizando el modelo MINEQLv4.5, suponiendo que la disolución de $Fe_3(PO_4)_2(s)$ ($K_{ps} 10^{-32}$) aporta fosfatos disueltos y de acuerdo con las concentraciones de Fe detectadas en el agua, las concentraciones de fosfatos deberían ser del orden de 9 a 19 μM . Por el contrario, si consideramos que los fosfatos provienen de la disolución de hidroxiapatita [$Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2(s)$; $K_S = 10^{-116.8}$], un mineral cuya presencia se ha reportado en humedales (Moore y Reddy, 1994; Olila y Reddy, 1997; Reddy y col. 2000), a las condiciones de pH del agua (8.5 - 9.0) en las columnas experimentales, se podrían detectar concentraciones máximas de fosfatos del orden de 0.3 μM . La concentración de fosfatos en esta etapa de experimentación (1.3 - 8.6 μM en la columna de agua; < 4.7 μM en el agua intersticial) indican que durante el período de equilibrio entre el agua y el sedimento, no es posible atribuir la presencia de fosfatos a la disolución de hidroxiapatita sino más posiblemente a la disolución de fosfatos de hierro; más aún, la promoción de la disolución de la hidroxiapatita requiere de pH bajo y los valores de pH en las columnas experimentales son mayores a 7. El modelamiento químico de la solución utilizando el modelo MINEQLv4.5, proponiendo que la concentración de fosfatos disueltos proviene de la disolución de la vivianita ($Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O(s)$; $K_{so} 10^{-36}$; Ec. 7.13) y de acuerdo con las concentraciones de Fe detectadas en el agua, las concentraciones de fosfatos deberían ser del orden de 0.4 y 0.2 μM en el agua intersticial y en la columna de agua respectivamente. Es decir que este mineral no explicaría completamente las concentraciones observadas de fosfatos disueltos.



Efecto de limitación de oxígeno. Considerando que el oxígeno es el oxidante primario de la materia orgánica, su concentración provee información sobre el metabolismo en los ecosistemas acuáticos, reflejando perturbaciones asociadas a la carga orgánica (Stumm y Morgan, 1996; Smolders y col., 2006). En sistemas poco profundos como el humedal, la actividad respiratoria produce CO_2 , el consumo del oxígeno disuelto estimula la disminución del pH y del potencial redox. En estas condiciones el ion férrico se reduce a ion ferroso modificando su concentración en la columna de agua e intersticial. Al mismo tiempo, la disolución de fases minerales de Fe puede promover la movilización de los fosfatos asociados a ellas (Roden y Edmonds, 1997; Lynnete y col., 1997, 2004; Smolder y col. 2006). En este trabajo, la adición de sulfito de sodio (5.5 mM) produjo una pequeña variación del pH (9.1 ± 0.3 a 8.9 ± 0.1) en la columna de agua y en el agua intersticial y del potencial redox en la columna de agua (de -1.77 ± 0.09 V a -1.81 ± 0.27 V) y en el agua intersticial (de -1.84 ± 0.24 a -1.7 ± 0.11 V). En estas condiciones, el aumento de la concentración de sulfuros en la columna de agua (de 0.07 ± 0.05 a 0.20 ± 0.18 mM) y su

disminución hasta 0.02 ± 0.01 mM, en el agua intersticial indican que la adición de sulfito a la columna de agua no logró causar una perturbación en el sedimento; el incremento de sulfuros disueltos en la columna de agua se explica más por una difusión desde el agua intersticial (Fig. 7.10). La concentración de fosfatos disueltos varió de 5.0 ± 2.3 a 2.8 ± 1.4 μM en la columna de agua y se mantuvieron en 1.8 ± 1.1 μM en el agua intersticial; estas concentraciones no son significativamente diferentes con respecto de la etapa de estabilización de las columnas experimentales. La movilización de los fosfatos puede deberse a reacciones de desorción o de disolución de compuestos con Ca y/o Fe en el sedimento (Fig. 7.10), como se explicó en la etapa anterior. Olila y Reddy (1997) y Dunne y Reddy (2005) sugieren que en suelos alcalinos el P es asociado más bien con Ca o coprecipitado con $\text{CaCO}_3(\text{s})$ mientras que en sistemas ácidos es asociado con Fe y/o con Al.

En esta etapa, el mayor cambio lo muestran los sulfatos cuya concentración en la columna de agua se incrementa hasta 6.0 ± 3.0 mM para luego disminuir apreciablemente a 3.6 ± 0.9 mM; en el agua intersticial la concentración se incrementa pero igualmente es altamente variable (4.0 ± 1.4 mM) lo anterior parece relacionarse con: (a) una redisolución de los sulfatos como el proceso principal de esta etapa ya que los sedimentos están aportando sulfatos a la columna de agua (Fig. 7.10), o, (b) con una oxidación del sulfito añadido en la columna de agua (Ec. 7.14).



La disminución de los sulfatos en la columna de agua (Fig. 6.17i) hacia los 20 días de experimentación podría sugerir la formación de sulfuros de acuerdo con la Ec. 7.10. Sin embargo, la movilización de los sulfatos y los sulfuros no parecen estar relacionadas, considerando las condiciones fisicoquímicas del agua ($\text{pH} > 8$; pE de - 2.1 a - 1.5 V) para las cuales se esperaría una relación ($\Sigma[\text{HS}^-]/[\text{SO}_4^{2-}]$) del orden de 9.8×10^{-34} , en la columna de agua y de 2.0×10^{-33} en el agua intersticial; es decir, se requieren concentraciones extremadamente altas de sulfatos para explicar las concentraciones de sulfuros (0.3×10^{-4} a 1.5×10^{-4} M). Con base en la Ec. 7.13, se requerirá un pH menor a 6 para justificar la relación ($\Sigma[\text{HS}^-]/[\text{SO}_4^{2-}]$) observada en la columna de agua (2.5×10^{-5}) y en el agua intersticial (7.5×10^{-6}) de la tal manera que la reducción de los sulfatos pudiera explicar solo en parte la formación de sulfuros. Por otro lado, a las mismas condiciones de pE y pH indicadas, la formación de $\text{FeS}_2(\text{s})$ (Ec. 7.12) no sería favorable por las condiciones de pH alto en las columnas experimentales; se requieren concentraciones de 2×10^{-8} M de Fe en la columna de agua, de 7×10^{-8} M de Fe en el agua intersticial y extremadamente altas de $\Sigma[\text{HS}^-]$. Con base en lo anterior, se considera que una explicación posible es que la coexistencia de sulfuros con sulfatos se debe a una cinética de oxidación – reducción del azufre lenta, una redisolución de los sulfatos en la interface sedimento-agua, en las condiciones fisicoquímicas de las columnas de sedimento, proceso también reportado en sedimentos acuáticos por Roden y Edmonds (1997) y Lynnette y col. (2004).

FLUJOS DE DIFUSIÓN

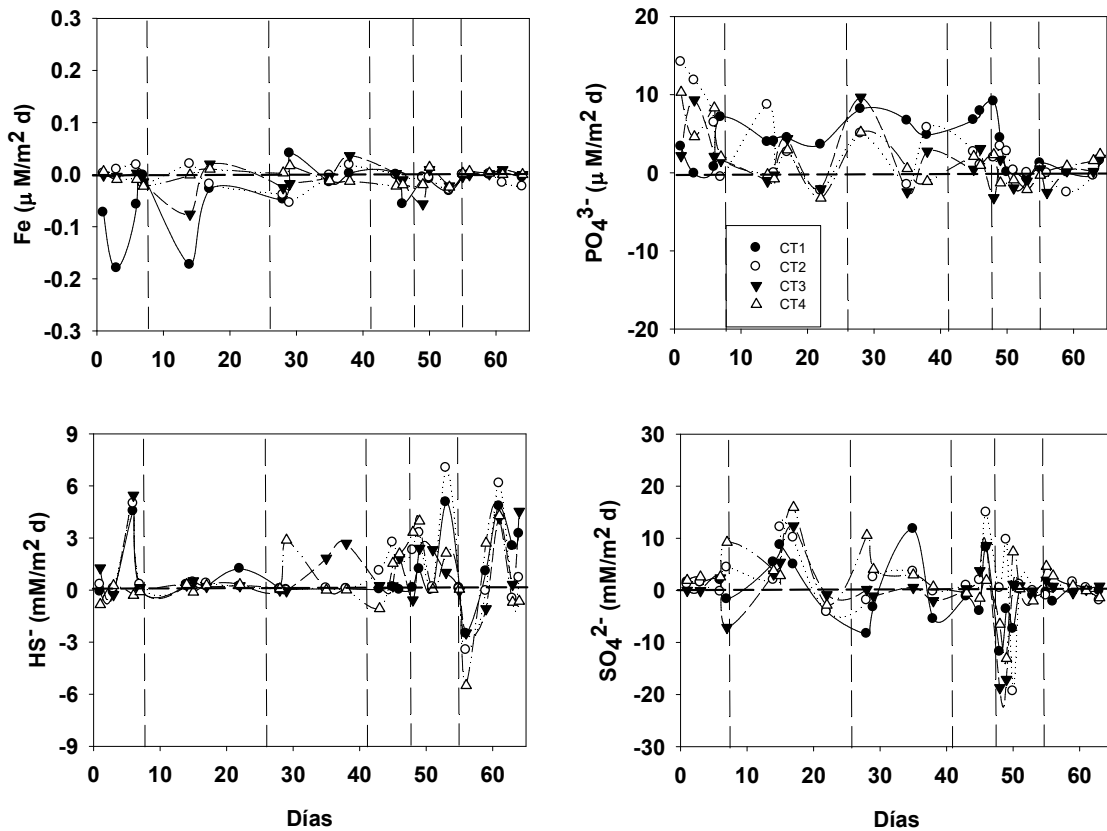


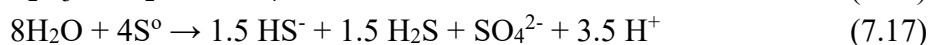
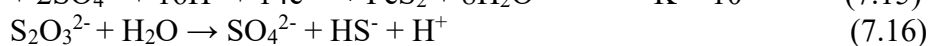
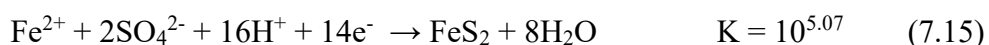
Fig. 7.11. Flujos de difusión de Fe, fosfatos (PO_4^{3-}), sulfatos (SO_4^{2-}) y sulfuros ($\Sigma[\text{HS}^-]$) en la interface agua-sedimento. Los valores positivos significan que la difusión ocurre del sedimento hacia la columna de agua y los valores negativos, de la columna de agua al sedimento. Coeficiente de difusión tomado de Li, Y.H. and Gregory, S (1974).

En sedimentos anaerobios tanto los procesos bióticos como abióticos están involucrados en la oxidación y reducción del azufre. Concentraciones altas de sulfato y de materia orgánica biodegradable, sugieren que el ciclo de azufre vía sulfato reducción son una parte importante de los procesos en los sedimentos (Ec. 7.9; Holmer y Storkholm, 2001; Wu y col., 2013).

El $\text{H}_2\text{S}(\text{ac})$ como producto final de la sulfato reducción puede existir en diversas formas (H_2S , HS^- o S^{2-} ; en este trabajo los sulfuros fueron expresados como $\Sigma[(\text{HS}^-)]$ las cuales dependerán de la temperatura y pH del agua (Kadlec y Wallace, 2009).

Los productos intermedios de los procesos del azufre dependen de la disponibilidad del aceptor o donador de electrones, estos productos son el azufre elemental (S^0), tiosulfato ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$), tetrionato ($\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$) y sulfito (SO_3^{2-}) producidas por oxidación química o biológica. Los compuestos como el $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, $\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$ y SO_3^{2-} , no son estables y pueden ser oxidados o reducidos en forma relativamente fácil a sulfatos o sulfuros, mientras que el

azufre elemental puede ser acumulado en el agua intersticial y en la matriz del suelo. El azufre elemental puede ser generado a partir de sulfuros por oxidación abiótica usando oxígeno o nitrato como aceptor de electrones (Wu y col., 2013). En condiciones anaerobias, el azufre elemental puede ser reducido y convertirse a sulfuros por bacterias reductoras de azufre. La desproporciónación bacteriana de sulfito, tiosulfato (Ec. 7.16) y azufre elemental (Ec. 7.17), es también un proceso importante en el ciclo del azufre en los sedimentos naturales y podría ocurrir en los humedales, y permite la formación de H₂S y sulfatos (Jorgensen, 1990; Fuseler y col. 1995; Wu y col. 2013). La oxidación del azufre a sulfuros vía la desproporciónación biológica involucra bacterias como *D. propionicus*, *thiobacilli*, (Jorgensen, 1990; Fuseler y col. 1995).



Los sulfuros producidos durante la sulfato reducción pueden someterse a re-oxidación por varios procesos. Se observa acumulación de sulfuros en el agua intersticial usualmente en lagos eutróficos con intensa sulfato reducción (Wu y col., 2013).

El incremento de la concentración de sulfatos por la adición de sulfito es posible en la columna de agua dado que el incremento de las concentraciones de sulfato (ΔSO_4^{2-}) de 5.5 mM es congruente con la concentración añadida de sulfito de sodio (5.5 mM suponiendo una conversión completa representaría un incremento de 4.1 mM de sulfatos); lo anterior supone una estabilización del sulfito como sulfato. Las concentraciones de sulfatos en el agua intersticial siguen un patrón similar al de la columna de agua de incremento/disminución de la concentración lo cual se puede atribuir a una difusión de sulfatos en el interface sedimento-agua (Fig. 7.10). Se asume que la movilización de fosfatos debió ocurrir particularmente en el sedimento y difusión hacia la columna de agua (Fig. 7.10) asociada a la disolución de minerales con fosfato ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ (s) o hidroxiapatita, a la reducción de Fe (ejemplo, disolución de $\text{FePO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (s), melanterite; $K_s = 10^{-2.209}$) liberando el fosfato o incluso por procesos de desorción. Un cálculo de la concentración de PO_4^{3-} que puede pasar a la solución por disolución de la vivianita ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ (s) $\cdot 8\text{H}_2\text{O}$; Ec. 7.13) indica que se pueden producir entre 0.05 a 0.35 μM mientras que a partir de la hidroxiapatita solo serían posibles concentraciones del orden de 0.01 μM ; en esta etapa la disolución del compuesto con Fe parece explicar mejor la presencia de PO_4^{3-} en el agua. Lucassen y col. (2004a, b) y Smolder y col. (2006) observaron que concentraciones altas de SO_4^{2-} pueden movilizar los PO_4^{3-} y producir eutrofización en los cuerpos de agua. Es decir, al reducirse los sulfatos a sulfuros, estos interactúan con Fe facilitando la movilización de los fosfatos en ambientes reductores y produciendo FeS_x ; este proceso explicaría la movilización de los fosfatos y la disminución de las concentraciones de Fe disuelto. Sin embargo, en las columnas experimentales este efecto no está claramente definido (Figs.

6.17c a 6.17f). El índice de saturación con respecto de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}_{(s)}$ ($\text{Log } K_s = -2.209$), de $\text{FeS}_{2(s)}$ ($\text{log } K_s = -18.508$) y de $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ($\text{log } K_s = -36$; vivianita) fueron de -7.71, 6.99 y 22.75 en la columna de agua y de -7.34, 6.83 y 23.11 en el agua intersticial respectivas a las fases sólidas indicadas; estos valores confirman que la fuente de fosfatos y Fe más plausible está relacionada con $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}_{(s)} > \text{FeS}_{2(s)}$.

La determinación de los flujos de difusión entre el sedimento (agua intersticial) y la columna de agua permitió entender más claramente la movilización de las sustancias que en esta etapa es mayormente de la columna de agua al sedimento (PO_4^{3-} , SO_4^{2-} y $\Sigma[\text{HS}^-]$) y que Fe se moviliza en el sentido contrario (Tabla 7.5 y Fig 7.10); sin embargo los flujos de difusión para Fe y $\Sigma[\text{HS}^-]$ no son significativos. Entonces se asume que la disolución de fosfatos debió ocurrir en la columna de agua, muy cerca del sedimento (la muestra se colecta a 1.5 cm sobre la interface agua-sedimento) y que pudo deberse bien por una reducción de Fe (en el $\text{FePO}_4(s)$) liberando el fosfato o por una disolución de un mineral con fosfato ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2(s)$ o hidroxiapatita) en la interfase agua-sedimento o en el sedimento. Un cálculo de la concentración de PO_4^{3-} que puede pasar a la solución por disolución del $\text{Fe}_2(\text{PO}_4)_3$ indica que se pueden producir entre 5.4 - 35 μM y 0.01 μM a partir de hidroxiapatita; en esta etapa la disolución de la sal de Fe parece explicar mejor la presencia de PO_4^{3-} en el agua.

Tabla 7.5 Flujos de difusión para algunas sustancias calculadas del sedimento (agua intersticial) a la columna de agua al final de cada etapa de los experimentos de movilización en columnas.

Especies / etapas	Fe ($\mu\text{M}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$)	PO_4^{3-} ($\mu\text{M}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$)	$\Sigma[\text{HS}^-]$ ($\mu\text{M}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$)	SO_4^{2-} ($\text{mM}/\text{cm}^2 \cdot \text{d}$)
Etapas 1	- 0.002 ± 0.004	0.42 ± 0.37	79.54 ± 166.3	119.12 ± 268.7
Etapas 2	- 0.001 ± 0.005	0.12 ± 0.26	27.36 ± 22.3	379.02 ± 489.7
Etapas 3	- 0.001 ± 0.002	0.29 ± 0.32	39.49 ± 81.6	72.79 ± 420.8
Etapas 4	- 0.001 ± 0.002	0.24 ± 0.28	80.68 ± 103.1	- 16.71 ± 643.1
Etapas 5	- 0.0004 ± 0.001	0.05 ± 0.15	104.87 ± 221.6	- 80.81 ± 451.6

Nota: los valores negativos significan que la difusión de la sustancia ocurre del sedimento a la columna de agua y viceversa.

Efecto de condiciones oxidantes. Se buscó establecer estas condiciones con la inyección de aire en la parte superior de la columna de agua en cada columna experimental. Se colectaron muestras de agua en la cercanía de la interface agua-sedimento. La disminución del pH tanto en la columna de agua como en el agua intersticial puede atribuirse (a) a la oxidación de la materia orgánica (Ec. 7.10) por la disolución del $\text{CO}_2(g)$ generado y/o (b) a la oxidación de los sulfuros (Ec. 7.12) en los sedimentos promoviendo la disolución de sustancias. Se estimó la concentración máxima que se puede tener de Fe a través de la disolución de $\text{FeS}(s)$ (Ec. 7.12) o de $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ (Ec. 7.13), a las condiciones de pH y pE de las columnas experimentales, las concentraciones máximas de Fe que se podrían producir son de $2.54 \times 10^{-03} - 5.28 \times 10^{-03} \mu\text{M}$ a partir de la sal de fosfato y de $2.46 \times 10^{20} - 6.64 \times 10^{20} \text{ M}$

a partir del sulfuro; los resultados anteriores indican que la escasa movilización de Fe en las columnas experimentales se pueden explicar por la disolución de la sal de fosfato. Lo anterior también justifica que la movilidad del fosfato puede deberse a una disolución del compuesto con Fe pero no justifica el total del fosfato movilizado que es aportado por el sedimento (Fig. 7.10). Por la similitud del pH (7.7 - 8.9) y del pE (de -1.12 en el agua intersticial a -1.27 V en la columna de agua), en esta etapa con respecto de las etapas 1 - 2, se considera que sulfuros y sulfatos coexisten, tal como se explicó previamente y que los sulfatos son más estables a pH mayor a 6.0. La aireación favoreció el incremento de pE y la disminución del pH tanto en la columna como en el agua intersticial. Los cambios en el potencial soportan la movilidad del fosfato asociada a una posible oxidación y/o disolución de $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2(\text{s})$ en la interface sedimento – agua aunque el cambio de pH también pudo afectar la disolución de fosfatos asociados a otros elementos como el Ca; en la Figura 1 se observó que una variación del pH puede movilizar Ca a la solución. Algunos autores han demostrado que el fosfato puede ser liberado de compuestos de Fe que a su vez interacciona con los sulfuros producidos por la reducción de los sulfatos, como lo observaron (Roden y Edmonds, 1997; Lynnete y col., 2004).

Efecto de la adición de fosfatos. La disminución del pH observada es sugerida por la disociación de protones. La altura de la columna de agua amortigua el cambio de la adición previniendo el efecto en el agua intersticial, la cual no muestra variación de pH. La disminución de la concentración de fosfatos se atribuye a la formación de compuestos con hierro cuya concentración también disminuye en la solución (Figs. 6.17c-f) posterior a la primera adición de fosfatos. La interacción $\text{Fe}:\text{PO}_4$ ocurre predominantemente en la columna de agua (por la adición del fosfato) y es congruente con la disminución de la concentración de PO_4^{3-} y de Fe ($\Delta\text{Fe(II)} = 0.02 \mu\text{M}$) en la interface sedimento-agua. Posterior a la adición de fosfatos, la concentración de Fe disminuye al precipitarse como $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2(\text{s})$ ($K = 10^{-32}$; $0.02 \mu\text{M}$ de Fe consumen $0.001 \mu\text{M}$ de PO_4^{3-}), aunque no toda la concentración de fosfatos se remueve por esta precipitación; su concentración se incrementa hacia el final de la etapa 4 por una segunda adición de fosfatos (día 45). Es posible que el fosfato añadido se adsorba en el sedimento con los compuestos de Fe y este proceso ocurre mayormente en el sedimento superficial. Una caracterización previa de los sedimentos en el sitio de la colecta por F.V. Pérez indica una relación molar Fe-P de 3.3 ± 2.1 suficientemente alta como para explicar una posible adsorción de P sobre compuestos de Fe; la relación Ca-P es de 188.2 ± 67.9 lo cual indica que el P también podría estar interaccionando con Ca en los sedimentos del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

La concentración de los sulfuros se incrementó (en 3 de 4 columnas) en 0.5 mM en la columna de agua (de 0.21 ± 0.35 a $0.71 \pm 0.51 \text{ mM}$) y 0.32 mM en el agua intersticial (de 0.04 ± 0.01 a $0.36 \pm 0.28 \text{ mM}$). Los sulfatos se incrementan tanto en la columna de agua (de 2.3 ± 1.8 a $3.0 \pm 2.1 \text{ mM}$) como en el agua intersticial (de 1.9 ± 1.5 a $3.1 \pm 3.4 \text{ mM}$). El incremento de sulfuros disueltos en la columna de agua podría estar relacionada con una

movilización de sulfuros en el sedimento y su difusión a la columna de agua (Fig. 7.10). En la columna de agua se oxidan a sulfatos (Fig. 6.17i). La oxidación de la materia orgánica vía la sulfato reducción es una posible explicación que implica consumo de sulfatos (las concentraciones en el agua intersticial son menores a las determinadas en la columna de agua) y producción de sulfuros. Así, la adición de fosfatos a la columna de agua favoreció la precipitación de fosfatos de hierro(II) y/o adsorción a compuestos de hierro en el sedimento superficial, la movilización de sulfuros en la interface sedimento – agua y su oxidación a sulfatos; en el agua intersticial, la movilización de sulfuros pudo promover el incremento de Fe disuelto hacia el final de la etapa. No se esperaba que la adición de fosfatos promoviera la movilización de los compuestos de azufre pero se podría atribuir a que los sulfuros de Fe (ejemplo: $\text{FeS}_2(\text{s})$, $K_s = 10^{18.508}$; pirrotita, $\text{FeS}(\text{s})$, $K_s = 10^{2.96}$) son más solubles que los fosfatos (ejemplo: vivianita, $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, $K_s = 10^{-36}$) de tal manera que la adición de fosfatos pudo promover la disolución de los sulfuros, además de su producción durante la oxidación de la materia orgánica.

Efecto de la adición de hierro. El incremento de las concentraciones de SO_4^{2-} y $\sum[\text{HS}^-]$ en la columna de agua intersticial e intersticial (ver Figura 6.17 y Tabla 7.5), puede explicarse por la producción de los sulfuros a partir de la sulfato reducción. La producción de los sulfuros a partir de la sulfato reducción puede influir en el ciclo del Fe favoreciendo la reducción de Fe(III) en compuestos como fosfatos de hierro(III) y en óxidos-hidróxidos de Fe(III) a los que estén adsorbidos los fosfatos (Golterman, 1995; Lamer y col., 1998). Como resultado, las concentraciones de los sulfuros pueden controlar la concentración del hierro el cual permanece a niveles bajos en el agua (por debajo del LD en ambas fases), aún posterior a su adición en la columna de agua ya que la concentración de sulfuros es muy superior a la de Fe. Varios autores han indicado que los sulfuros (H_2S , HS^-) formados a partir de la reducción del sulfato, promueve la formación de sulfuros de hierro disminuyendo el potencial de absorción del fósforo y por lo tanto el potencial de liberación del fósforo de los sedimentos (Moore y Reddy 1994; Smolders y col., 1995; Lamer y col., 1998; Lucassen y col., 2004a, 2004b). En este trabajo, se observó que la concentración de fosfatos disminuyó en la columna de agua (de 2.2 ± 1.6 a $1.7 \pm 0.3 \mu\text{M}$) y aumentó ligeramente en el agua intersticial (de 0.9 ± 0.8 a $1.3 \pm 1.0 \mu\text{M}$), como lo indicaron los autores. Es interesante notar que la difusión de los sulfuros ocurre del sedimento a la columna de agua donde posiblemente se oxidan a sulfatos que se movilizan por difusión de la columna de agua al sedimento (Fig. 7.10).

Efecto de la adición de sulfato. Posterior a la adición de sulfatos (2.2 mM; día 57) en la columna de agua, su concentración disminuyó en la columna de agua (de 3.5 ± 2.4 a 1.4 ± 0.9 mM; Fig. 2i) y en el agua intersticial (de 4.3 ± 3.1 a 1.2 ± 0.9 mM; Fig. 2j) mientras que los sulfuros disueltos se incrementaron significativamente hacia el día 57, en 1.01 mM en la columna de agua (de 0.69 ± 0.75 a 1.70 ± 0.89 mM; Fig. 2g) y 0.44 mM en el agua intersticial (de 0.06 ± 0.07 hasta 1.40 ± 0.79 mM; Fig. 2h). Lo anterior está claramente

relacionado con la adición de sulfatos a la columna de agua y su reducción a sulfuros, por ejemplo, a pH 5 y un pE de -2, la relación $\Sigma[\text{HS}^-]/[\text{SO}_4^{2-}]$ es del orden de 1 ($\log K = 34$); la oxidación de la materia orgánica vía la sulfato reducción es un proceso favorable a potenciales cercanos a 0 (-0.37 ± 0.63 V en la columna de agua; -0.21 ± 0.56 V en el agua intersticial), igualmente aun si se considera que la sulfato reducción es un proceso fisicoquímico, solo es favorable cuando el pH disminuye siendo la forma predominante de sulfuros como $\text{H}_2\text{S}(\text{ac})$ (Stumm y Morgan, 1996). La concentración de Fe en la columna de agua disminuye posiblemente debido a una precipitación con los sulfuros. Un proceso similar se observa en el agua intersticial asociado a la producción de los sulfuros (Figs. 2d y 2h). El pH disminuye en la columna de agua (de 8.2 ± 0.4 a 7.4 ± 0.7) y en el agua intersticial (de 7.7 ± 0.2 a 7.2 ± 0.6). En condiciones anaerobias las concentraciones de Fe^{2+} incrementan con la profundidad (Roden y Wetzel, 2002), y puede reaccionar con sulfuros formando eventualmente FeS_x . Los sulfuros de hierro y otros compuestos reducidos consumen el oxígeno en la capa superficial de los sedimentos, pudiendo impulsar mayormente la liberación de fosfatos disueltos a partir del sedimento (Smolders y col., 2010; Wetzel, 2001; Lucassen y col., 2004a, b). Las concentraciones de fosfatos se mantuvieron bajas en esta etapa tanto en la columna de agua como en el agua intersticial.

7.5 Diagnostico del estado actual de la microcuenca Ciénega de Tamasopo

En esta sección se plantean estrategias de intervención que den solución a los problemas identificados en el diagnóstico de la Ciénega de Tamasopo; dichas estrategias tienen la finalidad de reducir las presiones que se ejercen en los recursos del humedal.

7.5.1 Uso de suelo y vegetación

La pérdida o ganancia de *Uso de Suelo* y el tipo de *Vegetación* en los diferentes periodos que se analizaron puede deberse entre otras causas al aumento de las tierras incorporadas al cultivo de caña de azúcar (Figura 6.18 sección 6.6.1 y Figura 7.11). Este cambio se encuentra principalmente alrededor de las zonas húmedas, que son las más aptas para usos agrícola-ganadero como lo cita Tapia Gone y col., (2010), quienes utilizaron como principio de estudio la extensión de tierra para la agricultura. Mientras que la conservación de la selva alta y el bosque de encino se da en la parte alta de la cuenca. En la Figura 7.10, se puede observar que la tendencia de cambio de uso de suelo es de forestal a agrícola, es decir que el porcentaje de uso agrícola ha incrementado con el transcurso del tiempo. No obstante, que en el humedal predominan las coberturas de agricultura de riego, la zonas de bosque de galería y selva baja caducifolia permiten albergar hasta 100 especies diferentes de aves en la microcuenca (Sahagún-Sánchez y col., 2013).

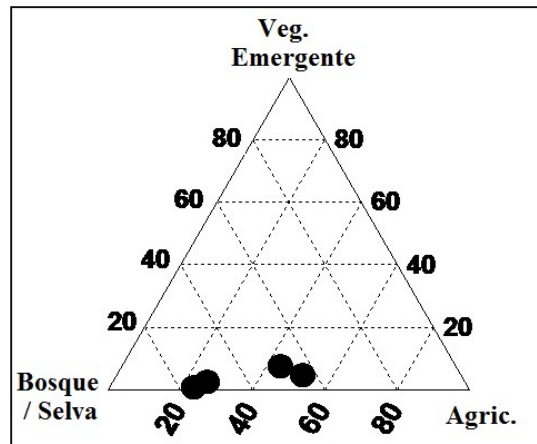


Figura 7.12. Uso de suelo en la microcuenca "Ciénega de Tamasopo".

7.5.2 Propuestas de estrategias de solución en escala espacio-temporal

Con base en los problemas identificados en el humedal (Tabla F2, Anexo F), se proponen estrategias de solución (Tabla F3, Anexo F) para mejorar o revertir el estado de degradación en la cuenca. Estas propuestas se basan en realizar acciones de restauración en hábitats naturales, manteniendo y mejorando el bienestar de la población humana y sus perspectivas socio-económicas. De acuerdo a lo descrito en la sección 6.5.2, se proponen soluciones a los principales problemas en la cuenca donde se localiza el humedal. Las principales áreas deseables en la recuperación son: los hábitats naturales, los ambientes degradados, fragmentados, erosionados y con baja demanda de la sociedad alrededor de las zonas húmedas; en cuyas áreas se asocian a las estrategias de regulación de la calidad y cantidad de agua, del uso de suelo, la reducción de entrada de sedimentos, el control de incendios y el manejo de residuos, entre otros (Tabla 7.6).

La identificación de soluciones en escala espacio - temporal comprende actividades de intervención. En la Figura 7.12 se representa el área (km²) en que se proponen las actividades y se representa en función del tiempo que se necesitaría desde su implementación y obtención de resultados favorables en la recuperación y/o solución a los problemas identificados.

En Ciénega de Tamasopo el agua es uno de los aspectos clave de la conservación de la microcuenca. Así mismo, la subsistencia de la capacidad productiva de todo el sistema agrícola de la zona esta soportado directa o indirectamente de la regulación de la cantidad y calidad del agua. Por lo anterior, el papel que juega el agua del humedal a nivel del estado trófico y de conservación en la cuenca impactará y repercutirá en la calidad de vida de los pobladores en los diferentes factores: social, económico, salud y ambiental. Con base en lo anterior, en las estrategias de conservación de los recursos de la microcuenca, el papel que desempeña el agua es fundamental en el desarrollo e implementación de actividades de

recuperación y conservación. Al respecto y a manera de ejemplo en la Tabla 7.7 se muestra un plan de acción para la regulación de la cantidad y calidad del agua.

Tabla 7.6 Orden de priorización de causa-efecto de las estrategias de solución a los problemas identificados en el humedal “Ciénega de Tamasopo”

Problema	Solución
Sobre-extracción de agua	Regulación de la cantidad de agua extraída Programas de captación de agua Manejo eficiente del agua Sistemas de bombeo eficiente (aspersión) Cultivo alternativo a caña de azúcar
Cambio de vocación de uso de suelo	Plan de revalorización de tierras y de provisión de servicios socio-ecosistémicos Reordenamiento agrario
Colmatación gradual de los suelos (Ciénega)	Dragado del humedal. Construcción de obras de contención (diques, represas, trampas de sedimentos, etc.) y/o zona de amortiguamiento en la riberas del humedal (barreras vegetales). Estabilización de pendientes con vegetación Capacitación de prácticas de conservación de suelo.
Infiltración de aguas residuales	Mantenimiento y sellado de fosa séptica Construcción de pequeña planta de tratamientos
Prácticas de Roza-tumba y quema	Capacitación de control de incendios
Malas prácticas de disposición de residuos	Capacitación de manejo de residuos (talleres)
Pérdida de biodiversidad	Recolonización de especies nativas. Remoción de plantas invasoras y no nativas. Control de plagas

Tabla 7.7. Actividades de implementación en la regulación de la cantidad y calidad del agua en Ciénega de Tamasopo.

Problema	Actividades	Indicadores
Sobre-extracción y contaminación de agua	Implementación de programas de captación de agua de lluvia	Registro de áreas (km ²) y sitios de captación de lluvia (e.g. techos)
Objetivo: Regular la cantidad y calidad del agua	Colocación de sistemas de riego por aspersión vs por tuberías.	Número de sistemas de bombeo de aspersión instalados
	Programas de manejo eficiente del agua.	Número de pláticas realizadas y personas asistentes.
	Cultivo alternativo a caña de azúcar	Propuestas de cultivos alternos con rendimientos similares o mayores a la caña de azúcar, pero menor demanda de agua

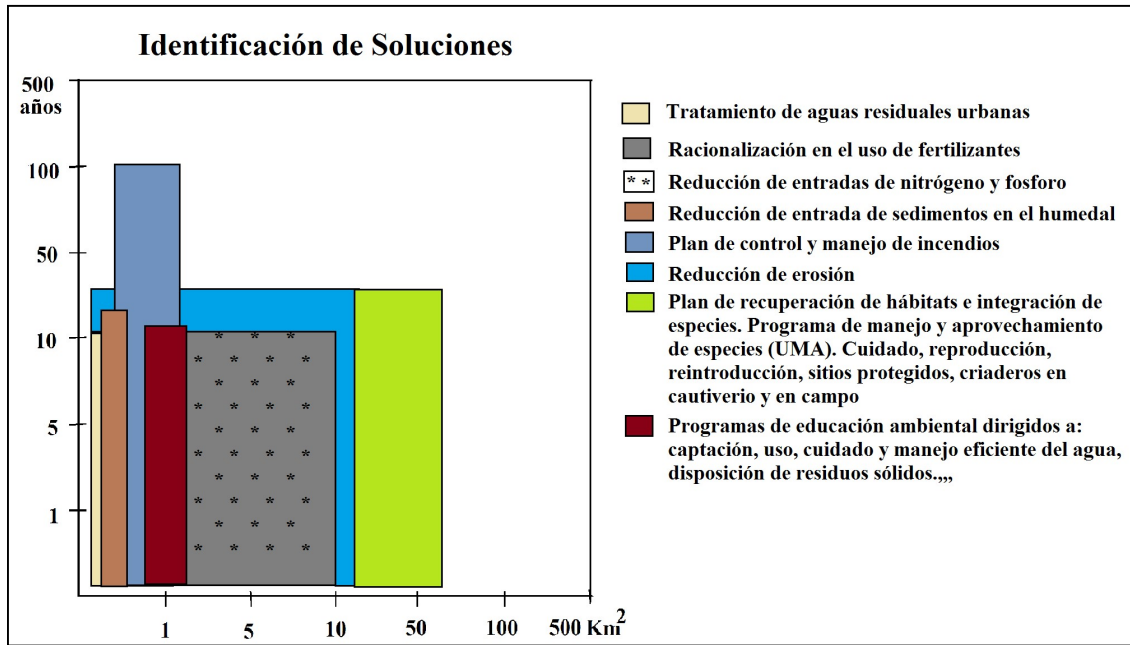


Figura 7.13. Identificación de soluciones en la microcuenca “Ciénega de Tamasopo”.

Por todo lo anterior, el humedal cumple con diversas funciones relevantes: es un vaso captador de aguas pluviales que filtra y descarga en las corrientes naturales (arroyo El Trigo). Surte de agua a la población, es un refugio para especies de fauna silvestre, auto regula el clima en ese micro-ecosistema y es una fuente de ingresos económicos para los habitantes de la región. Destaca su valor paisajístico por la probabilidad de conservar relictos de vegetación nativa, permitiendo el refugio regional de especies de importancia para la zona de transición entre el Neártico y el Neotrópico. El humedal puede recuperar terreno si, entre otras acciones, el sitio se deja de drenar, combinado con buenas temporadas de lluvias. De esta forma el humedal podría recuperar su extensión natural y convertirse en una importante reserva para la flora y fauna silvestres endémicas.

CONCLUSIONES

Calidad del agua en los manantiales y en la columna de agua del humedal

El pH del agua es cercano a la neutralidad (6.8 – 7.2); el agua es de baja salinidad (), las concentraciones de P en el agua fueron no detectables. La deducción de las familias de agua mediante los diagramas de Piper, indica que los manantiales el agua es del tipo bicarbonatada/sulfatada – cálcica, mientras que en el humedal es de tipo sulfatada magnésica, considerando todos los sitios de estudio.

La calidad del agua se ve afectada por la precipitación pluvial, por el incremento de los caudales y el aporte de sedimentos.

El análisis de los datos de calidad del agua mediante el análisis clúster y PTA, indica diferencias significativas entre sitios para aguas de un mismo tipo y entre manantiales y el humedal. El análisis en el humedal distingue entre los sitios S1-S2, S3, S4-S5 y S6 definiendo tres zonas en el humedal y el efluente. En los manantiales no hay una tendencia bien definida.

Las actividades adyacentes al humedal que pueden incidir en la calidad del agua son: el uso de fertilizantes sintéticos y excretas en la agricultura de caña de azúcar (sobre fertilización), la alteración de cauces y desecación de terrenos, la práctica de roza-tumba y quema, la zafra y la entrada de sedimentos.

Caracterización de los sedimentos

Las concentraciones de Corg, N, P y la relación C:N indican un enriquecimiento reciente en los sedimentos superficiales (0 – 5 cm). La relación C:N en las estaciones S1 y S2 indica aportes de materia orgánica de origen posiblemente de las plantas acuáticas en descomposición, mientras que los sitios S3-S5 muestran una contribución de fuentes externas (aguas residuales y lixiviados de tierras de cultivo).

Los datos de la composición isotópica de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y de la relación $\delta^{13}\text{C}:\delta^{15}\text{N}$ en los sitios S1-S5, respaldan el origen de aporte mayormente de plantas macrófitas como la fuente de materia orgánica en los sedimentos. El 68 % de la superficie del humedal está cubierto con vegetación, la cual soporta los datos observados del C y N elemental e isotópicos. Esta condición pone evidencia el marcado proceso de eutrofización del humedal.

Los valores de azufre isotópico determinados en los sitios de estudio indican el mismo origen de aporte de S en la microcuenca, principalmente de la mineralización de la materia

orgánica. Los resultados también nos indican que el proceso que explica la concentración del S (transformaciones) es la sulfato reducción.

Los perfiles de concentración de P, Ca y Fe en el sedimento sugieren la depositación o retención en compuestos de P unido al Ca y/o Fe en los sedimentos.

Caracterización del agua intersticial (agua de poro)

La concentración de Ca^{2+} , Fe^{2+} , HS^- , PO_4^{3-} y SO_4^{2-} , la forma de los perfiles en función de la profundidad y la determinación del índice de saturación (I.S) indican que el origen del Ca puede explicarse por la disolución de $\text{CaCO}_3(\text{s})$ o $\text{CaSO}_4(\text{s})$

La activa descomposición de la materia orgánica promueve la generación de la acidez que es neutralizada por los minerales como los carbonatos, por ello no se observan cambios importantes en el pH, en el agua intersticial.

En la Fig. 7.10 se describieron los principales procesos biogeoquímicos que afectan al humedal. Nótese que la degradación de la materia orgánica es mediada por SRB, proceso que es dominante en la interfase agua-sedimento.

Los resultados obtenidos en este estudio, confirma la hipótesis de la interacción de las especies S, Fe y P. “El proceso de sulfato reducción produce sulfuros que interactúan con Fe (unidos a P en el sedimento) para producir FeS_x . La movilización de sulfuros disminuye la concentración de Fe promoviendo la movilización de los fosfatos. Este último al ser liberado puede estar disponible para las plantas o ser inmovilizado en compuestos con Ca”.

La alta persistencia de las especies de azufre indica que este controla la dinámica de los demás elementos en el humedal.

Movilidad de fosforo

Los estudios en columnas experimentales nos permitieron observar que:

- a) Los cambios realizados en el pH de la solución movilizan las sustancias (Ca, Fe), por procesos de disolución – precipitación. Así mismo la disminución de pE favorece el incremento de concentración de Fe, sulfuros totales disueltos y sulfatos.
- b) En condiciones reducidas (adición de Na_2SO_3) la reducción del hierro es favorable y puede disolver fases minerales, impulsando la movilización de fosfatos asociados a estas fases.
- c) En condiciones oxidantes la concentración del fosfato incrementa al ser liberado de la materia orgánica que se degrada.

- d) La adición de fosfatos promovió un incremento de hierro disuelto lo que sugiere que se movilizó por la interacción con el P.
- e) La adición de hierro favorece los procesos de sulfato-reducción y movilización del Fe unido al P, promoviendo la liberación de P de los sedimentos.
- f) La adición de sulfatos promueve la formación de sulfuros que interactúan con el Fe impulsando la liberación de fosfatos (disueltos) en el sedimento.

Diagnóstico de la microcuenca

Con base en el análisis de uso de suelo y vegetación se encontró que en las zonas altas de la microcuenca se conservan las coberturas de selva y bosque. El cambio de uso de suelo se ha dado por el aumento de tierras incorporadas a la agricultura (caña de azúcar) y ganadería más intensiva, principalmente alrededor del humedal. Como consecuencia la vegetación nativa (palmar, pastizal) ha sido reemplazada.

Así, las actividades que ejercen mayor impacto en el humedal son el cambio de uso de suelo, la sobre-extracción de agua, la erosión de los suelos, la infiltración de aguas residuales, la alteración de los cauces. En conjunto las actividades citadas previamente, impactan en la calidad y cantidad del agua del humedal y en consecuencia en la calidad de vida de los pobladores a nivel social, económico, salud y ambiental. Las medidas de conservación y/o restauración que se realicen en la cuenca, tendrán impacto también en la calidad de vida de los pobladores de la cuenca.

La Figura 8.1 muestra un esquema que representa (a) la situación actual del humedal y (b) proyección del humedal después de realizar actividades de remediación y ha sido generada de los resultados de este trabajo de investigación y de las observaciones de campo.

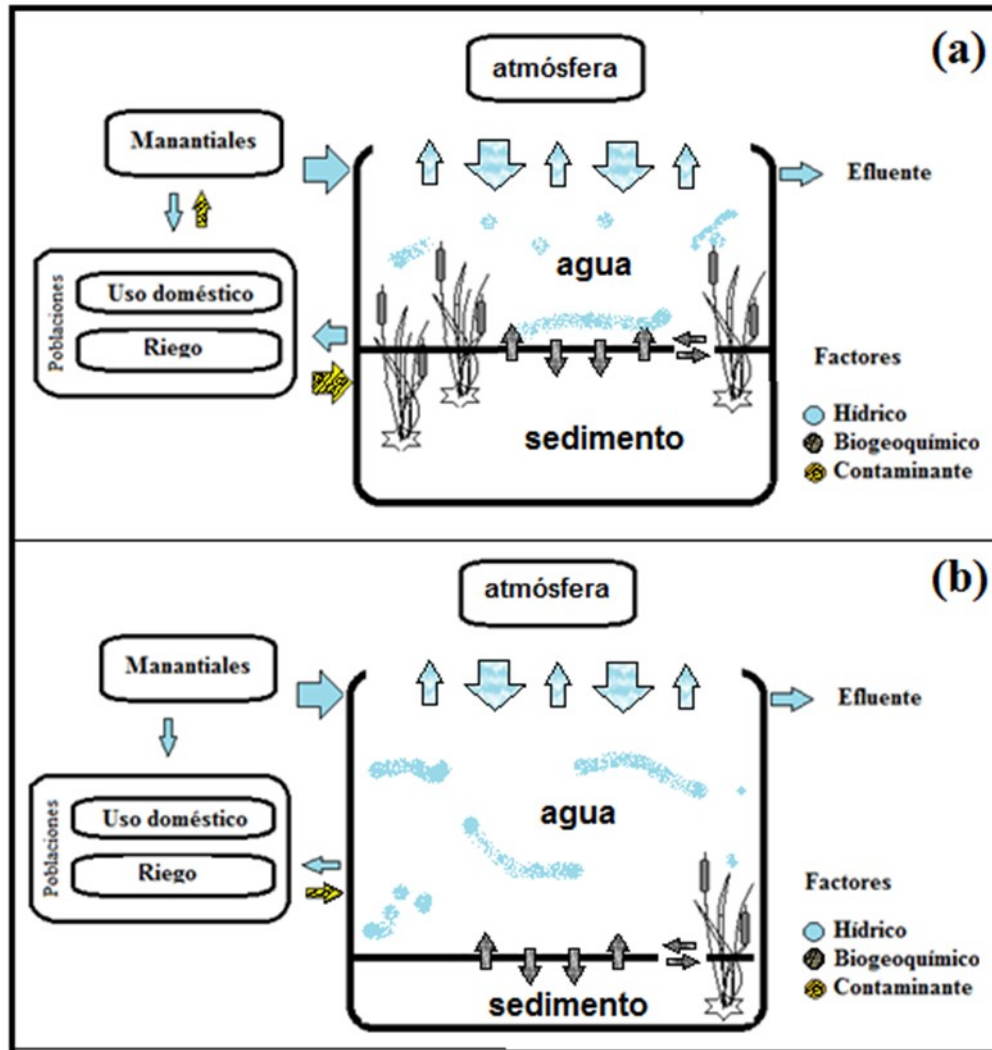


Figura 8.1. Esquema que representa (a) la situación actual del humedal, (b) proyección del humedal después de realizar actividades de remediación (Construcción propia)

Recomendaciones

Durante este trabajo se ha obtenido información interesante que ha permitido dar un panorama de la calidad del agua y de los procesos fisicoquímicos que alteran la estabilidad de las sustancias en los sedimentos del humedal. No obstante, ya que es uno de los primeros estudios realizados en este sitio es necesario continuar con estudios para conocer en detalle los procesos que alteran el estado trófico. Así mismo, es necesario un estudio de hidrología, proponiendo medición de caudales en forma permanente. Se hace necesaria una estación de aforo en el Río El Trigo.

La especiación química del azufre en cada reservorio (columna de agua, sedimento, plantas) y su disponibilidad biológica. Incorporar un análisis de bio-monitoreo (macro-invertebrados y/o plantas) como indicador de la toxicidad de S. Así mismo, la especiación química del fósforo en cada reservorio y su disponibilidad biológica.

Estudios de datación para explicar la historia del depósito de sustancias en el humedal. Estudios isotópicos para definir la huella que representa el origen de la materia orgánica depositada en el sedimento que entra en el humedal.

Análisis de extracción secuencial para determinar con quien está el P unido, si al Ca o Fe.

Realizar actividades en las comunidades dirigidas al conocimiento de la riqueza de los recursos naturales que hay en la microcuenca. Concientizar las funciones que realiza el humedal e implementar acciones que permitan recuperar o conservar las condiciones mínimas funcionales para el sostenimiento de este ecosistema.

En pruebas de “movilidad de fósforo mediante columnas experimentales”, establecer:

- Tiempos de experimentación de mayor duración
- Provocar condiciones de anoxia con otra alternativa al sulfito de sodio (la concentración del S es considerable en el humedal)
- Considerar determinaciones de calcio
- Asegurar un tamaño de muestra mayor para la determinación de fosfatos (el tamaño de muestra fue una limitante en esta determinación) o utilizar determinaciones cromatografías.

Referencias Bibliográficas

Aguilar R. N (2011) Competitividad de la agroindustria azucarera de la Huasteca, México. Tesis de Doctorado. 1-502.

Algara S. C. and Contreras S. C (2009) Drought and Climate Change on the Huasteca region, San Luis Potosí, México.

Allan, J. D. (1996) Stream Ecology. Structure and function of Running Waters. Chapman & Hall, Gran Bretaña, pp. 23-43, 109-129.

Allewell C. and Gehre M (1999) Patterns of stable S isotopes in a forested catchment as indicators for biological S turnover. Biogeochemistry 47, 319-333.

Arnon Shai, Peterson Christopher G., Gray Kimberly A. and Aaron I. Packman (2007) Influence of Flow Conditions and System Geometry on Nitrate Use by Benthic Biofilms: Implications for Nutrient Mitigation. Environmental. Science Technology. 41, 8142–8148

APHA (1992) Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 18th edition. American Public health Association, Washington, D.C.

Azzoni R., Giordani G., Bartoli M., Welsh D. T. and Viaroli P (2001) Iron, Sulphur and phosphorus cycling in the rhizosphere sediments of a eutrophic *Ruppia cirrhosa* meadow (Valle Smarlacca, Italy). Journal of Sea research 45, 15-26.

Azzoni R., Giordani G., Bartoli M., Welsh D. T. and Viaroli P (2005) Iron–sulphur–phosphorus interactions: implications for sediment buffering capacity in a mediterranean eutrophic lagoon (Sacca di Goro, Italy). Hydrobiologia, 550: 131-148.

Barber Larry B., Leenheer Jerry A., Noyes Ted I., and Stiles Anderic A (2001) Nature and Transformation of Dissolved Organic Matter in Treatment Wetlands. Environmental. Science Technology 35, 4805-4816.

Bates Anne L., Spiker E. C and Holmes C. W. (1998) Speciation and isotopic composition of sedimentary sulfur in the Everglades, Florida, USA. Chemical Geology 146, 155–170

Beck M., Dellwig O., Holstein J.M., Grunwald M., Liebezeit G., Schnetger B., Brumsack H.J. (2008) Sulphate dissolved organic carbon, nutrients and terminal metabolic products in deep pore waters of an intertidal flat. Biogeochemistry 89:221–238

Bostrom B, Andersen J.M., Fleischer S., y Jansson M. (1988) Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. Hydrobiologia 170: 229-244.

Boutton TW (1991) Stable carbon isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine and freshwater environments. In: Coleman DC, Fry B (eds) Carbon isotope techniques. Academic Press Limited, London, pp 173–185

Brenner M., Whitmore T.J., Curtis J.H., Hodell D.A. and Schelske C.L. **(1999)** Stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) signatures of sedimented organic matter as indicators of historic lake trophic state. *J. Paleolimnol.* 22: 205–221.

Brenner M, Hodel DA, Leyden BW, Curtis JH, Kenney WF, Gu B, Newman JM **(2006)** Mechanisms for organic matter and phosphorus burial in sediments of a shallow, subtropical, macrophyte-dominated lake. *J Paleolimnol* 35:129–148.

Buffle, J. **(1990)** Complexation reactions in aquatic systems, Ellis Howood Limited, England.

Carpenter Stephen R. and Lothrop Richard C. **(2008)** Probabilistic Estimate of a Threshold for Eutrophication. *Ecosystems.* 11: 601–613

Carvalho C.M., Hayashizaki K.I., and Ogawa H. **(2008)** Sulfur stable isotopes indicate the source of sinking materials in a Coastal bay: Otsuche bay, Sanriku, japan. *Oceanography*, 64, 705-712.

Centofanti, M., Chessel, D., Doledec, S. **(1989)** Stability of a spatial structure and compromise in a multiway matrices statistical analysis: application to physical and chemical properties in a reservoir lake. *Journal of Water Science* 2, 71–93 (in French).

Chapin F. S. III, Matson P. A., and Morrison Peter M. **(2002)** Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer, New York ISBN 978-1-4419-9503-2.

Chapman, D. **(1996)** Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. E& FN Spon, Londres, Inglaterra. 626 p.

Cheng F., Zhang L., Yang Y., Zhang D. **(2008)** Chemical and isotopic alteration of organic matter during early diagenesis: Evidence from the coastal area off-shore the Pearl River estuary, south China. *Journal of Marine Systems.* 74: 372–380,

Cline J.D. **(1969)** “Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters”, *Limnology and Oceanography*, 14: 454-458.

CNIAA **(2012)** Cámara Nacional de las Industrias Azucarera y Alcohólera. 2012, [En línea] <http://www.camaraazucarera.org.mx>, [consulta: Febrero 2013]

Colleen M. Hansel and Scott Fendorf; Steve Sutton and Matt Newville **(2001)** Characterization of Fe Plaques and Associated Metals on the Roots of Mine-Waste Impacted Aquatic Plants. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3863-3868

Convención sobre los Humedales “Ramsar Iran” **(1971)** sitio web: <http://www.ramsar.org>

Craft C.B. and Casey W.P. **(2000)** Sediment and nutrient accumulation in floodplain and Depressional freshwater wetlands of Georgia, USA. *WETLANDS*, Vol. 20, No. 2, pp. 323–332

Cunha M.E.T., Yabe M.J.S, Lobo I. and Aravena R. **(2006)** Isotopic composition as a tool for assessment of origin and dynamics of organic matter in tropical freshwater. *Environmental Monitoring and Assessment*, 121:461-478.

Dahm C.N., Grimm N.B., Marmonier P., Valett H.M. and Vervier P. **(1998)** Nutrients dynamic at the interface between surface water and groundwater. *Freshwater Biology*, 40, 427-451.

Discroll C.T., Effler S.W., Auer M.T., Doerr S.M., Penn M.R. **(1993)** Supply of phosphorus to the water column of a productive hardwater lake: controlling mechanisms and management considerations. *Hydrobiologia* 253: 61-72.

Díaz Francisco J, Chow Alex T, O'geen Anthony T, Dahlgreen Randy A and Po-Keung Wong **(2008)** Restored Wetlands as a Source of Disinfection Byproduct Precursors, *Environ. Sci. Technol* 42, 5992–5997

Dirzo, R. & A. Miranda **(1991)** El límite boreal de la selva tropical húmeda en el continente americano. Contracción de la vegetación y solución de una controversia. *Interciencia* 16(5):240-247.

Documento estratégico rector y sus anexos: Semarnat, INEGI, Conabio, Ine, Conagua **(2008)** Documento estratégico rector del inventario nacional de humedades. Semarnat, México, D.F. pp. 57

Dugan P. J. **(1990)** Wetland Conservation: A review of current issues and required action. UINC, Gland, (Suiza) 95 pags.

Dunne J., Reddy R., Clark M.W. **(2006)** Biogeochemical indices of phosphorous retention and release by wetland soils and adjacent stream sediments. *Wetlands*, 26(4):1026-1041

Elliott E.M. and Brush G.S. **(2006)** Sedimented organic nitrogen isotopes in freshwater wetlands record long-term changes in watershed nitrogen source and land use. *Environmental Science Technology*, 40, 2910-2916.

Einsiedl Florian and Mayer Bernarhard **(2005)** Sources and Processes Affecting Sulfate in a Karstic Groundwater System of the Franconian Alb, Southern Germany. 39, 7118-7125

Ficken, K.J., Li, B., Swain, D.L., Eglinton, G. **(2000)** An nalkane proxy for the sedimentary input of submerged/floating freshwater aquatic macrophytes. *Organic Geochemistry* 31, 745–749.

Filley T.R., Freeman K.H., Bianchi T.S., Baskaran M., Colarusso L.A. and Hatcher P.G. **(2001)** An isotopic biogeochemical assessment of shifts in organic matter input to Holocene sediments from Mud Lake, Florida. *Organic Geochemistry* 32, 1153–1167

Fisher J., y Acresman M. C. **(2004)** Wetland nutrients removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System and Sciences*, 8(4), 673-685.

Fleming M.S. and Horne A.J. **(2002)** Enhanced Nitrate Removal Efficiency in Wetland Microcosms Using an Episediment Layer for Denitrification. *Environ. Sci. Technol.* 36, 1231-1237

Francisco A. Squeo and James R. Ehleringer **(2004)** Isótopos estables: una herramienta común para la ecofisiología vegetal y animal. *Fisiología Ecológica en Plantas*. pp. 59 – 80.

Fuseler Knut and Cypionka Heribert **(1995)** Elemental sulfur as an intermediate of sulfide oxidation with oxygen by *Desulfobulbus propionicus*. *Arch Microbiol.* 164, 104-109

Fry Brian **(1990)** Stable isotopic compositions of sulfur in PIRLA sediment cores. *Paleolimnology* 4: 23-29, 1990.

Fuseler Knut, Cypionka Heribert **(1995)** Elemental sulfur as an intermediate of sulfide oxidation with oxygen by *Desulfobulbus propionicus*. *Arch Microbiol* 164: 104–109

Gathumbi Stanley M. Bohlen Patrick J. and Graetz Donald A. **(2005)** Wetland soil: Nutrient Enrichment of Wetland Vegetation and Sediments in Subtropical Pastures. *Soil Science Society of America Journal*. 69, 539-548.

Giesler R., Bjorkvald L., Laudon H., and Magnus C. M. **(2009)** Spatial and Seasonal Variations in Stream Water $\delta^{34}\text{S}$ -Dissolved Organic Matter in Northern Sweden. *Environ. Sci. Technol.* 43, 447–452

Gilboa-Garber N. **(1971)** “Direct spectrophotometric determination of inorganic sulfide in biological materials and in other complex mixtures”, *Analytical Biochemistry* 43: 129-133.

Golterman H.L. **(1995)** The role of the iron-hydroxide-phosphate-sulphide system in the phosphate exchange between sediments and overlying water. *Hydrobiology* 297 : 43-54.

Golterman H.L. **(1998)** The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiology* 364: 75 – 81.

Golterman H.L. **(2001)** Fractionation and bioavailability of Phosphates in lacustrine sediments: a review. *Limnetica*, 20(1), 15-29

Groscheova H., Novak M. and Alewell C. **(2000)** Changes in the $\delta^{34}\text{S}$ ratio of pore-water sulfate in incubated sphagnum peat. *Wetlands*, Vol. 20, No. 1, pp. 62–69

Gunnar A., and Blomqvist S. **(1997)** Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting from anoxic to oxic conditions – an experimental comparison of freshwater and brackish-marine systems. *Biogeochemistry* 37: 203-226.

Hedin R. S., Hyman D. M., Hammack R. W. **(1998)** Implications of sulfate-reduction and pyrite formation processes for water quality in a constructed wetland: preliminary observations. 380-388.

Heimlich R. E. **(1994)** Cost of an agricultural wetland reserve. *Land Economics*, 70(2); 234-46

Heitman Tobias and Blodau Christian **(2006)** Oxidation and incorporation of hydrogen sulfide by dissolved organic matter. *Chemical Geology* 235, 12-20.

Hoefs J. **(2004)** *Stable Isotope Geochemistry*, Springer, Berlin, 5th Ed. 340 pp.

Holmer M. and Storkholm P. **(2001)** Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology*. 46, 431-45.

INEGI **(2003)** Estudio hidrológico del estado de San Luis Potosí. Primera edición. 136 p.p. ISBN 970-13-3631-3

INEGI **(2003)** Anuario Estadístico San Luis Potosí 2003. Consulta en Internet: abril 2013. www.inegi.gob.mx.

INEGI (2004) Anuario Estadístico San Luis Potosí 2004. Consulta en Internet: abril 2013. www.inegi.gob.mx.

INEGI (2006). Anuario Estadístico San Luis Potosí 2006. Consulta en Internet: abril 2013. www.inegi.gob.mx.

INEGI-OEIDRUS (2010) Campo potosino. Consulta en Internet; Febrero 2010.

Inglett P.W. and Reddy K.R. (2006) Investigating the use of macrophyte stable C and N isotopic ratios as indicators of wetland eutrophication: patterns in the P-affected everglades. *Limnol Oceanogr* 51:2380–2387

Inglett PW, Reddy KR, Newman S, Lorenzen B. (2007) Increase soil stable nitrogen isotopic ratio following phosphorus enrichment: historical patterns and tests of two hypotheses in a phosphorus limited wetland. *Oecologia* 153:99–109

IUCN (2007) Lista roja de especies amenazadas. Consulta en internet: octubre 2012. <http://www.iucnredlist.org/>

Jacob D. L. and Otte M. L. (2003) Conflicting Processes in the Wetland Plant Rhizosphere: Metal Retention or Mobilization? *Water, Air, and Soil Pollution* 3, 91–104

Jimenez J.J, Decaens T, Rossi J.P. (2006) Stability of the spatio-temporal distribution and niche overlap in Neotropical earthworm assemblages. *Acta Oecologica*; 30: 299-311.

Johnston Carol A. (1991) Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21:5-6, 491-565.

Jorgensen B.B. (1990) The sulfur cycle of freshwater sediments: Role of thiosulfate. *Limnol Oceanography*, 35(6), 1329-1342.

Jorgensen, B.B., Bang T.M. and Blackburn H. (1990) Anaerobic mineralization in marine sediments from the Baltic Sea-North Sea Transition. *Marine Ecology Progress*, 59, 30-54.

Kadlec R.H. y Knight R. L. (1995) *Treatments wetlands*. Lewis Publishers. Chelsea. MI

Kadlec Robert H. and Wallace Scott D. (2009) *Treatment Wetlands*, 2nd Ed. 965

Keldeman P., Kansime F., Tola M. T., Dam A.V. (2007) The role of sediments for phosphorus retention in the Kirinya wetland (Uganda). *Wetlands Ecol Manage* 15, 481-488.

Kendall, C. (1998) In *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*; Kendall, C., McDonnell, J. J., Eds.; Elsevier: New York, NY, pp 519-576.

Kendall C. and McDonnell J. (1998) *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, 839.

Kroonenberg P.M. (1989) The analysis of multiple tables in factorial ecology. III: three-mode principle component analyse: "Analyse triadique complete. *Acta Oecologica. Oecologia Generalis*; 10: 245-256.

Kumar Das Supriyo; Routh Joyanto; Roychoudhury Alakendra N and Klump J. Val. (2008) Elemental (C, N, H and P) and stable isotope ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) signatures in Sediments from Zeekoevlei, South Africa: a record of human intervention in the lake. *J. Paleolimnol* 39:349-360

Kumar Das Supriyo; Routh Joyanto; Roychoudhury Alakendra N; Klump J. Val and Kumar Ranjan Rajesh. (2009) Phosphorus dynamics in shallow eutrophic lakes: an example from Zeekoevlei, South Africa, *Hydrobiologia*, 619:55–66

Lamers L.P.M; Tomassen H.B.M, y Roelofs J.G.M. (1998) Sulfate-Induced Eutrophication and Phytotoxicity in Freshwater Wetlands, *Environ. Sci. Technol.* 32, 199-205

Lamers L.P.M., Falla S.J., Samborska E.M., Van Dulken I.A.R., Van Hengstum G.V., and Roelofs J.G.M. (2002) Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted freshwater wetlands. *Limnology and Oceanography*, 47(2), 585–593.

Lindau C. W; Delaune R. D y Alford D. P. (1996) Monitoring Nitrogen Pollution from Sugarcane Runoff Using ^{15}N Analysis. *Water, Air, and Soil Pollution* 89: 389-399

Langmuir, D. (1996) *Aqueous Environmental Geochemistry*, Ed Prentice-Hall Inc. E.U.U.A.

Lavit C. (1988) *Analyse conjointe de tableaux quantitatifs*. Masson, Paris.

Lavit C., Escoufier Y., Sabatier R., Traissac P. (1994) The ACT (STATIS) method. *Computational Statistics & Data Analysis* 18: 97–119.

Leng M. J; Lamb A. L; Heaton T. H. E; Marshall, J. D; Wolfe B. B; Jonnes M. D; Holmes J. A y Arrowsmith C. (2005) Isotopes in lake sediments: *Isotopes in Palaeoenvironmental Research*. Springer, 147-184

Li, Y.H. and Gregory, S. (1974) Diffusion of ions in seawater and in deep-sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 38: 703-714.

López P. (1986) Composición del sedimento en sistemas Acuáticos del litoral mediterráneo Español *Lirnnética* 2: 11-18.

López P., Lluch X., Vidal M., and Morgui A. (1996) Adsorption of Phosphorus on Sediments of the Balearic Islands (Spain) Related to Their Composition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42, 185–196

López P., Navarro E., Marce R., Ordoñez J., Caputo L. and Armengol J. (2006) Elemental ratios in sediments as indicators of ecological processes in Spanish reservoirs. *Limnetica*, 25(1-2): 499-512.

Lora S., R. (1992) Análisis de suelos y material vegetal para micronutrientes. En: actualidad y futuro de los micronutrientes en la agricultura. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo (SCCS), Palmira. Comité regional del Valle de Cauca. P. 81-97

Lovley D.R. (1987) Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron: A review. *Geomicrobiology*, 5: 375–399.

Lucassen E.C.H.E.T. Smolders A. J. P. Van Der Salm A. L. and Roelofs J. G. M. (2004 a) High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands. *Biogeochemistry* 00: 249–267.

Lucassen E.C.H.E.T. Smolders A. J. P. Van Der Salm A. L. and Roelofs J. G. M. (2004 b) Effects of stagnating sulphate-rich groundwater on the mobility of phosphate in freshwater wetlands: a field experiment. *Hydrobiol.* 160 1 117–131

Lynnete M.M., White J.R. and Reddy R.K. (2004) Nitrogen and Phosphorus Flux Rates from Sediment in the Lower St. Johns River Estuary. *Environmental Qual*, 33, 1545-1555.

Malavolta, E. (1992) Micronutrientes en la fertilización de la caña de azúcar: la actualidad y futuro de los micronutrientes en la agricultura. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo (SCCS), Palmira. Comité regional del Valle de Cauca. p. 294-322.

Mc Kenna J.E. (2003) An enhanced cluster analysis program with bootstrap significance testing for ecological community analysis. *Environmental Modelling & Software*; 18: 205-220.

Meyers P.A. and Ishiwatari R. (1993) Lacustrine organic geochemistry: an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Org. Geochem.* Vol 20, No. 7, pp. 867-900.

Miranda Faustino y Hernández Efraím (1963) Los tipos de vegetación de México y su clasificación.

Mitsch W J. and Gosselink J.G. (2004) *Wetlands*, Wiley, 4th Edition. 600 pp

Mladenov Natalie, Zheng Yan, Miller Matthew P., Nemergut Diana R., Legg Teresa, Simone Bailey, Hageman Clarissa, Moshirrahman M., Matin Ahmed K., and Mcknight Diane M., (2009) Dissolved Organic Matter Sources and Consequences for Iron and Arsenic Mobilization in Bangladesh Aquifers, *Environ. Sci. Technol.* 6 pags.

Moreno-Casasola P., Cejudo-espinoza E., Capistran-Barradas A., Infante-Mata D., López-Rosas H., Astillo-campos G., Pale-Pale J., Campos-Cascaredo A. (2010) Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. *Bol. Soc. Bot. Méx.* 2010, n.87, pp. 29-50. ISSN 0366-2128.

Moore, P. A. Jr. y Reddy, K. R. (1994) Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *Environ. Qual.* 23: 955 –964.

Murase J. and Sakamoto M. (2000) Horizontal distribution of carbon, nitrogen, and their isotopic compositions in the surface sediment of Lake Biwa. *Limnology* 1:177–184

Murphy, J. & J. P. Riley (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt. chim. Acta* 27: 31-36.

Murphy T.P., Hall K.J., and Yesaki I. (1983) Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake. *Limnology Oceanography*, 28, 58-69.

NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental. Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. SEMARNAT. México.

Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales, 01-06-97

OECD. Organization for Economic Co-operation and Development "Environmental Indicators" (2003).

OEIDRUS (2010) Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable, <http://www.campopotosino.gob.mx/monmun.php>. Consulta en Internet; Febrero 2010.

O'Leary, M.H. (1988) Carbon isotopes in photosynthesis. Fractionation techniques may reveal new aspects of carbon dynamic in plants. *Bioscience* 38, 328-329.

Olila O.G. and Reddy R.K. (1997) Influence of redox potential on phosphate-uptake by sediments in two sub-tropical eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 345: 45–57, 1997.

Orozco F. (1987) Análisis Químico Cuantitativo, 17^a. Ed, Editorial Porrúa, México.

Ortiz J.E, Torres T, Delgado A, Julia R, Lucini M, Llamas FJ, Reyes E, Solar V, Valle M (2004) The palaeoenvironmental and palaeohydrological evolution of Padul Peat Bog (Granada Spain) over one million years, from elemental, isotopic and molecular organic geochemical proxies. *Org Geochem* 35:1243–1260

Otte M.L. and Jacob D.L. (2006) Constructed Wetlands for Phytoremediation, rhizofiltration, phytostabilization and phytoextraction. In *Mackova M. et al. (eds.)*, Phytoremediation and Rhizoremediation. Theoretical background. Vol. 9A, Springer, 57-67.

Otto M. (1998) Multivariate Methods. In Kellner, R.,Mermet, J.M., Otto, M., Widmer, H.M. (Eds). In: Kellner, R.,Mermet, J.M., Otto, M., Widmer, H.M. (Eds), Weinheim, Germany.

Panigatt M. C and Maine M. A. (2003) Influence of nitrogen species (NH_4^+ and NO_3^-) on the dynamics of P in water–sediment–*Salvinia herzogii* systems. *Hydrobiologia* 492: 151–157, H. L. Golterman (ed.), *Sediment–Water Interaction* 13.

Patrick Jr. W.H., Mikkelsen D.S. and Wells B.R. (1985) *Plant Nutrient Behavior in Flooded Soil*. Soil Science Society of America. 3rd Ed. 197-228.

Peterson Bruce J. and Howarth Robert W. (1987) Sulfur, carbon, and nitrogen isotopes used to trace organic matter flow in the salt-marsh estuaries of Sapelo Island, Georgia. *Limnology Oceanography*, 32(6): 1195-1213

Plan de manejo del Humedal “Ciénega de Cabezas” (2007) San Luis Potosí. México. The Nature Conservancy. 1992. Evaluación Ecológica Rápida. Un Manual para Usuarios de América Latina. Edición Preliminar. USA.

Quiroga M. R. (2007) Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe, Cepal. 1-288

Ramírez J. J., y Noreña J. F. (2004) Characterization of the sediment in a tropical shallow lake, *Caldasia* 26(1) 173-184

Ramsar convención sobre los humedales: Valores y funciones. Irán (1971) <http://ramsar.org/>

RAMSAR (2006) *Manual de la Convención de Ramsar. Guía a la Convención sobre los Humedales* (Ramsar, Irán, 1971). 4ª ed. Secretaría de la Convención de Ramsar. Gland, Suiza.

R Development Core Team (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Reddy K. L., D'Angelo E. M., y Harris W. G. (2000) Biogeochemistry of wetlands. In CRC Press. Handbook of Soil Science. Editor in cheif, M. E. Sumer. Pp. G89-I19.

Reddy R.K., DeLaune R.D. (2008) Biogeochemistry of Wetlands: Science and applications. Boca Raton: CRC Press.. pp 819.

Reyes-Hernandez, H., L. Olvera-Vargas, F. Sahagún-Sánchez & J.F. Mas-Causel (2009) Transformation of the forest cover and future scenarios in the Sierra Madre Oriental, physiographic region, San Luis Potosí, Mexico. ISRSE 33. 33 International Symposium on Remote Sensing of Environment. Sustaining the Millennium Development Goals.

RIS (2007) Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (4MX095).

Roden E.E., and Edmonds J.W. (1997) Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: Microbial Fe (III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. *Arch. Hydrobiol.* 39: 347–378.

Roden E.E. and Wetzel G.R. (2002) Kinetics of microbial Fe(III) oxide reduction in freshwater wetland sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 47(1), 198–211

Rojas N. H. y Silva N. S. (2003) Distribución espacial de textura, carbono y nitrógeno en sedimentos Recientes en canales y fiordos chilenos. Golfo corcovado (43° 50' s) a golfo Elefantes (46° 30' s), Chile. *Cienc. Tecnol.* (1): 15-31.

Roldán G. (1992) Fundamentos de Limnología Neotropical. Edit. Universidad de Antioquia, Medellín. 529.

Rolland A, Bertrand Fdr, Maumy M, Jacquet Sp. (2009) Assessing phytoplankton structure and spatio-temporal dynamics in a freshwater ecosystem using a powerful multiway statistical analysis. *Water Research*; 43: 3155-3168.

Rosenbauer R.J., Swarzenski P.W., Kendall C., Orem W.H., Hostettler F.D., and Rollog M.E. (2009) A carbon, nitrogen, and sulfur elemental and isotopic study in dated sediment cores from the Louisiana Shelf. *Geo-Marine Letter*, 29:415–429.

Ross, J. P. (1996) Application of the new IUCN criteria to crocodilian status evaluation: En: *Crocodiles, Proceedings of the 13th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group.* 499–504. IUCN, Gland, Suiza.

Rossi J-P. (2003) The spatiotemporal pattern of a tropical earthworm species assemblage and its relationship with soil structure: The 7th international symposium on earthworm ecology · Cardiff · Wales · 2002. *Pedobiologia*; 47: 497-503.

Routh J., Meyer P.A., Gustafsson O., Baskaran M., Hallberg R. and Scholdstrom A. (2004) Sedimentary geochemical record of human-induced environmental changes in the Lake Brunnsviken watershed, Sweden. *Limnol. Oceanography*, 49(5), 1560–1569.

Rzedowski, J. (1956) Notas sobre la flora y la vegetación de San Luis Potosí III. Vegetación de la región de Guadalcázar. *Anales del Instituto de Biología. UNAM.* 27:169-228.

Rzedowski, J. (1961) *Vegetación del estado de San Luis Potosí*. Tesis Doctoral. UNAM. Facultad de Ciencias. México. 228 p.

Rzedowski, J. (1965) Vegetación del estado de San Luis Potosí. *Acta Científica Potosina* V(1 y 2):1-291.

Rzedowski, J. (2004) *Ensayo de la evaluación de la riqueza florística de San Luis Potosí*. Conferencias públicas por el Quincuagésimo aniversario de la fundación del Instituto de Investigación de Zonas Desérticas. San Luis Potosí.

Sahagún Sánchez, F (2010) Dinámica espacio temporal de las transformaciones de la cultura vegetal y su impacto en las áreas de distribución-Sierra Madre Oriental. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma De San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.

Sahagún Sánchez F. J., Castro Navarro J., Reyes Hernández H. (2013) Distribución geográfica de la avifauna en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México: un análisis regional de su estado de conservación. *Biología Tropical*. Vol. 61(2): 897-925.

Sánchez Carrillo S., Alvarez Cobelas M., Angeler D. G. y Vizcayno Muñoz C. (2000) Tasas de acreción y características de los sedimentos Actuales en el parque nacional las tablas de Daimiel (ciudad real), *Estudios geol.*, 56: 239-25.

Sánchez García L. et al. (2006) Caracterización geoquímica de la materia orgánica en sedimentos. Discusión sobre la cuantificación del BC. *Boletín Geológico y Minero*, 117 (Núm. Monográfico Especial): 571-576.

Savage C., Leavitt P.R., and Elmgren R. (2010) Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanography*, 55 (3), 1033-1046.

Schulz Stefan and Dickschat Jeroen S. (2006) Bacterial volatiles: the smell of small organisms. *Natural Product Reports*, 24, 814–842.

Scott D. A. (1989) Design of wetland data sheet for database on Ramsar sites. Informe mimeografiado para la oficina de la conversión de Ramsar, Gland. Suiza, 41 pag.

Secretaría de la Convención de Ramsar (2006) *Políticas Nacionales de Humedales: Elaboración y aplicación de Políticas Nacionales de Humedales*. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 3ª edición, vol. 2. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).

SEMARNAT. Secretaria de Manejo de Recursos Naturales **(2009)**.

SEMARNAT **(2005)** Plan rector para el manejo sustentable de los recursos naturales de la subcuenca del río Sana María, ubicada en los estados de San Luis Potosí, Querétaro y Guanajuato.

Shaked Yeala, Erel Yigal y Sukenik Assaf **(2002)** Phytoplankton-Mediated Redox Cycle of Iron in the Epilimnion of Lake Kinneret. *Environmental science & technology*, vol. 36, 460-467.

Sharef M.A., Illman D.L., Kowalski B.R. **(1986)** Chemometrics. John Wiley and Sons, New York.

Smith Val. H. **(2003)** Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems A Global Problem. *Environ Sci & Pollut Res* 10 (2) 126 – 139.

Smith V.H. **(1998)** Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters. In: Pace ML, Groffman PM (eds) *Successes, limitations and frontiers in ecosystem science*. Springer, New York, pp 7–49

Smolders, A.J.P., Nijboer, R.C. and Roelofs, J.G.M. **(1995)** Prevention of sulphide accumulation and phosphate mobilization by the addition of Fe(II) to a reduced sediment: an enclosure experiment. *Freshwater. Biol.* 34: 559 –568.

Smolders A. J. P., Lucassen E.C.H.E.T., Bobbink R., Roelofs J.G.M., and Lamers L.P.M. **(2010)** How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater for wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry*.

SMN, “Servicio Meteorológico Nacional de México” **(2007)** Reporte meteorológico de las estaciones climatológicas en SLP. México. Reporte en línea.

SMN, “Servicio Meteorológico Nacional de México”. Análisis de la temporada de ciclones tropicales **(2010)** Resumen del Atlántico.

Soto Jimenez M.F., Paez F and Ruiz A.C. **(2003)** Organic matter and nutrients in an altered subtropical marsh system, Chiricahueto, NW Mexico. *Environmental geology*. 43: 913-921.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th ed., p. 496, Method 427C, **(1975)**.

Stumm W. and Leckie J.O. **(1971)** Phosphate exchange with sediments: its role in productivity in surface waters. *Advances in water pollution research*, Vol 2, III. 2611-2116

Stumm, W. and Morgan, J. J. **(1981)** *Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*, 2nd ed.; Wiley Interscience: New York, 1981.

The Ramsar Convention Bureau **(2009)** *Carpeta Informativa Ramsar, Documento Informativo Ramsar No. 1: ¿Qué son los humedales?: <http://ramsar.org/>*

Thioulouse J. Simier M., Chessel D. **(2004)** Simultaneous analysis of a sequence of paired ecological tables. *Ecology* 85: 272–283.

Thioulouse J, Chessel D. **(1987)** Les analyses multitableaux en écologie factorielle. *Acta Oecologica. Ecologia Generalis*, 8: 463-480. Dentro de Jimenez y col. 2006.

Torres I.C., Inglett P.W., Brenner M., Kenney W.F., and Reddy K.R. **(2012)** Stable isotope ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) values of sediment organic matter in subtropical lakes of different trophic status. *J. Paleolimnology*. 47:693–706

UICN **(2002)** Seguimiento de las directrices de la Convención RAMSAR en la planificación de los humedales de importancia internacional en Centroamérica. Unión Mundial para la Naturaleza, Oficina regional para Mesoamérica, Gobierno de Noruega, San José, Costa Rica. 72 p.

Vargas Mergold, A. **(2010)** La Reserva de la Biosfera “Sierra del Abra-Tanchipa”: las ANP’s de lo internacional a lo local. Tesis de maestría. Programa Multidisciplinario en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México. 181 p

Weber A., Riess W., Wenzhoefer F., and Jorgensen B.B. **(2001)** Sulfate reduction in Black Sea sediments: in situ and laboratory radiotracer measurements from the shelf to 2000m depth. *Deep-Sea Research I* 48:2073-2096

Wetzel, R. G. **(2001)** *Limnology Lake and River Ecosystems*, 3rd edn. Academic Press, San Diego: 169–173; 236.

Williamson, C. E., Morris, D. P., Pace, M. L. y O. G. Olson **(1999)** Dissolved Organic Carbon and Nutrients as Regulators of Lake Ecosystems: Resurrection of a More Integrated Paradigm. *Limnology Oceanography*. 44: 795-803.

Wing T. and Conrad R. **(1997)** Localization of sulfate reduction in planted and unplanted rice field soil. *Biogeochemistry* 37: 253–278.

Wu Shubiao, Kuschik P., Wiessner A., Muller J., Saad R.A.B., and Dong R. **(2013)** Sulphur transformations in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. *Ecological Engineering*. 52, 278-289.

Xu Defu, Jianming Xu, He Yan and Huang P. M. **(2009)** Effect of Iron Plaque Formation on Phosphorus Accumulation and Availability in the Rhizosphere of Wetland Plants. *Water Air Soil Pollut* 200, 79–87

Zak D., Kleeberg A., and Hupfer M. **(2006)** Sulphate-mediated phosphorus mobilization in riverine sediments at increasing sulphate concentration, River Spree, NE Germany. *Biogeochemistry*, 80, 109-119.

Zedler Joy B. and Kercher Suzanne **(2005)** Wetlands Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30:39–74

Zhon J. G., Zhan G and Xiao-Lan Huang **(2007)** Relative Importance of Solid-Phase Phosphorus and Iron on the Sorption Behavior of Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 41, 2789-2795.

ANEXO A

Parámetros fisicoquímicos determinados en los manantiales correspondientes a las dos campañas de muestreo: noviembre 2011 y mayo 2012.

Tabla A1 Parámetros fisicoquímicos, concentraciones de nutrientes y metales en los sitios de muestreo en los manantiales del humedal “Ciénega de Tamasopo”

SITIO	Nombre	pH		CE (ms/cm)		DO (mg/L)		Sal (%)		Eh (mV)		T (C)		ProfM (m)		Prof (m)		AlkT (mg/L)	
		Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012
1	Cabezas	7.22	6.4	0.53	0.34	3.5	2.34	0.02	0.01	3.5	-27	24	26.3	0.4	0.3	0.85	1.20	303	221
2	Oscuranas1	7.01	6.92	0.44	0.35	1.2	1.26	0.01	0.01	102	-29	22.7	24.4	0.4	0.3	1.3	0.5	256	203
3	Oscuranas2	7.33	7.23	0.49	0.39	1.3	0	0.02	0.01	158	-25	22.9	23.5	0.3	0.3	0.85	0.5	213	196
4	Podrido	7.30	7.04	1.41	1.04	2.2	0.1	0.05	0.04	-35	-35	22.9	23.7	0.3	0.3	0.3	0.3	233	174
5	Cuajo	7.21	7.07	1.14	1.16	1.7	2.5	0.05	0.05	-12	-32	23.2	23.8	0.4	0.3	0.55	0.35	208	184
6	Tomas	7.29	6.97	1.23	1.08	3.7	0.03	0.05	0.04	-68	-25	23.4	23.9	0.4	0.3	0.4	0.3	206	184
7	Cofradia	7.28	7.04	1.19	1.10	2.2	0.48	0.05	0.04	8.2	-21	23.4	24	0.4	0.3	1.3	0.47	236	200
8	P. Mocha	7.22	7.08	1.49	1.17	1.4	0.03	0.06	0.05	-12	-5	23.4	23.7	0.4	0.3	0.3	0.32	217	197
9	A. Piedras	7.15	6.25	0.66	0.49	0.7	0.26	0.02	0.02	-36	-52	23	23.7	0.4	0.3	0.6	0.78	328	288
10	J. Chilote	7.25	7.67	1.48	1.03	0.9	0.01	0.06	0.04	185	-12	22.8	25.5	0.4	0.3	1.2	0.28	276	182
11	Capuchinas	7.35	6.78	0.54	0.39		3.09	0.02	0.01	78	-14	22.9	23.5	0.4	0.3	1.2	0.7	273	239

Continuación de Tabla A1.

SITIO	Fe (µM)		Ca (mM)		Mn (µM)		Mg (µM)		Na (µM)		K (µM)		Cl (mg/L)		COD (mg/L)		NO ₃ ⁻ (mg/L)		PO ₄ ³⁻ (mg/L)		SO ₄ ²⁻ (mg/L)	
	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012	Nov 2011	May 2012
1	0.052	0.171	5.7	1.6	5.0	0.0	9	0	108	381	2.3	13.9	14.9	14.9	45.8	23.5	3.2	6.9	0.00	0.10	20.1	13.7
2	0.025	0.116	1.5	1.5	0.9	0.0	105	0	122	462	5.5	33.0	10.9	10.9	36.8	22.5	1.6	6.9	0.02	0.08	3.8	29.4
3	0.022	0.138	1.3	2.2	0.7	0.0	117	5	53	48	4.6	27.4	9.9	12.9	39.6	22.6	1.9	7.3	0.02	0.41	44.8	49.3
4	0.062	0.131	6.3	6.6	4.8	0.0	268	1085	61	100	7.6	45.6	17.4	13.9	26.0	21.3	1.2	6.9	0.02	0.06	0.0	121.9
5	0.042	0.128	4.9	5.8	5.5	0.1	226	1029	61	99	5.6	33.3	13.4	14.4	30.0	21.8	2.0	7.0	0.00	0.16	104.4	46.7
6	0.046	0.122	5.0	4.0	0.1	0.7	224	934	55	60	6.4	38.2	7.4	14.9	25.0	22.5	1.5	6.9	0.13	0.08	97.8	0.0
7	0.043	0.128	5.1	4.1	0.7	0.0	190	910	61	96	2.4	14.3	13.6	12.9	27.2	19.4	2.7	7.2	0.00	0.33	44.3	69.0
8	0.057	0.089	7.3	3.5	1.7	0.0	262	695	54	55	4.9	29.2	12.4	12.5	33.3	30.2	0.0	7.1	0.00	0.20	4.8	41.2
9	0.048	0.022	3.5	2.0	1.9	6.0	64	0	48	18	2.0	12.0	12.4	9.9	46.5	19.6	0.8	7.1	0.13	0.27	3.1	118.4
10	0.056	0.183	7.2	4.6	5.3	6.4	256	1185	176	789	4.1	24.2	12.9	12.9	30.2	26.2	2.7	8.1	0.00	1.21	224.0	128.6
11	0.070	0.015	5.3	1.5	12.7	1.8	62	0	41	0	6.0	35.8	14.9	13.5	38.0	24.6	4.5	7.5	0.00	0.62	67.1	50.4

Parámetros fisicoquímicos, nutrientes y metales determinados en la columna de agua correspondiente a las tres campañas de muestreo en el humedal en Noviembre 2011, Mayo 2012 y Noviembre 2012. Prof_M representa la profundidad en que se colectaron las muestras para metales y/o en que se realizaron las mediciones de los parámetros *in situ*.

Tabla A2 Parámetros fisicoquímicos, nutrientes y metales de la columna de agua en los sitios de muestreo del humedal en Noviembre 2011.

SITIO	pH	CE (ms/cm)	T (C)	sal (%)	pE (mV)	DO (mg/L)	Prof _M (m)	Prof (m)	AlkT (mg/L)	ChIT (µg/m ³)
1	6.8	0.86	21.6	0.35		0.31	0.35	1.4	217.16	0.021
2	7.7	1.06	21.7	0.04		0.1	0.35	1.6	223.09	0.019
3	7.7	1.17	22.2	0.05	65.5	0.06	0.35	1.3	202.92	0.019
4	7.4	1.01	21.4	0.04		0.26	0.35	0.45	214.79	0.003
5	7.4	1.08	19.8	0.04		0.2	0.35	1.3	176.81	0.001
6	7.8	0.44	26.4	0.04	261	4.1	0.8	1.0	182.00	0.002

A y B indican la profundidad por debajo del espejo del agua (20 cm) y por arriba de la IAS (20 cm).

SITIO	COD (mg/L)		Fe (µg/L)		Ca (mg/L)		Mn (µg/L)		Mg (mg/L)		Na (mg/L)		K (mg/L)	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
1	32.2	34.9	88.4	166.6	277.8	257.3	17.9	12.5	0.56	0.51	1.2	2.3	0	0
2	23	22.3	27.4	17.8	238.2	217.8	1.1	0	0.47	0.44	1.2	1.3	0	0
3	18.1	35.1	161.4	50.5	279.6	261.5	0	1.9	0.55	0.55	1.2	1.3	0	0
4	30.6	34.7	109.9	47.7	216.4	202.2	0	2.1	0.42	0.40	1.6	1.0	0	0
5	32.8	33.4	107.4	35.8	398.2	252.1	24.2	0	0.48	0.41	1.3	1.3	0	0
6	29.5	27.8			278.5	250.4	0	0	0.82	0.92	0.2	0.2	0	0

SITIO	Cl ⁻ (mg/L)		NO ₃ ⁻ (mg/L)		PO ₄ ³⁻ (mg/L)		SO ₄ ²⁻ (mg/L)	
	A	B	A	B	A	B	A	B
1	2.9	0.2	0.7	1.6	0	0	498	554
2	3.9	1.9	1.0	6.7	0	0	521	515
3	2.5	2.4	1.6	1.3	0	0	431	349
4	2.9	0.0	0.7	1.7	0	0	359	352
5	0.2	0.0	1.8	1.5	0	0	407	422
6	4		2.1		0		180	

Tabla A3. Parámetros, nutrientes y metales de la columna de agua en los sitios de muestreo del humedal en Mayo 2012.

SITIO	pH		CE (mS/cm)		T (C)		Sal (%)		Eh (mV)		DO (mg/L)		Prof (m)		Prof _M (cm)		Alk _T (mg/L)		Chl _T (µg/m ³)	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
1	6.9	6.9	1.35	1.35	26.1	26.7	0.06	0.06	7	3	0.56	0.06	1.0	0.6	15	60	204.53	211	0.012	0.003
2	7.1	7.2	1.35	1.35	26.2	26.4	0.06	0.06	-5	-7	0.48	0.41	1.0	0.6	15	60	207	197.8	0.015	0.035
3	7.4	7.3	1.46	1.46	26.5	26.5	0.06	0.06	-22	-14	0.78	0.78	1.0	0.6	15	60	210	211	0.003	0.003
4	7.9	7.7	1.05	1.04	28.8	29.8	0.04	0.04	-34	-36	0.03	1.31	0.3	0.3	15	30	183.8	183.8	0.005	0.001
5	7.8	7.9	0.92	0.92	28.7	29.2	0.04	0.04	-31	-33	0.01	2.97	1.0	0.45	15	45	184.8	183.8	0.012	0.003
6	8.2	8.1	1.05	1.05	28.9	28.9	0.05	0.05	-45	-47	0.15	0.11	0.8	0.5	15	60	182.2	183.8	0.004	0.001

SITIO	Fe (µg/L)		Ca (mg/L)		Mn (mg/L)		Mg (mg/L)		Na (mg/L)		K (mg/L)		COD (mg/L)	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
1	291.6	87.7	151.1	179.5	3.27	2.59	0.42	0.41	0.076	0.051	0.012	0.020	16.84	9.85
2	111.5	63.1	176.2	168.8	1.17	0.93	0.41	0.43	0.043	0.077	0.012	0.032	19.59	11.75
3	155.9	61.9	197.8	186.4	0.94	1.27	0.47	0.46	0.100	0.177	0.025	0.034	10.79	12.38
4	32.9	75.5	193.3	201.1	0.80	1.30	0.54	0.58	0.053	0.050	0	0.013	21.61	27.34
5	195.0	100.0	186.5	193.3	0.42	0.28	0.53	0.49	0.068	0.051	0.015	0.018	23.72	22.88
6	87.1	82.0	139.1	191.8	0.62	0.62	0.15	0.15	0.096	0.096	0.66	0.66	18.9	16.13

SITIO	Cl ⁻ (mg/L)		NO ₃ ⁻ (mg/L)		PO ₄ ³⁻ (mg/L)		SO ₄ ²⁻ (mg/L)	
	A	B	A	B	A	B	A	B
1	8.3	6.7	2.7	2.1	0	0	503.77	482.77
2	9.3	8.3	1.5	0.9	0	0	519.02	544.17
3	10.0	11.7	1.0	0.9	0	0	525.77	571.77
4	8.0	4.4	1.5	1.9	0	0	543.52	528.19
5	8.0	6.0	1.2	1.0	0	0	533.77	609.75
6	11.9		1.3		0	0	75.7	

Tabla A4 Parámetros fisicoquímicos, nutrientes y metales de la columna de agua en los sitios de muestreo del humedal en Noviembre 2012.

SITIO	pH						CE (mS/cm)						T (C)						Sal (%)					
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F
1	7.3	7.3	7.3	7.3	7.2		1.21	1.22	1.22	1.22	1.23		22.8	22.8	22.8	22.9	22.9		0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	
2	7.0	7.1	7.1	7.1	7.1	7.9	1.26	1.27	1.27	1.27	1.27	1.27	22.9	22.9	23	23.2	23.2	23.3	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
3	7.3	7.4	7.4	7.4	7.4	7.4	1.36	1.37	1.37	1.37	1.37	1.37	24.1	24.2	24.2	24.3	24.3	24.3	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
4	7.6	7.6	7.6				1.23	1.23	1.23				23.4	23.4	23.5				0.05	0.05	0.05			
5	7.8	7.9	7.9	8.0			1.28	1.28	1.28	1.28			23.7	23.8	23.9	23.9			0.05	0.05	0.05	0.03		
6	7.6						1.2						23.4						0.005					

SITIO	Eh (mV)						DO (mg/L)						Prof (m)						Prof _M (m)			Alkr (mg/L)		
	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F	A	B	C	D	E	F	A	B	C	A	B	C
1	-13	-13	-13	-13	-11		0.02	0.02	0.01	0.03	0.01		1.06	0.8	0.6	0.4	0.1		0.1	0.4	0.6	175	181	162
2	1	-3	-3	-5	-5	-4	0	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01	1.2	0.9	0.7	0.5	0.25	0.1	0.1	0.4	0.6	177	184	176
3	-18	-19	-20	-20	-21	-20	0.02	0.01	0.01	4.15	3.01	3.11	1.16	0.9	0.7	0.5	0.25	0.1	0.1	0.5	1.1	173	170	165
4	-35	-32	-35				0.03	0.02	0.01				0.31	0.2	0.1				0.1	0.15	0.31	174	177	174
5	-44	-47	-49	-51			0	0	0	0.1			0.7	0.5	0.25	0.1			0.1	0.3	0.5	163	165	165
6	-35						0.03						0.55						0.35			174		

SITIO	Fe (µg/L)			Ca (mg/L)			Mn (mg/L)			Mg (mg/L)			Na (mg/L)			K (mg/L)			COD (mg/L)		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
1	51.5	48.6	39.3	51.956	42.764	92.648	3.161	0.387	0.417	19.93	17.59	20.92	0	0	0	0.6	0.0	0.6	19.6	21.2	21.7
2	70.9	39.2	49.6	60.572	53.852	47.168	1.654	1.067	0.093	35.47	21.85	28.03	0	0	0	0.8	1.6	1.4	20.4	26.5	27.0
3	50.5	68.7	44.2	51.212	58.52	53.588	0.04	0.21	-0.652	31.87	25.93	28.75	0	0	0	0.7	0.8	0.7	19.6	14.0	22.8
4	25.9	35.2	29.3	46.988	47.804	54.956	0.386	-0.178	0.101	19.06	17.59	18.91	0	0	0	0.5	0.9	0.4	13.8	16.3	17.3
5	34.8	43.8	35.8	53.648	50.972	58.616	0.02	0.053	-0.124	22.72	25.72	22.21	0	0	0	0.5	0.4	0.5	16.4	20.2	29.8
6	49.1			54.8			2.90			28.10			2.2			0.7			15.6		

SITIO	Cl ⁻ (mg/L)			NO ₃ ⁻ (mg/L)			PO ₄ ³⁻ (mg/L)			SO ₄ ²⁻ (mg/L)			Chl _r (µg/m ³)		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
1	2	3	4	1.622	1.346	1.274	0	0	0	502	521	497	0.003	0.005	0.003
2	2	3	2	0.972	1.328	0.719	0	0	0	606	535	523	0.006	0.003	0.009
3	4	3	4	1.297	0.936	0.608	0	0	0	587	556	622	0.003	0.003	0.007
4	3	1	0	1.681	1.658	2.125	0	0	0	652	479	484	0.004	0.003	0.003
5	1	2	1	1.351	1.575	1.065	0	0	0	592	573	510	0.009	0.003	0.004
6	6			0.925			0			79			0.003		

#

ANEXO B

En esta sección se muestran los parámetros determinados en la caracterización de los sedimentos de fondo muestreados en las campañas de muestreo en Noviembre 2010 (Ca, P, Fe, Mn, Mg) y septiembre 2012 (C, N, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{34}\text{S}$)

Tabla B1. Parámetros determinados en los sedimentos de fondo en el sitio S1.

Prof (cm)	C _{org} (%)	N (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{34}\text{S}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Ca (mmol/g)	P ($\mu\text{mol/g}$)	Fe ($\mu\text{mol/g}$)	Mn ($\mu\text{mol/g}$)	Mg ($\mu\text{mol/g}$)
0.5	25.41	1.91	-28.31		3.84	1.49	10.20	307.73	5.83	236.67
1	23.93	1.59	-28.34	4.43	3.91	1.51	17.87	252.75	5.09	248.92
1.5	22.62	1.50	-28.38	4.47	3.63	1.57	18.54	236.45	4.85	239.11
2	22.78	1.65	-28.43	4.37	4.02	1.52	25.81	268.49	4.51	234.42
2.5	22.81	1.51	-28.44	4.45	3.75	1.35	17.47	261.44	5.02	271.68
3	23.24	1.46	-28.50	4.40	3.84	1.62	15.62	226.02	5.03	253.39
3.5	21.73	1.35	-28.44	4.39	3.46	1.40	13.05	320.01	5.29	264.80
4	25.20	1.55	-28.34	4.21	4.10	1.58	14.25	317.07	4.89	276.89
4.5	23.31	1.38	-28.32	4.13	3.56	2.12	11.57	282.33	4.89	244.33
5	22.10	1.32	-28.08	4.21	3.62	0.73	7.26	273.26	4.40	39.78
6	24.98	1.51	-28.17	4.51	3.64	1.04	7.67	265.92	4.00	51.62
7	20.10	1.30	-28.36	4.29	3.56	1.06	7.79	234.73	4.23	172.84
8	23.55	1.42	-28.15	4.14	3.62					
9	22.40	1.41	-28.06	4.52	3.38					
10				5.45						
12	23.74	1.49	-28.35	4.80	3.67					
14	24.28	1.60	-28.46	4.54	3.43					
15	22.59	1.62	-28.62	4.63	3.82					
16	22.78	1.62	-28.76	4.79	3.65					
18	20.21	1.43	-28.62	4.21	3.52					

Tabla B2. Parámetros determinados en los sedimentos de fondo en el sitio S2

Prof (cm)	C _{org} (%)	N (%)	δ ¹³ C (‰)	δ ³⁴ S (‰)	δ ¹⁵ N (‰)	Ca (mmol/g)	P (μmol/g)	Fe (μmol/g)	Mn (μmol/g)	Mg (μmol /g)
0.5	29.96	2.15	-28.58	5.32	3.60	1.33	4.98	350.71	5.82	458.07
1	27.23	1.92	-28.67	4.42	3.25	1.32	3.48	332.69	5.72	221.83
1.5	25.09	1.75	-28.40	5.22	3.55	1.72	4.94	336.35	5.80	221.73
2	25.29	1.82	-28.58	4.55	3.81	2.08	5.72	321.65	5.67	221.67
2.5	25.58	1.86	-28.48	3.64	3.71	1.89	3.29	292.18	5.84	208.94
3	26.07	1.86	-28.51	3.74	3.44	1.98	3.69	279.62	6.66	211.31
3.5	24.34	1.71	-28.47	4.44	3.48	2.15	5.45	278.84	7.21	207.74
4	22.84	1.61	-28.56	4.84	3.52	2.17		278.08	7.34	196.78
4.5	25.03	1.78	-28.56	4.65	3.09	2.03	4.69	194.80	7.89	204.44
5	24.67	1.73	-28.52	5.10	3.34	2.70	3.08	163.81	8.00	196.06
6	23.38	1.60	-28.61	4.65	3.56	2.18	2.79	112.27	6.61	161.71
7	23.03	1.63	-28.47	5.28	3.53	2.37	2.15	137.52	8.33	206.77
8	22.79	1.63	-28.57	4.87	3.45	1.72	2.38	177.83	8.22	208.46
9	21.46	1.54	-28.61	5.01	3.21	1.71	6.23	167.41	7.04	192.03
10	27.41	1.84	-28.31	5.14	3.53	1.46	1.97	51.00	4.49	123.32
12	28.93	1.93	-28.37	5.32	3.37	1.54	7.20	112.11	3.84	101.43
14	24.84	1.64	-28.29	5.58	3.35	1.81	2.44	140.34	4.74	117.95
16	25.12	1.70	-28.40	5.82	3.43	1.71	7.05	152.53	5.28	128.21
18	26.94	1.85	-28.41	5.53	3.71					
20	28.63	2.02	-28.45	5.52	3.48					

Tabla B3. Parámetros determinados en los sedimentos de fondo en el sitio S3.

Prof (cm)	C _{org} (%)	N (%)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{34}\text{S}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Ca (mmol/g)	P ($\mu\text{mol/g}$)	Fe ($\mu\text{mol/g}$)	Mn ($\mu\text{mol/g}$)	Mg ($\mu\text{mol/g}$)
0.5	35.35	2.75	-28.82	4.17	2.95	4.97	20.44	86.93	10.05	255.36
1	34.66	2.65	-28.87	4.32	3.24	2.76	22.81	34.07	7.55	179.45
1.5	39.88	2.85	-28.67	4.47	3.54	2.67	19.59	47.00	6.93	174.65
2	36.80	2.67	-28.77	4.61	3.51	3.17	19.65	36.25	8.33	172.93
2.5	35.35	2.60	-28.62	4.85	3.48	2.27	13.13	16.14	5.85	120.00
3	33.99	2.29	-28.66	4.82	3.64	2.56	17.06	26.20	8.16	167.39
3.5	26.97	1.63	-28.67	4.78	3.50	2.91	13.33	37.57	8.01	116.74
4	26.54	1.56	-28.63	4.82	3.72	2.47	14.72	36.55	8.29	114.27
4.5	28.01	1.50	-28.64	5.01	3.68	5.85	15.92		2.67	88.43
5	15.81	1.14	-27.39	5.03		4.46	20.33	142.16	5.87	44.03
6	25.11	1.66	-28.57	5.23	3.75	3.91	22.97	159.91	8.36	32.98
7	26.49	1.76	-28.67	5.15	4.12	4.00	30.69	134.20	7.89	50.74
8	28.99	1.66	-28.54	4.89	3.41	3.65	16.01	120.20	8.18	58.17
9	24.74	2.55	-28.14	4.69	3.62	3.84	23.57	107.01	7.05	38.65
10	24.17	1.71	-28.61	4.75	3.71	3.44	39.54	118.69	7.21	50.43
12	24.86	1.75	-28.54	4.83	3.43	5.01	21.82	98.78	6.45	76.87
14	20.31	1.41	-28.60	4.87	3.65	3.93	21.48	117.02	6.38	69.34
16	26.05	1.67	-28.68	4.87	3.44	2.80	23.16	88.66	4.94	58.90
18	25.89	1.86	-28.68	4.83	3.65					
20	26.56	1.25	-28.74	4.97	3.29					

Tabla B4. Parámetros determinados en los sedimentos de fondo en el sitio S4

Prof (cm)	C _{org} (%)	N (%)	δ ¹³ C (‰)	δ ¹⁵ N (‰)	Ca (mmol/g)	P (μmol/g)	Fe (μmol/g)	Mn (μmol/g)	Mg (μmol /g)
0.5	14.54	0.72	-27.78	3.55	4.28	10.42	129.32	6.50	68.81
1	15.61	0.69	-27.73	2.24	4.55	12.94	135.01	6.08	68.07
1.5	11.00	0.57	-30.57	2.28	4.08	13.86	115.73	5.87	64.66
2	18.11	1.37	-29.80	2.54	3.86	12.20	118.37	5.45	59.23
2.5	17.92	1.31	-30.39	2.01	3.55	13.69	99.14	4.46	54.11
3	14.17	0.99	-27.62	3.34	4.26	16.26	112.59	4.72	59.76
3.5	12.81	1.07	-28.90	2.03	3.89	17.12	112.72	4.54	53.65
4	15.80	1.12	-26.98	2.11	5.03	20.74	102.93	3.00	71.64
4.5	23.11	1.65	-26.90	1.80	3.72	20.70	114.29	3.42	68.65
5	15.06	0.98	-26.35	2.18	4.48	15.77	188.51	4.32	54.95
6	14.80	0.83	-25.79	1.79	1.43	13.80	175.41	1.30	66.28
7	13.76	0.98	-26.29	1.77	0.94	7.01	74.27	0.64	31.54
8	12.11	0.69	-26.60	2.19	1.29	12.06	185.75	0.76	63.35
9	11.30	0.59	-27.66	1.60	1.82	8.33	241.78	1.10	89.71
10	33.29	1.24	-26.82	0.74	1.24	11.35	156.68	0.71	54.15
12	14.83	1.02	-26.74	1.79	2.98	13.31	152.71	1.27	98.62
14	20.17	1.15	-27.84	1.05					
16	38.42	1.72	-27.13	0.66					
18	11.57	0.96	-29.00	1.20					
20	47.68	2.28	-26.68	1.62					

Tabla B5. Parámetros determinados en los sedimentos de fondo en el sitio S5.

Prof (cm)	C_{org} (%)	N (%)	δ¹³C (‰)	δ¹⁵N (‰)	Ca (mmol/g)	P (μmol/g)	Fe (μmol/g)	Mn (μmol/g)	Mg (μmol/g)
0.5	15.19	1.16	-27.19	2.88	3.08	7.20	117.04	1.99	151.60
1	16.26	1.13	-25.79	3.46	2.14	6.93	104.20	2.25	147.04
1.5	16.53	1.18	-27.02	3.20	3.59	15.68	98.99	3.20	167.78
2	20.91	1.36	-25.49	3.51	1.90	8.09	96.71	2.76	151.63
2.5	10.05	0.85	-25.80	3.21	0.88	9.52	96.05	2.89	139.94
3	22.33	1.41	-25.16	2.92	1.80	7.53	100.44	3.11	159.91
3.5	15.76	1.10	-25.86	2.48	1.51	5.96	82.93	3.27	115.20
4	19.10	1.36	-26.26	2.69	1.66	6.19	120.02	3.42	179.03
4.5	11.92	0.91	-26.58	2.61	2.55	6.86	96.12	2.98	125.24
5	21.83	1.44	-26.63	2.50	1.73	6.11	85.75	2.26	131.45
6	14.26	1.04	-26.11	2.63	1.15	4.22	71.67	2.63	107.08
7	15.16	1.12	-25.97	1.96	2.08	6.82	108.45	3.17	156.18
8	23.17	1.70	-25.09	2.00	1.85	6.23	93.54	3.65	118.26
9	13.81	1.06	-24.58	2.62	1.32	5.31	76.89	3.10	126.69
10	21.21	1.49	-24.22	1.34	1.69	0.77	51.85	1.58	90.61
12	24.25	1.65	-25.13	1.28	1.79	5.32	87.40	3.12	136.60
14	22.70	1.43	-25.06	1.31	1.72	6.22	87.95	3.86	125.62
16	21.48	1.35	-23.33	1.58	0.86	3.26	69.72	2.37	27.75
18	16.60	1.11	-25.58	1.73					
20	15.28	1.23	-29.39	1.20					
22	24.20	1.52	-28.39	1.30					

#

ANEXO C

En esta sección se muestran los parámetros determinados en muestras de agua intersticial recuperadas en las campañas de muestreo en Nov 2011, en May y Nov 2012, mediante sistema de dializadores (D1, D2 y D3). En la profundidad, el cero indica la IAS, los valores positivos corresponden al sedimento, mientras que los valores negativos se refieren a la columna de agua.

Tabla C1. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S1 en muestreo de Nov 2011.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)			
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	
10			7.76			122.57			0.84			50.67						0				
9			7.8			157.86			0.88			28.00						0				
8			7.69			122.57		1.18			19.91	41.70		12.71			0.102	0.040			0.381	
7	7.8		7.45	57.86	28.45	104.04	0.00	2.58	0.82	12.90	21.73	11.53	7.62	12.55	11.45	0.056	0.067	0.043	0.268	0.371	0.344	
6	7.8		7.5	199.04	28.45	7.45	0.00	0.48	0.96		17.84	22.47	6.55	12.44	13.50	0.038	0.060	0.040	0.295	0.348	0.432	
5	7.76		7.68	157.86	16.69	16.86	1.30	0.55	4.53	10.28	9.58	32.98	7.77	13.92	13.19	0.038	0.043	0.036	0.298	0.386	0.407	
4	7.64		7.7	134.33	212.86	68.75	2.02	0.27	0.85	9.54		50.97	7.91	11.26	11.75	0.041	0.307	0.045	0.308	0.392	0.363	
3	7.64		7.72	57.86	42.27	112.86	1.10	0.45	1.94		8.56	66.37	4.69	10.47	10.78	0.138	0.054	0.053	0.176	0.361	0.330	
2	7.64		7.46	22.57	48.63	65.80	1.03	0.36	1.88	8.51	13.44	56.70	8.28	10.34	9.00	0.035	0.059	0.068	0.314	0.356	0.095	
1	7.76		7.41	2.16	16.86	42.27	1.46	0.61	0.83	8.10	4.74	19.67	7.76	10.36	10.92	0.130	0.069	0.063	0.304	0.354	0.339	
0	7.8		7.83	1.57	5.69	6.27	1.42	0.99	0.72	10.33			13.67	10.50	11.31	0.136	0.080	0.020	0.397	0.377	0.362	
-1	7.78		7.88	0.00	0.00	5.10	1.42	1.63	0.48	1.84	11.40	16.30	12.37	9.75	12.66	0.045	0.073	0.013	0.359	0.345	0.364	
-2	7.75		8	0.00	0.00	5.10	1.08	0.97	0.65	5.10		23.31	11.90	9.63	10.83	0.010	0.132	0.009	0.351	0.354	0.344	
-3	7.94		8.04	0.00	0.00	5.10	0.00	0.66	0.27	9.17	7.91	0.00	12.93	9.46	8.74	0.000	0.056	0.020	0.365	0.345	0.351	
-4	8.04		8.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.55	0.64	4.36		0.00	12.55	9.05	11.31	0.002	0.111	0.008	0.376	0.355	0.347	
-5	7.95			0.00	0.00		0.00	1.80		2.14	6.18		11.46	8.76		0.006	0.003		0.332	0.368		
-6	8			0.39	0.00		0.00	0.19		3.21	2.58		12.26	7.89		0.013	0.000		0.372	0.354		
-7	8.06			0.39	0.00		0.00			2.91			12.39			0.000			0.367			

Continuación Tabla C1.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
10			91.63			0
9			142.96			0
8		318.034	251.701		22.535	0
7	311.292	349.569	301.940	0.000	0.000	6.550
6	611.640	245.394	203.201	0.000	0.000	0.000
5	332.823	246.699	247.569	38.391	0.000	0.000
4	337.390	116.340	440.044	0.000	0.000	0.000
3	285.629	199.504	366.316	127.01	0.000	0.000
2	323.254	286.933	214.728	0.000	10.003	0.000
1	425.037	355.659	199.069	0.000	33.404	0.000
0	233.649	178.191	278.669	0.000	0.000	160.00
-1	213.858	206.464	190.805	0.000	0.000	101.82
-2	492.458	428.734	184.715	37.75	0.000	0.000
-3	205.159	349.787	196.48	0.000	0.000	0.000
-4	248.656	226.255	238.217	0.000	0.000	0.000
-5	447.438	333.258		0.000	0.000	
-6	214.511	203.201		0.000	0.000	
-7	261.923			0.000		

Tabla C2. Parámetros determinados el agua intersticial en el sitio S2 en muestreo de Nov 2011.

Prof (cm)	pH			Σ [HS ⁻] (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
15		7.9		317.5	39.4		1.26	0.80		0.32	3.86		12.51	5.80		0.088	0.120		0.354	0.533	
14	7.45	7.66		252.8	20.0			1.17		0.14	1.73		11.13	4.77		0.055	0.102		0.312	0.419	
13	7.52	7.8		335.1	446.9			1.00		0.48	1.47		10.72	11.36		0.121	0.112		0.321	0.318	
12	7.58	7.88		305.7	329.2			1.01		0.37	3.22		11.07	12.02		0.035	0.116		0.283	0.347	
11	7.61	7.88		364.5	399.8			0.91		0.23	1.53		10.78	12.36		0.036	0.111		0.319	0.357	
10	7.51	7.75		293.9	482.2		1.26	1.10		0.20	0.18		11.78	13.08		0.147	0.108		0.326	0.372	
9	7.5	7.85		276.3	176.3		1.57	0.99		0.17	3.63		7.55	7.46		0.041	0.110		0.210	0.738	
8	7.62	7.7	7.75	329.2	352.8	352.8	0.16	1.13		0.50	4.42	0.49	12.29	11.89	11.64	0.083	0.120	0.012	0.429	0.336	0.000
7	7.62	7.72	7.65	311.6	317.5	258.6	0.99	1.31		0.27	1.49	0.66	11.13	11.73	9.83	0.091	0.148	0.027	0.281	0.320	0.045
6	7.8	7.62	7.83	258.6	246.9	252.8		1.19		0.72	3.20	5.34	10.82	13.38	6.57	0.052	0.120	0.180	0.290	0.363	0.367
5	7.89	7.76	8.05	311.6	252.8	364.5		1.56		1.25	3.82	6.57	11.88	11.94	12.82	0.054	0.136	0.039	0.322	0.320	0.341
4	7.83	7.71	7.72	252.8	246.9	199.8				0.32	1.53	1.09	11.40	11.09	12.08	0.049	0.108	0.076	0.309	0.305	0.306
3	7.76	7.66	7.89	282.2	123.4	217.5		1.06		0.29	7.11	1.68	10.92	8.46	11.17	0.057	0.130	0.080	0.285	0.217	0.318
2	7.68	8.2	7.92	241.0	246.9	52.8	0.73	0.62		0.80	8.48	0.66	8.26	5.08	9.90	0.081	0.101	0.030	0.304	0.427	0.296
1	7.68	8.23	8.19	305.7	1.2	61.8	0.08	0.47		0.31	5.07	1.40	11.85	12.30		0.068	0.105	0.043	0.309	0.323	0.289
0			8.24			88.1						2.38			10.67			0.034			0.264
-1			8.3			52.9						1.31			10.54			0.001			0.000
-2			8.3			19.4						1.33			10.93			0.000			0.292
-3			8.3			4.1						0.26			11.00			0.000			0.307
-4			8.3			35.1						0.95			11.20			0.003			0.303
-5			8.32			0.6						0.35						0.005			0.290
-6			8.27			0.6						0.84						0.000			0.298

Continuación Tabla C2.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
15	364.0	419.2		61.5	0.0	
14	336.6	320.5		36.4	93.2	
13	240.2	295.9		49.9	11.0	
12	335.0	237.6		30.8	0.0	
11	216.7	251.1		51.9	0.0	
10	498.1	413.5		39.6	35.0	
9	260.0	217.4		85.3	0.0	
8	233.9	312.8	427.7	0.0	0.0	21.1
7	283.1	236.9	357.2	55.2	0.0	460.9
6	348.1	246.3	227.2	59.8	22.4	41.9
5	320.5	466.8	583.6	82.2	0.0	15.9
4	285.4	221.1	283.5	39.8	0.0	235.5
3	725.2	358.5	780.2	29.5	25.6	78.0
2	277.0	302.4	225.6	38.9	188.4	16.8
1	422.0	253.5	223.7	38.5	254.1	0.0
0			654.3			0.0
-1			164.3			0.0
-2			272.6			0.0
-3			762.4			133.2
-4			586.7			0.0
-5			184.7			0.0
-6			326.1			13.3

Tabla C3. Parámetros determinados el agua intersticial en el sitio S3 en muestreo de Nov 2011.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
11	7.3			7.59			0.54			1.41			13.03			4.59			0.39		
10	8.2			8.32			0.57			2.33			12.36			9.20			0.34		
9	8			3.95			0.47			1.29			12.15			10.75			0.32		
8	8		8.1	5.65	95.62	90.77	0.47		0.81	1.30	0.50	3.07	12.23	14.33	11.92	15.10	6.40	12.39	0.33	0.32	0.24
7	8.22	7.9	8.1	5.40	71.35	46.35	0.67	0.40	0.69	1.02	0.52	1.10	11.55	11.82	13.11	6.36	6.77	12.06	0.30	0.28	0.25
6	8.1	8.1	8.1	9.04	66.50	41.50	0.20	0.00	0.00	2.55	0.72	0.68	11.67	13.76	9.44	4.38	6.98	13.57	0.29	0.33	0.17
5	8.3	8.1	8.1	1.76	56.79	22.81	0.46	0.00	0.00	0.88	3.39	0.48	11.87	11.37	6.03	4.28	5.50	12.29	0.29	0.25	0.28
4	8.3	8.3	8	17.69	10.78	56.06	0.45	0.00	0.00	6.32	1.41	2.74	12.80	9.14	10.28	5.25	6.04	10.18	0.32	0.26	0.18
3	8.4	8.3	8	30.06	6.67	5.40	1.37	2.19	0.00	1.65	2.75	0.59	12.14	11.33	12.07	6.30	8.78	11.79	0.29	0.25	0.21
2	8.4	8.3	8.2	12.59	10.78	0.55	0.28	0.49	0.00	3.42	11.30	0.51	11.81	10.81	12.55	6.47	10.46	8.26	0.27	0.22	0.22
1	8.3	8.6	8.3	0.00	11.37	0.00	0.92	0.65	0.00	2.63	3.23	1.94	11.76	10.87	7.71	3.28	15.40	3.56	0.30	0.20	0.36
0	8.4	8.5	8.3	0.00	0.20	0.00	0.45	1.02	0.00	0.64	1.21	0.75	10.91	11.75	9.96	0.35	6.41	1.24	0.27	0.23	0.21
-1	8.1	8.4	8.3	0.00	1.37	0.00	0.19	0.70	0.00	0.53	0.77	1.24	11.16	12.34	13.11	0.20	3.99	0.67	0.27	0.25	0.22
-2	8.7	8.3	8.4	0.00	24.31	0.00	0.45	1.11	0.00	0.47	1.38	0.83	11.89	12.27	12.17	0.32	6.07	1.53	0.28	0.27	0.20
-3	8.1	8.3	8.5	0.00	12.55	0.00	0.17	0.57	0.00	0.58	1.41	0.60	12.99	12.46	13.10	0.19	5.61	1.45	0.30	0.27	0.21
-4		8.6	8.5		25.49	0.00		0.76	0.35		1.04	0.38		12.40	12.66		5.29	0.61		0.26	0.20
-5		8.7	8.5		13.14	0.00		0.99	0.44		1.19	0.36		13.21	13.26		3.11	0.48		0.28	0.22
-6		8.7	8.5		12.55	0.00		0.91	0.36		0.93	0.55		11.71	12.83		2.43	0.14		0.23	0.20
-7		8.6						0.37													

Continuación Tabla C3.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
11	244.5			15.04		
10	234.2			81.53		
9	390.0			0.00		
8	131.8	193.3	225.3	0.00	76.42	134.09
7	312.5	204.2	296.0	0.00	72.07	0.00
6	203.6	289.3	212.5	0.00	0.00	0.00
5	215.7	292.5	330.1	0.00	128.85	0.00
4	243.6	478.9	233.1	9.80	0.00	0.00
3	295.3	271.4	288.4	0.00	0.00	167.72
2	535.0	277.3	216.0	0.00	1.61	56.09
1	334.7	515.2	304.3	255.58	0.00	0.00
0	204.4	909.5	137.0	0.00	26.68	86.52
-1	189.9	234.9	227.7	56.73	19.00	82.30
-2	192.0	201.8	230.1	0.00	95.47	0.00
-3	216.6	352.8	200.3	0.00	1.36	22.97
-4		177.5	762.9		83.84	7.62
-5		173.1	233.8		22.71	0.00
-6		319.5	226.0		0.00	7.11

Tabla C4. Parámetros determinados el agua intersticial en el sitio S4 en muestreo de Nov 2011.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)			
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	
11	6.10				130.84		0.88															
10			6.10	104.62	104.62		1.23		1.04	3.93			9.73			0.56			0.15			
9	6.40	6.20	7.10	110.45	128.65	181.81	1.02		1.17	2.65		1.62	9.24		3.80	0.14		0.42	0.13		0.20	
8	6.20	6.20	7.20	108.26	129.38	139.57	1.21	1.01	1.03	1.24	2.03	1.67	8.47	5.14	3.70	0.25	0.39	0.34	0.12	0.12	0.16	
7	6.50	6.40	7.20	125.01	38.53	149.04	1.12	1.04	1.14	4.02	8.26	2.82	8.90	5.53	9.83	0.13	1.59	0.54	0.12	0.13	0.13	
6	6.60	6.50	7.30	122.10	35.62	194.91	1.24	1.13	1.08	1.82	2.10	2.09	8.46	2.57	9.21	0.12	0.13	0.17	0.13	0.09	0.12	
5	6.40	6.40	7.30	127.92	27.78	158.50	0.45	0.97	1.09	6.18	1.10	1.50	7.74	4.90	9.92	0.21	0.18	0.05	0.12	0.12	0.12	
4	6.50	6.40	7.30	135.93	17.38	205.84	1.06	1.05	1.07	1.13	2.84	1.27	8.68	5.18	9.63	0.16	0.75	0.00	0.14	0.13	0.11	
3	6.60	6.30	7.30	126.47	12.04	207.29	0.25	1.28	0.90	7.55	3.87	1.78	7.46	4.45	9.73	0.78	0.31	0.11	0.13	0.12	0.12	
2	6.60	6.40	7.30	2.43	0.15	178.17	0.87	1.10	0.95	3.46	2.93	0.74	6.66	4.49	9.16	0.10	0.26	0.12	0.12	0.13	0.11	
1	6.50	6.10	7.20	3.93	0.05	133.75	0.95	0.72	0.99	1.77	2.64	1.63	6.18	4.22	8.97	0.39	0.49	0.00	0.12	0.13	0.10	
0	6.20	6.00		3.16	0.10	90.06	1.26	0.90	1.19	4.99	0.77	1.95	6.33	4.19	7.86	1.53	0.25	0.00	0.12	0.13	0.07	
-1	6.30	5.20		2.77	0.05	16.60	0.95	1.00	1.02	2.59	1.60	2.77	6.06	3.23	10.94	0.93	0.14	0.04	0.12	0.10	0.09	
-2	6.30	6.10		2.67	0.00	0.19	0.83	0.92	0.88	0.72	2.20	1.09	5.40	4.43	10.05	0.20	0.14	0.04	0.12	0.15	0.10	
-3	6.80	6.50		0.44	0.00	0.05	1.21	0.99	0.88	3.29	4.34	0.76	5.50	3.15	9.60	0.31	0.66	0.45	0.10	0.11	0.06	
-4		6.80		0.10		0.00		0.93	0.89	4.28	0.61	1.42	5.16	4.20	9.68	0.16	0.63	0.01	0.13	0.16	0.07	
-5		6.80				0.10		0.95			0.30	0.00		2.81			0.05	0.03		0.12		
-6											1.13			3.30			0.41			0.12		

Continuación Tabla C4.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
11						
10	248.7			84.9		
9	387.3		310.1	72.9		83.3
8	263.1	218.7	613.0	20.7	307.6	0.0
7	355.1	1211.6	231.8	112.4	18.3	5.5
6	252.9	189.6	436.0	203.1	129.4	9.9
5	556.3	1479.7	193.5	9.4	83.9	0.0
4	296.6	233.3	203.5	54.1	96.6	0.0
3	1733.3	183.5	205.0	24.6	198.4	0.0
2	323.6	207.6	186.3	160.9	0.0	0.4
1	626.7	409.7	291.8	1.9	155.0	0.0
0	347.9	434.9	265.7	7.3	0.0	19.3
-1	480.4	311.6	322.5	0.0	112.2	0.0
-2	196.1	259.6	264.8	71.6	89.0	14.0
-3	173.7	248.1	590.0	19.7	0.0	26.6
-4	180.5	183.9	850.3	0.0	0.0	0.0
-5		480.1	245.3		55.6	45.5
-6		444.7			4.1	

Tabla C5. Parámetros determinados el agua intersticial en el sitio S4 en muestreo de Nov 2011.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
15	6.6		5.4	105.57			1.64			0.23			7.16			0.13			0.35		0.26
14	6.2		6	64.41			0.86			0.05			2.84			0.01			0.40		0.25
13	6.2		5.9	112.47			2.70			0.03			2.94			0.02			0.45		0.24
12	6.3		6.4	116.11		58.03	2.07			0.15	0.71	5.27		9.11	0.04		0.07	0.38		0.23	
11			6.2	104.46		60.94	1.47		1.07	0.00		0.00	11.24		8.43	0.19		0.01	0.34		0.25
10		6.5	5.9	31.70		37.15	1.24	1.99	1.02	0.25		1.17	10.51		10.24	0.15		0.01	0.33		0.22
9	6.6	5.6	6.3	0.00		11.78	0.79	2.09	0.72	0.00		0.00	9.86		7.37	0.34		0.01	0.31		0.19
8	6.4	6.6	6.12	5.03	2.61	6.78	0.87	2.07	0.59	0.16	0.08	0.15	9.78	6.32	7.62	0.02	0.01	0.00	0.31	0.32	0.21
7	6.1	6.2	6.3	1.83	26.65	10.76	0.68	2.32	0.59	0.00	0.03	0.17	10.36	4.38	9.75	0.00	0.01	0.00	0.31	0.29	0.20
6	6.7	6.1	6.9	0.13	89.90	6.20	0.75	2.36	0.56	0.29	0.15	0.00	9.93	6.43	7.72	0.30	0.01	0.08	0.29	0.24	0.17
5		5.5	7.1	0.00	58.59	6.00	0.68	2.37	0.76	0.00	0.34	0.00	10.61	4.32	10.55	0.00	0.01	0.10	0.28	0.25	0.18
4	6.7	6.3		14.21	113.20	3.04	2.14	2.13	0.81	0.00	0.00	0.04	10.23	5.37	10.14	0.10	0.00	0.00	0.31	0.22	0.18
3	6	6.5		0.00	133.59	1.10	0.80	1.80	0.63	0.00	1.47	2.49	8.12	5.12	10.39	0.01	0.00	0.05	0.30	0.22	0.19
2	6	6.6		0.00	127.03	0.00	0.00	1.34	1.08	0.00	0.19	0.18	10.88	8.81	10.55	0.06	0.08	0.09	0.29	0.28	0.18
1	6.4	6.8		3.67	123.39	0.42	1.16	1.13	1.00	0.41	0.02	1.73	10.36	9.46	8.05	0.00	0.10	0.22	0.30	0.25	0.16
0		6.3			143.78	0.00		0.93	0.94		0.00	1.61		9.67	10.99		0.00	0.96		0.25	
-1		6.5			70.65	0.00		1.14	1.19		0.00	0.12		9.44	7.89		0.05	2.25		0.25	
-2		6.2			128.49	0.00		1.12	1.83		0.00	0.00		9.34	6.81		0.09	0.87		0.23	
-3		6.5			2.61			0.56	0.83		0.00			9.69			0.22			0.26	
-4		6.5			2.80			0.56			0.00			9.21			0.96			0.24	
-5					0.00						0.00			9.78			2.25			0.26	

Continuación Tabla C5.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
15	406.2			223.7		8.5
14	313.7			268.9		26.7
13	203.9			122.1		25.5
12	611.7		291.1	98.4		0.0
11	236.1		306.6	0.0		0.0
10	316.8		328.3	27.7		0.0
9	799.2		510.6	12.4		0.0
8	368.1	498.6	369.0	11.1	138.6	0.0
7	337.9	422.7	223.1	0.0	123.5	0.0
6	651.1	848.8	232.0	0.0	116.1	0.0
5	246.5	706.7	227.0	0.0	116.6	0.0
4	208.7	768.3	229.4	0.0	95.1	0.0
-3	266.1	743.7	256.1	0.0	41.6	0.0
-2	174.3	284.2	224.6	0.0	0.0	84.3
-1	371.8	369.2	283.3	0.0	0.0	0.0
0		328.8	214.4		0.0	
-1		1170.9	400.5		0.0	
-2		1303.1	370.1		0.0	
-3		227.2			0.0	
-4		405.1			0.0	
-5		917.9			0.0	

Tabla C6. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S1 en muestreo de Mayo 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
15			7.6		195.24			1.00	0.57		4.53	1.49		5.40	9.71		4.71	0.00		0.70	1.05
14		7.3	7.6		189.15	30.62		0.70	0.49		4.89	24.17		5.75	6.41		2.57			0.73	0.94
13		7.4	7.5		144.02	31.84		0.86	0.66		0.00	6.40		5.13	6.82		2.55			0.71	1.22
12		7.4	7.5		241.59	37.21		0.78	0.49		9.46	37.41		4.91	6.48		2.20			0.62	1.30
11			7.5		208.66	20.13		0.85	0.36		0.00	1.00		5.33	6.75		1.94			0.72	1.13
10		7	7.5		244.02	0.00		0.83	0.53		0.00	0.54		5.28	6.76		2.51			0.67	1.10
9		7.3	7.5		241.59	0.00		0.87	0.46	3.03	2.23	3.25	5.64	5.45	7.15	10.29	1.69		0.90	0.67	1.14
8		7.2	7.5		162.32	0.00	1.08	0.86	0.36	0.00	1.62	10.05	5.48	5.44	7.01	29.65			1.00	0.70	0.48
7	5.6	7.4	7.5	126.95	150.12	0.00	0.93	0.84	0.36	6.13	11.58	0.98	5.50	5.62	7.89	15.80			1.08	0.71	1.80
6	6	7.3	7.6	234.27	120.85	0.00	0.79	0.90	0.36	1.67	0.00	4.99	6.05	5.72	6.85	0.00			1.14	0.73	1.10
5	6.7	7.4	7.5	250.12	84.27	0.00	0.97	0.82	0.26	0.00	2.48	0.00	5.47	5.79	6.94	13.49			0.91	0.75	1.14
4	6.8	7.5	7.6	235.49	0.00	0.00	0.54	0.88	0.32	0.00	1.70	6.03	5.52	5.95	6.85	8.57			1.21	0.86	2.75
3	6.7	7.3	7.5	214.76	0.00	0.00	0.75	0.93	0.26	0.15	11.16	5.02	7.09	6.02	6.96	6.58			1.26	1.11	1.05
2	6.6	7.6	7.6	0	0.00	0.00	0.49	0.91	0.22	7.16	2.74	5.96	6.23	6.80	6.50	6.05			1.29	1.26	1.09
1	6.6	7.6	7.8	0	0.00	0.00	0.43	1.47	0.42	7.94	0.00	6.48	6.15	5.75	6.47	4.16			0.96	1.18	0.77
0				0			0.30			30.15			5.98			3.89			1.04		
-1				0			0.38			1.66			5.82			0.90			0.99		
-2				0			0.36			0.00			6.18			0.74			1.01		
-3	6.5			0			0.34			0.00			6.31			0.42			1.02		
-4	6.5			0			0.39			22.87			6.26			0.19			0.93		
-5	6.5			0			0.34			1.41			6.01			0.25			1.00		
-6							0.30														

Continuación Tabla C6.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
15		223.79	15.53		505.65	197.08
14		18.40	34.32		174.35	172.96
13		0.00	0.00		126.91	165.18
12		665.64	0.00		199.67	182.92
11		0.00	66.68		158.80	160.20
10		0.00	0.00		115.95	167.77
9	504.61	99.57	0.00	400.40	159.00	176.35
8	92.00	24.66	0.00	92.82	149.24	136.08
7	112.09	12.40	0.00	171.56	124.32	148.44
6	88.60	0.00	0.00	133.69	138.07	165.58
5	452.68	15.01	0.00	143.65	179.73	177.54
4	630.67	0.00	0.00	162.39	157.21	157.21
3	0.00	0.00	0.00	115.35	146.25	168.77
2	0.00	0.00	0.00	98.80	130.50	211.83
1	0.00	0.00	285.38	118.94	194.68	192.89
0	0.00			82.66		
-1	34.84			163.19		
-2	1.96			123.72		
-3	328.45			135.08		
-4	0.00			110.17		
-5	0.00			141.06		
-6						

Tabla C7. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S2 en muestreo de Mayo 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
13			7.3			6.22			0.55			3.71			8.71			1.27			1.61
12			7.4			26.95	1.13		0.65			0.00			8.77			0.79			1.62
11	6.5		7.4	261.10		65.98	1.06		0.63	6.21		0.00	8.82		9.16	0.53		0.91	1.83		1.71
10	7		7.5	234.27	47.68	39.15	0.90	0.89	0.55	4.54	12.23	0.00	7.43	7.98	8.82	0.45	4.27	0.68	1.52	1.46	1.68
9	6.9	7.6	7.6		265.98	62.32	0.83	1.00	0.75	3.05	3.94	2.20	7.66	8.28	9.20	0.47	5.42	0.83	1.77	1.24	1.56
8	6.8	7.6	7.6	255.00	162.32	35.49	0.77	1.13	0.06	2.22	7.88	0.00	7.45	7.97	8.66	0.36	4.73	0.57	1.59	1.66	1.57
7	6.9	7.6	7.4	259.88	176.95	148.90	0.69	1.00	0.55	2.59	16.11	0.00	7.18	7.26	8.73	0.59	5.48	1.08	1.66	1.58	1.14
6	6.9	7.4	7.5	214.76	142.80	65.98	0.78	1.12	0.57	4.84	13.78	1.28	7.55	7.14	9.56	0.52	5.98	0.79	1.59	1.34	1.61
5	7.1	7.4	7.5	57.44	131.83	86.71	0.82	1.09	0.77	3.87	12.99	0.00	6.61	7.26	9.06	0.43	7.26	1.02	1.64	1.31	1.27
4	7.2	7.4	7.6	11.10	141.59	61.10	0.71	0.95	0.89	19.44	4.82	0.00	6.55	8.06	9.25	0.48	8.44	1.16	1.36	1.48	1.48
3	7.3	7.4	7.7	0.50	98.90	83.05	0.75	0.61	0.61	8.85	2.33	0.00	7.32	6.81	8.66	0.21	8.71	1.32	1.56	1.45	1.57
2	7.3	7.4	7.6	0.00	173.29	45.24	0.77	0.77	0.70	12.12	0.40	5.61	6.34	7.75	7.88	0.31	10.37	1.53	1.10	1.21	1.35
1	7.3	7.4	7.6	0.00	142.80	45.24	1.21	1.13	0.49	10.80	3.71	0.00	6.57	6.74	7.45	0.49	10.10	1.98	1.48	1.17	1.18
0	7.4	7.5	7.7	0	0	0.00	0.66	1.23	0.50	9.63	10.30	0.00	6.28	6.66	7.39	0.67	9.03	2.28	1.47	1.31	1.27
-1	7.4	7.4	7.8	0	0	0.00	0.60	0.66	0.20	3.90	11.48	0.92	6.32	6.61		1.29	9.15	1.50	1.45	1.09	1.19
-2	7.4	7.4		0	0		0.22	0.40		3.84	23.20		6.39	6.63		0.70	5.03		1.49	1.11	
-3		7.5		0	0			0.64		13.19	15.75		6.56	6.24		0.44	3.27		1.39	1.03	
-4		7.6			0			0.27			24.89			7.21			3.42			1.10	

Continuación Tabla C7.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
13			0.00			53.89
12			0.00			0.00
11	210.87		323.36	58.27		112.09
10	0.00		798.35	0.00	0.00	69.24
9	453.07		0.00	64.85	0.00	25.58
8	0.00		0.00	22.39	77.41	41.73
7	7.05		19.05	12.23	19.60	79.60
6	0.00		0.00	0.00	0.00	11.83
5	0.00		0.00	0.00	0.00	53.89
4	0.00		1267.86	0.00	1.86	0.00
3	285.52		1371.73	0.00	0.00	0.00
2	0.00		1272.55	0.00	0.00	0.00
1	0.00		0.00	0.00	27.77	0.00
0	0.00		0.00	0.00	0.00	0.00
-1	0.00		435.84	0.00	2.06	0.00
-2	0.00			0.00	45.71	
-3	236.19			0.00	0.66	
-4					0.00	

Tabla C8. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S3 en muestreo de Mayo 2012.

Prof (cm)	pH			Σ [HS ⁻] (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
9		6.7			0	106.22		0.24			43.35	16.49		6.65	6.69		0.27	4.71		0.95	0.95
8		6.8	7.4		0	146.46		0.27	0.39		36.27	12.68		7.50	5.43		0.45	5.96		0.88	0.85
7		6.8	7.3		0	135.49		0.24	0.40		9.60	9.08		7.76	5.25		0.43	5.11		0.94	1.00
6		6.9	7.3		0	0.00		0.39	0.51		13.17	2.38		7.79	5.95		0.33	5.81		1.02	1.12
5		6.9	7.2		0	5.00		0.25	0.39		15.74	5.39		7.61	5.20		0.12	6.97		0.47	1.20
4		6.9	7.2		0	0.26		0.14	0.36		0.85	22.93		6.19	6.16		0.02	7.12		1.06	1.18
3		7	7.1		0	107.45		0.04	0.38		28.16	36.70		6.56	6.62		2.94	6.42		1.08	1.36
2		7.1	7.1		0	40.62		0.00	0.34		16.49	13.04		6.33	7.32		0.10	6.21		1.12	1.03
1		7.1	7		0	0		0.15	0.41		8.37	0.00		6.39	7.44		0.65	7.34		1.01	1.34
0	6.6	7.1	7	0	0	0	0.09	0.16	0.40	9.45		7.07	6.41	6.86	7.18	0.64	5.45	7.76	0.97	0.88	1.17
-1	6.9	7.2	7	0	0	0	0.14	0.14	1.06	16.94	18.44	4.00	3.93	6.48	6.47	1.31	0.40	6.95	1.04	0.54	1.18
-2	6.8	7.2	7	0	0	0	0.10	0.85	0.55	9.41	13.77	1.51	5.54	6.31	6.36	0.36	0.16	6.43	0.40	0.86	1.15
-3	6.8	7.3	7	0	0	0	0.07	0.06	0.31	1.00	16.18	18.12	6.07	6.42	5.97	0.10	0.21	1.60	0.84	0.91	1.21
-4	6.8	7.3	7	0	0	0	0.09	0.13	0.26	6.95	5.10	10.04	6.02	6.13	6.20	0.16	0.25	4.37	0.86	0.84	1.39
-5	6.8	7.3	7	0		0	0.09	0.16	0.16	6.67			6.45		7.01	0.09		1.92	0.89		1.29
-6	6.8		7	0			0.14		0.22	13.67			5.93			1.20				0.80	
-7	6.9			0			0.22			8.95			6.30			0.48				0.86	
-8	6.9			0			0.17			7.88			6.24			0.24				0.72	
-9	7			0			0.16			23.79			6.55			0.47				0.94	
-10	7			0			0.22			1.63			6.31			0.16				0.91	
-11	6.8			0			0.17			0.50			6.70			0.81				0.93	
-12	6.9			0			0.19			9.93			6.19			0.64				0.83	
-13	6.9			0			0.28			5.62			5.94			0.57				0.87	
-14	6.9			0			0.16			9.21			6.88			0.65				0.98	

Continuación Tabla C8.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
9		0.00	89.13		119.73	269.04
8		0.00	138.71		96.81	174.95
7		3.00	0.00		88.04	202.46
6		0.00	0.13		0.00	205.25
5		332.36	333.67		301.53	166.18
4		161.42	0.00		155.02	142.26
3		0.00	22.84		201.46	166.98
2		0.00	0.00		80.27	196.88
1		0.00	14.22		27.04	160.40
0	37.97	0.00	790.91	61.33	77.08	284.78
-1	0.00	254.07	0.00	18.07	161.99	99.60
-2	0.00	0.00	96.17	69.30	0.00	239.14
-3	0.00	148.11	0.00	0.00	92.62	36.61
-4	45.02	0.00	1378.90	344.39	75.48	204.85
-5	312.53		0.00	205.45		42.39
-6	96.69			0.00		
-7	0.00			160.00		
-8	0.00			0.00		
-9	180.47			0.00		
-10	0.00			10.10		
-11	0.00			0.00		
-12	0.00			152.82		
-13	0.00			161.20		
-14	0.00			0.00		

Tabla C9. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S5 en muestreo de Mayo 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
13			7.3		228.17	251.34			0.32		3.22	6.46		2.08	2.35		0.51	0.21		0.90	1.85
12		7.26	7.47		115.98	247.68		0.26	0.34		7.01	8.72		2.58	2.07		0.43	0.09		1.62	1.85
11		7.54	7.53		176.95	262.32		0.40	0.32		13.52	6.66		2.63	2.20		0.22	0.45		1.79	1.91
10		7.43	7.69	91.72	167.20	203.78		0.41	0.38		5.95	3.05		2.23	2.19		0.27	0.19		1.71	1.63
9		7.41	7.6	212.32	231.83	268.41		0.40	0.32	18.48	8.76	3.45	6.20	2.24	2.15	0.00	0.32	0.14	0.92	1.69	1.69
8	7.38	7.41	7.55	86.71	245.24	252.56	0.30	0.51	0.39	4.69	9.91	21.10	6.40	2.40	2.22	0.00	0.34	0.10	0.92	2.00	1.75
7		7.5	7.49	168.41	220.85	251.34	0.46	0.45	0.44	14.41	4.16	7.30	6.53	2.72	1.94	2.21	0.38	0.19	0.83	1.60	1.82
6	7.43	7.61	7.53	20.01	117.20	247.68	0.43	0.57	0.53	13.05	4.99	4.07	7.21	1.99	1.78	0.90	0.41	0.23	1.02	1.62	1.80
5	7.56	7.66	7.59	95.74	225.73	229.39	0.38	0.42	0.34	17.11	8.89	2.23	6.49	2.25	2.05	0.83	0.43	0.28	0.92	1.70	1.87
4	7.55	7.77	7.57	0.00	244.02	251.34	0.30	0.47	0.44	12.70	19.53	7.10	5.61	2.20	2.00	0.84	0.50	0.23	0.94	1.70	1.98
3	7.56	7.64	7.6	0.00	268.41	278.17	0.39	0.52	0.38	6.14	16.23	9.74	6.52	2.36	1.69	0.57	0.47	0.28	0.92	1.54	1.79
2	7.7	7.72	7.66	15.13	0.00	54.65	0.21	0.44	0.36	12.73	2.90	0.98	5.56	2.14	1.85	0.55	0.31	0.11	0.95	1.67	1.84
1	7.78	7.79	7.67	0	0.00	0.00	0.21	0.26	0.45	4.28	0.43	10.59	5.25	2.17	1.89	0.37	0.00	0.49	1.04	1.75	1.81
0	7.93	7.92	7.87	0	0.00	0.00	0.20	0.13	0.27	3.60	3.04	3.10	4.68	2.52	2.01	0.22	0.00	0.29	0.95	1.60	1.41
-1	7.96	7.95	7.99	0	219.63	0.00	0.19	0.09	0.15	3.10	5.23	15.50	4.34	2.01	1.94	0.02	0.00	0.04	0.90	1.75	1.84
-2	8	7.74		0			0.14	0.11		12.41			4.15			0.46			0.89		
-3	8.06			0			0.11			10.77			4.75			0.28			0.83		
-4	8.13			0			0.16			8.36			4.50			0.22			0.89		
-5	8.13						0.12			6.68			3.60			0.02			0.95		
-6	8.19						0.15														

Continuación Tabla C9.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3
13		166.77	233.58		300.86	237.87
12		139.10	186.60		289.30	256.61
11		250.54	61.85		301.66	202.19
10		117.70	514.92		243.85	278.34
9	448.37	128.66	72.03	273.95	278.94	216.74
8	15.14	105.44	46.72	178.87	278.34	243.26
7	553.28	170.68	148.50	228.31	283.52	220.33
6	26.62	418.62	352.85	130.23	301.66	0.00
5	37.58	124.49	45.67	154.35	173.89	0.00
4	70.47	71.77	162.59	180.66	155.55	0.00
3	31.06	60.03	26.88	136.61	141.99	0.00
2	55.33	96.82	42.54	59.47	66.05	0.00
1	0.00	220.01	479.16	13.02	100.53	0.00
0	178.25	25.58	73.60	175.68	61.46	0.00
-1	66.55	83.78	0.00	79.20	136.81	0.00
-2	23.23			91.36		
-3	0.00			79.40		
-4	0.00			5.25		
-5	30.54			70.63		
-6						

Tabla C10. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S1 en muestreo de Noviembre 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)			
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	
15																						
14		8						0.74														
13		7.9						0.52														
12		7.9	7.7					1.27	1.46													
11		7.9	8.2			222.3		1.48	0.90			0.77			5.52			4.36				1.55
10	7.2	7.8	8.1	32.5	157.3	213.1	0.48	0.89	0.97	10.81	6.46	0.44	4.61	5.29	5.62	7.44	7.34	3.64	1.27	1.32	1.57	
9	7	7.5	8	36.4	158.3	226.2	0.72	0.68	1.24	10.40	5.57	22.94	5.14		4.43	5.98	7.47	3.54	1.32		1.44	
8	7.9	7.7	8	185.4	148.1	199.0	0.40	4.31	0.78	5.03	1.58	19.95	3.99	4.37	5.11	5.72	6.77	2.92	1.28	1.30	1.48	
7	8	7.7	7.9	195.2	176.7	238.4	0.38	0.65	0.62	3.41	1.81	8.30	4.18	4.45	4.30	3.95	6.23	2.69	1.31	1.29	1.47	
6	7.9	8.2	8	202.9	169.4	245.2	0.57	0.63	0.60	7.22	4.35	1.05	4.17	3.66	6.07	3.65	4.90	2.80	1.37	1.25	1.55	
5	8	7.9	7.9	177.7	183.0	240.8	0.35	0.43	0.75	4.99	1.19	1.37	5.25	3.55	7.46	3.00	4.37	2.00	1.52	1.23	1.70	
4	8	8	8.1	29.8	181.6	262.6	0.37	0.75	3.67	4.51	3.43	4.04	6.29	4.89	4.35	4.30	5.06	1.92	1.63	1.38	1.46	
3	8	7.8	8.1	0.0	171.9	250.0	0.67	0.35	1.09	9.41	4.95	4.97	6.23	3.89	4.54	12.23	3.41	1.96	1.69	1.30	1.53	
2	8.1	7.8		0.0	151.0	251.9	0.23	0.53	0.51	4.10	1.90	1.69	3.81	4.05	5.39	0.21	3.08	2.09	1.44	1.40	1.65	
1	8.1	8.1		0.0	110.2	230.1	0.44	0.01	1.53	8.77	2.37	6.62	4.61	4.56	5.26	0.24	2.65	1.79	1.56	1.45	1.67	
0	8.1	8.1	7.7	0.0	99.0	205.8	0.02	6.25	0.27	16.89	8.33	1.67	4.35	5.72	6.01	3.37	3.56	1.61	1.50	1.57	1.78	
-1	8.2		8.2	0.0	0.0	158.3	0.24		0.29	5.56	9.85	0.93	5.33	4.19	4.72	0.71	0.00	1.87	1.61	1.54	1.61	
-2	8.1		8.2	0.0	0.0	10.4	0.00		0.32	22.51	2.94	15.81	2.98	6.10	5.39	1.54	0.00	2.75	1.19	1.68	1.65	
-3				0.0	0.0	0.0	0.00			9.55	3.88	2.09	4.32	5.32	5.66	0.72	0.32	0.30	1.56	1.73	1.75	
-4				0.0	0.0		0.00			8.20	2.38		5.37	5.08		1.01	0.00		1.62	1.79		

Continuación Tabla C10.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)			F (μM)			Cl (μM)			NO ₃ (μM)			SO ₄ (μM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
14																		
13																		
12																		
11			56.8			102.8												
10	222.3	655.8	72.2	110.9	168.6	87.5												
9	350.2	573.6	90.0	117.7	100.1	102.8												
8	428.7	238.6	28.0	132.0	103.8	63.6												
7	240.2	293.4	22.5	137.8	104.2	84.2												
6	239.9	173.4	53.0	107.3	160.7	142.3	16.8			130.2			0.0			2.31		
5	341.7	172.1	133.6	103.1	64.4	60.6	17.4			867.0			0.0			3.08		
4	415.2	224.3	45.7	78.1	72.0	84.7	14.5			98.8			363.8			3.39		
3	638.6	198.4	58.0	75.3	90.9	120.9	15.4		5.8	109.6		141.3	10.9		99.0	4.12		1.97
2	303.2	276.0	40.0	74.0	63.6	463.5	12.8		18.8	103.4		101.0	0.0		0.0	5.15		3.65
1	193.8	240.2	19.6	57.5	110.5	82.7	31.1		11.1	683.7		268.9	109.9		83.4	17.77		3.72
0	162.1	276.3	46.0	94.1	57.2	81.3	19.0		12.9	112.7		101.2	15.6		41.3	5.15		4.30
-1	304.1	131.0	15.4	51.0	51.3	55.6	19.1		14.7	108.8		149.5	74.5		0.3	5.33		5.42
-2	125.3	286.7	104.2	71.0	83.6	150.6	16.1		16.5	95.5		283.1	8.5		63.4	5.02		5.34
-3	421.5	290.4	68.4	93.9	216.6	41.6												
-4	401.8	604.5		59.5	39.2													

Tabla C11. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S2 en muestreo de Noviembre 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)			
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	
11						242.37						7.80			6.18			0.96			1.71	
10	7.8	8.2		0.00		242.85	0.48	0.75		0.70		13.59	6.33		6.87	2.60		1.13	1.79		1.74	
9	8	8.1		0.19		226.84	0.05	6.56		1.88		8.83	5.12		5.45	0.46		1.44	1.72		1.54	
8	8.1	8.2		0.00	19.32	175.86	0.00	0.29	0.15	0.46	6.91	8.26	7.45	6.80	4.80	0.25	6.74	1.23	1.85	1.75	1.49	
7	8.1	8.2		0.00	31.12	6.99	0.22	0.31	3.27	0.42	7.13	8.09	5.19	5.27	5.21	0.26	8.99	1.05	1.66	1.69	1.62	
6	8.1	8.3	8.2	0.92	6.17	1.36	0.00	0.12	0.12	0.47	13.08	3.00	5.91	5.16	6.13	0.12	11.88	0.76	1.76	1.66	1.70	
5	8.2	8.3	8.3	0.49	3.01	1.70	1.82	0.25	0.07	0.07	14.02	10.00	7.67	5.19	6.83	0.11	11.98	0.45	1.85	1.66	1.74	
4	8.2	8.3	8.1	0.92	3.45	1.55	0.00	0.02	0.00	0.41	12.16	7.54	5.38	5.52	7.29	0.06	10.58	0.64	1.77	1.74	1.77	
3	8.1	8.2	8.3	1.21	4.17	1.60	3.13	0.39	3.10	2.58	8.09	2.98	6.30	5.90	5.82	0.01	7.41	0.32	1.78	1.40	1.72	
2	8.1	8.3	8.1	2.28	3.01	0.44	0.07	0.07	0.00	1.10	10.44	20.54	7.41	6.33	6.44	0.09	7.77	0.50	1.81	1.77	1.72	
1	8.1	8.1	8	1.31	1.75	2.91	0.00	0.68	0.16	0.82	11.06	1.98	5.50	5.59	6.59	0.04	5.81	0.17	1.69	1.67	1.73	
0	8.2	8.3	8.3	0.49	0.97	1.12	0.10	0.70	0.00	0.61	14.77	17.71	6.15	5.28	5.92	0.13	8.17	1.37	1.76	1.68	1.69	
-1	8.2	8.2	8.4	0.49	2.72	1.80	0.02	0.01	0.00	1.92	13.87	6.62	6.53	2.84	6.45	0.26	9.16	1.07	1.75	1.59	1.78	
-2	8.2	8.2	8.2	3.50	0.24	1.55	0.00	0.00	0.00	4.20	8.15	7.74	5.76	6.43	6.56	0.27	8.86	1.88	1.71	1.77	1.75	
-3	8.2	8.3	8.3	5.58	0.63	3.50	0.03	0.00	0.00	2.39	5.53	14.45	5.19	5.11	6.09	0.11	5.55	1.27	1.59	1.69	1.68	
-4	8.1	8.1	8.3	2.62	1.89		0.26	0.00	0.05	0.15	10.45		5.77	6.74		0.04	2.31		1.73	1.79		
-5			8.2		0.97				0.02		3.50			6.36			0.44			1.75		
-6					3.69				0.25		5.47			6.60			0.40				1.76	

Continuación Tabla C11.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)			F (μM)			Cl (μM)			NO ₃ (μM)			SO ₄ (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
11			54.3			52.8												
10	291.2		84.9	32.7		289.9												
9	288.8		151.0	42.6		183.7												
8	378.6	346.5	152.1	47.5	81.9	79.4												
7	617.7	327.3	36.7	84.0	87.0	40.2												
6	348.6	278.4	62.1	59.2	69.3	80.1												
5	581.1	263.4	4.7	56.8	63.7	60.1	26.46			113.08			109.93			6.30		
4	72.2	242.5	39.7	129.2	52.9	33.4	21.21			102.69			60.14			6.48		
3	272.9	1015.7	64.5	91.1	92.5	84.0	22.12			127.65			96.58			6.49		
2	463.5	302.5	38.3	33.7	79.4	56.0	23.77		18.49	101.29		110.37	49.59		142.58	6.59		6.30
1	274.7	490.2	29.8	110.1	81.8	92.5	22.13		19.95	89.61		107.95	131.38		47.30	5.79		5.99
0	330.1	417.8	52.4	40.8	70.2	76.8	21.47		25.15	96.23		119.56	92.84		96.07	6.28		5.94
-1	357.3	466.3	46.0	48.9	84.4	94.8	21.40		29.73	93.69		102.56	94.95		264.72	6.88		6.01
-2	336.9	362.3	85.3	65.0	59.7	67.9	20.67		23.49	83.49		93.51	45.78		17.32	6.16		6.34
-3	805.4	1665.1	61.2	76.2	130.1	45.9	20.16		24.33	105.50		100.54	153.10		104.96	6.29		6.95
-4	438.2	263.2		44.0	31.0													
-5		407.1			52.6													
-6		423.7			66.6													

Tabla C12. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S3 en muestreo de Noviembre 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
12		8.1			268.4		1.12							3.82			5.33			1.63	
11		8.1			261.6		0.96							3.65			5.63			1.65	
10		8.1			280.6		1.05			0.00	1.88		4.17	4.91		11.29	5.78		1.59	1.67	
9	7.9	8.2			267.0	0.69	1.11			4.20	2.38		5.72	6.25		11.12	6.29		1.81	1.59	
8	8	8.3			290.3	0.64	1.05			4.72	0.00		5.69	7.35		10.70	6.31		1.70	1.68	
7	8.1	8.2	8.1	271.8	298.0	0.59	0.92	0.29	0.15	0.00	2.34	0.00	5.10	5.59	6.36	9.33	6.81	12.81	1.61	1.62	1.70
6	8.1	8.2	8.1	283.5	283.0	0.41	0.90	0.03	3.27	13.86	1.02	0.00	4.70	5.81	7.02	7.07	7.14	13.45	1.47	1.66	1.78
5	8.2	8.3	8.1	275.7	294.2	0.72	0.78	0.04	0.12	22.51	29.30	0.00	6.83	6.45	6.24	8.03	7.28	12.10	1.96	1.73	1.75
4	8.1	8.2	8.2	279.6	278.6	0.49	0.70	0.00	0.07	0.00	0.76	0.64	5.27	7.68	6.27	5.99	7.81	11.28	1.80	1.81	1.77
3	8.2	8.3	8.1	240.8	294.7	0.32	0.72	2.63	0.00	0.00	7.54	0.00	4.11	6.69	7.77	2.95	7.84	10.16	1.71	1.74	1.95
2	8.2	8.3	8.2	228.6	305.3	0.80	0.74	0.17	3.10	0.00	0.00	0.00	4.71	7.11	7.20	0.70	8.26	7.28	1.94	1.84	2.02
1	7.9		8.2	217.5	281.5	3.58	0.36	0.09	0.00	1.30	2.64	0.77	2.57	7.60	6.43	0.43	8.40	3.71	1.93	1.90	1.90
0	8.1	8.3	8.2	33.5	261.6	1.19	0.13	0.16	0.16	0.69	0.00	1.74	2.59	7.61	6.27	0.73	9.00	0.10	2.02	1.95	1.95
-1	8.1	8.2	8.2	2.0	4.7	0.35	0.04	0.27	0.00	2.35	3.01	0.00	2.62	6.51	6.45	0.22	11.29	2.19	1.92	1.85	1.94
-2	8.3	8.3	8.2	2.5	2.0	0.13	0.01	0.00	0.00	4.85	2.35	2.73	3.87	7.11	7.76	0.18	12.28	0.42	1.91	2.01	2.00
-3	8.3		8.3	1.8		0.15		0.00	0.00	7.04	4.07	0.07	4.57		6.83	0.18		0.35	1.91		1.95
-4	8.3		8.3	1.5		0.23		0.00	0.00	3.70	2.07	0.00	5.91		7.96	0.19		0.23	1.98		1.94
-5	8.2		8.2	2.1		0.05		0.00	0.05			0.00			6.15			0.17			1.95
-6			8.2	1.6				0.00	0.02			3.66			6.72			0.34			1.96
-7			8.6	1.3				0.00	0.25			0.36			6.75			0.55			1.93

Continuación Tabla C12.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)			F (μM)			Cl (μM)			NO ₃ (μM)			SO ₄ (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
12		587.54			20.61													
11		279.15			34.61													
10	241.74	298.94		55.33	24.70													
9	161.92	1565.36		70.42	14.92													
8	366.36	277.62		47.27	2.20													
7	482.93	464.23	46.25	54.31	0.00	0.00												
6	742.82	362.01	17.88	120.42	13.51	226.81												
5	316.99	273.49	41.71	58.27	11.72	0.00												
4	292.85	229.78	50.50	40.94	10.51	0.00	32.26			108.16			107.98				5.36	
3	469.88	356.35	70.89	117.80	21.19	0.00	29.44			103.84			19.31				6.29	
2	171.27	283.93	104.45	34.42	35.32	0.00	27.43		24.81	217.30		137.35	277.94		92.94		6.60	4.75
1	312.20	308.51	21.71	91.07	21.25	0.00	33.13		26.58	159.65		114.19	50.48		72.66		6.98	6.03
0	315.90	670.18	108.52	0.00	2.64	7.95	28.63		25.51	106.39		86.01	128.23		122.35		7.88	7.61
-1	479.67	401.81	10.62	5.07	19.46	0.00	26.54		19.39	112.71		65.61	246.36		39.71		8.83	6.60
-2	467.27	271.75	79.01	4.43	21.06	3.54	33.53		24.01	106.63		60.50	88.11		11.97		6.73	7.64
-3	459.22		41.40	2.07		3.28	26.42		31.10	106.95		95.59	92.71		42.49		7.94	7.54
-4	266.97		114.10	8.33		7.38	27.98			108.08			84.13				7.08	
-5			135.01			0.00												
-6			98.39			0.00												
-7			38.60			0.00												

Tabla C13. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S4 en muestreo de Noviembre 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
12		7.6	7.4	0.00	221.84	242.22		0.87	0.00		0.44	5.46		5.66	5.79		0.00	0.29		1.73	1.79
11		7.5	7.4		231.06	254.84		0.71	1.33		0.74	0.69		5.19	6.11		0.00	0.00		1.66	1.94
10		7.4	7.4		239.31	244.65		0.73	0.00		0.36	6.72		4.92	5.89		0.04	0.22		1.56	1.77
9		7.5	7.4		242.22	250.48		0.78	2.13		0.66	0.92		5.99	5.68		0.00	0.29		1.71	1.46
8		7.5	7.4		233.97	234.94		0.79	1.45		0.98	5.13		5.10	5.31		0.00	0.37		1.62	1.44
7		7.6	7.5		230.57	264.07		0.62	2.37		0.00	0.19		4.98	4.56		0.00	0.20		1.57	1.25
6	7.3	7.6	7.5	223.29	253.39	259.70	0.38	0.66	3.15	0.07	1.19	0.51	6.18	5.09	5.88	0.00	0.00	0.00	1.50	1.51	1.34
5	7.6	7.7	7.5	201.45	241.74	260.18	0.46	0.61	2.73	0.75	0.56	1.75	4.30	3.84	5.27	0.00	0.13	0.00	1.44	1.23	1.26
4	7.8	7.8	7.7	163.58	250.96	258.24	0.47	0.65	2.28	0.94	0.00	0.60	7.61	5.88	4.82	0.06	0.00	0.00	1.67	1.58	1.14
3	7.7	7.8	7.6	126.20	246.11	212.61	0.35	0.36	0.00	0.55	0.16	0.88	4.62	6.98	5.02	0.00	0.00	0.00	1.54	1.54	1.24
2	7.9	7.9	7.8	44.47	241.74	245.62	0.23	0.37	2.27	0.13	1.41	3.22	4.76	4.82	4.59	0.00	0.00	0.24	1.55	1.50	1.11
1	7.9	8	7.9	31.36	111.16	0.73	0.34	0.48	2.71	0.47	0.04	7.35	4.88	4.73	4.52	0.00	0.32	1.27	1.57	1.55	1.22
0	7.9	8	8	0.00	0.29	0.00	0.48	0.38	0.00	0.20	0.00	0.00	4.54	4.93	4.12	0.00	0.04	0.71	1.50	1.55	1.13
-1	8.1	7.9	8	0.00	0.00	0.00	0.28	0.23	3.07	0.00	0.79	0.00		4.80	4.34	0.00	0.06	0.10	1.61	1.53	1.17
-2	8.1	8	8	0.00	0.00	0.00	2.19	0.37	2.69	1.01	0.00	2.26	4.61	4.59	5.04	0.00	0.00	0.00	1.53	1.54	1.16
-3	8.2			0.19			0.44			0.00			4.46			0.00			1.48		
-4	8.1			0.00			0.53			0.29			4.83			0.00			1.56		
-5	8.2			0.24			0.27			0.00			4.82			0.00			1.60		
-6	8.1			0.00			0.33			0.76			4.99			0.00			1.59		
-7	8.2			0.00			0.23			0.00			4.68			0.00			1.57		
-8	8.2			0.00			0.60			0.94			4.70			0.00			1.58		

Continuación Tabla C13.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)			F (μM)			Cl (μM)			NO ₃ (μM)			SO ₄ (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
12		646.69	140.92		210.49	70.01												
11		480.75	93.30		252.05	201.02												
10		546.43	66.19		254.99	183.31												
9		433.12	35.90		199.10	110.49												
8		348.08	139.61		178.13	222.38												
7		212.59	69.61		185.17	166.75												
6	587.53	312.41	43.67	176.21	195.01	142.07												
5	492.49	1487.49	29.10	186.32	206.07	73.59												
4	385.71	433.12	79.04	209.27	200.13	274.49		15.68			70.26			92.90			6.71	
3	348.73	331.55	45.60	204.86	221.10	95.08		19.35	22.21		69.23	94.84		0.38	11.96		5.19	18.76
2	685.18	659.30	53.57	120.65	139.71	225.77		8.29	13.20		71.76	93.26		43.56	64.53		3.74	11.41
1	336.55	1370.05	48.36	151.34	247.12	44.50		9.28	16.47		82.90	179.62		0.00	7.38		4.10	19.78
0	381.36	349.17	23.11	186.83	129.80	82.42		19.35	18.85		105.95	82.70		193.04	104.42		3.85	8.51
-1	321.98	269.13	18.91	205.50	299.49	81.39		21.71	19.28		80.83	68.48		3.84	0.00		6.02	6.56
-2	388.32	303.06	136.98	190.03	264.58	234.27		25.38	17.69		90.16	80.05		89.48	60.88		4.77	6.40
-3	259.56			181.97				23.59			85.64			0.00			6.34	
-4	291.53			133.18				22.40			79.99			0.00			5.58	
-5	216.50			137.47														
-6	173.00			167.26														
-7	235.64			171.87														
-8	427.03			126.34														

Tabla C14. Parámetros determinados en agua intersticial en el sitio S5 en muestreo de Noviembre 2012.

Prof (cm)	pH			$\Sigma[\text{HS}^-]$ (μM)			COD (mM)			Fe (μM)			Ca (mM)			Mn (μM)			Mg (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
8	7.7						3.29			0.00		1.44	8.26		6.81	0.16		0.35	2.02		1.84
7	7.7	7.8	7.5	216.33	236.72	224.59	3.48	1.21	2.57	0.00	0.79	2.20	6.30	5.92	6.76	0.17	0.53	0.19	1.86	1.81	1.89
6	7.8	8.2	7.5	225.07	242.06	236.72	2.76	1.58	0.81	0.06	1.14	0.58	6.56	6.14	6.40	0.24	0.62	0.28	1.89	1.81	1.85
5	7.9	7.9	7.6	211.48	241.09	235.75	1.06	0.77	2.62	0.44	0.87	0.00	6.33	6.05	6.59	0.29	0.59	0.25	1.81	1.86	1.76
4	7.9	8.2	7.6	209.54	223.13	232.84	0.63	5.98	2.90	2.32	1.60	0.86	6.50	5.92	7.05	0.37	0.71	0.37	1.77	1.77	1.76
3	8.1	7.7	7.8	216.33	230.90	244.49	0.41	3.27	4.11	0.00	3.04	0.30	6.25	6.63	6.53	0.21	0.75	0.29	1.74	1.83	1.73
2	7.8		7.7	193.03	239.15	237.69	2.04	3.29	2.05	0.00	0.00	2.67	7.31	7.68	6.05	0.15	0.77	0.24	1.69	1.77	1.71
1	8.1	7.9	7.9	153.71	206.62	189.15	1.58	3.23	1.29	0.34	0.31	1.38	5.98	6.08	5.79	0.38	0.75	0.10	1.80	1.80	1.68
0	8	7.9	7.9	11.15	14.21	2.46	0.43	6.89	2.22	0.00	0.21	0.28	5.65	5.82	5.34	0.68	0.96	0.03	1.73	1.74	1.65
-1	8	8.1	8	3.38	1.73	3.04	6.56	2.22	0.82	0.00	1.37	0.00	5.73	5.88	5.29	0.00	0.09	-0.02	1.72	1.80	1.64
-2	8	8.2	8.1	1.73	1.39	2.46	1.09	1.69	0.77	0.19	0.00	0.49	5.72	6.69	5.49	0.06	0.05	0.03	1.76	1.79	1.69
-3	8.1	8.2	8.1	1.34	1.34	2.51	1.51	0.94	0.82	0.00	0.00	0.00	5.89	6.11	7.13	0.07	0.29	0.04	1.72	1.72	1.77
-4	8.1	8.2	8	1.25	1.20	2.27	1.47	1.30	0.14	0.34	0.00	1.64	5.96	5.86	6.37	0.04	0.14	0.12	1.82	1.72	1.80
-5	8.1	8.2	8	1.68	1.34	2.31	4.39	0.38	0.85	0.00	0.16	1.84	5.58	6.96	7.02	0.11	0.02	0.01	1.71	1.86	1.84
-6		8.2	8.2	1.68	1.15	2.22	4.20	1.19	0.42	0.45	0.88	3.16	5.90	5.82	6.77	0.02	0.09	0.06	1.82	1.73	1.83
-7		8.3	8.2	1.73	1.05	2.27		1.01	0.85		0.00			6.66			0.06			1.79	

Continuación Tabla C14.

Prof (cm)	Na (μM)			K (μM)			F (μM)			Cl (μM)			NO ₃ (μM)			SO ₄ (mM)		
	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3	D1	D2	D3
8	138.40		28.16	530.50		612.21												
7	209.73	499.42	25.01	468.61	880.56	800.58												
6	313.04	238.66	26.90	327.37	654.35	587.60												
5	163.84	1176.02	49.55	346.29	637.79	514.96	24.70			57.55			67.48			2.05		
4	261.06	166.89	36.36	381.65	481.78	420.27	19.33			153.08			38.07			6.67		
3	361.10	348.49	43.16	485.10	507.03	345.84	12.71			138.52			22.85			9.38		
2	130.57	497.68	7.94	337.53	359.02	164.07	17.77		22.50	111.74		71.40	34.47		0.00	12.69		7.86
1	132.52	560.75	17.50	122.95	438.36	224.36	16.71		19.63	98.18		59.32	74.47		0.00	16.44		6.48
0	483.33	199.29	46.21	256.78	209.14	166.75	39.76		21.66	119.26		84.30	66.70		14.46	19.52		19.89
-1	1173.63	142.53	117.55	123.59	148.72	140.73	34.04		6.26	172.34		27.75	18.16		0.00	6.55		8.94
-2	238.22	273.02	33.23	123.98	102.69	113.87	33.94		21.21	105.64		73.63	0.00		32.39	6.47		12.15
-3	125.13	247.57	13.23	106.39	149.62	192.97			19.25	112.38		68.15	54.64		0.00	6.93		11.62
-4	175.15	250.40	11.12	103.45	106.97	116.94												
-5	187.33	94.90	78.38	156.01	204.92	135.81												
-6	450.49	323.69	79.90	176.98	104.73	112.21												
-7		1041.18			96.04													

ANEXO D

En esta sección se muestran los valores calculados de PAI en la campaña de muestreo de Noviembre 2012. El producto de actividad iónica (PAI) se calculó empleando las concentraciones disueltas determinadas en la columna de agua para el Fe, Ca, Mn, Mg, PO_4^{3-} , $\Sigma[\text{HS}^-]$, SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , y los valores de pH de acuerdo a las reacciones de disolución de cada especie o fase mineral considerada. Para el cálculo de índices de Saturación [$\text{IS} = \text{Log}(\text{PAI}/\text{Ks})$], los valores de log PAI se comparan con el Log Ks (producto de solubilidad) de las fases minerales.

Tabla D1. Valores medios de concentración de las especies Fe, Ca, Mn, Mg, PO_4^{3-} , $\Sigma[\text{HS}^-]$, Cl^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , CO_3^{2-} y O_2 . Determinados en los dializadores en Noviembre 2012.

Sitio / Concentración	Fe (M)	Ca (M)	Mn (M)	Mg (M)	$\Sigma[\text{HS}^-]$ (M)	Cl^- (M)	NO_3^- (M)	PO_4^{3-} (M)	SO_4^{2-} (M)	CO_3^{2-} (M)	O_2 (M)
S1	8.96E-06	5.36E-03	2.85E-06	1.62E-03	1.02E-04	1.07E-01	2.84E-02	8.96E-03	4.73E-03	0.0016	0.000030
S2	1.10E-05	5.78E-03	3.23E-06	1.71E-03	8.58E-07	1.08E-01	9.45E-02	1.10E-02	6.11E-03	0.0018	0.000030
S3	8.10E-07	5.49E-03	3.28E-06	1.97E-03	9.92E-05	9.62E-02	1.25E-01	8.10E-04	7.75E-03	0.0016	0.000030
S4	6.76E-08	4.53E-03	2.52E-07	1.39E-03	9.71E-08	9.43E-02	1.49E-01	6.76E-05	6.18E-03	0.0017	0.000030
S5	1.65E-07	5.60E-03	5.54E-07	1.71E-03	9.27E-06	1.02E-01	4.06E-02	1.65E-04	1.97E-02	0.0016	0.000030

Tabla D2. Coeficientes de actividad de las especies Fe, Ca, Mn, Mg, PO_4^{3-} , $\Sigma[\text{HS}^-]$, Cl^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , CO_3^{2-} y O_2 .

Sitio / Concentración	I (M)	γ_{Ca}	γ_{Fe}	γ_{Mn}	γ_{Mg}	γ_{HS^-}	γ_{Cl^-}	γ_{NO_3}	γ_{CO_3}	γ_{SO_4}	γ_{O_2}	γ_{PO_4}
S1	0.109	0.999994	0.999994	0.999994	0.999994	0.999997	0.999997	0.999997	0.999994	0.999994	0.999994	0.999991
S2	0.144	0.999994	0.999994	0.999994	0.999994	0.999997	0.999997	0.999997	0.999994	0.999994	0.999994	0.999991
S3	0.106	0.999994	0.999994	0.999994	0.999994	0.999997	0.999997	0.999997	0.999994	0.999994	0.999994	0.999991
S4	0.105	0.999994	0.999994	0.999994	0.999994	0.999997	0.999997	0.999997	0.999994	0.999994	0.999994	0.999991
S5	0.092	0.999994	0.999994	0.999994	0.999994	0.999997	0.999997	0.999997	0.999994	0.999994	0.999994	0.999991

Tabla D3. Valores de producto de actividad iónica (PAI) e Índices de Saturación (IS) de las especies minerales consideradas en IAS (profundidad 0 cm).

Especie	Log PAI					Log Ks	Referencias	IS				
	S1	S2	S3	S4	S5			S1	S2	S3	S4	S5
CaCO ₃ (calcita)	-5.06	-4.99	-5.04	-5.10	-5.04	-8.48	Langmuir, 1996	0.60	0.59	0.59	0.60	0.59
CaSO ₄ ·H ₂ O (gypsum)	-4.60	-4.45	-4.37	-4.55	-3.96	-4.58	Langmuir, 1996	1.01	0.98	0.96	1.00	0.87
Ca ₅ (PO ₄) ₃ OH (Hidroxiapatita)	-3.14	-3.02	-4.18	-5.34	-4.86	-116.8	Stumm, 1996	0.03	0.03	0.04	0.04	0.04
FeCO ₃ (Siderita)	-7.84	-7.71	-8.87	-9.93	-9.56	-10.45	Stumm, 1996	0.75	0.74	0.85	0.95	0.92
FeSO ₄ ·7H ₂ O	-7.37	-7.17	-8.20	-9.38	-8.49	2.25	Stumm, 1996	-3.28	-3.19	-3.65	-4.17	-3.77
Fe ₃ (PO ₄) ₂	-6.32	-6.14	-8.40	-10.56	-9.78	-32	Stumm, 1996	0.20	0.19	0.26	0.33	0.31
FeS (am)	-9.04	-11.02	-10.10	-14.18	-11.81	-2.95	Stumm, 1996	3.06	3.74	3.42	4.81	4.00
FeOOH	-9.57	-9.48	-10.61	-11.69	-11.30	5.27	Stumm, 1996	-1.82	-1.80	-2.01	-2.22	-2.15
MnS (rosa)	-9.54	-11.56	-9.49	-13.61	-11.29	0.17	Stumm, 1996	-56.11	-67.99	-55.81	-80.07	-66.41
MnS (verde)	-9.54	-11.56	-9.49	-13.61	-11.29	3.34	Stumm, 1996	-2.86	-3.46	-2.84	-4.08	-3.38
MnSO ₄	-7.87	-7.71	-7.60	-8.81	-7.96	2.25	Stumm, 1996	-3.50	-3.42	-3.38	-3.91	-3.54
MnCO ₃ (Rhodocrosite)	-8.34	-8.25	-8.27	-9.36	-9.04	-11.13	Stumm, 1996	0.75	0.74	0.74	0.84	0.81
MgCO ₃ (Magnesita)	-5.58	-5.52	-5.49	-5.62	-5.55	-7.5	Stumm, 1996	1.14	1.14	1.13	1.15	1.14
MgSO ₄	-5.12	-4.98	-4.82	-5.06	-4.47	2.37	Stumm, 1996	-2.16	-2.10	-2.03	-2.14	-1.89
CaMg(CO ₃) ₂ (dolomita)	-7.55	-7.46	-7.45	-7.66	-7.50	-17.09	Stumm, 1996	0.61	0.61	0.61	0.62	0.61

Si los valores de PAI son \geq a Ks, se consideran condiciones de saturación o sobresaturación, lo cual indica que es posible que el mineral en cuestión esté precipitando o bien, potencialmente se puede precipitar a las condiciones fisicoquímicas del medio donde se encuentra disuelto. Si los valores de PAI son $<$ a Ks, el sistema está en condiciones de instauración con respecto a ese mineral, y el mineral debe estarse disolviendo.

ANEXO E

Parámetros determinados en pruebas de movilidad.

Tabla E1. Valores de pH y potencial redox determinados en la columna de agua en las pruebas de movilidad de fosforo.

Días Exp.	pH						pE					
	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4
1	7.03	7.28	7.36	7.61	7.36	7.38	-0.02	-0.05	-0.72	-0.92	-0.72	-0.73
3	7.08	7.24	7.44	8.13	8.91	8.03	-0.07	-0.20	-0.81	-1.36	-1.76	-1.05
6	7.04	7.13	8.82	9.86	9.78	9.23	-0.03	-0.10	-1.83	-2.50	-2.48	-2.13
7			8.84	9.08	9.08	8.87			-1.74	-1.84	-1.83	-1.66
8	7.01	7.17					0.00	-0.14				
10	7.01	7.08					0.00	-0.07				
13	7.01	7.04					0.00	-0.03				
14	6.92	7	8.8		8.93	8.97	0.05	0.00	-1.64	-1.67	-1.71	-1.74
15	7.46	7.62	8.89	9.33	9.22	9.32	-0.41	-0.54	-1.67	-2.08	-1.98	-2.08
17			8.93	9.33	9.18	9.29			-1.74	-2.06	-1.96	-2.03
21	7.76	7.88					-0.69	-0.78				
22			8.99	8.66	9.32	9.19			-1.77	-1.45	-2.08	-1.94
24	7.45	7.51					-0.39	-0.42				
25	7.8	7.4					-0.80	-0.44				
27	7.65	7.8					-0.59	-0.69				
28			8.81	8.7	8.22	8.34			-1.69	-1.45	-0.96	-1.22
29	8.095	8.09	8.71	8.54	7.94	8.13	-0.99	-0.99	-1.54	-1.35	-0.79	-0.98
31	7.04	7.61					-0.03	-0.54				
34	7.25	7.62					-0.39	-0.54				
35	8.05	7.727	8.9	8.34	8.79	7.82	-0.83	-0.65	-1.71	-1.18	-1.61	-0.71
38			8.77	8.31	8.65	7.98			-1.61	-1.15	-1.47	-0.86
41	8.087	7.687					-0.94	-0.58				
43			8.96	7.94	8.66	7.92			-1.76	-0.83	-1.49	-0.79
45	7.267	7.507	8.86	7.98	8.54	7.85	-0.24	-0.45	-1.64	-0.86	-1.39	-0.74
46			8.7	7.95	8.48	7.78			-1.52	-0.83	-1.32	-0.69
48			8.82	7.92	8.52	7.9			-1.64	-0.81	-1.37	-0.78
49	7.947	7.547	8.69	7.86	8.48	8.13	-0.80	-0.49	-1.50	-0.76	-1.32	-1.01
50			8.71	7.9	8.54	8.38			-1.50	-0.79	-1.39	-1.23
51			8.53	8.31	8.52	8.57			-1.12	-0.91	-0.90	-0.96
52	7.46	7.5					-0.41	-0.42				
53			8.62	7.8	8.35	8.1			-1.44	-0.64	-1.12	-0.96
54	7.76	7.48					-0.31	-0.41				
55	7.35	7.43	8.08	7.64	7.95	7.7	-0.29	-0.42	0.95	-0.56	-0.85	-0.63
56			8.93	7.89	8.52	8.24			-1.54	-0.79	-1.35	-1.10
57	7.35	7.43					-0.29	-0.42				
59	7.5	7.4	8.11	7.4	7.88	7.57	-0.39	-0.44	-1.00	-0.34	-0.78	-0.51
61	7.35	7.55	7.46	6.94	7.3	7.21	-0.32	-0.49	-0.41	-0.07	-0.27	-0.19
63	7.51	7.42	7.72	7.16	7.48	7.23	-0.46	-0.41	-0.64	-0.14	-0.41	-0.19
64	7.43	7.4	6.6	6.2	6.5	6.34	-0.44	-0.41	0.34	0.88	0.44	0.59

Tabla E2. Valores de concentración de hierro y fosfatos (Fe^{2+} , PO_4^{3-} ; μM) determinados en la columna de agua en las pruebas de movilidad de fosforo.

Días Exp.	Fe						PO ₄					
	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4
1	291.40	554.91	0.00	0.01	0.00	0.01	0.04	0.04	2.04	8.63	1.32	6.27
3	575.65	502.01	0.00	0.03	0.01	0.01	0.04	0.04	2.83	8.23	7.21	5.27
6	506.92	606.54	0.01	0.03	0.02	0.02	0.04	0.04	1.81	7.38	4.74	6.88
7			0.03	0.03	0.02	0.02	0.04	0.04	5.37	4.40	3.96	3.50
8	177.50	289.85										
10	282.72	228.89										
13	173.77	182.98										
14	149.95	400.80	0.04	0.04	0.06	0.05	0.04	0.04	3.49	5.73	2.21	1.84
15	335.13	174.17	0.00	0.01	0.01	0.01	0.04	0.04	3.52	3.58	2.86	2.11
17			0.03	0.04	0.06	0.04	0.04	0.04	3.40	3.97	4.40	1.92
21	413.52	127.82										
22							0.04	0.04	2.66	0.48	0.64	1.32
24	187.31	297.57										
25	20.36	16.78										
27	63.29	19.74										
28			0.04	0.04	0.04	0.05	0.04	0.04	5.91	6.10	6.59	6.20
29	195.98		0.04	0.02	0.02	0.03	0.04					
31												
34	27.73	11.10										
35	22.98	40.17	0.05	0.05	0.06	0.04			6.30	4.43	3.11	4.39
38			0.04	0.03	0.06	0.02			6.23	4.89	3.32	0.36
41	20.61	21.45										
43									0.47	1.27	0.70	0.68
45	15.55	31.14	0.02	0.02	0.02	0.02			4.33	2.66	1.65	2.16
46			0.03	0.03	0.03	0.04			5.01	1.89	2.52	1.25
48									5.93	1.35	0.98	2.45
49	41.12	15.32	0.02	0.02	0.02	0.01			3.28	4.32	3.32	3.22
50			0.02	0.02	0.03	0.03			1.70	3.55	2.62	2.98
51			0.00	0.00	0.00	0.00			1.13	1.20	1.07	0.04
52	14.90	16.74										
53			0.00	0.00	0.00	0.00			0.36	0.28	0.94	0.21
54	49.95	45.92										
55	12.35	17.07	0.00	0.00	0.00	0.00			1.03	0.51	0.80	0.78
56			0.01	0.00	0.00	0.01			0.60	0.53	0.03	0.53
57	20.43	28.93										
59	37.01	21.80	0.00	0.00	0.00	0.00			0.60	0.03	0.53	0.53
61	26.76	27.96	0.01	0.00	0.01	0.00						
63	41.04	69.51							0.60	0.41	1.37	1.45
64	41.46	37.99	0.00	0.00	0.00	0.00			1.50	1.11	1.54	1.51

Tabla E3. Valores de concentración de sulfuros totales disueltos y sulfatos ($\Sigma[\text{HS}^-]$, SO_4^{2-} ; mM) determinados en la columna de agua en las pruebas de movilidad de fosforo.

Días Exp.	$\Sigma[\text{HS}^-]$						SO_4^{2-}					
	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4
1	0.54	0.56	0.18	0.13	0.58	0.12	0.03	0.06	1.32	1.20	0.90	1.59
3	0.95	0.48	0.02	0.26	0.06	0.18	0.01	0.10	1.56	1.09	0.51	1.45
6	1.05	1.03	1.60	1.90	1.95	0.04	0.05	0.09	1.19	0.96	1.27	1.52
7			0.02	0.14	0.06	0.05			3.80	2.53	3.30	4.71
8	0.65	0.54					0.18	0.08				
10	0.68	0.56					0.04	0.06				
13	0.65	0.48					0.05	0.07				
14	0.66	0.67	0.13	0.13	0.12	0.15	0.06	0.07	6.46	5.32	5.64	5.54
15	1.13	0.34	0.15	0.17	0.22	0.11	0.08	0.15	10.20	10.10	7.95	6.82
17			0.11	0.15	0.10	0.11			6.69	9.70	6.79	8.43
21	0.92	0.00					0.06	0.08				
22			0.46	0.09	0.10	0.12			1.41	1.43	2.57	1.51
24	0.60	0.54					0.05	0.03				
25	0.09	0.61					0.01	0.02				
27	0.62	0.52					0.01	0.02				
28			0.05	0.02	0.01	0.04			1.37	3.65	2.08	6.46
29	0.66	0.09	0.06	0.04	0.04	1.04	0.03	0.02	1.14	1.42	1.35	2.42
31	0.66	0.56					0.04	0.02				
34	0.54	0.40					0.03	0.03				
35	0.92	0.54	0.07	0.08	0.69	0.05	0.03	0.03	5.31	4.00	0.57	2.94
38			0.07	0.05	0.98	0.05			1.08	0.92	0.03	1.24
41	0.62	0.00					0.03	0.03				
43			0.07	0.57	1.03	0.26			0.71	1.37	1.30	0.66
45	4.25	3.97	0.11	1.32	0.70	1.18	0.03	0.05	1.53	2.84	2.66	1.45
46			0.10	1.09	1.27	1.25			4.29	7.04	5.15	1.32
48			0.09	0.97	0.09	1.19			3.80	5.83	2.60	5.97
49	4.34	0.00	0.48	1.18	1.15	1.45	0.04	0.04	7.39	7.39	2.30	2.61
50									2.30	1.86	8.84	8.69
51			0.03	0.09	0.82	0.03			2.61	2.61	2.48	2.60
52	0.00	3.61					0.03	0.03				
53			1.81	2.49	0.39	0.77			2.10	2.51	1.96	1.82
54	4.50	2.92					0.03	0.03				
55	3.93	0.53	0.08	0.07	0.05	0.07	0.03	0.04	2.22	2.26	2.26	2.27
56			0.06	0.07	0.08	0.05			1.10	0.81	0.64	1.62
57	3.62	0.28					0.03	0.03				
59	0.32	4.48	1.84	2.06	1.72	2.30	0.03	0.03	0.84	1.14	0.52	0.72
61	4.12	1.67	1.80	2.21	2.17	1.54	0.04	0.03	2.58	2.51	2.56	2.48
63	3.36	4.19	2.45	2.10	2.57	2.44	0.04	0.04	0.37	0.49	0.70	0.39
64	5.65	2.78	2.44	1.70	2.49	1.93	0.03		2.61	1.11	2.60	2.61

Tabla E4. Valores de pH y potencial redox determinados en el agua intersticial en las pruebas de movilidad de fosforo.

Días	pH						pE (V)					
	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4
1	7.66	7.83	7.97	8.65	8.86	8.65	-0.42	-0.56	-1.16	-1.81	-1.84	-1.67
3	7.48	7.61	8.54	9.13	9.15	9.05	-0.42	-0.54	-1.67	-2.03	-2.04	-1.95
6	7.45	7.59	9.00	9.49	9.80	9.43	-0.39	-0.51	-1.96	-2.26	-2.55	-2.24
7			8.67	9.22	9.17	9.30			-1.49	-1.96	-1.89	-2.03
8	7.32	7.58					-0.27	-0.51				
10	7.48	7.52					0.42	-0.46				
13	7.17	7.12					-0.14	-0.10				
14	7.05	7.20	8.59	8.93	8.93	9.05	-0.03	-0.17	-1.42	-1.69	-1.72	-1.81
15	7.85	7.84	8.72	9.11	9.03	9.13	-0.75	-0.76	-1.52	-1.89	-1.79	-1.91
17			8.73	8.96	9.03	9.10			-1.55	-1.72	-1.83	-1.86
21	7.84	7.94					-0.76	-0.85				
22			8.68	8.95	8.96	8.95			-1.50	-1.71	-1.76	-1.72
24	7.89	7.85					-0.80	-0.78				
25	7.85	7.92					-0.76	-0.80				
27	7.82	7.50					-0.76	-0.45				
28			8.60	8.92	8.20	8.20			-1.39	-1.61	-0.90	-0.90
29	7.75	7.78	8.42	8.72	7.73	7.83	-0.78	-0.70	-1.27	-1.52	-0.68	-0.73
31	7.48	7.52					-0.42	-0.46				
34	7.66	7.84					-0.59	-0.76				
35	7.85	7.52	8.37	8.60	8.14	8.03	-0.75	-0.49	-1.23	-1.42	-1.03	-0.91
38			8.31	8.46	8.08	8.04			-1.17	-1.27	-0.96	-0.91
41	7.80	7.65					-0.72	-0.59				
43			7.92	7.84	7.96	7.87			-0.81	-0.73	-0.86	-0.76
45	7.61	7.64	7.72	7.75	7.82	7.92	-0.55	-0.57	-0.66	-0.66	-0.73	-0.79
46			7.45	7.61	7.79	7.70			-0.41	-0.54	-0.69	-0.61
48			7.29	7.68	7.73	7.84			-0.25	-0.59	-0.66	-0.74
49	7.66	7.51	7.25	7.86	7.80	7.86	-0.60	-0.46	-0.20	-0.76	-0.69	-0.76
50			7.36	8.01	7.76	7.61			-0.30	-0.88	-0.64	-0.54
51			7.50	7.64	7.69	8.27			-0.54	-0.34	-0.56	-0.71
52	7.89	7.84					-0.80	-0.76				
53			7.85	7.50	7.89	7.80			-0.74	-0.44	-0.78	-0.71
54	7.84	7.94					-0.76	-0.85				
55	8.08	8.08	7.50	7.36	7.59	7.56	-0.81	-0.83	-0.44	-0.27	-0.52	-0.49
56			7.87	7.90	8.55	8.19			-0.86	-0.79	-1.39	-1.06
57	8.07	8.10					-0.81	-0.83				
59	7.94	7.92	7.41	7.41	7.57	7.62	-0.83	-0.80	-0.37	-0.35	-0.51	-0.56
61	8.00	7.79	7.01	6.83	7.14	7.17	-0.71	-0.69	0.00	0.14	-0.12	-0.14
63	7.95	7.84	7.21	7.06	7.23	7.09	-0.85	-0.76	-0.19	-0.05	-0.20	-0.08
64	7.98	7.80	6.37	6.15	6.36	6.29	-0.83	-0.78	0.56	0.61	0.57	0.64

Tabla E5. Valores de concentración de hierro y fosfatos (Fe^{2+} , PO_4^{3-} ; μM) determinados en el agua intersticial en las pruebas de movilidad de fósforo.

Días Exp.	Fe						PO ₄					
	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4
1	557.94	284.98	0.05	0.01	0.00	0.00	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00
3	645.64	276.60	0.12	0.02	0.02	0.01	0.04	0.04	2.91	1.04	1.54	2.46
6	794.05	211.00	0.05	0.02	0.02	0.02	0.04	0.04	1.37	3.48	3.48	1.82
7			0.03	0.04	0.03	0.03			1.04	4.74	3.01	2.27
8	291.50	102.87										
10	152.56	729.89										
13	504.94	231.34										
14	99.27	180.26	0.15	0.03	0.10	0.06	0.04	0.04	1.10	0.44	2.86	1.99
15	162.34	220.23					0.04	0.04	1.07	3.60	3.05	2.59
17			0.05	0.05	0.05	0.04	0.04	0.04	0.68	2.38	1.74	0.14
21	168.91	54.29										
22							0.04	0.04	0.48	1.89	1.89	3.30
24	275.02	117.87										
25	22.50	35.26										
27	64.31	16.88										
28			0.07	0.06	0.06	0.04	0.04	0.04	0.95	3.05	0.70	3.05
29	29.00		0.01	0.06	0.03	0.02						
31												
34		28.94										
35	10.77	23.77	0.05	0.05	0.06	0.05	0.04	0.04	2.24	5.37	4.60	4.07
38			0.04	0.02	0.03	0.03	0.04		3.29	1.38	1.64	1.04
41	23.52	27.86										
43												
45	15.46	18.04	0.02	0.02	0.01	0.03			0.23	1.04	1.38	0.88
46			0.07	0.03	0.04	0.05			0.21	1.30	0.64	0.68
48									0.37	0.17	2.93	1.04
49	27.48	36.50	0.03	0.03	0.05	0.02			0.57	2.27	2.28	4.02
50			0.02	0.02	0.02	0.02			1.65	1.88		
51									1.00	1.01	2.27	0.60
52	20.06	35.66										
53			0.02	0.02	0.02	0.02			0.84	0.28	1.60	1.53
54	31.20	22.70										
55	18.67	11.99	0.00	0.00	0.00	0.00			0.28	0.14	0.50	0.98
56			0.01	0.00	0.00	0.00				0.57	1.57	
57	20.85	43.30										
59	33.74	26.38	0.00	0.00	0.00	0.00			0.57	1.57	0.37	0.00
61	31.86	34.36	0.00	0.01	0.00	0.00						
63	31.35	22.23							0.81	0.64	1.27	0.51
64	40.55	35.07	0.01	0.02	0.00	0.00			0.51	0.19	0.41	0.09

Tabla E6. Valores de concentración de sulfuros totales disueltos y sulfatos ($\Sigma[\text{HS}^-]$, SO_4^{2-} ; mM) determinados en el agua intersticial en las pruebas de movilidad de fosforo.

Días Exp.	$\Sigma[\text{HS}^-]$						SO_4^{2-}					
	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4	CT 1	CT 2	C 1	C 2	C 3	C 4
1	0.03	0.00	0.22	0.02	0.13	0.42	0.04	0.09	0.64	0.72	0.90	0.76
3	0.15	0.00	0.07	0.23	0.16	0.09	0.07	0.07	0.91	0.43	0.54	0.33
6	0.20	0.01	0.03	0.17	0.05	0.14	0.10	0.12	0.35	1.07	0.24	0.40
7			0.01	0.03	0.02	0.08			4.55	0.62	6.40	0.70
8	0.13	0.00					0.03	0.05				
10	0.01	0.00					0.05	0.06				
13	0.29	0.00					0.10	0.06				
14	0.00	0.00	0.02	0.05	0.02	0.04	0.18	0.05	4.12	4.46	4.28	3.90
15	0.00	0.00	0.03	0.01	0.04	0.15	0.09	0.13	6.42	4.84	5.61	5.60
17			0.04	0.02	0.03	0.02			4.52	5.30	1.42	1.51
21	0.01	0.11					0.09	0.10				
22			0.03	0.01	0.01	0.01			3.21	3.24	2.94	2.74
24	0.02	0.00					0.05	0.05				
25	0.04	0.00					-0.01	0.02				
27	0.00	0.00					0.03	0.01				
28			0.03	0.02	0.01	0.02			5.00	4.48	2.01	1.87
29	0.00	0.00	0.05	0.04	0.06	0.05	0.05	0.02	2.56	0.34	1.83	0.68
31	0.00	0.00					0.02	0.02				
34	0.00	0.00					0.03	0.03				
35	0.00	0.00	0.05	0.04	0.05	0.05	0.03	0.03	0.19	2.44	0.33	1.65
38			0.05	0.03	0.04	0.05			3.48	1.03	0.89	0.96
41	0.00	0.47					0.03	468.19				
43			0.05	0.18	0.94	0.64			1.23	0.97	1.17	0.91
45	0.00	0.00	0.05	0.37	0.61	0.65	0.03	0.04	3.27	2.00	1.02	2.11
46			0.09	0.49	0.63	0.53			0.70	0.55	1.43	0.49
48			0.05	0.17	0.29	0.04			8.93	5.64	10.74	8.80
49	0.00	0.00	0.06	0.04	0.31	0.07	0.03	0.03	8.96	3.16	9.73	8.30
50									5.52	10.29	8.34	5.48
51			0.02	0.03	0.02	0.02			2.54	2.13	2.10	2.47
52	3.61	0.61					0.05	0.03				
53			0.05	0.05	0.04	0.03			2.54	2.54	2.03	2.71
54	0.00	0.00					0.03	0.03				
55	0.00	0.00	0.04	0.05	0.07	0.05	0.04	0.04	2.40	2.70	1.42	0.27
56			0.94	1.27	0.94	1.97			2.05	0.66	0.31	0.42
57	0.00	0.00					0.04	0.03				
59	0.00	0.00	1.46	2.08	2.10	1.37	0.04	0.03	0.48	0.46	0.72	0.35
61	0.00	0.00	0.12	0.07	0.73	0.05	0.04	0.03	2.58	2.30	2.48	2.51
63	0.00	0.01	1.57	2.27	2.45	2.68	0.00	0.05	0.42	1.33	0.35	1.02
64	0.00	0.00	1.31	1.46	0.92	2.15	0.03	0.04				

ANEXO F

Establecimiento de indicadores con base en datos: demográficos, principales actividades económicas y observaciones de campo, para la identificación de problemas y estrategias de solución en escala espacio - temporal en el diagnóstico del humedal “Ciénega de Tamasopo”.

Tabla F1. Indicadores que ejercen presión en el estado ecológico de la cuenca Ciénega de Tamasopo.

Indicadores	1990	1995	2000	2005	2009	2010
Demografía						
Nacimientos		879	794	688	707	655
Nacimientos hombres		452	375	325	341	339
Nacimientos mujeres		427	419	363	366	316
Población total	25789	27013	27390	26908		28848
Población total hombres	13283	13833	13800	13348		14563
Población total mujeres	12506	13180	13590	13560		14285
densidad de población						34.9
Agricultura						
Superficie sembrada total (hect)	11119	10272	10272	14611	14799	
Superficie sembrada de frijol				100	155	
Superficie sembrada de maíz grano				1600	1400	
Superficie sembrada del resto de cultivos nacionales		10272	10272	12911	13244	
Superficie cosechada total	10623	10272	10272	12663	11823	
Superficie cosechada de frijol				100	155	
Superficie cosechada del resto de cultivos nacionales		10272	10272	10963	11157	
Volumen de la producción de frijol (Ton)		0		35	59	
Valor de la producción agrícola total (miles \$)		104474	171543	286611	304673	
Valor de la producción de frijol		0		210	560	
Valor de la producción de maíz grano		0		2396	957	
Valor de la producción del resto de los cultivos		104474	171543	284005	303156	
Superficie sembrada de riego	1977	0	0	3666	3757	
Superficie sembrada de temporal	9142	0	0	10945	11042	
Superficie mecanizada		10237	10305	12828	12967	
Productores beneficiados por el PROCAMPO		618	617	1080	1003	
Monto pagado por el PROCAMPO		372	629	2197	2334	
Superficie sembrada caña de azúcar (total)						12920
Superficie sembrada de riego						3710
Superficie sembrada de temporal						9210
Superficie cosechada caña de azúcar (total)	10623					10870
Superficie cosechada Riego caña azúcar	9919					3160
Superficie cosechada Temporal caña azúcar	1834					7710
Superficie total irrigada (hect)	1982					
Gravedad	1963					
Bombeo	19					
Ganadería						
Volumen de la producción de carne en canal de ovino (Ton)		21	5	4	4	
Volumen de la producción de carne en canal de caprino (Ton)		0	0	0	0	
Volumen de la producción de carne en canal de gallináceas (Ton)		14	17	10	11	
Volumen de la producción de carne en canal de guajolotes (Ton)				0	3	
Valor de la producción de carne en canal total (miles pesos)		2031		3692	4810	

Valor de la producción de carne en canal de bovino		1380		2440	2902	
Valor de la producción de carne en canal de porcino (miles pesos)		252		845	1398	
Valor de la producción de carne en canal de ovino		295		140	144	
Valor de la producción de carne en canal de caprino (miles pesos)		0		0	0	
Valor de la producción de carne en canal de gallináceas (miles pesos)		104		267	290	
Valor de la producción de carne en canal de guajolotes (miles pesos)				0	76	
Vol. de la producción de leche de bovino (Ton)		4389	4806	1870	1945	1962
Valor de la producción de leche de bovino (miles de pesos)		5925	28867	7479	10366	10365
Vol. de la producción de leche de caprino (Ton)		0	0	0	0	0
Valor de la producción de leche de caprino (miles de pesos)		0	0	0	0	0
Vol. de la producción de huevo para plato (Ton)		4	372	172	181	176.8
Valor de la producción de huevo para plato (miles de pesos)		15	3091	1684	2126	2125
Silvicultura						
Vol. de la producción de miel (Ton)		34	9	8	8	8
Valor de la producción de miel (miles de pesos)		221	282	240	274	274
Vol. de la producción de cera en greña (Ton)		1	0	0	0	
Valor de la producción de cera en greña (miles de pesos)		7	14	5	6	
Forestal						
Volumen de la producción forestal maderable de latifolias (m ³ de rollo)		0	96	0	0	
Volumen de la producción forestal maderable de preciosas (m ³ de rollo)		9	10	0	0	
Volumen de la producción forestal maderable de comunes tropicales (m ³ de rollo)		0	1361	0	0	
Valor de la producción forestal maderable (miles de pesos)		8	1074	0	0	
Valor de la producción forestal maderable de latifolias (miles de pesos)		0	94	0	0	
Valor de la producción forestal maderable de preciosas (miles de pesos)		8	28	0	0	
Valor de la producción forestal maderable de comunes tropicales (miles de pesos)		0	953	0	0	
Volumen de la producción forestal no maderable (m ³ de rollo)		400	19	302	164	
Valor de la producción forestal no maderable (miles de pesos)		70000	74	211	108	
Volumen de aprovechamiento forestal maderable autorizado para el año (m ³ de rollo)			6575	16502	31617	
Volumen de aprovechamiento forestal no maderable autorizado para el año (m ³ de rollo)			308	0	47357	
Reforestación: árboles plantados		0	47790	0	270000	
Turismo						
Establecimientos de hospedaje		1	2	6	12	12
Cuartos registrados de hospedaje		25	36	82	164	
Establecimientos de preparación y servicio de alimentos y de bebidas		1	0	2	1	
Turistas que se hospedaron en establecimientos					28284	28284
Turistas residentes en el país que se hospedaron en establecimientos de hospedaje					26021	26021
Turistas no residentes en el país que se hospedaron en establecimientos de hospedaje					2263	2263
Cobertura vegetal - Tipo de suelo						
Superficie continental (Km ²)				1321		

Superficie de agricultura				217		
Superficie de pastizal				107		
Superficie de bosque				409		
Superficie de selva				173		
Superficie de matorral xerófilo				24		
Superficie de otros tipos de vegetación				26		
Superficie de vegetación secundaria				355		
Superficie de áreas sin vegetación				0		
Superficie de áreas urbanas				2		
Superficie cubierta por bosques y selvas (%)				71		
Servicios						
Total de viviendas particulares habitadas		5566	6247	6582		7446
Porcentaje de la población que utiliza carbón o leña como combustible para cocinar			53			
Viviendas particulares habitadas que disponen de energía eléctrica		3769	4501	5488		6508
Viviendas particulares habitadas que disponen de agua de la red pública en el ámbito de la vivienda		3108	3339	3715		4581
Viviendas particulares habitadas que disponen de drenaje		1828	2721	3824		4971
Viviendas particulares habitadas que disponen de excusado o sanitario			5280	5862		6721
Fuentes de abastecimiento de agua		1	18	1	13	207
Tomas domiciliarias de agua entubada		812		1240	4634	276842
Volumen de basura recolectada (miles ton)				6		
Denuncias recibidas en materia ambiental		1	1	6	5	
Longitud de la red carretera (Km)		174	216	231	226	226
Longitud de la red carretera troncal federal		41	41	41	36	36.0
Longitud de la red carretera de alimentadoras estatales		133	18	53	53	53
Longitud de la red carretera de caminos rurales			157	138	137	137
Automóviles registrados en circulación		0	158	694	1394	
Camiones de pasajeros registrados en circulación		0	0	4	3	
Motocicletas registradas en circulación		0	3	54	168	
Población derechohabiente a servicios de salud			10444	9518		20090
Población derechohabiente a servicios de salud hombres			5347	4649		9594
Población derechohabiente a servicios de salud mujeres			5097	4869		10496
Unidades médicas en instituciones de seguridad social		2	2	2	2	
Recursos hídricos						
superficie de cuerpos de agua (Km ²)				8.67		

Tabla F2. Identificación de problemas en escala espacio-temporal en la ciénega de Tamasopo.

Origen	Problemas	Espacio (Km ² ; área afectada)	Tiempo (años, duración de la afectación)
Uso en riego de cultivo de caña de azúcar	Sobre extracción de agua (requerimientos de 1500 mm/temporada – 4 meses)	15	6 meses c/año
Uso doméstico y abrevadero de animales	Sobre extracción de agua (2.2 L·seg ⁻¹)	2	Continuo
Entrada en exceso de sedimentos o nutrientes por escorrentía de zonas adyacentes	Degradación de la calidad del agua	10	20
Alteración de cauce	Reducción de área inundable		
Alteración de cauce y desecación de terrenos para la incorporación a agricultura	Falta de agua para abrevadero de animales en ejido Emiliano Zapata	12	18
Alteración de cauce	Desecación de terrenos para incorporación en agricultura	3	18
Sobre fertilización	Pérdida de capacidad productiva del suelo	26	cada año
Cambio de uso de suelo (reforma agraria, 1970)	Cambio de uso vocacional del suelo (29.164 Km ²)	45	43
Incorporación de tierras para ganadería bovina	Pérdida de cobertura de Palmar (40 Km ²)	40	Continuo
Extracción ilegal	Pérdida de palmar, cactáceas en El trigo y El 20 de Nov	17	18
extracción ilegal	Pérdida de cedro rojo, palmar, pino, encino	17	18
Incendios forestales y en zafra (cañaveral)	Pérdida de vegetación (tular, palmar, bosque caducifolio), liberación de grandes cantidades de CO ₂	30	20
Prácticas de roza-tumba y quema (zafra de cañaveral)	Incendios no controlados, liberación de grandes cantidades de CO ₂	50	70
Pérdida de recursos naturales	Pérdida de servicios ambientales (captura CO ₂)	50	43
Pérdida de biodiversidad (por cambio de uso de suelo)	Reducción de la población de Loro de cabeza blanca, de felinos (jaguar, puma, venado y pecarí)	Cuenca	40
Cacería furtiva y venta ilegal de especies	Reducción de fauna	Cuenca	45
venta ilegal de especies	Reducción de flora	Cuenca	45
Extracción no regulada para la venta	Disminución de ejemplares de orquídeas y Dioon Edule	Cuenca	30
Arrastre de sedimentos por escorrentías	Colmatación gradual de los suelos por entrada de sedimentos	35	70
Entrada de nutrientes usados como fertilizantes en los cultivo	Enriquecimiento de nutrientes (C, N, P, Ca, Fe)	25	Continuo
Entrada de excretas por arrastre	Enriquecimiento de nutrientes (C, N, P)	15	50
Vertido y/o infiltración de aguas residuales	Enriquecimiento de nutrientes (C, N, P, Ca, Fe)	25	50
Fosas sépticas no selladas	Vertido y/o infiltración de aguas residuales	25	50
Enriquecimiento de nutrientes	Aumento de vegetación bentónica	8	30
Enriquecimiento de nutrientes	Aumento de vegetación (tular, typha, pistia, eichornia) y reducción de área inundable	15	20
Emigración y pobreza	disminución de la producción y de la	Cuenca	40

	rentabilidad de los cultivos y abandono de tierras		
Incorrecta disposición de residuos sólidos	Tiraderos a cielo abierto (barrancas), malos olores, incremento de posibilidades de incendios	40	65
Incorrecta disposición y malas prácticas de residuos sólidos	Deterioro del paisaje, quema de basura, inhabilitación del suelo (aceites y grasas), vertido de residuos en cauce (llantas, envases)	80	65
Uso incorrecto de suelo	Problemas sociales de tenencia de la tierra (Emiliana Zapata, La Esperanza)	8	55
Cambio en el clima	cambios en la precipitación, la evaporación, la transpiración, la escorrentía y la recarga de las aguas subterráneas y su caudal	Cuenca	80
Cambio en el clima	aumento de lluvias torrenciales y de sequías	Cuenca	80
Cambio en el clima	Aumento de temperaturas	Cuenca	80

Tabla F3. Identificación de estrategias de solución en escala espacio-temporal en la ciénega de Tamasopo.

Problemas	Soluciones
Sobre extracción de agua (requerimientos de 1500 mm/temporada – 4 meses)	Programa de captación y manejo eficientes del agua
Sobre extracción de agua (2.2 L·seg ⁻¹)	Mayor capacidad de almacenamiento y programa para un uso eficiente del agua en cantidad y calidad
Reducción de área inundable	Rectificación del cauce de acuerdo a características del ecosistema y capacidad social y económica.
Falta de agua para abrevadero de animales en ejido Emiliano Zapata	Rectificación del cauce
Desecación de terrenos para incorporación en agricultura	Rectificación del cauce
Pérdida de capacidad productiva del suelo	Programa de aplicación de fertilizantes
Cambio de uso vocacional del suelo (29.164 Km ²)	Plan de revalorización de tierras y de provisión de servicios socio-ecosistémicos
Pérdida de cobertura de Palmar (40 Km ²)	Plan de integración de tierras para usos múltiples y de selección de tierras adecuadas a rendimientos.
Pérdida de palmar, cactáceas en El trigo y El 20 de Nov	Plan de aprovechamiento y revegetación sustentables de recursos naturales
Pérdida de cedro rojo, palmar, pino, encino	Regulación, aprovechamiento y reforestación
Pérdida de vegetación (tular, palmar, bosque caducifolio), liberación de grandes cantidades de CO ₂	Programa de control y manejo de incendios
Incendios no controlados, liberación de grandes cantidades de CO ₂	Programas de control de incendios y formación de brigadas de control de incendios
Pérdida de servicios ambientales (captura CO ₂)	Incentivar la conservación de servicios ecosistémicos
Reducción de la población de Loro de cabeza blanca, de felinos (jaguar, puma, venado y pecarí)	Plan de recuperación de hábitats e integración de especies. Programa de manejo y aprovechamiento de especies (UMA). Cuidado, reproducción, reintroducción, sitios protegidos, criaderos en cautiverio y en campo
Reducción de y fauna	Programa de manejo y aprovechamiento de especies (UMA). Cuidado, reproducción, reintroducción, sitios protegidos, criaderos en cautiverio y en campo
Reducción de flora (ej. orquídeas y palmas Dioon Edule)	Programa de manejo y aprovechamiento de especies (UMA). Cuidado, reproducción, reintroducción, sitios protegidos, cultivo en viveros y en campo
Colmatación gradual de los suelos por entrada de sedimentos	Obras de contención: sistemas naturales y naturalizados para retención del sedimento
Enriquecimiento de nutrientes (C, N, P, Ca, Fe)	Plan de uso adecuado y eficiente de fertilizantes y de producción saludable.
Enriquecimiento de nutrientes (C, N, P)	Programa de manejo de excretas, uso como abono (sustituto de fertilizante)
Enriquecimiento de nutrientes (C, N, P, Ca, Fe)	Limpieza y sellado de fosa séptica
Vertido y/o infiltración de aguas residuales	Sellado de fosa séptica y construcción de planta de tratamiento
Aumento de vegetación bentónica	Reducción de carga de nutrientes
Aumento de vegetación (tular, typha,	Reducción de carga de nutrientes, adecuación

pistia, eichornia) y reducción de área inundable	hidrogeomorfológica de cauces
disminución de la producción y de la rentabilidad de los cultivos y abandono de tierras	Alternativas de cultivos (rotación), pago por servicios, creación de fuentes de trabajo (UMAS, centros de acopio, guías turísticos) combinado con formación y capacitación de personal
Tiraderos a cielo abierto (barrancas), malos olores, incremento de posibilidades de incendios	Implementación de programas de manejo y disposición de residuos, elaboración de compost
Deterioro del paisaje, quema de basura, inhabilitación del suelo (aceites y grasas), vertido de residuos en cauce (llantas, envases)	Programas de manejo de residuos. Centros de acopio y tratamiento temporales
Problemas sociales de tenencia de la tierra (Emiliana Zapata, La Esperanza)	Regularización de tenencia de la tierra – reordenamiento agrario acorde con mejores rendimientos
cambios en la precipitación, la evaporación, la transpiración, la escorrentía y la recarga de las aguas subterráneas y su caudal	Incentivar la protección de los servicios ecosistémicos (pago por servicios, captación y almacenamiento de agua) y previsión a largo plazo de usos del suelo y recursos
Aumento de lluvias torrenciales, temperaturas y de sequías	Protección de los recursos naturales

