

Universidad Autónoma de Baja California



Instituto de Investigaciones Oceanológicas

Doctorado en Medio Ambiente y Desarrollo

**Hidrogeoquímica de nutrientes e isótopos estables en la cuenca baja del
río Colorado antes y durante el pulso flujo del 2014**

Alumno: Alexandro Orozco Durán

Director de Tesis

Dr. Walter Daesslé Heuser

Ensenada, Baja California, 2 de mayo de 2016

RESUMEN

El delta del río Colorado es un ecosistema altamente impactado por las actividades humanas. La construcción de presas ha provocado que no exista un flujo permanente de agua hacia el delta de forma superficial. En el presente trabajo se presentan los procesos de entrada y transformación de nutrientes y carbono orgánico en la región de influencia del río Colorado en México, así como los procesos de evaporación del agua durante un pulso de agua ocurrido en 2014. Para ello, la tesis se divide en cinco capítulos: En el capítulo 1 se presenta un panorama general de los estudios que se han realizado en el delta del río Colorado en los que se describen las condiciones ambientales presentes en la zona sin la presencia de agua sobre el lecho del río en México. En el capítulo 2 se presenta un ensayo sobre la historia e importancia del RC en el valle de Mexicali, y en el alto Golfo de California, las acciones de conservación y las políticas públicas implementadas en la zona a raíz de la falta de aportes del río Colorado, asimismo se relatan los beneficios ambientales y sociales del flujo pulso en el delta del río Colorado. El Capítulo 3 describe la distribución de nutrientes en los diversos cuerpos de agua presentes en el delta del río Colorado y su potencial flujo hacia el golfo de California durante 2012 y 2013 sin aportes superficiales de agua sobre el lecho del río Colorado. Los nitratos y silicatos fueron los nutrientes con una entrada más significativa hacia la zona costera, mientras que los fosfatos fueron consumidos rápidamente. La Ciénega de Santa Clara puede aportar hasta 59.4×10^3 kg N-NO₃ al año. En las aguas de retorno agrícola se encontraron las mayores concentraciones de N-NO₃ y Si-SiO₂ (6.57 y 16.61 mg L⁻¹ respectivamente) por lo que su mezcla durante las mareas vivas, es una fuente potencial de silicato y nitrato hacia el golfo de California. En el 2014,

se realizó un experimento ambiental conocido como flujo pulso en el cual se pretendían simular las condiciones de deshielo de primavera que no se veían en casi tres lustros. Aprovechando dicho evento, en el Capítulo 4 se presentan los efectos del flujo pulso 2014 en la hidrogeoquímica de nutrientes en las aguas del río Colorado hasta su unión con el golfo de California. Durante el flujo pulso conforme las aguas del río fluían sobre el lecho seco, los N-NO₃ fueron abatidos (de 21 a 0.5 μmol L⁻¹), el carbono orgánico disuelto presentó un empobrecimiento en ¹³C y el δ¹³C_{DOC} se volvió más negativo. Durante este evento no se encontró evidencia de la mezcla de agua del río Colorado con el agua de mar en la cual el DOC tuvo una composición del δ¹³C de -20 ‰ típica del fitoplancton marino. En el Capítulo 5 se emplearon los isótopos estables de hidrógeno y oxígeno en el agua como una herramienta para realizar una estimación de la cantidad de agua del flujo pulso (130 × 10⁶ m³) que se perdió por evaporación y no llegó al mar. Solo el 1% del flujo pulso tuvo contacto con las aguas marinas posiblemente por la infiltración hacia el acuífero, evapotranspiración y la evaporación. Asimismo, entre el 16.1 a 17.3 % del agua liberada originalmente en la presa Morelos se evaporó en los primeros 80 km al sur del sitio de vertimiento.

Universidad Autónoma de Baja California

DES de Ciencias Naturales y Exactas

Doctorado en Medio Ambiente y Desarrollo

Hidrogeoquímica de nutrientes e isótopos estables en la cuenca baja del río Colorado antes y durante el pulso flujo del 2014

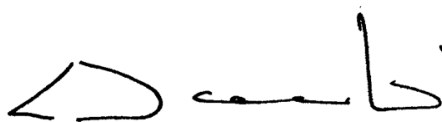
Tesis que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el
grado de

Doctor en Medio Ambiente y Desarrollo




Presenta

Alexandro Orozco Durán

Aprobada por:



Dr. Luis Walter Daesslé Heuser
Director


Dr. M. Salvador Galindo Bect
Sinodal
Dr. Jaime A. Reyes López
Sinodal
Dr. Victor F. Camacho Ibar
Sinodal
Dr. Leopoldo Guillerino Mendoza Espinosa
Sinodal

**A mi esposa Massyel, por su apoyo incondicional y por sortear
obstáculos para el beneficio mutuo. Sin tu paciencia y amor no
lo hubiera logrado**

Te Amo

Agradecimientos

A mi esposa Massyel por todo su amor, su apoyo y su entusiasmo para superarse siempre, no pude elegir mejor mujer para acompañarme en la vida y trasmitirme esos deseos de estar creciendo constantemente.

A mi padre Carlos Humberto por sus consejos y a mi hermano Karlos, siempre cuento con su apoyo y guía, aunque estemos lejos somos inseparables

A cada uno de los integrantes de la Familia Ramírez Pérez por dejarme ser parte de su familia y apoyarme en todo lo que he necesitado desde que me adoptaron en su familia.

Al Dr. L. Walter Daesslé H. por todos sus consejos, ánimos y paciencia para culminar este trabajo. Además por la buena compañía en las divertidas y didácticas salidas de campo al valle de Mexicali y por todo el apoyo para realizar la estancia en la Universidad Friedrich Alexander en Erlangen, Alemania.

A los miembros de mi comité de tesis: Dr. Victor Camacho; Dr. Jaime Reyes; Dr. Salvador Galindo Bect y Dra. Gloria Valdéz por sus acertadas observaciones que contribuyeron para que este trabajo fuera mejor.

Al M. en C. Eduardo Ortiz por todo su apoyo en el campo y en el laboratorio y por la buena compañía y buenas charlas durante mi estancia de estudiante de posgrado.

Al Dr. Johannes Barth por ser un excelente anfitrión y haber aceptado que realizara una estancia académica en el Geozentrum Nordbayern de la Universidad Friedrich Alexander en Erlangen, Alemania. Asimismo por sus valiosos comentarios para mejorar y llevar a buen término las publicaciones ya aceptadas y que forman parte de este trabajo de tesis doctoral.

Al Dr. Robert van Geldern del Geozentrum Nordbayern de la Universidad Friedrich Alexander en Erlangen, Alemania, por su ayuda y orientación en el análisis y procesamiento de las muestras para determinación de isótopos estables que son parte fundamental de este trabajo.

A todas las personas que conocí y que tuve la oportunidad de convivir en Alemania, su gran calor humano me hizo sentir como en casa, a todos y cada uno de ellos ¡gracias!

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de los estudios de Doctorado en Medio Ambiente y Desarrollo con número de beca 246068.

Al programa de intercambio académico de la Universidad Autónoma de Baja California, por la beca otorgada para la estancia académica en Alemania y a la UABC por convertirse en mi alma mater de mi formación de posgrado

Al personal administrativo del IIO por todo su apoyo y orientación durante mis estudios de posgrado

A mis compañeros de generación por haber pasado muy buenos momentos juntos en las esporádicas reuniones que hacíamos.

¡A la vida por todo!

ÍNDICE

Página

RESUMEN GENERAL	ii
CAPITULO 1:	1
Antecedentes generales	1
1.1 Introducción	1
1.2 Área de Estudio	3
1.3 Contexto de la problemática actual en el DRC	6
1.4 Objetivos	8
1.5 Literatura citada	8
Capítulo 2	11
Importancia histórica del río Colorado en México	11
2.1 Importancia del río Colorado (RC) en su delta	11
2.2 Los pobladores del delta	12
2.3 Cambios ambientales en el delta del RC	13
2.4 El delta del RC y el decreto de la reserva de la biósfera	14
2.5 Acta 319 y el flujo pulso 2014	16
2.6 Humedales remanentes en el delta del RC	17
2.7 Acciones hacia el futuro en el delta del RC	18
2.8 Conclusión	20
2.9 Literatura Citada	21
CAPITULO 3	23
Fuentes y flujos de P, N y Si en el valle de Mexicali: interacciones entre la cuenca baja del río Colorado y los sistemas de agua subterránea y superficial.	23
3.1 Resumen	23
3.2 Introducción	24
3.2.1 Zona de estudio	27
3.3 Metodología	28
3.4 Resultados	30
3.5 Discusión	35
3.6 Conclusiones	42
3.7 Literatura citada	44

CAPITULO 4	50
Fuentes y sumideros de nutrientes y carbono orgánico durante el flujo pulso 2014 del río Colorado en México	50
4.1 Resumen	50
4.2 Introducción	51
4.3 Metodología	54
4.4 Resultados	58
4.4 Discusión	65
4.6 Conclusiones	72
4.7 Literatura Citada	73
Capítulo 5	77
Las aguas liberadas en el delta del río Colorado en el 2014 y las pérdidas asociadas a la evaporación	77
5.1 Resumen	77
5.2 Introducción	77
5.3 Metodología	80
5.4 Resultados y discusiones	82
5.5 Conclusiones	87
5.7 Literatura citada	87
APÉNDICE	90

Índice de Figuras:

	Página
Figura 1-1.- Zona de estudio, donde se muestra el valle de Mexicali, principales canales de riego y drenaje agrícola, Ciénega de Santa Clara y principales asentamientos humanos en el valle.	4
Figura 3- 1.- Valle de Mexicali, delta del río Colorado y sitios de muestreo (Orozco Durán et al., 2015).	29
Figura 3- 2.- Concentración de (a) N-NO ₃ en aguas del valle de Mexicali y en el estuario del RC donde se observa un enriquecimiento en la CSC, la planicie de marea y los canales de que desembocan en la CSC, (b) N-NH ₄ mostrando elevadas concentraciones en los pozos adyacentes al lecho seco del RC y los efluentes de la planta de tratamiento, (c) P-PO ₄ se observa un enriquecimiento en la planta de tratamiento Las Arenitas y en el canal Riito antes de desembocar en la CSC y (d) Si-SiO ₄ que presenta un enriquecimiento en las aguas subterráneas y los manantiales asociados a la falla de Cerro Prieto y en el receptáculo final de los canales de drenaje agrícola mejor conocido como El Bordo. (Orozco et al., 2015).	31
Figura 3- 3.- Fuentes y rotación de nitrato y silicato disuelto en el valle de Mexicali y en el delta del RC donde se muestran las principales rutas mediante los canales de drenaje agrícola y flujos potenciales de agua subterránea hacia la planicie de marea y el estuario (Datos de la cabeza del estuario de Hernández-Ayón et al., 1993). (Orozco et al., 2015).....	42
Figura 4- 1.- Localización y sitios de muestreo en el RC, RH y canales estuarinos, se muestran la ubicación de los tres diferentes sitios de liberación de agua y sus fechas (Daesslé et al., 2016).....	54
Figura 4- 2.- Distribución de N-NO ₃ en el RC, RH, estuario y en la canales de marea. Las Flechas indican los sitios de liberación desRCitos en la Figura 4-1 (Daesslé et al., 2016b).....	60
Figura 4- 3.- Concentraciones de DOC y δ ¹³ CDOC en pozos adyacentes al RC, el RH y los canales de marea del estuario durante la inundación del RC en 2014 (Daesslé et al., 2016b).....	61
Figura 4- 4.- La razón δ ¹³ C-POC en aguas durante o poco después del pulso de agua en diferentes sitios a lo largo del RC, pozos, RH y el estuario. Los sitios de liberación del pulso se desRCibieron en la figura 4-1 (Daesslé et al., 2016b).....	63
Figura 4- 5.- La razón δ ¹⁵ N-PN en aguas durante o poco después del que el pulso de agua pasara por los diferentes sitios de muestreo en el RC, RH y el estuario (Daesslé et al., 2016b)	64

Figura 5- 1.- Sitios de muestreo durante el flujo pulso a lo largo del RC y su estuario: las flechas muestran los sitios de liberación de agua NIB– Límite Internacional Norte (presa Morelos) (Daesslé et al., 2016).....	79
Figura 5- 2.- Composición de los isótopos estables de oxígeno e hidrogeno en las muestras de agua, se muestra la línea de evaporación de las aguas del río conforme avanzan a través del lecho del río, de su composición original similar a las aguas subterráneas que también se grafican muy cercano a la Línea Global de Agua Meteórica (GMWL) (Craig, 1961) y la Línea Meteórica del Agua de la Cuenca Alta del RC (UBCRWL) (Shope and Gerner, 2014). Las aguas estuarinas así como las muestras del Canal B en la planicie de marea se muestran muy cercanas a la composición del agua oceánica (~ 0‰). La posición separada de las aguas del pulso del río Colorado en la gráfica indican una mezcla con las aguas estuarinas (Daesslé et al., 2016).....	84

Índice de Tablas:

	Página
Tabla 3- 1.- Intervalo de nutrientes (mg L-1) en este estudio comparado con varios estudios en diferentes sitios del mundo. Se observa que, excepto para el silicato, en el valle de Mexicali las concentraciones son menores en esta comparación global (Orozco et al., 2015).....	35
Apéndice 1.- Resultados de los análisis de las muestras de agua, ubicación, fecha de muestreo, TDS, concentración de N-NO ₃ , N-NH ₄ , P-PO ₄ y Si-SiO ₂	91
Apéndice 2.- Resultados para nutrientes disueltos, DOC, DIC e y razones isotópicas estables en el agua durante el flujo pulso 2014.....	92
Apéndice 3.- Resultados para SPM, % C, POC, PN, razón de isotopos estables en agua y carbono y clorofila-a durante el flujo pulso 2014.....	93
Apéndice 4.- Localización de los sitios de muestreo y resultados de los análisis de agua.....	94

CAPITULO 1:

Antecedentes generales

1.1 Introducción

El delta del río Colorado (DRC) era considerado uno de los estuarios más grandes en zonas desérticas del mundo. Además de albergar el mayor humedal en el desierto de Sonora, sustenta grandes superficies de cuerpos de agua dulce, salobre y humedales intermareales (Sikes, 1937, Glenn et al., 1992). Al igual que otros ríos en el mundo, como el río Nilo en Egipto (Frihy y Gamai, 1991), el río Ganges-Brahmaputra en India (Goodbred y Kuehl, 1998) y el río Amarillo en China (Li et al., 1998), el río Colorado (RC) ha sufrido intensa intervención humana a lo largo de su cauce, lo que ha modificado los flujos de agua hacia su delta. A principios del siglo XX el río Colorado vertía hacia su delta y hacia el golfo de California alrededor de 22 mil millones de m³ de agua al año. Sin embargo, desde 1935 con la construcción y llenado de la presa Hoover, el flujo disminuyó a 10 mil millones de m³ al año. Para 1966, con el llenado de la presa Glenn Canyon, prácticamente no fluyó agua hacia México, desde entonces, salvo episodios esporádicos, solamente llegan al límite internacional México-Estados Unidos 1850 millones de m³ lo que corresponde a la cuota de agua que se le entrega a México por el acuerdo internacional de límites y aguas de 1944 (CILA, 2015; Samaniego López, 2008). El evento más reciente de liberación de agua hacia el golfo de California consistió en 130 millones de m³ de agua a través de la frontera internacional durante ocho semanas de marzo a mayo de 2014 (Hodson, 2014). En la actualidad (sin flujo de agua hacia el mar), las aguas del RC en la zona limítrofe entre Estados Unidos y México se emplean principalmente para riego agrícola y para necesidades urbanas de las ciudades

del sureste de Estados Unidos y Noroeste de México (Cohen et al., 2001; Cohen y Henges Jeck, 2001).

De las aguas que podrían desembocar hacia el Golfo de California, más de la mitad se emplean en la agricultura; el uso urbano e industrial representa solo el 2 %, la vegetación natural emplea el 10 % y el resto se pierde por evapotranspiración (Cohen y Henges Jeck, 2001). De acuerdo con All (2006; 2007), cuando han existido pulsos de agua hacia el delta el agua liberada se almacena en una depresión por debajo del nivel del mar cercana al cauce del RC, llamada Laguna Salada. De acuerdo con el autor, aunque se liberara agua hacia el DRC, no llegaría al mar y por lo tanto no representaría un beneficio para el ecosistema deltaico del RC. Sin embargo, Glenn et al. (2007) refutan esa afirmación ya que sostienen que en épocas recientes de flujos del RC se ha visto incrementada el área de crianza de curvinas (*Cynoscion othonopterus*) en los canales deltaicos del RC. Asimismo, Galindo-Bect et al. (2000) reportan que los pulsos recientes de agua hacia el DRC (1980's) se correlacionan con un incremento en la captura de camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*). A pesar de que el RC no fluye de manera constante hacia el mar, los humedales remanentes sirven de refugio de aves. Asimismo, el gran ecosistema que formaba el río en los canales estuarinos y en su desembocadura al alto Golfo de California es el hábitat de especies amenazadas y en peligro de extinción como el Pez cachorrito del desierto (*Cyprinodon macularius*), el Palmoteador de Yuma (*Rallus longirostris yumanensis*), la Vaquita Marina (*Phocoena sinus*) y la Totoaba (Totoaba macdonaldi) (Varela Romero et al., 2002; Hinojosa Huerta et al., 2001; Román Rodríguez, 1994).

De las aguas del RC que corresponden a México de acuerdo al tratado internacional de límites y aguas de 1944 (1850 millones de m³ al año), el 90 % es utilizado en el distrito de riego 014, el cual está dentro del valle de Mexicali. De acuerdo a la CONAGUA (2006) en el valle de Mexicali se cultivan 208,263 ha. Los suelos agrícolas del valle son drenados hacia canales sin revestir que posteriormente son vertidos en el río Hardy (RH) o en los humedales del Indio, el Indiviso y Ciénega de Santa Clara (CSC) (Glenn et al., 2013). Debido a las ineficiencias en la conducción de las aguas en el distrito de riego y a los escurrimientos de los campos agrícolas, es que se han podido mantener los humedales del delta (Carrillo Guerrero, 2013). La función de los drenajes agrícolas es la de evitar la acumulación de agua en las depresiones topográficas de los campos agrícolas y así se impide el incremento de sales en el suelo. Entre las principales componentes de los drenajes agrícolas se pueden encontrar sedimentos, sales disueltas y compuestos orgánicos e inorgánicos que se utilizan en las aguas de riego o son lavados de los campos de cultivo (García Hernández et al., 2011). Cuando los drenajes agrícolas son vertidos en humedales o cuerpos de agua costeros pueden generar problemas de eutrofización. Asimismo, pueden afectar directa o indirectamente la vida acuática por la carga de contaminantes disueltos que contienen y por la elevada carga de nutrientes.

1.2 Área de Estudio

El valle de Mexicali cubre una extensión de aproximadamente 5,600 km². Limita al norte con la línea fronteriza México-Estados Unidos, al sur con el golfo de California, al oeste con la Sierras Cucapá y El Mayor y al este con la Mesa Arenosa y el desierto de Altar en Sonora (DOF, 2010). (Figura 1-1)



Figura 1-1.- Zona de estudio, donde se muestra el valle de Mexicali, principales canales de riego y drenaje agrícola, Ciénega de Santa Clara y principales asentamientos humanos en el valle.

El acuífero que subyace al valle de Mexicali ha sido dividido administrativamente en dos partes: (1) el acuífero del Valle de Mexicali en Baja California, el cual pertenece a la región Hidrológico-Administrativa I Península de Baja California y (2) la parte complementaria corresponde al acuífero del valle de San Luis Río Colorado, Sonora, que pertenece al Organismo de Cuenca II Noroeste. Dentro de la superficie que cubre el acuífero se encuentra asentado el Distrito de Riego No. 014 “Río Colorado” (DOF, 2009; 2010).

En el valle de Mexicali se han identificado dos sistemas de drenaje, uno formado por el RC que desemboca en el Golfo de California y otro que drena hacia el mar de Salton a través de los ríos Álamo y Nuevo en territorio Mexicano, y el río Coachella en E.U.A. La recarga de la región proviene principalmente de las infiltraciones del río Colorado, canales de distribución, retornos de riego y flujo horizontal subterráneo con dirección NE-SW. El DRC reúne las condiciones ideales para que haya una buena transmisividad (depósitos aluviales potentes y pendientes suaves) y capacidad de almacenamiento en sus formaciones, pero carece localmente de posibilidades de infiltración, por superar la evaporación potencial a la lluvia. El sistema fluvio-deltáico del RC ha desarrollado potentes depósitos sedimentarios, que varían en espesor de 600 hasta posiblemente 4000 m (DOF, 2009). El acuífero del valle de Mexicali se considera un acuífero libre no homogéneo emplazado sobre un estrato impermeable de relieve irregular, lo que ocasiona espesores saturados de 500 a más de 2500 m (Tejada Bautista, 2003).

En el acuífero del valle de Mexicali y San Luis Río Colorado operan un total de 1225 pozos: 269 (21.9%) se destinan al uso agrícola, 147 (12%) para abastecimiento de agua potable a los centros de población, 685 más (55.9 %) para cubrir las necesidades del uso doméstico-abrevadero y los 124 pozos restantes (10.1%) son utilizados por el sector industrial (Registro Público de Derechos de Agua 2005 en DOF, 2009 y DOF 2010). En lo que respecta a la piezometría, las menores profundidades se localizan bordeando la Mesa de Andrade en la porción norte del acuífero, donde el nivel se encuentra entre 0 y 2 m de profundidad. La mayor profundidad es de hasta 43 m y se encuentran en

la batería de pozos de la Mesa Arenosa de dónde se obtiene el agua potable para las ciudades de San Luis Río Colorado, Tecate, Tijuana y Mexicali (DOF, 2009; DOF 2010).

El volumen de extracción de agua del acuífero es del orden de $865.5 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ y se considera un acuífero sobreexplotado ya que las recargas naturales e inducidas apenas son de $757.3 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$. Aunado a esto existe la descarga natural comprometida la cual es del orden de $35 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ que fluye hacia el alto golfo de California (DOF, 2009; 2010).

Los principales tipos de agua que se encuentran en el acuífero son: Cl-Na en la periferia y Cl-Ca, SO_4 -Na y SO_4 -Ca en la parte central (Portugal et al., 2005).

1.3 Contexto de la problemática actual en el DRC

El DRC es un ecosistema de suma importancia ya que sustenta gran diversidad de organismos. Asimismo, muchas familias viven de la pesca, la agricultura, acuicultura y el turismo que se desarrolla en la zona. A raíz de la problemática presente en el delta (falta de aportes superficiales por parte del RC y la sobreexplotación del acuífero, entre otras), se han realizado diferentes estudios; la mayoría se enfocan en describir los efectos de la falta de agua en la flora, la fauna y el ambiente en general (ej.: Glenn et al., 1998; Hinojosa-Huerta et al., 2001; Daesslé, et al., 2009; Carriquiry et al., 2011). Sin embargo, pocos son los estudios que describen las afectaciones sociales (ej.: De la Cruz González, 2002; Vázquez León y Fermán Almada, 2010) que se han suscitado en el delta bajo las condiciones ambientales actuales. Los estudios sobre políticas ambientales

implementadas en el Delta del río Colorado mencionan que el decreto de La Reserva de la Biosfera, no ha sido efectivo (Bobadilla et al., 2011), y no ha proporcionado desarrollo y mejoramiento de la calidad de vida de los pescadores ribereños. Sin embargo, los pescadores si perciben un incremento en las capturas de organismos marinos y notan un decremento en la pesca ilegal (Rodríguez Quiroz y Bracamontes Sierra, 2008).

Desde 2006, se han realizado actividades de reforestación del corredor ribereño en el DRC por parte del Sonoran Institute y Pronatura Noroeste. El objetivo es obtener concesiones y permisos de agua para la restauración en el largo plazo de más de 485 hectáreas en beneficio de la comunidad y de la fauna y flora silvestres del DRC; hasta la fecha se tienen 61 ha reforestadas (Sonoran Institute, 2016).

Dada la importancia social y ambiental del RC para el Noroeste de México y para el mundo, en el capítulo 2 se resalta la relevancia histórica del RC en su delta y las acciones de reforestación que se llevan a cabo en Laguna Grande como un indicador del impacto del flujo pulso, asimismo se elabora un primer acercamiento a la percepción social que dejó el flujo pulso en el DRC. En el capítulo 3 del presente trabajo se describen los flujos y fuentes de nutrientes y se hace una descripción detallada de la hidrología en el DRC previo al evento flujo pulso 2014. Esto permite tener una línea base de la hidrología y concentración de nutrientes en el delta bajo condiciones de ausencia del RC. En el capítulo 4 se describen los flujos y sumideros de nutrientes y de material orgánico disuelto y particulado durante el flujo pulso 2014. Para finalizar en el capítulo 5 se describe el empleo de los isótopos estables de oxígeno e hidrógeno

como marcadores para tener una estimación de la tasa de evaporación de las aguas liberadas en el flujo pulso y su impacto en el estuario.

1.4 Objetivos

Los objetivos planteados para la realización de este estudio fueron los siguientes:

- Describir la importancia histórica del flujo del RC para los ecosistemas ribereños como el sitio de restauración de Laguna Grande.
- Estudiar la hidrogeología de la cuenca baja del RC (el acuífero valle de Mexicali) con especial atención en la composición química de nutrientes (C, N, P y Si), isótopos estables (O, H, C y N) y su influencia en la zona costera.
- Evaluar el efecto del flujo pulso (2014) en la hidrología del delta del río Colorado y la zona costera mediante estudios hidrogeoquímicos y de isótopos estables de carbono, nitrógeno, oxígeno y deuterio.

1.5 Literatura citada

- All, J.D., 2006. Colorado River Floods, Droughts, and Shrimp Fishing. *Environ Manage.* 37(1): 111–125.
- All, J.D., 2007. Sound and Fury Signifying Nothing: Using Geoinformatics to Inform Resource Policy in the Gulf of California, Mexico. *Environ Manage*, 40: 7–11.
- Bobadilla, M., et al. 2011. Evolution of environmental policy instruments implemented for the protection of totoaba and the vaquita porpoise in the Upper Gulf of California. *Environ. Sci. Policy* (2011), doi:10.1016/j.envsci.2011.06.003
- Carrillo-Guerrero Y., et al. 2013. Water budget for agricultural and aquatic ecosystems in the delta of the Colorado River, Mexico: Implications for obtaining water for the environment, *Ecol. Engin* (59)41-51.
- Carriquiry, J., et al. 2011. The effects of damming on the materials flux in the Colorado River delta. *Environ Earth Sci*, 62(7): 1407-1418.
- Cohen, M. J. y Henges Jeck C. 2001. Missing water: the uses and flows of water in the Colorado River Delta. Oakland, CA :: Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security.
- Cohen, M. J., et al. 2001. A preliminary water balance for the Colorado River delta, 1992–1998. *J Arid Environ.* 49(1), 35-48. doi: 10.1006/jare.2001.0834.

- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2006. Relación de Cultivos Establecidos: Total Sistemas (Año agrícola 2005–06). Jefatura del Distrito de Riego 014, Departamento de Estadística Agrícola, Mexicali, B.C., México.
- Comisión Internacional de Límites y Aguas (CILA). 2015. Tratado entre el gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el gobierno de los Estados Unidos de América de la distribución de las aguas internacionales de los ríos Colorado, Tijuana y Bravo, desde Fort Quitman , Texas, hasta el golfo de México. En línea: <http://cila.sre.gob.mx/cilanorte/images/stories/pdf/1944.pdf> Fecha de Consulta: 30 de Diciembre 2015.
- Daesslé, L. W. et al. 2009. Accumulation of As, Pb, and Cu Associated with the Recent Sedimentary Processes in the Colorado Delta, South of the United States-Mexico Boundary. *Arch Environ Con Tox*, 56(4): 680-692.
- De la Cruz González, F. J. 2002. Políticas de manejo y aspectos socioeconómicos en la Reserva de Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado: el caso de la pesca ribereña de San Felipe, B.C. Tesis Maestría en Administración Integral del Ambiente. Colegio de la Frontera Norte / Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 121 pp.
- Diario Oficial de la federación (DOF). 2009. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (0210) valle de Mexicali, estado de Baja California. Comisión Nacional del Agua. Publicado en el DOF 28 de Agosto 2009.
- Diario Oficial de la federación (DOF). 2010. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero (2601) valle de San Luis Río Colorado estado de Sonora. Comisión Nacional del Agua. Publicado en el DOF 16 de Agosto de 2010.
- Frihy O. y Gamai H. 1991. Facies Analysis of Nile Delta Continental Shelf Sediments Off Egypt. *Neth J Sea Res.* 27 (2): 165-171.
- Galindo Bect M. S., et al. 2000. Penaeid shrimp landings in the upper Gulf of California in relation to Colorado River freshwater discharge. *Fish B-NOAA*, 98(1): 222-225.
- García Hernández J., et al. 2011. Humedales artificiales como un método viable para el tratamiento de drenes agrícolas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, núm. 1, julio-agosto, 2011, pp. 97-111, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.
- Glenn, E. P., et al. 1992. Cienega de Santa Clara: Endangered wetland in the Colorado River Delta, Sonora, Mexico. *Nat Resour J.* 32(4):817-824.
- Glenn, E. P., et al. 2007. Just Add Water and the Colorado River Still Reaches the Sea. *Environ Manage.* 40(1): 1-6.

- Glenn, E. P., et al. 1998. Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the delta of the Colorado River, Mexico. *J Arid Environ.* 40(3), 281-294.
- Glenn E. P., et al. 2013. Evapotranspiration and water balance of an anthropogenic coastal desert wetland: Responses to fire, inflows and salinities, *Ecol Eng.*(59):176–184. [dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.043](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.043).
- Goodbred S. y Kuehl S. 1998. Floodplain processes in the Bengal Basin and the storage of Ganges–Brahmaputra river sediment: an accretion study using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb geochronology. *Sediment Geol.* 121: 239–258.
- Hinojosa Huerta, O., et al. 2001. Distribution and abundance of the Yuma clapper rail (*Rallus longirostris yumanensis*) in the Colorado River delta, México. *J Arid Environ.* 49(1), 171-182. doi: 10.1006/jare.2001.0841.
- Hodson H. 2014. Colorado river back from the dead. *New Scientist* 221(2969):8-9. DOI: 10.1016/S0262-4079(14)60509-1
- Li et al., 1998. Sedimentation in the Yellow River delta, Part I: Flow and suspended sediment structure in the upper distributary and the estuary. *Mar Geol.* 149(1):93-111.
- Portugal E., et al. 2005. The geochemistry and isotope hydrology of the Southern Mexicali valley in the área of Cerro Prieto, Baja California (Mexico) geothermal field. *J Hydrol.* 313:132-148.
- Rodríguez Quiroz, G. y Bracamontes Sierra, A., 2008. Pertinencia de las ANP como política de conservación y mejoramiento de la calidad de vida. Análisis de percepción en la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. *Estud Soc.* 16(32).
- Román Rodríguez, M. J. 1994. Edad y crecimiento de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) Gilbert en el Alto Golfo de California. Tesis de Maestría en Ecología Marina, CICESE, Ensenada, B.C.
- Samaniego López M. 2008. El control del río Colorado como factor histórico. La necesidad de estudiar la relación tierra/agua. *Front Nort* Vol. 20. No. 40. 49-78.
- Sonoran Institute, 2016. Colorado River Delta Restoration Project. En Línea: http://www.sonoraninstitute.org/component/docman/doc_view/1558-.html Consultado: 10 de Enero de 2016
- Sykes G. 1937. The Colorado Delta. Carnegie Institution of Washington, publication No. 460. American Geographical Society of New York, Special publication No. 19. 193 pp.
- Tejada-Bautista, E. 2003. Análisis y caracterización hidrogeoquímica en el acuífero del valle de Mexicali. CICESE. Tesis de Maestría en Ciencias. Ensenada Baja California, México. 82 pp.
- Varela-Romero, A., et al. 2002. Distribution, habitat and conservation status of desert pupfish (*Cyprinodon macularius*) in the Lower Colorado River Basin, Mexico. *Rev Fish Biol Fisher* 12(2): 157-165.
- Vázquez León, C.I. y Fermán Almada, J.L., 2010. Evaluación del impacto socioeconómico de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado en la actividad pesquera ribereña de San Felipe, Baja California, México. *Reg Soc.* XXII(47): 31-43.

Capítulo 2

Importancia histórica del río Colorado en México

2.1 Importancia del río Colorado en su delta

Los corredores ribereños en zonas desérticas son hábitats críticos para la flora y la fauna ya que generan un oasis para la diversidad de especies por la elevada productividad que generan. En el caso del desierto de Sonora, el mayor corredor ribereño se encuentra en el RC desde el Gran Cañón hasta el golfo de California (Glenn et al., 1996).

Diversos escritos señalan que previo al siglo XX el delta del RC era un inmenso humedal, dónde el RC era el proveedor de aguas para que grandes extensiones se inundaran. Las aguas comenzaban a subir en el mes de abril y, al retirarse, la región quedaba convertida en un oasis. Había gran cantidad de animales: nutrias, venados, burros, caballos cimarrones, cerdos y borregos silvestres. La mayor parte del terreno se encontraba desarbolado. Sólo a orillas del RC había álamos y sauces. Todo lo demás estaba cubierto de zacate, de cachanilla y de carrizo de flecha y algunos mezquiales (Sykes, 1937).

Con los deshielos de primavera de la cuenca alta, anualmente se presentaban grandes avenidas. De los primeros eventos de avenidas que se tienen registro, fue uno que ocurrió en 1891. En este año la creciente de agua fue tan intensa que además de inundar gran parte del valle de Mexicali, el flujo se dirigió hacia el canal del río Nuevo directamente por la vía de El Álamo. Debido a esto llegó suficiente agua al Salton Sea por la vía de El Álamo y el río Nuevo lo que provocó que se cubrieran más 4000 Ha con una profundidad de casi 2 m formando el actual Salton Sea (Sykes, 1937; Samaniego López, 2008).

A principios del siglo XX, el RC aportaba hacia su delta y al golfo de California 22 000 Mm³; para mediados del siglo XX llegaban alrededor de 10 000 Mm³; hasta que en el tratado internacional de límites y aguas de 1944, la cantidad oficial para México se limitó a 1 850 Mm³ (Samaniego López 2008).

2.2 Los pobladores del delta

Se estima que los primeros pobladores humanos en el delta del RC llegaron alrededor de 1450 años a. C. Dependían directamente del río ya que subsistían de la pesca, la caza, la recolección y de una incipiente agricultura en los márgenes del río (Bonilla Vázquez, 2011).

Estos grupos humanos (Cucapás) se mantuvieron al margen de la conquista ya que los conquistadores españoles no pudieron establecer poblados en la zona debido a la aridez y a la escases de alimentos. Asimismo, en el delta del RC no se llegó a establecer ninguna misión evangelizadora. Fue hasta mediados del siglo XIX que comenzó a existir una real colonización en el delta, esto debido a que estadounidenses y mexicanos comenzaron a aprovechar la zona, ya que usaban el río como vía de transporte y utilizaban los recursos naturales del suelo (Gómez Estrada, 2000).

Desde principio del siglo XX fue que ocurrieron los más grandes y evidentes cambios en el delta del RC. Para la segunda década del siglo XX la población indígena había dejado de ser la más numerosa, pues año tras año llegaban más inmigrantes mexicanos y extranjeros. Además, el número de indígenas mestizos era mayor que el de los indígenas considerados puros (Gómez Estrada, 2000)

La colonización y el desarrollo agrícola ocurrieron en un periodo relativamente corto, entre 1900 y 1940, lo que ocasionó un cambio notable en las

características demográficas del delta (Sykes, 1937; Román Calleros, 2009). Después de 1937 con el reparto de tierras ejidales se dio una diversificación en el origen de los pobladores del delta, lo que propició una migración de personas desde el centro de México hacia Baja California para dar origen a la diversidad de pobladores actuales en el delta del RC (Gómez Estrada, 2000).

2.3 Cambios ambientales en el delta del RC

Los primeros cambios ambientales en el delta del RC fueron sin duda el cambio de uso de suelo para la agricultura. En los primeros años del siglo XX la incipiente industria agrícola del noroeste de México y del Suroeste de Estados Unidos, estaban a merced de las grandes avenidas del RC lo que llegó a representar un grave problema ya que arrasaban con todo a su paso por lo que se inició la construcción de diques o bordos sobre todo en el valle Imperial en California. La construcción de la presa Hoover (1935) modificó los flujos hacia el bajo delta del río Colorado. Las estimaciones de la década de 1940 indican que aún llegaban alrededor de 10 mil millones de m³ a la región, debido a la disminución de los caudales las avenidas del RC dejó de ser un problema como tal (Sykes, 1937; Samaniego López, 2008).

La sequía derivada de la construcción de la presa Glenn Canyon hidrológicamente hablando mantuvo al ecosistema deltaico en condiciones precarias. Esto provocó que las aguas de retorno agrícola del valle de Mexicali fueran las únicas que le daban vida a los humedales remanentes y al caudal del río Hardy (RH). Esas condiciones permitieron que la economía basada en el turismo aun se conserve y que los Cucapá de El Mayor tengan una fuente de empleo como prestadores de servicios a la par que utilizaban al río para

complementar su alimentación. El río por lo tanto, sigue siendo una fuente de sustento en casos de escases económica (Villareal Rosas, 2014).

Con el establecimiento de grandes extensiones de cultivos a lo largo de la cuenca del RC, el agua se convirtió en el factor social, económico y político de mayor peso y por lo tanto se convirtió en el recurso más manipulado y con la mayor cantidad de usuarios (agrícolas, urbanos e industriales). Esto ha generado impactos negativos que se han reflejado en la calidad de vida de las comunidades locales cuyas actividades económicas dependen directa o indirectamente del RC. El agua represada se utiliza para actividades económicamente importantes, lo que impide que el agua fluya por el lecho del río, provocando el deterioro o desaparición de actividades que también tienen un valor económico intrínseco. En la actualidad se ha creado una nueva forma de relación de los pobladores originarios del delta con su río, en donde al no depender directamente de él para su subsistencia, ahora se utiliza como sitio de entretenimiento e interacción social (Villareal Rosas 2014).

2.4 El delta del RC y el decreto de la reserva de la biósfera

La Reserva de la Biosfera Alto Golfo y Delta del Río Colorado fue oficialmente decretada el 10 de junio de 1993, con una superficie de 934,756 ha; integrada por aguas de jurisdicción federal del Golfo de California y terrenos de los municipios de Mexicali en Baja California y San Luis Río Colorado y Puerto Peñasco en Sonora (DOF, 1993).

La Reserva mantiene una serie de valores biológicos y de generación de bienes y servicios ambientales que permiten definirla como un área importante para la conservación; entre ellos destaca la conservación de la biodiversidad, la alta productividad pesquera, ser área de importancia binacional y área de

reproducción, crianza o desove de especies migratorias y/o endémicas, poseer zonas marinas de alta productividad y de alto valor histórico cultural entre otras (CONANP, 2007). La principal razón por la que el gobierno de México decretó la reserva de la biosfera fue la crisis económica que se estaba sucediendo en la población del alto golfo de California y la crisis ecológica (especies endémicas en peligro de extinción como la totoaba y la vaquita marina). Esto generó presión de grupos ambientalistas de Estados Unidos por cuidar especies en peligro. El objetivo era restringir las zonas de pesca camaronera, para restaurar el ecosistema y relajar la presión sobre las especies amenazadas (Valdéz Gardea, 2013). Sin embargo, la instauración de la reserva de la biosfera no ha sido del todo exitosa ya que no ha habido suficiente y apropiada información a los pescadores sobre el daño que causan sus prácticas de pesca, no existe la suficiente inspección y vigilancia por parte de las autoridades hacia las prácticas ilegales (Bobadilla et al., 2011). Asimismo, el decreto de la reserva de la biosfera para la conservación del delta del RC y alto golfo de California no ha sido bien dirigido ya que se enfoca en restringir la pesca siendo que el principal problema que aqueja a la zona además de la sobrepesca es el problema ambiental agudizado por la falta de ingreso de agua del RC (Galindo Bect, comunicación personal).

Desde el punto de vista económico, las descargas de agua del RC en el alto golfo de California representan una mayor oportunidad de pesca. En la década de 1980, las 2500 toneladas de camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) que se pescaban en un periodo sin aporte de agua del RC pasaron a capturarse 5500 toneladas poco después de un evento extraordinario de avenida del río (Galindo Bect et al., 2000; Galindo Bect, Comunicación personal). En la zona del valle de

Mexicali, se ha estimado un costo beneficio de hasta 38 millones de pesos, tomando en cuenta solo el beneficio estético recreacional de contar con un flujo constante del río Colorado hacia su delta (Sanjurjo Rivera y Carrillo Guerrero, 2006). Asimismo, con los recientes programas de reforestación se proporcionan empleos temporales y/o permanentes en sitios de restauración ya establecidos en la rivera del RC (Hinojosa Huerta, Comunicación personal).

2.5 Acta 319 y el flujo pulso 2014

El 20 de noviembre de 2012 se firmó el acta 319 del tratado de 1944 sobre límites y aguas entre México y Estados Unidos. El propósito de dicho documento fue asegurar el manejo eficiente de la cuenca, en materia de excedentes de agua, condiciones de escasez, salinidad, proyectos de inversión conjunta, proyectos ambientales, de conservación y de nuevas fuentes de agua. Las medidas de cooperación conjuntas firmadas en esta acta comprenden un periodo interino de 5 años, finalizando el 31 de diciembre de 2017. Uno de los mayores logros alcanzados con la firma de esta acta fue el acuerdo de liberar agua con propósitos ambientales de restauración parcial en el delta del río Colorado, mejor conocido como el flujo pulso. El Flujo Pulso consistió en la liberación 130 millones de metros cúbicos durante 8 semanas (23 de marzo – 18 de mayo), dejando correr el río libremente a lo largo de su lecho original, hasta conectarse con el golfo de California durante la marea alta para revitalizar el ecosistema. Con esta acción se pretendía la restauración de aproximadamente 1,000 hectáreas y el beneficio a cientos de especies de aves y otros animales. El flujo pulso inició el 23 de marzo de 2014 con gasto de $20 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, y se incrementó gradualmente hasta llegar a un pico de $120 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ el 27 de marzo de 2014, con duración de 3 días.

Posteriormente el flujo disminuyó gradualmente hasta concluir el evento el 18 de mayo de 2014 (CILA, 2016; CILA, 2012).

2.6 Humedales remanentes en el delta del RC

Aunque no se tengan registros de las superficies ocupadas por humedales en el delta del RC antes del represamiento, el delta del RC ocupaba varios millones de hectáreas que incluía tierras por debajo del nivel del mar en México y Estados Unidos como lo es La Laguna Salada y el Mar del Salton respectivamente (Sykes, 1937). Gran parte de la superficie original del delta ha sido convertida en tierras agrícolas y asentamientos humanos. En México, la superficie del delta cubierta por corredores ribereños, humedales y humedales intermareales es de 170 000 ha. (Glenn et al., 1996; Glenn et al., 2001). En lo que respecta a los humedales sustentados por los drenes agrícolas, incluida la Ciénega de Santa Clara, estimaciones hechas desde 1983 a 1993 reportan un retroceso de 63 125 a 26 025 ha (Glenn et al., 1996). Algunas de las zonas de humedales en el delta del RC con mayor relevancia incluyen al corredor ribereño del RC, RH y la Ciénega de Santa Clara. El corredor ribereño se extiende a lo largo del cauce natural del RC en México, desde la Presa Morelos hasta la confluencia con el RH. En los últimos 30 años se han presentado eventos con pulsos de inundación (1979, 1981-1986, 1993, 1997-2000 y 2014) por desfogues en las presas en Estados Unidos que han restablecido cerca de 3,000 ha de bosques de sauces y álamos; aunque más del 50% de la cobertura vegetal es de especies exóticas (Zamora Arroyo et al., 2001). Asimismo los humedales remanentes reciben infiltraciones del valle de Mexicali, que permiten la sobrevivencia del bosque (Carrillo Guerrero, 2009). Estos humedales se mantienen principalmente con flujos de drenes agrícolas del valle de Mexicali (flujo promedio de 800 l s^{-1}) y con

aportaciones con fines ambientales del efluente tratado de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Las Arenitas (flujo promedio de 300 l s⁻¹; Zamora-Arroyo et al., 2005). La Ciénega de Santa Clara es el humedal remanente más importante en el delta del RC, cubriendo 20,000 ha de marismas, lagunas someras y planicies lodosas (Glenn et al., 1996). La Ciénega se mantiene con agua de drenaje agrícola que proviene del Distrito de Riego Welton-Mohawk en Arizona y puede considerarse como un sitio de restauración de mayor superficie en todo el delta (Glenn et al., 1992). Esta zona originalmente era inundada por el RC, sin embargo, desde la construcción de las presas y el desarrollo del valle de Mexicali, quedó sin aportes de agua dulce. En 1976 tras negociaciones binacionales para que el drenaje agrícola de Arizona (con alta salinidad) no se contabilizara como parte de las entregas a México, el agua salobre la dirigieron hacia la planicie de inundación, restableciendo un humedal conocido como la Ciénega de Santa Clara (el mayor del desierto de Sonora). La importancia de la Ciénega radica principalmente en que alberga actualmente al 75% de la población total del palmoteador de Yuma (Hinojosa Huerta et al., 2001) y provee hábitat para cerca de 150 mil aves playeras, patos y gansos además mantiene una población pequeña del pez cachorrito del desierto (Zengel et al. 1996; Gómez Sapiens y Soto Montoya, 2006).

2.7 Acciones hacia el futuro en el delta del RC

El principal usuario del agua que se entrega a México en la presa derivadora Morelos es el sector agrícola con 83% del volumen concesionado, seguido del abastecimiento público urbano y doméstico con 12%, el uso industrial con 2% y otros usos 1% (CONAGUA, 2012); por lo que la cantidad que se destina para el ambiente es ínfima o nula. En México, no existen medidas de ahorro de agua en

caso de sequía. Sin embargo, se tiene estipulado que habrá reducciones en las entregas de agua a México en caso de que en la cuenca del RC ocurra un evento de sequía en el siguiente orden de magnitud: 62 millones de m³ cuando al 1 de enero la elevación del lago Mead se proyecte a un nivel por debajo de 1075 pies sobre el nivel del mar (psnm) y por encima de 1,050 psm; 86 millones de m³ cuando la elevación en el Lago Mead al 1 de enero se proyecte por debajo de 1,050 psm y por encima de 1,025 psm; y 154 millones de m³ cuando la elevación en el lago Mead al 1 de enero se proyecte por debajo de 1,025 psm. Si las aguas en el lago Mead disminuyen por debajo de 1000 psm se realizarán consultas de cuyos resultados la comisión dictaminará reducciones adicionales (CILA, 2012).

A pesar de que se sabe no que no se tienen volúmenes adicionales de agua del RC hacia su delta, se están llevando acciones de restauración comprando derechos de agua existentes con fines de restauración ambiental. Actualmente se tienen dos sitios: Miguel Alemán y Laguna Grande. En este último, se han adquirido derechos de agua del distrito de riego 014 como un usuario más y se rige por el calendario de riegos; la diferencia radica en que las aguas adquiridas se dedican para restaurar una porción del corredor ribereño del RC en vez de utilizarse para la agricultura. En este sitio se ha visto una respuesta muy rápida del crecimiento de la vegetación nativa (álamos y sauces) lo que también ha contribuido en el aumento de la diversidad de especies (aves y mamíferos). Además, los lugareños pueden ser empleados permanentes y/o temporales en las campañas de reforestación. El objetivo a mediano y largo plazo del proyecto de reforestación es llegar a 450 ha para 2017 y a 2000 ha para el 2025 (Hinojosa Huerta, Comunicación personal) con el objetivo de mejorar, restaurar y mantener

este ecosistema para garantizar el agua a las personas y el medio ambiente en la región (Sonoran Institute, 2016).

2.8 Conclusión

En la actualidad, para los pobladores del delta la presencia del RC es vista como un evento esporádico. Sin embargo, reconocen la importancia ambiental y económica de contar con un flujo permanente. Las acciones de conservación que actualmente se llevan a cabo van enfocadas a restablecer parcialmente los humedales originales del RC. El factor limitante en la región es la falta de agua y estas condiciones permanecerán al largo plazo ya que es poco probable que se tenga en un futuro cercano disponibilidad de agua del RC para fines ambientales por lo que se deben de plantear estrategias de adaptación hacia las condiciones actuales. Por otro lado se ha visto que con pocos aportes de agua provenientes de drenajes agrícolas y de la planta de tratamiento de Las Arenitas, se pueden mantener grandes superficies de humedales por lo que se pueden implementar mejoras en los sistemas de riego para que en caso de excedentes se destinen para el ambiente con flujos permanentes y no solo durante un evento de flujo pulso. Por último se necesita concientizar a los actores de todos los niveles de gobierno para que reconozcan la importancia ambiental del delta del RC más allá de la reserva de la Biosfera del delta del RC y alto golfo de California.

Dado que el conocimiento de los factores hidrogeológicos en general, así como el aporte e hidrogeoquímica de nutrientes en específico, es de suma importancia para la toma de decisiones respecto a los ecosistemas ribereños y estuarinos, el presente estudio aborda estos temas en la región antes y durante el experimento del pulso flujo del RC durante el 2014.

2.9 Literatura Citada

- Bobadilla, M., et al. 2011. Evolution of environmental policy instruments implemented for the protection of totoaba and the vaquita porpoise in the Upper Gulf of California. *Environ. Sci. Pol.* 14, 998–1007.
- Bonilla Vázquez, F. J., 2011. Los Cucapá, su pasado y el presente, México, CONACULTA. ISBN: 6074557241. 164 Pp.
- Carrillo Guerrero Y. K. 2009. Water conservation, wetland restoration and agriculture in the Colorado River Delta, Mexico. Tesis Doctorado. Universidad de Arizona. 197 pp.
- Comisión Internacional de Límites y aguas entre México y Estados Unidos. 2012. Hoja de Datos Flujos ambientales acta 319. En línea: <http://cila.sre.gob.mx/cilanorte/images/stories/pdf/faa319.pdf> Consultado 10 de marzo 2016
- Comisión Internacional de Límites y aguas entre México y Estados Unidos. 2016. Acta 319: Medidas Interinas de Cooperación Internacional en la Cuenca del Río Colorado hasta 2017 y Ampliación de las Medidas de Cooperación del Acta 318, para Atender los Prolongados Efectos de los Sismos de Abril de 2010 en el Valle de Mexicali, Baja California. En línea: <http://www.cila.gob.mx/ACTAS/319.pdf> Consultado: 10 de Marzo 2016.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2007. Programa de conservación y manejo Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y delta del río Colorado, México. ISBN 978-968-817-847-8 e 968-817-847-0. 320 Pp.
- Comisión Nacional del Agua. 2012. Programa Hídrico Regional Visión 2030: Región Hidrológico-Administrativa I Península de Baja California. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales ISBN: 978-607-7908-88-3.
- Diario Oficial de la Federación, 1993. DECRETO por el que se declara área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, ubicada en aguas del Golfo de California y los municipios de Mexicali, B.C., de Puerto Peñasco y San Luis Río Colorado, Son. 10 de Junio 1993.
- Galindo Bect, M. S., et al. 2000. Penaeid shrimp landing in the upper Gulf of California in relation to Colorado River freshwater discharge. *Fisher Bull*, 98:222-225 p.
- Glenn E. P. et al., 1992. Cienega de Santa Clara-Endangered wetland in the Colorado River delta, Mexico. *Nat Resour J.* 32:817-824.
- Glenn, E.P. et al., 1996. Effects of water management on the wetlands of the Colorado River Delta. *Conserv Biol.* 10: 1175-1186
- Glenn, E.P. et al., 2001. Ecology an conservation biology of the Colorado River Delta, México. *J Arid Environ.* 49:-5-15.
- Gómez Estrada, J. A. 2000. La gente del delta del río Colorado. Indígenas, colonizadores y ejidatarios, Mexicali, Baja California, pp. 308
- Gómez Sapiens, M. M. y Soto Montoya E. 2006. Programa de Monitoreo de Aves Playeras en Humedales Prioritarios de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Informe final. CONANP. México. 56 p.

- Hinojosa Huerta, O., et al., 2001. Abundance and distribution of the Yuma Clapper Rail (*Rallus longirostris yumanensis*) in the Colorado River delta, Mexico. *J Arid Environ* 49:171-182
- Román Calleros, J. A. 2009. El espejo del agua, reflejo de la historia entre dos vecinos. Baja California, México, Universidad Autónoma de Baja California.
- Samaniego López, M. A. 2008 El control del río Colorado como factor histórico: La necesidad de estudiar la relación tierra/agua. *Front Nort.* Vol. 20 No. 40. 49-78.
- Sanjurjo Rivera, E. y Carrillo Guerrero Y. 2006. Beneficios económicos de los flujos de agua en el delta del Río Colorado: consideraciones y recomendaciones iniciales. *Gaceta ecológica* 80. Instituto Nacional de Ecología. México:51-62
- Sonoran Institute. 2016. El Delta del Río Colorado Un Recurso Invaluable para la Gente y la Fauna. En línea: http://www.sonoraninstitute.org/component/docman/doc_view/1556-.html Consultado: 10 de marzo 2016.
- Sykes, Godfrey, 1937. The Colorado Delta. American Geographical Society Special Publications, No. 19. New York
- Valdéz Gardea G. C. 2013. Pesquerías globalizadas: Los pescadores pueden cambiar de ocupación, las vaquitas marinas (*Phocoena sinus*) no. En: *Pesquerías Globalizadas*. Coordinadores: Gloria Ciria Valdéz Gardea y Manuel Salvador Galindo Bect. El Colegio de Sonora y Universidad Autónoma de Baja California. Págs. 11-19.
- Villarreal Rosas, J. 2014. Efectos de la degradación del río Hardy en los modos de vida en El Mayor Cucapá, 1950-2014. Tesis de Maestría en Administración Integral del Ambiente. El Colegio de la Frontera Norte, A.C. México. 258 pp.
- Zamora Arroyo, et al., 2001. Regeneration of native trees in reponse to flood releases from United States into the delta of the Colorado River, México. *J Arid Environ.* 49:163171. doi: 10.1006/jare.2002.0840.
- Zamora Arroyo, et al., 2005. Prioridades de Conservación en el Delta del Río Colorado, México y Estados Unidos, Sonoran Institute/ Environmental Defense/ University of Arizona/ Pronatura Noroeste/ Dirección de Conservación Sonora/ Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo/ World Wildlife Fund-Programa Golfo de California/ Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, México, pp. 103
- Zengel S. y Glenn E. P. 1996. Presence of the endangered Desert Pupfish (*Cyprinodon Macularius*, cyprinodontidae) en Cienega de Santa Clara, Mexico, following an extensive marsh dry-down. *The Southwestern Naturalist*, 41:73-78.

CAPITULO 3

Fuentes y flujos de P, N y Si en el valle de Mexicali: interacciones entre la cuenca baja del río Colorado y los sistemas de agua subterránea y superficial.

3.1 Resumen

Durante 2012 y 2013, se llevó a cabo un estudio sobre la concentración de nutrientes disueltos (Nitrato, Amonio, Fosfato y Silicato) para evaluar las fuentes de nutrientes hacia la zona marina después del represamiento del río Colorado. Se estudiaron los diferentes reservorios de agua en el valle de Mexicali y delta del río Colorado: ríos, canales de riego y de retorno agrícola, manantiales, humedales, agua subterránea, planicie de mareas y agua marina. Los nitratos y silicatos tienen una entrada significativa hacia la zona costera, pero el fosfato es rápidamente transformado hacia el material particulado. En general el nitrato es bioconsumido en las aguas superficiales por las microalgas, pero un exceso (hasta 2.02 mg L^{-1} de N -NO_3 en invierno) en la ciénega de Santa Clara representa un flujo potencial hacia la costa de $59.4 \times 10^3 \text{ kg N-NO}_3$ al año. A pesar de ciertas fuentes puntualizadas, el flujo continuo regional subterráneo no parece representar una fuente de nitrato hacia el estuario. Los silicatos se encontraron asociados con las aguas subterráneas, las cuales tienen influencia geotermal. Los drenes agrícolas adyacentes a la planicie de inundación presentaron las concentraciones máximas de silicatos ($16.1 \text{ mg L}^{-1} \text{ Si-SO}_2$). La filtración de aguas de retorno agrícola y/o su mezcla con agua marina durante mareas vivas, representa una fuente potencial de silicato y nitrato hacia el golfo de California.

3.2 Introducción

El río Colorado (RC), en su tramo final hacia el mar en México, es un río casi seco debido a la canalización de sus aguas para satisfacer las demandas antropogénicas de sus aguas en su delta (Glenn et al., 1996). Las aguas que llegan al delta provienen del subsuelo y de la superficie, como producto de las aguas residuales de actividades industriales, urbanas, drenajes de los campos de cultivos y efluentes de la planta geotérmica de Cerro Prieto. Esas aguas concentran las sales contenidas en el suelo debido a las altas tasas de evaporación y solo una pequeña fracción de ellas llega al golfo de California.

Por otra parte, los flujos de retorno agrícolas en el delta del RC en México se derivan de una superficie de unos 2000 km² de tierras de cultivos. Las aguas excedentes de los campos agrícolas se conducen a través de canales sin revestir hacia los humedales costeros adyacentes, a la planicie de inundación intermareal y a los canales remanentes del delta del RC (Carrillo Guerrero et al., 2013; Glenn et al., 2013 y CONAGUA, 2006). Los drenes agrícolas además de conducir agua, transportan residuos de productos que se emplean en los cultivos. Por ejemplo, sólo durante el ciclo de cultivo 1990-1991, se utilizaron 70000 toneladas de fertilizantes y 400000 litros de insecticidas en la parte mexicana de la cuenca (DGE, 1993). Los drenajes agrícolas han aumentado la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos que incluyen mercurio, cobre, arsénico y los insecticidas (DDT, DDE y DDD) en la zona (García Hernández et al., 2013; Lugo Ibarra et al., 2011; Rozemeijer et al., 2010 y Daesslé et al., 2009).

Antes de la construcción de las presas Hoover y Glen Canyon en los Estados Unidos en 1935 y 1964 respectivamente, el RC presentaba flujos instantáneos

hacia el golfo de California de hasta $6000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Sykes, 1937 en Glenn et al., 1996).

En los últimos 50 años solo flujos esporádicos del RC han llegado al mar. A pesar de ello, el alto golfo de California continua siendo un área importante para la producción primaria marina con valores de clorofila $-a$ de hasta 18.2 mg m^{-3} (Millán Núñez et al., 1999) y valores promedio de 1.8 mg m^{-3} durante 1997 a 2007 (Pérez Arvizu et al., 2013). A pesar de la falta de agua proveniente del RC se cree que la alta productividad en la zona costera permanece gracias al aporte de nutrientes. Esta disponibilidad de nutrientes hacia el delta del RC puede ser producto de los flujos esporádicos del RC, pero también de otras fuentes que son difíciles de cuantificar como son la re-suspensión de sedimentos y las entradas por aguas subterráneas (Galindo Bect et al., 2013; Carriquiry et al., 2011; Flessa y García Hernández, 2007; All, 2006 y Hernández Ayón et al., 1993). En los canales principales del estuario las más altas concentraciones se han reportado para los Nitratos y Silicatos. Los máximos valores de nutrientes en el delta fueron 0.95 mg L^{-1} para N-NO_3^+ N-NO_2 , 0.15 mg L^{-1} para P-PO_4 , y 1.2 mg L^{-1} para Si-SiO_2 (Hernández Ayón et al., 1993). Esos valores son similares a los reportados para 2001 por Carriquiry et al. (2011). Los estuarios son lugares de suma importancia para la transformación de nutrientes mediante la nitrificación, desnitrificación, reducción desasimilatoria de nitrato a amonio, asimilación durante la productividad primaria, re-mineralización durante la descomposición de la materia orgánica, y/o procesos de disolución (Gilbert et al., 2012).

El acuífero de Mexicali tiene una recarga anual de $755 \times 10^6 \text{ m}^3$ proveniente de las infiltraciones del RC y de los escurrimientos subterráneos desde la cuenca

alta. Se estima que solo 4.6% de esas entradas (menos de $35 \times 10^6 \text{ m}^3\text{a}^{-1}$) fluyen por el subsuelo hacia el golfo de California (CONAGUA, 2006, CONAGUA, 2007 CONAGUA y 2010). Aunque los aportes de agua subterránea hacia el golfo de California son pequeños, pueden resultar de especial importancia en los procesos biogeoquímicos marinos en el alto golfo de California, principalmente por las limitadas entradas de nutrientes debido a la interrupción del flujo natural de RC. A nivel mundial, las características de los estuarios subterráneos tienen importantes efectos en la composición de las aguas marinas donde existen descargas subterráneas, como lo es la entrada de nutrientes incluyendo fertilizantes nitrogenados y Si disuelto, Fe y Cu (Dürr et al., 2011; Rozemeijer et al., 2010; Moore, 2006; Verhoeven et al., 2006; Burnett et al., 2006 y Rabalais et al., 1996). Adicionalmente, en ambientes áridos se pueden incrementar la concentración de NaCl, CaSO₄, Se, B y As producto de la excesiva evaporación (San Joaquin Valley Drainage Program, 1990). Resulta importante cuantificar la entrada de nutrientes hacia los ecosistemas costeros debido a la influencia que tienen en la vida marina (Brandes et al., 2007; Paytan y McLaughlin, 2007 y Brzezinski y Nelson, 1995).

En este capítulo se presenta el primer estudio de las fuentes, rutas y sumideros de nutrientes en la cuenca baja del RC y su delta. Entre Octubre de 2012 y Noviembre de 2013 se estudiaron: las aguas del RC, subterráneas, canales de riego y canales de drenaje agrícola, efluentes de la planta de tratamiento, manantiales, canales de marea y planicie de inundación por mareas y aguas marinas del alto golfo de California. De los reservorios estudiados, los drenajes agrícolas recibieron la mayor atención debido a que provienen de los campos agrícolas. Asimismo son aguas enriquecidas en sales, fertilizantes y pesticidas

que son lavados de los cultivos (García Hernández et al., 2011). Esas aguas fluyen hacia los humedales y hacia la costa lo que también afecta el acuífero de la zona.

El objetivo del presente capítulo es investigar las fuentes, sumideros, ubicación espacial y movimientos de nutrientes (N, P y Si). Asimismo se describe cual de las fuentes es la más importante en cuanto a los aportes hacia el alto golfo de California.

3.2.1 Zona de estudio

El valle de Mexicali y el delta del RC se encuentran al noroeste de México, entre las coordenadas extremas $31^{\circ} 30' 00''$ a $32^{\circ} 45' 00''$ N y $114^{\circ} 45' 00''$ a $115^{\circ} 45' 00''$ W (Figura 1). Cubre un área de 5600 km^2 de los cuales 208 km^2 son campos de cultivos. El resto de la superficie del valle de Mexicali está cubierto de vegetación nativa, praderas y pequeños asentamientos humanos. Al norte del valle de Mexicali se encuentra la frontera internacional con Estados Unidos y el valle Imperial y al sur el golfo de California. Al oeste se encuentra la sierra Cucapah y el batolito peninsular y al este el desierto de Sonora. En el valle de Mexicali se pueden encontrar dos sistemas de drenaje superficiales: el RC que fluye hacia el golfo de California (la cuota de agua que corresponde a México es conducida hacia canales de riego agrícola directamente en la frontera internacional), y el río Álamo y río Nuevo que fluyen hacia el norte y desembocan en el Mar de Salton en Estados Unidos. Actualmente, el suministro de agua potable para las ciudades de Mexicali, Tecate y Tijuana se obtiene de pozos profundos ubicados en el desierto de Sonora, cerca de San Luis Río Colorado (Figura 3-1). El acuífero superior se extiende en la vertical a escasos metros de la superficie (2-6 m) hasta cerca de 1000 m de profundidad. La recarga del

acuífero es principalmente por el RC, incluyendo canales de riego y de drenaje agrícola y por el flujo subterráneo regional con dirección NE-SO. En general, el acuífero presenta una buena transmisividad con potentes depósitos aluviales y fluviales y con una pendiente suave lo que le permite una alta capacidad de almacenamiento (Tejada Bautista, 2003).

Los humedales remanentes en el delta del RC han subsistido indirectamente gracias a los flujos del RC, esto debido a que existen ineficiencias en el sistema de distribución de aguas de riego y al vertido de las aguas excedentes de los campos agrícolas (Carrillo Guerrero et al., 2013; García Hernández et al., 2013 y Glenn et al., 2013). En la actualidad, la única fuente directa de agua dulce hacia el delta y el estuario del RC es el río Hardy (RH). Sin embargo, esto solo ocurre durante las mareas altas. El RH es el último río tributario del RC antes de llegar al mar, sus aguas se conforman de efluentes de la planta de tratamiento secundario Las Arenitas y de retornos agrícolas de los campos de cultivo al oeste del valle de Mexicali (Galindo Bect et al., 2013 y Glenn et al., 1996). Otra fuente adicional de agua hacia el delta del RC son salmueras que son vertidas en la zona este del valle mediante el canal Wellton (desde Estados Unidos) y el dren Riito, cuyas aguas sustentan la ciénaga de Santa Clara (CSC), el más grande humedal del desierto de Sonora (International Boundary and Water Commission, 2012; Glenn et al., 1992).

3.3 Metodología

Las muestras de agua se colectaron en octubre de 2012, diciembre 2012, junio y noviembre 2013 de las ubicaciones mostradas en la Figura 3-2 (Datos en el Apéndice 1). Esos sitios incluyen pozos, canales de riego y drenaje agrícola, agua de la planta de tratamiento Las Arenitas, CSC, RC y RH, planicie de marea,

manantiales y agua marina. Debido a la dificultad para ingresar a ciertos sitios del área de estudio, las muestras fueron colectadas en diferentes tiempos del año. Algunos sitios fueron muestreados en repetidas temporadas para evaluar la variabilidad estacional. Todas las muestras fueron pasadas por filtros quemados GF/F de 0.7 μm (protocolo estándar en el análisis de aguas estuarinas para la separación entre material disuelto y particulado, Kremling and Brüggmann, 1999). Las muestras para los análisis de nutrientes fueron congeladas hasta su análisis en frascos de polietileno de 50 mL. El análisis se llevo a cabo en un autoanalizador de flujo segmentado Skalar San Plus. Los nutrientes: nitrato+nitrito (de aquí en adelante nos referiremos como N-NO_3); amonio (N-NH_4); fosfato (P-PO_4) y silicato (Si-SiO_2) tuvieron un límite de detección de 0.003, 0.001, 0.001 y 0.005 mg L^{-1} , respectivamente. Los sólidos totales disueltos (TDS) se determinaron en el campo a partir de los datos de conductividad.

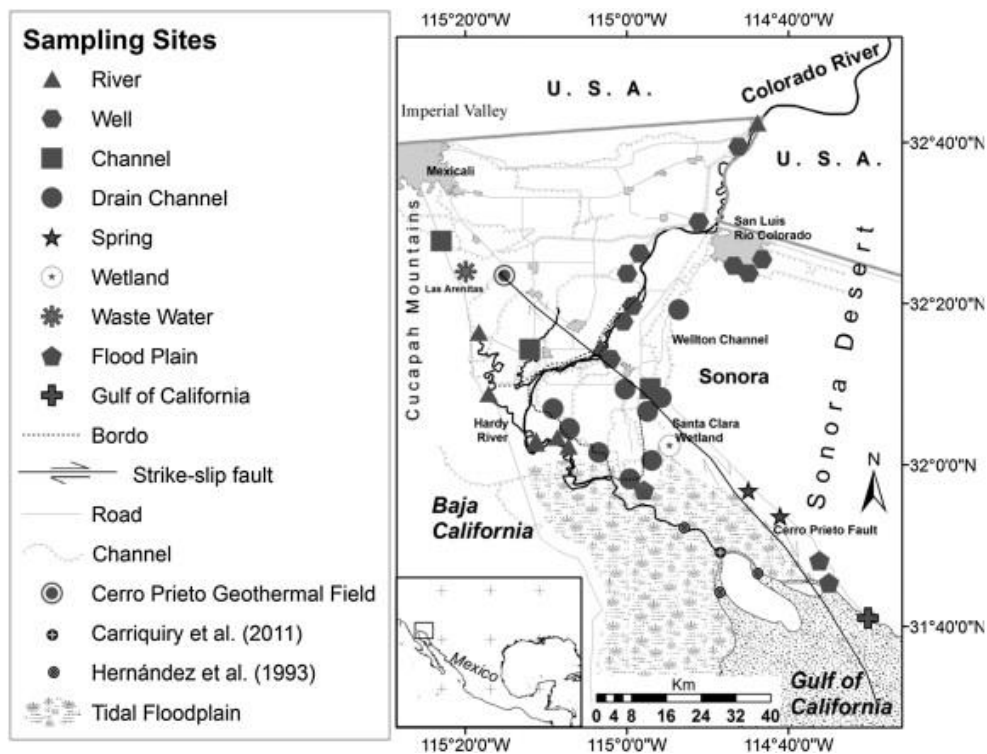


Figura 3- 1.- Valle de Mexicali, delta del río Colorado y sitios de muestreo (Orozco Durán et al., 2015).

3.4 Resultados

3.4.1 Nitrato y amonio

Todos los datos de este estudio se presentan en el apéndice 1. La distribución regional de N-NO₃ se muestra en la 3-2a. En la frontera internacional la concentración de N-NO₃ fue de 0.37 mg L⁻¹, con una concentración de TDS de 1.0 g L⁻¹. Durante el periodo de muestreo el lecho del RC al sur de la presa Morelos se encontraba seco excepto en algunas zonas (probablemente afloramiento de agua subterránea), por tal motivo solo se colectaron muestras después del sitio donde el RC y el RH se unen. Comparando los valores de N-NO₃ de la cabeza del RH (0.10 mg L⁻¹) y en los efluentes de la planta de tratamiento Las Arenitas (0.34 mg L⁻¹) con los valores cerca de la boca del río RC, los valores disminuyeron significativamente a 0.008 mg L⁻¹. La mezcla del agua marina con las aguas de la boca del río cerca de la planicie de inundación se evidenció por el incremento de los TDS de 1.5 g L⁻¹ en la cabeza del RH a 4.8 g L⁻¹ en la unión del RC-RH y a 36.8 g L⁻¹ en la boca del RC. La variabilidad temporal en la concentración de TDS en la boca del RC puede ser atribuida a los efectos de la marea y a una alta evaporación en verano del RH. Finalmente, las aguas Marinas en el Golfo de Santa Clara tuvieron una concentración de 0.01 mg L⁻¹ N-NO₃.

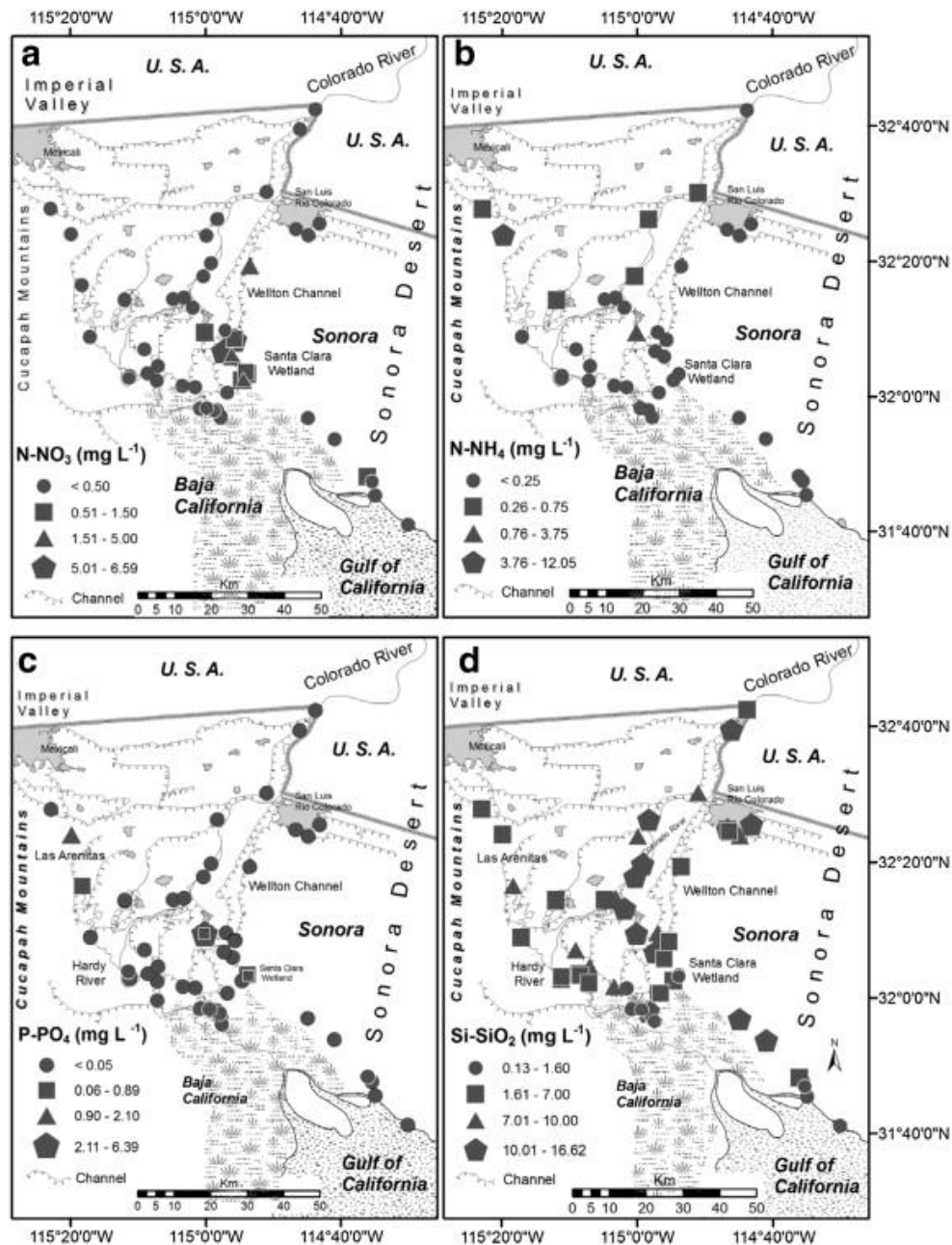


Figura 3- 2.- Concentración de (a) N-NO₃ en aguas del valle de Mexicali y en el estuario del RC donde se observa un enriquecimiento en la CSC, la planicie de marea y los canales de que desembocan en la CSC, (b) N-NH₄ mostrando elevadas concentraciones en los pozos adyacentes al lecho seco del RC y los efluentes de la planta de tratamiento, (c) P-PO₄ se observa un enriquecimiento en la planta de tratamiento Las Arenitas y en el canal Riito antes de desembocar en la CSC y (d) Si-SiO₄ que presenta un enriquecimiento en las aguas subterráneas y los manantiales asociados a la falla de Cerro Prieto y en el receptáculo final de los canales de drenaje agrícola mejor conocido como El Bordo. (Orozco et al., 2015).

El agua del RC que llega a México es completamente desviada hacia canales de riego agrícola, en ellos la máxima concentración de N-NO₃ fue de 0.41 mg L⁻¹, y fue similar a lo encontrado en el RC en la presa Morelos. Sin embargo, después de que estas aguas son drenadas de los campos agrícolas, las concentraciones de N-NO₃ llegaron hasta 6.57 mg L⁻¹ (Canal Riito) y 5.24 mg L⁻¹ (Canal Wellton). Ambos canales enriquecidos en nitratos desembocan en la CSC que se encuentra al SE del área de estudio (Figura 3-1). La CSC presenta por si sola una marcada variación estacional en la concentración de N-NO₃ con valores de 2.02 mg L⁻¹ durante Invierno. Otros canales de retorno agrícola presentaron concentraciones de 0.77 mg L⁻¹ de N-NO₃ (Figura 3-2a; Apéndice 1).

A diferencia del canal Wellton y el canal Riito que fluyen hacia la CSC, algunos drenes agrícolas fluyen superficialmente y/o se infiltran hacia un dique artificial conocido como “El Bordo” que se localiza adyacente a la planicie de marea. En este dique, los TDS generalmente son altos (hasta 69.7 g L⁻¹) y es causado por la evaporación y probablemente por la mezcla con agua de mar hipersalina durante las mareas altas. Sin embargo, la concentración de N-NO₃ en estas drenes agrícolas se encontró entre las más bajas del estudio (0.01 mg L⁻¹).

La concentración de N-NO₃ fue baja en el agua subterránea de los pozos localizados en el desierto de Sonora cerca de San Luis Río Colorado (los cuales suministran agua a las ciudades fronterizas de México) y los localizados a lo largo del lecho del RC (Figura 3-1 y Figura 3-2a) con concentraciones entre 0.002–0.02 mg L⁻¹, con excepción de dos pozos: Plan de Ayala (0.14 mg L⁻¹) y un pozo al oeste de San Luis Río Colorado (0.05 mg L⁻¹). Las muestras tomadas en dos manantiales localizados al sur de la CSC, a lo largo de la falla de Cerro Prieto y adyacentes al desierto de Sonora, pueden ser un buen reflejo de la

concentración de N-NO₃ en el agua subterránea con concentraciones de 0.02 y 0.06 mg L⁻¹ respectivamente. La concentración de N-NO₃ en las muestras de agua hipersalina de la planicie de marea estuvieron entre 0.11 y 1.14 mg L⁻¹. Esto resulta interesante ya que ninguna muestra de agua marina, muestras de El Bordo o muestras al sur del RC-RH tuvieron altas concentraciones de N-NO₃.

Las bajas concentraciones de N-NO₃ en los pozos cercanos al lecho del RC es compensada con las más altas concentraciones de N-NH₄ encontradas en el área de estudio (0.48–0.66 mg L⁻¹; Figura 3-2b). Esto indica procesos de mineralización de componentes orgánicos ya que el amonio es el primer producto en tales procesos (Wayne et al., 1987). Las muestras de agua de algunos pozos presentaron un olor a ácido sulfhídrico el cual es el olor característico que se presenta en sitios donde prevalecen condiciones reductoras. Concentraciones relativamente altas de N-NH₄ fueron encontradas en canales de riego agrícola (valores entre 0.28 y 0.53 mg L⁻¹), en los efluentes de la planta de tratamiento y en la CSC. Las concentraciones de N-NH₄ en la CSC (0.24 mg L⁻¹) fueron mayores a lo encontrado en los canales que la alimentan (canal Wellton 0.11 mg L⁻¹ y canal Riito 0.02 mg L⁻¹). Se observó una disminución en la concentración de amonio en el RH ya que los efluentes de Las Arenitas (12.04 mg L⁻¹) que descargan en el RH aguas abajo se mostraban abatidos en N-NH₄ (0.06 mg L⁻¹).

3.4.2 Fosfatos

La concentración de P (expresado como P-PO₄) fue generalmente baja en todas las muestras y se encontraron en el intervalo comprendido entre 0.001–0.02 mg L⁻¹ (Figura 3-2c). En la mayoría de las muestras las concentraciones fueron similares a la concentración en las aguas marinas (0.002 mg L⁻¹) y solo unas pocas muestras presentaron valores mayores. Estos sitios fueron los efluentes de la planta de tratamiento (2.07 mg L⁻¹), en la cabeza del RH que parcialmente se deriva de la planta de tratamiento (0.33 mg L⁻¹) y en el canal Riito (6.38 mg L⁻¹) que desemboca en la CSC.

3.4.3 Silicatos

Todas las muestras de agua subterránea presentaron valores de Si-SiO₂ mayores a los valores de las aguas superficiales (Figura 3-2d). En la frontera internacional, el RC presentó 6.31 mg L⁻¹ de Si-SiO₄ y en la boca del río 8.31 mg L⁻¹, en la cabeza del RH se presentaron valores mayores (8.69 mg L⁻¹). En contraste, los valores en el agua subterránea se presentaron entre 8.55 y 15.81 mg L⁻¹; estos valores incluyen los encontrados a lo largo de la falla de Cerro Prieto en los manantiales en El Doctor, ambos con 13.63 mg L⁻¹ de Si-SiO₂. En el canal que recibe los efluentes finales de los campos de cultivo (El Bordo) que se encuentra adyacente a la planicie de inundación por marea se encontró la más alta concentración de Si-SiO₂ medido en este estudio (16.61 mg L⁻¹), asimismo, el canal Riito presentó valores altos (12.21 mg L⁻¹). En contraste, el canal Wellton y la CSC tuvieron valores bajos de Si-SiO₂ (3.26 y 3.99 mg L⁻¹, respectivamente). Otra interesante observación fue que algunas muestras de agua al Oeste de la planicie de marea se encontraron enriquecidas con Si-SiO₂ (max. 5.29 mg L⁻¹) comparadas con la concentración encontrada en las aguas

Marinas (0.40 mg L^{-1}), mientras que otras muestras de similares características presentaron menores concentraciones (0.13 mg L^{-1}).

3.5 Discusión

Los efluentes de los drenajes agrícolas y las fosas sépticas presentes en la cuenca baja del RC (CAP, 2014 y ADEQ, 2014) son una posible fuente de nitratos y amonio que entran a México a través de la frontera internacional (0.37 mg L^{-1}). Comparado con lo reportado en 1974 los valores de N-NO_3 eran menores en el RC (0.11 mg L^{-1}) (Minckley, 1979 en Ohmart et al., 1988). Aunque no se encontraron más reportes publicados sobre la concentración de nutrientes en el RC, es probable que las actividades agrícolas y aguas residuales urbanas en el RC aguas arriba de la frontera internacional propicien este incremento de N-NO_3 . Si realizamos una comparación global, Meybeck (1982) reportó valores menores en ríos tropicales y en ríos de latitudes medias (e.g. Amazonas 0.04 mg L^{-1} y Columbia 0.16 mg L^{-1}). Sin embargo, las concentraciones de nitrato en el RC son bajas comparadas con el río Misisipi, donde se han reportado valores de N-NO_3 de hasta 1.49 mg L^{-1} (Murphy et al., 2013; Tabla 3-1).

Tabla 3- 1.- Intervalo de nutrientes (mg L^{-1}) en este estudio comparado con varios estudios en diferentes sitios del mundo. Se observa que, excepto para el silicato, en el valle de Mexicali las concentraciones son menores en esta comparación global (Orozco et al., 2015).

Río	N- NO_3	N- NH_4	P- PO_4	Si- SiO_2
-----	------------------	------------------	------------------	--------------------

África ^a	--	--	--	12.3
Amazonas ^b	0.04	0.035	0.012	--
Columbia ^b	0.21	--	--	--
Danubio ^{e,c}	0.52	--	0.01	1,62
Misisipi ^f	1.5	--	--	--
Nilo ^d	--	--	--	0.28
Rin ^g	0.32	0.07	0.03	--
RC -USA Presa Morelos ^h	0.37	0.09	0.002	6.31
RC – Estuario ^h	0.01	0.02	.002	5.97
RH ^h	0.00 -0.1	0.01 – 0.06	0.008 - 0.3	4.7 – 8.6
CSC ^h	0.01 – 2.02	0.04 – 0.24	0.001– 0.004	4.2 – 6.16
Bordo ^h	0.009 – 0.36	0.01 – 0.05	0.005 – 0.04	0.12 – 16.6
Planicie de marea ^h	0.01 – 1.14	0.01 – 0.18	0.02 – 0.04	0.13– 5.2

^a Dürr et al., 2011. ^b Meybeck, 1982. ^c Humborg et al. 2000 ^d Wahby y Bishara 1980.

^e EEA, 2007. ^f Murphy et al., 2013. ^g Ludwig et al., 2009. ^h Este estudio

Toda el agua del RC es derivada hacia canales de riego una vez que cruza la frontera con México. A lo largo de la red de distribución en México, la concentración de N-NO₃ disminuye constantemente. En la mayoría de los canales de riego las aguas fueron turbias debido a la abundancia de micro algas. Incluso en los canales de drenaje, donde se esperarían altas concentraciones de nitratos, el rápido crecimiento de las algas incorpora N-NO₃ de las aguas. Un ejemplo de esto ocurre en los efluentes de la planta de tratamiento Las Arenitas donde se tienen altas concentraciones de nitrato. Cuando esas aguas fluyen hacia el RH, el nitrato y el amonio son rápidamente abatidos. Esas aguas en el RH y en otros canales de drenaje agrícola son turbias y ricas en microalgas. Las entradas de aguas ricas en nitrato provenientes de los drenes agrícolas y de las aguas tratadas son probablemente las responsables de ese crecimiento de algas (Cloern, 2001 y Sanders y Kalff, 2001). Por otra parte, los canales de drenaje agrícola Wellton (4.19 mg L⁻¹) y Riito (6.22 mg L⁻¹) que fluyen hacia la CSC no muestran crecimiento algal tan evidente a pesar de sus altas concentraciones de nitrato. Esto probablemente se deba a que el flujo en estos canales es más rápido por lo que el tiempo de residencia de las aguas en los canales es menor,

lo que impide el crecimiento y acumulación de algas. En dichos canales la concentración de nitratos solo cambió ligeramente en el tiempo. Esto es diferente en la CSC donde los nitratos variaron de 0.01 mg L^{-1} en Junio a 2.01 mg L^{-1} en Diciembre. Esto probablemente se debe a los ciclos anuales de asimilación biológica en el humedal dominado por juncos y pastizales acuáticos, que provocan cambios en la composición del agua de la CSC y no en los drenes que la alimentan. No obstante, una vez en el humedal, los N-NO_3 se empobrecen comparado con los nitratos en aguas de los drenes que fluyen hacia la CSC. La máxima concentración de N-NO_3 en la CSC es similar al intervalo reportado por García Hernández (2009) en todo el humedal ($1.4\text{--}3.5 \text{ mg L}^{-1}$).

De acuerdo a la estimaciones de Glenn et al. (2013) y Lomeli (2013) el flujo de salida combinado superficial y subterráneo de la CSC para el ciclo 2010-2011 fue de ca. $60 \times 10^6 \text{ m}^3$. Usando la concentración promedio de N-NO_3 de 0.99 mg L^{-1} de la CSC, se tendría flujo de salida es igual a $59.4 \times 10^3 \text{ kg a}^{-1}$ que potencialmente ingresan al golfo de California. Esta fuente puede ser la responsable de las altas concentraciones de nitratos en la parte oriental de la planicie de inundación, al sur del la CSC (1.16 mg L^{-1}) y también en los manantiales a lo largo de la falla de Cerro Prieto. Desafortunadamente, es difícil estudiar directamente el ingreso de agua a la planicie de inundación al sur de la CSC y se requieren más estudios para confirmar esta hipótesis. Empleando los valores de flujo de agua subterránea regional hacia el mar ($35 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$; CONAGUA, 2007 y CONAGUA, 2010) y los valores de N-NO_3 en los pozos a lo largo del RC, se pudo hacer una estimación del flujo anual regional subterráneo de 1151 kg N-NO_3 .

Las aguas hipersalinas con más de 38 g L^{-1} TDS en la planicie de marea (comparada con 35.4 en el alto golfo de California) tuvieron alto contenido de nitrato ($0.11\text{--}1.16 \text{ mg L}^{-1}$) si se comparan con las aguas marinas del Golfo de Santa Clara. Los periodos continuos de secado e inundación en la planicie de marea pueden causar cambios constantes en las condiciones redox y en la estructura bacteriana de los sedimentos. Esos procesos promueven diferentes rutas en la transformación de nitratos (Mitsch et al., 2008). Por ejemplo, durante el flujo de marea, los componentes nitrogenados pueden ser mineralizados en respuesta al alto contenido de nitrógeno orgánico en las aguas y a la rápida evaporación. Las mareas altas inducen la mineralización del N debido a que mejoran temporalmente la disponibilidad del N orgánico relacionado al rápido flujo de agua durante la marea. Esto también permite la entrada y dispersión de sedimentos recientes que pueden contener N orgánico y/o estimular la recirculación del N existente mediante la destrucción de los agregados de sedimentos ya presentes antes de la inundación (Shrestha et al., 2014). Este incremento en nitratos es similar a lo que sucede en ambientes lacustres expuestos a secado constante, donde la evaporación y la re-suspensión de sedimentos debido a la turbulencia en aguas someras, puede generar disolución de nitratos de los sedimentos cuando el nivel del agua aumenta (Shrestha et al., 2014 y Scholz et al., 2002). La máxima concentración de nitratos en la parte interior de los canales de marea reportados por Hernández Ayón et al. (1993) es solo comparable a las encontradas en la CSC y en una muestra al oriente de la planicie de inundación al sur del humedal. Así también, es probable que los flujos de nitratos subterráneos hacia el golfo de California tengan su origen en la parte

oriental del área de estudio, en la zona al sur de la CSC. Otro mecanismo puede ser la re-suspensión de sedimento en la planicie de inundación.

El amonio se encontró enriquecido en los efluentes de la planta de tratamiento y en los pozos estudiados. La mayoría de los pozos también presentaron un distintivo olor a ácido sulfhídrico lo que indica la mineralización de los componentes orgánicos mediante la reducción de sulfatos. A pesar de eso, el amonio parece ser rápidamente convertido a nitrato tan pronto como llega a la superficie o cerca de las aguas superficiales. Cuando ingresa en el humedal las algas o las raíces de las plantas lo consumen, asimismo, también puede transformarse por procesos físicoquímicos (Saeed y Sun, 2011; Dong y Sun, 2007).

La concentración de fosfatos en el agua del RC que llega a México es baja (0.002 mg L^{-1}) y tiene concentración similar a la mayoría de los sitios estudiados incluidos los pozos (0.03 mg L^{-1}). Esos valores son menores a los encontrados en estudios previos. En 1974 (Minckley, 1979 en Ohmart et al., 1988), cerca de la frontera internacional y del valle Imperial, reportaron valores entre $0.12\text{--}0.16 \text{ mg L}^{-1}$. El abatimiento de fosfatos en respuesta a la construcción de la presa Glenn Canyon fue también documentado por Gloss et al. (1980) y fue atribuido al crecimiento de algas. Adicionalmente, el fosfato puede ser adsorbido en las partículas de sedimento dentro de los reservorios. Lennon (2014) describió que durante los flujos ocasionales del RC (1975–2010), la razón N:P en Lees Ferry y Diamond Creek (ubicado a 26 y 389 km al sur de la presa Glenn Canyon, respectivamente) llegaron a ser de 200 a 500 y posteriormente disminuye a <10 . Esto es un indicador de que el RC se encuentra limitado por fosfato. Sin embargo, pasando la presa Morelos el RC la razón N:P fue de 422.

Al sur de la frontera, la concentración de P-PO₄ se incrementó en varios canales de desagüe y en los efluentes de la planta de tratamiento Las Arenitas y en el canal Wellton. El P-PO₄ de esos sitios proviene principalmente de las aguas residuales tratadas y/o de los fertilizantes fosfatados. Sin embargo, en la boca del RH y en los humedales, el P-PO₄ parece ser transformado rápidamente a la fase particulada después de dejar su fuente, probablemente por el crecimiento de algas. Por ejemplo, los resultados de García Hernández et al. (2011) para la CSC muestran concentraciones de 0.3 mgL⁻¹ lo cual es mayor a todas las concentraciones medidas en este estudio (0.001–0.004 mg L⁻¹). Esas variaciones pueden ser explicadas por el hecho de que la concentración de fosfato depende del tiempo de aplicación de los fertilizantes en la zona, los drenajes agrícolas y los flujos de aguas residuales urbanas. Esos patrones de distribución son similares a los mostrados por el amonio con la diferencia de que el amonio se encuentra ligado fuertemente a los procesos redox en el agua subterránea.

La concentración de silicato en las aguas muestreadas es relativamente alta (7.88 mg L⁻¹) cuando es comparada con la concentración en el agua subterránea y en las aguas de los ríos de otras partes del mundo como el río Nilo (0.14 mg L⁻¹) y los pozos en California (2.57 mg L⁻¹) (Day y Nightingale, 1984; Wahby y Bisharana, 1980). Se ha reportado que la construcción de presas a lo largo del RC es la principal causa de la dramática disminución de la concentración de silicato disuelto de 3.15 a 1.86 mg L⁻¹, esto principalmente se debe al mejor crecimiento de diatomeas y su subsecuente sedimentación en los reservorios (Mayer y Gloss, 1980). Observaciones similares han sido reportadas para el Danubio (Humborg et al., 2000). En el presente estudio el valor del RC en el

límite internacional es similar a lo reportado previo a la construcción de presas (3.15 mg L^{-1}) por Mayer y Gloss (1980).

Los altos valores de silicato en la región probablemente se encuentran asociados a fuentes geotermales, esto se pone en evidencia por la alta concentración de SiO_2 en pozos, manantiales y aguas superficiales a lo largo de la falla de Cerro Prieto (Figura 3-1 y Figura 3-2d). Las salmueras ricas en silicio de la planta geotérmica de Cerro Prieto tienen un valor promedio de Si- SiO_2 de 69.2 mg L^{-1} (Moncada Aguilar et al., 2010; Valette Silver et al., 1981). En general, el papel del agua subterránea ha venido siendo más importante en las últimas décadas, esto debido a que es bombeada en todo el valle y se emplea para el riego. Las muestras de agua tomadas en El Bordo, ubicado entre la planicie de marea y los campos de cultivo, presentaron las mayores concentraciones de silicatos en este estudio. Por lo tanto, el agua de retorno agrícola con el componente del agua subterránea representa la fuente más probable de silicatos hacia el ambiente marino por conducto de lavado por las mareas y los flujos de agua subterránea. Similar al nitrato, la máxima concentración de silicatos en el estuario (1.33 mg L^{-1}) se encontró en la muestra tomada más al norte de los canales estuarinos y coincide con lo reportado por Hernández Ayón et al. (1993). En la Figura 3-3 se sintetizan las fuentes y recirculación de de N- NO_3 y Si- SiO_2 y los potenciales flujos de N- NO_3 hacia la costa vía la CSC y el flujo subterráneo regional. Las más significativas fuentes de N- NO_3 y Si- SiO_2 hacia el océano son El Bordo y el flujo superficial y subterráneo proveniente de la CSC. Se requieren futuras investigaciones que incluyan series de tiempo para N y Si en sitios específicos como lo es la planicie de marea adyacente a El Bordo y a la CSC, así también estudios detallados de la química del agua y estudios isotópicos para evaluar los

procesos de mezcla de agua y la hidrogeoquímica de este sitio tan complejo (Carol et al., 2013).

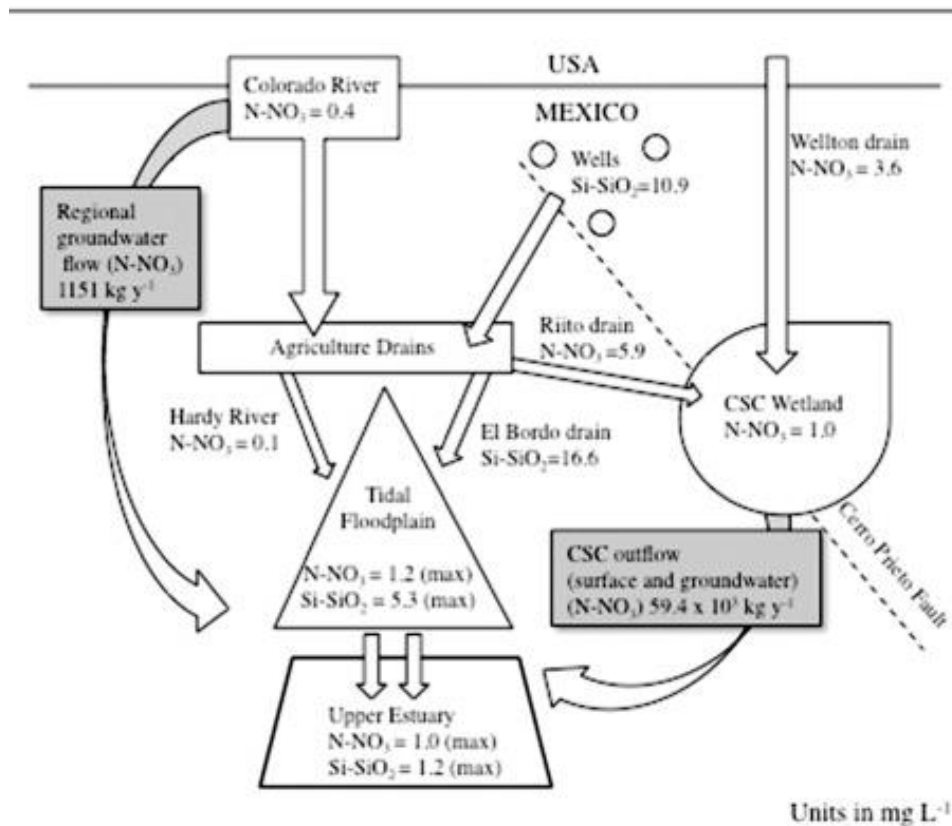


Figura 3- 3.- Fuentes y rotación de nitrato y silicato disueltos en el valle de Mexicali y en el delta del RC donde se muestran las principales rutas mediante los canales de drenaje agrícola y flujos potenciales de agua subterránea hacia la planicie de marea y el estuario (Datos de la cabeza del estuario de Hernández-Ayón et al., 1993). (Orozco et al., 2015).

3.6 Conclusiones

La concentración de nitrato disueltos, fosfato y silicato en las aguas del delta del río Colorado y su estuario se encuentran desacopladas una de las otras. Esto muestra que tienen diferente “end-member” y/o se encuentran sujetas a diferentes procesos biogeoquímicos. De ellos, el nitrato y el silicato son liberados hacia la zona costera a través de diferentes mecanismos (drenaje de los campos agrícolas y enjuague por marea). Sin embargo, los fosfatos son rápidamente

transformados hacia la fase particulada después de ingresar a los sistemas de drenaje. Esto fue obvio en el canal Wellton y Riito y los efluentes urbanos.

Los nitratos fueron rápidamente abatidos en todos los cuerpos de agua, particularmente en aquellos con flujos relativamente lentos y alta productividad primaria, tal es el caso del RH. Aunque las concentraciones de nitrato en el río Colorado cuando entra a México fueron tres veces mayores a 1974, solo una fracción de este nitrato llega a la zona costera. El nitrato se encuentra especialmente enriquecido en las aguas de drenaje agrícola provenientes de Estados Unidos (canal Wellton) y en los drenes locales (canal Riito) que desembocan en la ciénega de Santa Clara, donde un consumo parcial reduce la abundancia de nitratos. No obstante, cantidades relativamente altas de N-NO_3 quedan disponibles (0.01 mg L^{-1} en Verano a 2.01 mg L^{-1} en Invierno) para ser potencialmente transportadas vía flujo superficial y subterráneo hacia el océano.

Una estimación del flujo promedio anual de N-NO_3 que sale de la ciénega de Santa Clara es de $59.4 \times 10^3 \text{ kg N-NO}_3$; la alta concentración de nitratos en la planicie de inundación al sur del humedal sustenta esta hipótesis. Otra fuente potencial de nitrato hacia el golfo de California es la resuspensión de sedimento en la planicie de marea, sin embargo, aun se necesita calcular a detalle que tan significativa puede llegar a ser. Debido a las bajas concentraciones de nitratos en el agua subterránea, no se encontraron evidencias de los flujos de nitratos regionales hacia el mar sugeridos por Hernández-Ayón et al. (1993).

Las entradas de silicatos se encontraron principalmente asociadas con las aguas subterráneas, las cuales tienen un componente geotérmico en el valle de Mexicali. Esta agua, extraída de pozos, se mezcla con el agua del río Colorado

y es empleada para el riego de los campos de cultivo. Algunos drenajes muestran evidencia significativa del enriquecimiento de silicatos. De ellos, en El Bordo se encontraron las más altas concentraciones de silicatos reportadas en este estudio y en los manantiales a lo largo de la falla de Cerro Prieto en la localidad de El Doctor ($6.79 \text{ mg L}^{-1} \text{ Si-SiO}_2$). Filtraciones de El Bordo hacia la planicie de marea adyacente, o la mezcla con agua de Marzo durante las mareas vivas, representa una fuente potencial de silicato disuelto hacia el golfo de California. Esas fuentes pueden explicar las altas concentraciones de nitratos y silicatos encontradas por Hernández-Ayón et al. (1993) en su sitio al norte de su área principal de estudio, el cual se ubica alrededor de 14 km al sur del área del presente estudio.

El presente estudio revela la importancia de la dinámica de nutrientes en el sistema costero cercano al río Colorado que es parte de una gran área influenciada por la agricultura.

3.7 Literatura citada

- All J. D. 2006. Colorado River Floods, Droughts, and Shrimp Fishing in the Upper Gulf of California, Mexico. *Environ. Manag.* 37 (1): 111-125. DOI: 10.1007/s00267-004-0184-9
- Arizona Department of Environmental Quality (ADEQ). 2014. #1 Colorado River En línea:
<http://www.azdeq.gov/environ/water/download/riversreport.pdf>
consultado: 03 de Marzo 2014.
- Brandes J. A., Devol A.H., Deutsch C. 2007. New developments in the Marzoin nitrogen cycle. *Chem. Rev.* 107: 577-589. DOI: 10.1021/cr050377t
- Brzezinski M. A., Nelson D. M. 1995. The annual silica cycle in the Sargasso Sea near Bermuda. *Deep-Sea Res. I.* 42:1215-1237. DOI: 10.1016/0967-0637(95)93592-3
- Burnett W.C. et al. 2006. Quantifying subMarzoin groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Sci. Total Environ.* 367:498–543. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.05.009
- Carol E. et al, 2013. Interaction between continental and estuarine waters in the wetlands of the northern coastal plain of Samborombón Bay, Argentina. *Appl Geochem.*, 34: 152–163

- Carrillo Guerrero Y., Glenn E. P., Hinojosa-Huerta O. 2013. Water budget for agricultural and aquatic ecosystems in the delta of the Colorado River, Mexico: Implications for obtaining water for the environment. *Ecol. Eng.* 59:41-51. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.047
- Carriquiry J. D. et al. 2011. The effects of damming on the materials flux in the Colorado River delta. *Environ. Earth Sci.* 62:1407–1418. DOI: 10.1007/s12665-010-0626-z
- Central Arizona Project (CAP). 2014. Lower Colorado River Water Quality Partnership. En Línea: <http://www.cap-az.com/documents/planning/LCRQP%20White%20Paper.pdf>
Consultado: 03 de Marzo 2014.
- Clesceri L. S. et al. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edn. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.
- Cloern J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol-Prog. Ser.* 210 : 223–253.
- Comisión Nacional del Agua. 2006. Relación de Cultivos Establecidos: Total Sistemas (Año agrícola 2005–06). Jefatura del Distrito de Riego 014, Departamento de Estadística Agrícola, Mexicali, B.C., México.
- Daesslé L. W. et al. 2009. Accumulation of As, Pb, and Cu associated with the recent sedimentary processes in the Colorado Delta, South of the United States–Mexico Boundary. *Arch Environ Contam Toxicol.* 56:680–92. DOI: 10.1007/s00244-008-9218-2.
- Day B. and Nightingale H. I. 1984. Relationships between Groundwater silica, Total dissolved solid, and specific electrical conductivity. *Ground Water.* Vol. 22. No. 1. 80-85.
- DGE Dirección General de Ecología (1993) Plan de Ordenamiento Ecológico del Estado de Baja California. Dirección General de Ecología, Gobierno del Estado de Baja California. (Report).
- Dillon K. et al. 2003. Groundwater flow and phosphate dynamics surrounding a high discharge wastewater disposal well in the Florida Keys. *J. Hydrol.* Vol. 284, Issues 1–4: 193- 210. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2003.08.001
- Dong Z., Sun T. 2007. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands-promoting coexistence of partial-nitrification and Anammox. *Ecol. Eng.* 31:69-78. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2007.04.009
- Dürr H. et al. 2011. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences.* 8: 597–620 DOI:10.5194/bg-8-597-2011
- European Environmental Agency (EEA), 2007. Waterbase, v7. En Línea: <http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/metadetails.asp?id=984>.
Consultado: 30 de Octubre 2014.
- Flessa, K., García-Hernández, J., 2007. Final report: water quality monitoring program for the Ciénega de Santa Clara, University of Arizona Project No.450277. En Línea: <http://www.geo.arizona.edu/rcncrd/weblinks/SumMarzoy%203erd%20workshopRCN/CienegaDeSantaClaraReport12-07.pdf>. Consultado: 29 de Octubre 2014.
- Galindo Bect M. S. et al. F. 2013. The use of urban wastewater for the Colorado River delta Restoration. *Proc. Environ. Sci.* 18:829 – 835. DOI: 10.1016/j.proenv.2013.04.111

- Galindo Bect, M.S et al. 2000. Penaeid shrimp landing in the upper Gulf of California in relation to Colorado River freshwater discharge. *Fish B-NOAA*. 98:222-225 p.
- García Hernández J. 2009. Análisis de la calidad del agua en la ciénega de Santa Clara para identificar los posibles daños ambientales derivados de la puesta en operación de la planta desalinizadora de Yuma, Arizona. Primer reporte parcial del proyecto INE/A1-018/2009
- García Hernández J. et al. 2013. Identification of chemicals of potential concern (COPECs) in anthropogenic wetlands of the Colorado River delta. *Ecol. Eng.* 59: 52-60. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.04.045
- García Hernández J. et al. 2011. Humedales artificiales como un método viable para el tratamiento de drenes agrícolas. *Rev. Mex. Cienc. Agri.* núm. 1, julio-agosto, 2011, pp. 97-111, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México.
- Gilbert M. et al., 2012. Nutrient loading and transformations in the Columbia River estuary determined by high-resolution in situ sensors. *Estuar. Coasts*, 36 (2012), pp. 708–727.
- Glenn E. et al. 1996. Effects of water management on the wetlands of the Colorado River Delta, Mexico. *Conserv. Biol.* 10:1175-1186. DOI:10.1046/j.1523-1739.1996.10041175.x
- Glenn E. P., Felger A. B., Turner D. 1992. Ciénega de Santa Clara: Endangered Wetland in the Colorado River Delta, Sonora, México. *Nat. Res. J.* 32: 817-824.
- Glenn E. P. et al. 2013. Evapotranspiration and water balance of an anthropogenic coastal desert wetland: Responses to fire, inflows and salinities, *Ecol. Eng.* (59):176–184. DOI:10.1016/j.ecoleng.2012.06.043.
- Glenn E. P. et al. 2013. Evapotranspiration and water balance of an anthropogenic coastal desert wetland: Responses to fire, inflows and salinities, *Ecol. Eng.* (59):176–184. DOI:10.1016/j.ecoleng.2012.06.043.
- Gloss S.P. et al. 1980. Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a large reservoir. *Limnol. Oceanogr.* 25(2):219-228.
- Hernández-Ayón J. M. et al. 1993. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River Delta. *Estuar. Coast Shelf S.* 37: 593-602. DOI: 10.1006/ecss.1993.1075
- Hodson H. 2014. Colorado river back from the dead. *New Scientist* 221(2969):8-9. DOI: 10.1016/S0262-4079(14)60509-1
- Humborg, C. et al. 2000. Silicon retention in river basins: far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal environments. *Ambio* 29: 45–50. DIO: 10.1579/0044-7447-29.1.45
- International Boundary and Water Commission. 2012. Monitoring Program for the Ciénega de Santa Clara. Sonoran Institute. En Línea: http://www.ibwc.state.gov/Files/FinalReport_Mon_Prog_Cienegad.pdf accessed: Febraury 17 2014.
- International Boundary and Water Commission. 2012. Minute 319, "Interim international cooperative measures in the Colorado River basin through 2017 and extension of minute 318 cooperative measures to address the continued effects of the April 2010 earthquake in the Mexicali Valley, Baja California" En Línea: http://www.ibwc.gov/Files/Minutes/Min319_Env_Fact_Sheet.pdf Consultado: February 17 2014.

- Lennon E.F.E. 2014. Nitrogen & phosphorus dynamics below Glen Canyon Dam. UC Davis Dept. of Land, Air, and Water Resources Final Student Report En línea: <https://watershed.ucdavis.edu/education/classes/files/content/page/8%20Lennon%20-%20Nutrient%20Dynamics%20in%20the%20Colorado%20Bellow%20Glenn%20Canyon%20Dam.pdf>. Consultado Noviembre 2015.
- Lomeli M. A. 2013. Comportamiento hidrodinámico de La Ciénega de Santa Clara durante el ciclo hidrológico 2010-2011. Tesis de Maestría.. Universidad Autónoma de Baja California. Mexicali, B. C. 114 pp.
- Ludwig W. et al. 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: Major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Prog. Oceanogr.* Vol.80, Issues 3– 4:199-217. DOI: 10.1016/j.pocean.2009.02.001.
- Lugo Ibarra K.C. et al. 2011. Persistent organic pollutants associated to water fluxes and sedimentary processes in the Colorado River delta, Baja California, México. *Chemosphere.* Vol. 85. 2:210-217. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.06.030.
- Mayer L.M. y Gloss S.P. 1980. Buffering silica and phosphate in a turbid river. *Limnol Oceanogr.*, 25: 12–22
- Meybeck M. 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American J. Science.* 282: 401-450.
- Millán Núñez, R. et al. 1999. El delta del Río Colorado: Un ecosistema con alta productividad primaria. *Cienc. Mar.* 25(4):509-540 p.
- Mitsch, W.J. et al. 2008. Ecological engineering of floodplains. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 8, 139–147. DOI: 10.2478/v10104-009-0010-3
- Moncada Aguilar M. et al. 2010. Origin of Salinity in Groundwater of Neighboring Villages of the Cerro Prieto Geothermal Field. *Water Air Soil Poll.* 213:389–400. DOI:10.1007/s11270-010-0393-1
- Moore W. S. 2006. The role of subMarzoine groundwater discharge in coastal biogeochemistry. *J. Geochem. Explor.* 88: 389–393. DOI:10.1016/j.gexplo.2005.08.082
- Murphy, J.C. et al. 2013, Nitrate in the Mississippi River and its tributaries, 1980–2010—An update: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013–5169, 31 p.
- Nelson E. F. E. 2014. Nitrogen & Phosphorus Dynamics below Glen Canyon Dam. En Línea: <https://watershed.ucdavis.edu/education/classes/ecogeomorphology-grand-canyon-2014/pages/final-student-reports> Consultado: 27 de Octubre 2014.
- Ohmart R. D. et al. 1988. The ecology of the lower Colorado river from Davis dam to the Mexico- United States international boundary: a community profile. U. S. Department of the interior Biological Report 85.
- Orozco-Durán A, Daesslé L.W., Camacho-Ibar V.F., Ortiz-Campos E., Barth J.A.C. 2015. Turnover and release of P-, N-, Si-nutrients in the Mexicali Valley (Mexico): Interactions between the lower Colorado River and adjacent ground- and surface water systems, *Science of The Total Environment*, Vol. 512–513. 185-193. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.01.016.
- Paytan A., McLaughlin K. 2007. The oceanic phosphorus cycle. *Chem. Rev.* 107:563-576. DOI: 10.1021/cr0503613

- Pérez Arvizu, E. M. et al. 2013. Variabilidad estacional de la clorofila a y su respuesta a condiciones El Niño y La Niña en el Norte del Golfo de California. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 48(1), 131-141. DOI: 10.4067/S0718-19572013000100011
- Portugal E. et al. 2006. Hydrochemical and isotopical tracers in the lacustrine aquifer of the Cerro Prieto area, Baja California, Mexico. *J. Geochem. Explor.* 88:139-143. DOI: 10.1016/j.gexplo.2005.08.027
- Rabalais N. N. et al. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 19:2B. 386-407.
- Rozemeijer J.C. et al. 2010. Direct measurements of the tile drain and groundwater flow route contributions to surface water contamination: From field-scale concentration patterns in groundwater to catchment-scale surface water quality. *Environ. Poll. Vol.* 158, Issue 12: 3571-3579. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.08.014
- Saeed T., Sun G. 2011. A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. *Chem. Eng. J.* 171: 439-447. DOI: 10.1016/j.cej.2011.03.101
- San Joaquin Valley Drainage Program, 1990. The problem. In: U.S. Department of Interior and California Resources Agency (Eds.), *A Management Plan for Agricultural Subsurface Drainage and Related Problems on the Westside San Joaquin Valley*. California Department of Water Resources, Sacramento, CA, p. 183.
- Saunders D. L., Kalff J. 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hidrobiologia.* 443: 205-212.
- Scholz O. et al. 2002. The effects of drying and re-flooding on nutrient availability in ephemeral deflation basin lakes in western New South Wales, Australia. *River Res. Appl.* 18: 185–196. Doi: 10.1002/rra.665
- Shrestha J. et al., 2014. Flood pulses control soil nitrogen cycling in a dynamic river floodplain, *Geoderma*, Vol. 228–229: 14-24. DOI:10.1016/j.geoderma.2013.09.018.
- Sykes, Godfrey, 1937. *The Colorado Delta*. American Geographical Society Special Publications, No. 19. New York
- Tejada-Bautista, E. 2003. Análisis y caracterización hidrogeoquímica en el acuífero del valle de Mexicali. CICESE. Tesis de Maestría en Ciencias. Ensenada Baja California, México. 82 pp.
- Valdés Casillas C. et al. 1998. Information Database and Local Outreach Program for the Restoration of the Hardy River Wetlands, Lower Colorado River Delta, Baja California and Sonora, Mexico. A report to the North American Wetlands Council. <http://www.sci.sdsu.edu/salton/InfoDatabaseRioHardy.html> (Consultado Octubre 2013).
- Valette Silver, J.N. et al. 1981. Hydrothermal alteration of sediments associated with surface emissions from the Cerro Prieto Geothermal Field, Baja California, Mexico: Proceedings, Third Symposium on the Cerro Prieto Geothermal Field, Baja California, Mexico, Marzoch 24-26, San Francisco, CA
- Verhoeven J. T.A. et al. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends Ecol. Evol.* 21:2. 96–103. DOI: 10.1016/j.tree.2005.11.015

- Wahby S. D., Bisharana N. F. 1980. The effect of the River Nile on Mediterranean water, before and after the construction of the High Dam at Aswan, p. 311–318. In J.-M. Marzotin, J. D. Burton, and D. Eisma [eds.], River inputs to ocean systems. UNEP, IOC, SCOR.
- Wayne, S. et al. 1987. Nitrogen mineralization and denitrification in Lake Michigan sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 32: 1226–1238

CAPITULO 4

Fuentes y sumideros de nutrientes y carbono orgánico durante el flujo pulso 2014 del río Colorado en México

4.1 Resumen

En el delta del río Colorado, por primera vez en la historia se liberó agua intencionalmente para propósitos ambientales en los últimos 160 km de la cuenca del río Colorado al sur del límite internacional México-Estados Unidos. Entre marzo y mayo de 2014 fue liberado un pulso de agua de $130 \times 10^6 \text{ m}^3$, dividido en tres partes con el propósito de restaurar la flora endémica a lo largo del curso del río hasta el estuario. Durante este pulso se estudiaron las fuentes y reciclamiento de nutrientes (nitrato, amonio, fosfato, silicato y carbono), carbono orgánico disuelto e isotopos estables de carbono y nitrógeno en el material orgánico particulado. Conforme las aguas del río fluían sobre el lecho seco, rápidamente fueron abatidas en N-NO_3 (de 21 a $0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$), mientras que el carbono orgánico disuelto de origen de plantas C_3 rápidamente se empobrecía en ^{13}C y el $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ se volvía más negativo. En la confluencia con el río Hardy, las aguas del pulso de agua a lo largo del río Colorado se encontraba mezclado con flujos perenes de los retornos agrícolas con valores pesados de $\delta^{15}\text{N}$ (25 ‰) debido a la asimilación microbiana de NH_4 y a la discriminación en contra del ^{15}N y/o volatilización de amonio. Para los nutrientes e isótopos, no se encontró evidencia de la mezcla de agua del RC con el agua de mar en la cual el DOC tuvo una composición del $\delta^{13}\text{C}$ de -20 ‰ típica del fitoplancton marino. Sin embargo, un incremento en la Clorofila-a después de finalizado el pulso (hasta 32 mg l^{-1}) indican el efecto del pulso en la productividad primaria.

4.2 Introducción

Durante medio siglo el río Colorado (RC) no ha tenido flujos sostenidos de agua que lleguen al golfo de California, la última vez que esto ocurrió fue en el año 2000 (IBWC, 2014). No existen datos confiables de los flujos de nutrientes del RC hacia México previo a la construcción de las grandes presas en la cuenca alta del RC. Sin embargo, el ciclo del nitrógeno y la precipitación de fosfato en los reservorios en Estados Unidos han dado como resultado la remoción de nutrientes (Minckley, 1979; Gloss et al., 1980). Pese a esta reducida entrada de nutrientes, el alto golfo de California todavía es considerado como una zona importante para la productividad primaria marina con valores de clorofila-a de hasta 18.2 mg m^{-3} (Millán Nuñez et al., 1999) y concentraciones promedio de 1.8 mg m^{-3} entre 1997 y 2007 en aguas costeras cercanas al delta (Pérez Arvizu et al., 2013).

En el alto golfo de California se capturan importantes pesquerías de camarón, tiburón y curvina (Valdez Casillas et al., 1998; Galindo Bect et al., 2000; Galindo Bect et al., 2013a), las cuales se mantienen gracias a la alta productividad costera que existe en sus aguas. Esta productividad es mantenida por la entrada de nutrientes vía la resuspensión de sedimentos y por la entrada de nutrientes disueltos en el agua de los humedales que son alimentados vía subterránea y superficial de los drenajes agrícolas, el reciclamiento de nutrientes en la columna de agua y/o el ingreso desde el golfo de California (Millán et al., 1999; Orozco et al., 2015; Ramírez León et al., 2015). La concentración de nutrientes es relativamente alta en las aguas estuarinas del delta del RC. Por ejemplo, en 1990 la máxima concentración de nutrientes en el estuario fue $68 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1} \text{ N-NO}_2 + \text{NO}_3$, $11 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1} \text{ P-PO}_4$, y $92 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1} \text{ Si-SiO}_2$ (Hernández Ayón et al., 1993),

para el 2001 las concentraciones de nutrientes prácticamente permanecieron sin cambios (Carriquiry et al., 2011). Comparando la concentración de nutrientes del alto golfo de California con el flujo del río, en 1993 (con flujo del río) y en 1996 sin flujo del río (Nieto García, 1998), Las concentraciones de NO_3 y PO_4 fueron menores en 1996, sin los aportes del río.

El estudio de la biogeoquímica de nutrientes y de los isótopos estables de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) en los ecosistemas riverinos y estuarinos es importante para entender la productividad que mantiene a esos ambientes. Asimismo permite identificar fuentes y cargas de materia orgánica y los efectos de las actividades antropogénicas que pueden afectar a esos ecosistemas acuáticos (Galindo Bect et al., 2013b). Un ejemplo de esto sucede en la cuenca baja del RC, dónde las aguas de retorno agrícola de Estados Unidos y México son drenadas hacia canales que posteriormente son vertidos hacia humedales cercanos a la planicie de marea adyacente a los campos agrícolas. Se sabe que estas aguas pueden contener hasta $92 \mu\text{mol L}^{-1}$ de N-NO_3 (Orozco et al., 2015).

En el valle de Mexicali, las aguas superficiales se limitan a canales de drenaje y de riego agrícola, los pocos humedales que persisten son sustentados por los drenajes y por las aguas tratadas y por lagunas artificiales como lo es el sitio de reforestación Laguna Grande. Sin embargo, el canal principal del RC permanece mayormente seco a lo largo de su curso hacia el estuario. Esto solo cambió brevemente durante la primavera del 2014 cuando se programó un flujo pulso de 130 Mm^3 que se liberó en el curso del RC a través de la frontera internacional durante un periodo de 8 semanas (IBWC, 2014; Postel, 2014; Witze, 2014). El propósito de este experimento fue evaluar la respuesta del ecosistema rivereño

a renovadas condiciones de humedad que permitieran la germinación de álamos y sauces y llevar a cabo una restauración parcial de ese hábitat.

El objetivo de este trabajo es evaluar las fuentes y sumideros de nutrientes y carbono a lo largo del curso del río durante el evento flujo pulso iniciando en la presa Morelos en la frontera internacional norte (NIB) y siguiendo por el canal principal hasta los canales estuarinos (Figura 4-1). El evento representó una buena oportunidad para observar (como no se había visto en décadas) la disponibilidad de nutrientes nuevos y su posible asociación con el ciclo del carbono. Esta investigación contribuye a responder la pregunta de cómo los nutrientes y el ciclo del carbono pueden activarse en un ambiente árido. Con la aplicación de isotopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ y $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$) y nitrógeno en el material particulado ($\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$), se discuten las fuentes y sumideros de nutrientes a lo largo del RC durante este corto pulso de agua. Con esos parámetros se puede probar si el flujo pulso tuvo algún efecto en la productividad primaria del estuario.

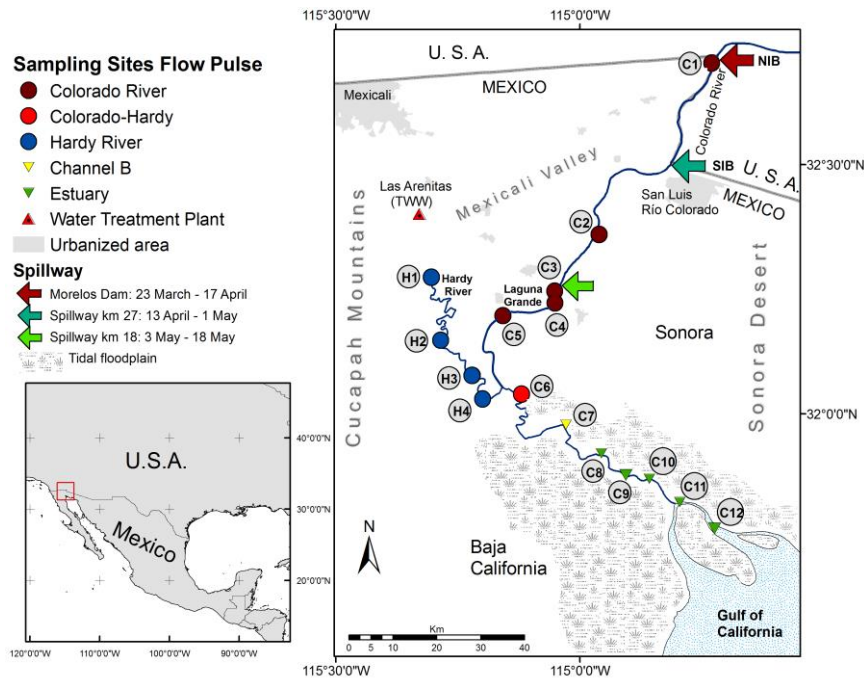


Figura 4- 1.- Localización y sitios de muestreo en el RC, RH y canales estuarinos, se muestran la ubicación de los tres diferentes sitios de liberación de agua y sus fechas (Daesslé et al., 2016).

4.3 Metodología

4.3.1 Trabajo de campo

El flujo pulso fue un experimento que se dividió en tres etapas, en las cuales se liberaron agua de Norte a Sur en el lecho del río Colorado al sur de la frontera México-Estados Unidos de la siguiente forma: (a) 102 Mm³ el 23 de Marzo – 17 de Abril en la frontera internacional (NIB) vía la presa Morelos. (b) 21 Mm³ el 13 de Abril – 1 de Mayo 36.8 km aguas al Sur de la presa Morelos en el km 27 (canal Reforma) y (c) 9 Mm³ del 3 al de Mayo, 78 km al sur de la presa Morelos en el sitio de vertimiento del km 18 (canal Barrote) (Figura 4-1).

Conforme el agua fluía sobre el lecho del río (el agua se infiltró rápidamente en algunas zonas al sur del NIB poco después de que la primer parte del flujo finalizó), se tomaron muestras de agua el 20 de Marzo, 14 de Abril y 14, 20 y 29

de Mayo. Las muestras del estuario se tomaron desde un bote durante la entrada de la marea alta. En el campo, las muestras de agua para nutrientes se pasaron por filtros GF/F y se mantuvieron a 4°C en botellas de polietileno de 50 ml, posteriormente se congelaron hasta su análisis en el laboratorio. Las muestras para análisis de Carbono Orgánico Disuelto (DOC) y sus isótopos fueron colectadas en viales de vidrio de 40 mL que reúnen estándares de la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos (EPA) o también llamados viales EPA los cuales se llenan completamente para evitar burbujas al momento de cerrarlos y son cerrados con tapas con membranas y preservados con 200 µL de una solución de HgCl₂ concentrado. Las muestras se mantuvieron en la oscuridad y a 4°C hasta su análisis.

La materia particulada suspendida fue preservada en filtros GF/F previamente pesados y quemados a 400 °C. Los filtros se usaron para la determinación de carbono orgánico particulado (POC), nitrógeno particulado (PN), así como su composición isotópica ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ y $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$). Los filtros pretratados también fueron empleados para la determinación de clorofila-a en las aguas estuarinas y de dos muestras del RC. En el campo se determinó la alcalinidad mediante titulación. La conductividad específica, temperatura, pH y oxígeno disuelto se midió *in situ* con una sonda YSI 6600 (YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA).

4.3.2 Trabajo de Laboratorio

4.3.2.1 Nutrientes Disueltos, DOC y $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$

Para el análisis de nutrientes las muestras de agua se analizaron en un autoanalizador de flujo segmentado Skalar San Plus. Los nutrientes presentaron los siguientes límites de detección: nitrato + nitrito (expresado como N-NO₃ +

NO₂); amonio (N-NH₄); fosfato (P-PO₄) y silicato (Si-SO₄) de 0.25, 0.08, 0.08 y 0.36 μmol L⁻¹ respectivamente.

La concentración de DIC y DOC y los análisis de sus isótopos estables se realizaron por la transferencia de alícuotas de los viales EPA a un analizador automatizado de carbono orgánico total (TOC) Aurora 1030W (OI Analytical, College Station, TX, USA). Una vez en el muestreador a la muestra se le agrega ácido fosfórico al 5% y se calienta para acelerar la reacción. El CO₂ resultante fue purificado y se transfirió a un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas para la determinación de la razón ¹³C/¹²C. Después de esto, una segunda alícuota de la muestra se transfiere al mismo reactor y el DOC se transforma en CO₂ mediante una reacción química de oxidación húmeda-caliente usando una solución de persulfato de sodio al 10 %. Los valores de los isótopos estables de carbono se reportaron en la notación estándar delta en por mil (‰) versus Vienna Pee Dee Belemnite (VPDB) de acuerdo a lo siguiente:

$$\delta X (\text{‰}) = ((R_{\text{muestra}}/R_{\text{referencia}})-1) * 1000$$

donde R es la razón isotópica del isotopo pesado con respecto al ligero (e.g. ¹³C/¹²C) en la muestra y en el material de referencia. Detalles sobre el procedimiento analítico se pueden consultar en van Geldern et al. (2013). La desviación estándar (1 σ) de la concentración y de los valores de δ ¹³C_{DOC} fueron típicamente menores que 0.02 mmol L⁻¹ y 0.2 ‰, respectivamente.

4.3.2.2 POC, PN, δ¹³C-POC y δ¹⁵N-PN

POC y los análisis isotópicos se llevaron a cabo en un Analizador Elemental Costech (EA; ECS 4010, Costech International, Pioltello, Italia) conectado a un Delta V Thermo Fisher IRMS. Para esto, las muestras secas de los filtros fueron homogenizadas en un mortero de ágata y pesadas en capsulas de estaño.

Posteriormente fueron introducidas junto con la mezcla de gases de combustión rápida en el EA. El CO₂ fue purificado al pasar por una columna empacada de GC mediante un flujo de helio. La precisión analítica (1σ) de POC y de los análisis isotópicos de $\delta^{13}\text{CPOC}$ son típicamente mejores al 5% y 0.1‰, respectivamente.

Los análisis de isotopos estables y su concentración de nitrógeno fueron realizados simultáneamente con un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas THERMO/Finnigan MAT V acoplado a un analizador elemental THERMO Flash EA 1112 vía una interface THERMO/Finnigan Conflo IV en el laboratorio de isotopos estables del Museum für Naturkunde, Berlin. La relación de isotopos estables fue expresada en la notación delta convencional ($\delta^{15}\text{N}$) relativo al nitrógeno atmosférico (Mariotti, 1983). La desviación estándar de mediciones repetidas con material estandarizado del laboratorio (peptona) generalmente es mejor que 0.15 ‰ para las razones isotópicas de nitrógeno. La desviación estándar de la concentración medida en las replicas de los estándares de laboratorio fue <3 % de las concentraciones analizadas.

4.3.2.3 Clorofila-a

Para la estimación de la clorofila, 250 mL de agua de mar fueron pasados por filtros de 0.45-mm de luz de malla y 47-mm de diámetro. Los filtros fueron congelados hasta su análisis en el laboratorio. La clorofila a fue cuantificada siguiendo la metodología descrita por Lorenzen (1967), la cual consiste en medir la absorbancia en un espectrómetro Agilent modelo Cary 100 de los extractos en acetona al 90%. Para calcular la clorofila se emplearon las ecuaciones propuestas por Millán Núñez y Álvarez-Borrego (1978).

4.4 Resultados

4.4.1 Nutrientes disueltos y $\delta^{13}\text{C}$ -DOC

El agua que entra a México en la presa Morelos (Muestra C1) tuvo una concentración de nutrientes de $20.7 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NO}_3$, $0.21 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NH}_4$, $0.26 \mu\text{mol L}^{-1} \text{P-PO}_4$, $124 \mu\text{mol L}^{-1} \text{Si-SiO}_2$ y 0.24 mM DOC (Apéndice 2). La conductividad en esta muestra fue la más baja encontrada en todas las muestras en este estudio ($1095 \mu\text{S}$) y se incrementó aguas abajo conforme el flujo avanzaba sobre el lecho seco. El primer vertimiento inicio el 23 de Marzo de 2014 directamente de la presa Morelos en el NIB. El agua alcanzó el sitio C2 el 30 de Marzo y los sitios C3 y C4 en el sitio de restauración Laguna Grande el 2 de Abril. La característica más llamativa fue el abatimiento de nitratos, los cuales mostraron un decrecimiento de 20.7 a $0.3 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NO}_3$ cuando el agua alcanzó los sitios C3 y C4 (Figura 4-2). El abatimiento de nitrato en esta parte del río estuvo acompañada por un incremento en el DOC de 0.3 a 0.7 nM . Los efectos de los vertimientos subsecuentes liberados más al sur el 21 de Abril y el 3 de Mayo pudieron verse río abajo cuando el flujo llegó sitio C5 con aguas del RC donde se presentaron baja conductividad ($1535 \mu\text{S}$) y altos nitratos ($182.2 \mu\text{mol L}^{-1} \text{N-NO}_3$) (Figura 4-2).

Aguas abajo, el agua del flujo pulso en el RC se mezcló con las aguas perenes del RH. Similar al sitio C1, las aguas en la cabeza del RH (H1) estuvieron enriquecidas en N-NO₃ (25.1 μM), pero también significativamente en N-NH₄ (265 μmol L⁻¹), P-PO₄ (79 μM) and DOC (1.51 mM) esto como resultado de las entradas de aguas provenientes de la planta de tratamiento y de los drenes agrícolas que son vertidos en el RH. A pesar de ello, la concentración de nutrientes (excepto Si) disminuyeron a < 1 μmol L⁻¹ 15 km al aguas abajo en el RH y permanecieron bajas aun después de la confluencia con las aguas del RC en el sitio C6. Antes de este sitio, durante el flujo pulso del RC, las aguas combinadas del RH y del RC, llegaban a la cabeza del estuario con solo 0.5 μmol L⁻¹ N-NO₃ y una conductividad que se incremento de 1100 en la presa Morelos a 8200 μS en la cabeza del estuario. Este drástico incremento puede ser atribuido a la evaporación (Daesslé et al., 2016a). Asimismo, es de destacar que la concentración de N-NO₃ en las dulces y salobres durante el experimento del flujo pulso permanecieron un orden de magnitud debajo de todas las aguas estuarinas (Figura 4-2).

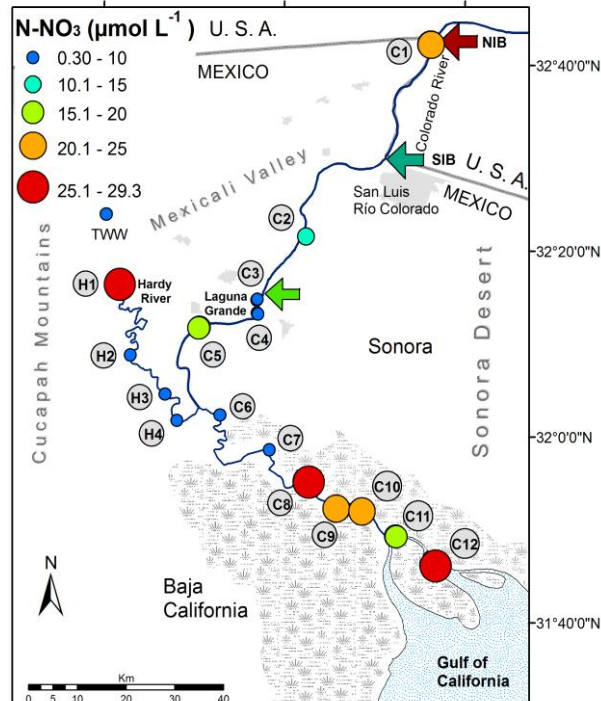


Figura 4- 2.- Distribución de N-NO₃ en el RC, RH, estuario y en la canales de marea. Las Flechas indican los sitios de liberación descritos en la Figura 4-1 (Daesslé et al., 2016b)

Las concentraciones de DOC en el RH fueron dos veces mayor a las encontradas en el RC. Además, las concentraciones del DOC permanecieron relativamente altas aun después de la mezcla con las aguas del flujo pulso del RC en el sitio C6. Esto es indicador de la influencia de las aguas del RH al sur de la confluencia con las aguas del RC. La razón $\delta^{13}\text{C}$ en el DOC se tornó más negativa (e . g. empobrecido en ^{13}C) conforme el agua fluyó a través de los primeros 60 km a lo largo del lecho del río al sur de la presa Morelos. Esto estuvo asociado con el incremento de las concentraciones de DOC. A diferencia de las aguas estuarinas, las cuales tienen una composición de fitoplancton marino $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ (-18.8 to -24.4 ‰) y bajas concentraciones de DOC, las aguas en el RC muestran una tendencia hacia las plantas tipo C3 en la composición $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ (-24.6 to -26.8 ‰).

No fue posible encontrar evidencia de la entrada de nutrientes del sistema fluvial hacia el estuario, excepto por el empobrecimiento de nutrientes en el hipersalino “canal B” en la planicie de marea (C6). En este sitio, se encontró un ligero incremento en la concentración de DOC de 0.3 mM comparado con las bajas concentraciones de encontradas en el estuario (< 0.1 mM). En general, el flujo pulso llegó enriquecido en DOC y conforme las aguas fluían en el lecho del río se tornaban isotópicamente más ligeras. El $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ en las aguas de la presa Morelos en el NIB fue similar a lo encontrado en los pozos aledaños al lecho del RC. Comparando esto con las aguas estuarinas, presentaron bajas concentraciones de DOC y valores enriquecidos en ^{13}C (e. g. $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ más positivo), antes y después de que el flujo pulso llegara al océano (Figura 4-3).

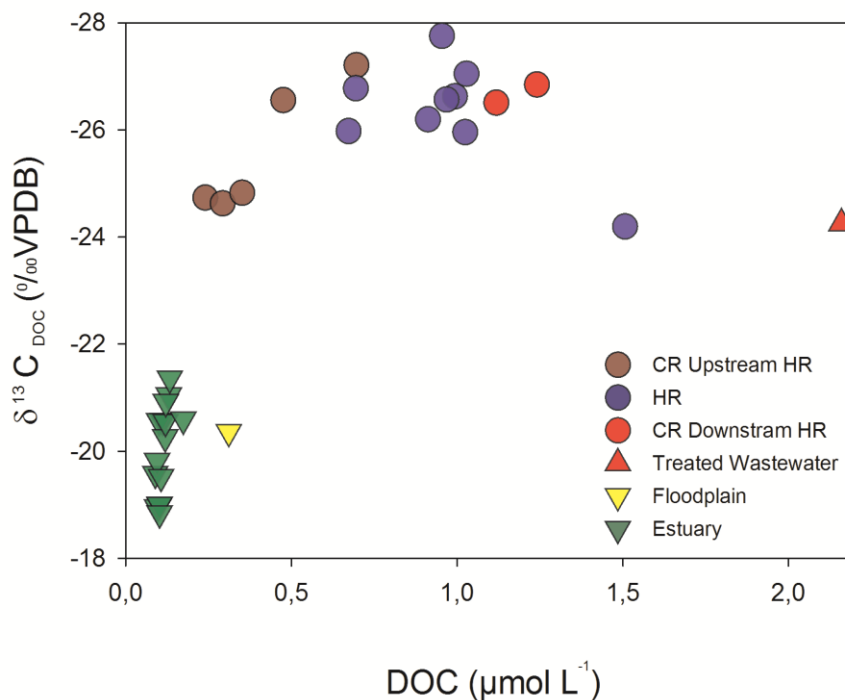


Figura 4- 3.- Concentraciones de DOC y $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ en pozos adyacentes al RC, el RH y los canales de marea del estuario durante la inundación del RC en 2014 (Daesslé et al., 2016b)

4.4.2 POC, PN, $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ y $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$

Las concentraciones de POC difieren significativamente entre el RH y RC. En la cabeza del RH, las concentraciones de POC fueron de 16.6 mg L^{-1} . Esta alta concentración se debió probablemente por los efluentes de la planta de tratamiento las Arenitas donde las concentraciones alcanzan hasta 44.1 mg L^{-1} . En la parte baja del RH, antes de mezclarse con las aguas del RC, las concentraciones de POC fueron todavía altas con 13.8 mg L^{-1} y después de la mezcla con las aguas del RC disminuyó a 4.4 mg L^{-1} (C8). Una característica distintiva en el RH es la alta turbidez debida a la materia particulada suspendida ($25\text{-}68 \text{ mg L}^{-1}$).

En contraste con el RH, la concentración de POC en las aguas del RC y del estuario estuvo siempre por debajo de 4 mg L^{-1} . Por ejemplo, las aguas de la presa Morelos presentaron una concentración de POC de 0.77 mg L^{-1} con un $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ of -25.7 ‰ . Sin embargo, todas las muestras de agua dulce fueron más negativas en $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ ya que estuvieron entre -28.0 a -34.5 ‰ . Esos valores son típicos de plantas terrestres C_3 , con las razones más negativas (-30 a 35 ‰). Valores más positivos $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ of -25.7 a -22.6 ‰ fueron encontrados en todas las muestras estuarinas, así como las menos negativas (-17.7 ‰) en el "canal B" (C7). Lo cual es indicativo de fuentes de fitoplancton para el POC en el estuario (Figura 4-4). Observaciones similares con una progresión de material terrígeno a estuarino fue reportado en el Mar de Irlanda por McKenzie et al. (2004).

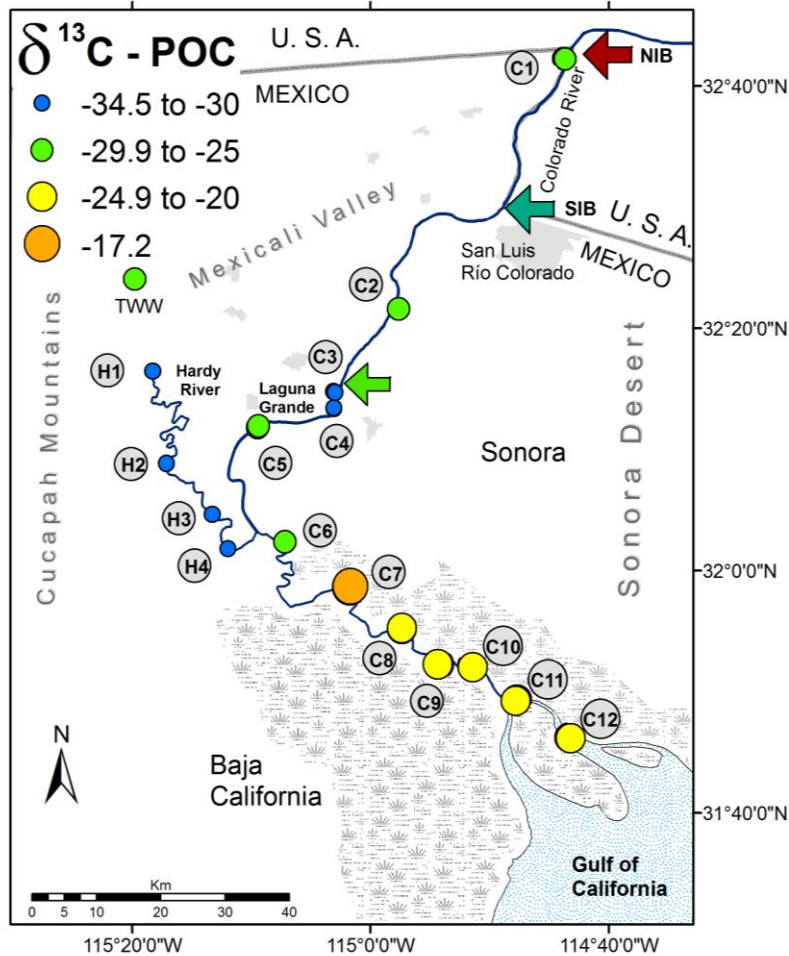


Figura 4- 4.- La razón $\delta^{13}\text{C-POC}$ en aguas durante o poco después del pulso de agua en diferentes sitios a lo largo del RC, pozos, RH y el estuario. Los sitios de liberación del pulso se describieron en la figura 4-1 (Daesslé et al., 2016b)

La abundancia de PN fue generalmente baja ($0.02 - 0.15 \text{ mg L}^{-1}$), las mayores concentraciones se encontraron en los efluentes de la planta de tratamiento y en la cabeza del RH ($0.30-0.74 \text{ mg L}^{-1}$). A lo largo del RC, el $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ fue significativamente más positivo cuando se compara con los valores en la presa Morelos $+0.77 \text{ ‰}$, en general, todo el RC al Norte y al Sur del sitio de mezcla con el RH se presentó esta condición ($\delta^{15}\text{N} = +7.05 \text{ a } +10.13 \text{ ‰}$). El RH presentó valores positivos de $\delta^{15}\text{N}$ de hasta $+24.3 \text{ ‰}$ el 20 de Marzo (Figura 4-5). En general, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en las aguas estuarinas variaron ligeramente entre $+6.6$ y $+8.4 \text{ ‰}$. Altos valores se encontraron en el sitio C7 en el canal B ($+10.75$

‰) y en una muestra anómala (C8) con $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ de +30.3 ‰. La razón C/N en el material particulado fue mayor en las aguas estuarinas y en las muestras del RH.

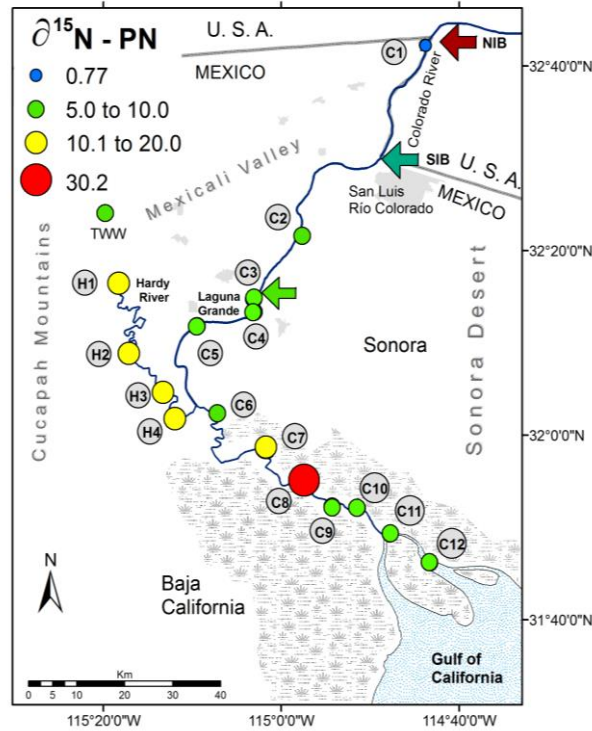


Figura 4- 5.- La razón $\delta^{15}\text{N-PN}$ en aguas durante o poco después del que el pulso de agua pasara por los diferentes sitios de muestreo en el RC, RH y el estuario (Daesslé et al., 2016b)

4.4.3 Clorofila-a

La productividad primaria en el estuario y en algunas muestras del río se estimó mediante la clorofila-a como proxy de la biomasa fitoplanctónica. Tres muestras fueron tomadas del estuario: una semana antes el 24 de Abril y dos semanas después el 29/30 de Mayo. Otras muestras fueron tomadas solo después de que el pulso llegara al estuario. Los valores de clorofila-a (Apéndice 3) son relativamente altos (1.7 – 31.7 mg m^{-3}). En el estuario, las mayores concentraciones fueron encontradas después del pulso, donde se incrementaron de 1.7 a 4.4 mg m^{-3} , 2.5 a 7.1 mg m^{-3} y 1.7 a 14.6 mg m^{-3} en los sitios C9, C10 y C11 respectivamente. En el canal B (C7), sitio dónde las aguas dulces ingresaron

al estuario, la concentración de Clorofila-a fue de 28.6 mg m^{-3} , el segundo valor más alto solo superado por una muestra estuarina (31.7 mg m^{-3}) 10 km sur del canal B.

4.4 Discusión

Previo a la construcción de grandes presas en Estados Unidos, el RC siempre ha sido considerado como la fuente principal de nutrientes hacia su estuario y hacia el alto golfo de California. De los datos disponibles, el RC en su entrada a México proveniente de Estados Unidos en el NIB tiene una concentración de N-NO_3 de $20.7 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2014 (este estudio), $26.8 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ en 2012 (Orozco et al., 2015) y solo $8.1 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ en 1974 (Minckley, 1979). No se encontraron reportes previos de la concentración de nutrientes antes de la construcción de presas en la cuenca baja del RC.

Gloss et al. (1980) explica la disminución de P y N disuelto de las aguas liberadas de la presa Glenn Canyon como resultado del reciclamiento y mineralización en las aguas profundas de ese reservorio. Durante el flujo pulso, la concentración de P-PO_4 fue baja en el RC ($< 0.28 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$) con una razón N:P de 80. Esto indica que las aguas que entran a México llegan empobrecidas en el contenido de P y por tal razón en este estudio no se encontraron procesos notables en que afecten la biogeoquímica del P en el río. La única entrada de P-PO_4 con alta concentración hacia las aguas superficiales en el área fueron las aguas tratadas que son vertidas en la cabeza del RH y las aguas marinas que entran por el estuario durante las mareas altas (Apéndice 2). Durante el pulso, después de que las aguas entraron al lecho del RC con una razón N:P de 80, la razón N:P disminuyó a <3 debido a la rápida disminución de N. El mismo comportamiento fue observado en el RH. Esto contrasta con las aguas oceánicas y estuarinas,

donde la estequiometría de N:P estuvo entre 9 y 12, y fue más cercano a la razón de Redfield de 16, ambos previo y después de que el pulso llegara al estuario.

Por otra lado, altas concentraciones de N-NH₄ se encontraron solo en las aguas tratadas y en la cabeza del RH (3103 y 205 μmol L⁻¹ respectivamente), mientras que en los otros sitios (excepto un pozo) las concentraciones de N-NH₄ fueron bajas (< 1 μmol L⁻¹). Esto hace evidente que los procesos biogeoquímicos provocan que rápidamente exista un empobrecimiento de las formas inorgánicas del N, tanto en las aguas del RC y de las aguas tratadas que entran en la cabeza del RH. Las bajas concentraciones del nitrógeno particulado encontradas en el área de estudio sugieren que se están llevando a cabo procesos de desnitrificación y/o existe una captación del nitrógeno por la vegetación ribereña y la vegetación de los humedales que pueden asimilar los nutrientes disueltos del RC y RH.

En general, las concentraciones de POC mostraron una correlación positiva con el DOC, pero no se correlacionan con alguna otra variable estudiada. Los incrementos en POC no necesariamente se deben a la formación de POC *in situ* producto de la productividad primaria, la cual es sustentada por nutrientes, sino que podría deberse a la re suspensión del material del lecho o de la rivera del RC. La composición δ¹³C_{POC} en las muestras del río sustenta la idea de que fuentes adicionales de POC pueden ingresar al RC y al RH y que probablemente también llegan a re suspenderse durante la inundación. Los valores más positivos δ¹³C_{POC} de -17.2 ‰ fueron encontrados en las aguas hipersalinas del “Canal B” que conecta el estuario con el RH-RC. Esta observación fue hecha solo dos semanas después de que el pulso llegara a este sitio y puede ser un indicador del incremento de la productividad primaria en esta zona. Todas las

muestras del río presentaron valores de la composición de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ en el intervalo de las plantas terrestres C_3 , mientras que los valores de $\delta^{13}\text{C}_{\text{DOC}}$ en las aguas estuarinas fueron más positivos, lo que sugiere una fuente fitoplanctónica del DOC.

Las razones de los isótopos estables del nitrógeno particulado en este estudio mostraron un amplio intervalo, con valores tan bajos como 0.77‰ en las aguas recién liberadas y con baja turbidez (SPM ~ 11 mg L⁻¹) en la presa Morelos, a un máximo de 30.3‰ en las aguas altamente turbias del estuario (SPM ~ 1000 mg L⁻¹) en la muestra en (C-8). Excluyendo esas dos muestras y todas las del RH, el intervalo de valores de $\delta^{15}\text{N}$ estuvo entre 5.9-12.6‰. El intervalo observado en los valores del $\delta^{15}\text{N}$ en el material particulado en nuestro estudio es similar al intervalo de 0.9 a 25.2‰ reportado por Herzka et al. (2013), para valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el material orgánico particulado de muestras colectadas en humedales y aguas costeras del delta del RC. Tal variabilidad no es inesperada como se demuestra en un meta-análisis por Peipcoh et al., (2012) quienes reportan que la variabilidad en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en fuentes basales de ecosistemas fluviales incrementa en sistemas influenciados por la agricultura y actividades humanas.

Ambientes deltaicos con influencias agrícolas como el delta del río Sacramento-San Joaquin en la bahía de San Francisco muestran esa gran variabilidad isotópica en el seston y los productores primarios (Cloern et al., 2002). El intervalo de valores de $\delta^{15}\text{N}$ refleja la heterogeneidad en la composición de fuentes particuladas de N así como las diferencias en la magnitud de los efectos de los procesos biogeoquímicos en el ciclo del N el cual determina el grado del fraccionamiento isotópico del N (ver Kendall et al., 2007).

En el caso del RC antes de la confluencia con el RH, las partículas notablemente se enriquecen en ^{15}N en el trayecto de la presa Morelos hacia la estación C4; este enriquecimiento coincide con el incremento en la razón C/N y una disminución en los valores del $\delta^{13}\text{C}$, mientras las concentraciones SPM permanecieron relativamente bajas y constantes ($3.5 - 10.8 \text{ mg L}^{-1}$). Esta observación sugiere que conforme el agua se mueve del sitio de vertido, las partículas con composición ligera de $\delta^{15}\text{N}$ fueron reemplazadas por partículas con materia orgánica más refractaria. Esto se debe probablemente a que las partículas acumuladas en el lecho seco del río previo al pulso eran detritos altamente diagenetizados. Los altas razones C/N combinadas con los bajos valores del $\delta^{13}\text{C}$ pueden estar relacionados con restos de madera y/o restos de plantas limitadas en nitrógeno y la degradación de plantas rivereñas puede provocar el rápido incremento en el $\delta^{15}\text{N}$ en sus detritos (Findlay and Kendall, 2007). Este patrón espacial en la composición del material orgánico particulado a lo largo del RC no fué continuo hacia la estación C5 debido a que al momento de la colección de las muestras este sitio se encontraba parcialmente diluido con agua dulce liberada el 2 de Mayo.

En comparación con el RC, el material particulado suspendido fue más abundante (SPM $27-78 \text{ mg L}^{-1}$) en el RH, asimismo presentó el más alto porcentaje de carbono orgánico y el mayor intervalo de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ (11.3 a 24.3‰) del área de estudio. A pesar del relativamente alto contenido de carbono orgánico en el material suspendido en el RH, la razón C/N ($37-163$) fue mayor que todas las encontradas en el RC, lo que indica una fuerte abatimiento del contenido de nitrógeno. Además, el $\delta^{15}\text{N}$ en las aguas residuales tratadas fue bajo, y su contenido de PN notablemente mayor al de todas las muestras en el

RH, incluyendo la muestra RH1 en la cabeza del río la cual contiene una gran contribución de agua residual como lo indica la alta concentración de amonio en sus aguas. El alto $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ en el RH es indicativo de que el material particulado proviene de otras fuentes además de las aguas tratadas y/o del fuerte enriquecimiento *in situ* de ^{15}N asociado a los procesos biogeoquímicos. El RH se origina de drenajes agrícolas y tierras de cultivo de donde pueden lavarse partículas que pueden contener abono el cual presenta valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el intervalo de 10 a 30 ‰ (Lerman y Clauer, 2011; Kendall, 1998). Sin embargo, la concentración de nitrógeno particulado en el RH fue muy baja para explicar un aporte significativo de PN hacia el RH. Además, las formas disueltas de nitrógeno, tales como el nitrato, el nitrito y el amonio, son agotadas rápidamente por captación biológica y/o por procesos abióticos. En las zonas ribereñas, la desnitrificación tiende a ser el proceso dominante para el enriquecimiento de ^{15}N (Bedard-Haughn et al., 2003) lo que podría causar un incremento exponencial de $\delta^{15}\text{N}$ en el nitrato residual (15 a 30 ‰) conforme disminuye la concentración de nitrato (Kendall y Doctor, 2011), y la asimilación de este nitrato residual por las algas puede causar altos valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$. Asimismo, la asimilación microbiana de NH_4 discrimina al ^{15}N por lo tanto valores altos de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ pueden encontrarse con alta biomasa microbiana y bajas concentraciones de NH_4 (De Brabandere et al., 2002). La volatilización de amonio en la planta de tratamiento Las Arenitas, incluyendo su humedal es un proceso de enriquecimiento de ^{15}N que no se puede pasar por alto. En general, la volatilización del amonio resulta en un fraccionamiento de $\sim 25\text{‰}$ (Kendall et al., 2007; Lee et al., 2011), lo que permite la predominancia de amonio pesado el cual puede ser utilizado aguas abajo en el RH por los productores primarios, lo que generaría una señal pesada

en el SPM resultante. Este proceso puede ser particularmente importante en una zona de extrema evaporación como lo es el delta del río Colorado, donde las tasas de evaporación exceden los 2 m al año (Cohen et al., 2001).

Mientras el material particulado en la confluencia del RC y del RH (estación C6) mostró valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ que sugieren una mezcla de ambas fuentes, la concentración de SPM fue similar a las muestras adyacentes del RH. Además, la conductividad específica en la muestra C6 fue mayor que en las muestras C5 y H4 lo que indica que en la confluencia RC-RH, el impacto del flujo pulso no fue lo suficientemente grande como para sobrepasar la señal de la evaporación local o la mezcla con las aguas estuarinas hipersalinas. Al momento del muestreo en el canal B (Mayo 30), los efectos del flujo pulso no fueron evidentes debido a que este sitio fue el más hipersalino de los sitios estudiados, asimismo representa la cabeza del sistema estuarino. Aunque la concentración de SPM en este sitio fue mayor que en todas las muestras aguas arriba, fue menor que en las aguas altamente turbias río abajo. En comparación con las estaciones más al sur, en el Canal B la razón C/N fue baja y el $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ presentó valores típicos de las aguas arriba mientras que la clorofila fue alta, lo que sugiere que la productividad local puede ser una fuente dominante de PN. En las estaciones C8 a C12 se encontraron los típicos valores de material particulado para sistemas estuarinos altamente turbios (Apéndice 3) donde el material particulado está principalmente compuesto de sedimentos re-suspendidos (Carrquiry et al. 2011). Esas partículas fueron las que mayor abatimiento de N presentaron en toda el área de estudio como se indica por las razones C/N en el intervalo 111-283.

Un valor alto de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ se observó en SPM de la muestra C8 (+30.3 ‰) la cual se localizó en la planicie de marea. Es probable que el pulso de las aguas del

RC y/o corrientes de marea resuspendiera sedimentos superficiales de la zona intermareal (con una razón alta de C/N) acompañados por las mayores concentraciones de clorofila, indicativo de una mezcla de sedimentos recientes y relativamente degradados (bajo contenido en nitrógeno). Por ello, el alto valor de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ puede deberse a procesos que conducen al agotamiento de nitrógeno durante la degradación de la materia orgánica en el sedimento. Una posible explicación de tales valores puede deberse a la asimilación biológica por las plantas/algas acuáticas de NH_4 pesado resultante de la volatilización de amonio disuelto hacia el aire (Lee et al., 2011) o NO_3 pesado proveniente de la desnitrificación (Barford et al. 1999). Variaciones estacionales e incluso diarias (mareas) entre condiciones húmedas y condiciones secas pueden crear las condiciones que aceleren esos procesos, el rastrear esos efectos podría ser objeto de estudio en futuros estudios en sedimentos superficiales de la planicie de marea (Struck et al. 2000). De la estación C9 a C12 el $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ varió en un estrecho intervalo (6.62-8.37‰) como se esperaría por la intensa mezcla por mareas. Esos valores fueron cercanos al intervalo reportado por Herzka et al. (2013) en los humedales de la ciénega de Santa Clara (5.3-8.2‰) y menores que en los humedales cercanos a la boca del RC (10.1–14.3‰) cercanos a la estación C12 reportado por esos autores. Los valores reportados en este estudio se encontraron en el intervalo de fitoplancton estuarino-marino para la bahía de San Francisco (Cloern et al., 2002). El $\delta^{13}\text{C}_{\text{POC}}$ de las muestras estuarinas en nuestro estudio sugiere que el material orgánico se encuentra dominado por detritos del fitoplancton probablemente de origen oceánico, por lo que nuestros resultados deberían ser similares a los reportados por Herzka et al. (2013) para la boca del estuario. Sin embargo, la composición de isótopos estables de la

POM en los sistemas estuarinos puede ser muy variable tanto temporal como espacialmente (Hoffman and Bronk, 2006). En el caso del delta del río Colorado, la gran heterogeneidad temporal y espacial requiere estudios a mayor detalle en el área de estudio para entender la composición del $\delta^{15}\text{N}$ del POM.

La concentración de Clorofila a antes de que el pulso llegara al estuario fue similar a lo reportado en trabajos previos sin flujo del RC hacia el estuario (Santa María del Ángel et al., 1996; Millán-Nuñez et al., 1999). Sin embargo, dos semanas después de que el pulso hiciera contacto con el estuario, la clorofila a presentó valores mayores a las concentraciones superiores de 18.2 mg m^{-3} reportadas por Millán Nuñez et al. (1999). Aunque no existe evidencia del incremento en la concentración de nutrientes (este estudio) y no se haya observado una mezcla significativa con agua dulce (Daesslé, et al., 2016a) del pulso, y la descarga de agua al estuario fue muy baja ($<1\%$; IBWC, 2014) solo se puede especular acerca de los efectos probables del flujo pulso en la productividad primaria estuarina.

4.6 Conclusiones

El flujo pulso sobre el lecho seco del río Colorado inició en la presa Morelos en el límite internacional Estados Unidos-México, conforme las aguas fluían hacia el sur rápidamente fueron abatidas en nitratos (de 21 a $0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$). Por su parte el carbono orgánico disuelto proveniente de las plantas terrestres C_3 se enriqueció y se tornó isotópicamente en $\delta^{13}\text{C}$ ligero. La disminución del nitrógeno disuelto pudo ser causada por una rápida captación biológica de la vegetación y/o por la desnitrificación en la zona ribereña y en los humedales.

En el sitio de mezcla con el RH, las aguas del pulso a lo largo del RC mezcladas con los flujos de retorno de la agricultura, presentaron una anomalía positiva en los valores de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ (+25 ‰) y bajas concentraciones de N-NH_4 . Valores positivos de $\delta^{15}\text{N}_{\text{PN}}$ probablemente son causados por la asimilación microbiana de NH_4 y discriminación de ^{15}N y/o volatilización de amonio.

La zona más al norte de los canales de marea presentó una composición de $\delta^{13}\text{C}$ típica de fitoplancton marino. Sin embargo, la productividad primaria medida mediante la clorofila a antes y después de que el pulso llegara al estuario indica que el pulso probablemente no tuvo un impacto en el ambiente costero, y este solo pudo ser medido dos semanas después de que el pulso finalizó. La concentración de nutrientes disueltos en el estuario fue menos de la mitad a lo reportado en 1993 y 2001, la causa de esto debe ser aun investigada.

4.7 Literatura Citada

- Barford, C.C., et al. 1999. Steady state nitrogen isotope effects of N and NO production in *Paracoccus denitrificans*. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:989–994.
- Bedard Haughn, A., et al. 2003. Tracing ^{15}N through landscapes: potential uses and precautions. *J Hydrol.* 272: 175-190, [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00263-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00263-9)
- Carrquiry J.D., et al. 2011. The effects of damming on the materials flux in the Colorado River delta. *Environ Earth Sci.* 62:1407-1418, <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-010-0626-z>
- Cloern J.E., et al. 2002. Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system. *Limnol Oceanogr.* 47: 713-729, <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2002.47.3.0713>
- Cohen, M.J., et al. 2001. A preliminary water balance for the Colorado River delta, 1992-1998. *J Arid Environ.* 49:35-48, <http://dx.doi.org/10.1006/jare.2001.0834>.
- Daesslé, L.W. et al., 2016a. The 2014 water release into the arid Colorado River delta and associated water losses by evaporation. *Sci Total Environ.* 542: 586–590 <http://148.231.10.114:2069/10.1016/j.scitotenv.2015.09.157>
- Daesslé, L.W., et al. 2016b. Sources and sinks of nutrients, and organic carbon during the 2014 pulse flow of the Colorado River into Mexico. *Ecol Eng* (En Prensa). doi:10.1016/j.ecoleng.2016.02.018

- De Brabandere, L., et al. 2002. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ dynamics of suspended organic matter in freshwater and brackish waters of the Scheldt estuary. *J Sea Res.* 48:1-15, [http://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101\(02\)00132-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101(02)00132-6)
- Finlay, J. C. y Kendall, C., 2007. Stable Isotope Tracing of Temporal and Spatial Variability in Organic Matter Sources to Freshwater Ecosystems. In: Michener, R., Lajtha, K. (Eds), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*, Second Edition Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK. pp. 283-333.
- Galindo-Bect, M. S., et al. 2000. Penaeid shrimp landing in the Upper Gulf of California in relation to Colorado River freshwater discharge. *Fish Bull.* 98:222–225.
- Galindo Bect M. S., et al. 2013a. La vaquita marina (*Phocoena sinus*) y la totoaba (*Totoaba Macdonald*) especies en peligro de extinción del alto golfo de California. In: Valdéz Gardea, G. C., Galindo Bect, M.S. (Eds.). *Pesquerías Globalizadas*. Colson-UABC. Hermosillo, Sonora, pp. 65-91.
- Galindo-Bect, M.S., et al. 2013b. The Use of Urban Wastewater for the Colorado River Delta Restoration. *Proc Environ Sci.* 18:829 – 835, <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2013.04.111>
- Gloss S.P. et al., 1980. Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a large reservoir. *Limnol Oceanogr.* 25:219-228, <http://dx.doi.org/10.4319/lo.1980.25.2.0219>.
- Hernández Ayón J.M., et al. 1993. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River Delta. *Estuar Coast Shelf S.* 37: 593-602, <http://dx.doi.org/10.1006/ecss.1993.1075>
- Herzka, S., et al. 2013. Stable isotope ratios of egg albumen of three waterbird species nesting in the Colorado River Delta indicate differences in foraging ground and isotopic niche breadth. *Aquatic Conserv: Mar. Fresh Ecosyst.* 23: 546–563, <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2326>
- Hoffman J.C. y Bronk D.A. 2006. Interannual variation in stable carbon and nitrogen isotope biogeochemistry of the Mattaponi River, Virginia. *Limnol. Oceanogr.*, 51:2319–2332
- IBWC. 2014 Minute 319 Colorado River Delta Environmental Flows Monitoring, Initial Progress Report. International Boundary and Water Commission USA-Mexico. <http://www.ibwc.gov/EMD/Min319Monitoring.pdf> (Consultado: Agosto 2015)
- Kendall, C., 1998. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In: *Isotope tracers in catchment Hydrology*. In: Cook, P., Herzceg, A. (Eds.). Kluwer Academic. Norwell, MA. pp. 261-298.
- Kendall C. y Doctor D.H., 2011. Stable isotope applications in Hydrologic Studies. In: Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.). *Isotope Geochemistry: A derivative of the Treatise on Geochemistry*, Elsevier, pp. 181-226.
- Kendall, C., et al. 2007. Tracing Anthropogenic Inputs of Nitrogen to Ecosystems. In: Michener, R., Lajtha, K. (Eds) *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*, Second Edition Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK. pp. 375-449.
- Lee, Ch., et al. 2011. Nitrogen Isotope Fractionation and Origin of Ammonia Nitrogen Volatilized from Cattle Manure in Simulated Storage. *Atmosphere.* 256-270, <http://dx.doi.org/10.3390/atmos2030256>

- Lerman, A. y Clauer, N., 2011. Stable isotopes in the sedimentary record. In: Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.). *Isotope Geochemistry: A derivative of the Treatise on Geochemistry*, Elsevier, pp. 285-336.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol Oceanogr.* 12: 343-346.
- MacKenzie, A.B., et al. 2004. ^{14}C and $\delta^{13}\text{C}$ characteristics of organic matter and carbonate in saltmarsh sediments from south west Scotland. *J. Environ Mon.* 6: 441-447, <http://dx.doi.org/10.1039/B315766K>
- Mariotti, A., 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ^{15}N abundance measurements. *Nature* 303: 685-687 <http://dx.doi.org/10.1038/303685a0>
- Millán Núñez R. y Álvarez Borrego S. 1978. Ecuaciones espectrofotométricas tricromáticas para la determinación de clorofilas a, b y c y sus feofitinas. *Cienc. Mar.*, 5: pp. 47-55
- Millán Núñez, R., et al. 1999. The Colorado River delta: a high primary productivity ecosystem. *Cienc Mar.* 25:509-540.
- Minckley W.L., 1979. *Aquatic habitats and fishes of the lower Colorado River, southern United States*. U.S. Bur. Rec, Lower Colo. Reg., Boulder City, NV. 173 pp.
- Nieto García E., 1998. Nutrientes en el norte del golfo de California durante condiciones estuarinas y antiestuarinas. MSc thesis, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California, 130 pp.

- Orozco, A., et al. 2015. Turnover and release of P-, N-, Si- nutrients in the Mexicali Valley (Mexico): interactions between the lower Colorado River and adjacent ground- and surface water systems. *Sci Tot Environ.* 512:185-193, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.016>
- Peipoch, M., et al. 2012. Variability in the $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance of basal resources in fluvial ecosystems: a meta-analysis. *Freshwater Sci.* 31: 1003-1015, <http://dx.doi.org/10.1899/11-157.1>
- Pérez Arvizu, E.M., et al. 2013. Variabilidad estacional de la clorofila a y su respuesta a condiciones El Niño y La Niña en el Norte del Golfo de California. *Rev Biol Mar Oceanogr.* 48: 131-141, <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572013000100011>
- Postel, S., 2014. A Sacred Reunion: The Colorado River Returns to the Sea. National Geographic's Freshwater Initiative in Water Currents on May 19, 2014. National Geographic Neswatch 29 May 2014. <http://voices.nationalgeographic.com/2014/05/19/a-sacred-reunion-the-colorado-river-returns-to-the-sea/>
- Ramírez León, et al. 2015. Nutrient input from the Colorado River to the northern Gulf of California is not required to maintain a productive pelagic ecosystem. *Cienc Mar.* 41:169-188, <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v41i2.2483>
- Santamaria del Angel, E., et al. 1996. Effect of turbidity on primary productivity at two stations in the area of the Colorado River delta. *Cienc Mar.* 22: 483-493.
- St-Jean, G., 2003. Automated quantitative and isotopic (^{13}C) analysis of dissolved inorganic carbon and dissolved organic carbon in continuous-flow using a total organic carbon analyser. *Rapid Commun Mass Spectrom.* 17: 419-428, <http://dx.doi.org/10.1002/rcm.926>
- Struck, U., et al. 2000. Records of southern and central Baltic Sea eutrophication in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of sedimentary organic matter. *Mar Geol.* 164:157-171, [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-3227\(99\)00135-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-3227(99)00135-8)
- Valdés Casillas C., et al. 1998. Information Database and Local Outreach Program for the Restoration of the Hardy River Wetlands, Lower Colorado River Delta, Baja California and Sonora, Mexico. A report to the North American Wetlands Council. <http://www.sci.sdsu.edu/salton/InfoDatabaseRioHardy.html> (accessed July 2015)
- Van Geldern, R., et al. 2013. Stable carbon isotope analysis of dissolved inorganic carbon (DIC) and dissolved organic carbon (DOC) in natural waters - Results from a worldwide proficiency test. *Rapid Commun Mass Spectrom.* 27: 2099-2107, <http://dx.doi.org/10.1002/rcm.6665>
- Witze A., 2014. Water returns to arid Colorado River delta: US–Mexico agreement paves the way for a rare environmental test. *Nature* 507: 286-287, <http://dx.doi.org/10.1038/507286>

Capítulo 5

Las aguas liberadas en el delta del río Colorado en el 2014 y las pérdidas asociadas a la evaporación

5.1 Resumen

Por primera vez en la historia, se liberó agua de forma intencional con propósitos de restauración ambiental en los 160 km finales de la cuenca del río Colorado, al sur de la frontera México-Estados Unidos. Entre marzo y mayo de 2014 se liberó en tres sitios un volumen de $130 \times 10^6 \text{ m}^3$ para evaluar el efecto en el ecosistema ribereño a lo largo del curso del río hasta alcanzar el estuario. El último trecho del río Colorado en los últimos 50 años no había recibido aportes constantes de agua debido a la construcción de presas en la cuenca alta. Durante el flujo pulso la mayor parte de agua se perdió y solo un 1% llegó al océano. Algunas pérdidas de agua pueden ser atribuidas a la evapotranspiración, biomasa, infiltración hacia el acuífero y evaporación. Empleando datos de isótopos estables de oxígeno y deuterio, se pudo cuantificar la evaporación de hasta 16.1 a 17.3 % del agua originalmente liberada en los primeros 80 km al sur de la presa Morelos.

5.2 Introducción

En los últimos 50 años el crecimiento de la población en el suroeste de Estados Unidos y del noroeste de México ha propiciado que se desarrollen diversas estrategias para el manejo y control de las aguas del río Colorado, que es la principal fuente de agua de la zona. Entre las estrategias que se han empleado destacan la regulación de su flujo para generar energía eléctrica y la construcción de presas para derivar sus aguas hacia los centros urbanos o hacia los campos agrícolas. Ejemplo de estas obras son las presas Hoover, Glenn Canyon y

Morelos. Salvo algunos flujos ocasionales, estas obras han detenido por completo el flujo del río Colorado hacia el golfo de California. El último flujo ocurrió en el año 2000 (IBWC, 2014). Las consecuencias de esta falta del flujo del río Colorado son evidentes principalmente por la disminución de la superficie de los humedales en el delta. Sin embargo, los efectos en el ecosistema marino aun no han sido entendidos completamente (Orozco Durán et al., 2015). A pesar de la falta de aportes de agua dulce, se ha documentado una alta disponibilidad de nutrientes en la parte marina del delta del río (Hernández Ayón et al., 1993; Carriquiry et al., 2011; Galindo Bect et al., 2013). Asimismo esta productividad primaria en parte da sustento a las pesquerías en el alto golfo de California.

Durante la primavera de 2014 fue programada la liberación de $130 \times 10^6 \text{ m}^3$ de agua a través de la frontera México-Estados por 8 semanas. Esta cantidad representa menos del 1 % del flujo promedio anual del RC antes de la construcción de las grandes presas en la cuenca del río (Witze, 2014). El objetivo de este experimento fue simular el deshielo de primavera y observar la respuesta del ecosistema a las condiciones de humedad que traería consigo el flujo pulso, así mismo propiciar la germinación de plantas endémicas del delta del RC como lo son álamos y sauces y con ello restaurar parcialmente el hábitat ribereño en el delta del RC. El 15 de Mayo dos semanas después de finalizado el flujo pulso, las aguas liberadas llegaron al mar por conducto de un canal artificial de 5 m de ancho (Nelson et al., 2013; Postel, 2014; Orozco Durán et al., 2015). Esta estructura se construyó en 2012 para permitir la descarga del RC hacia el estuario, sin embargo, también ha habilitado el ingreso de las aguas marinas hacia la parte baja del RC durante las mareas vivas (Canal B o sitio C7 en la Figura 5-1).

El evento del flujo pulso se dividió en tres etapas y el agua se liberó en diferentes sitios a lo largo del lecho del RC en el valle de Mexicali en la primavera del 2014 (Figura 5-1):

102 x 10⁶ m³ del 23 de Marzo al 17 de abril a través de la presa Morelos en la Frontera Internacional (NIB).

21 x 10⁶m³ del 13 de Abril al 1 de Mayo, 36.8 km al sur de la presa Morelos en el sitio de vertido del km 27 a través del canal

9 x 10⁶ m³ del 3 al 18 de Mayo en el sitio de vertimiento del km 18 del canal Barrote, 78 km río debajo de la presa Morelos.

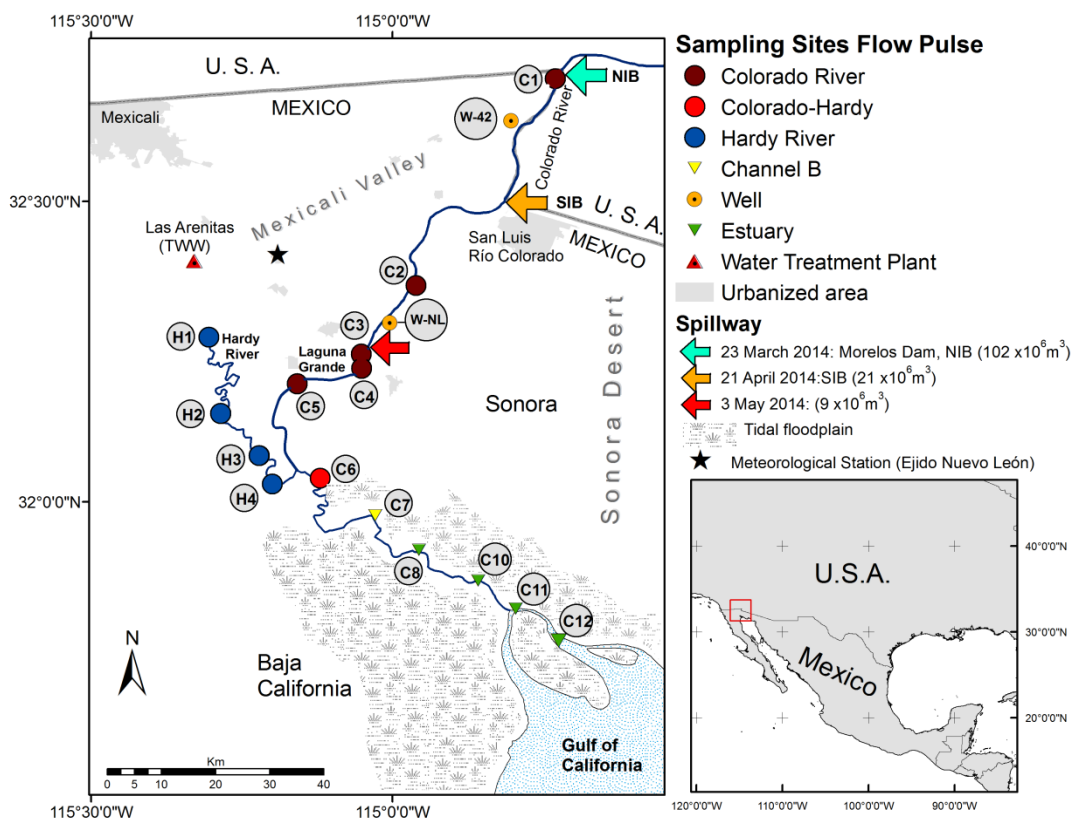


Figura 5- 1.- Sitios de muestreo durante el flujo pulso a lo largo del CR y su estuario: las flechas muestran los sitios de liberación de agua NIB– Límite Internacional Norte (presa Morelos) (Daesslé et al., 2016)

5.3 Metodología

5.3.1 Trabajo de campo

Durante el evento flujo pulso se colectaron muestras de agua en 4 diferentes fechas conforme las aguas liberadas en el lecho del RC fluían hacia el sur. Las muestras se colectaron en botellas de polietileno de alta densidad (HDPE), sin burbuja de aire y permanecieron cerradas hasta su análisis. La conductividad específica, temperatura, pH y oxígeno disuelto se midió *in situ* con una sonda YSI 6600 sensor (YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA).

5.3.2 Análisis de Isótopos estables

El análisis de las muestras de agua para isótopos estables se realizó mediante espectroscopía de infrarojo (IRIS) (L 1102-i CRDS, Picarro Inc., Santa Clara, CA, USA), en el Geocentro de Baviera del Norte de la Universidad de Erlangen-Nürnberg. Se corrigieron muestras al azar para evitar el efecto de memoria entre cada muestra; asimismo se midieron y normalizaron con estándares de VSMOW/SLAP (Vienna Standard Mean Ocean Water / Standard Light Antarctic Precipitation) y se les asignó valores de 0 ‰ y -55.5 ‰ ($\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$) / 0 ‰ y -427.5 ‰ ($\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$) a VSMOW2 y SLAP2, respectivamente.

Para normalización, se calibraron con agua VSMOW2 y SLAP2 de dos laboratorios de referencia en cada corrida. La precisión fue mayor a ± 0.1 ‰ y ± 1.0 ‰ (1σ) para $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ y $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$, respectivamente. Para una descripción detallada del procedimiento analítico se puede consultar Van Geldern y Barth (2012).

5.3.3 Porcentaje de evaporación

Las pérdidas por evaporación fueron calculadas basándose en el modelo teórico de Craig y Gordon (1965) (C-G) modificado por Horita (2008). Los cálculos fueron realizados con el software Hydrocalculator desarrollado por Skrzypec et al. (2015) para un modelo no estático, donde los volúmenes de agua que entran cambian con el tiempo y no existen entradas adicionales. Aproximaciones similares para las pérdidas por evaporación han sido realizadas en lagos por Gibson (2002).

Los valores $\delta^{18}\text{O}$ del pulso de agua conforme se movía en el lecho del río fueron comparados con la razón isotópica inicial de la presa Morelos (sitio C1). La humedad relativa del aire para la zona fue tomada de la estación meteorológica más cercana (estación meteorológica No. 760400) 32.4°N y 115.18°W, altitud 11 m, en el Ejido Nuevo León (Figura 5-1). La humedad relativa en el aire fue de 45% el 24 de Abril, 35% y 55% para el 14 y 29 de Mayo respectivamente. La composición isotópica $\delta^{18}\text{O}$ y δD en la humedad del aire para este sitio fue calculada con el calculador en línea de la composición isotópica de la precipitación (OPIC; Bowen 2015 y Bowen y Revenaugh, 2003): -18‰ ($\delta^{18}\text{O}$), y -3.5‰ (δD) para Abril, -25‰ ($\delta^{18}\text{O}$) y -4.3‰ (δD) para Mayo. La humedad en el aire fue ajustada para la línea local de evaporación (LEL) con una pendiente de 4.8 como se menciona más adelante en este texto. Asumiendo un sistema con condiciones abiertas se obtuvo una estimación de la fracción del agua que se evapora del reservorio inicial (expresada como porcentaje) hasta un sitio específico de muestreo. Nótese que algunos procesos como la infiltración o la absorción de agua por las plantas no tienen influencia en el valor isotópico.

5.4 Resultados y discusiones

El lecho seco del RC se une al río Hardy (RH) poco antes de su entrada al estuario. El RH continuamente lleva aguas de los drenajes agrícolas y desde 2007, aguas de la planta de tratamiento secundario. Este río es el principal cuerpo de agua superficial al oeste de delta del RC y comúnmente se mezcla con las aguas marinas durante las mareas vivas en la planicie de marea cercana a la boca del río. El 14 de Abril de 2014, el flujo pulso llegó a Laguna Grande (IBWC, 2014) al sur del sitio de muestreo C4 (Figura 5-1; Apéndice 4). De este sitio, el tercer y último vertimiento del pulso fue liberado el 3 de Mayo y el 14 de mayo las aguas del río habían alcanzado el RH y sus múltiples meandros. Al mismo tiempo, se inundaron los meandros poco profundos cercanos a la boca del río.

Los isótopos estables de oxígeno e hidrógeno en las moléculas de agua ($\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ y $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$) pueden indicar procesos de mezcla entre diferentes masas de agua y permite identificar la cantidad de agua del flujo pulso que se perdió por medio de la evaporación. Antes del flujo pulso, existía poca información disponible acerca de los isótopos estables en el área de estudio. En el primer estudio sobre isótopos en el área emplearon los isótopos de $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ y $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ para identificar el origen de la salinidad en el agua subterránea del valle de Mexicali y reportaron valores isotópicos de -12.2 ‰ para $\delta^{18}\text{O}$ y -99 ‰ para $\delta^2\text{H}$ (Payne et al., 1979). Las aguas subterráneas en la cuenca baja del RC comúnmente se encuentran mezcladas isotópicamente con aguas pre-presas y aguas post-presas (Bradley et al., 2004). La evaporación de aguas modernas en los diversos reservorios es la principal responsable del enriquecimiento de los isótopos pesados en las aguas subterráneas y superficiales de la región. El agua en la zona suroeste de

la cuenca del RC, adyacente a la frontera México-Estados Unidos, se caracteriza por tener el menor valor en exceso de deuterio para los ríos de Estados Unidos, lo cual indica que el agua en esta región se encuentra ampliamente influenciada por evaporación antes de entrar a México (Kendall and Coplen, 2001).

Los valores isotópicos en las muestras que se colectaron durante el pulso del RC y del RH indican una evaporación significativa y una regresión lineal definida por la línea de evaporación de $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}} = (4.8 \pm 0.2) \times \delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}} - (41.6 \pm 2.2)$ ($r^2 = 0.97$). Esto es consistente con el incremento en la conductividad eléctrica de las aguas del pulso que fluían hacia el sur. Los valores $^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ y $\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ de -12.6 ‰ y -102.4 ‰ para el RC (sitio C1) en el NIB son similares a los reportados en 1974, asimismo aquellos que se obtuvieron en las aguas subterráneas en este estudio (Payne et al., 1979). Por otra parte, las aguas hipersalinas en la cabeza del estuario en el Canal B (Sitio 7 en Figura 5-1) probablemente provienen de aguas marinas enriquecidas debido a la evaporación. Esto indica la relación lineal de evaporación propia del agua Marina, del estuario y el Canal B (Figura 5-2).

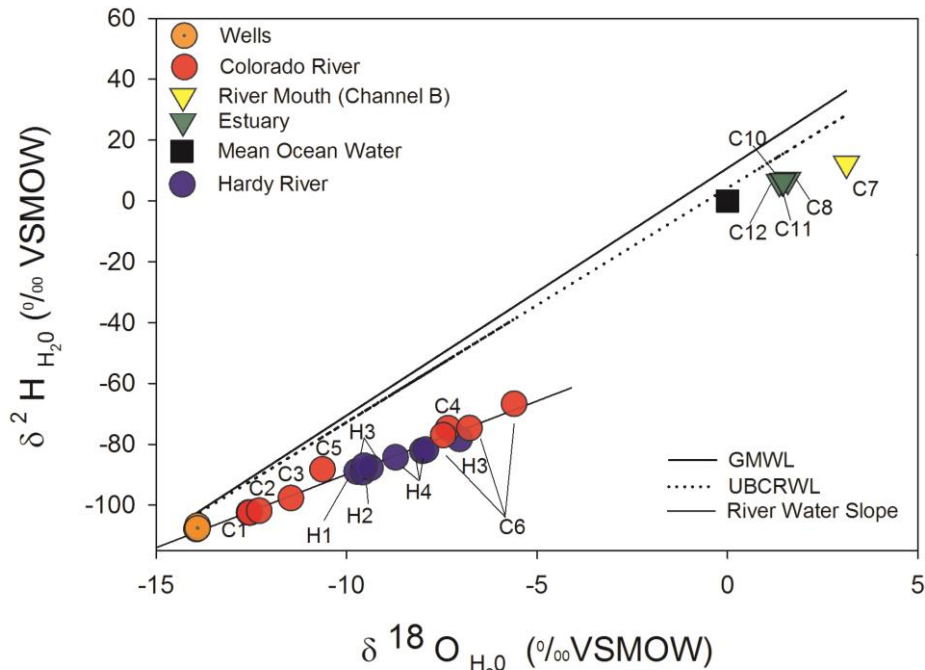


Figura 5- 2.- Composición de los isótopos estables de oxígeno e hidrógeno en las muestras de agua, se muestra la línea de evaporación de las aguas del río conforme avanzan a través del lecho del río, de su composición original similar a las aguas subterráneas que también se grafican muy cercano a la Línea Global de Agua Meteorica (GMWL) (Craig, 1961) y la Línea Meteorica del Agua de la Cuenca Alta del RC (UBCRWL) (Shope and Gerner, 2014). Las aguas estuarinas así como las muestras del Canal B en la planicie de marea se muestran muy cercanas a la composición del agua oceánica (~ 0‰). La posición separada de las aguas del pulso del río Colorado en la gráfica indican una mezcla con las aguas estuarinas (Daesslé et al., 2016).

Dos semanas después de que se reportó el contacto del agua dulce con las aguas que entran por la marea en el Canal B, no se encontró evidencia mediante isótopos estables del agua fluvial, debido probablemente a que el pulso cuando

se mezcló con aguas estuarinas se hizo indetectable su señal debido a la pequeña cantidad de volumen relativo a las aguas marinas. En lo que respecta a la evaporación, las aguas estuarinas tuvieron su propia historia esto debido a que al momento del muestreo no se encontró relación con las aguas del pulso del RC (Figura 5-2). Observaciones en campo estimaron que menos del 1% del flujo pulso alcanzó las aguas marinas (IBWC, 2014).

La pérdida por evaporación durante el flujo pulso se calculó con la medición de los valores isotópicos de oxígeno e hidrógeno en las aguas del río y en su entrada a México. El agua del RC del primer sitio de descarga en la presa Morelos (NIB) se empleó como el valor del reservorio inicial del RC y del curso del río antes de su unión con el RH. Esas aguas presentaron una conductividad de 1.095 mS cm^{-1} y un valor de $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ de -12.6 ‰ y de $\delta\text{D}_{\text{H}_2\text{O}}$ de -102.4 ‰ . Durante el muestreo del 24 de Abril de 2014 y en las dos primeras etapas del flujo pulso, los sitios C2 y C3 mostraron un incremento sucesivo en la conductividad de 1.17 a 1.75 mS cm^{-1} y su correspondiente incremento en los valores de $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ de -12.3 a -11.5 ‰ (-101.8 a -97.6 para $\delta\text{D}_{\text{H}_2\text{O}}$). Trasladando el enriquecimiento en el isótopo ^{18}O , se calcula que la pérdida de agua por evaporación es de 0.4 y 3.1% con respecto a la masa de agua liberada en la presa Morelos. Esos valores fueron similares a los calculados con δD , que muestran una pérdida por evaporación de 0.9 y 4.5% de la masa original de agua de los sitios C2 y C3, respectivamente. El sitio C4 es una ramificación del río y sigue siendo incierta la forma en que el pulso influenció sus aguas. Para este sitio, la evaporación calculada fue de 16.1 y 17.3% para los valores de entrada de $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ y $\delta\text{D}_{\text{H}_2\text{O}}$. Sin embargo, esta ramificación del río en el sitio de restauración Laguna Grande es permanente y también puede ser alimentada por agua de pozos y de canales de riego agrícola,

los cuales tienen su fuente de la presa Morelos. De ser así, la pérdida por evaporación fue por un periodo de tiempo mayor que el experimento del flujo pulso.

El incremento de la conductividad es solo un primer indicador de la evaporación. Asimismo, puede indicar la lixiviación de material soluble o entradas indetectables de aguas con mayor salinidad. Debido a esto, los isotopos estables son la opción más viable para la cuantificación de la evaporación. El 3 de Mayo el sitio de liberación del pulso fue movido a la zona de la Laguna Grande y por ello nuevas aéreas río abajo fueron inundadas como lo indican los valores de $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ de -10.6 ‰ y para el $\delta\text{D}_{\text{H}_2\text{O}}$ el valor de -88.2 lo que corresponde a una pérdida de evaporación de 6.8 y 10.8 %, respectivamente para el sitio C5, 14.4 km río debajo de la Laguna Grande. Esos cálculos de la perdidas por evaporación probablemente representan una mezcla de agua liberada en la presa Morelos y de algunas aguas debajo de la Laguna Grande que ya habían sido influenciadas por la evaporación.

Una vez que las aguas del pulso del RC alcanzaron la confluencia con el RH el 2 de Mayo, fue más complicado determinar las razones de evaporación debido a la mezcla entre ambos flujos. En el sitio C6 el 14 y 30 de Mayo, la conductividad se incremento a 6.43 y 8.22 mS cm⁻¹ y los valores $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ cambiaron de 6.8 a -5.6 ‰ y para $\delta\text{D}_{\text{H}_2\text{O}}$ de -74.6 a -66.6 ‰ respectivamente. Con relación al valor inicial en la presa Morelos, el enriquecimiento de los valores isotópicos correspondientes a la pérdida por evaporación para $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ y $\delta\text{D}_{\text{H}_2\text{O}}$ fue de 19.2 y 20.7% el 14 de Mayo y 19.8 a 19.3 el 30 de Mayo respectivamente. Sin embargo, la contribución del flujo perene del RH que entra al lecho del RC río arriba del sitio C6 no se consideró para esta estimación. Esto podría reducir la

fracción de evaporación dependiendo de la razón actual de mezcla de ambos ríos.

5.5 Conclusiones

A partir de los datos de isótopos estables se estimó que hasta 16.1 - 17.3 % del flujo pulso 2014 se perdió debido a la evaporación en los primeros 80 km de flujo desde la presa Morelos y hasta 19.8% a 5 km antes de alcanzar las aguas marinas. Los resultados no mostraron evidencia de que el agua dulce llegó al estuario el 29 de Mayo debido probablemente a que el volumen del flujo fue muy pequeño comparado con las aguas estuarinas, las cuales tienen su propia señal isotópica de agua marina evaporada. Con esto se asume que el flujo pulso 2014 no representó un impacto significativo en el delta del RC ni en el área de confluencia del RH y RC. Además de la cantidad de agua que se perdió por evaporación, el remanente del flujo pudo haberse infiltrado hacia el manto acuífero o perderse por la transpiración de las plantas. Contrario a la evaporación, ambos procesos no tienen efecto en la señal isotópica del agua remanente. Los resultados aquí mostrados indican que la liberación de agua en la parte baja del RC necesita ser más frecuente y con volúmenes mayores si se quieren tener efectos significativos en el área.

5.7 Literatura citada

- Bowen, G.J. 2015. The Online Isotopes in Precipitation Calculator, OIPC: En línea:
http://wateriso.utah.edu/waterisotopes/pages/data_access/oipc.html
Consultado Agosto 2015.
- Bowen G.J. y Revenaugh J. 2003. Interpolating the isotopic composition of modern meteoric precipitation. *Water Resour Res.* 39: 1299
<http://148.231.10.114:2069/10.129/2003WR002086>
- Bradley, E. G., et. al. 2004. Identifying sources of groundwater in the lower Colorado River valley, USA, with ^{18}O , D, ^3H : implications for river water accounting, *Hydrogeol J.* 14, 146-158. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-004-0334-4>

- Craig, H. 1961. Isotopic variations in meteoric waters. *Sci.* 133, 1702-1703.
- Craig, H. y Gordon, L.I. 1965. Deuterium and oxygen 18 variations in the ocean and the marine atmosphere. In: Ongiorgi, E. (Ed.), *Stable Isotopes in Oceanographic Studies and Paleotemperatures*. Laboratorio di Geologia Nucleare, Pisa, pp. 9– 130.
- Carrquiry J.D., et al. 2011. The effects of damming on the materials flux in the Colorado River delta. *Environ Earth Sci.* 62:1407-1418, <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-010-0626-z>
- Daesslé, L.W., et al. 2016. The 2014 water release into the arid Colorado River delta and associated water losses by evaporation, *Sci Tot Environ*542:586-590.
- Galindo Bect M. S., et al. 2013a. La vaquita marina (*Phocoena sinus*) y la totoaba (*Totoaba Macdonald*) especies en peligro de extinción del alto golfo de California. In: Valdéz Gardea, G. C., Galindo Bect, M.S. (Eds.). *Pesquerías Globalizadas*. Colson-UABC. Hermosillo, Sonora, pp. 65-91.
- Gibson, J.J. 2002. Short-term evaporation and water budget comparisons in shallow Arctic lakes using non-steady isotope mass balance. *J Hydrol.* 264, 242-261.
- Hernández Ayón J.M., et al. 1993. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River Delta. *Estuar Coast Shelf S.* 37: 593-602, <http://dx.doi.org/10.1006/ecss.1993.1075>
- Horita, J., et al. 2008. Isotope effects in the evaporation of water: a status report of the Craig-Gordon model. *Isotopes Environ. Health Stud.* 44, 23-49. <http://dx.doi.org/10.1080/10256010801887174>
- IBWC. 2014. Minute 319 Colorado River Delta Environmental Flows Monitoring, Initial Progress Report. International Boundary and Water Commission USA-Mexico. En línea: <http://www.ibwc.gov/EMD/Min319Monitoring.pdf> Consulta: Mayo 2015.
- Kendall, C. y Coplen, T. B. 2001 Distribution of oxygen-18 and deuterium in river waters across the United States. *Hydrol Process.* 15, 1363-1393. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.217>
- Nelson, S. M. et al. 2013. Geomorphology of a recurring tidal sand bar in the estuary of the Colorado River, Mexico: Implications for restoration. *Ecol Eng.* 59, 121-133, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.095>
- Orozco-Durán, A. et al. 2015. Turnover and release of P-, N-, Si- nutrients in the Mexicali Valley (Mexico): interactions between the lower Colorado River and adjacent ground- and surface water systems. *Sci Total Env.* 512, 185-193. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.016>
- Payne, B. R., et al. 1979. Environmental isotopes in a study of the origin of salinity of groundwater in the Mexicali Valley. *J Hydrol.* 41, 201-215.
- Postel, S. 2014. A Sacred Reunion: The Colorado River Returns to the Sea. National Geographic's Freshwater Initiative in Water Currents on May 19, 2014. National Geographic Newswatch. En línea: <http://voices.nationalgeographic.com/2014/05/19/a-sacred-reunion-the-colorado-river-returns-to-the-sea/> (Consultado: mayo 2015).
- Shope, C. L. y Gerner, S. J. 2014. Assessment of dissolved-solids loading to the Colorado River in the Paradox Basin between the Dolores River and Gypsum Canyon, Utah: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2014-5031. En línea: <http://pubs.usgs.gov/sir/2014/5031/> Consultado: mayo 2015.

- Skrzypek, G., et al. 2015. Estimation of evaporative loss based on the stable isotope composition of water using *Hydrocalculator*. *J Hydrol.* 523, 781–789. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.010>
- Van Geldern, R. y Barth, J. A. C. 2012. Optimization of instrument setup and post-run corrections for oxygen and hydrogen stable isotope measurements of water by isotope ratio infrared spectroscopy (IRIS). *Limnol.Oceanogr. Methods* 10, 1024-1036. <http://dx.doi.org/10.4319/lom.2012.10.1024>
- Witze, A. 2014. Water returns to arid Colorado River delta: US–Mexico agreement paves the way for a rare environmental test. *Nature* 507, 286-287. <http://dx.doi.org/10.1038/507286a>

APÉNDICE

Apéndice 1.- Resultados de los análisis de las muestras de agua, ubicación, fecha de muestreo, TDS, concentración de N-NO₃, N-NH₄, P-PO₄ y Si-SiO₂.

ID	Tipo	Lat. (°N)	Long. (°W)	Fecha muestreo	TDS (g L ⁻¹)	N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	Si-SiO ₂ (mg L ⁻¹)
MW-SCLAR	Golfo de California	31.6845	-114.5019	nov-13	36.1	0.013	--	0.0279	0.41
D-BORDO-1	Drenaje	31.9667	-114.9728	jun-13	--	0.010	0.027	0.0240	16.62
D-BORDO-2	Drenaje	32.0755	-115.1174	jun-13	4.9	0.013	0.018	0.0052	8.97
D-BORDO-3	Drenaje	32.1165	-115.1510	jun-13	5.3	0.012	0.019	0.0059	8.19
D-BORDO-4	Drenaje	32.0262	-115.0571	nov-13	4192.0	0.011	0.025	0.0032	7.12
D-BORDO-5	Drenaje	32.0229	-115.0265	nov-13	117.9	0.011	0.035	0.0403	0.85
D-BORDO-6	Drenaje	31.9711	-115.0141	nov-13	69.7	0.008	0.000	0.0225	0.13
D-BORDO-7	Drenaje	31.9711	-114.9926	nov-13	38.2	0.010	0.056	0.0110	1.23
D-BORDO-8	Drenaje	32.0097	-114.9475	nov-13	23.9	0.362	0.035	0.0074	4.53
D-CHECK2	Drenaje	32.1570	-115.0026	jun-13/dec-12	5.1/1.02	0.775/0.07	--/3.70	6.38/0.6	14.22/9.55
D-RIITO	Drenaje	32.1113	-114.9562	dec-12/jun-13/nov-13	2.8/--/2.8	6.57/4.76/6.22	0.078/0.025/0.0 21	0.001/0.0037/0.00 31	11.9/8.3/12.22
D-WELT-1	Drenaje	32.3214	-114.8919	dec-12/jun-13/nov-13	2.1/1.2.2/2.	5.249/1.288/4.193	0.038/0.097/0.0 4	0.0024/0.050/0.00 68	5.95/0.93/6.5
FP-INDIV-4	Planicie marea	31.9521	-114.9632	nov-13	76.0	0.011	--	0.0273	0.14
FP-PELIC-1	Planicie marea	31.8029	-114.6019	jun-13	111.3	1.150	0.184	0.0340	5.30
FP-PELIC-2	Planicie marea	31.7909	-114.5910	jun-13	39.5	0.032	0.019	0.0348	1.20
FP-PELIC-3	Planicie marea	31.7571	-114.5826	jun-13	37.9	0.009	0.016	0.0388	0.77
C-AGR-IV	Canal Riego	32.2395	-115.1994	dec-12	0.83	0.295	0.050	0.0025	4.33
C-MARZOE	Canal Riego	32.4123	-114.7783	dec-13	0.71	0.227	0.058	0.0026	6.57
C-MURG	Canal Riego	32.2398	-115.0803	dec-14	0.85	0.326	0.128	0.0050	5.29
C-PACIF	Canal Riego	32.4629	-115.3821	dec-15	0.85	0.337	0.289	0.0009	5.27
C-SON	Canal Riego	32.1586	-114.9505	dec-16	1.1	0.412	0.111	0.0067	7.85
RC1-PM	Río	32.7069	-114.7300	oct-12	0.98	0.375	0.098	0.0025	6.31
RC10-COL-3	Río	32.0451	-115.1869	dec-12	8.6	0.018	0.028	0.0026	5.97
RC11-COL-1	Río	32.0391	-115.1201	nov-13	36.8	0.017	0.082	0.0197	5.82
RC3-COL-TREN	Río	32.2443	-115.0538	dec-12	2.2	0.021	0.070	0.0015	8.31
RC8-COL-4	Río	32.0575	-115.1429	nov-13	36.0	0.013	--	0.0131	4.74
RC9-COL-2	Río	32.0512	-115.1869	dec-12	--	0.016	0.062	0.0091	1.60
R-HAR-HEAD	Río	32.2741	-115.3047	dec-12	1.5	0.101	--	0.3343	8.69
R-HAR-MID	Río	32.1473	-115.2849	dec-12/nov-13	4.8/3.4	0.016/0.009	0.067/0.016	0.0089/0.0023	7.79/4.86
S-DOC-1	Manantial	31.8949	-114.6833	jun-13	1.3	0.028	0.109	0.0244	13.63
S-DOC-2	Manantial	31.9473	-114.7487	nov-13	1.5	0.065	0.034	0.0094	13.63
TWW-AREN	Agua tratada	32.4000	-115.3311	jun-13	1.6	0.343	12.045	2.0757	2.86
W-CE	Pozo	32.3286	-114.9874	oct-12	0.90	0.027	--	0.0008	10.45
W-DR	Pozo	32.5031	-114.8504	oct-12	1.5	0.026	0.681	0.0027	9.64
W-EC	Pozo	32.4372	-114.9724	oct-12	1.6	0.034	0.663	0.0029	13.12
W-EH	Pozo	32.3959	-114.9981	oct-12	0.96	0.031	--	--	9.88
W-LL	Pozo	32.6581	-114.7687	oct-12	1.7	0.031	--	0.0075	10.28
W-MARZOE-III2	Pozo	32.4255	-114.7197	dec-12	0.75	0.003	0.163	0.0108	10.17
W-MARZOE-V3W	Pozo	32.4123	-114.7783	dec-12	0.66	0.002	0.160	0.0113	10.74
W-MARZOE-VI	Pozo	32.3968	-114.7478	dec-12	0.71	0.005	0.058	0.0117	8.56
W-NL	Pozo	32.2964	-115.0065	oct-12	1.1	0.034	0.483	0.0084	10.07
W-PA	Pozo	32.2193	-115.0317	oct-12	--	0.136	0.009	--	15.82
WL-CSC	Humedal	32.0403	-114.9108	dec-12/jun-13/nov-13	3.7/3.9/3.5	2.022/0.012/0.938	0.24/0.047/0.24	0.001/0.004/0.003	6.1/4.2/8.02

Apéndice 2.- Resultados para nutrientes disueltos, DOC, DIC y razones isotópicas estables en el agua durante el flujo pulso 2014

Nr.	Tip	Fecha	*Conductividad Especifica (µS/cm)	pH	Oxígeno (mg/l)	Alcalinidad (CaCO3 mg/l)	N-NO ₃ µM	N-NH ₄ µM	P-PO ₄ µM	Si-SiO ₂ µM	N/P (molar)	DOC mmol/l	δ ¹³ C -DOC ‰ VPDB
C1	RC	24-Abril	1095	7.9	13.0	176.3	20.7	0.21	0.26	124	80.4	0.240	-24.7
C2	RC	24-Abril	1231	8.3	12.5	185.0	12.8	0.21	0.19	97	68.5	0.292	-24.6
C3	RC	24-Abril	1774	8.1	11.8	248.8	0.4	0.18	0.20	264	2.9	0.475	-26.6
C4	RC	24-Abril	3667	7.4	9.9	312.5	0.3	0.31	0.27	407	2.3	0.696	-27.2
C5	RC	14-Mayo	1535	7.9	9.2	197.5	18.2	0.13	0.23	161	79.7	0.351	-24.8
C6a	RC+RH	20-Marzo	7596	7.5	15.5	276.3	0.2	0.01	0.22	173	1.0	1.024	-26.0
C6b	RC+RH	14-Mayo	6432	6.5	14.6	267.5	0.3	0.01	0.41	267	0.8	1.241	-26.9
C6c	RC+RH	30-Mayo	8215	7.7	9.6	210.0	0.7	0.03	0.28	168	2.6	1.118	-26.5
C7	Canal B	30-Mayo	83800	8.0	6.0	217.5	0.8	0.06	0.74	20	1.2	0.311	-20.4
C8	Estuario	29-Mayo	67085	7.7	4.1	178.8	29.3	0.04	2.52	56	11.6	0.119	-20.3
C9a	Estuario	24-Abril	60960	8.1	-	193.8	28.1	0.03	2.25	62	12.5	0.133	-21.4
C9b	Estuario	29-Mayo	59480	7.6	9.8	172.5	23.5	0.04	2.23	51	10.6	0.121	-20.9
C10a	Estuario	24-Abril	58370	8.0	-	181.3	24.8	0.06	2.24	55	11.1	0.111	-20.6
C10b	Estuario	29-Mayo	59989	7.8	5.7	175.0	24.7	0.00	2.29	54	10.8	0.107	-19.5
C11a	Estuario	24-Abril	56730	8.1	-	173.8	17.4	0.04	1.91	47	9.1	0.095	-19.0
C11b	Estuario	29-Mayo	50714	7.9	5.3	172.5	19.3	0.01	2.08	48	9.3	0.102	-18.8
C12	Estuario	29-Mayo	58705	7.8	6.9	171.3	25.4	0.12	2.32	54	11.0	0.174	-20.6
TWW	Efluente	20-Marzo	1985	8.0	2.6	632.5	2.8	3103.20	4.27	253	727.4	2.160	-24.3
H1	RH	20-Marzo	2131	8.2	14.7	541.3	25.1	265.13	79.12	157	3.7	1.507	-24.2
H2	RH	14-Mayo	4333	8.3	10.9	341.3	0.4	0.02	1.03	130	0.4	0.694	-26.8
H3a	RH	14-Marzo	3431	7.6	14.8	296.3	2.1	0.78	9.54	76	0.3	0.954	-27.8
H3b	RH	14-Mayo	3032	8.2	8.8	270.0	0.4	0.02	0.75	153	0.6	0.672	-26.0
H3c	RH	30-Mayo	5475	7.9	10.5	312.5	0.4	0.02	0.27	173	1.6	0.912	-26.2
H4a	RH	20-Marzo	3188	7.8	10.2	221.3	0.5	0.02	3.96	51	0.1	0.993	-26.6
H4b	RH	24-Abril	4954	8.1	8.7	270.0	0.5	0.21	1.58	82	0.4	0.968	-26.6
H4c	RH	14-Mayo	4987	8.5	12.1	280.0	1.6	0.00	0.56	131	2.9	1.028	-27.1
W42	Pozo	24-Abril	1457	7.3	5.6	245.0	0.5	1.97	0.81	315	3.0	0.204	-23.7
WNL	Pozo	24-Abril	2450	7.9	9.1	160.0	9.2	0.77	0.41	307	24.3	0.155	-24.0

* Daessle et al. (2015)

Apéndice 3.- Resultados para SPM, % C, POC, PN, razón de isotopos estables en agua y carbono y clorofila-a durante el flujo pulso 2014.

Nr.	Tipo	Fecha	SPM (mg L ⁻¹)	Carbono (%)	POC (mg/L)	$\delta^{13}\text{C}$ -POC	PN (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ -PN	C/N (molar)	Clorofila-a (mg m ⁻³)
C1	RC	24-Abril	10.75	0.2296	0.77	-25.7	0.08	0.77	8	
C2	RC	24-Abril	6.60	0.5126	1.37	-28.8	0.04	9.63	29	
C3	RC	24-Abril	7.20	0.3516	0.94	-30.4	0.03	5.89	27	
C4	RC	24-Abril	9.20	1.0836	2.88	-34.5	0.06	5.88	41	
C5	RC	14-Mayo	3.45	0.2386	0.57	-28.0	0.02	7.05	24	
C6a	RC+RH	20-Marzo	45.00	0.9366	6.44	-28.6	0.07	12.56	79	
C6b	RC+RH	14-Mayo	58.29	1.6576	7.08	-30.6	0.10	10.13	61	
C6c	RC+RH	30-Mayo	47.60	0.7846	4.44	-29.1	0.05	7.44	76	19.4
C7	Canal B	30-Mayo	301.20	0.5726	4.69	-17.2	0.05	10.75	80	28.6
C8	Estuario	29-Mayo	1080.00	0.2146	5.10	-23.7	0.02	30.29	219	31.7
C9a	Estuario	24-Abril	947.86	0.3546	6.60	-23.5	0.02	6.95	283	1.7
C9b	Estuario	29-Mayo	912.00	0.3256	5.78	-23.5	0.04	7.31	124	4.4
C10a	Estuario	24-Abril	919.38	0.2676	4.63	-23.1	0.02	6.62	198	2.5
C10b	Estuario	29-Mayo	874.00	0.1736	3.77	-23.9	0.02	6.88	162	7.1
C11a	Estuario	24-Abril	740.00	0.2666	3.88	-23.1	0.03	7.87	111	1.7
C11b	Estuario	29-Mayo	751.00	0.2766	3.87	-22.5	0.03	7.58	111	14.6
C12	Estuario	29-Mayo	1720.00	0.4486	11.59	-22.6	0.04	8.37	248	6.4
TWW	Efluente	20-Marzo	90.50	5.9736	44.09	-28.9	0.73	8.85	52	
H1	RH	20-Marzo	27.20	2.9296	16.58	-32.1	0.30	14.38	47	
H2	RH	14-Mayo	42.00	1.2606	5.95	-32.2	0.08	18.45	64	
H3a	RH	14-Marzo	68.00	1.0416	7.54	-26.9	0.09	23.60	72	
H3b	RH	14-Mayo	24.80	1.5516	4.37	-31.1	0.10	15.68	37	
H3c	RH	30-Mayo	78.46	2.0476	22.00	-30.8	0.12	11.31	157	1.3
H4a	RH	20-Marzo	41.60	1.8146	10.12	-27.7	0.14	24.28	62	
H4b	RH	24-Abril	41.67	2.9376	13.75	-28.6	0.15	21.18	79	
H4c	RH	14-Mayo	48.67	1.4476	13.33	-31.3	0.07	17.08	163	
W42	Pozo	24-Abril	nd	nd	0.00	-27.2	nd	nd	-	
WNL	Pozo	24-Abril	2.20	0.0176	0.05	-28.3	nd	nd	-	

Apéndice 4.- Localización de los sitios de muestreo y resultados de los análisis de agua

Sitio	Tipo	Latitud (°N)	Longitud (°W)	Fecha de muestreo (2014)	$\delta^2\text{H}_{\text{H}_2\text{O}}$ (‰ VSMOW)	$\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ (‰ VSMOW)	Sp. EC (mS cm ⁻¹)	T (°C)
C1	RC	32.704	114.730	20 Marzo/24 Abril	-102.4/-102.4	-12.6/-12.6	0.96/1.095	17.8/23.0
C2	RC	32.360	114.961	24 Abril	-101.8	-12.3	1.23	24.9
C3	RC	32.244	115.053	24 Abril	-97.6	-11.5	1.77	26.0
C4	RC	32.221	115.053	24 Abril	-74.7	-7.3	3.67	28
C5	RC	32.196	115.158	14 Mayo	-88.2	-10.6	1.54	23.0
C6	RC+RH	32.039	115.120	20 Marzo/14 Mayo/30 Mayo	-77.0/-74.6/-66.6	-7.5/-6.8/-5.6	7.60/6.43/8.22	20.9/25.3/29.7
C7	Canal B	31.977	115.028	30 Mayo	12.3	3.1	83.8	25.0
C8	Estuario	31.881	114.951	29 Mayo	7.0	1.6	67.09	27.7
C10	Estuario	31.879	114.858	29 Mayo	6.5	1.4	59.99	27.5
C11	Estuario	31.821	114.795	29 Mayo	6.3	1.4	50.71	27.3
C12	Estuario	31.770	114.731	29 Mayo	6.7	1.5	58.71	26.9
H1	RH	32.274	115.305	20 Marzo	-88.9	-9.7	2.13	20.9
H2	RH	32.147	115.285	14 Mayo	-89.1	-9.6	4.33	25.4
H3	RH	32.077	115.221	20 Marzo/14 Mayo/30 Mayo	-87.7/-87.0/-78.2	-9.4/-9.5/-7.0	3.43/3.03/5.48	22.5/24.6/31.2
H4	RH	32.030	115.199	20 Marzo/24 Abril/14 Mayo	-84.2/-82.1/-81.7	-8.7/-8.0/-7.9	3.19/4.95/4.99	21.0/26.5/24.5
W-42	Pozo	32.633	114.803	20 Marzo/24 Abril	-107.6/-107.9	-13.9/-14.0	1.46/1.46	22.4/22.8
W-NL	Pozo	32.297	115.004	24 Abril	-106.7	-13.9	2.45	28.3

Fechas de muestreo y resultados de la composición de los isótopos estables ($\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$), conductividad eléctrica específica (Sp. EC) y temperatura (T) de las muestras de agua a lo largo del río Colorado. Para la localización de los sitios ver la Fig. 5-1.