Acta 323

Primer Informe Bienal 2018

de Monitoreo de Flujos Ambientales

en el Tramo Limítrofe y Delta del Río Colorado

Fecha de publicación: agosto 2022

Autoridad

Este informe y estudio fueron realizados por México y los Estados Unidos de conformidad con la Sección VIII, "Medio ambiente" del Acta 323 del Tratado de Aguas de 1944 de la Comisión Internacional de Límites y Aguas, Estados Unidos y México intitulada "Ampliación de las Medidas de Cooperación y Adopción de un Plan Binacional de Contingencia Ante la Escasez de Agua en la Cuenca del Río Colorado" de fecha 21 de septiembre de 2017. Este informe interino fue preparado como un paso en la implementación del Acta 323 Sección VIII.C.5 e incluye información sobre los beneficios ambientales logrados por la entrega de agua para propósitos ambientales.

Agencias Participantes

Comisión Internacional de Límites y Aguas
entre México y Estados Unidos

De México:
El Colegio de la Frontera Norte
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP)
Comisión Nacional del Agua (CONAGUA)
Pronatura Noroeste
Restauremos el Colorado
Universidad Autónoma de Baja California

De Estados Unidos:
National Audubon Society
Sonoran Institute
The Colorado River Basin States
The Nature Conservancy
University of Arizona
U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation
U.S. Geological Survey

Agradecimientos

Este informe fue compilado y editado para el Grupo de Trabajo Ambiental de la Comisión Internacional de Límites y Aguas por el Dr. Karl Flessa (Universidad de Arizona), la Dra. Eloise Kendy (The Nature Conservancy) y la Dra. Martha M. Gómez Sapiens (Universidad de Arizona) en nombre de todas las personas y organizaciones que participan en el monitoreo en el Delta del Río Colorado en el marco del Acta 323.

Estos esfuerzos representan una colaboración entre diversas entidades que participaron directa e indirectamente en todas las fases de este estudio, promoviendo una colaboración binacional entre agencias federales, universidades y organizaciones no gubernamentales.

Crédito de la foto de portada: Karl Flessa, Universidad de Arizona. Sitio de restauración Chaussé, mayo 2018

2017-2018 Acta 323 Financiamiento para Monitoreo 2017-2018 proporcionado por:

Alianza World Wildlife Fund -Fundación Carlos Slim
Anónimos
Comisión Internacional de Límites y Aguas
Comisión Nacional del Agua
Enterprise Rent-A-Car Foundation
International Boundary and Water Commission
LightHawk (en especie)
Marisla Foundation
Pronatura Noroeste, A.C.
Sonoran Institute
The Nature Conservancy
The William and Flora Hewlett Foundation
Tinker Foundation
United States Department of the Interior, Bureau of Reclamation
United States Department of the Interior, U.S. Geological Survey
Universidad Autónoma de Baja California
Universidad de Arizona (en especie)
Walton Family Foundation

Contenido

Sección 1: Introducción y Resumen Ejecutivo 1

Sección 2: Hidrología 12

Sección 3: Monitoreo de Vegetación 22

Sección 4: Influencia de la hidrología del agua superficial y subterránea en el crecimiento y mortalidad de árboles ribereños en el segmento Limítrofe del Río Colorado: Informe de progreso 38

Sección 5: Percepción remota de vegetación en el corredor ribereño del Delta del Río Colorado: 2013-2018 42

Sección 6: Respuesta de aves a los flujos ambientales del Acta 323 a la zona ribereña del Delta del Río Colorado 53

Sección 7: Alto Estuario 67

Sección 8: Conclusiones Generales y Recomendaciones 85

Anexo A. Red de Monitoreo Hidrológico 87

Anexo B. Monitoreo de Vegetación 98

Anexo C. Sitios Control 110

Anexo D. Especies de Aves Indicadoras 115

Sección 1: Introducción y Resumen Ejecutivo

Introducción

El Acta 323, “Ampliación de las Medidas de Cooperación y Adopción de un Plan Binacional de Contingencia Ante la Escasez de Agua en la Cuenca del Río Colorado” , fue firmada por las dos Secciones de la Comisión Internacional de Límites y Agua (CILA) el 21 de septiembre de 2017. Un componente del Acta 323 es la Sección VIII, Medio Ambiente, que señala "[...] el continuo interés de ambos Gobiernos en cooperar con relación a la ecología ribereña y del estuario del Tramo Limítrofe y Delta del Río Colorado, tal y como está expresado en el Acta 306 “Marco conceptual entre México y Estados Unidos para el desarrollo de estudios que permitan emitir recomendaciones respecto a la ecología ribereña y del estuario del tramo limítrofe del Río Colorado y su Delta” de fecha 12 de diciembre de 2000 y en el Acta 319, y se refirieron a los resultados alcanzados con el programa piloto de agua para el ambiente del Acta 319, incluyendo el mejoramiento de la vegetación del ecosistema y de la vida silvestre, la generación de beneficios sociales y de recreación, mejorando las condiciones del estuario y la recarga del acuífero. Asimismo, reflexionaron en cómo mantener los beneficios del programa piloto y continuar los esfuerzos de cooperación conjunta para suministrar agua para el ambiente”. [pág. 17-18]

El "Informe Final del Acta 319 sobre el Monitoreo de Flujos Ambientales en el Tramo Limítrofe y Delta del Río Colorado", fechado el 28 de noviembre de 2018, documenta los beneficios ambientales obtenidos en el marco del Acta 319. El informe está disponible en http://www.cila.gob.mx/rc/M319MRF.pdf

De acuerdo con el Acta 323, Sección VII, C. 5, el Grupo Binacional de Trabajo Ambiental "[...] informará cada dos años sobre los avances en el programa del Plan de Entrega de Agua y Restauración que incluya los beneficios ambientales alcanzados [...]". Este informe interino es el primero de dichos informes sobre beneficios ambientales alcanzados en 2018. El monitoreo ecológico e hidrológico en el marco del Acta 323 se llevó a cabo del 1 de enero de 2018 al 31 de diciembre de 2018. Los equipos binacionales (Tabla 1-2) llevaron a cabo actividades de monitoreo en el tramo Limítrofe y Delta (Fig. 1-1).

Tabla 1-1. Miembros del Grupo de Trabajo Ambiental Binacional del Acta 323 (2018)

Co-Directores
Gabriela Caloca, Pronatura Noroeste
Jennifer Pitt, National Audubon Society

Miembros
Alejandro Aguilar, Comisión Nacional del Agua
Homey Bon, Comisión Nacional del Agua
Robert Cardenas, International Boundary and Water Commission, U.S. Section
Yamilett Carrillo, Restauremos el Colorado
Alfredo de la Cerda, Comisión Internacional de Límites y Aguas, Sección Mexicana
Peter Culp, Culp & Kelly Blueshift LLP
Carlos de la Parra, Colegio de la Frontera Norte
Christopher Dodge, U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation
Antonio Espinosa, Comisión Nacional del Agua
Karl Flessa, University of Arizona
Albert Flores, International Boundary and Water Commission, U.S. Section
Daniel Galindo, Comisión Internacional de Límites y Aguas, Sección Mexicana
Liliana Garcia, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Matthew Grabau, U.S. Fish and Wildlife Service
Angel Guillen, Secretaria de Desarrolla Agropecuario
Jessica Gwinn, U.S. Fish and Wildlife Service
Amy Haas, Upper Colorado River Commission
Humberto Hernández, Organismo Operador Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
Vineetha Kartha, Arizona Department of Water Resources
Eloise Kendy, The Nature Conservancy
James Leenhouts, U.S. Geological Survey
Nathan Lenon, U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation
Angel López, Secretaria de Desarrollo Agropecuario
Francisco López, Comisión Nacional del Agua
Anna Morales, International Boundary and Water Commission, U.S. Section
Antonia Navarro, Organismo Operador Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
Jessica Neuwerth, Colorado River Board of California
Sara Price, Colorado River Commission of Nevada
Jorge Ramírez Hernández, Universidad Autónoma de Baja California
Adriana Rodríguez, Comisión Nacional del Agua
Martin Sau, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
Seth Shanahan, Southern Nevada Water Authority
Eduardo Soto, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
Mike Vargas, Pronatura Noroeste
Meena Westford, The Metropolitan Water District of Southern California
Amy Witherall, U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation
Francisco Zamora, Sonoran Institute

Figura 1-1. Río Colorado ubicación de la Sección Limítrofe (tramos 1 y 2) y tramos del Delta y ubicaciones mencionadas en este reporte.

Resumen Ejecutivo

Se entregaron flujos ambientales por un total de 11.9 millones de metros cúbicos (Mm^3) (9,647 acres-pie a las áreas de restauración de Miguel Alemán, Chaussé y Laguna Grande y al Dren Ayala durante 2018. Los flujos ambientales entregados por mes en cada sitio de restauración se reportan en la Sección de Hidrología. Los datos de entregas de aguas en este informe fueron proporcionados por Arturo Lara de Restauremos el Colorado.

Métodos

Los métodos utilizados en el monitoreo de hidrología, vegetación, percepción remota, poblaciones de aves y el Alto Estuario se describen en cada Sección subsecuente.

Geografía del Área de Estudio

El área que se monitoreó consiste en el cauce del río Colorado y su planicie de inundación que se extiende desde la Presa Morelos aproximadamente 160 km de río (≈100 millas de río) hasta el Alto Golfo de California. El área de estudio de 680 km^2 (260 mi^2 o 166,000 acres) está definida por bordos y carreteras que confinan el canal. Mapas detallados del corredor ribereño del Delta del Río Colorado se muestran en las Figuras 1-2A-D. Los mapas muestran las ubicaciones de las estaciones de medición de descargas (DMS), las áreas de restauración y otros lugares mencionados en este informe. Los sitios de monitoreo hidrológico (estaciones de descarga de aguas superficiales, medidores de nivel y piezómetros) se muestran en el Anexo A. El Anexo B describe el monitoreo de vegetación, incluidos los sitios de monitoreo de aves en la Tabla B-1. Los sitios de control se enumeran y describen en el Anexo C y las especies de aves indicadoras se enumeran en el Anexo D.

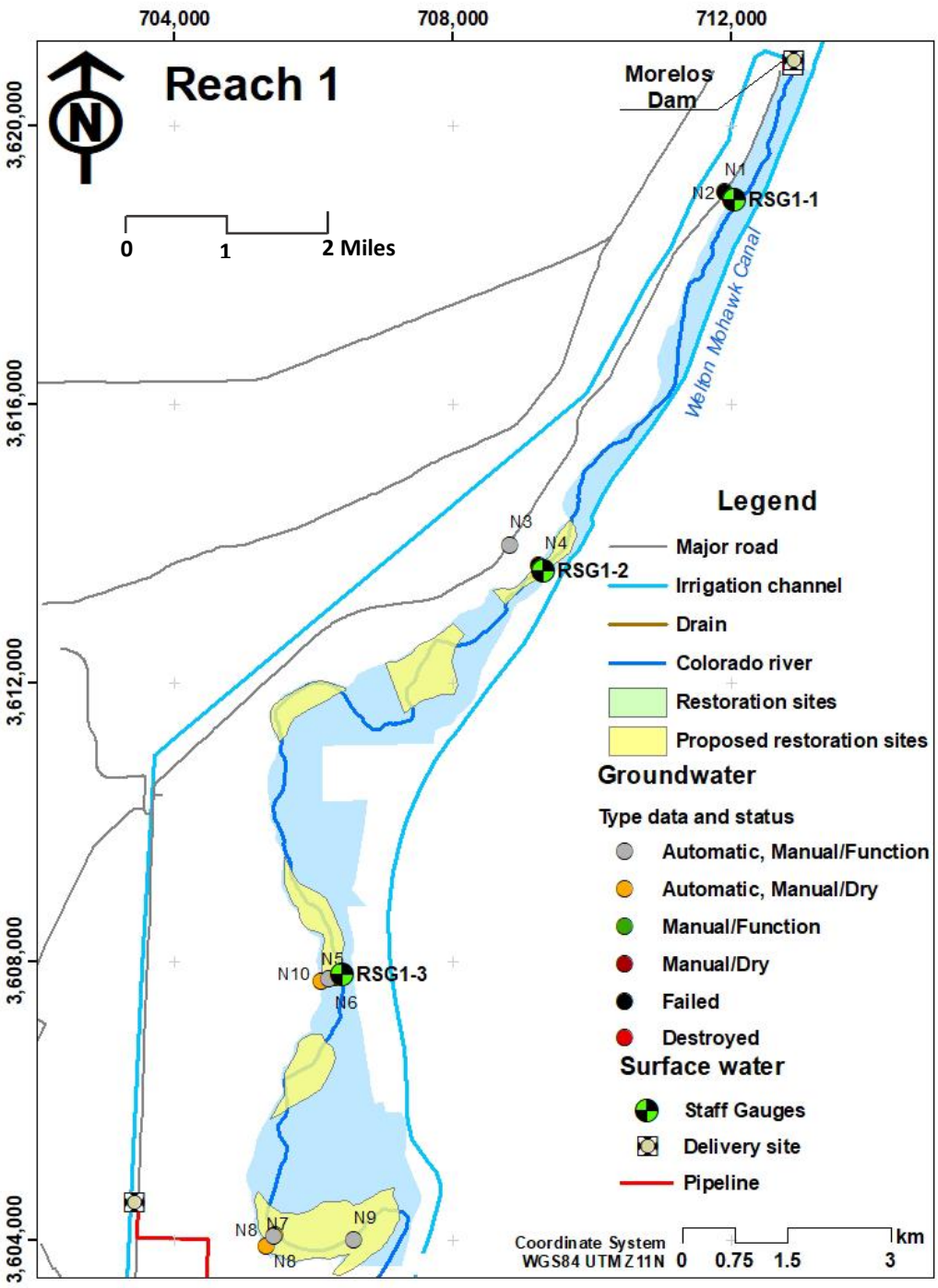


Figura 1-2. Área de estudio, Tramo 1.

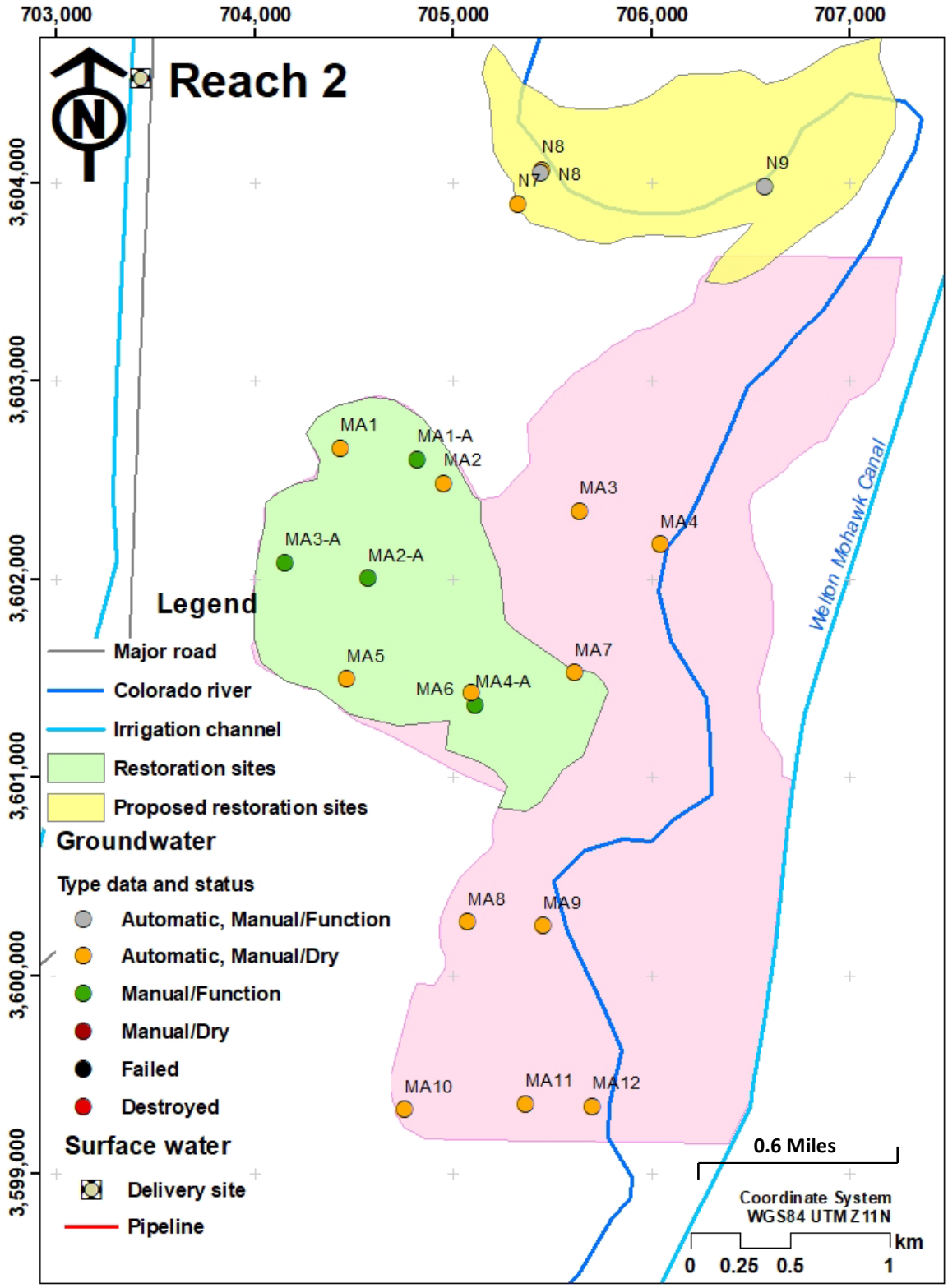


Figura 1-3. Área de estudio, Tramo 2.

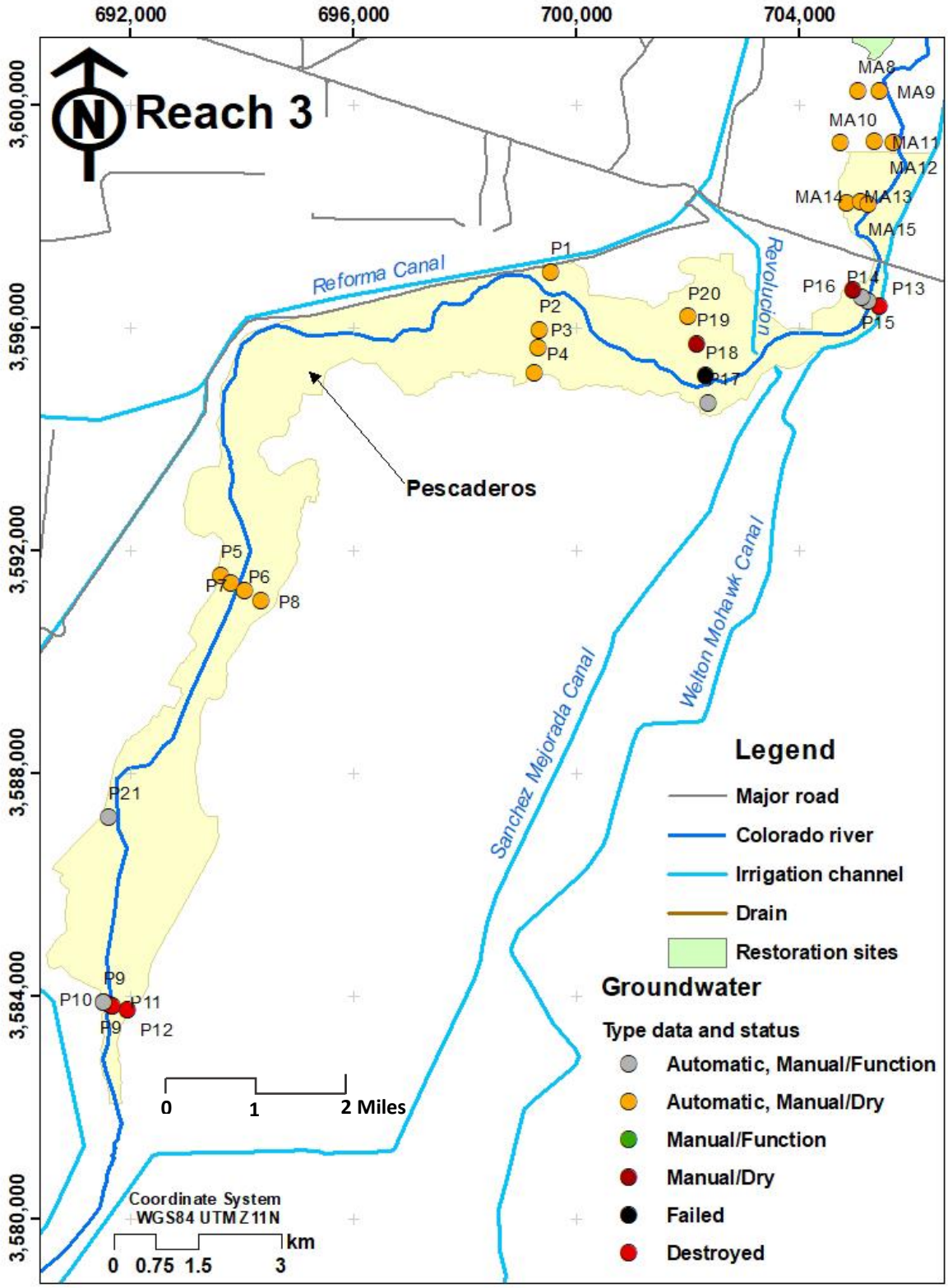


Figura 1-4. Área de estudio, Tramo 3.

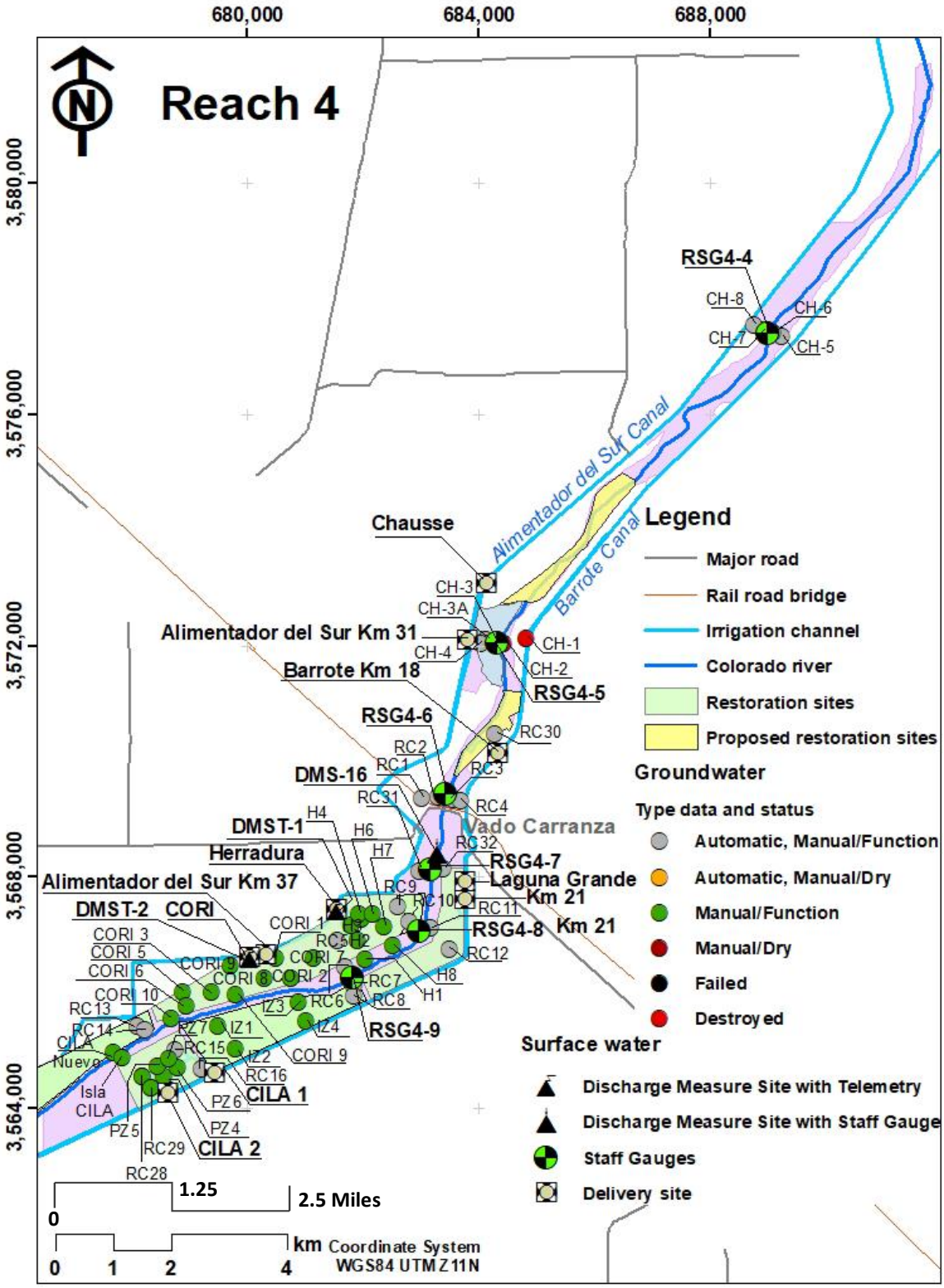


Figura 1-5. Área de estudio, Tramo 4.

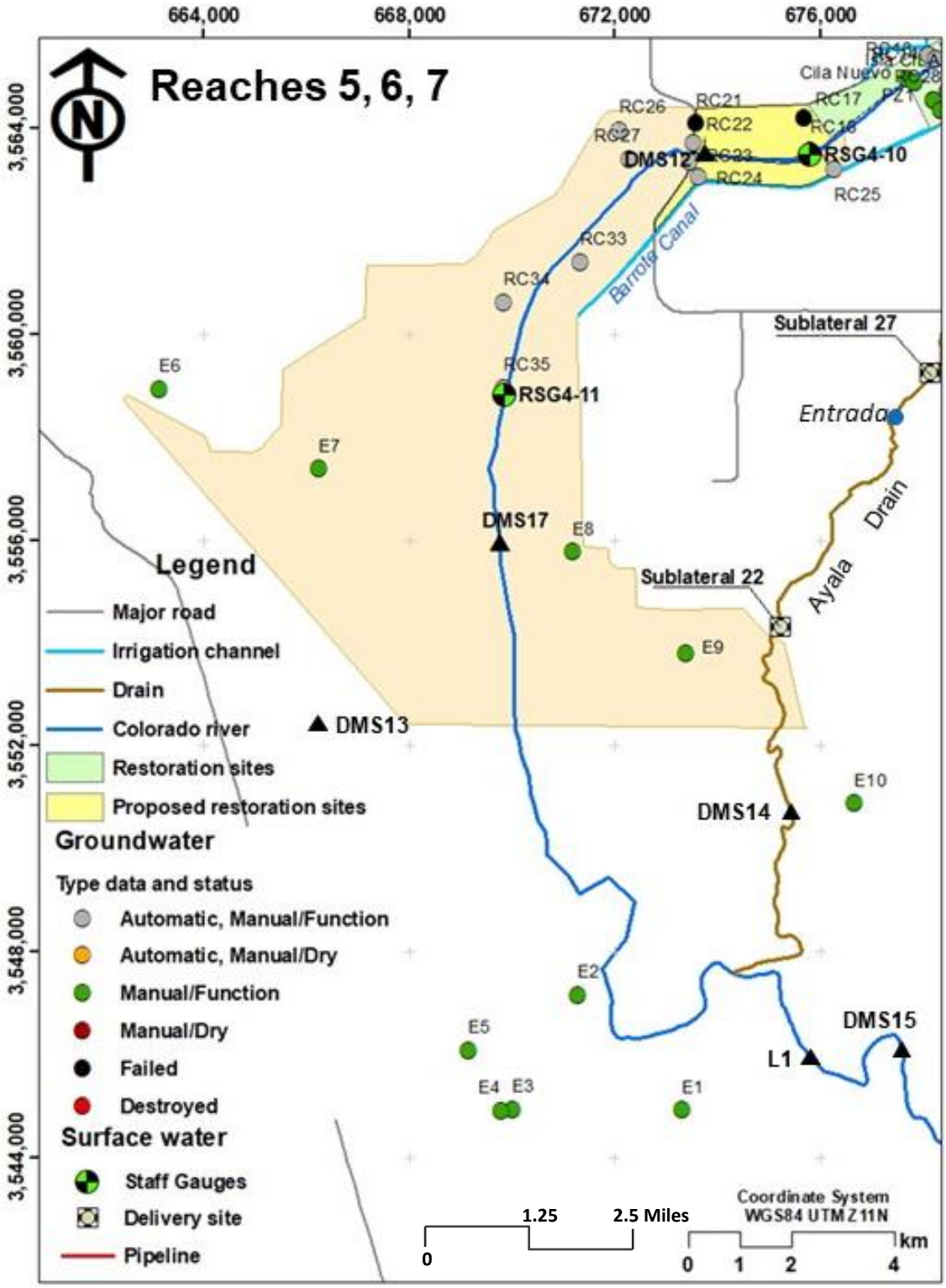


Figura 1-6. Área de estudio, Tramos 5,6 y 7.

Resumen de observaciones y análisis realizados hasta el 31 de diciembre de 2018.

La presentación detallada y la discusión de estos resultados con datos de respaldo se encuentran en las secciones y Anexos posteriores de este informe.

1. Noventa y ocho por ciento del volumen de agua solicitado en 2018 (12.1 Mm^3; 9,808 acres-pie) por el Grupo de Trabajo Ambiental fue entregado. El 26% de la entrega anual de agua se produjo en diciembre, aproximadamente diez veces la cantidad solicitada para ese mes. La vegetación está inactiva en diciembre. El agua entregada después de la temporada de crecimiento puede tener algunos beneficios, tales como el lavado de sales y la recarga de agua subterránea, aunque estos beneficios no han sido documentados.
2. El nuevo equipo de monitoreo instalado en Herradura en 2018 mejoró la precisión de la medición del suministro de agua y reveló que las entregas previamente informadas pueden haber sido sobreestimadas.
3. Los niveles de agua subterránea continuaron disminuyendo aguas abajo de la parte inferior del Tramo 1, Tramo 2 y Tramo 3.
4. El agua subterránea en el Tramo 4 respondió a las entregas de agua ambiental y los flujos de retorno agrícola, y en general mantuvo niveles históricos.
5. Una liberación de flujo sostenido al Dren Ayala en junio a diciembre del 2018, después de que se dragó en enero, mostró que el agua entregada al Dren Ayala puede fluir sin obstáculos al cauce principal de Colorado, y desde allí al estuario, sin pérdidas significativas por infiltración.
6. Las áreas bajo restauración activa de más de dos años totalizaron 198 ha (489 ac) en 2018.
7. Los sitios de restauración en el corredor ribereño tienen más especies nativas y mayor volumen de vegetación que los sitios control.
8. No hubo diferencias significativas en la cobertura de álamo-sauce de 2017 a 2018.
9. El volumen de vegetación disminuyó en el sitio CILA de 2017 a 2018, probablemente porque el sitio no recibió agua según lo programado. El volumen de vegetación aumentó en el sitio de Miguel Alemán y no cambió en el sitio de Herradura.
10. El monitoreo de la vegetación y la composición y diversidad de las aves preexistentes debe realizarse antes del desarrollo de nuevos sitios de restauración.
11. El verdor y la evapotranspiración disminuyeron en el corredor ribereño del Delta entre 2000 y 2013. El Flujo Pulso del Acta 319 produjo un aumento del 17% en NDVI ("verdor") en todo el corredor ribereño en la siguiente temporada de crecimiento de 2014. En 2018, los valores de NDVI habían disminuido a valores previos al pulso (2013) en todos los tramos.
12. Los valores de NDVI continúan siendo más altos en los Tramos 1, 4 y 5, donde el nivel freático es poco profundo.
13. La diversidad de aves y la abundancia de especies indicadoras son 20% y 74% más altas, respectivamente, en los sitios de restauración que en los sitios de control sin restaurar.
14. La abundancia de especies indicadoras de aves ribereñas ha disminuido desde 2015, incluida una disminución del 15,6% en los sitios de restauración de 2017 a 2018. (Las "especies indicadoras" son 9 especies residentes y 6 visitantes reproductores, que fueron seleccionados por su asociación con la calidad del hábitat ribereño).

15. La población de especies prioritarias de aves de marisma (Garzita de Tular y el Palmoteador de Yuma) se ha incrementado exponencialmente en los últimos 10 años en los sitios de monitoreo de aves del Río Hardy.
16. El tamaño de las colonias reproductoras de siete especies de aves acuáticas en el Alto Estuario y el Río Hardy ha aumentado desde 2014.
17. Aunque la entrega del flujo de junio a diciembre al Dren Ayala alcanzó el Alto Estuario, no modificó de manera considerable los niveles de agua, la salinidad o la biota en el estuario. El flujo se solicitó a 0.5 m^3/s (18 $pies^3/s$) durante 55 días en junio y julio, pero se entregó durante 183 días a 0.19 m^3/s (6.7 $pies^3/s$) durante junio, julio, agosto, octubre y diciembre.
18. La salinidad en el Alto Estuario varió estacionalmente, desde un mínimo de 3 ppt en la temporada de riego hasta un máximo de 134 ppt en la estación más costera a fines del verano.
19. Los artrópodos crustáceos, incluidas las post larvas de camarones, fueron los organismos más comunes encontrados en el Alto Estuario. También se encontraron peces de agua dulce, salobre y marina en la zona.

Sección 2: Hidrología

Eloise Kendy
The Nature Conservancy
Helena, Montana

Observaciones clave[1]

- El noventa y ocho por ciento del volumen de agua solicitado en el 2018 (12.1 Mm^3; 9,808 acres-pie) por el Grupo de Trabajo Ambiental fue entregado. El 26% de las entregas anuales de agua se produjo en diciembre, casi diez veces la cantidad solicitada. La vegetación estaba en senescencia en diciembre. El agua entregada después de la estación de crecimiento puede tener algunos beneficios, como el lavado de sales y la recarga de agua subterránea, sin embargo, estos beneficios no han sido documentados.
- Equipo nuevo de monitoreo instalado en el sitio de restauración Herradura en el 2018 mejoró la precisión en las mediciones de las entregas de agua y reveló que las entregas previamente reportadas pueden haber sido sobreestimadas.
- Los niveles de agua subterránea continuaron descendiendo en la parte inferior del Tramo 1, Tramo 2, y Tramo 3.
- El agua subterránea en el Tramo 4 respondió a las entregas de agua ambiental y flujos de retorno agrícola, y generalmente mantuvieron niveles históricos.
- El envío de un flujo constante para el Dren Ayala en junio 2018, después de que fue dragado en enero, demostró que el agua entregada al Dren Ayala puede fluir sin obstáculos en el cauce principal del Colorado, y desde allí al estuario, sin importantes pérdidas por infiltración. Se entregaron 2,179,352 m^3 (1,767 acres-pie) durante 183 días en lugar de la cantidad solicitada de 2,400,000 m^3 (1,9456 acres-pie) durante 55 días. La sección 7 muestra que este flujo no tuvo efectos detectables sobre los niveles de agua, la salinidad o la biota.

Red de Monitoreo Hidrológico

La red de monitoreo hidrológico en campo del Acta 323 consta de 56 piezómetros para medir los niveles de aguas subterráneas, 11 regletas para medir los niveles de agua superficial, 11 estaciones de medición de descarga, y 14 sitios de entrega de agua. Restauremos el Colorado posee y supervisa sitios adicionales de monitoreo hidrológico, los resultados de esos sitios no fueron proporcionados para este informe.

---

[1] Exhaustivos informes bianuales de monitoreo hidrológico requieren una evaluación científica de las tendencias en los niveles del agua subterránea y los flujos, así como de las trayectorias de los flujos y los usos finales de agua ambiental entregada a la zona ribereña y al estuario del Delta. La disponibilidad limitada de fondos para proyectos dio lugar a que las evaluaciones y la redacción de informes técnicos no se llevaran a cabo por completo en el 2018 por los hidrólogos de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC).

El Anexo A contiene el inventario de los metadatos y mapas de la ubicación de cada sitio de monitoreo hidrológico del Acta 323, además de 38 piezómetros adicionales que fueron instalados en el marco del Acta 319 pero que han sido destruidos o se han secado y 15 estaciones de descarga adicionales que fueron descontinuadas tras el flujo pulso del 2014. Consulte también las Figuras 1-2 a 1-6.

Nuevo equipo de monitoreo instalado en el 2018

En el 2018, varios nuevos instrumentos de monitoreo hidrológico fueron instalados a lo largo del corredor ribereño, como fue recomendado por hidrólogos del equipo científico binacional durante el taller llevado a cabo el 24 de abril del 2018, y posteriores comunicaciones escritas. Estos incluyen dos estaciones de descarga de entrega de agua con instrumental de telemetría, tres estaciones de descarga dentro del cauce, 11 regletas y 11 piezómetros, tal y como se describe a continuación. Todos están cartografiados e inventariados en el Anexo A.

Las dos nuevas estaciones de descarga de entrega de agua fueron instaladas en Herradura (DMST-1) y Cori (DMST-2) y constan de canales Parshall equipados con instrumental de telemetría para permitir el monitoreo remoto de las entregas del Canal Alimentador del Sur a través de correo electrónico o mensaje de texto. La capacidad de monitoreo remoto aborda problemas de comunicación entre los manejadores del agua y los equipos de restauración alertando inmediatamente a hidrólogos cuando comienzan las entregas de agua y permitiéndoles monitorear cambios en los caudales. Se requerirá calibración adicional para verificar las relaciones del caudal descargado con los niveles de agua y extenderlas a flujos más altos porque, en algunos casos, los flujos medidos superaron a los flujos registrados automáticamente

Tres nuevas estaciones de medición de descarga (DMS-12, DMS-16 y DMS-17) se establecieron en el 2018 para monitorear flujos dentro del cauce en Vado Carranza (DMS-12), inmediatamente aguas arriba de Laguna Grande (DMS-16), y en el canal piloto entre R5 y R7 (DMS-17).

Once nuevas regletas (RSG 1-11) fueron instaladas en el 2018 a lo largo de transectos de agua subterránea. Mediante la medición de los niveles de agua superficial con relación a los niveles de agua subterránea, las regletas permiten la identificación de los tramos de río con ganancias y pérdidas.

Once nuevos piezómetros fueron instalados en el 2018 para cumplir con objetivos determinados de monitoreo:

<u>Tramo 1</u>

- N10 se encuentra cerca de un sitio control, cerca de la transición de húmedo a seco del cauce del río, y tiene el doble propósito, el de entender la dinámica de agua subterránea en el sitio de control y, el de monitorear la profundidad del agua subterránea en un área de transición hidrológica y ecológica.

- N8 (nuevo) se encuentra en el área de restauración propuesta llamada Janitzio (véase Figura 1-1) y sustituye al anterior N8, el cual se secó en el 2016.

- N9 también se encuentra en Janitzio, aguas abajo del N8 formando un transecto perpendicular al canal del río, con un piezómetro del Buró de Reclamación de EE. UU en la margen opuesta del río. Juntos, los datos de estos piezómetros proporcionan la profundidad y la dirección horizontal relativa del flujo de agua subterránea necesaria para optimizar entregas de agua a Janitzio.

Tramo 3

- P9 (nuevo) y P21 están ubicados en una zona de disminución en los niveles de agua subterránea para documentar predicciones de futuros niveles de agua subterránea en sitios de restauración aguas abajo. P9 (nuevo) sustituye al anterior P9, el cual se secó en el 2016.

Tramo 4

- RC30 está ubicado aguas abajo del Chaussé para documentar respuestas hidrológicas a liberaciones de flujos de Chaussé en el cauce del río. Parte del agua liberada recarga al acuífero y otra parte continúa aguas abajo sobre el cauce del río.
- RC31 y RC32 están ubicados cerca de San Felipito, una posible área restauración futura. Las profundidades del agua subterránea medidas en estos piezómetros darán información sobre el diseño de restauración, incluyendo tipos de vegetación y sus necesidades de suministro de agua.

Tramo 5

- C33, RC34 y RC35 están ubicados a ambos lados del río para probar la hipótesis de que niveles de agua subterránea poco profunda explican la alta abundancia y diversidad de aves en esta área y para documentar futuros esfuerzos de restauración.

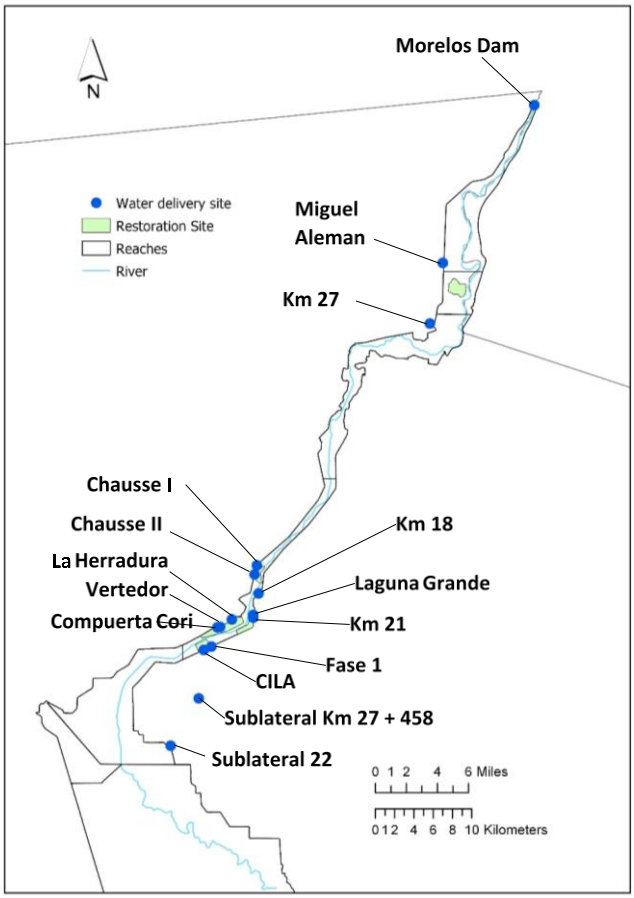


Figura 2-1. Ubicaciones de los sitios de entrega de agua.

Entregas de Agua Ambiental

El agua ambiental puede ser entregada a las áreas de restauración y al cauce del río desde catorce puntos de entrega (Figura 2-1). De los 12,096,864 m^3 (9,807 acres-pie) de agua solicitada en el 2018 por el Grupo de Trabajo Ambiental, se entregaron 11,851,949 m^3 (9.607 acres-pie), equivalente al 98% de la cantidad solicitada.

Sin embargo, las fechas de entrega difieren de las fechas solicitadas. Durante la temporada de crecimiento, las entregas a Miguel Alemán y Chaussé (Figura 2-2, parte superior izquierda y superior derecha) no fueron significativamente inferiores al volumen solicitado, mientras los otros sitios recibieron significativamente menos agua de la solicitada. Para cumplir la solicitud anual, un gran volumen fue entregado a cada uno de los cinco sitios aguas abajo en diciembre. Por consiguiente, 25.6% (3,035,059 m^3; 2,461 acres-pie) de la entrega anual de agua se produjo en diciembre, en contraste con el 3.4% (408,800 m^3; 331 acres-pie) que se solicitó.

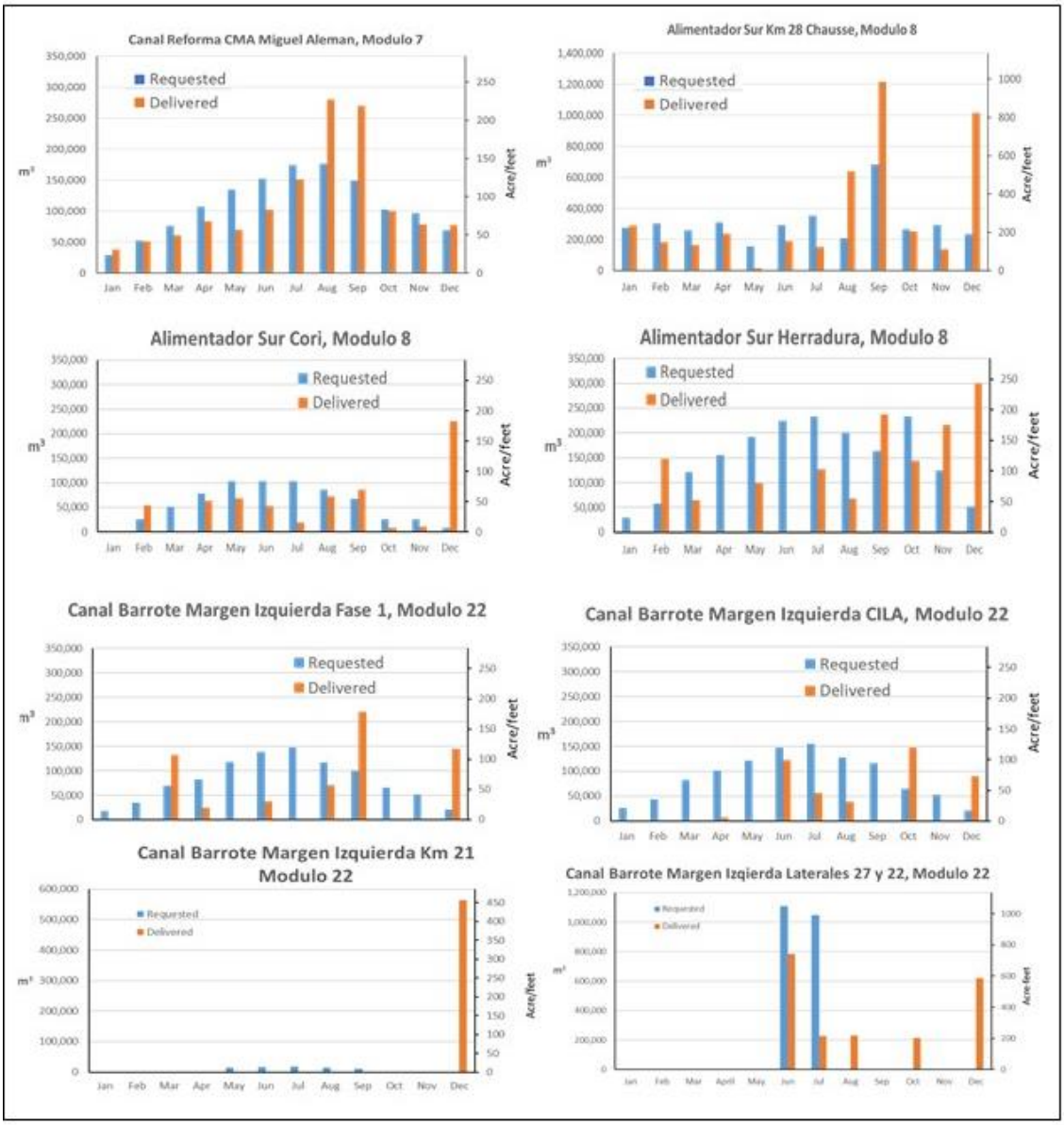


Figura 2-2. Petición de agua ambiental y entregas, 2018. Datos de Restauremos el Colorado. Las escalas verticales varían según el sitio.

Las entregas de agua normalmente se miden una vez al día, con la suposición de que el caudal permanece constante hasta la próxima medición. Para probar este supuesto, mediciones de flujo por hora fueron comparadas con las mediciones de flujo diario en la Herradura, donde un nuevo sensor fue instalado en agosto del 2018. Los datos indican que los caudales a menudo disminuyeron después de que se tomaron las mediciones diarias (Figura 2-3). Como resultado, los volúmenes de entrega mensual de agua basados en mediciones de flujo diario superaron los volúmenes reportados basados en mediciones por hora (Figura 2-3). Cuando los caudales disminuyen en el transcurso de un día, las mediciones por hora producen volúmenes de entrega de agua más precisos que mediciones diarias por la mañana.

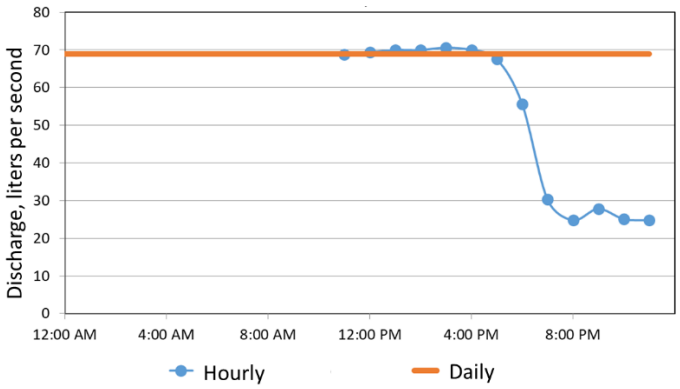


Figura 2-3. Comparación entre las tasas de entrega de agua basada en mediciones de flujos por hora versus flujos diarios en la Herradura, 26 de noviembre de 2018.

Flujos de Agua Superficial

La descarga de agua superficial se midió en las Estaciones de Monitoreo de Descarga (DMS) 12, 16 y 17 en el corredor ribereño y DMS 13, 14 y 15 y la FDA y L1 en el Alto Estuario. Estos sitios son inventariados y cartografiados en el Anexo A.

Niveles y Flujos de Agua Subterránea

Los niveles de agua subterránea medidos en 56 piezómetros a lo largo del corredor ribereño en el 2018 se registran como profundidades por debajo de la superficie del suelo y como elevaciones sobre el nivel medio del mar.

Se revisaron las mediciones manuales para corroborar que fueran consistentes con medidas pasadas y cercanas y los datos continuos fueron corregidos en función de los cambios de presión barométrica, derivaciones del transductor, y deslizamiento del sistema de suspensión. Este es el primer año en que se implementa una revisión formal QA/QC de los datos hidrológicos coleccionados por otros hidrólogos. En el 2018 los hidrólogos adoptaron controles consistentes en sus mediciones, tanto en el campo como en la oficina.

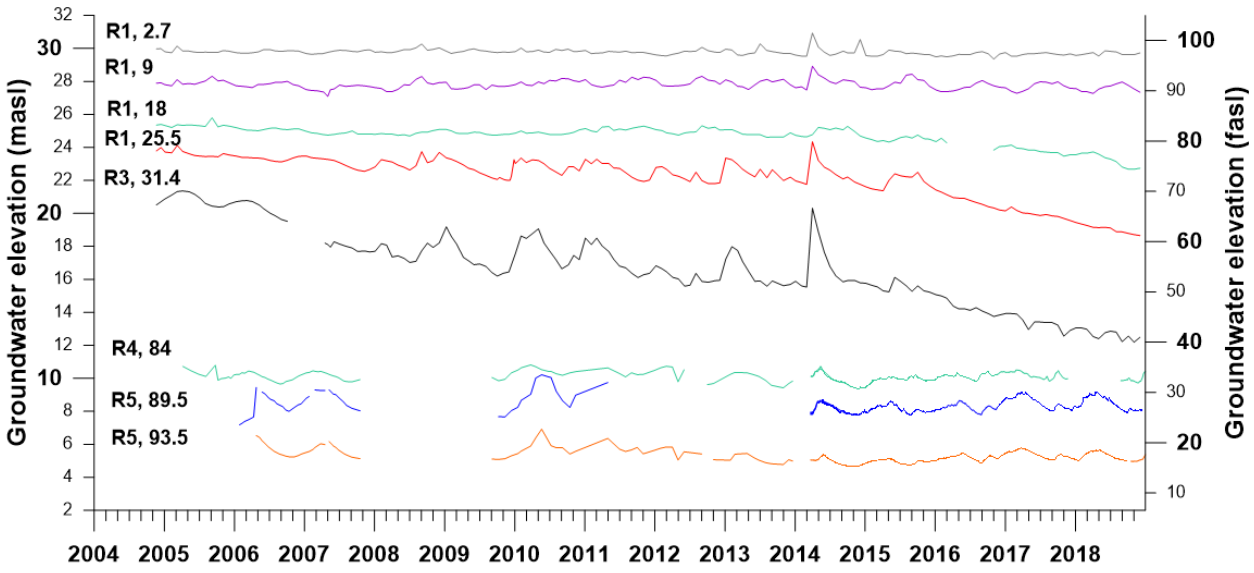


Figura 2-4. Hidrogramas de agua subterránea a largo plazo, indicando el número de tramo (R) y el kilómetro del río (aguas abajo de la Presa Morelos) del piezómetro por el que cada línea de la gráfica fue registrada. Unidades: masl = metros sobre el nivel del mar; fasl = pies sobre el nivel del mar. Gráfica cortesía de E. Rodríguez-Burgueño, UABC.

La figura 2-4 ilustra tendencias temporales en niveles de agua subterránea en el área del proyecto.

Los niveles de agua subterránea debajo del Tramo 4 respondieron a las entregas de agua ambiental. Por ejemplo, la Figura 2 - 5 muestra la respuesta de agua subterránea a inundación periódica del meandro en el sitio de restauración Chaussé. Por lo general, los encargados de restauración en Chaussé solicitan entregas de agua cuando la profundidad del agua subterránea desciende a unos 3.2 metros.

En el complejo de restauración Laguna Grande, los niveles de agua subterránea típicamente aumentaron durante la temporada de riego en respuesta a los flujos de retorno agrícola, disminuyeron después de que el riego terminó, y aumentaron de nuevo en respuesta a las entregas de agua ambiental de otoño e invierno, como se muestra en la figura 2-6. La respuesta del agua subterránea a las entregas de agua de diciembre fue más pronunciada en piezómetros ubicados cerca de los puntos de entrega y del cauce del río. El aumento máximo observado del nivel del agua en Laguna Grande en diciembre fue de 1.3 metros en RC7.

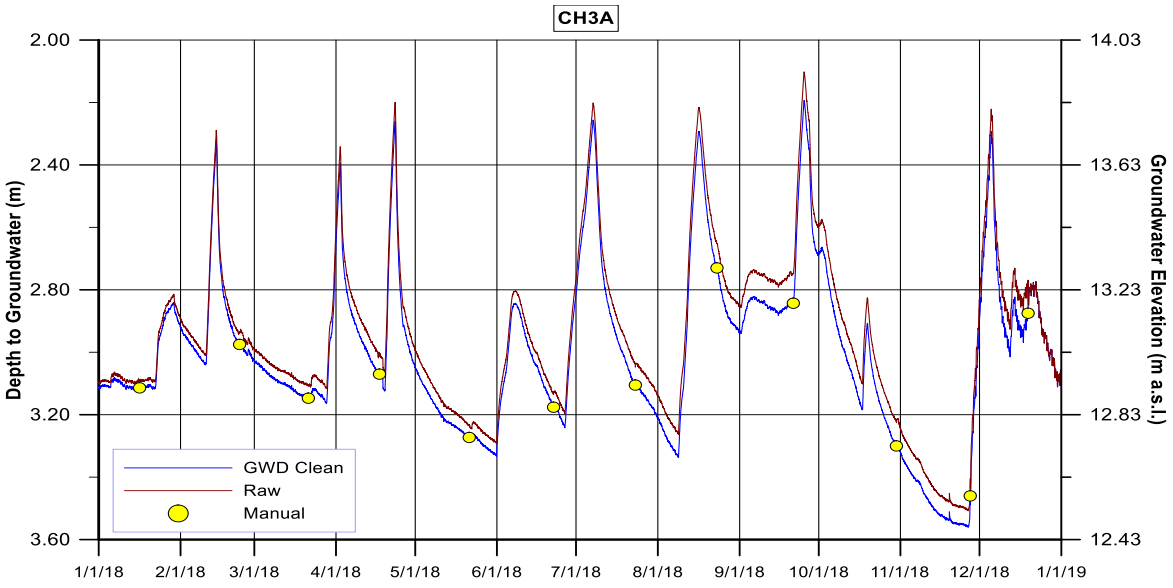


Figura 2-5. Profundidad del agua subterránea en el piezómetro CH3A (Chaussé). Manual=Medición manual, Raw=Datos continuos registrados en el transductor de presión, GWD Clean= Datos continuos corregidos. De UABC y ETS 2019.

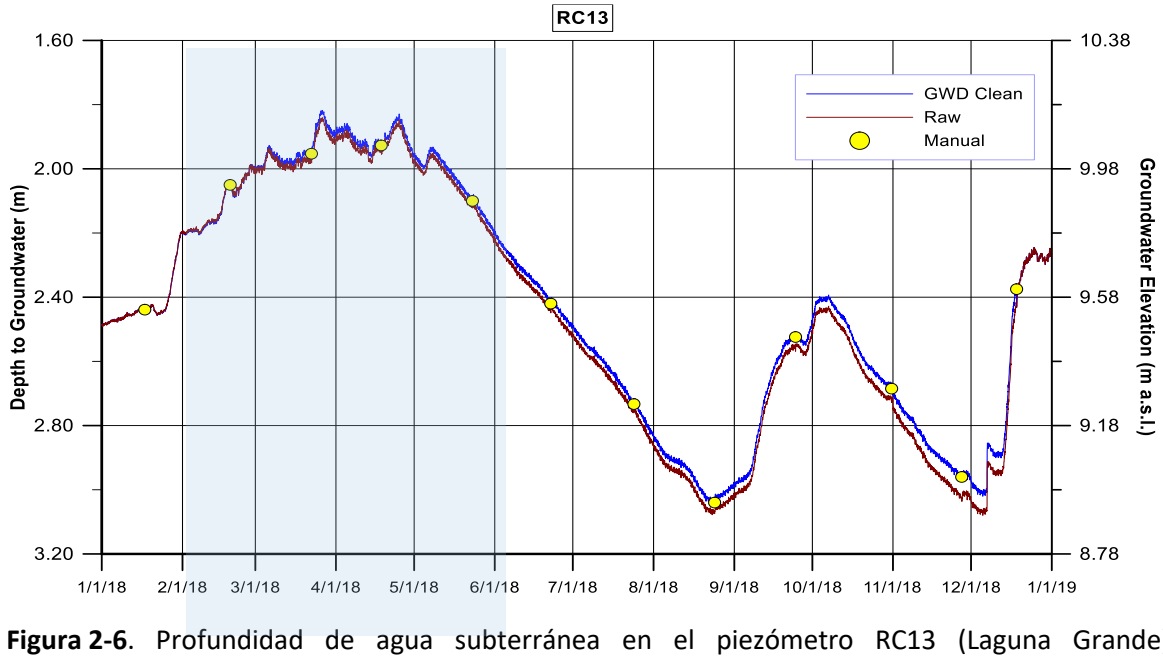


Figura 2-6. Profundidad de agua subterránea en el piezómetro RC13 (Laguna Grande). Manual=medición Manual, Raw=Datos continuos registrados en el transductor de presión, GWD Clean= Datos continuos corregidos. El área sombreada de color azul indica la temporada de riego.

Los niveles del agua subterránea en la obra de restauración Herradura (Figura 2-7) aumentaron en respuesta a las entregas de agua (Figura 2-2) en los meses de febrero, marzo, mayo, julio, septiembre y diciembre. Sin embargo, las entregas de agosto, octubre y noviembre tuvieron poco efecto sobre el agua subterránea. Este patrón de respuestas es constate con los volúmenes de entrega de agua que fueron calculados a partir de mediciones de flujo por hora (Figura 2-3).

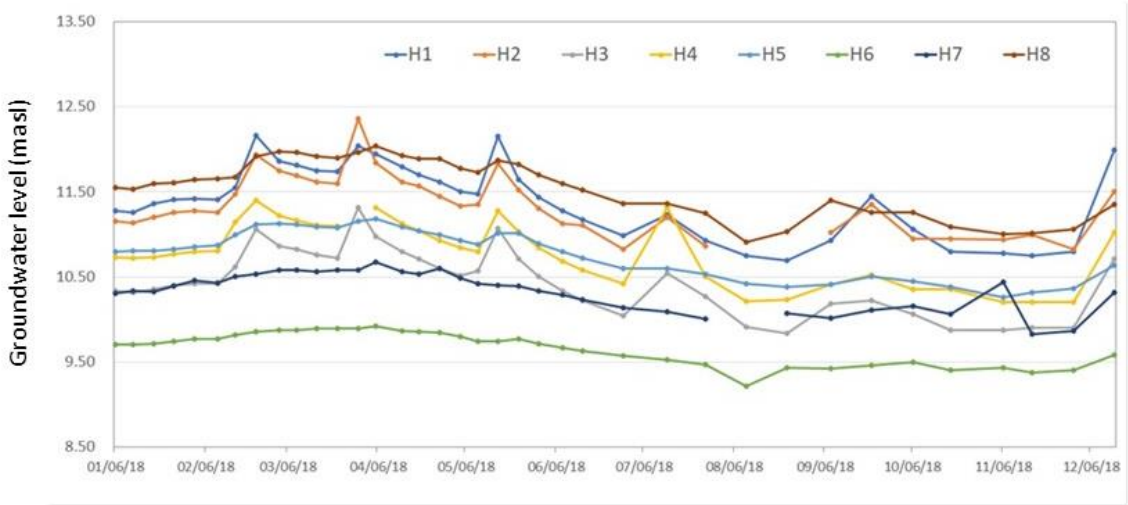


Figura 2-7. Niveles de agua subterránea en piezómetros en la Herradura, 2018. Masl = metros sobre el nivel del mar. Las ubicaciones de piezómetros se muestran en el Anexo A.

Prueba Piloto de Dren Ayala

En enero del 2018, Sonoran Institute dragó el último tramo de 1.8 km (1.1 millas) del Dren Ayala para mejorar su conexión con el Río Colorado por debajo de su confluencia con el Río Hardy. Durante el verano siguiente, un volumen de agua ambiental fue enviada al Dren Ayala para poner a prueba la eficacia del dragado y para medir la capacidad del Dren Ayala para transportar agua al Alto Estuario.

La prueba demostró con éxito que el agua entregada al Dren Ayala puede fluir aguas abajo sin obstáculos por el dren y al cauce principal del Colorado, y desde allí al estuario sin pérdidas importantes de infiltración. Además, mediciones de descarga simultáneas en varios sitios a lo largo de la ruta de flujo el 5 de julio del 2018, revelaron un drenaje de entrada (entrada) que aportó agua adicional al Dren Ayala (Anexo A, mapa de tramos 4, 5, 6). Durante las mediciones simultáneas, drenaje agrícola (0.041 m^3/s; 1.5 $pies^3/s$), la entrega de agua ambiental (0.19 m^3/s; 6.5 $pies^3/s$) y el drenaje de entrada (0.21 m^3/s; 7.5 $pies^3/s$) contribuyeron con 0.44 m^3/s (15 $pies^3/s$) de flujos al cauce principal del Colorado.

No se detectaron impactos de la prueba piloto del Dren Ayala en niveles de agua estuarina, salinidad y biota. Para más detalles de la prueba piloto del Dren Ayala vea la Sección 7 – Alto Estuario.

Referencias citadas

Flessa, K., Kendy, E., Rodríguez Burgueño, J. E., & Schlatter, K. eds. 2018. Minute 319 Colorado River Limitrophe and Delta Environmental Flows Monitoring Report: International Boundary and Water Commission, United States and Mexico, 89 p.

Sección 3: Monitoreo de Vegetación

Karen Schlatter[1], Martha Gomez-Sapiens[2], Helen Salazar[1], Alejandra Calvo-Fonseca[3], Patrick B. Shafroth[4], Eduardo González[5]

[1] Sonoran Institute, Tucson, Arizona U.S.A.

[2] University of Arizona, Tucson, Arizona U.S.A.

[3] Pronatura Noroeste, San Luis Río Colorado, México

[4] U.S. Geological Survey, Fort Collins, Colorado, U.S.A.

[5] Colorado State University, Fort Collins, Colorado U.S.A.

Observaciones clave

- Las áreas en restauración activa por más de dos años totalizaron 198 hectáreas (489 acres) en el 2018.
- Las condiciones de la vegetación y la composición, y la diversidad de aves deben de ser monitoreadas antes del desarrollo de nuevos sitios de restauración.
- Los sitios de restauración en el corredor ribereño tienen más especies nativas y mayor volumen de vegetación que los sitios control no restaurados. No hubo diferencia significativa en la cobertura álamo-sauce del 2017 al 2018.
- El volumen de vegetación disminuyó en el sitio CILA del 2017 al 2018; el volumen de vegetación en otros sitios de Laguna Grande se mantuvo sin cambios. El volumen de vegetación aumentó en el sitio Miguel Alemán y se mantuvo sin cambios en el sitio Herradura.

Introducción

El Sonoran Institute, Pronatura Noroeste y la Universidad de Arizona realizaron un monitoreo de vegetación en los sitios de restauración ribereños y sitios control a lo largo del corredor del Río Colorado en México durante el otoño (final de la estación de crecimiento) del 2018. El objetivo general del programa de monitoreo de vegetación fue cuantificar los impactos de las acciones de restauración en la extensión, composición y estructura del hábitat ribereño y relacionar las características del hábitat a la abundancia y diversidad de aves. Los objetivos específicos de monitoreo fueron medir la estructura vertical de la vegetación, densidad, y cobertura por especie en sitios de restauración ribereños activos que fueron plantados antes del 2017 (> 2 años de crecimiento) en Laguna Grande (sitios CILA, Herradura, y Cori) y Miguel Alemán (Fig. 3-1) y comparar los parámetros de vegetación de los sitios de restauración con los

sitios control para evaluar los impactos de restauración. El sitio de restauración Chausse está programado para monitoreo inicial en el 2021.

Este informe resume los resultados del 2018 de los sitios de restauración y control y compara los resultados entre el 2017 y 2018 en sitios de restauración.

Área de Estudio

Sitios de restauración

Todos los sitios de restauración activos (sitios de restauración no "pasivos", o sitios con distintos niveles de actividades descritas a continuación) fueron sujetos a las siguientes actividades de restauración antes del 2017: remoción de vegetación indeseable (principalmente pino salado (*Tamarix* spp.) y cachanilla (*Pluchea sericea*)), plano de terreno y curvas de nivel, plantación de vegetación nativa, y riego. La tabla 3-1 describe las características del sitio de restauración.

Miguel Alemán

El sitio de restauración Miguel Alemán se encuentra en el Tramo 2 en la zona Limítrofe (Fig. 3-1) y tiene un área de 200 hectáreas (494 acres). El agua es entregada en el sitio por el Canal Reforma, en virtud de los derechos de agua de riego dentro del módulo 7 (sector de gestión local de riego). El hábitat álamo-sauce (CW) es irrigado por inundación, mientras que el bosque de mezquite y hábitats de tierras altas se riegan con sistemas de goteo y rociadores.

Laguna Grande

El área de restauración Laguna Grande (Laguna Grande) está ubicada en la región central del Delta (Fig. 3-1) y se extiende desde el puente del ferrocarril (localmente conocido como San Felipito) a unas seis millas río abajo. Laguna Grande consta de tres concesiones de tierras (tierra federal mexicana designada para restauración)-CILA (115 hectáreas/285 acres), Laguna Cori (318 hectáreas/785 acres, la cual incluye los sitios Herradura y Cori), y Laguna Larga (140 hectáreas/345 acres) (Fig. 3-2).

Sitio CILA

La mayoría de los trabajos de restauración en el sitio CILA se llevaron a cabo entre 2013 y 2016. La mayoría de la vegetación plantada en el sitio CILA es regada por inundación, con áreas más pequeñas de riego por goteo y ausencia de riegos (plantadas directamente en agua subterránea).

Herradura

Una gran área de la Herradura está sobre aguas subterráneas a una profundidad de <2m. La Herradura fue plantada en 2015-2017, con zonas de riego por inundación, flujos hacia los canales de los meandros y laguna, y una pequeña zona de riego por goteo.

Cori

El sitio Cori es irrigado principalmente por inundaciones con una pequeña área de riego por goteo (véase Anexo B, Figura B-1).

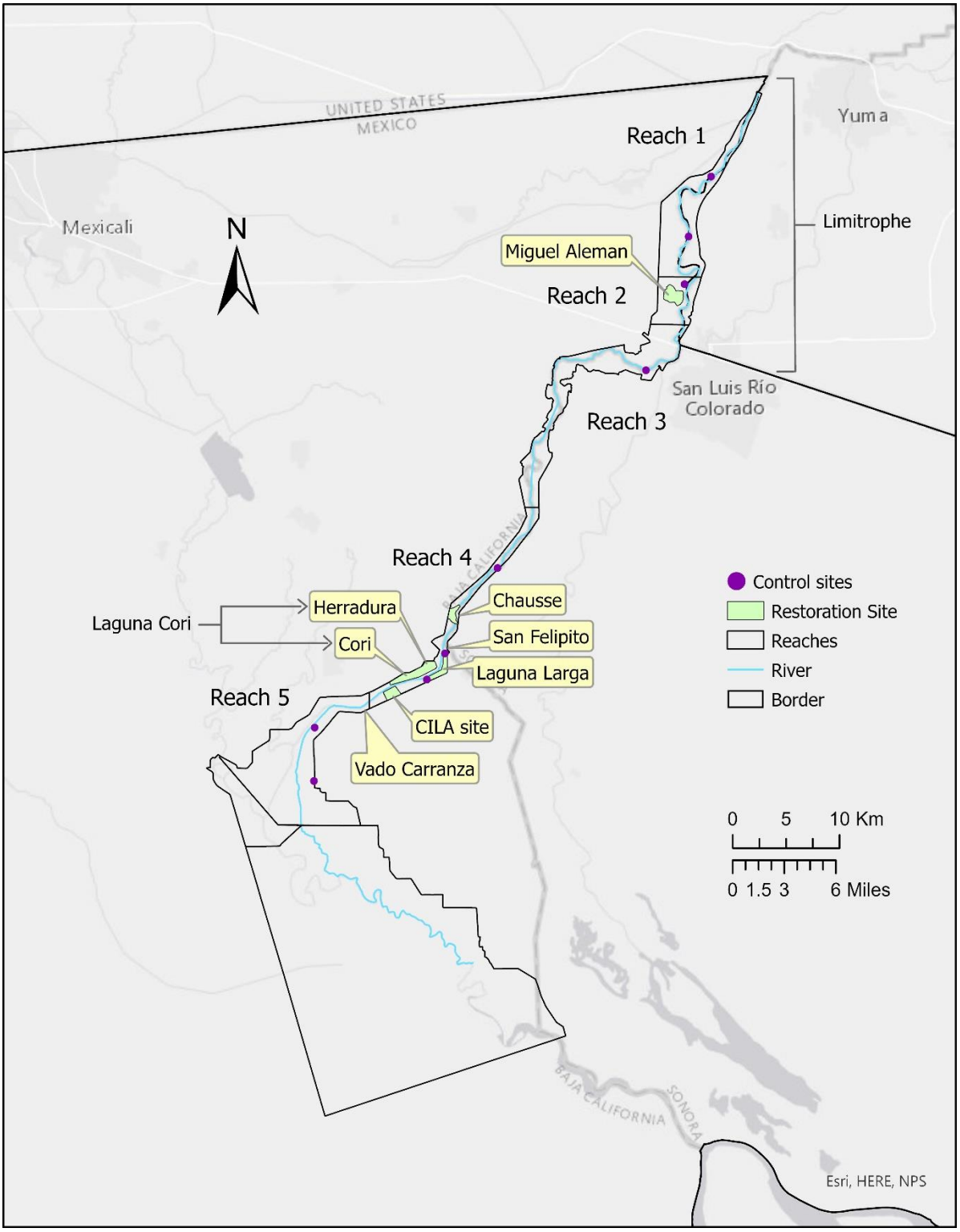


Figura 3-1. Sitios de restauración y control a lo largo del corredor ribereño del Río Colorado en México.

Figura 3-2. Mapa del área de restauración Laguna Grande y los tres sitios de restauración discutidos aquí: Cori, Herradura y CILA.

Tabla 3-1. Características de los sitios de restauración. Tipo de hábitat: Álamo-sauce = *Populus fremontii* y *Salix gooddingii*); bosque de mezquite = *Prosopis glandulosa* y *P. pubescens*; hábitat de tierras altas está dominado por mezquite (*P. glandulosa*) y especies de palo verde (*Parkinsonia* spp). Área: Ha = hectáreas, Ac = acres. El monitoreo del sitio Chaussé está programado para iniciar en 2021.

Obras de restauración	**Año inicio de restau-ración**	**Las áreas de hábitat restaurado (>2 años)**												**Profundidad promedio a aguas subterráneas**
		Lagunas		**Marisma**		**Álamo-sauce**		**Bosque de mesquite**		**Tierras altas**		**Superficie total sembrada**		
		Ha	Ac	Ha	Ac	Ha	Ac	Ha	Ac	Ha	Ac	Ha	Ac	M
Miguel Alemán	2014	0	0	0	0	14	35	24	59	22	54	**60**	**148**	11-15
CILA	2010	1.5	3.7	1.5	3.7	70	173	13	32	0	0	**86**	**213**	0-4
Herradura	2015	1	2.5	1	2.5	27	67	6	15	0	0	**35**	**86**	0-4
Cori	2016	0	0	0	0	1	2.5	16	40	0	0	**17**	**42**	2-5
Total		**2.5**	**6.2**	**2.5**	**6.2**	**112**	**277**	**59**	**146**	**22**	**54**	**198**	**489**	

Sitios control

Se establecieron sitios control a lo largo de los Tramos 1-5 para permitir comparaciones cuantitativas de las condiciones de vegetación ribereña entre los sitios donde las acciones de restauración fueron implementadas y donde no fueron implementadas. Todos a excepción de dos sitios control están ubicados en zonas de puntos de conteo de aves existentes (para más información sobre zonas de puntos de conteo de aves, vease la sección 7), de modo que los datos de la vegetación puedan estar relacionados a los parámetros de abundancia y diversidad de aves. Aunque no se realizaron muestreos pre-restauración en los sitios de restauración, observaciones in-situ, imágenes satelitales y datos de agua subterránea sugieren condiciones similares geomorfológicas, hidrológicas, y de vegetación entre los sitios de control y sitios de restauración previos al inicio de las actividades de restauración (véase Anexo C).

Los dos sitios control en el Tramo 1 están dominados por pino salado y cachanilla con menos del 10% de cobertura arbórea de CW. El Tramo 2 tiene un sitio de control, que está ubicado aguas arriba de Miguel Alemán y está dominado por cobertura de pino salado, cachanilla y chamizo. El tramo 3 tiene un sitio de control, el cual es dominado por pino salado. El Tramo 4 tiene tres sitios de control, uno de los cuales está situado aguas arriba del Chaussé con pino salado, cachanilla y vegetación emergente no nativa (*Phragmites australis*); los otros sitios de control del Tramo 4 están ubicados aguas arriba y aguas abajo del terreno de concesión Laguna Larga, y están dominados por pino salado y cachanilla con árboles de

mezquite dispersos. El Tramo 5 tiene dos sitios control que se encuentran aguas abajo del Vado Carranza y están dominados por pino salado y cobertura de cachanilla, pero tienen más suelo desnudo que los sitios de control del Tramo 4 con vegetación similar.

Métodos

Tres parcelas de monitoreo de vegetación de 5x15-m fueron aleatoriamente establecidas en cada área de conteo de punto de aves tanto en sitios de restauración como de control. A medida que los sitios de restauración se expanden, áreas de conteo de aves adicionales con parcelas de monitoreo de vegetación se añadirán a la red existente. En el 2017 hubo 8 áreas de conteo de puntos de aves (24 parcelas de vegetación) en Miguel Alemán; 19 áreas de conteo de aves (57 parcelas) en el sitio CILA; y 5 áreas de conteo de aves (15 parcelas) en Herradura. En el 2018 había 19 áreas de conteo de aves (57 parcelas) en Miguel Alemán; 17 áreas de conteo de aves en sitio CILA (51 parcelas); 7 áreas de conteo de aves en Herradura (19 parcelas: parcela # 1 en el punto de aves 5 y parcela #2 en el punto de aves 8 fueron removidas); 5 áreas de conteo de aves en Cori (14 parcelas: parcela #3 en el punto de aves 2 fue removida); y 7 áreas de conteo de aves existentes (21 parcelas) y 2 sitios nuevos fuera de las áreas de conteo de aves (6 parcelas) en los sitios de control (véase Anexos B y C).

La restauración está principalmente enfocada en especies de plantas leñosas ribereñas que se eliminan (cachanilla (*Pluchea sericea*) y pino salado (*Tamarix* spp.)) o se restauran activamente (jarilla (*Baccharis salicina, B. salicifolia*), álamos (*Populus fremontii*), sauce de Goodding (*Salix gooddingii*), sauce coyote (*Salix exigua*), mezquite dulce (*Prosopis glandulosa*), y mezquite tornillo (*Prosopis pubescens*)).

En cada parcela, los muestreos estimaron la cobertura foliar (hoja) de árboles y arbustos por especies, para todos los arbustos, para todos los árboles, y en total (combinados árboles y arbustos). La máxima cobertura fue del 100% para las categorías de especies separadas, todos los arbustos, todos los árboles, y árboles y arbustos combinados. Para las categorías de álamo-sauce, mezquite y arbustos nativos reportados aquí, fueron añadidas estimaciones de cobertura foliar de especies individuales para obtener cobertura de especies combinadas; este proceso suma áreas de cobertura de especies superpuestas (áreas superpuestas que se cuentan sumándolas). Los muestreos también registraron la densidad de especies de árboles y arbustos de interés para la restauración, la altura de las copas de mezquite, y el volumen de vegetación total (TVV, calculando como toques al estadal).

Los datos de las parcelas que cuantificaron la estructura vertical, la densidad y la cobertura por especie se promediaron por área de conteo de puntos de aves (es decir, promedio de 3 parcelas) y luego por sitio de restauración o tramo en el caso de sitios control. En el caso de Miguel Alemán, se estratificó el sitio en hábitats de álamos y mezquite (denominado posteriormente como Miguel Alemán CW y Miguel Alemán M) debido a la separación geográfica de los dos tipos de hábitats; esta separación era exclusiva de Miguel Alemán. Se utilizó ANOVA unidireccional y prueba de comparaciones múltiples de Tukey para comprobar las diferencias entre los sitios de restauración. Prueba de *t* pareada y prueba no paramétrica de Wilcoxon se utilizaron para determinar las diferencias entre la cobertura CW y TVV del 2017 y 2018. Los análisis estadísticos se realizaron en Excel y R Studio v. 1.0.143 (2016).

Resultados y Discusión

Cobertura foliar de árboles y arbustos

El promedio de cobertura foliar de árboles y arbustos en los sitios de restauración (53%) fue mayor que en los sitios control (27%). Los sitios Miguel Alemán CW (Tramo 2), Herradura, y CILA (Tramo 4) tuvieron 50% y 170% más de cobertura de especies leñosas que los sitios control del Tramo 2 y Tramo 4, respectivamente (Fig. 3-3). El sitio control del Tramo 3 presentó el menor porcentaje de cobertura de especies leñosas (10%).

El área de hábitat de mezquite de Miguel Alemán tuvo significativamente menos cobertura de especies leñosas que los otros sitios de restauración ($p<0.05$).

Aunque Cori y los sitios control del Tramo 4 tuvieron un porcentaje similar de cobertura de especies leñosas, los dos tienen diferentes composiciones de especies; Cori es un sitio dominado por mezquite con pastos y otras especies herbáceas, mientras que los sitios control del Tramo 4 están dominados por pino salado y cachanilla. Las plantaciones del sitio Cori solo tenían dos años en el momento de los muestreos; los mezquites crecen mucho más lentamente que los álamos, sauces y la jarilla (*Baccharis* spp.), estas últimas son especies dominantes en los sitios Herradura (aproximadamente la misma edad que Cori) y CILA (sitio más antiguo que Cori). Esto puede explicar por qué Cori tuvo menos cobertura foliar que los otros sitios de restauración del Tramo 4.

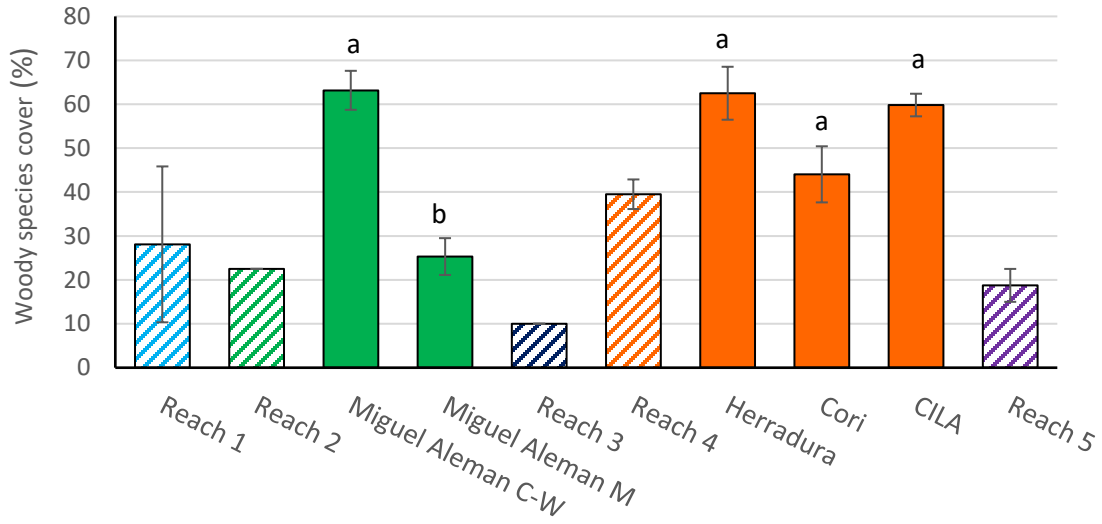


Figura 3-3. Cobertura foliar media de especies leñosas en sitios de restauración (color sólido), y sitios control (patrón de sombreado diagonal). Las barras representan el error estándar de la media. Los sitios de restauración y los sitios control que comparten el mismo color se agrupan por tramo. Las letras minúsculas indican grupos homogéneos de acuerdo a la prueba de Tukey, diferencia significativa ($p<0.05$).

La cobertura promedio de arbustos nativos en los sitios de restauración (19%) fue más del doble que en los sitios control (8%). La cobertura de especies de arbustos nativos fue más alta en el sitio CILA (30%)

(Fig. 3-4), donde hay abundante *Baccharis salicina* y cachanilla (Fig. 3-8). La cobertura de arbustos nativos fue similar en Cori y Herradura (Fig. 3-4), a pesar de que Cori fue ampliamente dominado por *Baccharis salicifolia* mientras que los arbustos nativos de Herradura son sauce coyote, cachanilla y *Baccharis salicina* (Fig. 3-8). La cobertura de especies de arbustos nativos en Miguel Alemán fue significativamente menor que en otros sitios de restauración ($p<0.05$) y fue similar a la de los sitios control en los Tramos 1, 2, 3 y 5.

El promedio de la cobertura CW en sitios de restauración fue del 23%, mientras que no hubo presencia de cobertura CW en los sitios control. La cobertura promedio de CW fue significativamente menor ($p<0.05$) en los sitios Miguel Alemán M y Cori (<5% de cobertura) que en los sitios Miguel Alemán CW, CILA y Herradura (26-37% de cobertura) (Fig. 3-5). El área de Miguel Alemán M está dominada por tipos de hábitat de mezquite y vegetación de tierras altas, sólo el 23% del área restaurada corresponde a el hábitat de CW. Similarmente, el 94% del hábitat en Cori es mezquite. En el sitio CILA, aunque la mayoría del área fue sembrada con álamos y sauces, con el tiempo, en algunas áreas se han establecido naturalmente mezquite, baccharis y cachanilla. Además, las entregas de agua al sitio CILA fueron mucho más reducidas en el 2018, y las hojas de los álamos y sauces estaban senescentes y/o se habían caído en el momento del muestreo, probablemente debido a la falta de agua. No hubo cobertura CW en los sitios control en ningún tramo, lo que sugiere que la restauración activa es exitosa en el establecimiento y el mantenimiento de cobertura de especies de interés.

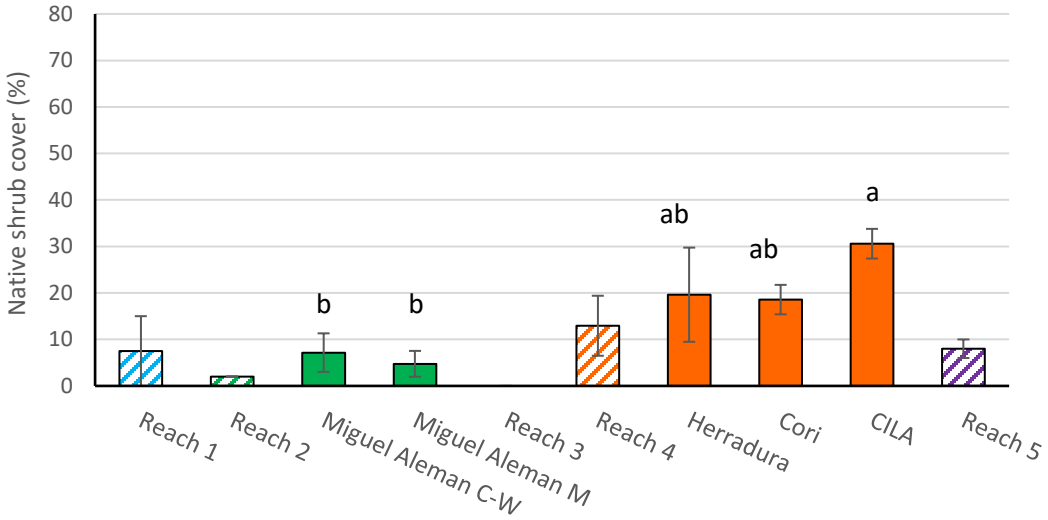


Figura 3- 4. Cobertura foliar media de arbustos nativos (*Atriplex* spp.*, Baccharis* spp.*, Pluchea sericea, Salix exigua*) en los sitios de restauración (color sólido) y sitios control (patrón de sombreado diagonal). Nótese que la cobertura de arbusto nativo es la suma de la cobertura de las especies individuales, que cuenta dos veces las áreas donde se superponen especies de arbusto nativo. Las barras representan el error estándar de la media. Los sitios de restauración y sitios control que comparten el mismo color se agrupan por tramo. Las letras minúsculas indican grupos homogéneos de acuerdo a la prueba de Tukey, diferencia significativa ($p<0.05$).

En todos los sitios de restauración, la cobertura de álamos supera la cobertura de sauces, pero sólo de forma significativa en el sitio CILA ($p<0.001$) (Fig. 3-5). Hay más cobertura de sauces en la Herradura que en el sitio CILA debido a las condiciones de agua subterránea poco profundas (los sauces prefieren condiciones de agua subterránea menos profunda que los álamos) que permitieron una plantación densa de especies de sauce en la Herradura. En este sitio hay más área de vegetación ribereña mesófita (en la cual las especies de sauces "Goodding"y coyote son dominantes) que fue plantada y sembrada en comparación con otros sitios.

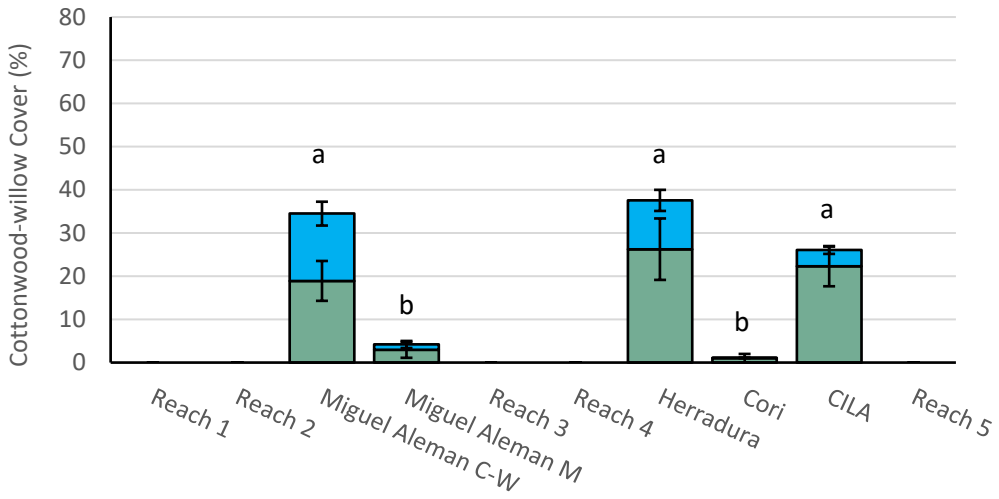


Figura 3-5. Cobertura foliar de álamo (verde) y sauce Goodding (azul) en sitios de restauración. Nótese que la cobertura de álamo-sauce es la suma de la cobertura de especies individuales, que cuenta dos veces las áreas donde se superponen las especies de álamos y sauces. Las barras representan el error estándar de la media. Las letras minúsculas indican grupos homogéneos (para la combinación álamo-sauce) de acuerdo a la prueba de Tukey, diferencia significativa ($p<0.05$).

El pino salado estuvo presente en todos los sitios de restauración y control, pero fue menos denso en los sitios de restauración (6%) que en los sitios control (18%), con el mayor porcentaje de cobertura en los sitios control del Tramo 4 (Fig. 6). En los sitios Cori y CILA, la cobertura promedio de pino salado fue de 12% y 14%, respectivamente. Herradura y Miguel Alemán tuvieron el menor promedio de cobertura foliar de pino salado (< 1%), que fue significativamente diferente de la cobertura foliar de pino salado en los sitios Cori y CILA ($p<0.05$). Las diferencias en la cobertura de pino salado entre los sitios de restauración, están probablemente relacionados con 1) la profundidad del agua subterránea (el pino salado puede naturalmente establecerse donde el nivel freático es relativamente profundo); 2) el método de riego en los sitios de restauración (el riego por inundación tiende a promover el establecimiento de pino salado en un área de mayor tamaño debido a la expansión del suelo húmedas); y 3) la frecuencia y el

tiempo del último deshierbe de pino salado. En comparación con sus respectivos sitios de control (Herradura, Cori y CILA a Tramo 4; Miguel Alemán a Tramo 2), los sitios de restauración tuvieron menor cobertura foliar de pino salado, lo cual sugiere que los esfuerzos de restauración activa han sido efectivos en reducir y mantener niveles bajos de esta especie no nativa.

En los sitios control de los Tramos 1-3, la cobertura de pino salado tuvo un rango de 13 a 18%. De todos los sitios de control y restauración, la cobertura de pino salado fue la más alta (>25%) en los sitios de control del Tramo 4. Esto también fue observado durante los monitoreos de transectos del Acta 319 (Shafroth et al. 2017), y es probablemente debido a las condiciones del agua subterránea poco profunda a lo largo del Tramo. El Tramo 1, el cual tiene condiciones de agua subterránea poco profunda que son favorables para el establecimiento de pino salado, tenía menos cobertura de pino salado que el Tramo 2 y fue similar al Tramo 3, que es más seco que el Tramo 1. En el Tramo 1, arbustos nativos superan al pino salado. Además, incendios recientes y las disminuciones del nivel freático han reducido aún más la cobertura de pino salado en el Tramo 1.

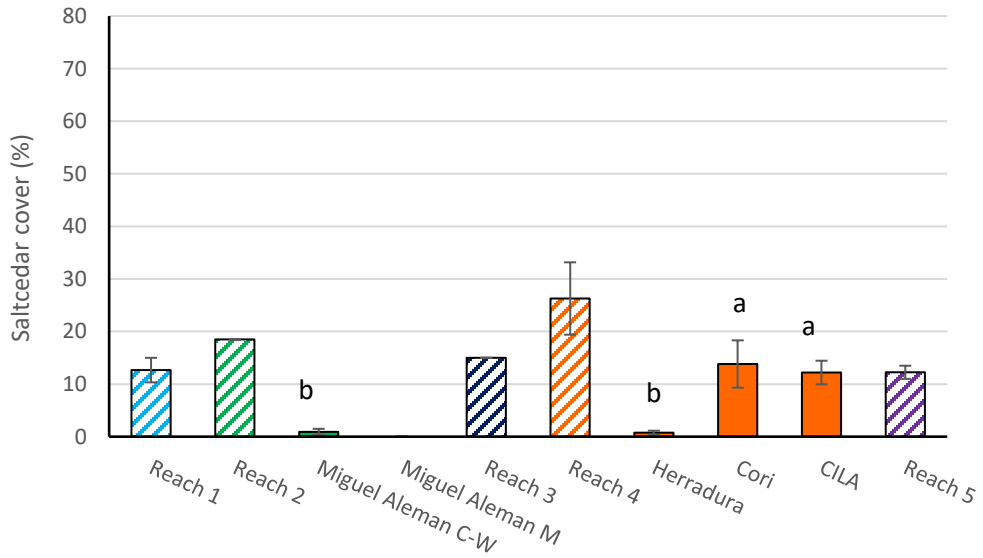


Figura 3-6. Cobertura foliar media de pino salado en los sitios de restauración (color sólido) y sitios control (patrón de sombreado diagonal). Las barras representan el error estándar de la media. Los sitios de restauración y sitios control que comparten el mismo color se agrupan por tramo. Las letras minúsculas indican grupos homogéneos de acuerdo a la prueba de Tukey, diferencia significativa ($p<0.05$).

En los sitios de restauración, el promedio de la cobertura foliar de mezquite dulce y tornillo fue del 13%, mientras que no hubo cobertura de mezquite en los sitios control. Dentro de los sitios de restauración, el sitio CILA tuvo la menor cobertura de mezquite, la cual fue significativamente diferente ($p<0.01$) que la zona de Miguel Alemán con mayor cobertura de mezquite (Fig. 3-7). La variabilidad entre los sitios de restauración es debido principalmente a los tipos de hábitat plantado y vegetación establecida de manera natural en cada una de los sitios de restauración, que dependen de los niveles del agua subterránea (tabla1) y los tipos de suelo. Esperamos que la cobertura de mezquite aumente significativamente en los

sitios Cori, Miguel Alemán M y Herradura a lo largo del tiempo, mientras el follaje de mezquite se vuelve más denso; en estos sitios áreas de mezquite fueron plantadas en los últimos 2-3 años, de manera que los árboles son todavía bastante jóvenes y como se señaló anteriormente, no crecen tan rápido como los álamos y sauces. Aunque las especies de mezquite no estaban presentes en las parcelas de sitios control, se observaron individuos dispersos fuera de las parcelas, dentro de las áreas de monitoreo de aves (100 m (328.1 pies) de radio).

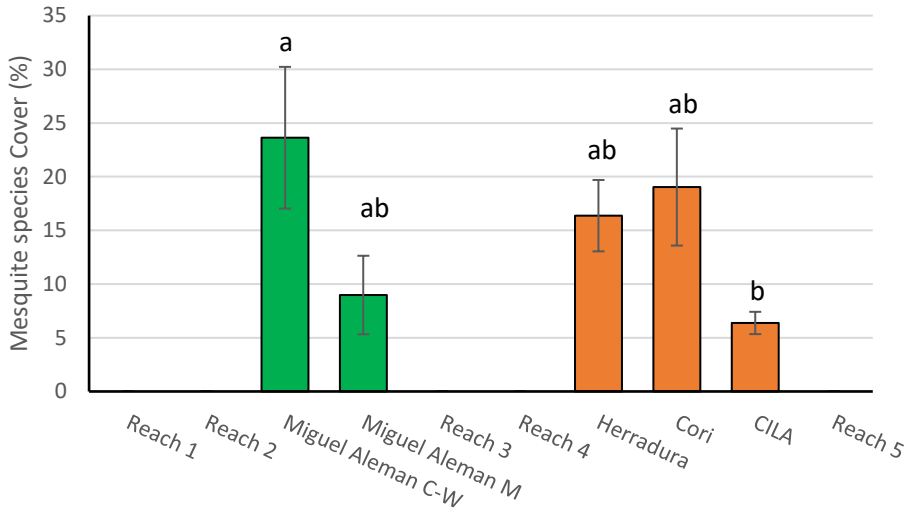


Figura 3-7. Cobertura foliar media de mezquite (mezquite tornillo y dulce) en los sitios de restauración y sitios control. Nótese que la cobertura de mezquite es la suma de la cobertura de especies individuales, que cuenta dos veces las áreas donde se superponen las especies de mezquite dulce y tornillo. Las barras representan el error estándar de la media. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0.05$).

Densidad de especies de interés para la restauración

Los sitios de restauración tuvieron un promedio de 0.2 individuos de especies de restauración prioritarias por m² (859/acres; 2,123/hectáreas), mientras que los sitios control no tenían presentes especies de interés para la restauración. Los sitios de restauración tienen densidades variables de especies leñosas nativas de interés: las especies más abundantes en el sitio CILA son álamos y *Baccharis salicina* (0.11 individuos/m²); en Cori, *Baccharis salicifolia* (0.14 individuos/m²) fue el más abundante; la Herradura es muy diversa, con 0.07-0.09 individuos/m² de álamo, sauce coyote, sauce Goodding y mezquite tornillo; en Miguel Alemán CW las especies más abundantes son álamo, sauce Goodding y mezquite dulce con unos 0.04-0.05 individuos/m²; y en Miguel Alemán M, mezquite dulce (0.03 individuos/m²) y álamo (0.01 individuos/m²) son más abundantes (Fig. 3-8). El mezquite tornillo no fue plantado en los sitios de restauración del Tramo 4; se establece naturalmente y en altas abundancias dadas las condiciones de humedad del suelo adecuadas. La densidad media combinada de especies nativas fue menor en el sitio

Miguel Alemán y mayor en Herradura, probablemente porque el nivel freático es más profundo en Miguel Alemán y más somero en Herradura.

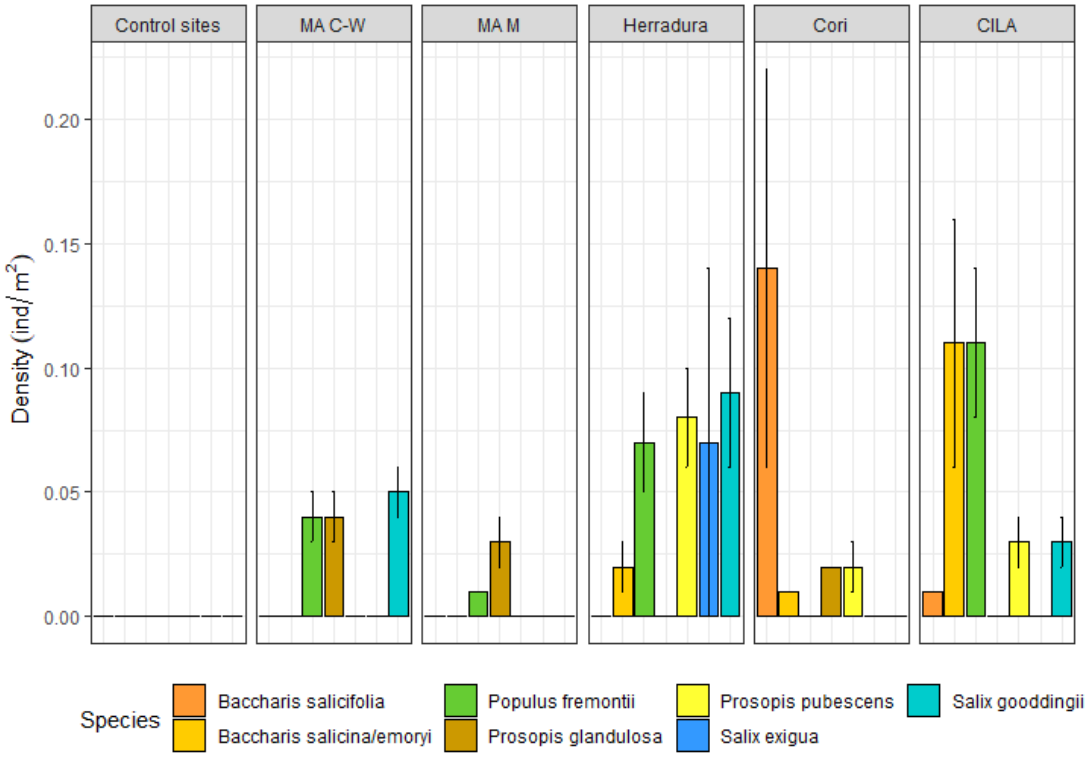


Figura 3-8. Densidad de especies leñosas nativas en sitios de restauración y sitios control. Las barras representan el error estándar de la media.

Altura del Follaje de Mezquite

La altura promedio de mezquite dulce y mezquite tornillo en los sitios de restauración varió de 1 a 4 m (3.3 pies a 13.1 pies). Cuatro metros (13.1 pies) es dos metros (6.6 pies) menos de lo que se considera su altura máxima (Felger, 2000) (Fig. 3-9). Los individuos más antiguos (probablemente de 5-6 años en áreas restauradas) de mezquite tornillo en el sitio CILA tenían una altura promedio de 3.5 m (11.5 pies), mientras que árboles de mezquite tornillo en Miguel Alemán (poco más de 2 años de edad) tenían una altura promedio de 4.5 m (14.5 pies) y 2.4 m (7.9 pies) en los sitios Miguel Alemán C-W y Miguel Alemán M, respectivamente.

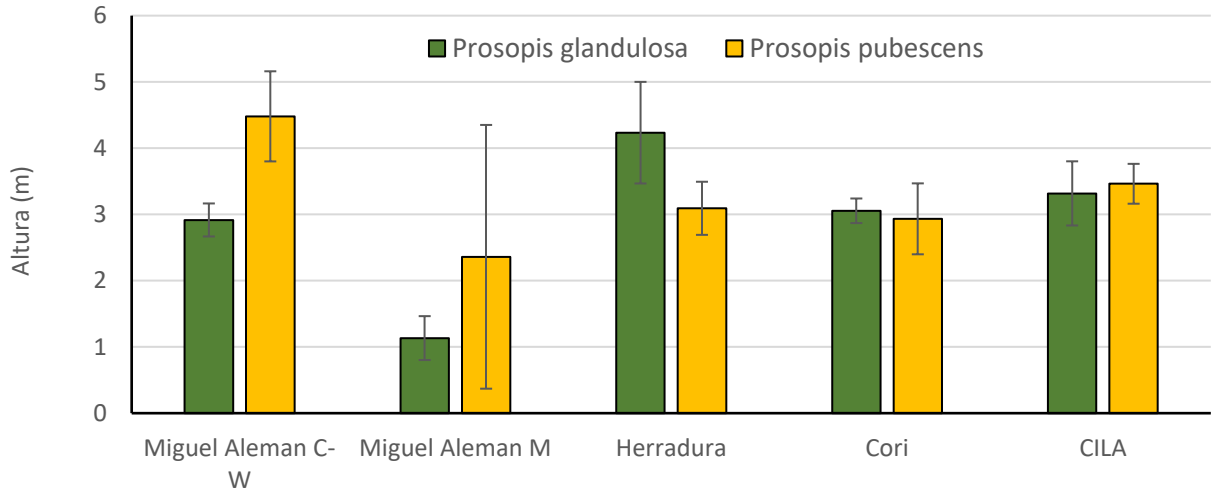


Figura 3-9. Altura media de especies de árboles de mezquite *Prosopis glandulosa* (dulce) y *Prosopis pubescens* (tornillo), con barras que representan el error estándar de la media.

Volumen de vegetación total

El promedio del volumen de vegetación total (TVV) en los sitios de restauración (0.8 m^3/m^2), fue 300% mayor que en los sitios control (0.2 m^3/m^2). Entre los sitios de restauración, Miguel Alemán CW tenía considerablemente mayor TVV que otros sitios de restauración ($p<0.001$). El promedio de TVV de Miguel Alemán M fue significativamente menor ($p<0.05$) en comparación a todos los otros sitios de restauración (Fig. 3-10). El promedio de TVV fue mayor en Cori que en los sitios CILA y Herradura, pero no de forma significativa. Mientras Cori tiene poca cobertura y abundancia de álamo-sauce, presenta un sotobosque diverso de especies (Anexo B), lo cual probablemente contribuye a su alto TVV. De los sitios de restauración dominados por CW, el sitio CILA tuvo el menor promedio de TVV. Esto puede ser debido a que:

1) Se podría estar subestimando el volumen de la vegetación de la capa superior del follaje en el sitio CILA ya que no se pueden contar directamente los toques al estadal para alturas del follaje superior a 5 m. Mucho del follaje superior del sitio CILA es mayor a 5 m - es el sitio más antiguo de restauración, los valores de TVV quizás no pueden proporcionar una medida exacta de su estructura superior a 5 m; y/o

2) En parches maduros con 5-6 años de crecimiento, como en el sitio CILA, el volumen de vegetación total puede ser reducido porque la capa superior limita la penetración de la luz solar y reduce la diversidad del sotobosque.

El promedio de TVV fue generalmente menor en los sitios de control (0.1-0.3 m^3/m^2) que en los sitios de restauración (Fig. 3-10), lo cual puede deberse a diferencias en la estructura vertical de la vegetación (es decir, sitios con estructura vertical diversa tenderán a presentar mayor TVV que sitios con menor complejidad en la estructura vertical). La mayoría de los sitios control están dominados por parches de

pino salado o una mezcla de pino salado-cachanilla, que normalmente tienen menor diversidad estructural de la vegetación. Además de la falta de especies de álamos y sauces en los sitios control, también hubo impactos por incendios recientes y antiguos, descensos del agua subterránea en el Tramo 1, así como remoción de vegetación para la agricultura en los sitios control de los Tramos 1, 4 y 5. Estos factores también contribuyeron a las diferencias de estructura entre sitios restaurados y control (más suelo desnudo en los sitios control).

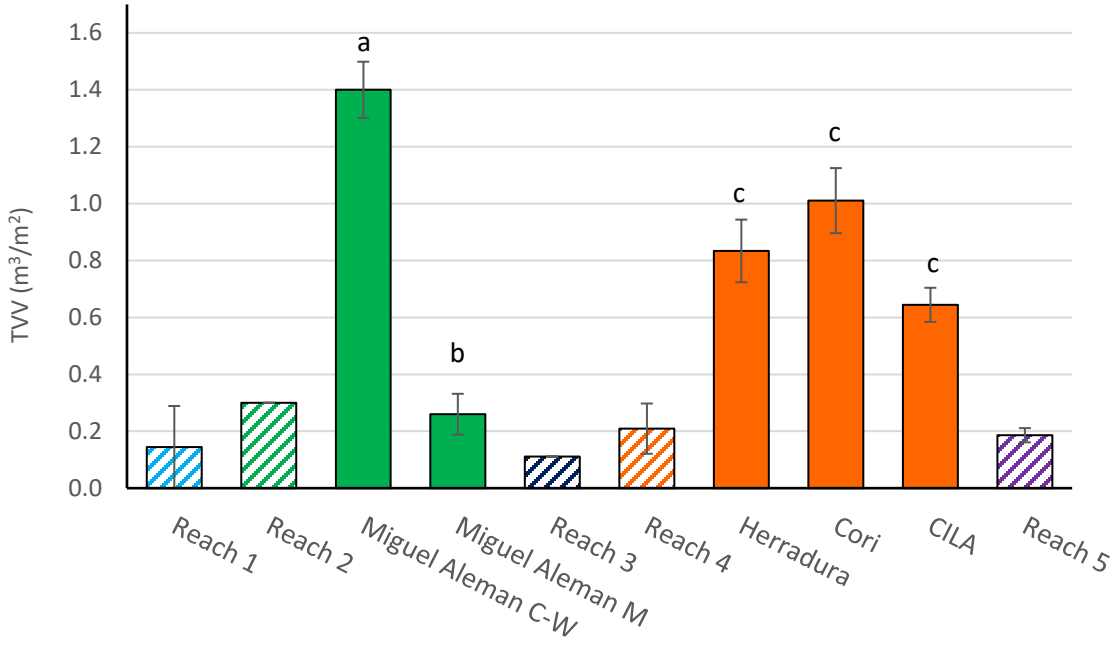


Figura 3-10. Promedio de volumen de vegetación total (m^3/m^2) de toda la vegetación viva en los sitios de restauración (color sólido) y los sitios control (sombreado diagonal). Las barras representan el error estándar de la media. Los sitios de restauración y control que comparten el mismo color se agrupan por tramo.

Cambio en la vegetación del 2017 al 2018

La cobertura foliar de álamo-sauce y el volumen de vegetación total fueron comparados entre 2017 y 2018 en los sitios CILA, Herradura, y Miguel Alemán (Cori fue agregado en los muestreos del 2018). Observe que, en los sitios Herradura y Miguel Alemán, algunas parcelas de vegetación adicionales fueron agregadas en el 2018; estas parcelas no fueron utilizadas en la comparación entre años. Por esa razón, los valores presentados a continuación para el 2018 son diferentes para los sitios Herradura y Miguel Alemán a los presentados previamente (Flessa et al., 2018).

Cobertura foliar de álamo-sauce

El promedio de la cobertura foliar de CW en los sitios de restauración no cambió significativamente del 2017 al 2018 (Tabla 3-2).

Tabla 3-2. Comparación de la cobertura foliar promedio álamo-sauce (%) (con error estándar en paréntesis) en los sitios de restauración entre 2017 y 2018. N = número de áreas de conteo de punto de aves.

	Sitio CILA	Herradura	Miguel Alemán
2017	27.6 (4.08)	36.0 (10.52)	36.4 (4.12).
2018	26.1 (4.91)	36.0 (9.55)	35.6 (6.69)
Prueba no paramétrica de Wilcoxon	valor-*p* =0.4683	valor-*p* =0.8339	valor-*p* =0.8335
Prueba *t*-pareada	valor-*p* = 0.6741	valor-*p* = 0,5	valor-*p* = 0.8095
N	18	7	8

Volumen de vegetación total

Del 2017 al 2018, el promedio del Volumen de Vegetación Total (TVV) disminuyó significativamente en un 21% en el sitio CILA ($p<0.01$), aumentó significativamente en un 32% en Miguel Alemán ($p<0.01$), y no se modificó significativamente en el sitio la Herradura (Tabla 3-3). Los descensos de TVV pueden explicarse por: (i) la reducción de la disponibilidad de agua en varios de los sitios (falta de entregas de agua en el 2018 en el sitio de restauración CILA), (ii) sombreado por especies que conforman el estrato arbóreo, y/o (iii) la subestimación de TVV de la capa superior del follaje, como se señaló anteriormente.

Tabla 3-3. Comparación media de TVV (m^3/m^2) (error estándar en paréntesis) entre 2017 y 2018 en los sitios CILA, Herradura (HD), y Miguel Alemán (MA).

	Sitio CILA	Herradura	Miguel Alemán
2017	0.81 (0.07)	0.76 (0.20)	1.07 (0.11)
2018	0,64 (0,06)	0.81 (0.15)	1.41 (0.11)
Prueba no paramétrica de Wilcoxon	valor-*p* =0.0040	valor-*p* =0.8125	valor-*p* =0.0156
Prueba *t*-pareada	valor-*p* = 0.0056	valor-*p* = 0.3639	valor-*p* = 0.0050
N	18	7	8

Conclusiones

Los sitios de restauración tienen una cobertura foliar promedio significativamentemás alta, mayores densidades, y mayor volumen de vegetación total de especies nativas que los sitios de control, indicando que las medidas de restauración han aumentado con éxito la extensión y la distribución de plantas ribereñas nativas deseables, así como reducido la extensión y distribución de especies indeseables y no nativas. Pero algunos sitios de restauración tienen más establecimiento de hábitat nativo que otros.

Estas observaciones sugieren que en los sitios de restauración la composición de la vegetación, densidad y estructura son funciones de las condiciones de agua subterránea, diseño de restauración y tipo de riego dentro de los sitios. Por ejemplo, los arbustos nativos restaurados prosperan en los sitios de restauración del Tramo 4, donde el agua subterránea es somera. En general, el sitio Herradura con mayor abundancia de especies nativas de interés para la restauración, tiene la mayor área de agua subterránea somera. Estas hipótesis pueden ser probadas analizando las relaciones entre variables ambientales y de vegetación.

Los protocolos actuales que estiman la estructura vertical de la vegetación pueden subestimar la estructura de la capa del follaje en alturas superiores a cinco metros. En sitios más antiguos que carecen de áreas abiertas, el follaje de los árboles puede impedir el establecimiento de especies de sotobosque. Además, la falta de riego con agua superficial probablemente disminuyó la diversidad estructural, ya que las especies herbáceas del sotobosque típicamente requieren frecuentes inundaciones de agua superficial porque dependen menos del agua subterránea. Todos estos factores podrían explicar las diferencias observadas de TVV en comparaciones entre el 2017 y 2018 para Miguel Alemán, el sitio CILA y Herradura.

Los próximos pasos para el monitoreo incluyen: 1) analizar las relaciones entre los parámetros del medio ambiente, aves, y vegetación; y 2) la evaluación continua del uso de drones para evaluar los parámetros de vegetación, incluyendo la cobertura de vegetación aérea, la altura del follaje y el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), el cual podría mejorar la eficiencia en costo y tiempo del monitoreo.

Referencias citadas

Felger, R.S. 2000. Flora of the Gran Desierto and Río Colorado of Northwestern Mexico. University of Arizona Press.

Flessa, K., Kendy, E., Rodríguez Burgueño, J. E., & Schlatter, K. (2018). Minute 319 Colorado River Limitrophe and Delta environmental flows monitoring report: International Boundary and Water Commission, United States and Mexico, 89 p.

Shafroth, P.B., Schlatter, K.J., Gomez-Sapiens, M., Lundgren, E., Grabau, M.R., Ramírez-Hernández, J., Rodríguez-Burgueño, J.E. and Flessa, K.W. 2017. A large-scale environmental flow experiment for riparian restoration in the Colorado River Delta. Ecological Engineering, 106 (645-660).

Sección 4: Influencia de la hidrología del agua superficial y subterránea en el crecimiento y mortalidad de árboles ribereños en el segmento Limítrofe del Río Colorado: Informe de progreso

Patrick B. Shafroth, U.S. Geological Survey, Fort Collins Science Center, Fort Collins, CO, U.S.A.

Observación clave

- Se recolectaron secciones de ramas y núcleos de álamos y sauces en dos sitios en la zona Limítrofe. Los análisis de anillo de árbol pueden revelar las relaciones entre el crecimiento de árboles, escurrimiento y agua subterránea.

Antecedentes e Introducción

La sequía ecológica[1] puede contribuir a la disminución de los bosques ribereños dominados por el álamo a través de América del Norte. La baja disponibilidad de agua es la causa más comúnmente reportada de estrés, muerte de partes del árbol y mortalidad en los bosques ribereños dominados por álamo (*Populus*) y sauce (*Salix*). En las regiones áridas a semiáridas, las especies ribereñas de estos géneros suelen depender de la humedad suplementaria, más allá de la proporcionada por la precipitación sola. Comúnmente, este suplemento de humedad es proporcionado por escurrimiento y/o agua subterránea aluvial poco profunda. Se ha demostrado que las disminuciones en escurrimiento y elevaciones de agua subterránea disminuyen la disponibilidad de agua para los álamos ribereños y provocan estrés fisiológico (Tyree et al. 1994; Rood et al. 2003), disminuyen el crecimiento (Scott et al. 1999), provocan la muerte progresiva de la copa (Scott et al. 1999; Rood et al. 2000) y mortalidad (Rood y Mahoney 1990; Rood et al. 1995; Shafroth et al. 2000). La baja disponibilidad de agua puede ser el resultado natural de bajo escurrimiento, debido a factores climáticos o condiciones del tiempo, operaciones del manejo del agua, u otros factores.

Uno de los objetivos de los esfuerzos de restauración en el Limítrofe y Delta es crear y mejorar hábitat adicional para sustentar la diversidad de fauna silvestre y promover oportunidades recreativas y económicas adicionales para comunidades locales en la región del Delta, consistente con los objetivos descritos en el Acta 323. Lograr este objetivo no solo requiere plantar árboles en nuevos sitios de restauración, sino también garantizar la supervivencia a largo plazo y el crecimiento de árboles, independientemente de si se establecieron de forma natural o artificial. Varios flujos de grandes volúmenes de agua al Delta del Río Colorado, entre el 1983 y principios del 2000, resultaron en la regeneración natural de álamos y sauces (Zamora-Arroyo et al. 2001; Nagler et al. 2005). Algunos de estos árboles persisten en la zona Limítrofe superior (dentro de los primeros 20 km aguas abajo de la Presa Morelos; Figura 4-1) y en partes del área Laguna Grande (Ver Sección 3). Observaciones recientes de campo indican que muchos de los árboles en el segmento Limítrofe están estresados o han muerto.

Los objetivos de este estudio en curso son aclarar la extensión, las causas y consecuencias de la reciente muerte de partes de los árboles y mortalidad en la zona Limítrofe. El avance hasta la fecha, descrito aquí,

[1] un déficit episódico en la disponibilidad de agua que impulsa a los ecosistemas más allá de los umbrales de vulnerabilidad, afecta los servicios de los ecosistemas y desencadena retroalimentaciones en los sistemas naturales y / o humanos (Crausbay, et al. 2017).

consiste en una descripción de las ubicaciones del sitio de estudio y los métodos utilizados en campo. Resultados futuros pueden contribuir a los esfuerzos para desarrollar estrategias de manejo para una restauración exitosa, pueden ser combinados con datos similares de otros sitios en el oeste de Norte América para comprender mejor los impactos de la reducida disponibilidad de agua en la supervivencia del álamo en la región, y pueden ser usados para diseñar flujos ecológicos para mantener estos críticos bosques ribereños.

Métodos

Este estudio comenzó en el 2018 como un esfuerzo para comprender las relaciones entre los envíos de agua superficial de la Presa Morelos en el Río Colorado, los niveles de agua subterránea en pozos y piezómetros, y el crecimiento y mortalidad de los árboles álamo de Fremont (*Populus fremontii*) y el sauce de Goodding (*Salix gooddingii*) que se encuentran en dos sitios de la zona Limítrofe.

Muestreo de árboles: en octubre del 2018, se recolectaron núcleos o, en el caso de árboles muertos, secciones transversales de tallo completo de 10-15 árboles en cada uno de los dos sitios en la zona Limítrofe, aproximadamente a 8 y 17 km (5 y 11 millas) aguas abajo de la Presa Morelos, respectivamente (Figura 4-1). Para cada árbol vivo, se estimó visualmente la proporción del volumen máximo de la copa (es decir, vigor) que contiene las hojas al momento del muestreo. Se prepararon muestras de núcleos para interpretación, montándolas en bloques de madera. Los núcleos montados y las secciones transversales del tallo se lijaron con papel de lija progresivamente más fino de grano 100 a 600 para aclarar los límites anuales de anillo. La medición, interpretación y correlación de fechas de los anillos de crecimiento anual en estas muestras está actualmente en progreso y siguiendo métodos estándar (Phipps 1985).

Datos hidrológicos: Los sitios Limítrofes se seleccionaron en parte, debido a su proximidad a pozos de agua subterránea o a piezómetros. Además, hay registros de envíos de agua superficial en el canal del Río Colorado desde la Presa Morelos y en las estaciones de medición de flujo, aguas abajo. Los datos disponibles de agua superficial y subterránea de estas fuentes se están compilando y se utilizarán como variables independientes en análisis que relacionan el crecimiento y la mortalidad de los árboles con las variables hidrológicas (Reily y Johnson, 1982; Scott et al. 1999).

No se han obtenido resultados ni conclusiones en este momento. Este es un trabajo en progreso.

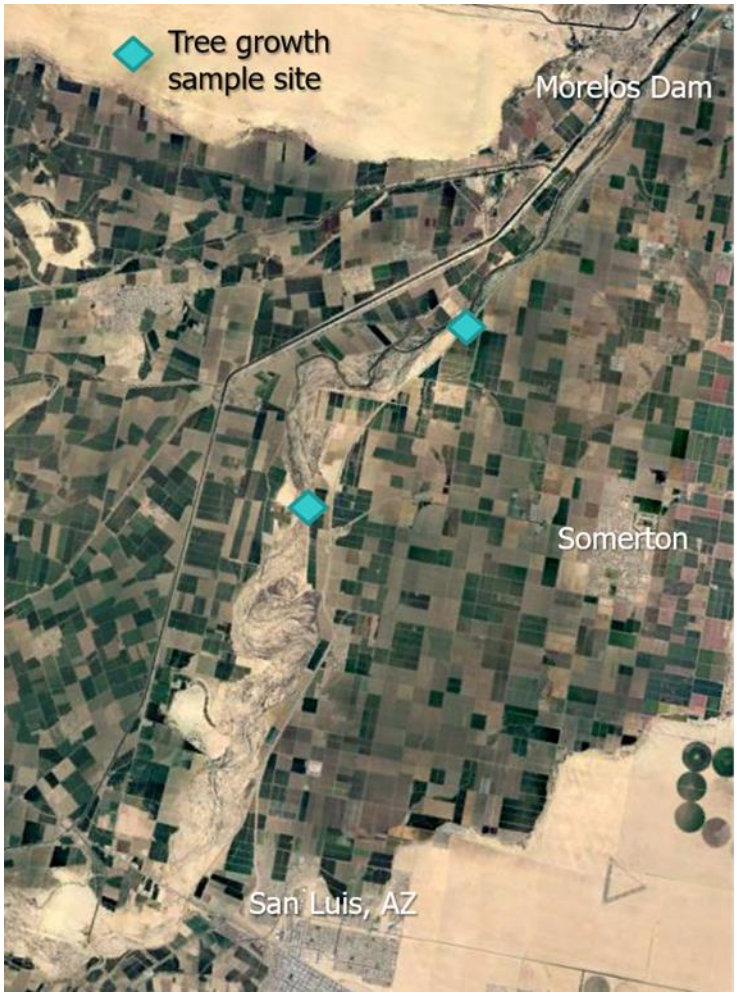


Figura 4-1. Ubicación de muestras de árboles en la zona Limítrofe.

Referencias citadas

Crausbay, S. D., Ramirez, A.R., Carter, S.L., Cross, M.S., Hall, K.R., Bathke, D.J., Betancourt, J.L., Colt, S., Cravens, A.E., Dalton, M.S., Dunham, J.B., Hay, L.E., Hayes, M.J., McEvoy, J., McNutt, C.A., Moritz, M.A., Nislow, K.H., Raheem, N. and Sanford, T. 2017: Defining ecological drought for the twenty-first century. Bull. Amer. Meteor. Soc., 98**:** 2543–2550

Nagler, P.L., O. Hinojosa-Huerta, E.P. Glenn, J. Garcia-Hernandez, R. Romo, C. Curtis, A.R. Huete, and S.G. Nelson. 2005. Regeneration of native trees in the presence of invasive saltcedar in the Colorado River Delta, Mexico. Conservation Biology 19:1842–1852.

Phipps, R.L. 1985. Collecting, preparing, crossdating, and measuring tree increment cores. US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 85-4148.

Reily, P.W. and W.C. Johnson. 1982. The effects of altered hydrologic regime on tree growth along the Missouri River in North Dakota. Canadian Journal of Botany 60:2410-2423.

Rood, S.B., J.H. Braatne, and F.M.R. Hughes. 2003. Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration. Tree Physiology 23:1113-1124.

Rood, S.B. and J.M. Mahoney. 1990. Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies – probable causes and prospects for mitigation. Environmental Management 14:451-464.

Rood, S.B., J.M. Mahoney, D.E. Reid, and L. Zilm. 1995. Instream flows and the decline of riparian cottonwoods along the St. Mary River, Alberta. Canadian Journal of Botany 73:1250-1260.

Rood, S.B., S. Patino, K. Coombs, and M.T. Tyree. 2000. Branch sacrifice: cavitation-associated drought adaptation of riparian cottonwoods. Trees—Structure and Function 14:248-257.

Scott, M.L., P.B. Shafroth, and G.T. Auble. 1999. Responses of cottonwoods to alluvial water table declines. Environmental Management **23**:347-358.

Shafroth, P.B., J.C. Stromberg, and D.T. Patten. 2000. Woody riparian vegetation response to different alluvial water table regimes. Western North American Naturalist **60**:66-76.

Tyree, M.T., K.J. Kolb, S.B. Rood, and S. Patino. 1994. Vulnerability to drought-induced cavitation of riparian cottonwoods in Alberta – a possible factor in the decline of the ecosystem. Tree Physiology 14:455-466.

Zamora-Arroyo, F., P.L. Nagler, M. Briggs, D. Radtke, H. Rodriguez, J. Garcia, C. Valdes, A. Huete, and E.P. Glenn. 2001. Regeneration of native trees in response to flood releases from the United States into the Delta of the Colorado River, Mexico. Journal of Arid Environments 49:49-64.

Sección 5: Percepción remota de vegetación en el corredor ribereño del Delta del Río Colorado: 2013-2018

Pamela L. Nagler*[1], Armando Barreto-Muñoz[2], Christopher J. Jarchow[2], Kamel Didan[2]

[1]U.S. Geological Survey, Southwest Biological Science Center, Tucson, Arizona U.S.A.

[2]Biosystems Engineering, University of Arizona, Tucson, AZ U.S.A.

Observaciones clave

- El verdor y la evapotranspiración disminuyeron en el corredor ribereño del Delta desde el 2000 hasta el 2013, un período de tiempo en el que poca agua superficial alcanzó la zona ribereña.

- El Flujo Pulso del Acta 319 del 2014 produjo un incremento del 17% en el NDVI ("verdor") a lo largo del corredor ribereño posteriormente en la temporada de crecimiento del 2014.

- A la escala del tramo, para el 2018, los valores de NDVI habían disminuido a valores pre-pulso (2013).

- Los valores de NDVI siguen siendo más altos en los Tramos 1, 4 y 5, donde el nivel freático es somero.

Introducción

Esta sección de teledetección se basa en Nagler et al. (en preparación para publicación en la revista científica Hydrological Processes) y es un resumen de los resultados preliminares del USGS hasta la fecha.

Este informe documenta los cambios en la densidad de follaje verde (verdor) medida por los datos del índice de vegetación satelital (VI) y la evapotranspiración (ET) correspondiente en el corredor ribereño del Delta del Río Colorado asociado con las entregas de agua ambiental de las Actas 319 y 323 utilizando datos de series de tiempo desde el 2013 hasta el 2018. El reporte se centra en lo que ocurrió sólo en los siete tramos dentro del corredor ribereño desde los flujos del 2014, y a pesar de ser una continuación de la medición del verdor y ET después del final del Acta 319 en 2017, este estudio continuó el seguimiento de estas dos variables, verdor y ET, en estas áreas focales originales del corredor ribereño. Se utilizaron dos escalas espaciales: (1) las imágenes de satélite Landsat con píxeles de 30 m y (2) el sensor del satélite EOS-1 Espectrómetro de Imágenes de Resolución Moderada (MODIS) con una resolución de píxeles de 250 m. El período focal incluye el 2013 (flujos pre-pulso) y los años 2014-2018, con un enfoque en las imágenes recopiladas de las temporadas de verano del 2014 al 2018 (un año, pre-pulso y varios años post-pulso, respectivamente).

Este informe recrea los resultados del 2013-2017 basados en Landsat en Jarchow et al. (2017a, b) utilizando la misma región de interés (RDI). El reporte ahora ofrece resultados revisados y recreados utilizando todas las nuevas técnicas de adquisición y procesamiento de imágenes, así como la extracción de código, creado por el Laboratorio Vegetation Index and Phenology (VIP) del Departamento de Ingeniería en Biosistemas de la Universidad de Arizona (UofA). En el 2018, los métodos empleados por el laboratorio VIP (y no de ArcGIS) fueron utilizados. ArcGIS fue utilizado solamente en los datos que fueron procesados nuevamente para mostrar los mapas de diferencia final. Todos los datos de mosaico espacial de la NASA fueron descargados y procesados en el laboratorio VIP utilizando imágenes de satélite en dos resoluciones: 250 m MODIS y 30 m Landsat mediante tres sensores, Landsat 5, Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 Operational Land Imager (OLI), con escenas añadidas por cada año basadas en nuevos requisitos de atmósfera clara. El laboratorio VIP delimitó el río y los siete tramos ribereños de la previamente existente RDI utilizada en Jarchow et al. (2017 a, b) para los análisis realizados en el Acta 319. Los conjuntos de datos de imágenes de la NASA para esta RDI del corredor ribereño en siete tramos fueron reprocesados para producir información adicional de índices de vegetación (VI) para los años 2013 a 2018 para este informe. Al mismo tiempo, para este informe se adquirieron y procesaron imágenes del 2000-presente (datos fuera del ámbito de este informe y datos no mostrados aquí). Los VIs adicionales (NDVI, NDVI escalado, EVI, EVI2) fueron analizados de manera que las nuevas evaluaciones de verdor y ET pudieran ser producidas a partir del conjunto de datos de imágenes siguiendo los métodos en Nagler et al. (2013). Estas opciones de VI se basaron en comparaciones previas de desempeño entre datos biofísicos en campo y datos radiométricos satelitales recopilados de este ecosistema ribereño (Nagler et al., 2001) así como el desempeño relacionado con la estimación de ET (Nagler et al., 2005a, b) y recientes avances en VIs tales como EVI2.

Antecedentes y métodos

La falta de flujo superficial significativo del 2000 al 2013 estuvo acompañada por una disminución marcada en la ET durante ese período de tiempo. Durante la primavera del 2014 (23 de marzo a 18 de mayo), aproximadamente 130 millones de metros cúbicos (105,392 acres-pie) de agua fue liberada de la Presa Morelos al bajo Río Colorado de Estados Unidos a México, a lo largo de siete tramos, permitiendo que el agua llegara al Mar de Cortés (Figura 5-1). En comparación con el 2013, el Flujo Pulso del Acta 319 en la primavera del 2014 produjo un incremento del 17% en el NDVI ("verdor"), que se extendió a lo largo del corredor ribereño (Jarchow et al., 2017a, b). Sólo imágenes de Landsat 8 OLI (30 m o 98 pies) de resolución, 16 días de tiempo de retorno fueron utilizadas para este análisis de las tendencias del 2013-2017 (Jarchow et al., 2017a). El NDVI de Landsat fue promediado durante la temporada de crecimiento (mayo-oct.) usando aproximadamente cinco escenas por año del 2013-2018 para cada tramo del río y todos los tramos combinados, así como para las parcelas de restauración activas. Se observó un reverdecimiento significativo a través de los tramos dentro de la zona ribereña, así como en las partes externas no inundadas de la planicie de inundación ribereña. Esto fue debido al flujo superficial del flujo pulso en el 2014, además del aumento del nivel freático en el corto plazo, lo que permitió que el agua subterránea beneficiara la vegetación existente. Desde el 2015-2017, Jarchow et al. (2017a) reportó que este reverdecimiento disminuyo constantemente, cayendo eventualmente por debajo de los niveles pre-pulso.

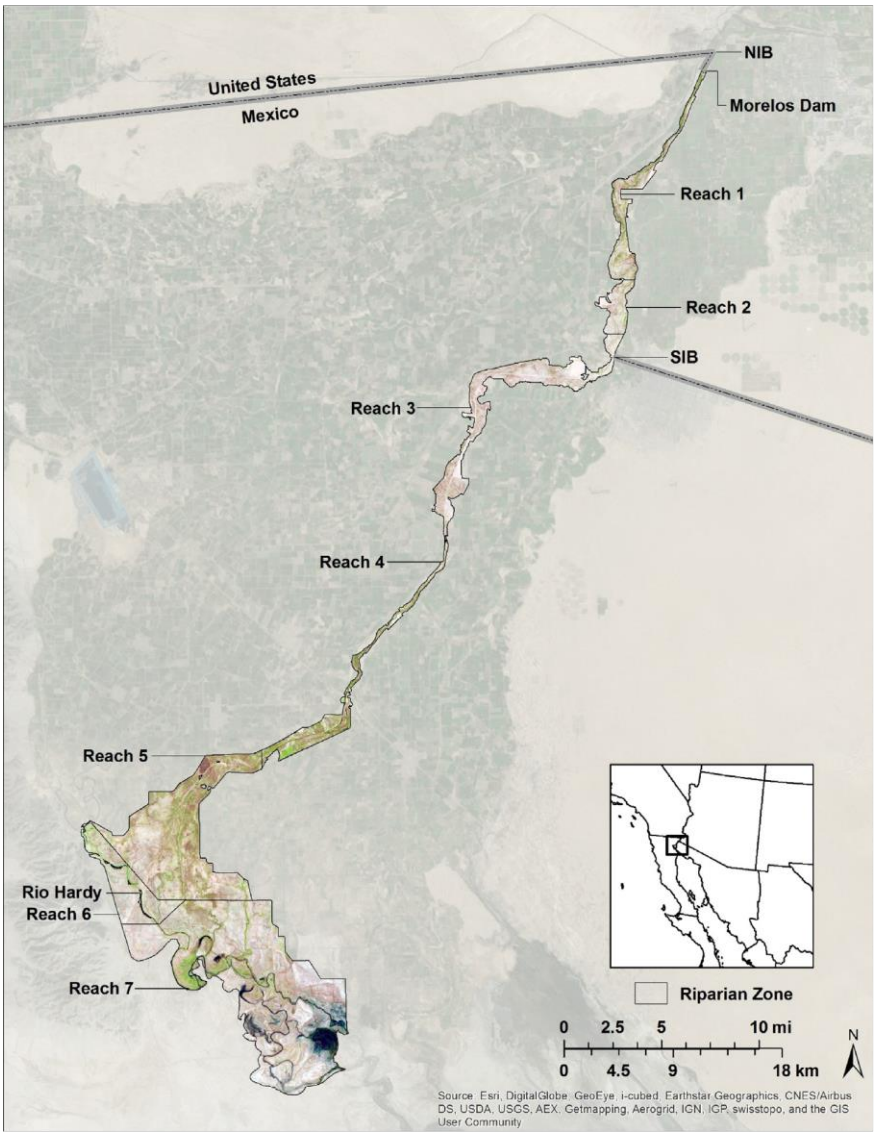


Figura 5-1. El corredor ribereño del Delta del Río Colorado con siete tramos a lo largo de los 132 km del río, delimitación de tramos utilizada en las actividades de ciencia y monitoreo del Acta 319, de Jarchow et al., (2017a).

Dos algoritmos empíricamente calibrados para estimar la evapotranspiración (ET)

El primer algoritmo para predecir ET se basa en imágenes Landsat siguiendo el método de Groeneveld et al. (2007) se utilizó en Jarchow et al. (2017a, b):

ET (Landsat): NDVI-escalado (NDVI*) x ETo [1]

donde ETo = ET potencial de estaciones meteorológicas, en Yuma, Arizona, para este estudio.

El análisis aquí reprodujo toda la serie temporal de ET utilizando imágenes Landsat con resolución de 30 m, mediante la sustitución de Landsat NDVI* en la ecuación [2] de ET de Nagler et al. (2013) la cual originalmente utilizó MODIS EVI, como se muestra a continuación:

$$ET\ (MODIS) = ETo \times 1{,}65(1-e^{-2.25EVI}) - 0.169 \qquad [2]$$

Respuesta de NDVI y ET a los Flujos Ambientales del Acta 319

Los datos de Landsat de la NASA con resolución de 30 m, proporcionaron información del cambio de uso del suelo para la vegetación en el corredor ribereño. La figura 5-2 muestra los resultados de NDVI escalado de Landsat, ajustado para cada imagen entre el suelo desnudo y la vegetación totalmente saturada a través de la temporada de crecimiento (mayo a octubre) para cada tramo y todo el corredor ribereño para los años 2013 al 2018. Las barras de error indican el error estándar de las medias (SE) para el número de escenas (ca. n=5) utilizadas para la estación de crecimiento, anualmente. Después del 2018, datos fueron creados para actualizar la Fig. 5-2 hasta el 2019, siguiendo los mismos métodos de Jarchow et al. (2017a), pero también utilizando años que datan del 2000, aplicando nuevos métodos de adquisición y procesamiento (datos no publicados, no mostrados para este período de tiempo). Datos adicionales de imágenes del laboratorio VIP patrocinado por la NASA se muestran en la Tabla 1.

Tabla 5-1. Las imágenes satelitales fueron adquiridas y procesadas para estudiar los efectos del Flujo Pulso del 2014. Número de imágenes analizadas para los años antes del pulso y después del flujo pulso utilizando Landsat Thematic Mapper 5 (TM5) para los años 2011 y anteriores, Landsat 7, Enhanced Thematic Mapper (ETM+) para los años 2011-2013, y Landsat 8 OLI para los años 2013-2018.

Landsat (30 m) Data Availability

←-------L5 TM – L7 ETM+ -L8 OLI --->

No Obs	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
1	13	15	2	5	8	10	13	16	19	5	24	11	6	8	3	6	9	11	30
2	29	31	18	21	24	26	29	32	35	21	40	27	22	24	19	22	41	27	46
3	45	63	50	37	40	42	45	48	67	37	56	43	38	40	35	38	73	43	62
4	61	79	130	53	56	58	61	4	83	53	72	59	54	56	51	86	89	59	110
5	93	95	146	85	72	74	93	80	99	69	88	75	70	72	67	102	105	75	126
6	109	111	162	101	88	90	109	96	115	85	104	91	86	88	131	118	121	91	142
7	125	127	178	117	104	106	125	112	131	101	120	107	102	104	147	134	137	123	158
8	141	143	194	133	120	122	141	128	147	11	136	123	118	112	163	150	153	139	174
9	157	159	210	149	136	138	157	144	163	133	152	139	134	144	179	166	169	155	206
10	173	175	226	165	152	154	173	160	179	149	168	155	150	176	211	182	185	171	238
11	189	191	242	181	168	170	189	176	195	165	184	171	166	208	227	198	201	203	254
12	205	207	258	197	184	186	205	192	211	181	200	187	182	224	243	214	217	219	270
13	221	223	274	213	200	202	221	208	227	197	216	203	198	240	259	230	233	235	286
14	237	239	290	229	216	218	237	224	243	213	232	219	214	256	275	246	249	267	302
15	253	255	306	245	232	234	253	240	259	229	248	235	230	272	291	262	297	283	318
16	269	271	322	261	248	250	269	256	275	245	264	251	246	288	307	278	313	299	334
17	285	287	338	277	264	266	285	272	291	261	280	267	262	304	323	310	329	315	350
18	301	303	354	293	280	282	301		307	277	296	283	278	320	339	326	345	331	
19	333	319		309	296	298	317		323	293	312	299	294	352	355	342	361	347	
20	349	335		325	312	314	333		339	309	328	315	310			358		363	
21	365			341	328	330	349		35[illegible]	325	344	323	326						
22				357	344		365			341	360	339	342						
23					360							355	358						

Jarchow et al. (2017a, b) mostró que el pulso del Acta 319 tuvo un impacto en el crecimiento de la vegetación, principalmente en el primer año después del flujo pulso del 2014. Después del flujo pulso del 2014, el NDVI fue mayor en el 2014 que en 2013 en todos los tramos. El aumento total del NDVI del 2013 al 2014 fue del 17% ($P < 0.001$). El verdor más intenso en el 2014 tuvo lugar en la zona de inundación por el

flujo pulso y también ocurrieron aumentos en el NDVI fuera de la zona de inundación, indicando que el flujo pulso probablemente también mejoró las condiciones del agua subterránea en esas áreas. Jarchow et al. (2017a, b) encontró que el NDVI fue mayor en los Tramos 1, 4 y 5, donde el agua subterránea poco profunda y el agua superficial mantienen la vegetación. Los Tramos 2 y 3 están dentro del "tramo seco" donde el nivel freático es profundo y la vegetación es escasa. Tramo 6 está dominado por el drenaje del Río Hardy y no se vio afectado en gran medida por el flujo pulso y los flujos base subsecuentes. El Tramo 7, donde el agua subterránea es somera, incluye el Alto Estuario y recibió agua superficial de los flujos pulso en el 2014 y del Río Hardy. Los valores máximos generales de NDVI ocurrieron en el Tramo 4 en el 2015, quizás reflejando los efectos de la plantación y el crecimiento de vegetación en el sitio de restauración Laguna Grande.

Jarchow et al. (2017a) también informó que a partir del 2016-2017, el NDVI disminuyó constantemente en los Tramos 1, 4, 5 y el resultado de la suma de estas regiones, cayendo por debajo de los niveles del 2013. La rápida disminución de los valores de NDVI en el Tramo 1 en el año 2016, y la caída en el Tramo 2 en el 2017 puede ser una consecuencia de la expansión del cono de depresión que está bajando el nivel freático en esta región (Kennedy et al., 2016; Nelson et al., 2017). Para el 2017, los valores de NDVI en los Tramos 2 y 3 (los tramos secos), Tramo 6 (Río Hardy) y Tramo 7 (Alto Estuario) disminuyeron a valores similares o ligeramente inferiores a los observados en el 2013. El area del sitio Miguel Alemán es pequeña comparada con el área de todo el tramo, haciendo que su influencia en el NDVI a nivel de tramo sea pequeña. Desde el 2017-2018, el NDVI disminuyó para todos los tramos, cayendo por debajo de los niveles del 2013. Hubo una excepción en el Tramo 7, el cual fue mayor en el 2018 que en el 2017, pero todavía por debajo de los niveles de 2013.

El Tramo 4 siguió teniendo el mayor verdor medido por el NDVI. El Tramo 4 incluye los sitios de restauración Laguna Grande y Chaussé. Este verdor mayor es probablemente un resultado de la plantación y el crecimiento de la vegetación en los sitios de restauración en el Tramo 4, y debido al alto nivel freático a lo largo del tramo.

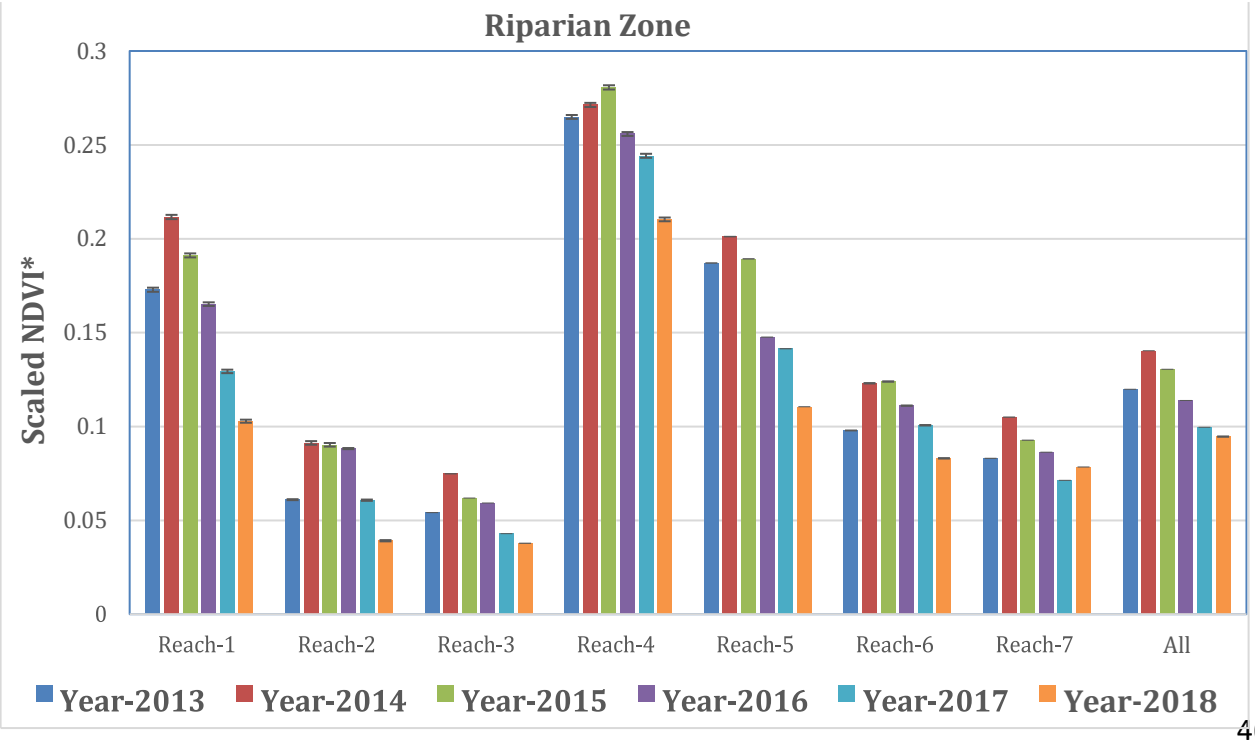


Figura 5-2. NDVI escalado de los datos del Landsat 8 OLI (30 m) para los años 2013-2018 para la zona ribereña, por tramo de río (Nagler et al., 2018b). Escenas Landsat fueron adquiridas para cada uno de los cinco períodos durante la temporada de crecimiento de verano de mayo a octubre, anualmente. Las barras de error indican Errores Estándar (SE). Datos correspondientes a 2013-2017 en Jarchow et al. (2017a).

Después de que el NDVI* del Landsat 8 OLI fue producido, otros VIs fueron calculados, incluyendo el NDVI, EVI y EVI2 para usarlos en la estimación de la ET. Figura 5-3 muestra la ET que se calculó a partir de la Eq. [2] utilizando un VI basado en Landsat en lugar de MODIS EVI para todos los siete tramos y el área total del 2003 al 2018. No hubo datos disponibles para el 2012.

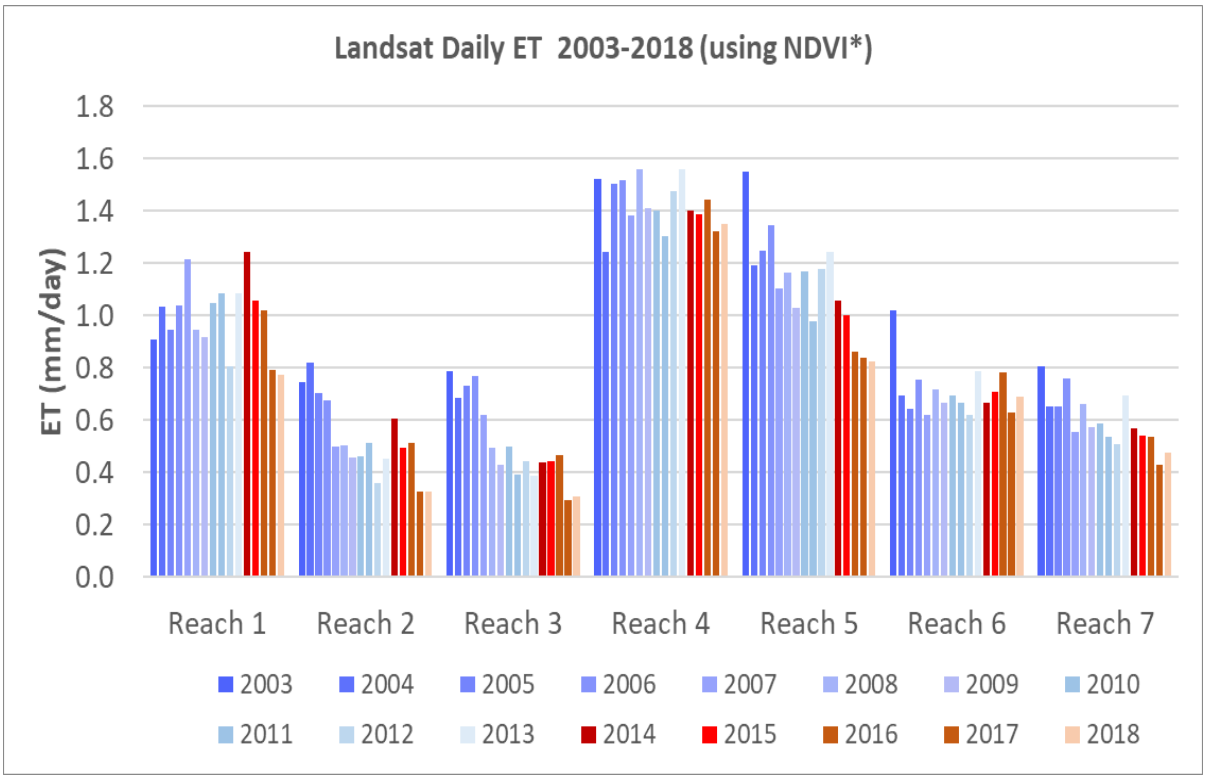


Figura 5-3. ET promedio para la temporada de crecimiento para los años 2003-2018, calculada a partir de la Ec. [2] en el que se utiliza el NDVI* del Landsat (30 m). Los años 2003-2012 son ET derivada del Landsat 5 y se muestran en tonos de azul. Los años 2013-2018 utilizan el satélite Landsat 8 OLI y se muestran en tonos de rojo para los años 2013-2018 y muestran una sobreestimación en ET porque la amplitud del VI no ha sido ajustada en los datos preliminares.

Observaciones de Landsat

El Flujo Pulso del Acta 319 produjo un aumento del 17% en el NDVI ("verdor") a lo largo del corredor ribereño en el 2014, comparado con el 2013. Los aumentos en el NDVI en el 2014 ocurrieron en la zona inundada por el flujo pulso, así como en las partes externas no inundadas de la planicie de inundación ribereña, donde el agua subterránea benefició la vegetación existente. Desde el 2015-2017, este

reverdecimiento disminuyó constantemente, eventualmente cayendo a o por debajo de los niveles (pre-pulso) del 2013. Adquirimos datos de Landsat para el 2018 y procesamos el NDVI siguiendo los métodos de Jarchow et al. (2017a). La tendencia de disminución continuó por todos los tramos del Delta del Río Colorado en el 2018.

El flujo pulso y los flujos base subsecuentes no - a la escala de tramos, y a una resolución de imagen satelital de 30-m - producen efectos sobre el verdor de la vegetación en la zona ribereña que persistió hasta el final de la temporada de crecimiento del 2018. Los aumentos en el verdor dentro de los sitios de restauración suministrados con flujos base, no son suficientes para mantener un promedio alto, al nivel del tramo, de los valores de NDVI observados en la temporada de crecimiento después del flujo pulso del 2014. Los sitios de restauración pueden ser demasiado pequeños como para tener un efecto fuerte en promedios al nivel de tramo.

Los dos mapas siguientes muestran cambios anuales en el verdor de la vegetación dentro de la zona de inundación. El primer mapa de cambio (Figura 5-4) muestra cambios desde el 2013 (pre-pulso) hasta el 2014 (el verano después del flujo pulso). Hubo un amplio reverdecimiento en todas las áreas, excepto por una porción en la parte inferior del Tramo 4 donde se realizó un desmonte extenso antes del flujo pulso. Gran parte de la tierra desmontada no se inundó durante el flujo pulso. Un color más verde indica que el NDVI fue mayor en el 2014 que en el 2013. La figura 5-5 muestra el cambio del 2017 al 2018.

Tenga en cuenta que la tendencia general fue una disminución en el verdor, pero el área correspondiente a la zona de inundación en el Tramo 7 muestra un ligero aumento en el verdor.

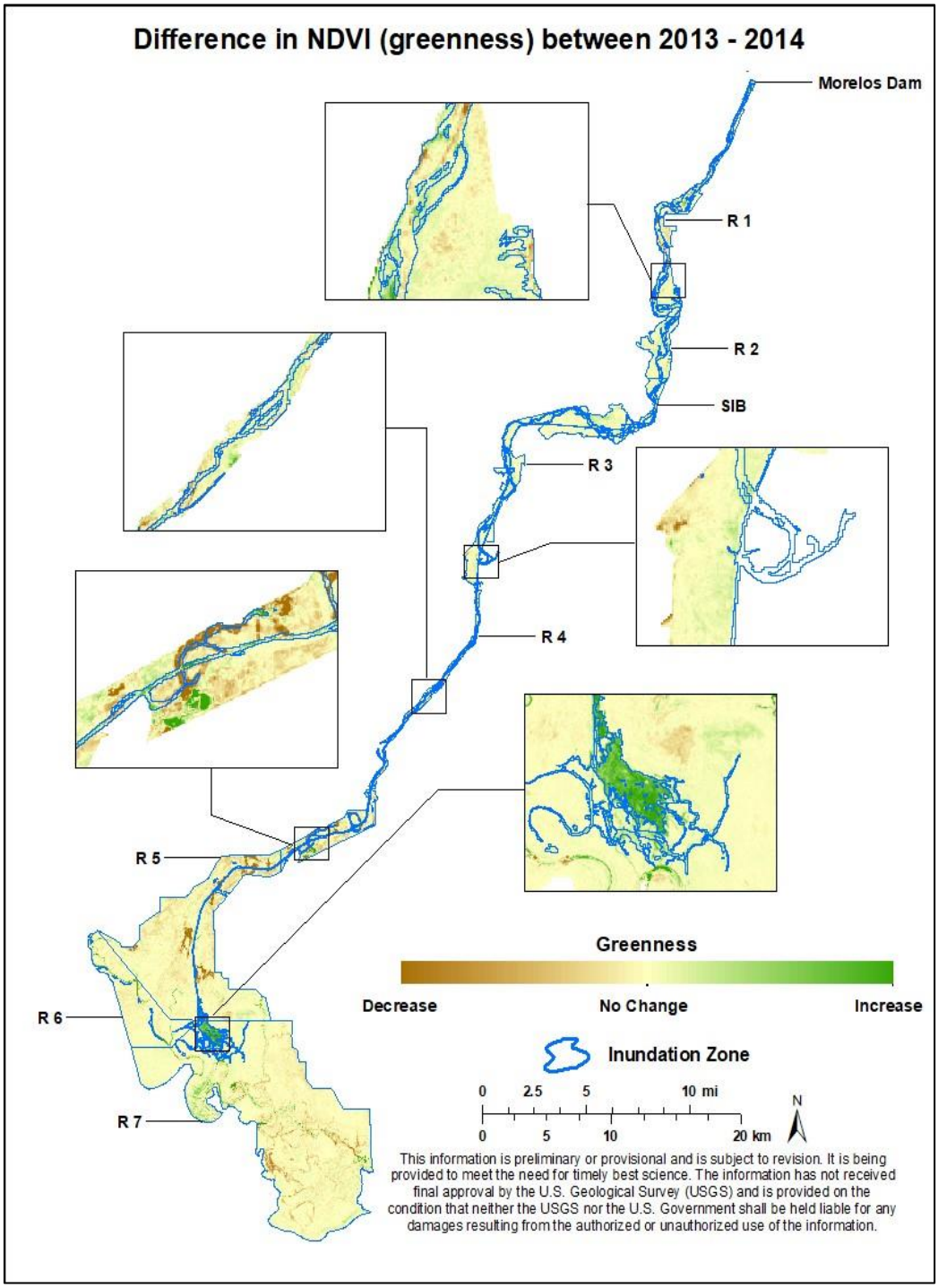


Figura 5-4. Áreas dentro del corredor ribereño durante el flujo pulso del 2014 y las diferencias en el NDVI entre el 2013 (pre-pulso) y el 2014 (post-pulso), con RDI resaltada del corredor ribereño. Un color más verde indica que el NDVI fue mayor en el 2014 que en el 2013.

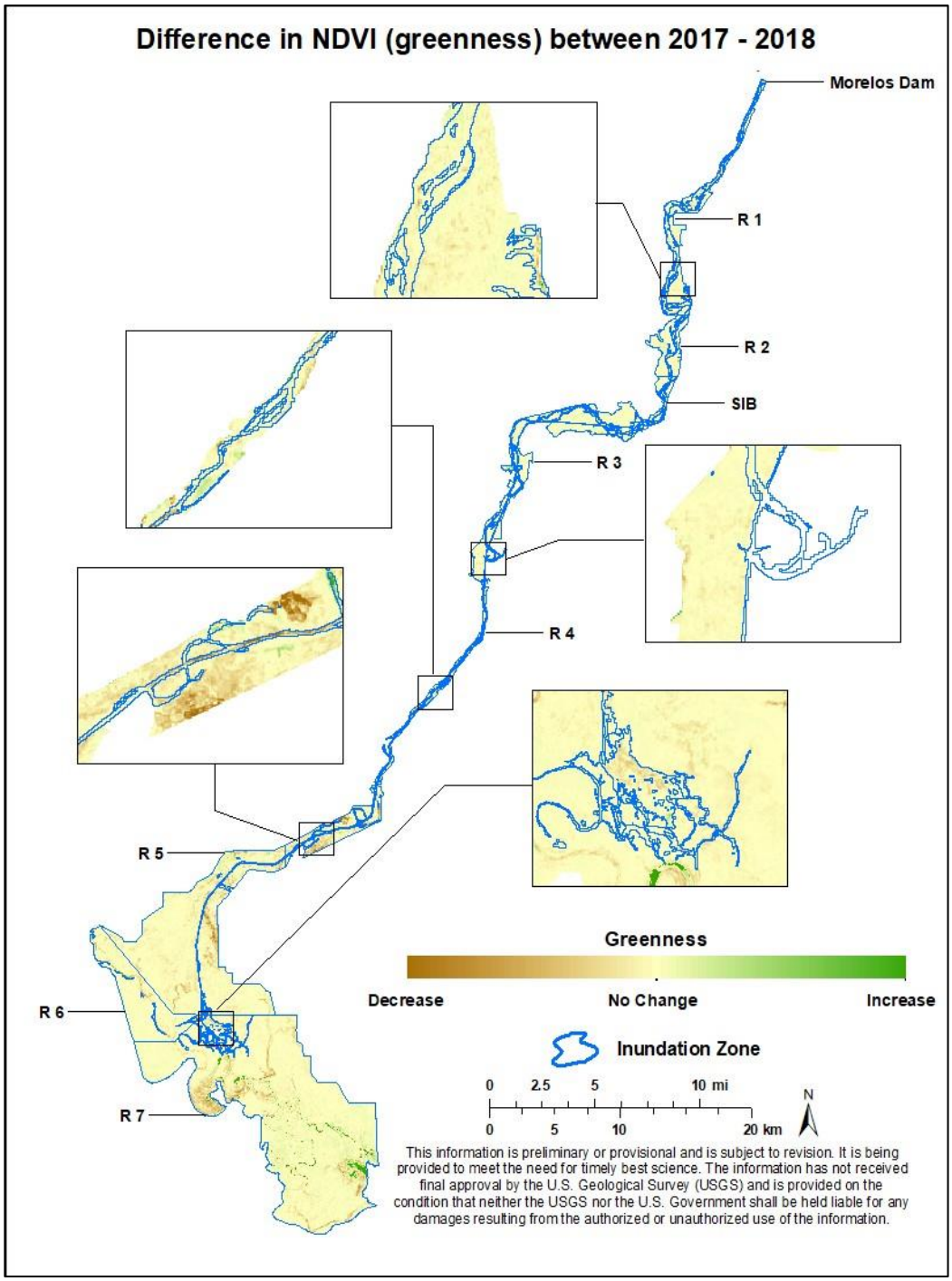


Figura 5-5. Áreas en el corredor ribereño durante el flujo pulso del 2014 y las diferencias en el NDVI entre el 2017 y el 2018.

Observaciones de MODIS (250 m de resolución espacial)

Las imágenes de MODIS ofrecen valores de Índice de Vegetación Mejorado (EVI) que representan el verdor de plantas, similar al NDVI. Los datos MODIS se promediaron durante un período de 16 días y se calcularon para cada tramo del corredor ribereño del Delta del Río Colorado para los años 2000 al 2018, pero para este informe, nos centramos en los años 2013 (pre-pulso) y 2014-2018 (post-pulso). La figura 6 muestra los datos de la serie temporal MODIS EVI a lo largo de 18 años por tramo representado en colores, y el promedio general del área representado en negro. Esta información es preliminar y está sujeta a revisión.

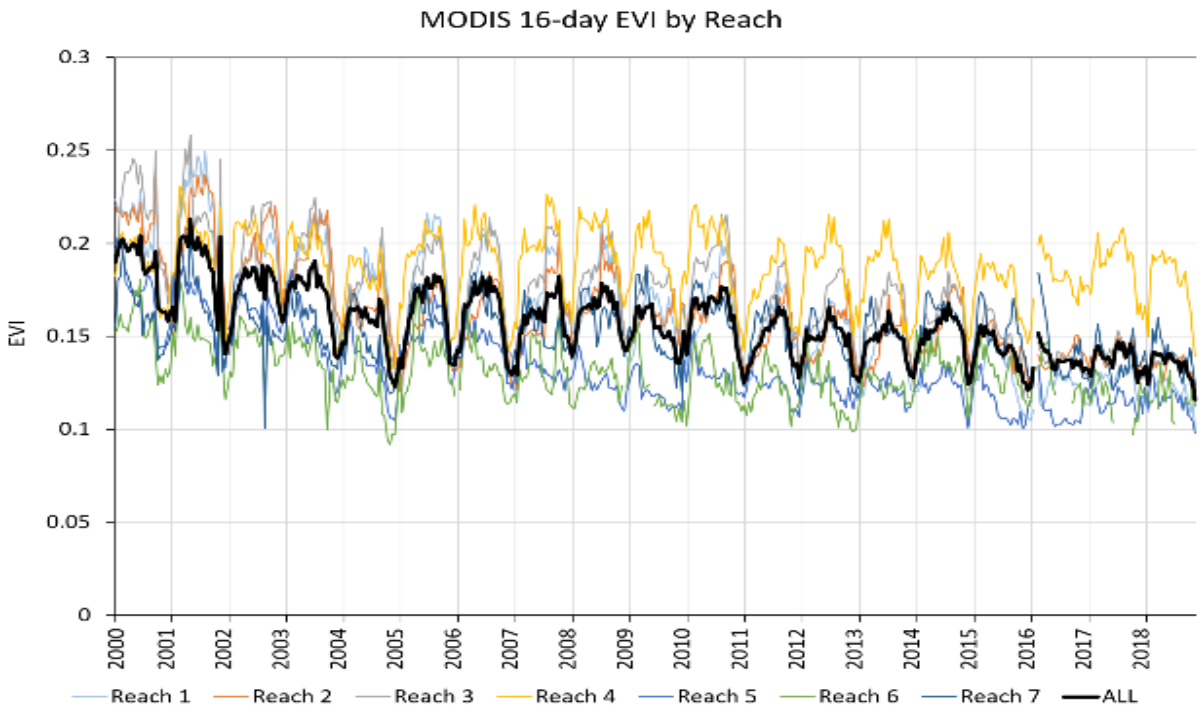


Figura 5-6. Resultados preliminares de valores del Índice de Vegetación Mejorado (EVI) de MODIS (250 m de resolución espacial) promediados cada 16 días por tramo y para todo el corredor ribereño del Delta del Río Colorado, para los años 2000 a 2018.

Resumen

El flujo pulso del Acta 319 tuvo un impacto positivo, pero de corta duración, en el crecimiento de la vegetación en el corredor ribereño del Delta. A la escala del tramo, el verdor, estimado por el NDVI, continuó descendiendo después del 2014 en todos los tramos del río, reportando valores para el 2018 por debajo de los medidos en el 2013 (pre-pulso). El verdor fue más elevado en los tramos (1, 4 y 5) con un nivel freático somero.

Referencias citadas

Jarchow, C. J., Nagler, P.L. and Glenn, E.P. 2017a. Greenup and evapotranspiration following the Minute 319 pulse flow to Mexico: An analysis using Landsat 8 Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

data. Ecological Engineering 106: 776–783

Jarchow, C. J., Nagler, P.L. and Glenn, E.P., Ramírez-Hernández, J., and Rodríguez-Burgueño, J.E., 2017b. Evapotranspiration by remote sensing: An analysis of the Colorado River Delta before and after the Minute 319 pulse flow to Mexico. Ecological Engineering 106: 725–732.

Kennedy, J.R., Rodríguez-Burgueño, J.E., and Ramírez-Hernández, J., 2016, Groundwater response to the 2014 pulse flow in the Colorado River Delta: Ecological Engineering, v. 106, p. 715–724.

Nagler, P. L., Jarchow, C.J., and Glenn, E.P., 2018. Remote sensing vegetation index methods to evaluate changes in greenness and evapotranspiration in riparian vegetation in response to the Minute 319 environmental pulse flow to Mexico. Copernicus Publications of the International Association of Hydrological Sciences (IAHS). Proceedings from IAHS and Remote Sensing and Hydrology Symposium: "Earth Observation for Integrated Water and Basin Management: Challenges for adaptation to a changing environment." PIAHS 380, 45-54; https://doi.org/10.5194/piahs-380-45-

Nagler, P. L., Glenn, E.P., Scott, R., and Doody, T., 2013. Estimating riparian and agricultural actual evapotranspiration by reference evapotranspiration and MODIS Enhanced Vegetation Index. Remote Sensing 5: 3849-3871.

Nagler, P.L., Cleverly, J., Glenn, E. Lampkin, D., Huete, A., and Wan, Z., 2005. Predicting riparian evapotranspiration from MODIS vegetation indices and meteorological data. Remote Sensing of Environment 94: 17-30.

Nelson, S.M., Ramírez-Hernández, J., Rodríguez-Burgueño, J.E., Milliken, J., Kennedy, J.R., Zamora-Arroyo, F., Schlatter, K., Santiago-Serrano, E., and Carrera-Villa, E., 2017, A history of the 2014 Minute 319 environmental pulse flow as documented by field measurements and satellite imagery: Ecological Engineering, v. 106, p. 733–748.

Sección 6: Respuesta de aves a los flujos ambientales del Acta 323 a la zona ribereña del Delta del Río Colorado

Osvel Hinojosa-Huerta, Alejandra Calvo-Fonseca, Stefanny Villagomez, Juan Butrón-Méndez, José Juan Butrón-Rodríguez, Carlos Medina-Cruz and Benito Rocha-Brambila, Juan Ángel Butrón, Itzel Hernández, and Karina Patiño

Pronatura Noroeste, San Luis Río Colorado, Sonora, México.

Observaciones clave

- La diversidad de las aves y la abundancia de especies indicadoras son superiores un 20% y 74%, respectivamente, en los sitios de restauración que en los sitios de control no restaurados.
- La abundancia de especies indicadoras de aves ribereñas ha estado disminuyendo desde el 2015, incluyendo una disminución del 15.6% en los sitios de restauración, del 2017 al 2018.
- Las poblaciones prioritarias de especies de aves de marisma (Garcita de Tular y Palmoteador de de Yuma) han aumentado exponencialmente en los últimos 10 años en los sitios del Río Hardy.
- El tamaño de las colonias reproductoras de siete especies de aves acuáticas en el Alto Estuario y el Río Hardy ha aumentado desde el 2014.

Introducción

Pronatura Noroeste ha estado monitoreando las poblaciones de aves de la planicie aluvial del Delta del Río Colorado desde el 2002, para evaluar los cambios en la abundancia, diversidad y composición de la comunidad de aves en relación con los cambios de hábitat e hidrológicos (Hinojosa-Huerta et al., 2008, 2013). El mismo diseño de monitoreo continuó durante el período del Acta 319 (2012-2017), para evaluar la respuesta de las aves al envío de flujos de agua y a los esfuerzos de restauración en el área. Como parte de los esfuerzos de ciencia binacional y de monitoreo del Acta 323, las actividades de monitoreo de aves continuaron en el 2018, con actualizaciones en los protocolos, basadas en la experiencia adquirida y con un énfasis en la optimización de la recolección de datos y análisis. Este informe se concentra en los cambios de diversidad de las aves y la abundancia de especies indicadoras a lo largo de los distintos tramos de las planicies de inundación y en los sitios de restauración durante los cinco años previos, así como en los cambios en las poblaciones de aves acuáticas a lo largo del Río Hardy y Alto Estuario. El propósito de esta sección es informar sobre las prácticas de restauración y entregas de flujo que se están llevando a cabo en la zona.

Métodos

El área de estudio se encuentra dentro de la planicie de inundación del Río Colorado en Baja California y Sonora, México, desde la Presa Morelos aguas abajo hasta la confluencia con el Río Hardy y dentro del Alto Estuario. La planicie de inundación atraviesa el Valle de Mexicali mientras el río fluye hacia el Mar de Cortés y está confinado por bordos de control de inundaciones en ambos extremos. Esta área de estudio

incluye el cauce principal del Río Colorado, cauces secundarios, lagunas de remanso, secciones secas de la planicie de inundación, el Río Hardy, y el Alto Estuario, cubriendo 68,000 hectáreas (168,031 acres) y extendiéndose por 160 kilómetros de río (100 millas de río).

Los protocolos de monitoreo incluyen: 1) puntos de conteo estandarizados de distancia variable para todas las especies a lo largo de la planicie de inundación y los sitios de restauración del Río Colorado (Tramos 1 a 5), 2) muestreos estandarizados de aves de marisma a lo largo de la parte húmeda del Colorado (Tramos 1 y 4) y Río Hardy (Tramos 6 y 7), y 3) censo de las colonias de aves acuáticas en el Río Hardy y Alto Estuario (Tramos 6 y 7).

Puntos de Conteo Estandarizados

Pronatura Noroeste monitoreó aves en 371 puntos (parcelas circulares de 100 m (328 ft) de radio) en la planicie de inundación del Río Colorado y Río Hardy y el Alto Estuario siguiendo una metodología de puntos de conteo de distancia variable (Ralph et al. 1995), tres veces durante la temporada de reproducción (mayo, junio y julio). Los transectos se realizaron en equipos de dos personas, empezando al amanecer y continuando hasta un máximo de 4 horas después del amanecer. En cada punto el equipo contó todas las aves escuchadas o vistas dentro de un periodo de 5 minutos, registrando la especie, la distancia del observador al ave y el momento en que fue detectada. Los muestreos empezaron en el 2002 en 128 de estos puntos (agrupados en 16 transectos), todos ellos situados aguas abajo del Lindero Internacional Sur. Estos transectos fueron seleccionados aleatoriamente, con una separación mínima de 2 km (1.24 millas) de distancia, a lo largo de los 146 km (91 millas) de bordos dentro del área de estudio. Cada transecto se compone de 8 puntos, con una separación de 200 m (656 pies) de distancia, y se extiende por 1.6 km (1 milla) desde el bordo hacia el cauce principal del río. En el 2014 se añadieron cuatro transectos (32 puntos) a lo largo de la sección Limítrofe del lado mexicano. Desde el 2013, se han estado añadiendo puntos de estudio en los sitios de restauración, ya que estos continúan expandiéndose. En el 2018, Pronatura Noroeste muestreo 56 puntos en 4 sitios de restauración (Miguel Alemán en el Tramo 2, y Cori, Herradura y CILA en el Tramo 4; Tabla 6-1).

Durante el 2017 y el 2018, los muestreos se concentraron en la evaluación de las respuestas en los sitios de restauración, en contraste con el resto de la planicie de inundación y realizamos tres visitas durante la temporada de reproducción para aumentar el poder estadístico para detectar diferencias en la abundancia y diversidad de aves (Hinojosa-Huerta y Hernández- Morlán, 2016). Se utilizó el número promedio de individuos y especies por punto en cada tramo o sitio de restauración, para realizar el análisis. Se excluyeron todas las detecciones de sobrevuelo (aves volando sobre el sitio, pero sin usar el hábitat directamente). Los análisis utilizaron la abundancia promedio de 15 especies indicadoras, las cuales fueron seleccionadas por su asociación con la calidad del hábitat ribereño (véase Anexo D). Para el análisis de la diversidad, se utilizó el índice de Hill's N_2 considerando todas las especies, ya que este índice es menos sensible a incidencias raras que otros parámetros de diversidad, permitiendo una comparación más coherente entre sitios y años (Magurran 2004).

Muestreos Estandarizados de Aves de Marisma

Los muestreos siguieron los procedimientos establecidos por los Protocolos Estandarizados de Monitoreo de Aves de Marisma de Norte América (Conway, 2002), que se han estado utilizando desde el 2003

(Hinojosa-Huerta et al. 2008b, 2013b), enfocándonos en el Ralito Negro de California, Polluela Sora, Rascón Limícola, Garcita de Tular, Palmoteador de Yuma y Torcomón. El protocolo consiste en muestreos de respuesta a llamadas en puntos de conteo de distancia variable ubicados a 200 m (656 pies) de distancia, en los cuales vocalizaciones pre-grabadas se transmiten para obtener la respuesta de las especies de aves de marisma de interés. Los puntos de muestreo estaban ubicados a lo largo del cauce principal del Colorado (101 puntos en Tramo 1 y 102 puntos en Tramo 4), el Río Hardy (160 puntos en Tramo 6) y el Alto Estuario (8 puntos en Tramo 7).

En cada punto de muestreo, los encuestadores grabaron el número de individuos detectados (escuchados o vistos) de cada especie de interés durante un período pasivo de 5 minutos antes de transmitir las llamadas grabadas, y durante un período de 6 minutos en el que se reprodujeron vocalizaciones grabadas de Ralito Negro, Polluela Sora, Rascón de Limícola, Garcita de Tular, Pamoteador de Yuma y Torcomón, en ese orden. La secuencia incluye 30 seg (segundos) de reproducción y 30 seg de silencio para cada especie. Los muestreos comenzaron al amanecer y continuaron hasta no más tarde de las 10:30 h. Visitamos cada punto de muestreo dos veces durante la temporada de reproducción (marzo-mayo).

Censo de las Colonias de Aves Acuáticas

Pronatura Noroeste realizó conteos completos de aves acuáticas anidando en colonias en la parte inferior del Río Hardy y el Estuario Alto, esto incluyó una visita exploratoria durante la primavera para localizar todas las posibles colonias en un área de aproximadamente 12,500 hectáreas (38,888 acres) entre "El Riñón" en la parte inferior del Hardy, aguas abajo hacia el Alto Estuario y la Laguna del Indio. Especies de interés incluyen Garza Blanca, Garzón Cenizo, Garza Nivea y Garza-Nocturna Coroninegra de la familia *Ardeidae* y Cormorán Bicrestado de la familia *Phalacrocoracidae*, así como otras posibles especies de estas familias en etapa reproductiva.

Una vez que las colonias fueron localizadas, fueron visitadas tres veces durante la temporada de reproducción (mayo a junio) para contar el número total de adultos y el número de nidos activos presentes. También se registró en lo posible, el número de huevos y aves juveniles, pero el protocolo no está diseñado para estimar la productividad o el éxito reproductivo. Los muestreos también documentaron las características del hábitat del sitio (cobertura de vegetación, especies de plantas y profundidad del agua), así como el sustrato de anidación preferido de la especie.

Resultados

Planicie de Inundación del Río Colorado.

Durante la temporada de reproducción del 2018, la diversidad de aves fue un 20% más alta ($p = 0.051$) y la abundancia de 15 especies indicadoras fue un 74% más alta ($p < 0.001$) en los sitios de restauración (Miguel Alemán, CILA, Cori y Herradura) que en el resto de la planicie de inundación (Tramo 1 a Tramo 5; Figura 6-1. Tanto la mayor diversidad ($N_2 = 7.19$) como la mayor abundancia de especies indicadoras (6.42 aves por punto) fueron observadas en el sitio Cori. La menor diversidad ($N_2 = 2.53$) y abundancia (0.92 aves por punto) se observaron en los transectos no restaurados a través del Tramo 2 (Figuras 6-2 y 6-3).

Tabla 6-1. Puntos de muestreo y parámetros de aves en los sitios de restauración durante 2017 y 2018. Cori no fue monitoreado en 2017. Diversidad N_2 de Hill siguiendo Magurran (2004); Abundancia es el número de individuos por sitio; riqueza es el numero promedio de especies por sitio.

	2017					
Sitio	**Puntos**	**Diversidad N2**	**Abundancia de especies prioritarias**	**Número de especies prioritarias**	**Riqueza promedio**	**Total de Especies**
Miguel Alemán	8	4.94	3.63	10	8.88	48
Sitio CILA	19	6.62	6.42	12	8,53	66
Herradura	4	6.67	5	9	10.58	42
Cori						
Tramo 1	16	5.25	3.04	12	11.28	77
Tramo 2	16	4.41	1.75	7	7,29	36
Tramo 3	48	3.79	1.79	10	6.43	64
Tramo 4	40	5.99	3.7	12	11.38	96
Tramo 5	40	5.63	3.78	14	6.88	85
	2018					
Miguel Alemán	17	4.38	2.82	12	9,76	41
Sitio CILA	19	6.34	5.32	15	14.26	62
Herradura	11	6.65	5.30	10	11,73	40
Cori	6	7.19	6.56	12	15.17	40
Tramo 1	16	4.56	2.65	11	10.63	55
Tramo 2	16	2.53	0.92	7	4.42	30
Tramo 3	48	3.97	1.64	12	7.05	61
Tramo 4	40	6.71	3.55	13	13.65	83
Tramo 5	40	6.25	3.54	14	11.06	67

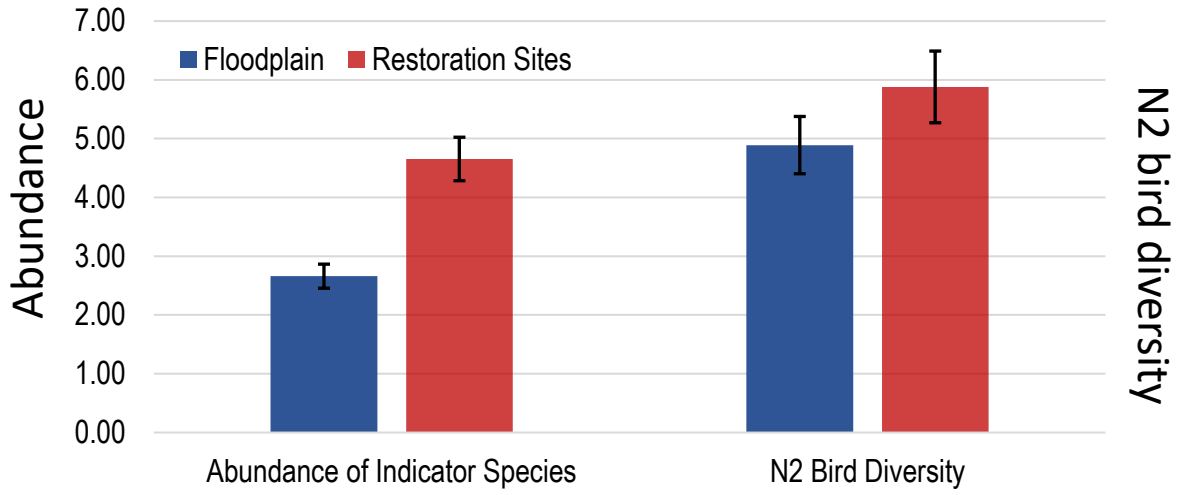


Figura 6-1. Abundancia de especies indicadoras (aves por punto) y diversidad de aves (N_2 por punto) en los sitios de restauración y a lo largo de transectos no restaurados en la planicie de inundación durante la temporada de reproducción del 2017.

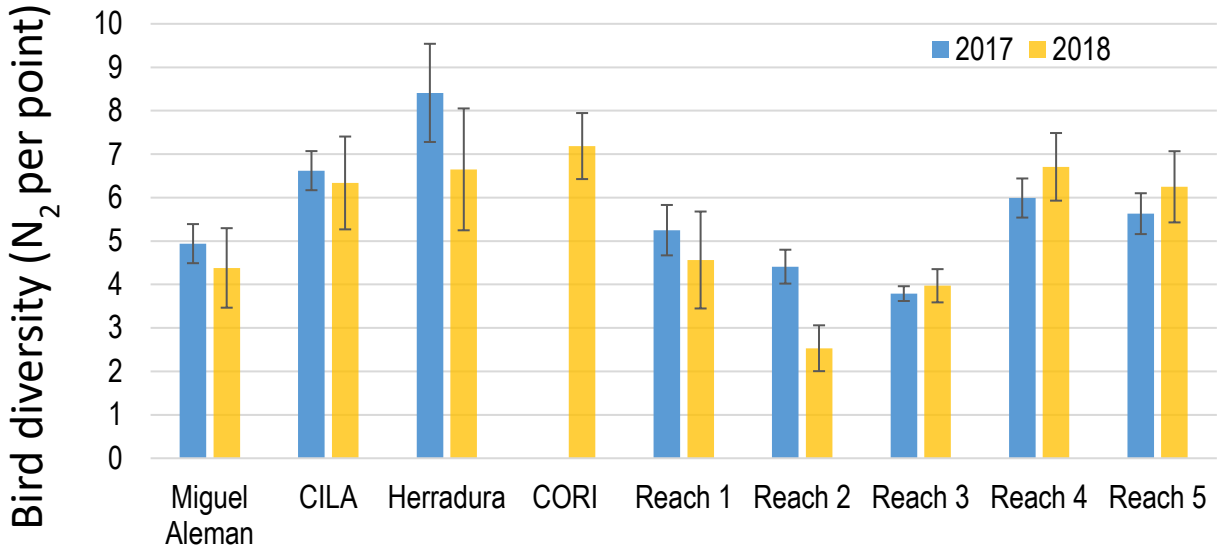


Figura 6-2. Diversidad de aves (N_2 por punto) en los sitios de restauración y en transectos no restaurados en la planicie de inundación a través de los Tramos 1-5 durante la temporada de reproducción del 2017 y 2018. La diversidad no se midió en Cori en el 2017. CILA se refiere al sitio de restauración CILA.

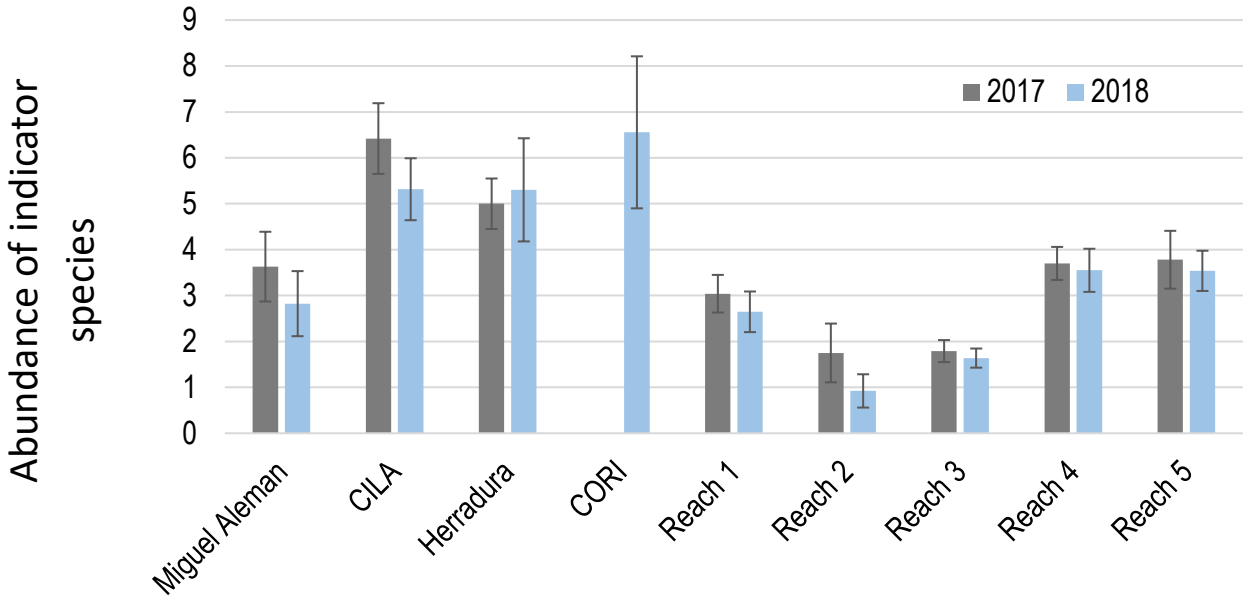


Figura 6-3. Abundancia de especies indicadoras (aves por punto) en sitios de restauración individuales, y en transectos no restaurados en la planicie de inundación a través de los Tramos 1-5 durante la temporada de reproducción de 2017 y 2018. La abundancia no se midió en CORI en 2017. CILA se refiere al sitio de restauración CILA.

Entre el 2013 y 2018, la diversidad de aves ha estado aumentando en los sitios de restauración (49% en este período, en general) y a lo largo de la planicie de inundación (36%), aunque hubo una ligera disminución (8% en los sitios de restauración y 3% a lo largo de la planicie de inundación) entre el 2017 y 2018 (Figura 6-4). Esta disminución de diversidad durante el 2018 ocurrió en todos los sitios de restauración y en los Tramos 1 y 2, mientras aumentó en los Tramos 3, 4 y 5 (Figura 6-5). En general, la diversidad de las aves tiene una tendencia ascendente en la región, con fluctuaciones entre años, excepto en el Tramo 5, donde ha estado aumentando continuamente (Figura 6-5).

Por otro lado, la abundancia combinada de 15 especies indicadoras en la planicie de inundación incrementó un 32% en el 2015 en comparación al 2013 y 2014, pero luego volvió a disminuir a niveles similares durante el 2016 y 2017, y se redujo aún más en el 2018 (Figura 6-6). La disminución de especies indicadoras ha sido constante en los Tramos 1 y 2 desde el 2013, mientras que en los Tramos 3, 4 y 5, la abundancia aumentó en el 2015, pero desde entonces ha ido disminuyendo (Figura 6-6). En los sitios de restauración, la abundancia de especies indicadoras aumentó consistentemente entre el 2013 y 2017 (aumento de 60% en los 4 años) pero tuvo una disminución de 15.6% durante el 2018 (Figura 6-6), particularmente en el sitio CILA (Figura 6-7), donde tanto la cobertura foliar de álamo-sauce como el volumen total de vegetación también disminuyeron, probablemente debido a las interrupciones en el suministro de agua.

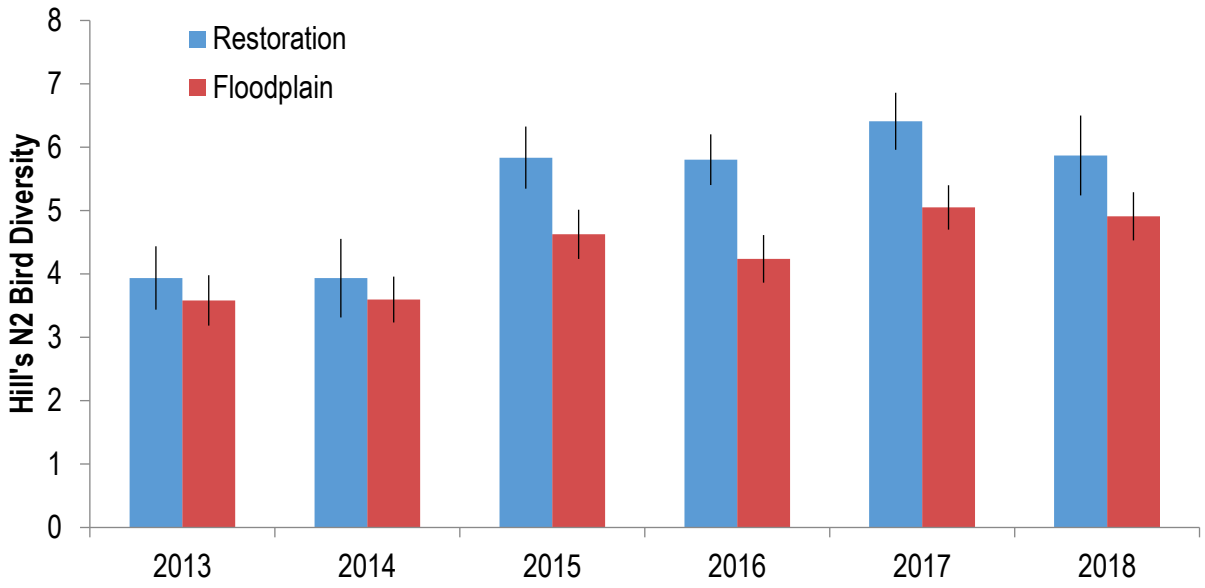


Figura 6-4. Diversidad de aves (N_2 por punto) en las zonas restauradas en comparación con los transectos no restaurados en la planicie de inundación a través de los Tramos 1-5 del 2013 al 2018.

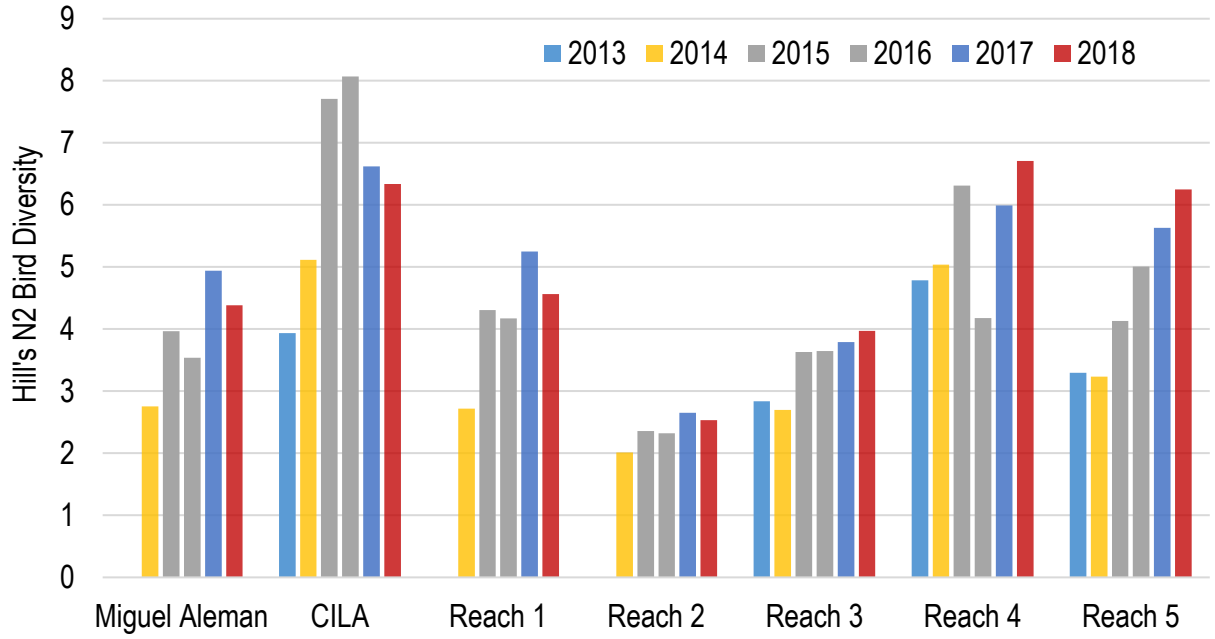


Figura 6-5. Diversidad de aves (N_2 por punto) en sitios de restauración individuales y transectos no restaurados en la planicie de inundación a través de los Tramos 1-5 del 2013 al 2018. CILA se refiere al sitio de restauración CILA.

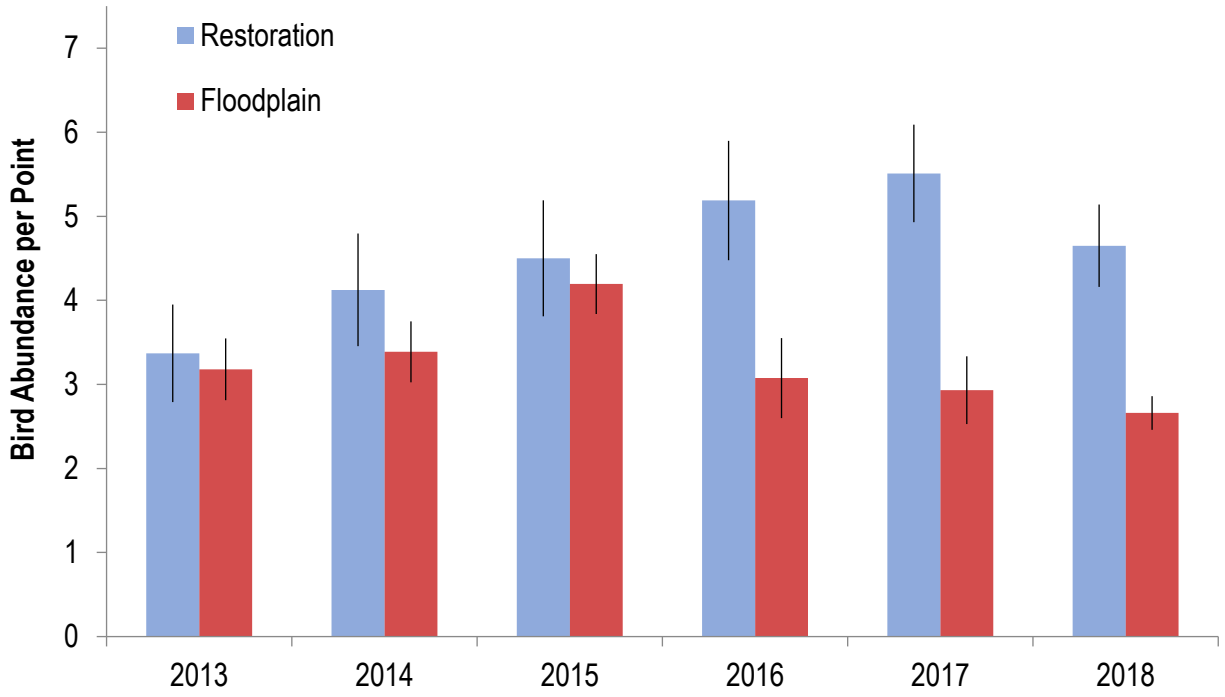


Figura 6-6. Abundancia de especies indicadoras (aves por punto) en las zonas restauradas y en transectos no restaurados en la planicie de inundación a través de los Tramos 1-5 del 2013 al 2018.

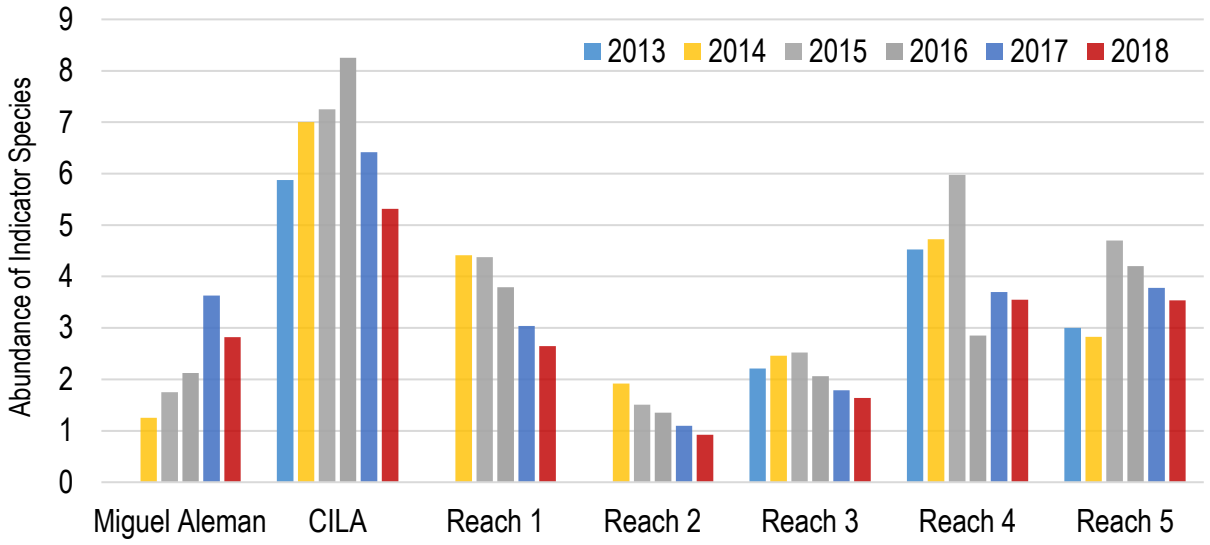


Figura 6-7. Abundancia de especies indicadoras (aves por punto) en los sitios de restauración y en los transectos no restaurados en la planicie de inundación a través de los Tramos 1-5 del 2013 al 2018. CILA se refiere al sitio de restauración CILA.

La diferencia en la abundancia de especies indicadoras entre los sitios de restauración y los transectos no restaurados de la planicie de inundación ha ido creciendo, desde 6% en el 2013, hasta un 74% ($p < 0.001$) en el 2018, debido en parte al aumento de la abundancia en los sitios de restauración y disminuciones en el resto de la planicie de inundación. La disminución en la abundancia y la diversidad en el 2018 en los sitios de restauración podría explicarse en parte por la adición de puntos de muestreo en secciones restauradas nuevas (jóvenes), que también están dominadas por los tipos de hábitat de tierras altas y/o mezquite, lo que podría requerir más tiempo para madurar, en contraste con los hábitats ribereños.

Aves de Marisma

Antes del 2009, las aves de marisma eran escasas fuera de la Ciénega de Santa Clara y El Doctor (Hinojosa-Huerta et al. 2001, 2008b). Desde el 2003, los números de Palmoteador de Yuma y la Garcita de Tular comenzaron a aumentar lentamente a lo largo del Río Hardy, inicialmente al parecer en respuesta a proyectos locales de restauración que aumentaron los niveles de agua en el área de "El Riñón" (proyecto El tapón, Hinojosa-Huerta et al. 2005). Los números aumentaron exponencialmente en ambas especies después del 2009 (Figura 6-8), probablemente debido a una combinación de incrementos de flujos en el Hardy procedentes de Las Arenitas y al hundimiento causado por el terremoto del 4 de abril de 2010 (Nelson et al. 2013). Las detecciones del Palmoteador de Yuma aumentaron de 8 detecciones en el 1999 a 347 detecciones en el 2018 (aumento promedio de 25% anual durante 20 años, la tendencia exponencial $r2 = 0.84$, $y = 3.15e^{0.2x}$, $p < 0.001$), mientras que la Garcita de Tular cambió de 18 detecciones en el 2003 a 259 detecciones en el 2018 (aumento promedio de 22% anualmente durante 15 años, la tendencia exponencial $r^2 = 0.88$, $y = 7.53e^{0.2x}$, $p < 0.001$).

Las detecciones del Rascón Limícola también han aumentado en el Río Hardy, pero en números menores y con mayores fluctuaciones entre años. La especie fue detectada por primera vez en el área en el 2005 (4 detecciones), tuvo un número máximo de 54 detecciones en el 2013, y 24 detecciones en el 2018 (Tabla 2). No hemos detectado Ralitos Negros en el Hardy, mientras Soras y Torcomones sólo se han detectado como las aves migratorias.

A lo largo del Tramo 4 en el Río Colorado, las detecciones de aves de marisma han fluctuado durante los últimos 10 años. La Garcita de Tular ha sido la especie más común, con conteos mínimos de 10 individuos en el 2009 y conteos máximos de 111 en el 2017, con 31 detecciones en el 2018 (Tabla 2). Palmoteadores de Yuma han sido constantes en el área, pero con pocos registros: un máximo de 25 en el 2011 y un mínimo de 2 en el 2018 (Tabla 2). En la sección Limítrofe (Tramo 1), las aves de marisma son escasas, con sólo dos registros de Palmoteador de Yuma en los últimos 5 años, un conteo máximo de 16 Garcitas de Tular, y ninguna especie detectada durante el 2018.

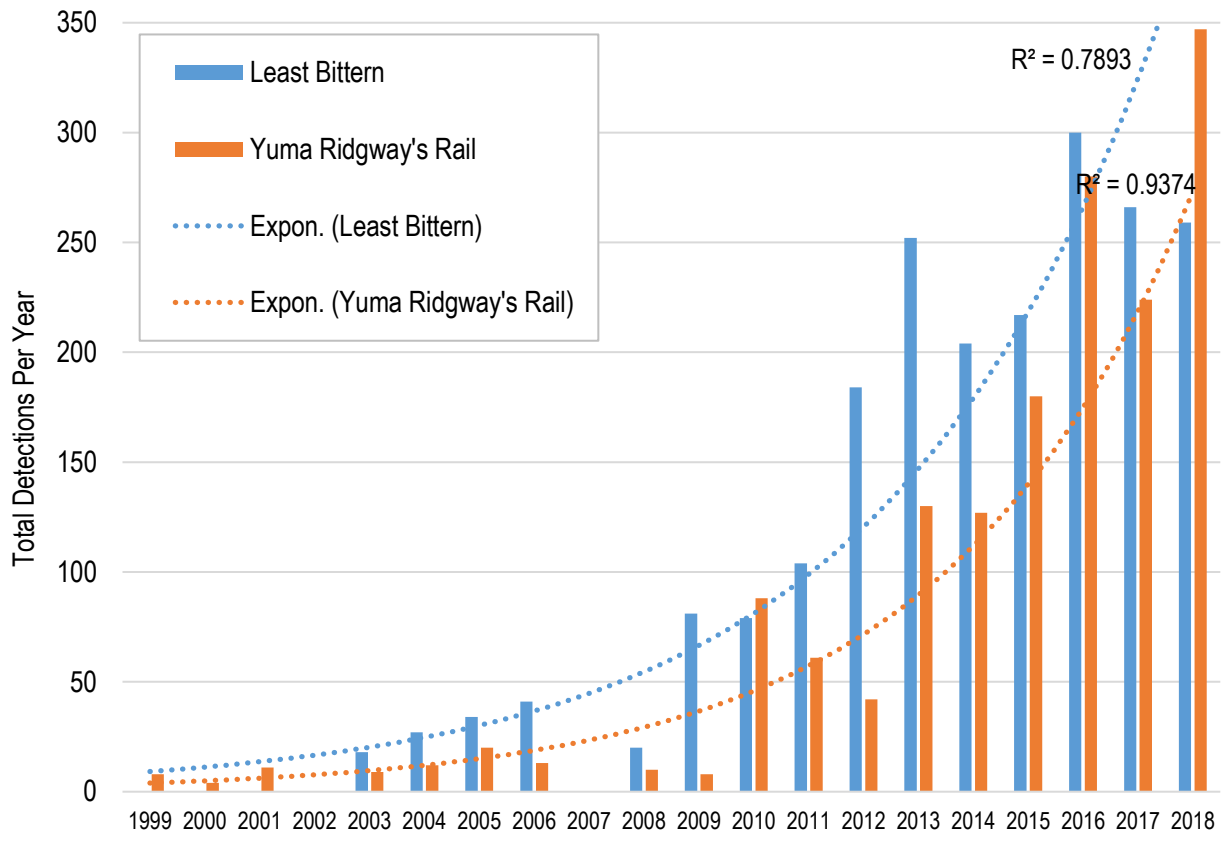


Figura 6-8. Detecciones y curvas de tendencia estimadas de Garcita de Tular y Rascon de Ridgway de Yuma en el Río Hardy de 1999 al 2018. Los muestreos no fueron llevados a cabo durante el 2002 y 2007. "Expon" se refiere al ajuste exponencial de la tendencia de la abundancia a través del tiempo.

Tabla 6-2. Detecciones de Garcita de Tular (Least Bitterns (LEBI)), Palmoteador de Yuma (Yuma Ridgway's Rails (RIRA)) y Rascón Limícola (Virginia Rails (VIRA)) en el Río Hardy, Tramo 1 y Tramo 4 del Río Colorado, del 2003 al 2018. Las celdas en gris indican que no se realizaron muestreos en ese año y área en particular.

	Río Hardy			**Tramo 4**			**Tramo 1**		
Año	**LEBI**	**RIRA**	**VIRA**	**LEBI**	**RIRA**	**VIRA**	**LEBI**	**RIRA**	**VIRA**
2003	18	9	0						
2004	27	12	0						
2005	34	20	4						
2006	41	13	0						
2007									
2008	20	10	4						
2009	81	8	1	10	3	0			
2010	79	88	3	26	2	33			
2011	104	61	1	39	25	0			
2012	184	42	5	102	11	1			
2013	252	130	54	96	22	26	0	0	0
2014	204	127	17	98	5	9	12	1	0
2015	217	180	9	83	22	13	2	0	0
2016	300	280	23	71	13	3	2	0	0
2017	266	224	15	111	18	0	16	1	0
2018	259	347	24	31	2	3	0	0	0

Colonias de Aves Acuáticas

No se reportaron colonias reproductoras de aves acuáticas para la parte inferior el Río Hardy o Alto Estuario antes del 2012, cuando los registros de reproducción se concentraron en la Isla Montague y Cerro Prieto (Mellink et al. 2000, 2002 Hinojosa-Huerta et al. 2007, Mellink y Hinojosa, 2018). Desde el 2012, se observaron intentos iniciales de reproducción por aves acuáticas en la región del Estuario Alto, ambos cerca del bordo (área de la Laguna del Indio) y en las lagunas de restauración estuarinas en la parte inferior del Hardy (Mellink y Hinojosa, 2018).

En el 2014 Pronatura Noroeste realizó el primer censo de aves acuáticas reproductoras en el área, con un total de 186 adultos y 52 nidos activos de 5 especies (Garza Blanca, Garzón Cenizo, Garza-Nocturna Coroninegra, Garza Nivea y Cormorán Bicrestado, Tabla 3). En el 2017, las cifras aumentaron a 568 adultos y 174 nidos activos, y en el 2018 se contaron 961 adultos y 517 nidos activos, con dos especies adicionales: Garza Tricolor, la cual es una especie protegida por el gobierno federal en México (Protección Especial), y el Cormorán Neotrópico. El Cormorán Neotrópico fue detectado por primera vez en el Delta del Río Colorado / región del Alto Golfo en el 2013 (Gerardo Marrón, eBird), y ahora ha expandido su rango de reproducción en esta área, de lugares de reproducción anteriormente conocidos en la costa sur de Sonora y el centro-sur de Arizona (Telfair II y Morrison, 2005). Otras aves acuáticas semicoloniales o no coloniales con reproducción confirmada en el área son el Charrán Mínimo, Chorlito Niveo, Chorlito Tildío, Candelero Americano, Avoceta Americana y Garza Verde.

La reciente ocupación y expansión las colonias de aves acuáticas reproductoras en la parte inferior del Hardy y Alto Estuario parecen estar relacionadas con la expansión del hábitat de humedales causada por la subsidencia tras el terremoto del 2010 y el consiguiente aumento de la influencia de las mareas en el área. Las aves acuáticas que anidan podrían haberse beneficiado también de los esfuerzos de restauración y conectividad del canal en el estuario y el aumento de flujos en el Río Hardy procedentes de Las Arenitas desde el 2009.

Tabla 6-3. Número de adultos y nidos contados en las colonias de reproducción de aves acuáticas en el Río Hardy y Alto Estuario durante el 2014, 2017 y 2018.

	2014		**2017**		**2018**	
Especies	**Adultos**	**Nidos**	**Adultos**	**Nidos**	**Adultos**	**Nidos**
Garza Blanca	8	3	112	63	82	72
Garzón Cenizo	47	21	26	7	109	84
Garza-Nocturna Coroninegra	36	12	16	5	85	19
Garza Nivea	21	9	198	78	234	111
Cormorán Bicrestado	51	7	216	21	203	22
Garza Tricolor	0	0	0	0	12	6
Cormorán Neotrópico	0	0	0	0	236	3
Total	**186**	**52**	**568**	**174**	**961**	**217**

Conclusiones

La diversidad y abundancia de especies de aves ribereñas indicadoras son el 20% y el 74% superiores, respectivamente, en los sitios de restauración que a lo largo de los transectos no restaurados de la planicie

de inundación. En la región, la diversidad de las aves ha ido en aumento desde el 2013, con las tasas más altas tomando lugar en los Tramos 4 y 5. Por otro lado, la abundancia de especies indicadoras ha estado disminuyendo desde el 2015, incluyendo un descenso de 15.6% en los sitios de restauración en el 2018.

En el Río Hardy y Estuario Alto, las poblaciones de especies de aves de marisma (Garcita de Tular y Palmoteador de Yuma) han aumentado exponencialmente en los últimos 10 años, así como el tamaño de las colonias reproductoras de siete especies de aves acuáticas. Estas respuestas parecen estar relacionados a hundimientos sísmicos, aumento de flujos y la restauración de la conectividad hidrológica.

La interpretación de los resultados en los sitios de restauración es compleja, porque cada año se añaden puntos de estudio dentro de las áreas recientemente restauradas con vegetación joven. Los patrones también son complejos por la combinación de tipos de hábitat en cada sitio (acuático, ribereño, mezquite y tierras altas). Los datos de aves necesitan ser explorados considerando la edad de la vegetación y el porcentaje de cobertura del tipo de hábitat en cada punto del sondeo, así como otras variables, como el volumen de la vegetación y prácticas de riego. A nivel de tramo de río, se deben explorar los patrones de aves en relación con las variables de hábitat, así como las fluctuaciones de los niveles de agua subterránea y flujos superficiales. Además de las relaciones hidrológicas y de hábitat, los futuros análisis de aves incluirán la evaluación de las tendencias de la población de especies individuales y los cambios en la composición de la comunidad de aves, tanto en la planicie de inundación del Río Colorado como del Río Hardy. El trabajo futuro también explorará los datos de la productividad y la supervivencia aviar recolectadas en sitios restaurados y no restaurados.

Referencias citadas

Conway, C., 2002. Standardized Protocols for Monitoring Marshbirds in North America. Arizona Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, United States Geological Survey and School of Renewable Natural Resources, University of Arizona, Tucson, AZ.

Hinojosa-Huerta, O., M. Briggs, Y. Carrillo-Guerrero, E. P. Glenn, M. Lara-Flores, and M. Roman. 2005. Community-based restoration of desert wetlands: the case of the Colorado River Delta. Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191.

Hinojosa-Huerta, O., Carrillo-Guerrero, Y., DeStefano, S., Shaw, W., and Valdés-Casillas, C. 2004. Waterbird communities and associated wetlands of the Colorado River Delta, Mexico. Studies in Avian Biology. 27: 52-60.

Hinojosa-Huerta, O., S. DeStefano, and W. Shaw. 2001. Abundance and distribution of the Yuma Clapper Rail (Rallus longirostris yumanensis) in the Colorado River Delta, Mexico. Journal of Arid Environments 49:171-182.

Hinojosa-Huerta, O., García-Hernández, J., Carrillo-Guerrero, Y., and Zamora-Hernández, E. 2007. Hovering over the Alto Golfo: the status and conservation of birds from the Rio Colorado to the Gran Desierto. In: Felger, R.S; Broyles, B., eds. Dry borders: Great natural reserves of the Sonoran Desert. Salt Lake City, Utah: University of Utah Press: 383-407.

Hinojosa-Huerta, O., Guzmán-Olachea, R., Butrón-Méndez, J., Butrón-Rodríguez, J.J., and Calvo-Fonseca, A. 2013b. Status of marsh birds in the wetlands of the Colorado River Delta, Mexico. Ecological Engineering. 59: 7-17.

Hinojosa-Huerta, O. and I. Hernández-Morlán. 2016. Statistical power analysis for bird monitoring in the riparian corridor. Technical Memorandum. Pronatura Noroeste, Ensenada, Baja California, Mexico.

Hinojosa-Huerta, O., Iturribarría-Rojas, H., Zamora-Hernández, E., and Calvo-Fonseca, A. 2008. Densities, species richness and habitat relationships of avian species in the Colorado River, Mexico. Stud. Avian Biol. 37, 74-82.

Hinojosa-Huerta, O., P.L. Nagler, Y. Carrillo-Guerrero, and E.P. Glenn. 2013. The effect of drought on birds and riparian vegetation in the Colorado River Delta, Mexico. Ecological Engineering 59: 104-110.

Hinojosa-Huerta, O., Rivera-Díaz, J.J., Iturribarría-Rojas, H., and Calvo-Fonseca, A. 2008b. Population trends of Yuma clapper rails in the Colorado River Delta, Mexico. Studies in Avian Biology. 37: 69-73.

Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Malden, MA: Blackwell Science, Ltd. 215 p.

Mellink, E., Castillo, J.A. and de la Cerda, A. 2002. Noteworthy waterbird records in the Delta of the Río Colorado, México, 2002. Western Birds. 33: 249-253.

Mellink, E. and Ferreira-Bartrina, V. 2000. On the wildlife of wetlands of the Mexican portion of the Rio Colorado Delta. Bulletin of the Southern California Academy of Sciences 99: 115-127.

Mellink, E. and Hinojosa-Huerta, O. 2018. Breeding waterbirds of the Mexican Portion of the Colorado River Delta. In: Riparian Research and Management: Past, Present, Future. Volume 1. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-377. Fort Collins, CO. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp 174-187.

Nelson, S.M., Fielding, E.J., Zamora-Arroyo, F., and Flessa, K. 2013. Delta Dynamics: Effects of tides, river flows and a major earthquake on Ciénega de Santa Clara and the Colorado River Delta, Mexico. Ecological Engineering. 59: 144-156.

Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., DeSante, D.F., 1993. Handbook of field methods for monitoring landbirds. General Technical Report PSW-GTR-144. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, CA.

Sección 7: Alto Estuario

Elizabeth Díaz, Tomás Rivas, Alejandro Rosas, Karen Schlatter

Sonoran Institute Mexicali, B.C., México

Observaciones clave

- Los flujos de agua dulce al estuario son principalmente del Río Hardy (73%) y también del Dren Ayala (27%).
- Una liberación de flujo sostenido al Dren Ayala de junio a diciembre de 2018, después de que fue dragado en enero, mostró que el agua entregada al Dren Ayala puede fluir sin obstáculos en el cauce principal del Colorado, y desde allí al Alto Estuario, sin pérdidas importantes por infiltración.
- Aunque la entrega de flujo de 2.2 Mm^3 (1,767 acres-pies) al Dren Ayala alcanzó el Estuario Alto, no cambió apreciablemente los niveles de agua, salinidad, o biota.
- La salinidad en el Alto Estuario varió estacionalmente, desde un mínimo de 3 ppt en la temporada de riego, hasta un máximo de 134 ppt en la estación más marítima a finales del verano.
- Artrópodos crustáceos, incluyendo post larvas de camarones, fueron los organismos más comunes encontrados. Peces de agua dulce, salobre y marina también se encontraron en la zona.

Introducción

El Alto Estuario (Tramo 7) recibe agua dulce del Río Colorado, Dren Ayala (drenaje agrícola), Río Hardy (efluentes tratados y flujos de retorno de riego), y otros drenajes agrícolas, y recibe agua de mar del Mar de Cortés. La restauración del Alto Estuario tiene el propósito de aumentar los flujos de agua dulce al sitio y aumentar el intercambio de mareas con el Mar de Cortés, mejorando la conexión física entre el cauce del río y los canales de marea. Estos esfuerzos de restauración pretenden mejorar y crear hábitats para peces, invertebrados y aves playeras.

Un banco de arena de marea ha obstruido durante mucho tiempo el intercambio entre agua dulce y agua de mar en el Alto Estuario (Nelson et al. 2013). En 2012, el sedimento fue excavado manualmente para formar un canal piloto a través del banco de arena, con el fin de aumentar el flujo de agua dulce y el intercambio con agua de marea. En septiembre-noviembre del 2016, el canal piloto se amplió de 11.1 km (6.8 millas), primero por excavación manual, y después, con una draga excavadora anfibia (línea morada, Figura 7-1).

El Dren Ayala transporta flujo de retorno agrícola y algunas aguas residuales municipales hacia el Alto Estuario, pero necesitaba mantenimiento para restaurar su capacidad de carga. De diciembre del 2017 a enero del 2018, 1.8 km (1.1 millas) de la trayectoria del Dren Ayala (línea verde en Figura 7-1) fueron dragados para mejorar el flujo al Alto Estuario.

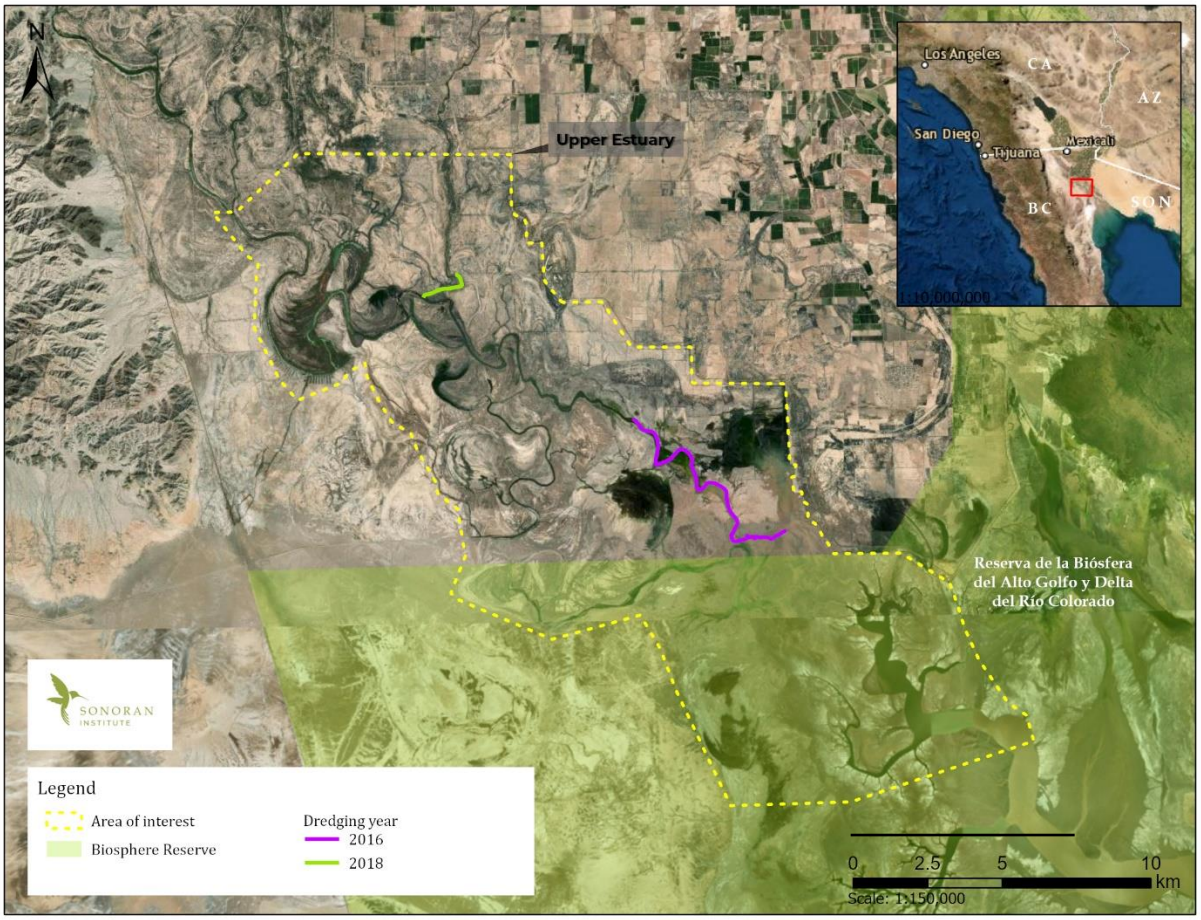


Figura 7-1. Ubicaciones terminadas, para extracción de sedimentos a lo largo del río y del canal de mareas del Alto Estuario. La línea horizontal arriba de la escala en km = 5 millas.

Para evaluar cómo el dragado afectó la conectividad entre el Dren Ayala y el Alto Estuario, 2.4 Mm³ (1.934 acres-pies) de derechos de agua temporales y permanentes fueron asignados al Dren Ayala para un flujo ambiental en el 2018. El agua estaba programada para ser entregada a 500 l/s (17.7 pies³/s) por 55 días, comenzando el 5 de junio de 2018. Sin embargo, el módulo de riego no entregó agua como estaba previsto; en su lugar, se suministró agua intermitentemente con fluctuaciones en la descarga, incluyendo periodos superiores a un mes sin ninguna entrega de agua. (Véase Figura 2-2, panel inferior derecho, en la sección de Hidrología.) El flujo ambiental real al Dren Ayala comenzó el 4 de junio de 2018, y finalizó el 4 de enero de 2019. El volumen total descargado fue de 2,179,352 m^3 (1,767 acres-pie), de los cuales 2,011,980 m^3 (1,631 acres-pie) (92.3%) fueron entregados por el punto de entrega sub-lateral km 27+ 458 y 167,372 m^3 (136 acres-pie) (7.7%) por el punto de entrega km 22 + 160 (Figura 7-2).

Para documentar y comprender los impactos del dragado y estrategias relacionadas de restauración estuarina, el programa de monitoreo del Alto Estuario mide flujos de agua superficial, niveles, y calidad; niveles de agua subterránea; extensión de pasto salado; y abundancia del peces y zooplancton.

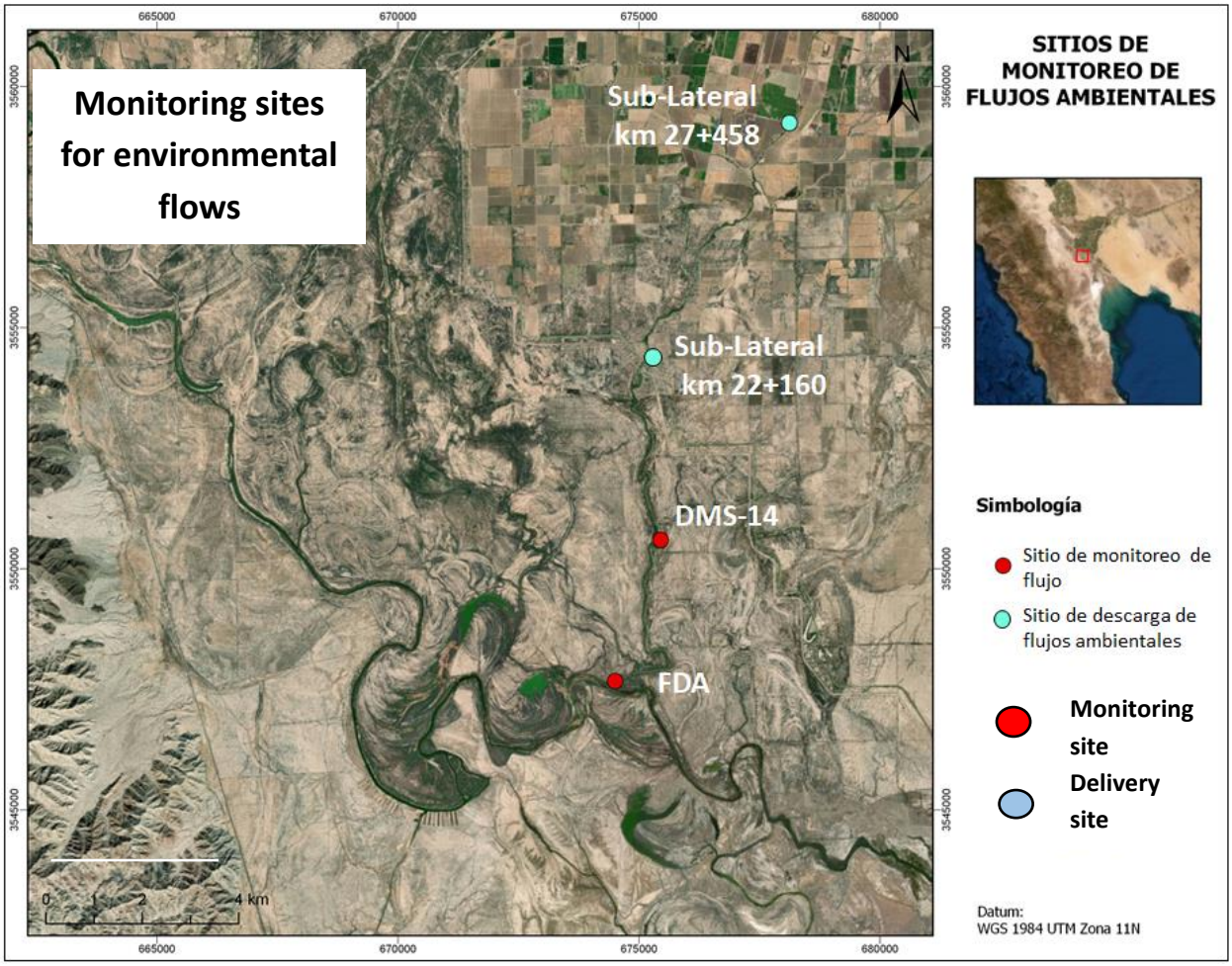


Figura 7-2. Ubicación de la entrega de agua del 2018 y sitios de monitoreo hidrológico a lo largo del Dren Ayala. La línea horizontal arriba de la escala en km = 2 millas.

Hidrología

Flujos de agua superficial

La figura 7-2 muestra las ubicaciones de los sitios de entrega de agua y monitoreo, a lo largo del Dren Ayala con mayor detalle.

Se realizaron mediciones de flujo mensuales con un medidor de flujos portátil en seis sitios ubicados en la parte más baja del Tramo 7 (Figura 7-2) a partir de octubre del 2014 a diciembre del 2018. Adicionalmente 182 mediciones de flujo (136 en los puntos de descarga y 46 en el canal del Dren Ayala (DMS-14 y Fin Dren Ayala (FDA)) y 46 mediciones de salinidad se realizaron durante el flujo ambiental del Dren Ayala.

La figura 7-3 muestra las ubicaciones de monitoreo hidrológico en el área del Alto Estuario.

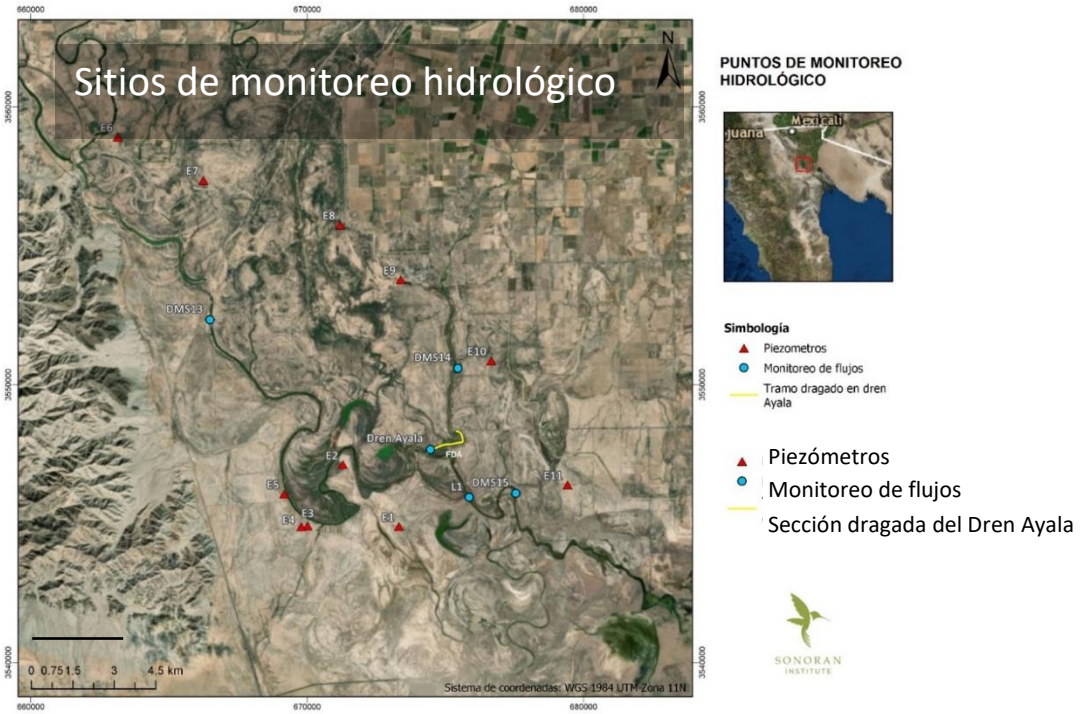


Figura 7-3. Ubicaciones de sitios de monitoreo hidrológico del 2018. La línea amarilla indica la porción del dragado del Dren Ayala. La línea horizontal arriba de la escala en km = 2 millas.

Los escurrimientos hacia el Alto Estuario aumentan durante el invierno y la primavera, cuando los flujos de retorno de irrigación se descargan en el Río Colorado, Río Hardy y Dren Ayala, y disminuyen durante el verano y otoño (Figura7-4). Los flujos más altos se registraron en enero y febrero del 2016, alcanzando un máximo de 1.6 m^3/s (56.5 $pies^3/s$) en DMS-13 y los mínimos ocurrieron periódicamente en todos los sitios cada verano con algunas corrientes casi indetectables (menos de 0.03 m^3/s (0.1 $pies^3/s$).

Las principales fuentes de flujos de agua dulce al estuario son el Río Hardy (DMS-13), con medidas promedio de flujo de 0.581 m^3/s (20.5 $pies^3/s$) y el Dren Ayala (DMS-14), con medidas promedio de flujo de 0.198 m^3/s (7.0 $pies^3/s$) en el 2018. Ambos flujos se unen aguas abajo antes del sitio L1 (0.421m^3/s (14.9 $pies^3/s$) y DMS-15 (0.457m^3/s (16.3 $pies^3/s$)).

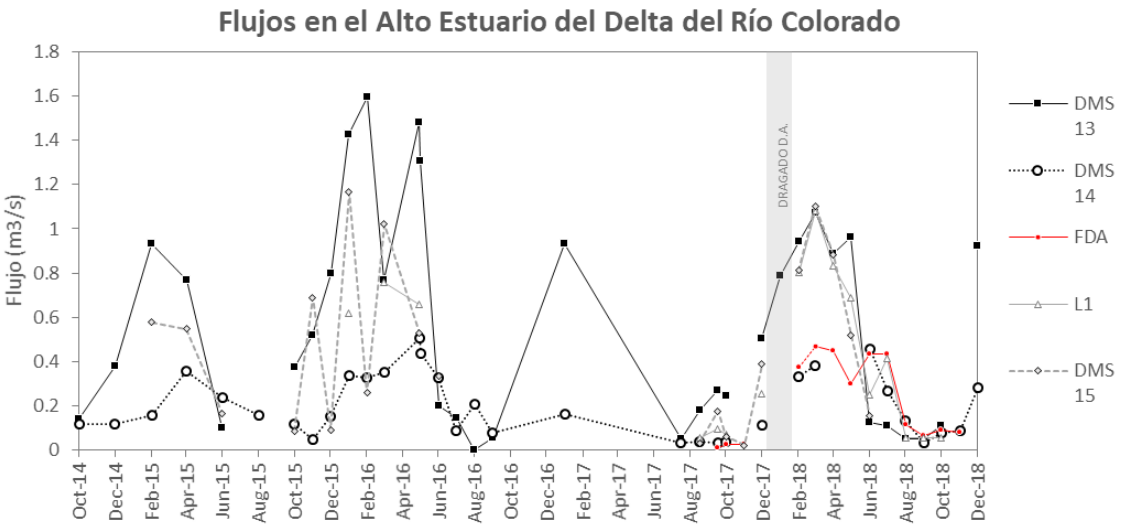


Figura 7-4. Hidrograma del flujo en los sitios de monitoreo. La barra gris indica el período durante el cual el Dren Ayala fue dragado.

Las mediciones de flujo simultáneas durante el flujo ambiental del Dren Ayala del 2018 indican un flujo sin obstáculos a través del Dren Ayala dragado (véase Hidrología, Sección 2).

Para evaluar más a fondo los efectos del dragado, las descargas mensuales promedio se compararon entre DMS-14 y FDA de febrero a diciembre del 2018. El promedio de flujo de entrada mensual en el sitio FDA (0.255 m^3/s (9.0 $pies^3/s$) superó al de salida DMS-14 (0.220 m^3/s (7.8 $pies^3/s$), es decir toda el agua entrante llegó, además de un excedente (0.025 m^3/s (0.9 $pies^3/s$), posiblemente de descarga de agua subterránea. En contraste, las mediciones de pre-dragado (octubre de 2017) mostraron menor flujo de salida (0.021 m^3/s (0.7 $pies^3/s$) que de entrada (0.039 m^3/s (1.4 $pies^3/s$) sugiriendo una mala conectividad para ese período. Sin embargo, nótese que los valores del pre-dragado están cerca de los límites de detección.

Niveles de Agua Subterránea

El monitoreo de agua subterránea consistió en la medición mensual de elevaciones del nivel freático (NF) en 11 piezómetros (Figura 7-3). Las mediciones se realizaron con un flexómetro de contacto eléctrico que mide la profundidad de un punto en la superficie del suelo a la parte superior del NF. Los puntos de medición fueron examinados para reportar los niveles de agua en metros sobre el nivel del mar (msnm). La figura 7-5 muestra los niveles de agua medidos de julio del 2017 hasta diciembre del 2018. Faltan algunos datos debido a dificultades en el acceso a los sitios de monitoreo.

El NF (Figura 7-5) estacionalmente aumentó a partir del invierno (enero), alcanzando valores máximos en la primavera (mayo). En verano, los niveles disminuyeron y después generalmente se estabilizaron durante el otoño. Al igual que con los flujos de agua superficial, los niveles de agua subterránea sugieren una relación con el riego agrícola, ya que el exceso de agua de riego se infiltra y se recarga del acuífero.

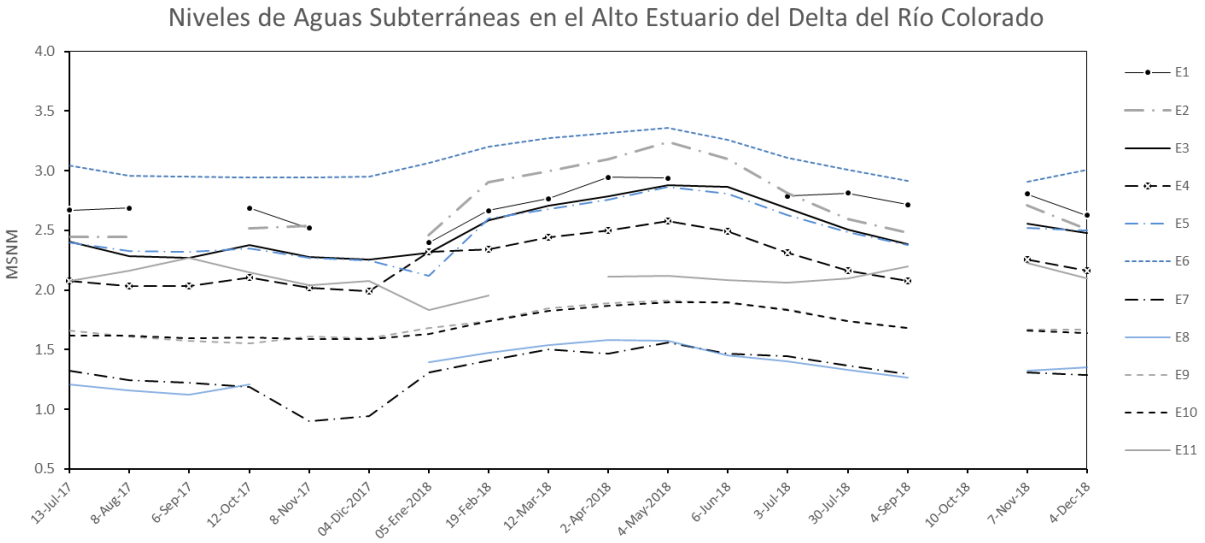


Figura 7-5. Variación de los niveles de agua subterránea tomados de mediciones puntuales.

Los promedios de las mediciones puntuales variaron de 0.9 a 3.360 msnm (2.9 a 11.0 pies sobre el nivel del mar) (Tabla 7-1). Los niveles más altos se registraron en el piezómetro E6 ubicado al norte, el cual es topográficamente más alto que las demás. Por lo contrario, los niveles más bajos se registraron en E7 y E8, (Figura 7-2). Los gradientes del NF indican que, en la zona noroeste, el agua subterránea fluye en una dirección de oeste a este y que la recarga de los acuíferos se produce en los márgenes de la Sierra Cucapá y zonas agrícolas circundantes. En los piezómetros E1, E2, E3, E4 y E5, situados cerca de la zona conocida como el riñón, el agua del río recarga el acuífero, como puede verse en las diferencias del NF entre E3 y E4, lo que indica que la dirección del flujo es de este a oeste. Los piezómetros E9 y E10 tienen comportamiento y niveles similares, por lo tanto, no es posible inferir una dirección de flujo preferencial. El piezómetro E11 muestra un comportamiento diferente del resto de los piezómetros, posiblemente relacionado al flujo de otra fuente o a la influencia de la intrusión de agua salada.

Tabla 7-1. Elevaciones promedio del nivel freático medidas en cada piezómetro (unidad: msnm).

Piezómetro	Promedio	Máx.	Min	SD
E1	2.72	2.95	2.40	0.142
E2	2.72	3.24	2.44	0.269
E3	2.51	2.88	2.25	0.207
E4	2.23	2.58	1.99	0.186
E5	2.49	2.86	2.12	0.206
E6	3.07	3.36	2.91	0.148
E7	1.31	1.56	0.90	0.173
E8	1.36	1.58	1.12	0.142
E9	1.72	1.91	1.55	0.115
E10	1.71	1.90	1.59	0.111
E11	2.10	2.27	1.83	0.102

Para complementar las actividades de monitoreo de agua subterránea, fueron instalados sensores de datos de nivel en 10 piezómetros en enero y febrero del 2018. Estos sensores grabaron los niveles de agua a intervalos de 60 minutos, basados en la presión diferencial (presión total - presión atmosférica). El piezómetro E4 no estaba incluido en la instalación del sensor debido a su proximidad al E3. El sensor en E1 tuvo problemas en la descarga de datos y fue reinstalado en diciembre (Figura 7-6).

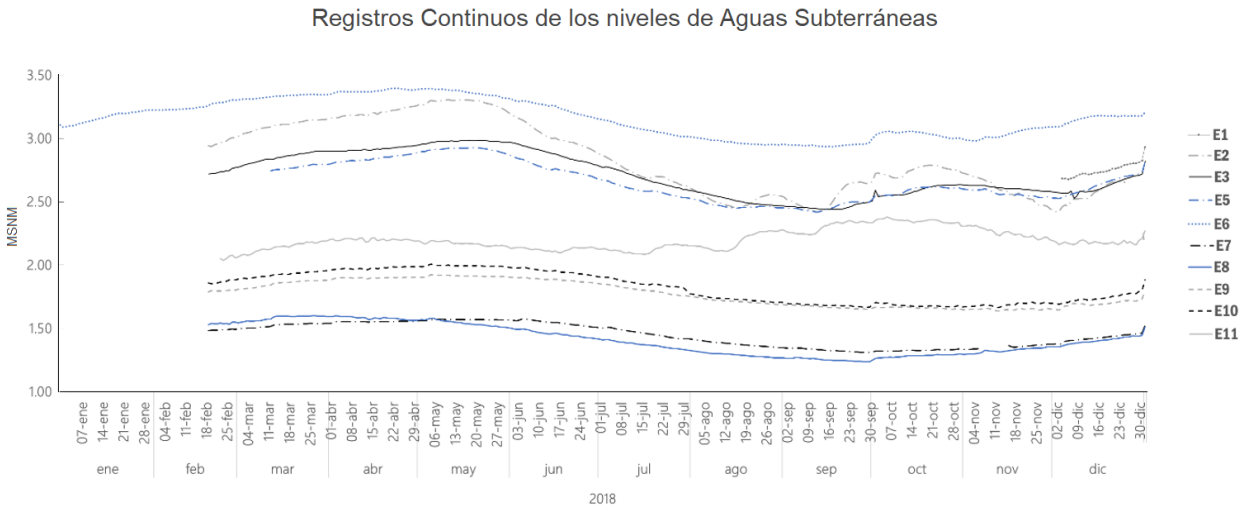


Figura 7-6. Promedio diario de los niveles de agua subterránea obtenidos de sensores de nivel.

Nótese el aumento de los niveles durante las primeras semanas de octubre (asociado con la influencia de los eventos de precipitación) y el comportamiento del piezómetro E11 cuyo nivel aumenta en verano. Fueron identificadas similitudes en el comportamiento y la elevación del NF en los piezómetros E3 y E5, E7 y E8, E9 y E10.

No detectamos cambios en los niveles de agua subterránea resultantes de la entrega de flujo ambiental al Dren Ayala en 2018.

Profundidad y Calidad del Agua Superficial

La profundidad y calidad (temperatura, oxígeno disuelto y la salinidad) del agua superficial son monitoreadas continuamente a intervalos de 30 minutos utilizando sensores multiparamétricos de YSI en cinco puntos de monitoreo en el Río Hardy, Río Colorado, y Alto Estuario (RHUP7, RHUP4, RHDO6, RHDO8, E3) (Figura 7-7). La sonda en RHUP7 dejó de funcionar a mediados de enero del 2018, por lo tanto, no hay resultados de nivel o calidad disponibles para este punto.

De los parámetros de calidad del agua, consideramos que la salinidad es el indicador más importante de la funcionalidad del hábitat del estuario, porque indica el grado de mezcla de agua dulce con agua salada y, por lo tanto, es un indicador de la conectividad entre el río y el mar. Además, el rango y el nivel de salinidad del agua afecta las especies acuáticas y su diversidad, alimentación, reproducción y supervivencia.

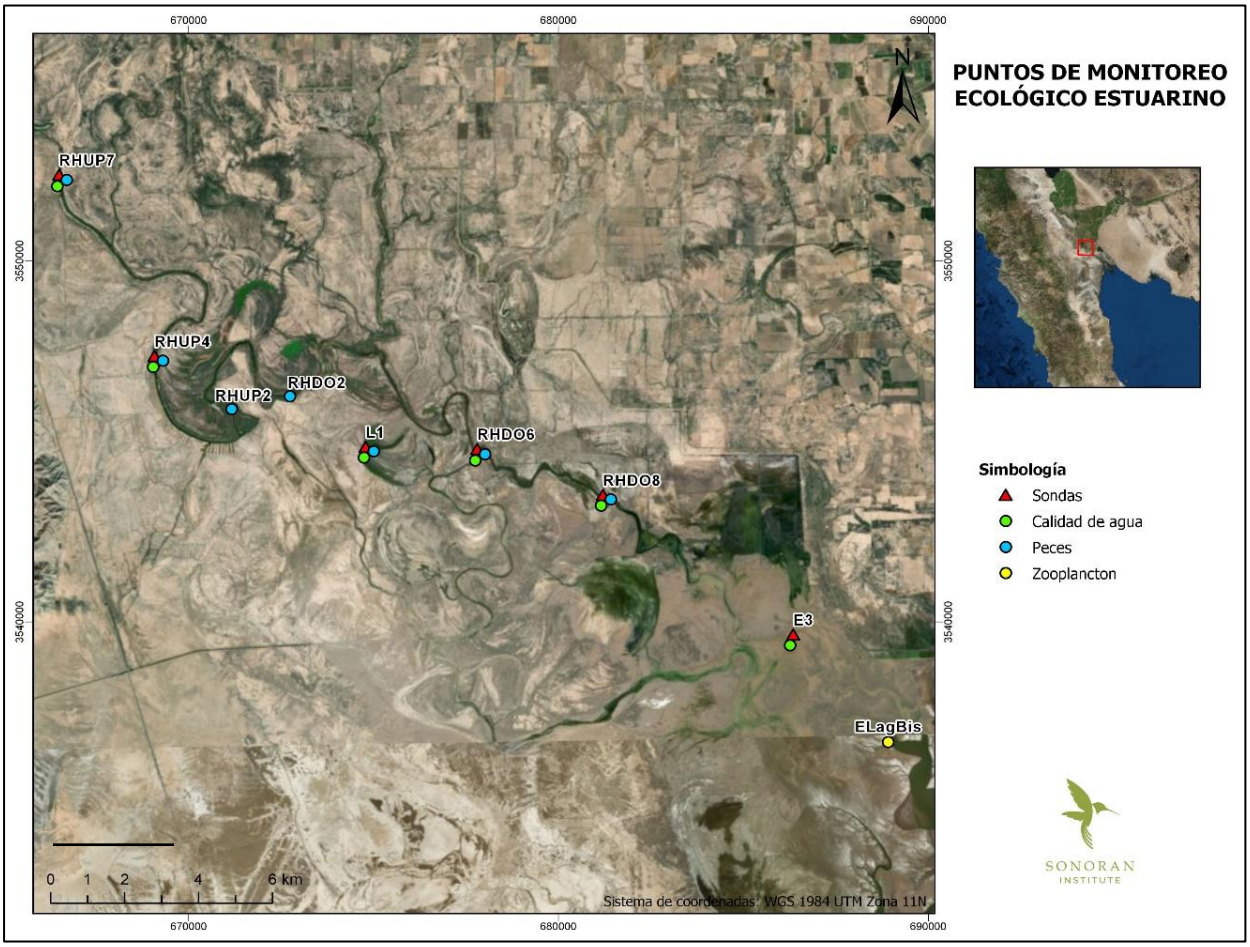


Figura 7-7. Mapa de los puntos de monitoreo de calidad del agua, peces y zooplancton a lo largo del Río Hardy y Alto Estuario. La línea horizontal arriba de la escala en km = 2 millas.

Salinidad y profundidad del agua

El promedio anual de salinidad aumentó en todos los puntos de monitoreo del 2017 al 2018 (no había - suficientes datos de RHUP7 en 2018) (Tabla 7-2; Figura 7-8). Este patrón era contrario a las expectativas tras el dragado del 2016, que resultó en una disminución de salinidad en casi todos los puntos en el 2017. Sin embargo, los promedios anuales pueden enmascarar importantes variaciones estacionales.

En el punto E3, que se encuentra al final del recientemente dragado Dren Ayala, la salinidad fue mayor en los primeros seis meses del 2018 que en los del 2017, indicando una falta de agua dulce en el área y una conectividad limitada entre el río y el mar. Además, la salinidad de junio a agosto fue mucho mayor en el 2018 que del 2015-2017; ver Figura7-9. Este aumento dramático pudo haber resultado de problemas con la sonda, por lo que el equipo se retiró a finales del verano del 2018. Esta estación fue eliminada por problemas de acceso. El aumento de la salinidad en el Alto Estuario en el 2018 puede deberse a la presencia de materiales de dragado en el canal, menos agua dulce en el Río Hardy o problemas con las sondas. Las sondas habían sido utilizadas en los sitios durante varios años y están siendo reemplazadas.

Por otro lado, la profundidad del agua superficial en el punto E3 demuestra una mejor entrada y salida de las mareas después del dragado del 2016, con picos más altos y mínimos más bajos en el 2017 y 2018. Asimismo, la profundidad del agua en el sitio RHDO8 muestra más evidencia de influencia de las mareas en el 2018 que en el 2017. Ver Figuras 7-10 y 7-11.

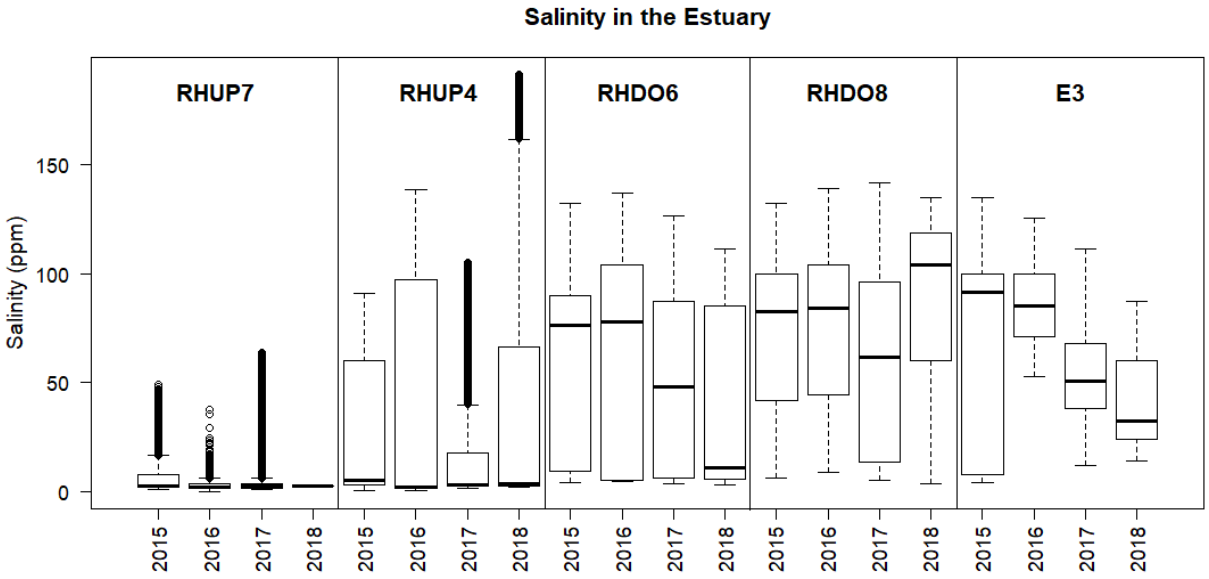


Figura 7-8. Variación de la salinidad en los sitios del estuario.

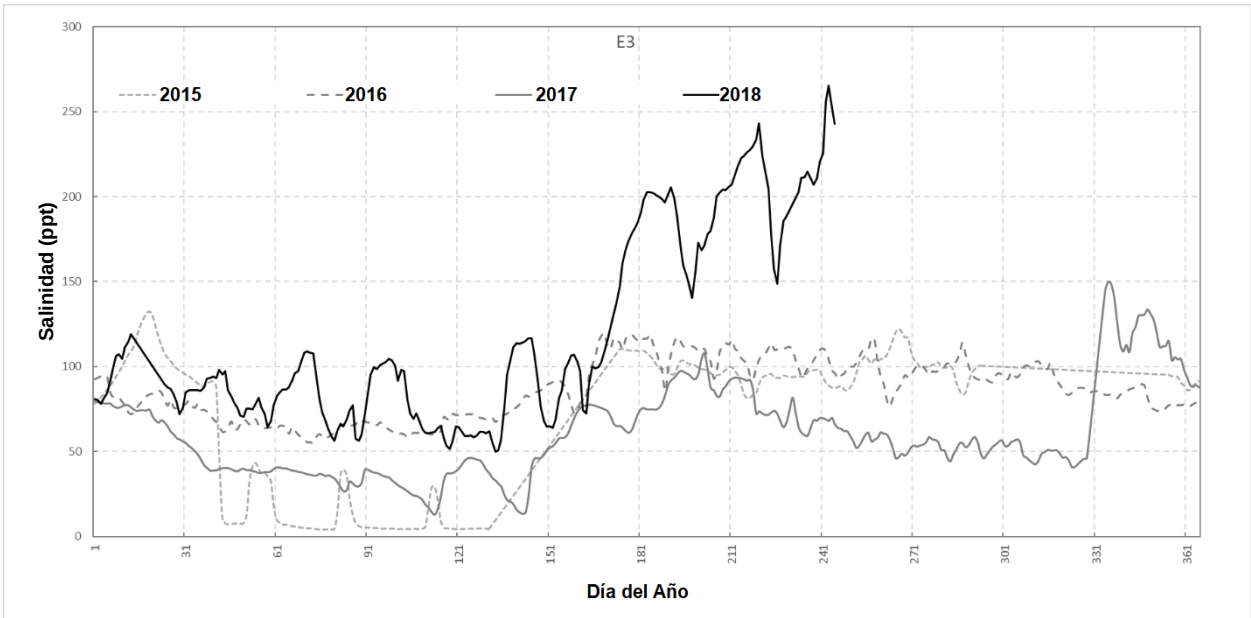


Figura 7-9. Registros de salinidad en el sitio E3 en 2015-2018.

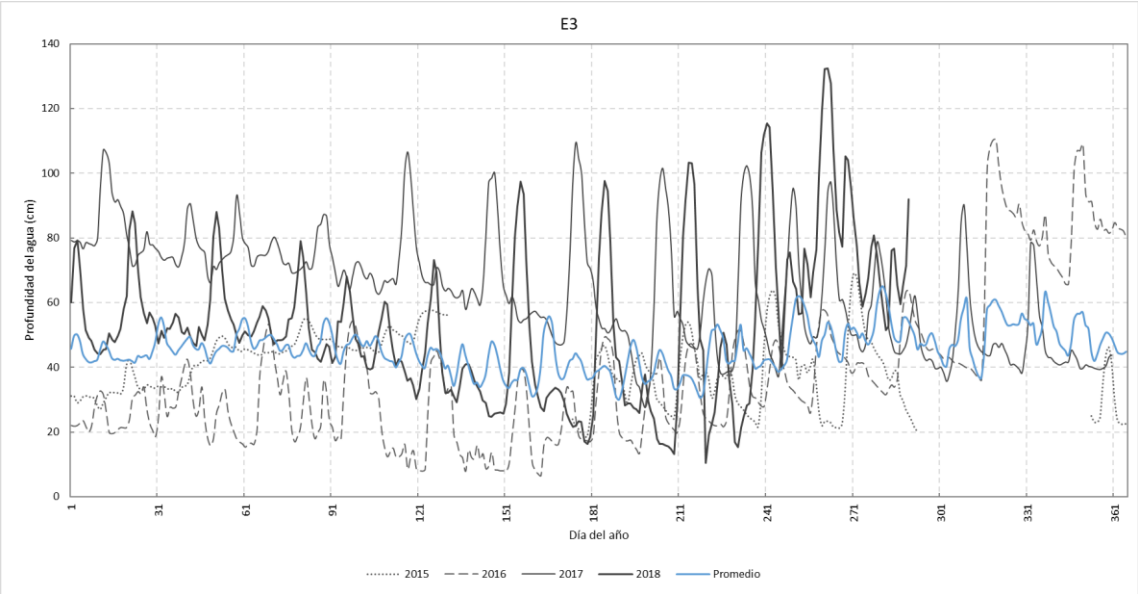
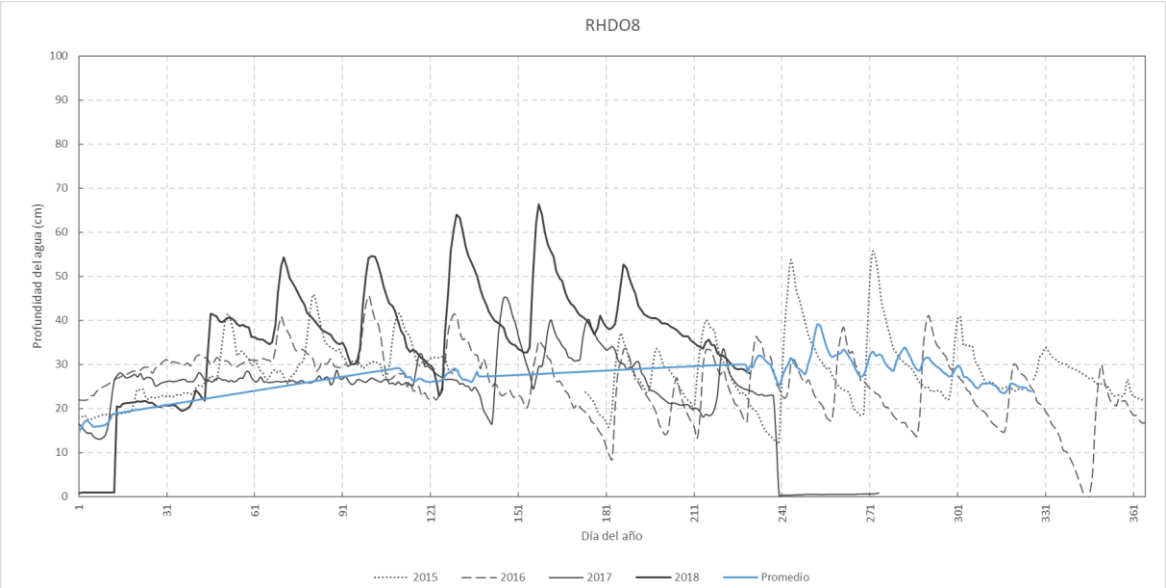


Figura 7-10. Profundidad del agua en el sitio E3. La línea azul representa el promedio.



Fig**ura 7-11.** Profundidad del agua en el sitio RHDO8. La línea azul representa el promedio. Mal funcionamiento del sensor en el día 240 del 2018; sensor ahora eliminado.

Salinidad en el Dren Ayala

Los flujos ambientales afectan directamente la calidad del agua en el Dren de Ayala. Los valores de salinidad en el Dren Ayala se mantuvieron entre 2.2 y 5.0 ppt durante períodos de flujos ambientales. En

los períodos secos (septiembre y noviembre), sin flujos ambientales, los valores de salinidad alcanzaron 100 ppt.

Biología

Zooplancton

Las muestras fueron colectadas usando una red de arrastre de zooplancton en forma de cono con tamaño de malla de 350 micras. Los arrastres se realizaron mensualmente durante la luna nueva – cuando el rango de marea es alto y la luna está oscura. Los arrastres duraron 5 minutos en intervalos de 1 hora y se realizaron dos veces al día, durante el día y la noche. De una a cuatro muestras fueron colectadas durante cada marea entrante (marea alta) del 4 de agosto de 2016 al 13 de junio de 2018. La Tabla 7-2 enlista el zooplancton recolectado. La Tabla 7-2 contiene un listado del zooplancton colectado.

El sitio E Laguna Bis (ELagBis) fue abandonado en junio del 2018 porque hubo actividades de pesca ilegal cerca, cuando el canal tenía agua. Se instruye a los equipos de campo que eviten el contacto con grupos que realicen actividades ilegales.

Tabla 7-2. Zooplancton recolectado en el sitio E Laguna Bis (ELagBis).

Scientific name	**Common name (English)**	**Common name (Spanish)**	**Code (Fig 7-13)**
fish eggs	fish eggs	huevos de peces	fish.eggs
fish larvae	fish larvae	larvas de peces	fish.larv
Litopenaeus stylirostris post-larvae	blue shrimp postlarvae	poslarva de camarón azul	Lito.stly.PL
Litopenaeus stylirostris juveniles	blue shrimp juveniles	juveniles de camarón azul	Lito.stly.JU
Farfantepenaeus californiensis post-larvae	brown shrimp post-larvae	poslarva de camarón café	farf.cali.PL
crab zoea	crab larvae	zoea de cangrejos	crab.ZOEA
crab growth stage	crab growth stage	megalopa de cangrejos	crab.MEGA
non-portunid Crab juveniles	non-portunid crab juveniles	juveniles de cangrejos no portunideaos	crab.JUVE
portunid crab juveniles	portunid crab juveniles	juveniles de cangrejos portunideos (jaibas)	crab.port.JU
calanoid copepods	calanoid copepods	copépodos calanoideos	cope.cala
cyclopod copepods	cyclopod copepods	copépodos ciclopoideos	cope.cycl
harpactipoid copepods	harpactipoid copepods	copépodos harpacticoideos	cope.harp
amphipods	amphipods	anfípodos	amphipo
isopods	isopods	isópodos	isopods
mysids	mysids	mísidos	mysids
Artemia	brine shrimp	artemias	artemia
insect larvae	insect larvae	larvas de insectos	inse.LARV

insects	insects	insectos	insects
gastropods	snails	gastrópodos	gastropo
ctenophores	comb jellies	ctenóforos	ctenopho
chaetognaths	arrow worms	quetognatos	chaetogn

La Figura 7-12 muestra la abundancia y diversidad taxonómica en 66 muestras de zooplancton recolectadas en el sitio ELagBis (ver Figura 7-7) en la zona intermareal.

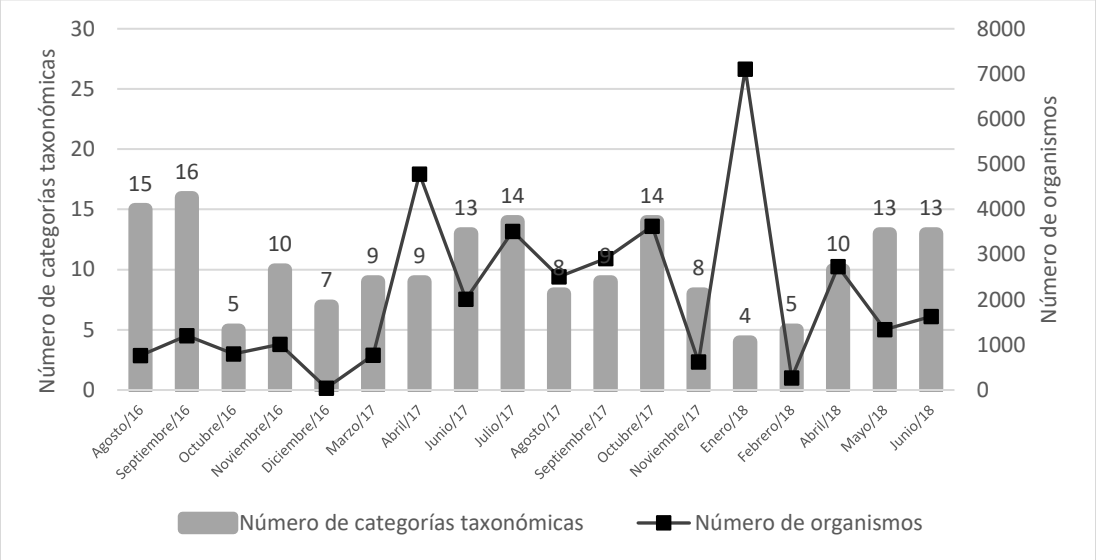


Figura 7-12. Número de categorías taxonómicas y organismos colectados en el sitio E Laguna Bis (ELagBis) durante el período de muestreo.

El número de organismos encontrados varió de 500 a 1400 por fracción, de los cuales fueron identificados 19 categorías taxonómicas, correspondientes a cinco filos (Figura 7-12). Los artrópodos fueron el filo dominante (Arthropoda: Crustacea e Insecta). Otros filos incluyeron Ctenophora, Mollusca, Chaetognatha y Chordata. Calanoideos y copépodos ciclopoideos fueron los artrópodos más abundantes. Postlarvas de camarones peneidos ocurrieron casi exclusivamente en verano, superando 20% de la abundancia total en algunos de los muestreos del 2016, pero menos del 15% del total en el verano del 2017. Otros organismos abundantes fueron las larvas de zoea y megalopas de cangrejos brachiurus. La presencia de larvas de peces se observó en casi todas las muestras, aunque en poca abundancia. El mayor número de individuos se observó en los meses de primavera y verano. En junio del 2017, se observaron numerosas larvas de insectos dípteros, posiblemente del género *Ephydra* (un género capaz de soportar un alto nivel de salinidad) (Figura 7-13).

De los organismos típicos de agua salobre, se observaron braquiópodos (*Artemia*); estaban presentes en muestras del 31 de octubre y 1 de noviembre de 2016. Mísidos, crustáceos parecidos a camarones que anteriormente eran escasos (excepto por un pico de abundancia en junio del 2017) fueron identificados en la primavera del 2018 y, en menor medida, en septiembre del 2016.

Los copépodos -- mayormente ciclopoideos - fueron el organismo más frecuentemente observado; fueron dominantes en los meses de enero y febrero. Los copépodos calanoideos constituían la mayoría de los organismos contados para todas las muestras (Figura 7-13). Desde un punto de vista ecológico, los copépodos son el alimento principal de numerosas especies de peces, y a menudo son vectores dentro del ciclo de vida de algunos parásitos. Por lo tanto, comprender la composición y diversidad de este grupo proporcionará información sobre su papel en la salud del estuario.

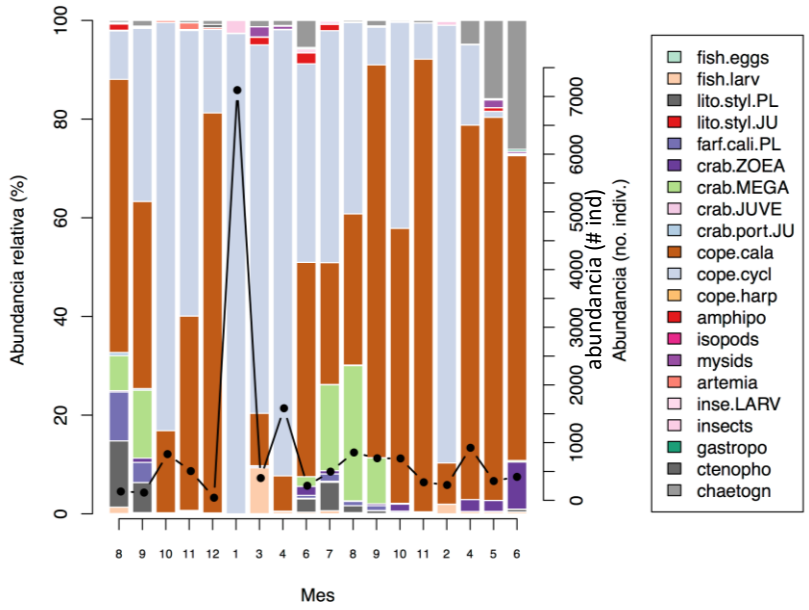


Figura 7-13. Variación mensual de la abundancia relativa de grupos de zooplancton, y de la abundancia total de organismos por m^3. El muestreo no se llevó a cabo todos los meses por seguridad y dificultades de acceso al sitio.

Se observaron postlarvas de camarón en 56 de las 66 muestras analizadas. No se capturaron postlarvas entre diciembre y abril (Figura 7-14). La abundancia de postlarvas fue mayor que la reportada por Galindo-Bect et al. (2007), considerando tanto el camarón café como el camarón azul. Los datos muestran que las altas densidades de postlarvas de camarón pueden ser esperadas entre junio y septiembre, independientemente de las diferencias de salinidad observadas entre años. Por ejemplo, las mayores abundancias de postlarvas fueron registradas entre julio y agosto del 2017, en medio de un verano con valores de salinidad significativamente menores a los del 2016.

Las postlarvas de ambas especies de camarones tienen un fuerte patrón estacional, con un máximo de abundancia a mediados de verano. Aunque no hubo una clara relación entre la abundancia y salinidad, estas postlarvas marinas claramente toleran una alta salinidad (Figura 7-14).

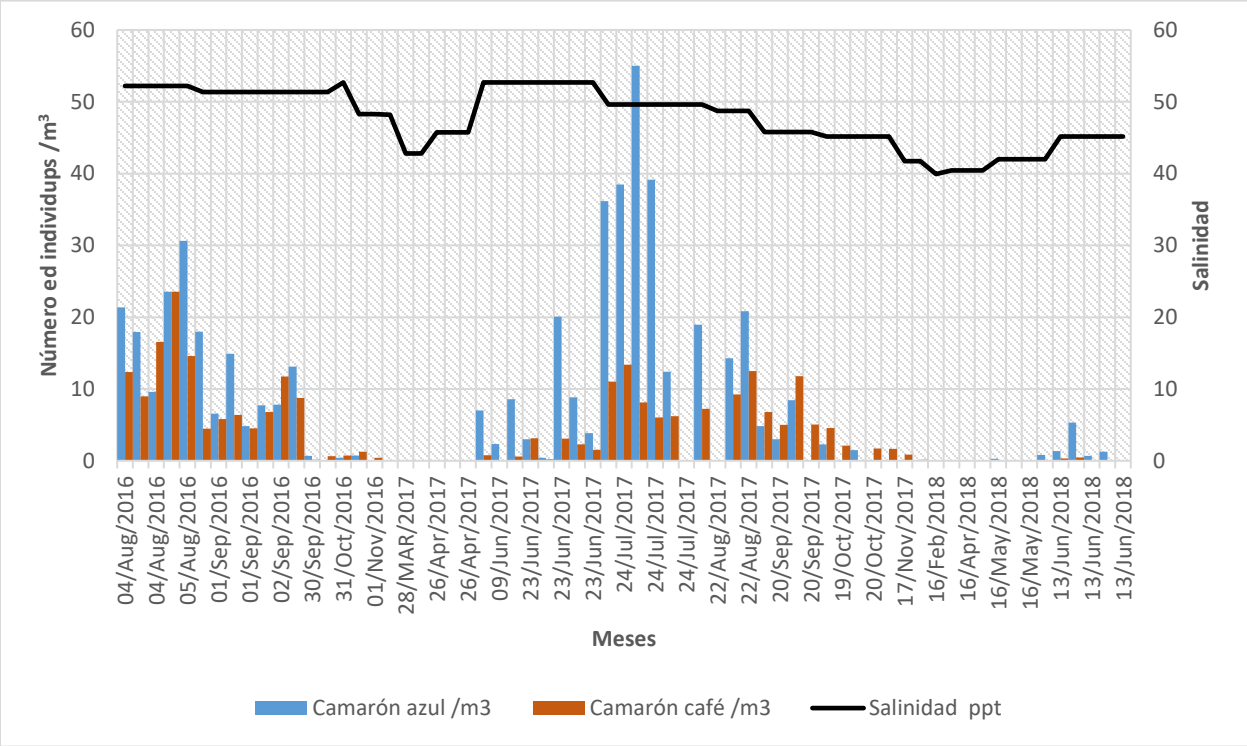


Figura 7-14. Variación mensual de la abundancia de postlarvas de las dos especies de camarón. Sitios abandonados después de junio del 2018 por seguridad y dificultades de acceso.

Peces

Se llevó a cabo un monitoreo de peces en siete puntos: uno en el Río Hardy y seis en el Río Colorado y su porción estuarina (Figura 7-7). Dos redes de pesca fueron colocadas en cada punto: una red experimental de 63 mm (2.5 in) y una red para peces medianos y grandes de 89 mm (3.5 in). Además, una trampa Minnow fue utilizada para peces pequeños. El monitoreo se realizó cada tres meses durante el 2018 en primavera, verano, otoño e invierno. Los datos de monitoreo de años anteriores (2014 a 2017) se muestran aquí para comparación.

Durante todo el período (2014-2018), 925 individuos de peces de siete órdenes, 10 familias y 15 especies fueron colectados y liberados (Tabla 7-3). La especie más abundante fue el machete (*Elops affinis*), seguido de la lisa rayada (*Mugil cephalus*). Ambas especies son marinas, pero sus juveniles pueden entrar en el estuario para alimentarse. Otras especies con más de 40 especímenes capturados fueron carpa común (*Cyprinus carpio*), tilapia de Mozambique (*Oreochromis mossambicus*) y la cuchilla (*Dorosoma cepedianum*). Estas tres especies ocurren en hábitats de agua dulce y salobre, y son especies introducidas en el río Colorado. El chupalodo del Delta (*Gillichthys detrusus*), una especie endémica restringida a la zona estuarina también fue registrado.

Un ligero aumento en los números de dos especies de agua dulce (carpa común – de nueve en 2014 a 29 en 2018 y cuchilla – de cero en 2014 a 28 en 2018) y una disminución en la presencia de especies marinas (machete y lisa rayada) desde el 2014 al 2018, puede ser el resultado de un cambio de condiciones más salinas a condiciones más salobres en 2015 y 2017.

Tabla 7-3. Abundancia de peces por especie y por año, en los siete puntos de monitoreo de los Ríos Hardy y Colorado y el Alto Estuario.

Orden	Familia	Especie	2014	2015	2016	2017	2018	Total
Clupeiformes	Clupeidae	*Dorosoma cepedianum*	0	0	0	4	38	42
		Dorosoma petenense	0	1	0	0	0	1
Cypriniformes	Cyprinidae	*Carassius auratus*	0	0	0	2	0	2
		Cyprinus carpio	9	1	12	5	29	56
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	*Gambusia affinis*	0	0	0	0	1	1
		Poecilia latipinna	0	0	10	0	0	10
Elopiformes	Elopidae	*Elops affinis*	65	243	57	42	55	462
Gonorynchiformes	Chanidae	*Chanos chanos*	1	0	0	0	0	1
Mugiliformes	Mugilidae	*Mugil cephalus*	32	27	127	36	32	254
Perciformes	Centrarchidae	*Micropterus salmoides*	0	16	0	3	16	35
		Pomoxis annularis	0	0	0	1	0	1
	Cichlidae	*Coptodon zillii*	0	0	0	2	0	2
		Oreochromis mossambicus	3	21	0	3	17	44
	Eleotridae	*Dormitator latifrons*	0	1	0	0	0	1
	Gobiidae	*Gillichthys detrusus*	0	0	0	0	13	13
Total			**110**	**310**	**206**	**98**	**201**	**925**

Los cambios biológicos no pueden ser inequívocamente atribuidos a los flujos ambientales.

Pasto salado

El pasto salado (*Distichlis spp.*) es un género importante de pasto tolerante a la sal en los humedales intermareales de la costa del Pacífico (Zedler, 2005) y es una especie objetivo para los esfuerzos de restauración allí. *Distichlis palmeri* en el Alto Golfo de California provee hábitat para invertebrados de zona intermareal y peces juveniles. Los detritos de sus hojas y raíces en descomposición son un vínculo importante en las redes alimenticias de los estuarios.

Durante febrero y octubre del 2018, se realizaron sobrevuelos de dron en un área de 111 hectáreas (274 acres) para documentar la extensión y la ocurrencia estacional del pasto salado. El dron viajó una longitud de 16.8 km (10.4 millas) durante 25 minutos. Se diseñó el plan de vuelo a través de la aplicación web dronedeploy. La altitud de sobrevuelo fue de 150 m (492 pies), con un 75% de superposición frontal y un 70% de superposición horizontal, que generó un total de 237 fotografías. Se creó un orto-mosaico usando las fotografías, en el software drone2map de ESRI. (Figura 7-15).

El área ocupada por el pasto salado fue estimada mediante un proceso de digitalización aplicado al ortomosaico para delimitar cada uno de los 283 parches (elementos) de pasto salado, que fueron seleccionados en el primer vuelo de monitoreo en agosto del 2017.

El área de pasto salado disminuyó en 0.11 hectáreas (0.27 acres) desde octubre del 2017 hasta febrero del 2018, quizás reflejando un patrón estacional de expansión y contracción de herbáceas. Para octubre del 2018, hubo un aumento de 3.25 hectáreas (8 acres) de cobertura desde febrero del 2018 y un aumento de 3.14 hectáreas (7.8 acres) desde octubre del 2017 (Tabla 7-4). El aumento de pasto salado en el área puede reflejar cambios en las condiciones del estuario debido a las medidas de restauración o de la variación natural.

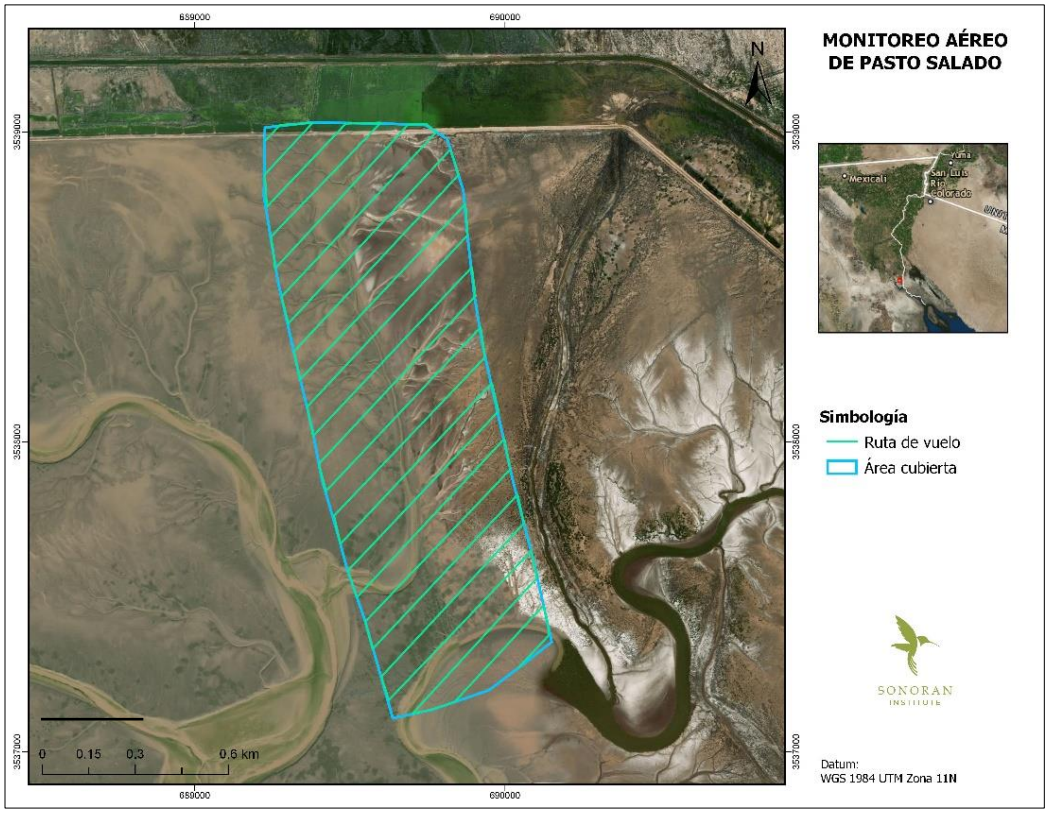


Figura 7-15. Ubicación del área de monitoreo de pasto salado, plan de vuelo y ruta de vuelo del dron. La línea horizontal arriba de la escala en km = 0.2 millas.

Tabla 7-4. Extensión del pasto salado por temporada en el área de monitoreo.

Estación	Área (hectáreas)	Incremento (%)	
		Desde la estación anterior	Acumulados
Verano (agosto 2017)	5.12	0 (muestreo inicial)	0 (muestreo inicial)
Otoño (octubre 2017)	5.99	16	1
Primavera (febrero 2018)	5.88	-2	14
Otoño (octubre 2018)	9.13	55	78

Referencias citadas

Galindo-Bect, M. S., Página, H. M., Petty, R. L., Hernández-Ayón, J. M., Aragón-Noriega, E. A., & Bustos-Serrano, H. (2007). Variación temporal en la abundancia de postlarvas y juveniles de camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) y camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*) en el estuario del Río Colorado. Ciencias marinas, 33(3), 247-258.

Nelson, S. M., Zamora-Arroyo, F., Hernández, J. R., & Santiago-Serrano, E. (2013). Geomorphology of a recurring tidal sandbar in the estuary of the Colorado River, Mexico: implications for restoration. Ecological Engineering, 59, 121-133. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.095.

Zedler, J., 2005. Restoring wetland plant diversity: a comparison of existing and adaptive approaches. Wetlands Ecology and Management 13, 5-14.

Sección 8: Conclusiones Generales y Recomendaciones

Karl W. Flessa[1] y Eloise Kendy[2]

[1]University of Arizona, Tucson, Arizona U.S.A.

[2]The Nature Conservancy, Helena, Montana U.S.A.

Conclusiones generales

En 2018, el primer año del Acta 323, se entregaron aproximadamente 12 millones de m^3 (9,700 acres-pie) de agua con fines ambientales. Si bien en general es suficiente para mantener el hábitat ribereño restaurado, algunas entregas de agua no se ajustaban a las cantidades y programas de entrega. Los niveles de agua subterránea continúan bajando en los Tramos 1-3. Comenzando en el Tramo 4, y continuando aguas abajo, los flujos de retorno de riego y las entregas de agua ambiental mantuvieron una capa freática poco profunda.

Los sitios de restauración tienen una cobertura foliar, densidades y volumen total de vegetación de especies nativas significativamente más altos que los sitios de control, lo que indica que las acciones de restauración hasta 2018 han sido exitosas incrementando la extensión y distribución de plantas ribereñas nativas deseables, así como también han reducido la extensión y distribución de especies indeseables y especies no nativas.

A la escala del tramo, el verdor (indicador de salud) de la vegetación continuó disminuyendo a los niveles de 2013 (niveles previos al flujo pulso).

La diversidad de aves y la abundancia de especies indicadoras son significativamente mayores en los sitios de restauración que en los sitios de control no restaurados. Sin embargo, la abundancia de especies indicadoras de aves ribereñas ha disminuido desde 2015, incluyendo una disminución significativa en los sitios de restauración de 2017 a 2018.

En el Alto Estuario, la extensión del área del pasto salado endémico aumentó, mientras que otras métricas no cambiaron en gran medida. El aumento de la conectividad y la entrega de agua ambiental a través del Dren Ayala no tuvieron un efecto medible en la salinidad, el nivel del agua o las características biológicas del Alto Estuario.

Recomendaciones

1. Notificación oportuna de la entrega de agua a los sitios de restauración. Existe una tecnología fácilmente desplegable para registrar y enviar datos de flujo por hora en tiempo real a partes responsables a través del teléfono celular. Esta capacidad se probó con éxito en 2018. La restauración depende de la entrega de agua a los sitios en los momentos adecuados y en las cantidades adecuadas.

2. La integración del manejo del agua en todos los sitios puede lograr múltiples resultados sociales y ecológicos. Monitorear el flujo de agua superficial y los niveles de agua subterránea entre los sitios de restauración para complementar las mediciones in situ y la evapotranspiración estimada a través de

percepción remota. Juntos, estos datos pueden explicar el destino del agua ambiental y los efectos ambientales después de que el agua abandona un sitio de restauración.

3. Los Talleres Anuales de Manejo Adaptativo pueden apoyar el aprendizaje y el mejoramiento continuos mediante la revisión de los hallazgos científicos y los resultados de restauración al involucrar los equipos de restauración, el Equipo Científico Binacional y el Grupo de Trabajo Ambiental. El taller puede servir para actualizar los protocolos de monitoreo y de informes basados en la experiencia y las mejoras tecnológicas.

4. Revisar anualmente las prioridades y presupuestos de monitoreo. El Equipo Binacional Científico y el Grupo de Trabajo Ambiental deben garantizar que los fondos se asignen a las prioridades más altas mediante revisiones coordinadas de todas las actividades financiadas y los presupuestos.

5. El monitoreo de los beneficios sociales y recreativos del agua para el medio ambiente puede facilitar el apoyo comunitario para actividades de restauración.

6. El desarrollo de una base de datos de monitoreo binacional puede archivar los datos de monitoreo y permitir análisis interdisciplinarios e integradores, y puede mejorar sistemáticamente tanto las prácticas de restauración como de monitoreo.

7. Un formato estándar para informes de monitoreo puede dar lugar a un sistema eficaz para reportar y presentar los resultados de monitoreo.

Anexo A. Red de Monitoreo Hidrológico

Estaciones de monitoreo de descarga de agua superficial

Las organizaciones responsables del monitoreo están enlistadas en la columna "Propietario". DMS-13, DMS-14, y DMS-15 fueron medidos por la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) durante el flujo pulso del 2014; Sonoran Institute (SI) asumió la responsabilidad en octubre de 2014.

Sitio	Localidad	Propietario	Periodo de Registro	
			Fecha de Inicio	Fecha de Finalización
NIB	Lindero Internacional Norte	CILA	4/23/2014	activo
DMS-0	Debajo de Presa Morelos, R1	USGS	3/27/2014	4/23/2014
DMS-1	Debajo de Presa Morelos, R1	USGS	3/24/2014	3/27/2014
DMS-2	5.5 km aguas abajo Presa Morelos, R1	USGS	3/24/2014	4/23/2014
DMS-3	26.5 km aguas abajo Presa Morelos, R2	USGS	3/24/2014	3/27/2014
DMS-3A	27 km aguas abajo Presa Morelos, R2	USGS	3/29/2014	4/23/2014
DMS-4	SIB, 33.5 km aguas abajo Presa Morelos, R3	IBWC	3/26/2014	4/21/2014
DMS-5	Km 27 Spillway, R3	UABC	4/13/2014	5/2/2014
IFON	37 km aguas abajo Presa Morelos, R3	UABC	3/29/2014	4/7/2014
MS-6	46.5 km aguas abajo Presa Morelos, R3	UABC	3/29/2014	5/3/2014
DMS-7	61 km aguas abajo Presa Morelos, R3	UABC	4/3/2014	5/3/2014
MS-8	68 km aguas abajo Morelos, R4	UABC	3/23/2014	5/7/2014
DMS-9	Km 18 Spillway, R4	UABC	5/5/2014	5/20/2014
DMS-10	79 km aguas abajo Presa Morelos, R4	UABC	3/23/2014	5/20/2014
DMS-11	86.7 km aguas abajo Presa Morelos, R4	UABC	3/23/2014	5/25/2014
DMS-12	91.6 km aguas abajo Presa Morelos, R5	UABC	4/9/2014	5/25/2014
DMS-12 nuevo	Vado Carranza	UABC	2018	activo
DMS-13	Hardy River Campo Muñoz, R6	UABC	3/24/2014	activo
DMS-14	Dren Ayala, R7	UABC	3/24/2014	activo
DMS-15	121.6 km aguas abajo Presa Morelos, R7	UABC	3/24/2014	activo
DMS-16	Inmediatamente arriba de Laguna Grande	UABC	2018	activo
DMS-17	Canal Piloto R5 y R7	UABC	2018	activo
DMST-1	La Herradura punto de descarga de agua, R4	SI	2018	activo
DMST-2	CORI punto de descarga de agua, R4	SI	2018	activo
FDA	Dren Ayala, R7	SI	9/26/2017	activo
L1	R7	SI	1/26/2017	activo

Regletas instaladas en 2018

Nombre del sitio	Coordenadas UTM Zone 11 WGS84		
	X (m)	Y (m)	Z (m.a.s.l)
RGS1-1	712,067	3,618,952	28.283
RGS1-2	709,310	3,613,621	27.317
RGS1-3	706,419	3,607,820	25.289
RGS4-4	689,022	3,577,411	11.727
RGS4-5	684,333	3,572,057	11.321
RGS4-6	683,458	3,569,444	10.652
RGS4-7	683,190	3,568,150	10.674
RGS4-8	682,981	3,567,080	10.374
RGS4-9	681,831	3,566,265	9.814
RGS4-10	675,805	3,563,487	9.045
RGS4-11	669,869	3,558,823	6.530

Datos de construcción de piezómetros

Notas:

- Tipo de dato colectado: c = nivel de agua continuo, d = nivel de agua discreto.
- Status: d = seco, x = destruido, f = funcionando.
- Dueño: CONAGUA = Comisión Nacional del Agua, UABC = Universidad Autónoma de Baja California, PN = Pronatura Noroeste
- MP Elev = punto de medición de elevación; m a.s.l = metros arriba del nivel del mar; m b.l.s = metros debajo de la superficie del suelo.

Nombre del sitio	Coordenadas UTM Zone 11 WGS84		Tipo de dato colectado	Status	MP Elev (m a.s.l) NAVD88	Profundidad total (m b.l.s)	Profundidad de la pantalla (m b.l.s)	Propietario
	X	Y						
N1	711,916.57	3,619,048.46	c, d	f	37.03	8.21	7-8.2	CONAGUA
N2	712,019.67	3,618,978.44	c, d	f	35.57	6.75	5.7-6.7	CONAGUA
N3	708,826.44	3,613,971.88	c, d	f	34.90	desconocida	>100	UABC
N4	709,244.46	3,613,684.78	c, d	f	31.66	4.27	4.27-3.27	CONAGUA
N5	706,119.20	3,607,700.45	c, d	d	28.64	5.86	5.86-4.86	CONAGUA
N6	706,315.05	3,607,762.51	c, d	d	28.57	2.83	SEDIMENTADO	UABC
N7	705,333.72	3,603,893.10	c, d	d	26.77	8.15	8.1-7.1	UABC
N8	705,451.49	3,604,064.36	c, d	d	27.32	8.63	8.63-7.63	UABC
N8 nuevo	705,444.34	3,604,048.66	d	f	27.40	20.41	18.9	UABC
N9	706,579.23	3,603,982.76	d	f	27.96	20.93	19.4	UABC
N10	706,217.45	3,607,741.73	d	f	30.15	19.04	17.6	UABC
MA1-A	704,825.57	3,602,602.79	d	f	25.67	18.91	18.91-17.91	PN
MA2-A	704,575.67	3,602,002.18	d	f	27.987	20.93	20.93-19.93	PN
MA3-A	704,153.55	3,602,083.36	d	f	25.686	21.82	21.82-20.82	PN
MA4-A	705,115.23	3,601,363.11	d	f	27.399	20.615	20.61-19.61	PN
MA1	704,435.12	3,602,659.63	c, d	d	25.16	9.29	9.29-8.29	UABC-PN
MA2	704,957.63	3,602,481.52	c, d	d	22.83	4.51	SEDIMENTADO	UABC-PN
MA3	705,644.50	3,602,341.68	c, d	d	26.98	8.11	SEDIMENTADO	CONAGUA
MA4	706,047.70	3,602,172.90	c, d	d	23.13	2.32	2.32-1.32	UABC-PN
MA5	704,469.09	3,601,494.32	c, d	d	26.73	9.61	9.61-8.61	UABC-PN
MA6	705,093.87	3,601,423.91	c, d	d	26.14	7.70	7.7-6.7	UABC-PN
MA7	705,619.57	3,601,524.82	c, d	d	27.22	8.81	8.8-7.8	UABC
MA8	705,074.99	3,600,266.92	c, d	d	26.23	8.89	8.8-7.8	UABC
MA9	705,456.30	3,600,249.25	c, d	d	25.96	8.48	8.4-7.4	UABC
MA10	704,756.38	3,599,321.82	c, d	d	25.44	12.19	12.19-11.19	CONAGUA
MA11	705,368.73	3,599,350.23	c, d	d	25.90	10.53	10.53-9.53	UABC
MA12	705,706.58	3,599,335.20	c, d	d	25.44	10.79	10.79-9.79	UABC
MA13	704,873.47	3,598,252.61	c, d	d	25.15	10.52	10.52-9.52	UABC
MA14	705,100.68	3,598,266.69	c, d	d	25.33	11.37	11.37-10.37	UABC
MA15	705,243.66	3,598,225.14	c, d	d	24.99	11.04	11-10'	CONAGUA
P1	699,537.00	3,597,004.95	c, d	d	22.02	12.75	12-11'	CONAGUA
P2	699,350.55	3,595,972.39	c, d	d	22.55	13.67	13.6-12.6	UABC
P3	699,319.37	3,595,638.77	c, d	d	23.32	13.78	13.7-12.7	UABC
P4	699,257.88	3,595,200.98	c, d	d	22.70	12.41	12.4-11.4	UABC
P5	693,616.99	3,591,553.95	c, d	d	20.56	9.33	9.3-8.3	CONAGUA
P6	693,809.99	3,591,423.01	c, d	d	21.02	8.70	8.7-7.7	UABC
P7	694,054.97	3,591,288.98	c, d	d	20.32	12.10	12.1-11.1	UABC
P8	694,350.98	3,591,089.95	c, d	d	19.65	10.44	10.4-9.4	UABC
P9	691,519.99	3,583,881.97	c, d	d	17.52	8.47	8.4-7.4	CONAGUA
P9 nuevo	691,520.99	3,583,884.13	d	f	17.37	18.56	17.1	UABC
P10	691,628.04	3,583,838.00	c, d	x	15.47	7.07	7.07-6.07	UABC
P11	691,683.00	3,583,808.98	c, d	x	17.56	9.45	9.45-8.45	UABC
P12	691,954.97	3,583,742.96	c, d	x	16.20	7.44	7.4-6.4	UABC
P13	705,461.33	3,596,385.65	c, d	x	28.52	18.28	18.2-17.2	CONAGUA
P14	705,244.14	3,596,478.12	c, d	f	24.77	15.99	15.9-14.9	UABC

P15	705,124.88	3,596,559.24	c, d	f	25.07	17.06	17.06-16.06	UABC
P16	704,973.24	3,596,675.51	d	d	25.32	16.12	16.12-15.12	UABC
P17	702,370.24	3,594,659.43	c, d	f	24.15	15.94	15.9-14.9	CONAGUA
P18	702,318.12	3,595,136.73	c, d	f	24.07	15.27	15.2-14.2	UABC
P19	702,165.98	3,595,718.95	d	d	25.63	13.85	13.8-12.8	UABC
P20	702,005.86	3,596,199.75	c, d	d	24.64	12.13	12.1-11.1	UABC
P21	691,613.65	358,205.03	d	f	18.99	20.88	19.4	UABC
CH-1	684,838.96	3,572,126.01	c, d	x	18.11	7.68	7.6-6.6	CONAGUA
CH-2	684,449.23	3,572,028.11	c, d	x	16.82	8.14	8.1-7.1	UABC
CH-3	684,277.25	3,572,082.35	c, d	f	15.43	5.00	SEDIMENTADO	UABC
CH-3a	684,146.28	3,572,093.46	c, d	f	16.03	7.30	7.3-6.3	UABC
CH-4	684,057.38	3,572,046.63	c, d	f	15.27	6.90	6.9-5.9	UABC
CH-5	689,263.88	3,577,344.91	c, d	f	16.71	6.97	6.9-5.9	CONAGUA
CH-6	689,109.10	3,577,408.80	c, d	f	14.69	7.40	7.4-6.4	UABC
CH-7	688,926.41	3,577,446.64	c, d	x	19.48	10.10	10.1-9.1	UABC
CH-8	688,776.12	3,577,552.61	c, d	f	19.42	8.79	8.7-7.7	CONAGUA
RC1	683,035.64	3,569,351.85	c, d	f	15.48	8.28	8.2-7.2	UABC
RC2	683,310.17	3,569,377.08	c, d	f	15.40	5.96	5.9-4.9	CONAGUA
RC3	683,579.99	3,569,341.01	c, d	f	16.01	6.33	6.3-5.3	UABC
RC4	683,700.22	3,569,314.61	c, d	f	15.08	4.37	4.3-3.3	UABC
RC5	681,578.11	3,566,897.76	c, d	f	13.85	7.49	7.4-6.4	UABC
RC6	681,714.15	3,566,445.20	c, d	f	13.93	5.39	5.3-4.3	CONAGUA
RC7	681,866.71	3,566,127.13	c, d	f	12.38	2.92	SEDIMENTADO	UABC
RC8	681,864.87	3,565,940.37	c, d	f	13.90	5.36	5.3-4.3	UABC
RC9	682,625.86	3,567,489.88	c, d	f	14.44	4.20	4.2-3.2	CONAGUA
RC10	682,817.58	3,567,235.41	c, d	f	13.80	5.02	5.02-4.02	UABC
RC11	683,183.89	3,567,117.63	c, d	f	14.66	6.01	6.01-5.01	UABC
RC12	683,506.00	3,566,750.34	c, d	f	14.89	5.81	5.8-4.8	UABC
RC13	678,111.16	3,565,428.64	c, d	f	11.98	5.38	5.3-4.3	UABC
RC14	678,244.31	3,565,351.75	c, d	f	12.33	6.04	6.04-5.04	CONAGUA
RC15	678,768.33	3,565,005.57	c, d	f	12.46	7.28	7.2-6.2	UABC
RC16	679,223.81	3,564,687.09	c, d	f	12.23	7.32	7.3-6.3	CONAGUA
RC17	675,678.30	3,564,205.24	c, d	f	11.79	5.90	5.9-4.9	CONAGUA
RC18	675,820.58	3,563,564.94	c, d	f	11.70	9.49	9.4-8.4	UABC
RC21	673,577.32	3,564,097.58	c, d	f	11.20	4.97	4.9-3.9	CONAGUA
RC22	673,540.33	3,563,720.93	c, d	f	11.46	5.15	5.1-4.1	UABC
RC23	673,457.02	3,563,355.51	c, d	f	10.88	6.13	6.1-5.1	UABC
RC24	673,629.83	3,563,050.44	c, d	f	11.22	6.92	6.9-5.9	CONAGUA
RC25	676,262.74	3,563,197.91	c, d	f	10.85	4.44	4.4-3.4	UABC
RC26	672,087.70	3,563,968.70	c, d	f	11.03	9.74	9.7-8.7	UABC
RC27	672,300.50	3,563,396.19	c, d	f	10.93	6.83	6.8-5.8	CONAGUA
RC28	678,201.55	3,564,551.17	c, d	f	12.05	4.65	4.6-3.6	UABC
RC29	678,358.40	3,564,350.21	c, d	f	12.69	6.91	6.9-5.9	UABC

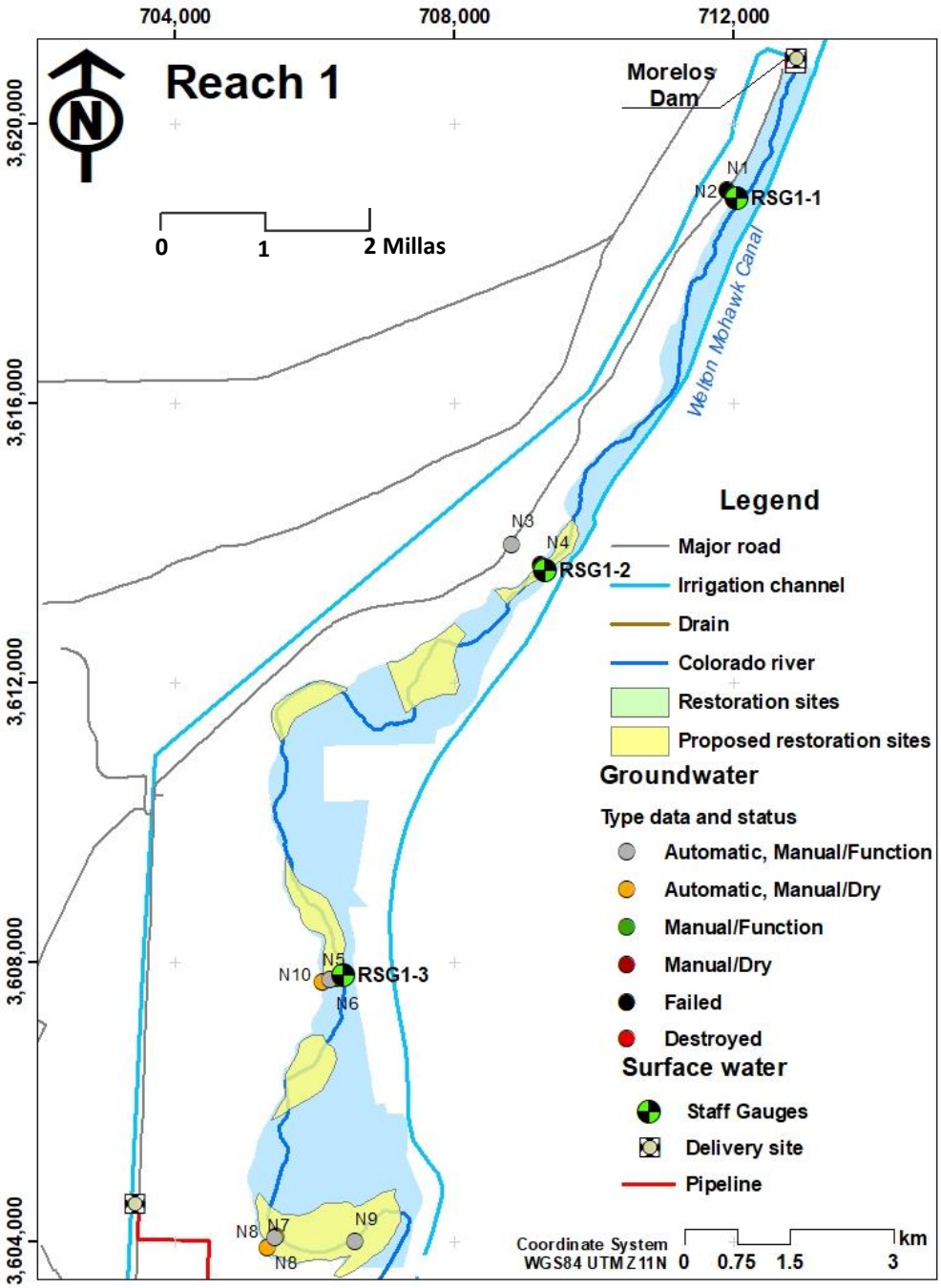
RC30	684,287.51	3,570,468.91	d	f	13.47	12.20	10.7	UABC
RC31	683,000.27	3,568,093.00	d	f	15.83	12.65	11.2	UABC
RC32	683,404.99	3,568,139.82	d	f	12.23	8.63	7.1	UABC
RC33	671,344.20	3,561,397.46	d	f	10.18	12.48	11	UABC
RC34	669,846.75	3,560,624.69	d	f	9.96	12.65	11.2	UABC
RC35	669,848.37	3,558,948.23	d	f	10.00	12.69	11.2	UABC
H1	682,064.01	3,566,572.67	d	f	12.97	2.22	0.55 - 2.13	SI
H2	681,934.20	3,566,914.90	d	f	13.06	2.23	0.61 - 2.22	SI
H3	681,814.19	3,567,175.58	d	f	12.28	2.38	0.74 - 2.37	SI
H4	681,979.35	3,567,269.02	d	f	12.73	2.52	0.85 - 2.40	SI
H5	681,945.22	3,567,367.39	d	f	12.76	5.48	1.50 - 2.73	SI
H6	682,189.85	3,567,351.10	d	f	12.97	5.33	3.02 - 3.61	SI
H7	682,375.13	3,567,136.43	d	f	12.79	3.65	2.04 - 2.91	SI
H8	682,528.89	3,566,813.32	d	f	14.11	4.72	1.95 - 2.93	SI
CORI 1	680,500.71	3,566,605.13	d	f	12.35	3.57	1.54 -2.93	SI
CORI 2	680,766.86	3,566,242.09	d	f	13.64	5.36	3.26 - 4.30	SI
CORI 3	679,731.82	3,566,479.19	d	f	13.25	6.4	2.50 - 3.78	SI
CORI 4	679,818.04	3,565,973.39	d	f	13.25	6.49	2.65 - 3.89	SI
CORI 5	678,907.79	3,566,018.63	d	f	13.01	6.82	2.29 - 3.58	SI
CORI 6	678,962.84	3,565,764.46	d	f	12.45	5.14	1.84 - 3.17	SI
CORI 7	681,154.20	3,566,600.76	d	f	12.66	6.05	2.16 - 3.32	SI
CORI 8	680,306.98	3,566,248.26	d	f	12.47	5.09	1.98 - 2.93	SI
CORI 9	679,392.39	3,566,010.64	d	f	12.80	4.74	2.35 - 3.39	SI
CORI 10	678,705.29	3,565,560.87	d	f	12.71	5.09	2.32 - 3.41	SI
CILA Nuevo	677,701.60	3,564,964.48	d	f	12.41	6.85	2.01 - 3.81	SI
Isla CILA	677,849.25	3,564,875.42	d	f	11.34	4.51	1.01 - 2.6	SI
PZ1	678,202.38	3,564,549.99	d	f	12.02	4.62	1.51 - 3.40	SI
PZ2	678,358.48	3,564,350.19	d	f	12.72	6.36	2.35 -4.22	SI
PZ3	678,673.86	3,564,305.14	d	f	12.95	5.3	2.00 - 4.15	SI
PZ4	678,563.91	3,564,561.98	d	f	12.34	5.05	1.58 - 3.46	SI
PZ5	678,473.17	3,564,725.86	d	f	12.22	5.73	1.25 - 3.55	SI
PZ6	678,802.99	3,564,697.00	d	f	12.56	5.02	1.98 - 3.57	SI
PZ7	678,660.03	3,564,865.48	d	f	11.96	5.91	1.32 - 4.06	SI
IZ1	679,511.33	3,565,435.45	d	f	12.42	4.17	2.36 - 3.25	SI
IZ2	679,811.21	3,565,025.09	d	f	13.35	6.6	3.42 - 4.48	SI
IZ3	680,910.74	3,565,828.97	d	f	13.18	5.41	2.90 - 4.61	SI
IZ4	681,028.51	3,565,511.26	d	f	13.91	5.82	3.87 - 4.82	SI
E1	673,317.79	3,544,913.32	d	f	4.99	6.68	1.80 - 2.58	SI
E2	671,289.42	3,547,143.99	d	f	5.54	6.21	2.04 -2.99	SI
E3	670,015.63	3,544,927.13	d	f	5.12	3.03	2.12 - 3.51	SI
E4	669,785.33	3,544,906.07	d	f	5.30	4.78	3.3-4.8	SI
E5	669,169.53	3,546,078.97	d	f	5.34	6.65	2.22 - 3.20	SI
E6	663,148.65	3,558,934.25	c, d	f	6.39	6.19	4.7-6.2	SI

E7	666,249.02	3,557,375.98	c, d	f	5.34	7.12	5.6-7.1	SI
E8	671,194.01	3,555,766.54	d	f	6.30	6.35	4.88 - 5.18	SI
E9	673,384.86	3,553,795.34	d	f	5.70	5.94	3.88 - 4.15	SI
E10	676,662.00	3,550,877.00	d	f	4.12	4.61	2.22 - 2.98	SI
E11	679,417.00	3,546,407.00	d	f	3.75	4.99	1.48 - 1.97	SI

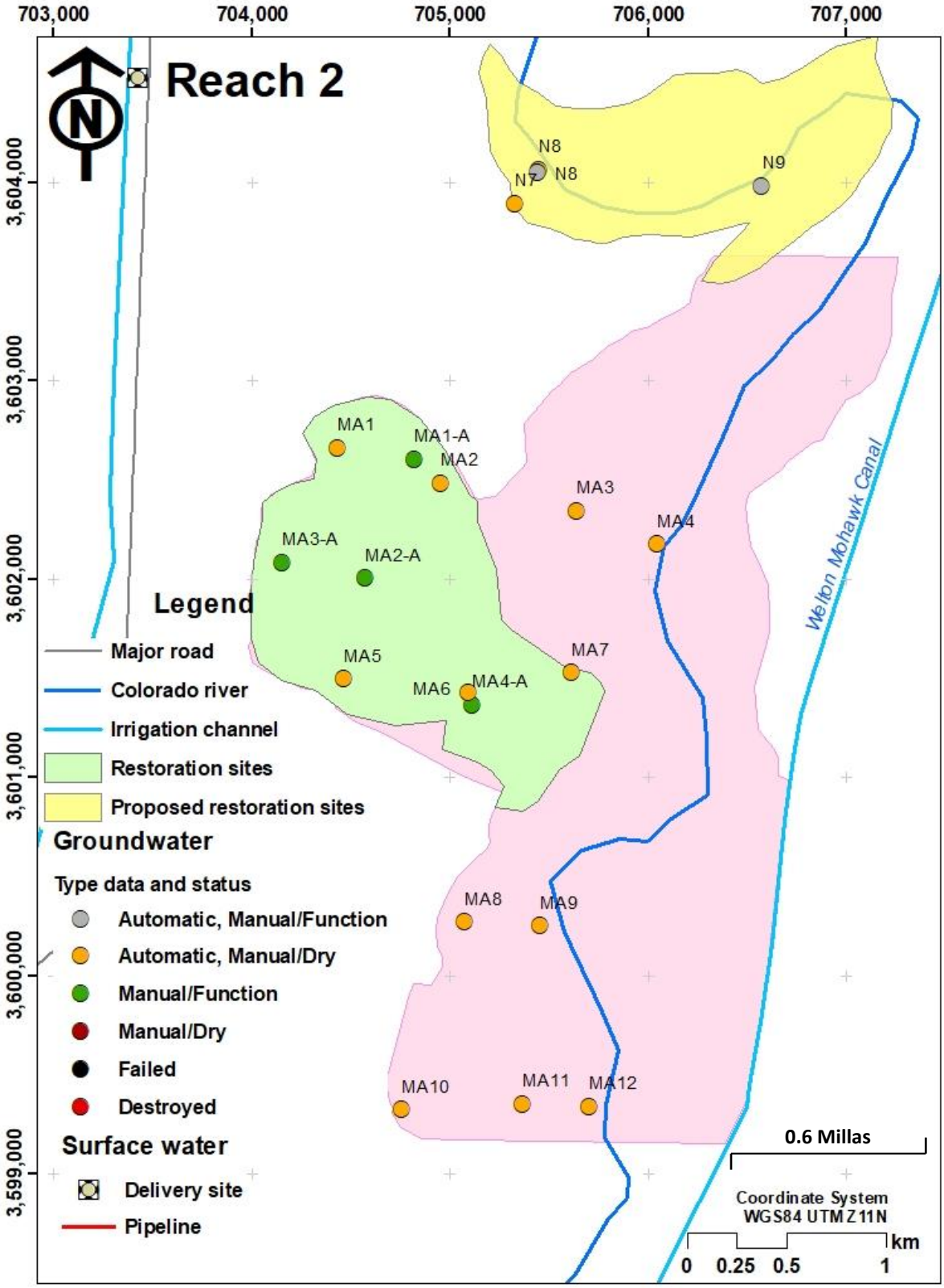
Mapas

Los siguientes mapas muestran el estado de los componentes de la red de monitoreo hidrológico y los tipos de mediciones realizadas durante 2018. Fuente: UABC y Enviro Terra Solutions (2019). Los sitios monitoreados por Restauremos el Colorado no se muestran.

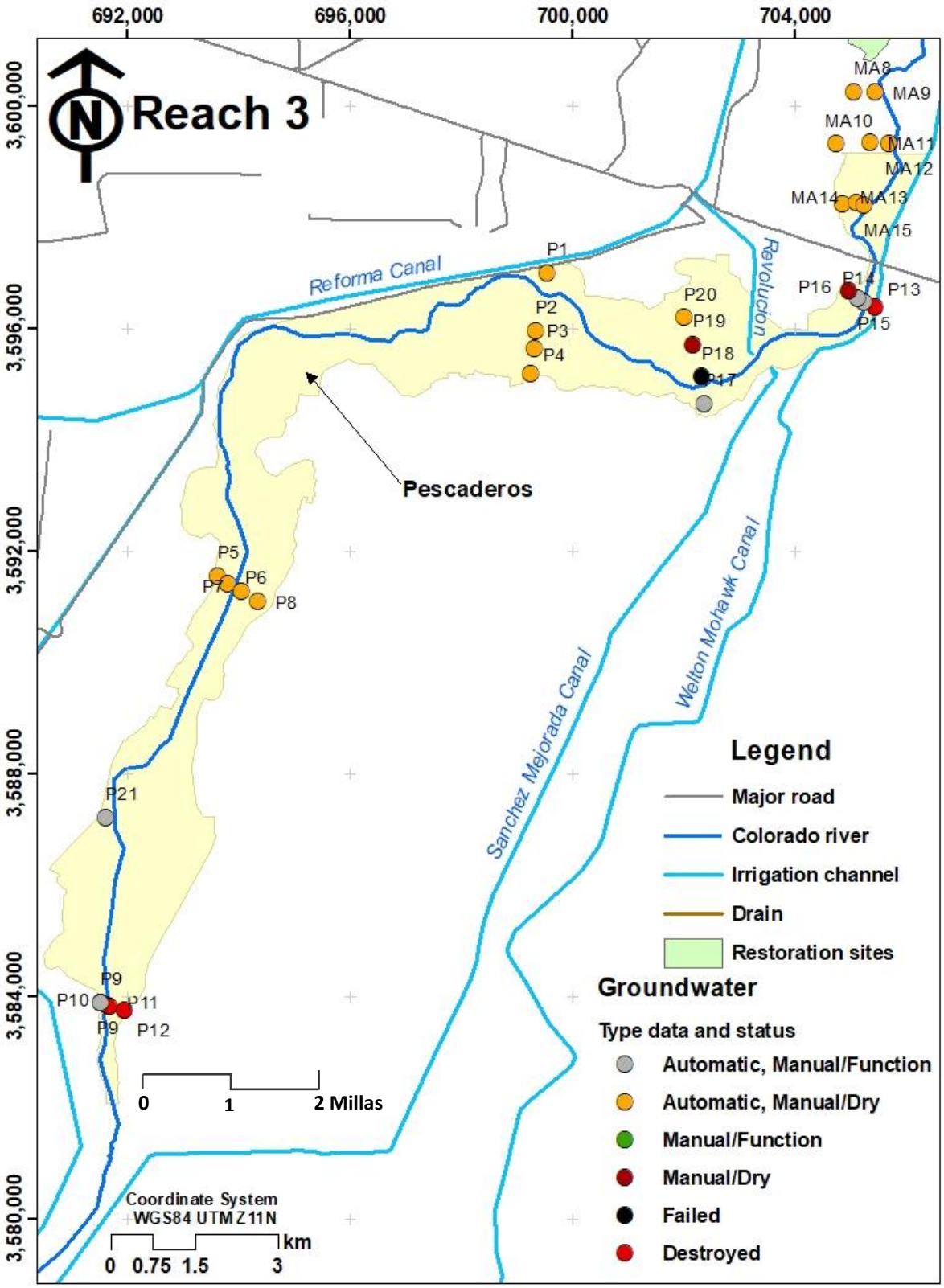
Tramo 1



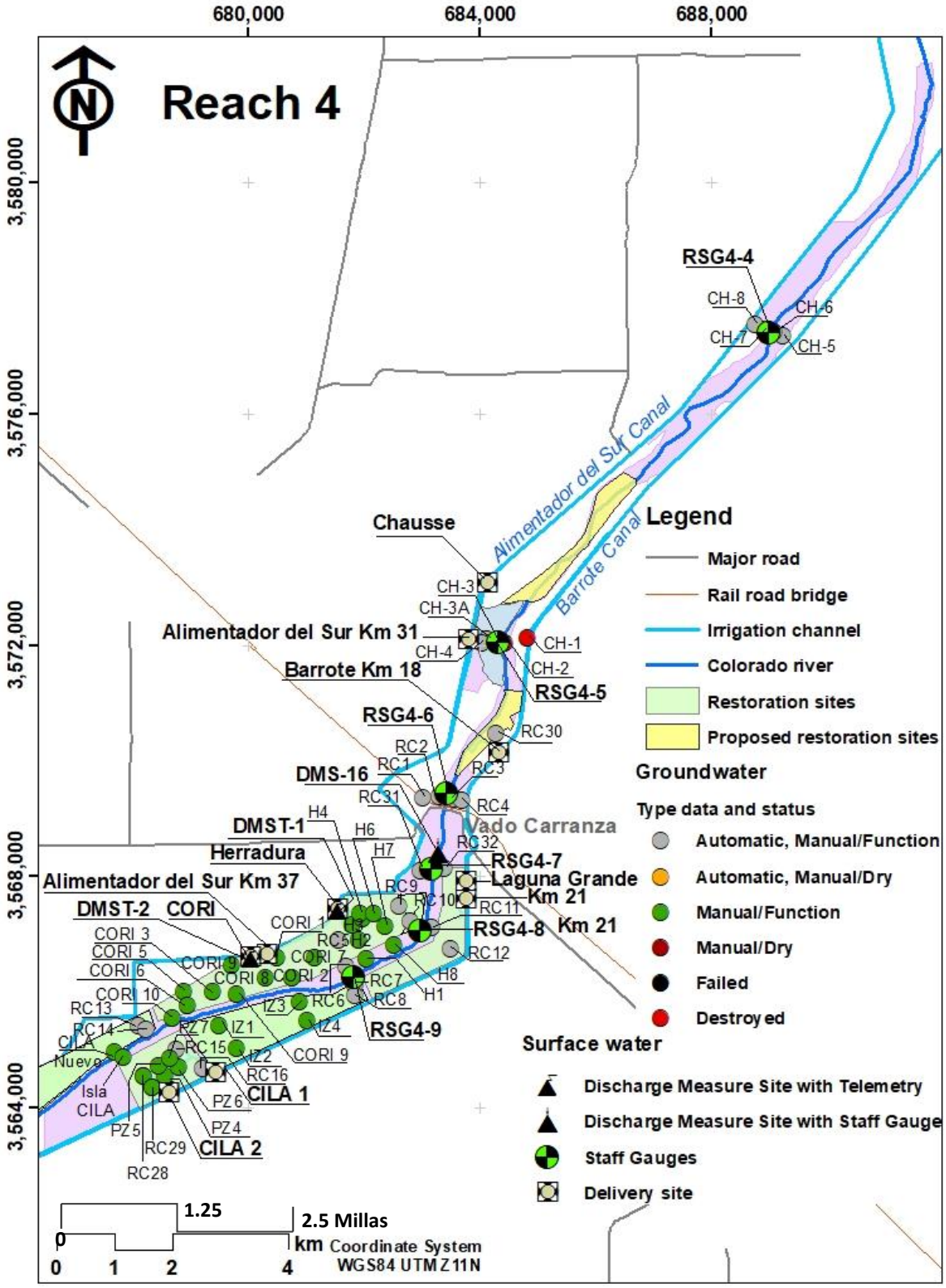
Tramo 2


Reach 2
N
703,000
704,000
705,000
706,000
707,000
3,604,000
3,603,000
3,602,000
3,601,000
3,600,000
3,599,000
N8
N8
N7
N9
MA1
MA1-A
MA2
MA3
MA4
MA3-A
MA2-A
MA5
MA6
MA4-A
MA7
MA8
MA9
MA10
MA11
MA12
Welton Mohawk Canal
Legend
Major road
Colorado river
Irrigation channel
Restoration sites
Proposed restoration sites
Groundwater
Type data and status
Automatic, Manual/Function
Automatic, Manual/Dry
Manual/Function
Manual/Dry
Failed
Destroyed
Surface water
Delivery site
Pipeline
0.6 Millas
Coordinate System
WGS84 UTM Z11N
km
0
0.25
0.5
1

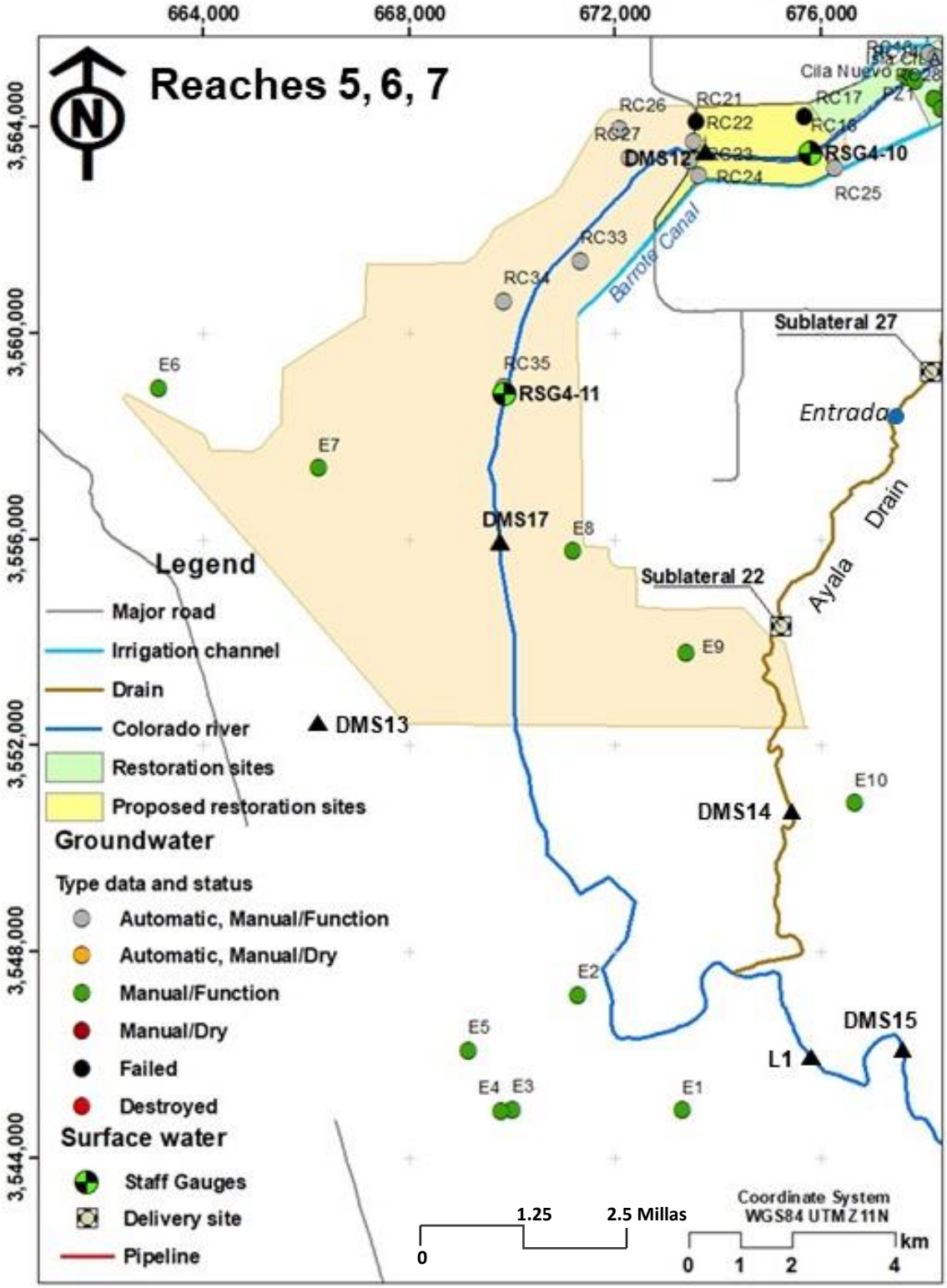
Tramo 3


692,000
696,000
700,000
704,000
3,600,000
3,596,000
3,592,000
3,588,000
3,584,000
3,580,000
Reach 3
Reforma Canal
Revolucion
Pescaderos
Sanchez Mejorada Canal
Welton Mohawk Canal
MA8
MA9
MA10
MA11
MA12
MA13
MA14
MA15
P1
P2
P3
P4
P5
P6
P7
P8
P9
P10
P11
P12
P13
P14
P15
P16
P17
P18
P19
P20
P21
0 1 2 Millas
Coordinate System
WGS84 UTM Z11N
0 0.75 1.5 3 km
Legend
Major road
Colorado river
Irrigation channel
Drain
Restoration sites
Groundwater
Type data and status
Automatic, Manual/Function
Automatic, Manual/Dry
Manual/Function
Manual/Dry
Failed
Destroyed

Tramo 4


Reach 4
680,000
684,000
688,000
3,580,000
3,576,000
3,572,000
3,568,000
3,564,000
RSG4-4
CH-8
CH-6
CH-7
CH-5
Alimentador del Sur Canal
Barrote Canal
Chausse
CH-3
CH-3A
Alimentador del Sur Km 31
CH-4
CH-1
CH-2
Barrote Km 18
RSG4-5
RSG4-6
RC30
RC2
RC1
RC3
DMS-16
RC31
RC4
Vado Carranza
DMST-1
H4
H6
H7
RC32
Herradura
RSG4-7
Laguna Grande
Km 21
Alimentador del Sur Km 37
RC9
RC10
RC11
DMST-2
CORI
CORI 1
H3
RSG4-8
Km 21
CORI 3
CORI 5
RC5
H2
CORI 7
RC12
CORI 6
CORI 9
CORI 8
CORI 2
RC7
H8
CORI 10
IZ3
RC6
RC8
H1
RC13
RC14
PZ7
IZ1
IZ4
RSG4-9
CILA
Nueva
RC15
IZ2
CORI 9
RC16
Isla
CILA
PZ6
CILA 1
PZ5
PZ4
RC29
CILA 2
RC28
Legend
Major road
Rail road bridge
Irrigation channel
Colorado river
Restoration sites
Proposed restoration sites
Groundwater
Type data and status
Automatic, Manual/Function
Automatic, Manual/Dry
Manual/Function
Manual/Dry
Failed
Destroyed
Surface water
Discharge Measure Site with Telemetry
Discharge Measure Site with Staff Gauge
Staff Gauges
Delivery site
1.25
2.5 Millas
0
km
0
1
2
4
Coordinate System
WGS84 UTM Z11N

Tramos 5, 6, y 7


Reaches 5, 6, 7
664,000
668,000
672,000
676,000
3,564,000
3,560,000
3,556,000
3,552,000
3,548,000
3,544,000
Cila Nuevo
RC26
RC21
RC22
RC17
RC18
RC27
DMS12
RSG4-10
RC24
RC25
RC33
Barrote Canal
RC34
Sublateral 27
RC35
RSG4-11
E6
Entrada
E7
Drain
DMS17
E8
Ayala
Sublateral 22
E9
DMS13
E10
DMS14
E2
DMS15
E5
L1
E4
E3
E1
Legend
Major road
Irrigation channel
Drain
Colorado river
Restoration sites
Proposed restoration sites
Groundwater
Type data and status
Automatic, Manual/Function
Automatic, Manual/Dry
Manual/Function
Manual/Dry
Failed
Destroyed
Surface water
Staff Gauges
Delivery site
Pipeline
1.25
2.5 Millas
0
Coordinate System
WGS84 UTM Z11N
km
0
1
2
4

Anexo B. Monitoreo de Vegetación

Mapas de los Sitios

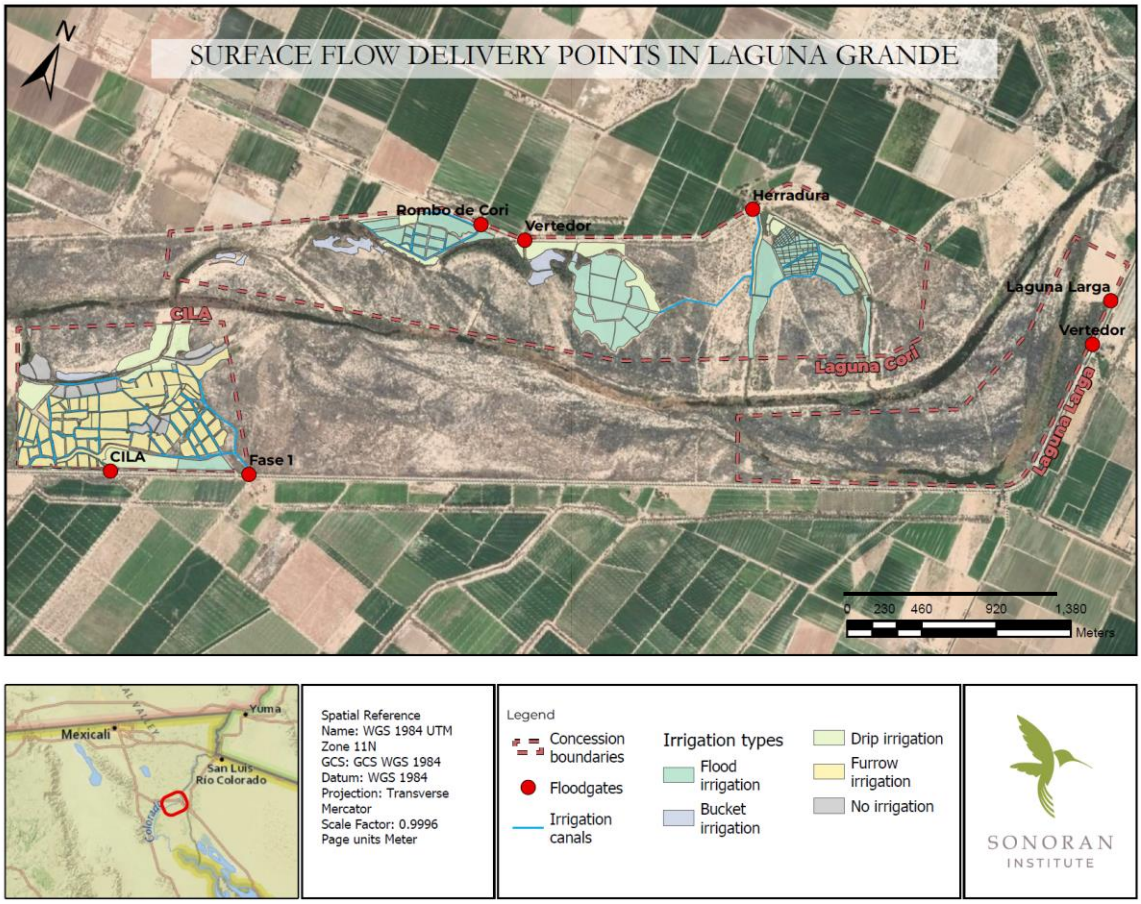


Figura B-1. Puntos de entrega de agua en Laguna Grande y tipos de riego en áreas restauradas. La línea sólida por encima de la escala métrica = 4000 pies.

Figura B-2. Sitio de restauración Miguel Alemán con puntos de monitoreo de aves y vegetación 2018. La línea sólida por encima de la escala métrica es aprox. 1000 pies.

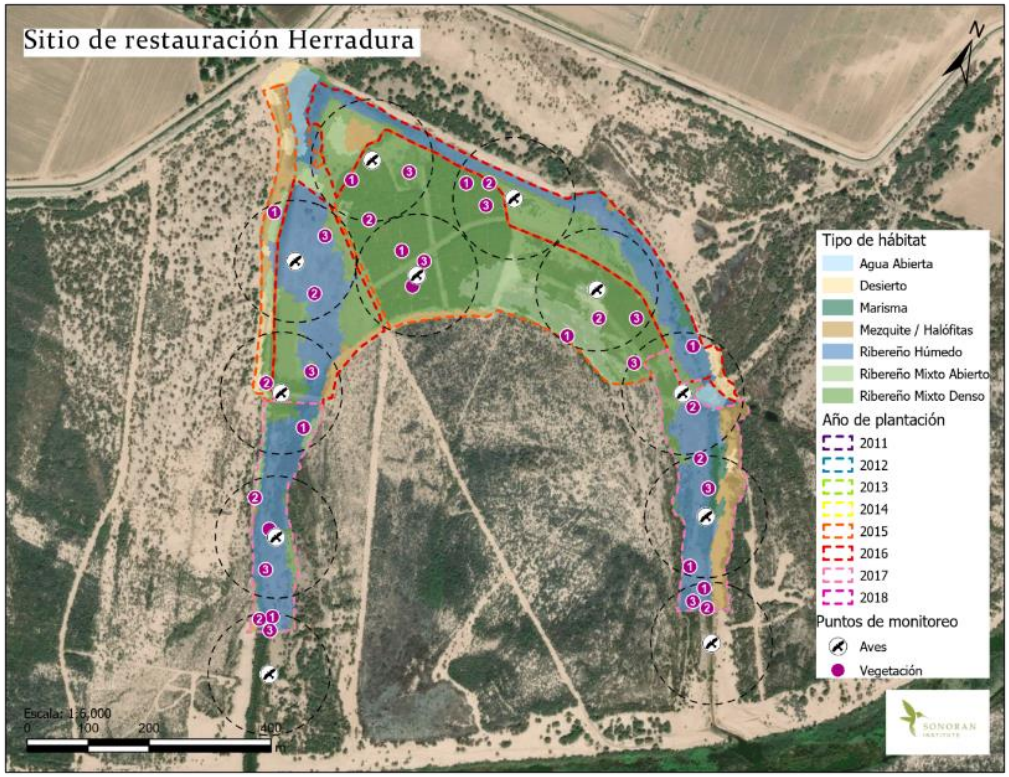


Figura B-3. Sitio de restauración Herradura con tipos de hábitat, año de plantación, y puntos de monitoreo de aves y vegetación en 2018.

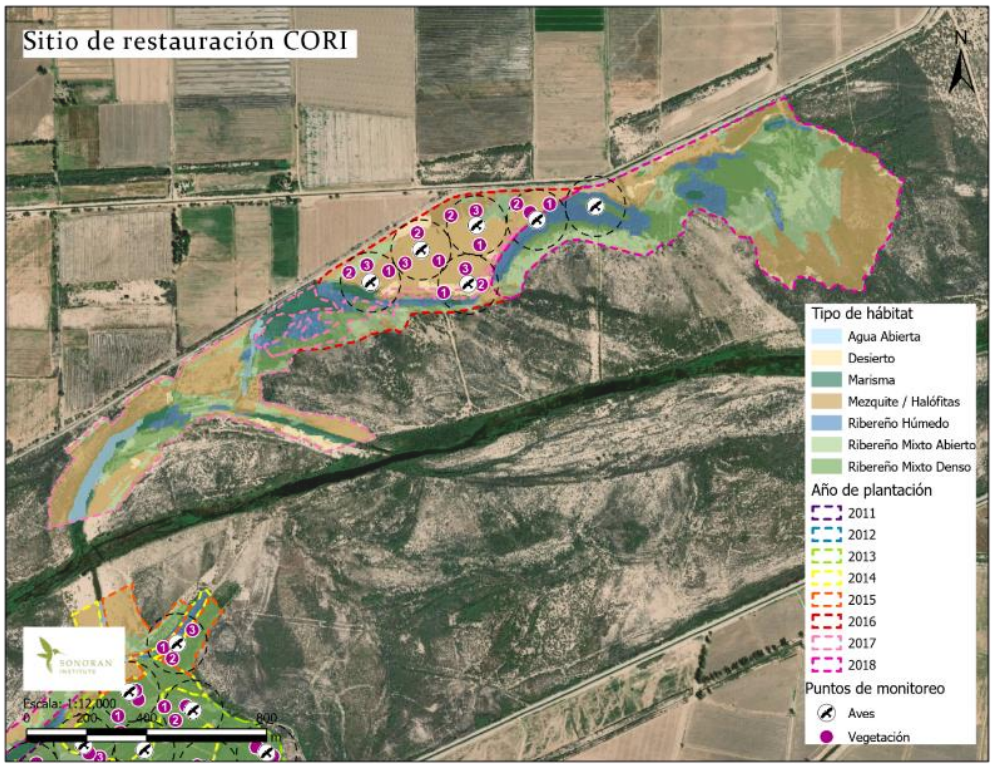


Figura B-4. Sitio de restauración Cori con tipos de hábitat, año de plantación, y puntos de monitoreo de aves y vegetación en 2018.

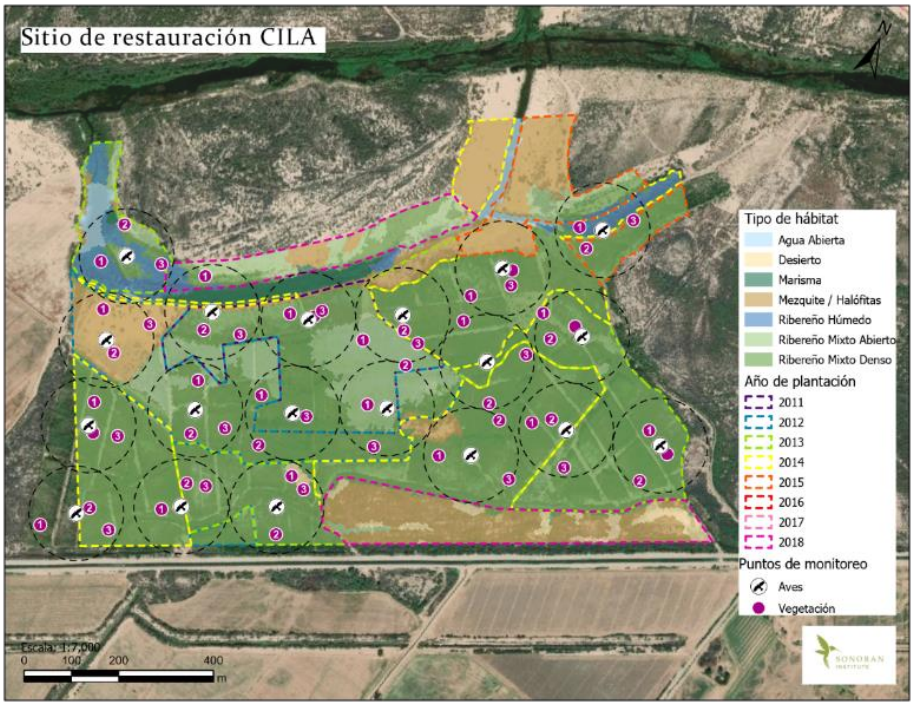


Figura B-5. Sitio de restauración CILA con tipos de hábitat, año de plantación, y puntos de monitoreo de aves y vegetación en 2018.

Tabla B-1. Parcelas de vegetación y estaciones de puntos de conteo de aves (coordenadas en UTM, WGS84).

Sitio	Punto de aves	Punto de vegetación	X	Y
Miguel Alemán	1	1	704416	3602695
Miguel Alemán	1	2	704477	3602722
Miguel Alemán	1	3	704468	3602787
Miguel Alemán	2	4	704706	3602785
Miguel Alemán	2	5	704625	3602813
Miguel Alemán	2	6	704539	3602727
Miguel Alemán	3	7	704825	3602656
Miguel Alemán	3	8	704798	3602677
Miguel Alemán	3	9	704683	3602692
Miguel Alemán	4	10	704857	3602492
Miguel Alemán	4	11	704828	3602581
Miguel Alemán	4	12	704865	3602590
Miguel Alemán	5	13	704885	3602309
Miguel Alemán	5	14	704926	3602371
Miguel Alemán	5	15	704736	3602365
Miguel Alemán	6	16	704931	3602161
Miguel Alemán	6	17	704890	3602243
Miguel Alemán	6	18	704901	3602140
Miguel Alemán	7	19	705025	3602101
Miguel Alemán	7	20	704981	3601929
Miguel Alemán	7	21	704947	3601988
Miguel Alemán	8	22	705123	3601966
Miguel Alemán	8	23	705022	3601870
Miguel Alemán	8	24	705031	3601929
Miguel Alemán	9	25	704427	3602617
Miguel Alemán	9	26	704349	3602462
Miguel Alemán	9	27	704289.9	3602657

Miguel Alemán	10	28	704494.9	3602733
Miguel Alemán	10	29	704455.9	3602806
Miguel Alemán	10	30	704515.9	3602784
Miguel Alemán	11	31	704267.9	3602548
Miguel Alemán	11	32	704241	3602259
Miguel Alemán	11	33	704250	3602211
Miguel Alemán	12	34	704429	3602399
Miguel Alemán	12	35	704475	3602277
Miguel Alemán	12	36	704427	3602242
Miguel Alemán	13	37	704578	3602443
Miguel Alemán	13	38	704687	3602389
Miguel Alemán	13	39	704695	3602308
Miguel Alemán	14	40	704242	3602185
Miguel Alemán	14	41	704197	3602129
Miguel Alemán	14	42	704284	3602102
Miguel Alemán	15	43	704264	3601970
Miguel Alemán	15	44	704162	3601893
Miguel Alemán	15	45	704271	3601878
Miguel Alemán	16	46	704204	3601833
Miguel Alemán	16	47	704284	3601787
Miguel Alemán	16	48	704228	3601735
Miguel Alemán	17	49	705192	3601802
Miguel Alemán	17	50	705260	3601769
Miguel Alemán	17	51	705255	3601729
CILA	A00_11	A00_11_1	678039	3564061
CILA	A00_11	A00_11_2	678119	3564136
CILA	A00_11	A00_11_3	678175	3564110
CILA	A00_12	A00_12_1	678259	3564196
CILA	A00_12	A00_12_2	678285	3564269
CILA	A00_12	A00_12_3	678324	3564279

CILA	A00_13	A00_13_1	678480	3564374
CILA	A00_13	A00_13_2	678501	3564248
CILA	A00_13	A00_13_3	678515	3564359
CILA	A00_14	A00_14_1	678746	3564541
CILA	A00_14	A00_14_2	678831	3564661
CILA	A00_14	A00_14_3	678901	3564556
CILA	A00_15	A00_15_1	677972	3564530
CILA	A00_15	A00_15_2	678031	3564455
CILA	A00_15	A00_15_3	678075	3564542
CILA	A00_16	A00_16_1	678217	3564476
CILA	A00_16	A00_16_2	678250	3564367
CILA	A00_16	A00_16_3	678311	3564407
CILA	A00_17	A00_17_1	678351	3564503
CILA	A00_17	A00_17_2	678390	3564404
CILA	A00_17	A00_17_3	678457	3564502
CILA	A00_18	A00_18_1	678564	3564577
CILA	A00_18	A00_18_2	678603	3564686
CILA	A00_18	A00_18_3	678613	3564501
CILA	A00_19	A00_19_1	678676	3564821
CILA	A00_19	A00_19_2	678798	3564685
CILA	A00_19	A00_19_3	678826	3564811
CILA	A00_20	A00_20_1	678896	3564686
CILA	A00_20	A00_20_2	678932	3564709
CILA	A00_20	A00_20_3	678997	3564627
CILA	A00_21	A00_21_1	677927	3564620
CILA	A00_21	A00_21_2	677940	3564712
CILA	A00_21	A00_21_3	678045	3564667
CILA	A00_22	A00_22_1	678140	3564682
CILA	A00_22	A00_22_2	678184	3564578
CILA	A00_22	A00_22_3	678258	3564601

CILA	A00_23	A00_23_1	678336	3564684
CILA	A00_23	A00_23_2	678385	3564700
CILA	A00_23	A00_23_3	678395	3564718
CILA	A00_24	A00_24_1	678499	3564697
CILA	A00_24	A00_24_2	678570	3564751
CILA	A00_24	A00_24_3	678608	3564739
CILA	A00_25	A00_25_1	678668	3564876
CILA	A00_25	A00_25_2	678726	3564961
CILA	A00_25	A00_25_3	678736	3564931
CILA	A00_26	A00_26_1	678823	3564906
CILA	A00_26	A00_26_2	678859	3564863
CILA	A00_26	A00_26_3	678896	3564908
CILA	A00_27	A00_27_1	679129	3564773
CILA	A00_27	A00_27_2	679154	3564668
CILA	A00_27	A00_27_3	679184	3564743
CILA	A00_28	A00_28_1	678036	3564344
CILA	A00_28	A00_28_2	678061	3564284
CILA	A00_28	A00_28_3	678111	3564299
CILA	A00_29	A00_29_1	678818	3565103
CILA	A00_29	A00_29_2	678850	3565067
CILA	A00_29	A00_29_3	678915	3565162
Herradura	D01_0	D01_0_1	681733	3567365
Herradura	D01_0	D01_0_2	681786	3567318
Herradura	D01_0	D01_0_3	681783	3567306
Herradura	D01_1	D01_1_1	681849	3567287
Herradura	D01_1	D01_1_2	681896	3567249
Herradura	D01_1	D01_1_3	681896	3567293
Herradura	D01_2	D01_2_1	681949	3567406
Herradura	D01_2	D01_2_2	681906	3567439
Herradura	D01_2	D01_2_3	681941	3567453

Herradura	D01_3	D01_3_1	682252	3567352
Herradura	D01_3	D01_3_2	682196	3567326
Herradura	D01_3	D01_3_3	682160	3567279
Herradura	D01_4	D01_4_1	682279	3567283
Herradura	D01_4	D01_4_2	682348	3567341
Herradura	D01_4	D01_4_3	681640	3567265
Herradura	D01_5	D01_5_2	681754	3567171
Herradura	D01_5	D01_5_3	681731	3567264
Herradura	D01_8	D01_8_1	681743	3567005
Herradura	D01_8	D01_8_3	681803	3567052
Cori	D02_1	D02_01_01	705175	3601924
Cori	D02_1	D02_01_02	679438	3566353
Cori	D02_1	D02_01_03	679497	3566377
Cori	D02_2	D02_02_01	679738	3566393
Cori	D02_2	D02_02_02	679666	3566484
Cori	D02_2	D02_02_03	679625	3566384
Cori	D02_3	D02_03_01	679777	3566329
Cori	D02_3	D02_03_03	679836	3566361
Cori	D02_4	D02_04_01	679858	3566432
Cori	D02_4	D02_04_02	679777.1	3566543
Cori	D02_4	D02_04_03	679863	3566568
Cori	D02_5	D02_05_01	680085	3566586
Cori	D02_5	D02_05_02	679984	3566586
Cori	D02_5	D02_05_03	680058	3566563
Tramo 1	R1-1	R1_1_1	709305	3613483
Tramo 1	R1-1	R1_1_2	709164	3613351
Tramo 1	R1-1	R1_1_3	709491	3613604
Tramo 1	R1-2	R1_2_1	706373.4	3607487
Tramo 1	R1-2	R1_2_4	706344	3607439
Tramo 1	R1-2	R1_2_5	706244	3607395

Tramo 2	R2-3	R2_3_1	705947.5	3602884
Tramo 2	R2-3	R2_3_2	705947.9	3602999
Tramo 2	R2-3	R2_3_3	705877.3	3602965
Tramo 3	R3-4	R3_4_1	702332.7	3594944
Tramo 3	R3-4	R3_4_2	702347.7	3594988
Tramo 3	R3-4	R3_4_3	702382.7	3594844
Tramo 4	R4-5	R4_5_1	688496.3	3576404
Tramo 4	R4-5	R4_5_2	688430	3576473
Tramo 4	R4-5	R4_5_3	688441.8	3576340
Tramo 4	R4-6	R4_6_1	6834769	3568396
Tramo 4	R4-6	R4_6_2	683536	3568462
Tramo 4	R4-6	R4_6_3	683514	3568454
Tramo 4	R4-7	R4_7_1	681831.3	3566068
Tramo 4	R4-7	R4_7_2	681833	3565967
Tramo 4	R4-7	R4_7_4	681875.3	3566067
Tramo 5	R5-8	R5_8_1	671421.6	3561541
Tramo 5	R5-8	R5_8_2	671327.3	3561550
Tramo 5	R5-8	R5_8_3	671297	3561455
Tramo 5	R5-9	R5_9_1	671302.5	3556476
Tramo 5	R5-9	R5_9_3	671208.3	3556473
Tramo 5	R5-9	R5_9_4	671212.9	3556531

Figura B-6. Fotos de 2018 del sitio Herradura que muestran la diversidad en la composición de la vegetación y los tipos de hábitat (álamo-sauce, sauce coyote, mezquite, arbustos nativos, especies herbáceas).

Figura B-7. (Arriba) Sitio de restauración Cori en febrero de 2018 y marzo de 2019 (abajo). Tenga en cuenta la cobertura de herbáceas (arriba) y el crecimiento evidente de los mezquites de 2018 a 2019.

Figura B-8. Fotos del sitio de restauración CILA en 2018. Observe el denso bosque de álamo-sauce y el dosel alto (árboles de más de 11-12 m de altura).

Incendios detectados en 2018

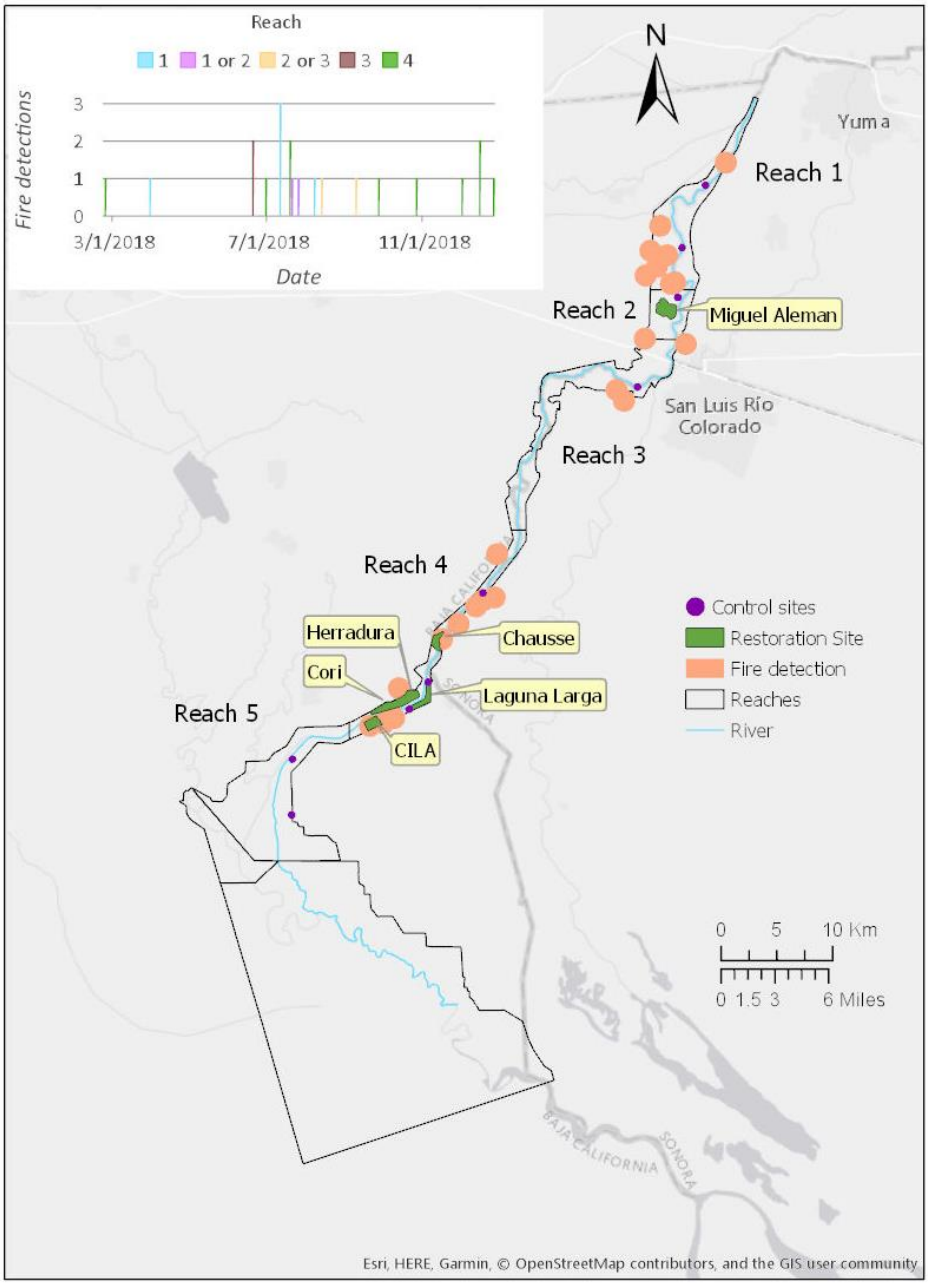


Figura B-9. Detecciones de incendios activos por MODIS durante 2018, 50 km al sur de la frontera entre Estados Unidos y México (Tramos 1-4) y dentro del corredor ribereño dentro de los tramos + zona de amortiguación de 1 km considerando el tamaño de píxel de detección de incendios. Estos datos de detección de incendios se recopilan para el Programa de Mapeo de Incendios Activos de MODIS (https://fsapps.nwcg.gov/afm) del Servicio Forestal DE USDA y proporcionan una vista sinóptica de los incendios activos durante 2018. Los datos se recopilan a una resolución espacial de 1 kilómetro y, por lo tanto, solo están destinados a la visualización y análisis geográficos a nivel nacional y regional. En el Tramo 1, se detectó un incendio en abril de 2018. Para la parte inferior del Tramo 1, todos los incendios ocurrieron en julio de 2018.

Anexo C. Sitios Control

Selección. Los sitios de control documentan las condiciones en áreas no restauradas utilizando los mismos protocolos y métricas de monitoreo de vegetación que se implementan en los sitios de restauración. Esto nos permite comparar la respuesta en composición, cobertura vegetal y estructura vertical. Además, siete de los nueve sitios de control se encuentran en estaciones de monitoreo de aves, lo que nos permite asociar la respuesta de la vegetación en los sitios de control a los indicadores de aves.

Usamos cinco criterios para seleccionar los sitios de control (Fig. C-1): 1) fuera de los sitios de restauración actuales; 2) proximidad a los sitios actuales (Miguel Alemán, Chausse, Laguna Grande) o futuros sitios de restauración; 3) dentro de las estaciones de monitoreo de aves si es posible; 4) proximidad a piezómetros; y 5) con vegetación y características topográficas representativas de los sitios de restauración.

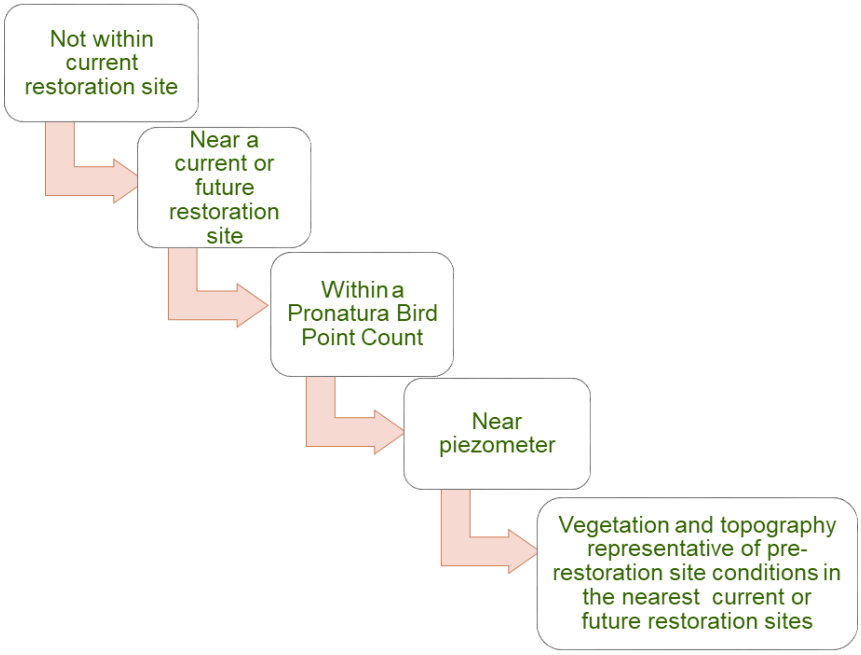


Figura C-1. Ruta de decisión para seleccionar sitios control utilizando cinco criterios.

Los criterios específicos incluían áreas con los siguientes atributos paisajísticos:

• Distancia mínima de 500 m desde los sitios de restauración activos. Esto se basa en el tamaño del territorio de las aves durante la temporada reproductiva.

• Dentro de los 200 m de diámetro de los puntos de monitoreo de aves, excluyendo los campos de cultivo.

• A una distancia de 250 m de piezómetros activos y futuras ubicaciones de piezómetros.

• Topografía y vegetación similares a los sitios de restauración actuales y futuros a escala del transecto de aves (compuesto por 8 puntos de conteo, con una distancia de 200 m entre puntos).

Después de varias iteraciones de sitios de control potenciales, seleccionamos 9 sitios, 2 en el Tramo 1, 1 en el Tramo 2, 1 en el Tramo 3, 3 en el Tramo 4 y 2 en el Tramo 5 (Fig. C-2). Algunos sitios no cumplen con todos los criterios, ya que era imposible encontrar puntos de aves cerca de piezómetros y fuera de sitios de restauración futuros en todos los casos. Los atributos de los sitios se muestran en la Tabla C-1 y se representan en la Fig. C-3.

Selección de la ubicación de las parcelas de vegetación en sitios control

Colocamos al azar cinco parcelas (Tabla C-1) dentro del área de la estación de monitoreo de aves (3.14 ha) usando una función de puntos aleatorios y seleccionando una distancia mínima permitida de 30 m. Las coordenadas representan el centro de la parcela. De los cinco puntos generados, seleccionamos los tres primeros puntos para cada sitio control siguiendo un orden numérico ascendente. Los dos puntos adicionales son para los casos en los que es necesario sustituir un punto debido a su ubicación en el canal principal del río, dentro de las tierras de cultivo o en zonas perturbadas como carreteras (según el mapa de clasificación de vegetación Pre-pulso (Milliken, 2016)).

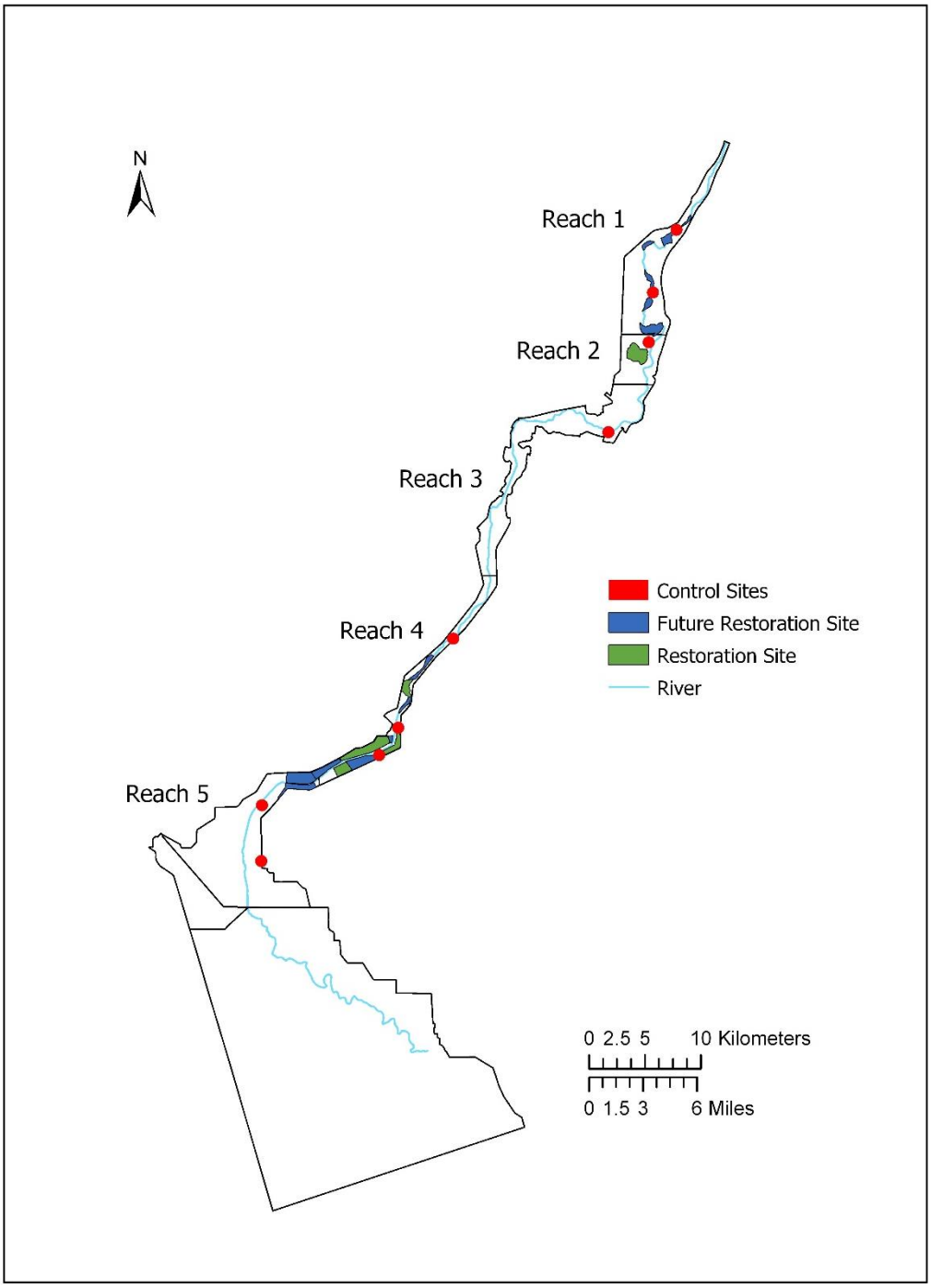


Figura C-2. Ubicación de sitios control en los tramos del corredor ribereño.

Tabla C-1. Sitios control seleccionados y atributos.

Tramo	Sitio	Distancia a un sitio de restauración (RS), Futuro RS*	Dentro de un Punto de Conteo de Aves	En un radio de 250 m de un piezómetro
1	1	200 m *	Si	No, 1 km
1	2	250 m *	Si	No, 350 m
2	3	500 m	No	No, 1.1 km
3	4	6.6 km de Miguel Alemán, 4.0 km de * Puente de San Luis	Si	Si
4	5	2.3 km*	Si	No, 1.1 km
4	6	280 m *	Si	No, 342 m
4	7	Dentro *	Si	Si
5	8	1.7 km *	No	Si
5	9	5.7 km	Si	No, 770 m

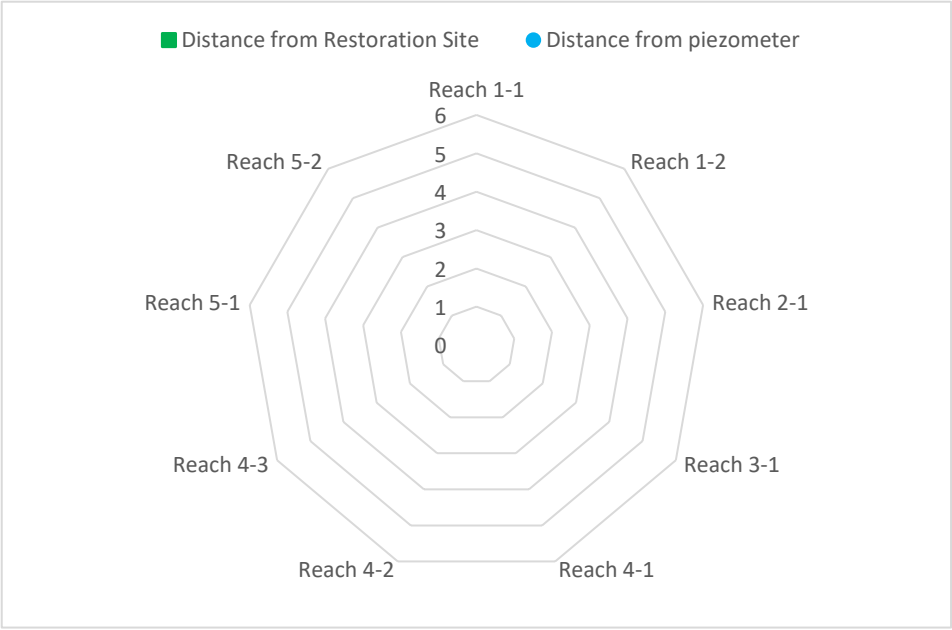


Figura C-3. Distancia (km) de sitios control a sitios de restauración en cuadrados verdes y a piezómetros en puntos azules.

Figura C-4. Arriba: El sitio de control 1 en el Tramo 1 muestra la vegetación quemada después de un incendio que tuvo lugar a principios de 2018 (imágen de marzo de 2019). Abajo: Sitio de control 9 en el Tramo 5 que muestra la vegetación quemada (imagen de noviembre de 2018).

Anexo D. Especies de Aves Indicadoras

Lista de 15 especies indicadoras asociadas con la salud ribereña en el río Colorado, utilizadas para comparar la respuesta de las aves en los sitios de restauración y en la planicie de inundación del río.

Nombre Común	Nombre Científico	Estatus Estacional
Albert's Towhee	*Pipilo aberti*	Residente
Ash-throated Flycatcher	*Myiarchus cinerascens*	Visitante reproductivo
Blue Grosbeak	*Passerina caerulea*	Visitante reproductivo
Black Phoebe	*Sayornis nigricans*	Residente
Black-tailed Gnatcatcher	*Polioptila melanura*	Residente
Cactus Wren	*Campylorhynchus brunneicapillus*	Residente
Crissal Thrasher	*Toxostoma crissale*	Residente
Gila Woodpecker	*Melanerpes uropygialis*	Residente
Hooded Oriole	*Icterus cucullatus*	Visitante reproductivo
Ladder-backed Woodpecker	*Dryobates scalaris*	Residente
Song Sparrow	*Melospiza melodia*	Residente
Vermillion Flycatcher	*Pyrocephalus rubinus*	Visitante reproductivo
Verdin	*Auriparus flaviceps*	Residente
Western Kingbird	*Tyrannus verticalis*	Visitante reproductivo
Yellow-breasted Chat	*Icteria virens*	Visitante reproductivo