



**UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**



**E.T.S. INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS**  
**DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL**  
**MEDIO AMBIENTE**

## **TESIS DOCTORAL**

**DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA LA**  
**GESTIÓN AMBIENTAL DE HUMEDALES COSTEROS Y**  
**CONTINENTALES SOMETIDOS A PRESIONES**  
**AGRÍCOLAS**

**AUTORA**

**Olga Lucía Usaquén Perilla**

**DIRECTORES**

**Andrés García Gómez**

**Aina García Gómez**

**Santander, 2017**



**UNIVERSIDAD DE CANTABRIA**



**E.T.S. INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS  
DPTO. DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE**

**T E S I S   D O C T O R A L**

**DESARROLLO DE UNA METODOLOGÍA PARA LA  
GESTIÓN AMBIENTAL DE HUMEDALES COSTEROS Y  
CONTINENTALES SOMETIDOS A PRESIONES  
AGRÍCOLAS**

Autora: Olga Lucía Usaquén Perilla

Dirigida por: Andrés García Gómez  
Aina García Gómez

Santander, abril de 2017



*En qué se parece el ser humano a un humedal  
en que sus lágrimas,  
esa combinación perfecta de agua y sal,  
revelan su alegría o su dolor.*



*A mis maestros<sup>1</sup>...Dios el primero.*

---

<sup>1</sup> *Aquellos que con su ejemplo, vocación, bondad y fe, son mis referentes en la vida y en la ciencia: Mis padres, mis hermanos, mi familia, mis profesores, mis amigos y los ángeles que Dios ha puesto en mi camino para poder ver la luz.*



# Agradecimientos

---

*Expreso mi sincero agradecimiento a quienes le dan sentido a mi trabajo y a mi vida, resignificando los conceptos de sacrificio, acompañamiento, colaboración, ejemplo, bondad, enseñanza y amor, y que me han ayudado a recobrar la fe, el sentido de mi vocación y mi potencial. Una muestra de todos ellos simbolizados en:*

*Las Instituciones que han facilitado el desarrollo de este estudio mediante información valiosa y el apoyo de sus profesionales, entre ellas, la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), la Universidad de Cantabria, el Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IHCantabria), el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), la Corporación Autónoma Regional de Boyacá (Corpoboyacá), la Fundación Profesional para el Manejo Integral del Agua – Proagua y la Universidad de Boyacá (Uniboyacá).*

*La Universidad de Boyacá, la Universidad de Cantabria y el Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria, representados en los doctores Rosita Cuervo Payeras, José Juanes de la Peña y Raúl Medina Santamaría, líderes consagrados a su labor, promotores y facilitadores de este sueño e inspiración de nuevos retos en mi vida.*

*A mis directores Aina García Gómez y Andrés García Gómez y a mis asesores Jaime Díaz Gómez y Javier García Alba, quienes han orientado sabiamente mi proceso de formación buscando el equilibrio entre la exigencia, el silencio y la bondad; quienes han despertado en mí un espíritu crítico, pasión por dejar evidencia de nuestras ideas e inspirando razones para que nuestros estudiantes descubran también su potencial, dando trascendencia y sentido a nuestro esfuerzo.*

*A los profesores e investigadores del Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria y del programa Ingeniería Ambiental de la Universidad de Boyacá, quienes desde su experiencia, colaboración, visión y ante todo por la bondad en compartir su conocimiento conmigo, fueron constructores y facilitadores de esta Tesis Doctoral.*

*A mis compañeras de lucha y amigos en España y Colombia. Por su apoyo y su sonrisa, por enseñarme que puedo sola, pero que es más gratificante sentir que en la carrera no estás sola y que cada uno desde su experiencia, es facilitador y da sentido a nuestras locas ideas y complejidades.*

*A mi familia, principal motor de mi vida, en cuyo recuerdo y de la mano de Dios, encontré la fuerza para levantarme cada día y seguir luchando; quienes han cruzado fronteras y elevado plegarias para que este momento en mi vida haya valido la pena, por lo que ha significado en mi historia y por lo que queda por venir, ojalá de una forma más sabia y honesta, llena de nuevos sueños, retos y bendiciones.*

*A ti James, por ser parte de esta historia y por ayudarme a buscar el equilibrio.*



# Resumen

---

El desarrollo de una metodología para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas constituye el principal aporte de la presente Tesis Doctoral. La metodología facilita la formulación de modelos con enfoque sistémico (socio-físicos, multiparamétricos), identificando y parametrizando las variables esenciales para su aplicación práctica en los contextos local, regional y mundial. Integra el uso de herramientas numéricas y de modelización con elementos conceptuales, que permiten la formulación de estrategias y el diseño de actuaciones de gestión. Por su versatilidad, permite la construcción y aplicación de la metodología desde la singularidad de cada sistema, no requiriendo grandes volúmenes de información, en contextos con información del estado ecológico escasa o dispersa, y potencializando la participación y toma de decisiones por parte de los actores del proceso de gestión. A partir de resultados fácilmente interpretables y comprensibles, la metodología facilita la definición de objetivos y metas por parte de los gestores. La metodología está diseñada para adaptarse al marco de referencia de la política de sostenibilidad específica de la zona objeto de estudio.

Dada su importancia en el abastecimiento de agua y la producción de alimentos, los humedales son un elemento clave para alcanzar los objetivos de alivio de la pobreza y de sostenibilidad. Por sus características biogeográficas, diversidad biológica y, en general, por su singularidad y significado ecológico, botánico, limnológico o hidrológico, los humedales son esenciales para el sustento de millones de personas alrededor del mundo. Los servicios ecosistémicos asociados con el recurso hídrico continental y costero de humedales incluyen el tratamiento del agua, la regulación del caudal y de la tasa de escorrentía, el control de la erosión y el transporte de sedimentos en la cuenca hidrográfica, en los cursos de agua, en las llanuras de inundación o en los sistemas de destino, entre otros.

Los humedales han estado sometidos históricamente a diferentes tipos de presiones asociadas con el uso del suelo fruto de la expansión urbana, agrícola e industrial. El origen de los flujos que ingresan a los humedales se relaciona con las actividades antropogénicas en el área de influencia y con los factores climáticos. Las presiones o perturbaciones a las cuales están expuestos los humedales pueden generar cambios en su estado ecológico y en la sostenibilidad del sistema; incluyen flujos de entrada y salida hacia y desde el sistema, condiciones o forzamientos climáticos, hidrodinámicos, o hidrológicos naturales, tales como, la variabilidad estacional, la circulación atmosférica y oceánica. Asimismo, las características derivadas del uso y operación del sistema que se suman a sus características intrínsecas (morfológicas, físicas, químicas, biológicas, entre otras). En este contexto, los humedales pueden ser considerados sistemas socio-ecológicos, constituidos por dos subsistemas vinculados entre sí, el social (humano) y el ecológico (biofísico). Ambos subsistemas comparten el mismo recurso (el agua),

---

siendo éste fuente de insumos para desarrollar actividades productivas, un elemento para la gestión de residuos o subproductos de intercambio o un recurso base para el soporte de las funciones, los procesos y los servicios ecosistémicos (regulación, provisión, soporte y culturales).

Por otro lado, la agricultura es el sector que mayor consumo de agua demanda en el balance global. El 70% del agua superficial y subterránea que se extrae a escala global se emplea con fines agrícolas y las necesidades de agua son cubiertas en cerca del 80% por la precipitación. La agricultura ha sido asociada con diferentes problemáticas potenciales en el recurso hídrico adyacente, en el suelo y en la atmósfera, tales como, la eutrofización, la salinización, la erosión y la desertización, el uso de la tierra, la contaminación y toxicidad química, los cambios en la hidrodinámica de los sistemas abastecedores o receptores y las emisiones de efecto invernadero, entre otros, lo cual se puede ver reflejado en el estado ecológico y en la potencialidad de uso de los recursos. La agricultura (cultivos y ganado) aporta el 13.5% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero, principalmente en forma de metano y óxido nitroso, que representan cerca del 47% y el 58% de las emisiones antropogénicas totales. El 35% de las tierras gravemente degradadas en todo el mundo se vincula con la actividad agrícola. Cerca del 20% de las tierras agrícolas a escala mundial presentan amenaza por salinización. Las sales contienen micronutrientes y elementos esenciales para el crecimiento de los cultivos. Sin embargo, en exceso, afectan al rendimiento en la productividad agrícola. La actividad agrícola es una de las más amenazadas por la salinización, pero también forma parte del origen del problema en sistemas adyacentes.

La transformación en las características y estado ecológico de humedales sometidos a presiones relacionadas con el uso del recurso hídrico en la agricultura, sinérgicamente con las presiones naturales, se refleja en tres procesos principales: i) síntomas primarios y secundarios de eutrofización; ii) salinización; iii) cambio en la disponibilidad o uso del recurso, llegando a la desecación de lagos y humedales vulnerables.

Para vincular las condiciones de calidad con procesos de eutrofización, en la literatura científica se han empleado diversos indicadores, metodologías o herramientas. Los procesos biológicos y físico-químicos que tipifican la eutrofización están relacionados con la hidrodinámica del sistema (régimen de marea, flujos de retorno, profundidad del agua, entre otros) y su renovación. La evaluación de la eutrofización es compleja y, por lo tanto, la formulación de estrategias de gestión debe considerar variables y relaciones no lineales, multifactoriales, de naturaleza socio-ecológica y, en consecuencia, particulares para cada sistema. Parámetros morfométricos, variables hidrológicas, características del sedimento y elementos biológicos han sido aplicados y validados en ecosistemas acuáticos profundos para el estudio de la eutrofización. No obstante, en sistemas someros requieren mayor investigación para una mejor cuantificación de las relaciones entre indicadores de vegetación y calidad del agua. Por este motivo, en esta Tesis Doctoral se ha desarrollado un indicador o descriptor estratégico relacionado con el proceso de eutrofización: el potencial de renovación. El potencial de renovación permite evaluar la susceptibilidad a desarrollar efectos de eutrofización en el humedal, así como, identificar y diseñar estrategias y actuaciones de gestión en las dimensiones temporal y espacial.

En segundo lugar, la salinización es un proceso que ocurre en humedales costeros y continentales en función de la dinámica climática (precipitación, evaporación, viento) y del intercambio con el medio y con factores asociados al uso del territorio, su topografía, vegetación y geología, entre otros. En humedales subtropicales la variabilidad en el balance de la evaporación y la precipitación induce cambios y explica cerca del 60% de la variabilidad en la salinidad mensual del sistema. Entre las mayores fuentes de aguas salinas se incluye el drenaje agrícola. Los efluentes salinos amenazan directa o indirectamente a los ecosistemas acuáticos, terrestres y a los humedales. Estos efluentes pueden afectar a organismos acuáticos (microorganismos, vertebrados, invertebrados y plantas), a la cadena trófica por baja biodegradación o bioacumulación de sales, y pueden contribuir con eutrofización y ecotoxicidad. La toxicidad por acumulación de sales es difícil de evaluar, considerando que comparte síntomas similares con la deshidratación de las plantas (déficit de agua) y se relaciona con las dinámicas de los nutrientes en el agua y en el suelo del cultivo. La estimación de la susceptibilidad de un humedal a sufrir procesos de salinización se resuelve en esta Tesis Doctoral mediante el desarrollo de un indicador ligado a los procesos de salinización: el potencial de salinización. El potencial de salinización evalúa la susceptibilidad del humedal a experimentar cambios en la concentración de iones disueltos que pueden afectar a la actividad agrícola, permitiendo la identificación y el diseño de estrategias y actuaciones de gestión en las dimensiones temporal y espacial.

En tercer y último lugar, la escasez o decreciente disponibilidad de agua afecta a más del 40% de la población mundial. Una cifra preocupante que probablemente crecerá con el aumento de las temperaturas globales, el cambio climático, las sequías y la desertificación. Por lo tanto, la pérdida de humedales, su desecación o disminución en su capacidad de almacenamiento o regulación, constituye un factor que compromete la disponibilidad de agua, promueve procesos de eutrofización, incrementa la vulnerabilidad a tormentas, inundaciones y, en general, afecta al desarrollo de actividades humanas y de las funciones y servicios ecosistémicos en que participan. Por lo tanto, comprender la dinámica y la respuesta de los humedales ante diferentes condiciones hídricas, permite identificar elementos de gestión integral del recurso hídrico en sistemas sometidos a presiones agrícolas. La estimación de la susceptibilidad de un humedal a sufrir déficit hídrico se resuelve en esta Tesis Doctoral mediante el desarrollo de un indicador o descriptor estratégico: el potencial de déficit hídrico. El potencial de déficit hídrico permite evaluar espacial y temporalmente el humedal en relación con los cambios en la disponibilidad de agua, considerando el efecto de tensiones climáticas, hidrológicas, operativas, morfológicas y, en general, socio-ecológicas.

Los indicadores desarrollados en esta Tesis Doctoral se vinculan con factores hidrológicos, climáticos, la ocupación de área y el volumen de almacenamiento, con presiones asociadas a la dinámica de oferta, uso y calidad del agua (sales y nutrientes), para abordar integralmente los efectos en los sistemas de humedales. Estos indicadores facilitan la evaluación de los procesos que explican la dinámica del flujo y la disponibilidad de agua en el humedal, así como, el seguimiento y la formulación de estrategias de gestión desde las singularidades y servicios ambientales de cada sistema socio-ecológico y, en particular, brindando respuestas a las necesidades y retos que afronta el sector agrícola. En este sentido, la metodología propuesta presenta un enfoque sistémico; reconoce las necesidades, las interacciones y las singularidades de los humedales, así como, la sinergia entre los factores de naturaleza antropogénica,

---

morfológica, hidroclimática y de calidad que afectan a sus procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos; estos factores se han tipificado como tensiones socio-ecológicas. Las tensiones socio-ecológicas se definen como el conjunto de características intrínsecas del humedal que, sinérgicamente con las presiones naturales y antropogénicas a las cuales está expuesto, le confieren un estado y una condición de susceptibilidad, en función de la cual, y mediante el cálculo de los descriptores estratégicos desarrollados, es posible priorizar las estrategias de gestión espacial y temporalmente. Los potenciales de renovación, salinización y déficit hídrico representan el nexo entre los intereses sociales (subsistema humano) y las restricciones o necesidades del subsistema natural (ambiental).

En síntesis, la metodología desarrollada en la presente Tesis Doctoral se ha enmarcado en tres pasos principales: i) la descripción del sistema, la cual exige la identificación y caracterización de las tensiones socio-ecológicas durante el ciclo de gestión; ii) el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos para evaluar la susceptibilidad del sistema a efectos de eutrofización, salinización y déficit hídrico; y, iii) la integración y valoración de la gestión en el humedal mediante el índice de susceptibilidad conjunta (OSI). La complejidad de los procesos e interacciones que ocurren en los humedales como sistemas socio-ecológicos, sugiere el uso de modelos numéricos y herramientas computacionales para el cálculo de los descriptores estratégicos. De esta forma, se facilita la representación del sistema, la evaluación e integración de los descriptores y la simulación de escenarios con fines de gestión. La identificación de las estrategias, los periodos del ciclo y las áreas susceptibles o prioritarias de gestión se puede realizar mediante el cálculo y valoración del índice OSI. El cambio potencial y el efecto conjunto de las actuaciones propuestas bajo escenarios de gestión, mediante el cálculo de los descriptores estratégicos y su validación mediante el índice OSI, constituyen una práctica recomendable que orienta la gestión y permite evaluar la tendencia de las actuaciones desde un enfoque de sostenibilidad.

Cabe destacar que, la metodología propuesta ha sido validada mediante su aplicación en dos humedales sometidos a presiones agrícolas. El primero en el contexto europeo, pertenece a la categoría de humedal costero regulado antropogénicamente, la Albufera de Valencia (España); y el segundo en el contexto latinoamericano, se tipifica como humedal continental construido por el hombre, el lago Sochagota (Colombia). En el proceso de validación se han desarrollado, adaptado y empleado cuatro herramientas numéricas. En el sistema costero se ha realizado una adaptación del modelo de cajas MoCa y se han utilizado los modelos bidimensionales H2D, H2DZ y Renova. En el sistema continental se ha desarrollado el modelo de cajas MSL-S y se ha empleado el modelo Delft3D. Fruto de la aplicación de la metodología a casos reales, se verifica la versatilidad, flexibilidad y utilidad del procedimiento metodológico desarrollado para la gestión ambiental de humedales sometidos a presiones agrícolas. Los resultados obtenidos en sendas zonas de estudio permiten identificar los procesos, los periodos de tiempo y las zonas más susceptibles a cada uno de los procesos objeto de estudio.

Los aspectos anteriormente enunciados se reflejan en los objetivos y en la estructura que presenta el documento, el cual reúne la caracterización de los sistemas objeto de estudio, la propuesta metodológica, las herramientas numéricas empleadas en la aplicación y validación de la metodología en los sistemas costero y continental, así

como, las principales conclusiones, retos y futuras líneas de trabajo derivados de la investigación desarrollada.



# Índice

## RESUMEN

## ÍNDICE

|                                                                                                                                     |            |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>                                                                                                        | <b>1.2</b> |
| 1.1 MOTIVACIÓN .....                                                                                                                | 1.2        |
| 1.2 ANTECEDENTES.....                                                                                                               | 1.5        |
| 1.2.1 Definición, clasificación e importancia de los humedales.....                                                                 | 1.5        |
| 1.2.2 La agricultura y los humedales .....                                                                                          | 1.9        |
| 1.2.3 La eutrofización en humedales con presión agrícola .....                                                                      | 1.14       |
| 1.2.4 La salinización en humedales con presión agrícola .....                                                                       | 1.17       |
| 1.2.5 El déficit de agua en humedales con presión agrícola .....                                                                    | 1.20       |
| 1.2.6 El uso de modelos numéricos en la evaluación de humedales.....                                                                | 1.23       |
| 1.2.7 La gestión ambiental de humedales con presión agrícola .....                                                                  | 1.26       |
| 1.3 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN .....                                                                                  | 1.29       |
| 1.4 OBJETIVOS .....                                                                                                                 | 1.32       |
| 1.5 ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO DE TESIS DOCTORAL .....                                                                                | 1.33       |
| <br><b>2. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO .....</b>                                                                             | <b>2.2</b> |
| 2.1 HUMEDAL COSTERO: ALBUFERA DE VALENCIA, ESPAÑA .....                                                                             | 2.2        |
| 2.2 HUMEDAL CONTINENTAL: LAGO SOCHAGOTA, COLOMBIA .....                                                                             | 2.8        |
| <br><b>3. METODOLOGÍA PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL DE HUMEDALES COSTEROS Y CONTINENTALES<br/>SOMETIDOS A PRESIONES AGRÍCOLAS .....</b> | <b>3.2</b> |
| 3.1 ESTRATEGIA METODOLÓGICA OSSEM.....                                                                                              | 3.2        |
| 3.2 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA .....                                                                                                   | 3.4        |
| 3.3 CÁLCULO Y VALORACIÓN DE DESCRIPTORES ESTRATÉGICOS.....                                                                          | 3.8        |
| 3.3.1 Potencial de renovación.....                                                                                                  | 3.10       |
| 3.3.2 Potencial de salinización .....                                                                                               | 3.15       |
| 3.3.3 Potencial de déficit hídrico.....                                                                                             | 3.21       |
| 3.4 EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN AMBIENTAL DEL SISTEMA .....                                                                            | 3.26       |
| <br><b>4. HERRAMIENTAS NUMÉRICAS.....</b>                                                                                           | <b>4.2</b> |
| 4.1 ECUACIONES DE GOBIERNO .....                                                                                                    | 4.2        |
| 4.1.1 Ecuación de continuidad o conservación de la masa .....                                                                       | 4.2        |
| 4.1.2 Ecuación de conservación de cantidad de movimiento .....                                                                      | 4.4        |
| 4.1.3 Ecuación general de advección-difusión-reacción .....                                                                         | 4.5        |
| 4.1.4 Ecuación de estado .....                                                                                                      | 4.6        |
| 4.2 MODELOS NUMÉRICOS UTILIZADOS EN EL SISTEMA COSTERO.....                                                                         | 4.7        |
| 4.2.1 Modelo de cajas utilizado en el sistema costero.....                                                                          | 4.7        |
| 4.2.1.1 Descripción del modelo de cajas Moca .....                                                                                  | 4.8        |
| 4.2.1.2 Adaptación del modelo MoCa-n.....                                                                                           | 4.11       |
| 4.2.2 Modelos bidimensionales utilizados en el sistema costero.....                                                                 | 4.14       |
| 4.2.2.1 Descripción del modelo bidimensional hidrodinámico H2D.....                                                                 | 4.14       |
| 4.2.2.2 Descripción del modelo bidimensional hidrodinámico H2DZ .....                                                               | 4.17       |
| 4.2.2.3 Descripción del modelo bidimensional de transporte RENOVA .....                                                             | 4.18       |
| 4.2.2.4 Adaptación del modelo bidimensional hidrodinámico H2D .....                                                                 | 4.19       |

|                                                                                                    |            |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.3 MODELOS NUMÉRICOS UTILIZADOS EN EL SISTEMA CONTINENTAL.....                                    | 4.21       |
| 4.3.1 Modelo de cajas utilizado en el sistema continental .....                                    | 4.21       |
| 4.3.1.1 Descripción del modelo de cajas MSL-S.....                                                 | 4.21       |
| 4.3.1.2 Adaptación del modelo de cajas MSL-S.....                                                  | 4.24       |
| 4.3.2 Modelo tridimensional utilizado en el sistema continental .....                              | 4.26       |
| 4.3.2.1 Descripción del módulo hidrodinámico Delft3D-flow.....                                     | 4.28       |
| 4.3.2.2 Descripción del módulo de transporte Delft3D-WAQ.....                                      | 4.34       |
| <b>5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA OSSEM MEDIANTE SU APLICACIÓN A UN HUMEDAL COSTERO.....</b>      | <b>5.2</b> |
| 5.1 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA .....                                                                  | 5.3        |
| 5.1.1 Actividades humanas .....                                                                    | 5.4        |
| 5.1.2 Límite del sistema .....                                                                     | 5.4        |
| 5.1.3 Características físicas y morfológicas .....                                                 | 5.5        |
| 5.1.4 Ciclo de gestión .....                                                                       | 5.7        |
| 5.1.5 Condiciones hidrológicas.....                                                                | 5.7        |
| 5.1.6 Condiciones climáticas.....                                                                  | 5.11       |
| 5.1.7 Condiciones de operación .....                                                               | 5.13       |
| 5.1.8 Calidad ambiental.....                                                                       | 5.14       |
| 5.1.9 Efectos.....                                                                                 | 5.18       |
| 5.2 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE HERRAMIENTAS NUMÉRICAS .....                                       | 5.19       |
| 5.2.1 Calibración del modelo de cajas MoCa-n.....                                                  | 5.19       |
| 5.2.2 Validación del modelo de cajas MoCa-n .....                                                  | 5.23       |
| 5.2.3 Calibración y validación de los modelos bidimensionales H2D y H2DZ .....                     | 5.24       |
| 5.2.4 Corrientes hidrodinámicas obtenidas mediante los modelos H2D y H2DZ .....                    | 5.27       |
| 5.3 CÁLCULO Y VALORACIÓN DE DESCRIPTORES ESTRATÉGICOS.....                                         | 5.29       |
| 5.3.1 Cálculo y valoración del potencial de renovación .....                                       | 5.29       |
| 5.3.1.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a eutrofización.....                     | 5.29       |
| 5.3.1.2 Escala global: evolución temporal del potencial de renovación.....                         | 5.30       |
| 5.3.1.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de renovación.....                  | 5.35       |
| 5.3.2 Cálculo y valoración del potencial de salinización .....                                     | 5.39       |
| 5.3.2.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la salinización .....                  | 5.40       |
| 5.3.2.2 Escala global: evolución temporal del potencial de salinización.....                       | 5.41       |
| 5.3.2.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de salinización.....                | 5.43       |
| 5.3.3 Cálculo y valoración del potencial de déficit hídrico .....                                  | 5.43       |
| 5.3.3.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad al déficit hídrico .....                 | 5.44       |
| 5.3.3.2 Escala global: evolución temporal del potencial de déficit hídrico.....                    | 5.45       |
| 5.3.3.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de déficit hídrico.....             | 5.46       |
| 5.4 EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN AMBIENTAL .....                                                       | 5.48       |
| 5.4.1 Gestión ambiental global: evolución temporal.....                                            | 5.48       |
| 5.4.2 Gestión ambiental local: evolución espacio-temporal.....                                     | 5.54       |
| <b>6. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA OSSEM MEDIANTE SU APLICACIÓN A UN HUMEDAL CONTINENTAL .....</b> | <b>6.2</b> |
| 6.1 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA .....                                                                  | 6.3        |
| 6.1.1 Actividades humanas .....                                                                    | 6.4        |
| 6.1.2 Límite del sistema .....                                                                     | 6.5        |
| 6.1.3 Características físicas y morfológicas .....                                                 | 6.5        |
| 6.1.4 Ciclo de gestión .....                                                                       | 6.7        |
| 6.1.5 Condiciones hidrológicas.....                                                                | 6.7        |
| 6.1.6 Condiciones climáticas.....                                                                  | 6.11       |
| 6.1.7 Condiciones de operación .....                                                               | 6.14       |
| 6.1.8 Calidad ambiental.....                                                                       | 6.15       |
| 6.1.9 Efectos.....                                                                                 | 6.23       |

|                                                                                        |            |
|----------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 6.2 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE HERRAMIENTAS NUMÉRICAS .....                           | 6.24       |
| 6.2.1 Calibración del modelo de cajas MSL-S.....                                       | 6.24       |
| 6.2.2 Validación del modelo de cajas MSL-S.....                                        | 6.29       |
| 6.2.3 Calibración y validación del modelo tridimensional Delft3D .....                 | 6.36       |
| 6.2.4 Corrientes hidrodinámicas obtenidas mediante el modelo Delft3D. ....             | 6.44       |
| 6.3 CÁLCULO Y VALORACIÓN DE DESCRIPTORES ESTRATÉGICOS.....                             | 6.46       |
| 6.3.1 Cálculo y valoración del potencial de renovación .....                           | 6.46       |
| 6.3.1.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a eutrofización.....         | 6.46       |
| 6.3.1.2 Escala global: evolución temporal del potencial de renovación.....             | 6.47       |
| 6.3.1.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de renovación.....      | 6.52       |
| 6.3.2 Cálculo y valoración del potencial de salinización .....                         | 6.54       |
| 6.3.2.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la salinización .....      | 6.55       |
| 6.3.2.2 Escala global: evolución temporal del potencial de salinización.....           | 6.56       |
| 6.3.2.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de salinización.....    | 6.59       |
| 6.3.3 Cálculo y valoración del potencial de déficit hídrico .....                      | 6.62       |
| 6.3.3.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad al déficit hídrico .....     | 6.62       |
| 6.3.3.2 Escala global: evolución temporal del potencial de déficit hídrico.....        | 6.63       |
| 6.3.3.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de déficit hídrico..... | 6.65       |
| 6.4 EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN AMBIENTAL .....                                           | 6.67       |
| 6.4.1 Gestión ambiental global: evolución temporal.....                                | 6.67       |
| 6.4.2 Gestión ambiental local: evolución espacial .....                                | 6.70       |
| <b>7. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN.....</b>                          | <b>7.2</b> |
| 7.1 CONCLUSIONES.....                                                                  | 7.2        |
| 7.2 FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN. ....                                              | 7.9        |
| <b>8. REFERENCIAS.....</b>                                                             | <b>8.2</b> |



# Capítulo 1.

## Introducción

---

En el presente capítulo se refieren las definiciones, conceptos y los antecedentes que tipifican el marco de referencia bajo el cual se aborda el problema de investigación y la metodología propuesta. Se exponen las razones que motivan el desarrollo de la investigación, que se concretan en la formulación del objetivo general y los objetivos específicos del estudio y, finalmente, se presenta la estructura general del documento, así como los alcances y resultados esperados en cada capítulo.

En los antecedentes se resalta la descripción, clasificación e importancia de los humedales, las presiones a que se encuentran expuestos, su problemática e interacción con la actividad agrícola y las herramientas de apoyo a la gestión ambiental del recurso hídrico. Esto permite circunscribir el ámbito de aplicación y el enfoque metodológico propuesto en la presente Tesis Doctoral.

Los aspectos anteriormente enunciados se reflejan en los objetivos y en la estructura que presenta el documento, el cual reúne la caracterización de los sistemas objeto de estudio, la propuesta metodológica, las herramientas numéricas empleadas en la aplicación y validación de la metodología en los sistemas costero y continental, así como las principales conclusiones y futuras líneas de trabajo derivados del trabajo de investigación desarrollado.

---

## **1. INTRODUCCIÓN**

### **1.1 MOTIVACIÓN**

El agua constituye un recurso esencial para la vida; forma parte integral de los seres vivos y de los factores abióticos que brindan soporte para su desarrollo. El agua, como elemento fundamental del ciclo hidrológico (Figura 1.1), participa en la oferta de servicios ambientales que ofrecen los humedales (regulación, provisión, soporte, culturales). Gracias a este recurso, es posible el desarrollo de las actividades humanas: domésticas, industriales, agrícolas, recreativas, educativas, culturales, entre otras.

Los humedales constituyen ecosistemas complejos vitales, que prestan diversas funciones, bienes y servicios. Las principales funciones que cumplen, en relación con la gestión del recurso hídrico, son las de: i) captación, principalmente en los ecosistemas de alta montaña y los nacimientos de agua; ii) conducción, en las cuencas hidrográficas y en las aguas subterráneas; y, iii) regulación, en humedales continentales y costeros (Figura 1.1). Adicionalmente, los ecosistemas acuáticos cumplen funciones de hábitat, culturales, históricas, científicas, etc. (UICN, 2000).

Asociado al valor socio-económico y cultural de los humedales, es importante mencionar que éstos constituyen una fuente de recursos para diversas actividades humanas. Por lo tanto, el recurso hídrico y, en general, el ecosistema está frecuentemente sujeto a presiones derivadas de las actividades antrópicas (abastecimiento, agricultura, turismo, construcción en zonas de humedales, etc.). Los efectos de estas actividades pueden impedir alcanzar un desarrollo sostenible tanto para el subsistema natural como para el subsistema social que comparten el recurso.

La agricultura es una de las actividades que mayor presión ejerce sobre el balance hídrico local, regional y global, pero también esencial para el desarrollo social, cultural y económico de las comunidades rurales y urbanas. La identificación de la relación existente entre las funciones, bienes y servicios ecosistémicos y los bienes y servicios útiles para el ser humano en sus diferentes actividades, entre ellas la agrícola, debe constituir el punto de partida en la gestión de los sistemas socio-ecológicos. A nivel global, la agricultura es el sector que mayor consumo de agua demanda, siendo una de las más amenazadas por disponibilidad de agua y tierras productivas. El 70% del agua superficial y subterránea se emplea con fines agrícolas y el 80% de la demanda de recursos hídricos es proporcionado por la precipitación.

La agricultura ha sido asociada con diferentes problemáticas potenciales en el recurso hídrico adyacente, en el suelo y en la atmósfera: eutrofización, salinización, erosión, cambios en el uso de la tierra, toxicidad química, efecto invernadero, entre otros (Bricker, Ferreira, & Simas, 2003; McLusky & Elliot, 2007; Oliveira, Fortunato, & Rego, 2006; Hertwich, Salem, Sonnemann, & der Voet, 2010). A modo de ejemplo, la agricultura

(cultivos y ganado) aporta el 13.5% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero, principalmente en forma de metano y óxido nítrico; y, el 35% de las tierras gravemente degradadas en todo el mundo se vincula con la actividad agrícola.

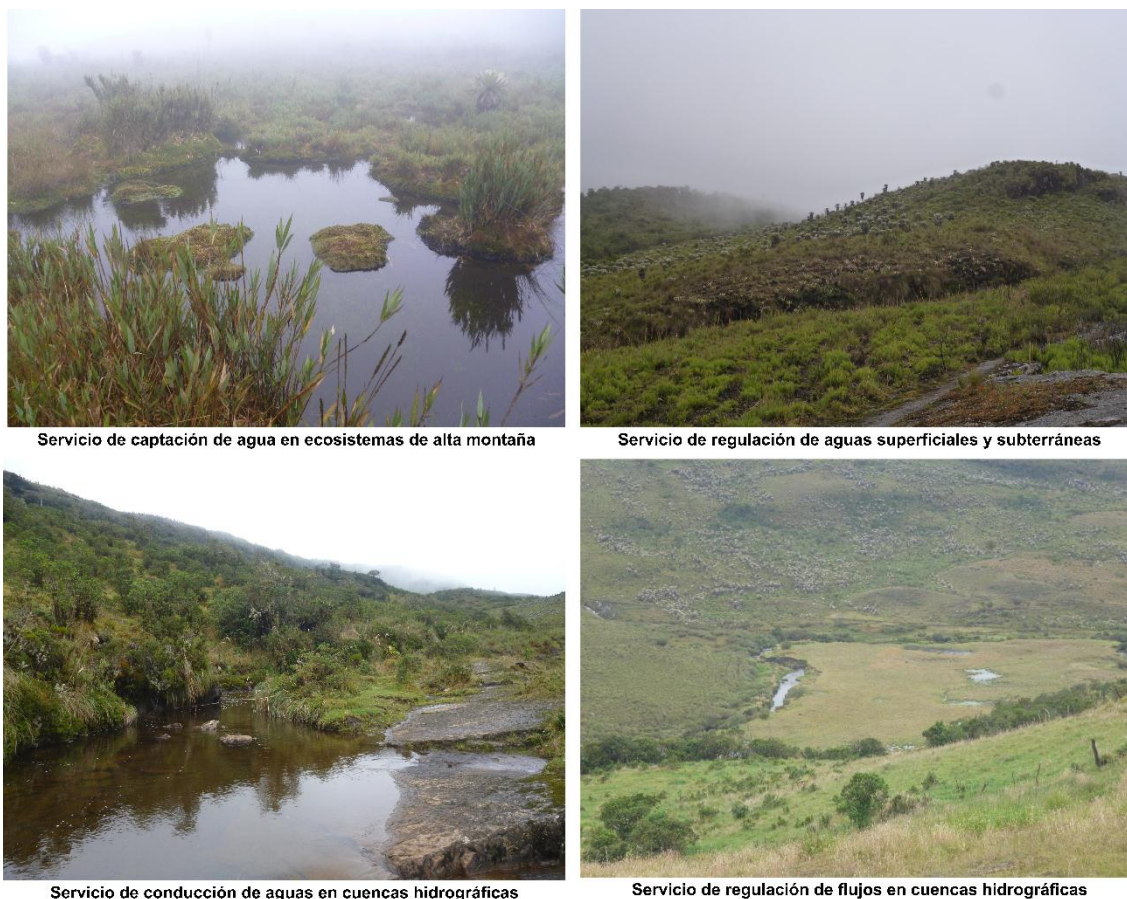


Figura 1.1. Importancia de los humedales en el ciclo hidrológico<sup>1</sup>.

La escasez o decreciente disponibilidad de agua afecta a más del 40% de la población mundial. Una cifra que probablemente crecerá con el aumento de las temperaturas globales producto del cambio climático, las sequías y la desertificación (Programas de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), 2017). Por el contrario, las inundaciones juegan papeles críticos en la diseminación de algunas enfermedades de origen hídrico o que afectan a la agricultura (FAO, 2017). Por lo tanto, la pérdida de humedales, su desecación o disminución en su capacidad de almacenamiento, constituye un factor que compromete la disponibilidad de agua, el desarrollo de actividades humanas y, en general, de las funciones y servicios ecosistémicos en que participan.

Cada uno de los problemas que afectan a los humedales, han sido ampliamente estudiados mediante el uso de diferentes metodologías o modelos conceptuales y

<sup>1</sup> Las fotografías incluidas en este capítulo corresponden a una adaptación de imágenes del archivo personal de la autora, paisajes y realidades de Colombia y el mundo.

herramientas de investigación, que varían en complejidad y alcance en la gestión. La gestión ambiental ha evolucionado desde el clásico enfoque de diagnóstico y gestión aislada de los recursos (agua, aire, suelos, biodiversidad, etc.) hasta los más modernos basados en la teoría de sistemas. Éstos se caracterizan por ser integrales y holísticos, además, reconocen las interacciones y procesos que se generan entre los elementos del sistema (medio físico, biótico, social, económico y cultural).

Los enfoques conceptuales han permitido establecer relaciones de causalidad más apropiadas entre la problemática ambiental y la interdependencia de los elementos que lo constituyen (Andrade & Navarrete, 2004). Esto incluye reconocer la conexión entre subsistemas a través de las presiones que ejercen entre sí y sus consecuencias en el estado del recurso compartido (Dolbeth et al., 2016).

La evaluación del estado de los sistemas, mediante el uso de herramientas numéricas, ha contribuido a la comprensión de fenómenos complejos, tales como, la eutrofización, la salinización y el déficit de agua en humedales naturales y construidos. Sin embargo, por el número de parámetros, la interdependencia entre variables de estado y respuesta, la disponibilidad de información detallada, entre otros factores, son escasos los ejemplos de modelos de simulación que integren más de una problemática con fines de gestión. Por lo anterior, existe la necesidad de encontrar puentes entre los productos científicos complejos, las particularidades de cada caso de estudio y las necesidades de las entidades involucradas (gobierno, autoridades ambientales, comunidades, sociedad civil, entre otros) en la gestión (Yli-Viikari et al., 2007; Grygoruk & Rannow, 2017).

En respuesta a las motivaciones expuestas, la presente Tesis Doctoral se orienta a la formulación de una metodología para la gestión de humedales costeros y continentales en contextos en los que la actividad agrícola comparte un territorio y un recurso con el sistema natural. Los procedimientos e instrumentos que se desarrollen deben facilitar la formulación de modelos integrales (socio-físicos, multiparamétricos) y su aplicación práctica en los contextos local y regional. Éstos deben integrar herramientas o modelos numéricos con elementos conceptuales de gestión para facilitar la toma de decisiones e identificar y parametrizar las variables esenciales que exige la construcción y aplicación de modelos de gestión en contextos con información escasa o dispersa.

A continuación se presenta una síntesis de la definición, clasificación e importancia de los humedales, las presiones naturales y antropogénicas a las cuales están sometidos y su relación con el sistema agrícola. Los antecedentes se enriquecen con una revisión de conceptos, metodologías y herramientas empleadas en la evaluación y en la gestión ambiental de sistemas de humedales vinculados con la actividad agrícola.

## 1.2 ANTECEDENTES

### 1.2.1 Definición, clasificación e importancia de los humedales

Los humedales constituyen ecosistemas naturales o artificialmente regulados, con sustrato predominantemente hídrico o no drenado, sobre el cual se desarrolla vegetación hidrófita y en donde el desarrollo de la vida acuática está asociado con la dinámica de la columna de agua. La dinámica hídrica depende a su vez de factores ambientales, entre los cuales se encuentran los de tipo social, cultural, económico, climático, entre otros del ámbito local, regional o global (Newton et al., 2014).

La convención de Ramsar ha adoptado una clasificación, que incluye 42 tipos de sistemas agrupados en tres categorías: los humedales costeros y marinos; los humedales continentales; y, los contruidos por el ser humano. Entre ellos, los humedales más conocidos son los marinos, estuarinos, lacustres, de ribera y palustres; algunos de los cuales, en general, pueden desarrollarse en las proximidades de manantiales, pozos y filtraciones, en las llanuras de inundación de los ríos y arroyos, alrededor de las orillas de algunos lagos y embalses, adyacentes a los canales de riego, y en las zonas influenciadas por el riego o la escorrentía superficial (Grobicki, Chalmers, Jennings, Jones, & Peck, 2016).

En el grupo de humedales costeros se destacan los asociados con ecosistemas de aguas superficiales someras (de profundidad en marea baja inferior a 6 m.); sistemas rocosos tales como los arrecifes de coral; zonas húmedas en sistemas dunares, estuarios, manglares, marismas, bosques intermareales, sistemas kársticos, lagunas costeras, entre otros (Figura 1.2). En los humedales continentales se incluyen, entre otros, deltas, ríos, quebradas, arroyos, lagos (dulces, salinos, salobres, alcalinos), lagunas (más de 8 Ha.) de régimen permanente, estacional o intermitente; turberas boscosas, manantiales, oasis, zonas húmedas geotérmicas, *karst* y otros sistemas hidrológicos subterráneos (Figura 1.2).

Existen diferentes criterios de clasificación de los humedales. El sistema de clasificación adaptado por el Servicio de caza y pesca de los Estados Unidos (U.S FWS), propuesto por Cowardin et al. (1979), incluye tres criterios que tipifican los sistemas someros: i) se desarrollan hidrófitos (plantas de humedales) en el sistema periódicamente; ii) el sustrato es predominantemente hídrico (no drenado); y, iii) el sustrato no es suelo y está saturado con agua o cubierto por agua poco profunda, algunas veces durante el periodo de crecimiento de la vegetación característica de estos sistemas.



**Zonas húmedas costeras**



**Arrecifes de coral**



**Laguna costera**



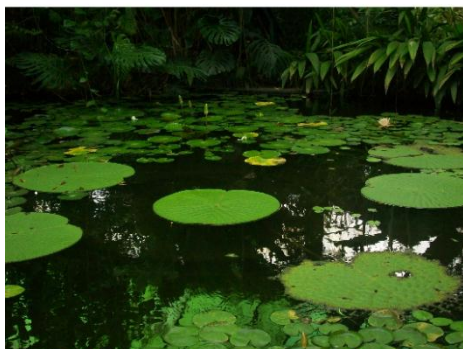
**Embalse**



**Humedales de rivera**



**Humedales lacustres**



**Humedales de flujo superficial**



**Humedales de flujo subsuperficial**

Figura 1.2. Ejemplos de humedales naturales y humedales contruidos en sistemas continentales y costeros.

Por sus características biogeográficas, por la diversidad biológica y, en general, por su singularidad y significado ecológico, botánico, limnológico o hidrológico, los humedales son esenciales para el sustento de millones de personas alrededor del mundo (Grobicki et al., 2016). Los humedales ofrecen múltiples beneficios de valor ecosistémico, social y económico; constituyen fuentes potenciales para el suministro de agua potable, para la agricultura, el sector energético y prestan servicios de provisión, regulación, soporte, culturales, entre otros (ten Brink et al, 2013; Newton et al., 2014).

Los servicios ecosistémicos asociados con el recurso hídrico continental y costero incluyen el tratamiento del agua, la regulación del caudal y de la tasa de escorrentía, el control de la erosión y el transporte de sedimentos en la cuenca hidrográfica, en los cursos de agua, en las llanuras de inundación, o en los sistemas de destino. Los humedales costeros contribuyen con la atenuación del efecto de tormentas debido a características, tales como, tamaño, elevación, batimetría, procesos de sedimentación natural, tipo y densidad de la vegetación, entre otros, que ejercen un efecto en la fricción y en la propagación del oleaje (Smolders, Plancke, Ides, Meire, & Temmerman, 2015).

Los procesos de retención y liberación de nutrientes y sustancias de interés ambiental, guardan una estrecha relación con los ciclos biogeoquímicos en los humedales. Estos procesos guardan una vinculación con la capacidad de retención hídrica, la cobertura, estructura y tipo de suelo, la topografía, la pendiente del terreno y con los factores climáticos, entre otros, asociados con el uso del territorio (Andrade & Navarrete, 2004).

Los humedales, contruidos o regulados por el ser humano, presentan características similares a los naturales e incluyen estanques, tierras agrícolas de regadío, presas, embalses, pozos, lagunas para el tratamiento de aguas residuales y canales, entre otros (Figura 1.2). Estos humedales prestan servicios complementarios al ser humano, en función de la dinámica socio-económica de su área de influencia. Entre estos servicios cabe resaltar: los estanques destinados a la acuicultura (generalmente por debajo de 8 Ha.); tierras de regadío (canales de riego y campos de arroz); tierras agrícolas inundadas estacionalmente, sitios de explotación de la sal, áreas de almacenamiento de agua (embalses, represas); excavaciones (pozos marginales, piscinas mineras, tanques en tierra); áreas de tratamiento de aguas residuales (lagunas de sedimentación y oxidación, etc.); canales de drenaje, zanjas, *karst*; y, otros sistemas hídricos subterráneos (Figura 1.3).

En función de la lámina de agua, los humedales pueden clasificarse en general, en sistemas de flujo superficial o libre y de flujo subsuperficial (Figura 1.2). Los humedales de flujo libre son sistemas con láminas de agua poco profundas (generalmente entre 0.20 y 1.2 m), con vegetación flotante o emergente y se emplean para diferentes propósitos, entre los que se encuentra el tratamiento de vertidos de origen doméstico, industrial, agrícola, entre otros. Este tipo de humedales pueden ser más fácilmente afectados por las condiciones climáticas, con aguas salinas, altas tasas de evaporación y, en función de la lámina de agua, pueden presentar incremento en la concentración de iones disueltos en el sistema. Sin embargo, muestran potencialidad de re-aireación por difusión atmosférica (Pavlineri, Skoulikidis, & Tsihrintzis, 2017; Liang et al., 2017).



**Acuicultura**



**Servicios culturales**



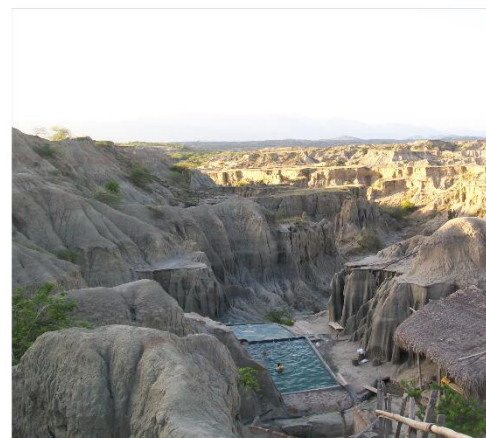
**Servicios culturales en sistemas continentales**



**Explotación de sal**



**Servicios culturales en sistemas costeros**



**Servicios culturales en sistemas subterráneos**

Figura 1.3. Ejemplos de servicios ecosistémicos que prestan humedales naturales y construidos en sistemas costeros y continentales.

Los humedales de flujo subsuperficial no exhiben una lámina de agua sobre el sustrato en el que cual se desarrolla la vegetación, pero presentan reducción entre el caudal afluente y efluente del sistema, debido a exfiltración, factores climáticos y evapotranspiración; esta última, es favorecida por el régimen de vientos, la distribución de la vegetación y los cambios en la rugosidad del medio (Allen, Pereira, Raves, & Smith,

2006). Los humedales de flujo subsuperficial prestan servicios ecosistémicos similares a los de flujo libre, aunque su capacidad de oxigenación es limitada y depende de la efectividad de transferencia de gases entre la atmósfera y la rizósfera; ofrecen ventajas en la remoción de sólidos suspendidos, iones y en el control del crecimiento del fitoplancton (Liang et al., 2017).

### **1.2.2 La agricultura y los humedales**

Los humedales están frecuentemente sujetos a presiones asociadas con las actividades que se desarrollan en su entorno y que actúan sinérgicamente con los factores naturales propios del sistema; esto puede generar efectos que condicionan el logro de los objetivos o metas ambientales y, en consecuencia, el desarrollo sostenible del sistema (García & Cabrejas, 1996). En este contexto, los humedales pueden ser considerados sistemas socio-ecológicos (Gallopín, 2006), constituidos por dos subsistemas vinculados entre sí, el social (humano) y el ecológico (biofísico). Ambos subsistemas comparten el mismo recurso (el agua), siendo éste fuente de insumos para desarrollar actividades productivas, un elemento para la gestión de residuos o subproductos de intercambio o un recurso base para el soporte de las funciones y los procesos ecosistémicos.

Los humedales han estado sometidos históricamente a diferentes tipos de presiones asociadas con el uso del suelo y la expansión urbana, agrícola e industrial (Smolders et al., 2015; Newton et al., 2014). El subsistema humano (económico, institucional, social) demanda recursos en condiciones de calidad y cantidad suficientes para garantizar el desarrollo de sus procesos vitales de abastecimiento, alimentación, transporte, productivos y para promover la salud, entre otros. Adicionalmente, el subsistema biofísico recibe residuos, subproductos del subsistema social o es gestionado en condiciones que pueden modificar su estado ecológico (Gentile et al., 2001; EPA, 2008).

El subsistema humano puede verse afectado por el estado ecológico del subsistema biofísico. Por ejemplo, cuando el recurso hídrico del sistema presenta un alto nivel de salinidad y se emplea con fines agrícolas, el rendimiento y la productividad de los cultivos que son expuestos a estas condiciones de riego pueden verse comprometidos. Además, éstos son función de la tolerancia específica del cultivo-suelo, de factores climatológicos que pueden incidir tanto en el humedal como en el cultivo y de la sensibilidad y capacidad de respuesta del sistema social ante los efectos que evidencia.

El estado ecológico se vincula también con la interacción entre los humedales y los sistemas adyacentes, así como con los procesos, las dinámicas de transporte y las transformaciones que ocurren en el interior del sistema biofísico y entre los compartimientos ambientales que lo constituyen (columna de agua, sedimentos, biota, entre otros) (OECD, 1993). En función de su vulnerabilidad, sensibilidad, capacidad de adaptación y resiliencia, esta relación bidireccional entre los subsistemas humano y biofísico puede afectar al sistema socio-ecológico en su conjunto (Gentile et al., 2001; EPA, 2008). Estas propiedades son características inherentes del sistema socio-ecológico (Gallopín, 2006). La respuesta del subsistema humano (gestión) y su capacidad de adaptación se dinamiza en función del estado ecológico del subsistema

---

biofísico del cual depende y de los efectos que tal estado genere en su dinámica social, económica e institucional.

Las presiones o perturbaciones a las cuales están expuestos los humedales incluyen flujos de entrada y salida hacia y desde el sistema, y condiciones o forzamientos climáticos, hidrodinámicos, o hidrológicos naturales, tales como, la variabilidad estacional o la circulación atmosférica y oceánica (United Nations Educational & Scientific and Cultural Organization, 2012). Las presiones derivadas del uso y operación del sistema, se suman a sus características intrínsecas (morfológicas, físicas, químicas, biológicas, entre otras). En este sentido, cabe destacar que, la evolución hidrodinámica se ve influenciada por el balance de los sedimentos que ingresan o salen del humedal, la fuerza de las corrientes o el oleaje, el viento, la precipitación, la erosión y fenómenos geológicos o de subsidencia (Newton et al., 2014).

En la Tabla 1.1 se relacionan, a modo de ejemplo, algunos estudios realizados en humedales con el fin de identificar el origen de las presiones a las que se enfrentan estos sistemas. Se destaca el origen del flujo que ingresa al humedal, las actividades que se encuentran en el área de influencia, la problemática objeto de estudio y los indicadores o variables empleados en su evaluación.

El origen de los flujos que ingresan a los humedales se relaciona con las actividades antropogénicas en el área de influencia y con los factores climáticos. A las fuentes puntuales asociadas con las aguas residuales de origen doméstico, industrial, del sector agropecuario y las fuentes no puntuales por escorrentía en zonas urbanas y rurales, entre otros, se suman las presiones naturales a las que son expuestos los humedales (precipitación, evaporación, viento, régimen hidrológico, extensión, profundidad, etc.). En general, los indicadores empleados en los estudios recogidos en la Tabla 1.1, incluyen variables físicas, químicas, biológicas, hidrodinámicas, hidrológicas, morfológicas, climatológicas y descriptores sociales.

Los principales propósitos de los estudios e indicadores (Tabla 1.1) se orientan hacia: la comprensión de los procesos que ocurren en los humedales; la evaluación de la dinámica de transferencia de variables de interés ambiental entre compartimentos (aire, agua, suelo, vegetación, etc.); la evaluación del efecto de factores hidrodinámicos, climáticos, hidrológicos, operativos e intervenciones sociales, en la calidad del agua, en los sedimentos y en los componentes biológicos del humedal; la evaluación de los servicios que prestan los humedales en escenarios de cambio climático, restauración ecológica, tratamiento de efluentes puntuales y distribuidos, entre otros.

De forma más concreta, la agricultura constituye una de las actividades fundamentales para el desarrollo de las comunidades urbanas y rurales con cultivos de subsidencia, artesanales o comerciales. Dada su importancia en el abastecimiento de agua y la producción de alimentos, los humedales son un elemento clave para alcanzar los objetivos de alivio de la pobreza en todo el mundo. Algunos ejemplos de sistemas agrícolas que pueden ser considerados en sí mismos humedales, son los cultivos de arroz, algas, macrófitas de agua dulce y plantas ornamentales (Ramsar, FAO, & IWMI, 2014).

---

Tabla 1.1. Ejemplos de estudios realizados en humedales en los que se describe el sistema, el origen, la problemática y los indicadores utilizados para su estudio.

| Sistema                                                                                                                                                              | Origen                                                                                                                                                                                                 | Problemática                                                                                                 | Indicadores                                                                                                                                                                                                                                                                        |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Lagunas de retención [9] y lagos someros naturales [11] (Stephansen et al., 2014)                                                                                    | Agua de escorrentía en zonas: Residencial, comercial, autopistas, tierras de cultivo, molino, bosque, campin, brezal, macrófitas.                                                                      | Bioacumulación de metales en humedales receptores de agua de escorrentía.                                    | Concentración de metales en flora, fauna, sedimentos.                                                                                                                                                                                                                              |
| Humedales [6] a escala de laboratorio, piloto y gran escala, de flujo libre y flujo vertical (Liang et al., 2017)                                                    | Aguas residuales de: curtiembres, fábrica de herramientas, industria metalúrgica, textil, pulpa y papel, acuicultura, cultivos hidropónicos.                                                           | Parámetros de operación y eficiencia de remoción de nutrientes, metales<br>Nitrificación<br>Desnitrificación | Carga hidráulica, tiempo de retención hidráulico, Variables de calidad: DQO, DBO, $\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{Chl-}\alpha$ , $\text{PO}_4^{3-}$ .                                                                                                                   |
| Lagunas costeras [11] abiertas, cerradas o con conexión intermitente. (Astel, Bigus, Obolowski, & Glińska-Lewczuk, 2016)                                             | Agua de escorrentía en zonas: bosques, pastizales con quema de vegetación, campin, aguas residuales de sistemas de tratamiento.                                                                        | Clasificación en función de su calidad, origen del flujo, fuentes de contaminación.                          | Salinidad, T, DO, $\text{Chl-}\alpha$ , pH, EC, DBO, DQO, $\text{Cl}^-$ , $\text{Br}^-$ , $\text{NO}_2^-$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{PO}_4^{3-}$ , $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{NH}_4^+$ , Ni, Cu, Zn, Fe, Mn. |
| Estuario subtropical, tres lagunas de río interconectadas (Sumner & Belaine, 2005)                                                                                   | Ríos. Océano.                                                                                                                                                                                          | Cambios en la salinidad asociados con precipitación y evaporación                                            | EC, T, precipitación, evaporación, profundidad del agua, Taire, humedad relativa.                                                                                                                                                                                                  |
| Humedales construidos [39] a escala piloto y real, de flujo subsuperficial horizontal y vertical, superficial e híbridos (Machado, Beretta, Fragoso, & Duarte, 2017) | Aguas residuales: ganadería, municipales, domésticas, industriales, aguas de río; reservorio.                                                                                                          | Manejo descentralizado de aguas residuales.                                                                  | Tipo de humedal. Matriz de soporte. Especies de vegetación. Eficiencia de remoción. DBO, DQO, NT, PT. Área, volumen.                                                                                                                                                               |
| Humedales construidos de flujo libre a escala piloto [3] (Martín, Oliver, Hernández-Crespo, Gargallo, & Regidor, 2013)                                               | Aguas de laguna costera eutrófica, agricultura (arroz).                                                                                                                                                | Reducción de fitoplancton y nutrientes, parámetros de diseño.                                                | Carga hidráulica. SST, PT, NT, $\text{Chl-}\alpha$ , EC, pH, DO. Área, volumen, relación largo: ancho. Especie y densidad de las plantas.                                                                                                                                          |
| Lago somero de gran extensión (Kong et al., 2015)                                                                                                                    | Aguas residuales municipales, industriales, ganadería, cría de aves de corral. Escorrentía en zonas agrícolas y bosques. Atmósfera.                                                                    | Eutrofización.                                                                                               | Usos del suelo. Cargas de NT, PT. Variables climáticas (Precipitación). Erosión. Aportes atmosféricos.                                                                                                                                                                             |
| Humedal y parque nacional (Grygoruk & Rannow, 2017)                                                                                                                  | Agricultura, prados de heno.                                                                                                                                                                           | Impacto del cambio climático en la economía, la sociedad y el ambiente.                                      | Identificación de brechas entre teoría e implementación con participación de los involucrados.                                                                                                                                                                                     |
| Humedal de manglar (Zaldívar-Jiménez, Ladrón de Guevara, Pérez-Ceballos, Díaz-Mondragón, & Rosado-Solórzano, 2017)                                                   | Pesca, construcción de presas, crecimiento urbano, actividades agropecuarias, gasolina y petróleo, contaminación química.                                                                              | Restauración hidrológica de humedales a escala piloto con participación comunitaria.                         | Nivel del agua. Frecuencia y duración de la inundación. Salinidad en el suelo. Densidad y peso de la planta de manglar.                                                                                                                                                            |
| Humedales costeros semi-encerrados (SECS), lagunas y aguas de transición [14]. (Newton et al., 2014)                                                                 | Agricultura, acuicultura, pesca, turismo, ecoturismo, deportes acuáticos, puertos de embarque, drenaje y extracción de arena, salinas, urbanización, industria, presas. Escorrentía urbana, efluentes. | Estado ecológico, vulnerabilidad y perspectivas futuras.                                                     | DPSIR ( <i>Driver-Pressure-State-Impact-Response</i> , OECD, 1993).                                                                                                                                                                                                                |

[#]: Número de sistemas evaluados; DQO: Demanda química de oxígeno; DBO: Demanda bioquímica de oxígeno;  $\text{Chl-}\alpha$ : Clorofila  $\alpha$ , DO: oxígeno disuelto; T: temperatura; EC: conductividad eléctrica; SST: Sólidos suspendidos totales; NT: nitrógeno total; PT: fósforo total.

Los objetivos de desarrollo sostenible (Programas de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), 2017) asociados con: la reducción del hambre y la pobreza, mejorar el bienestar y la salud humana, el consumo y la producción responsable, acciones por el clima, la vida de los ecosistemas terrestres, el agua, el saneamiento, la paz, la justicia, y en general, la equidad social, ambiental y económica, suponen un reto para el sistema agrícola. Los cambios en las dinámicas de urbanización, migración, globalización, preferencias alimentarias, el clima, la producción de bioenergía, entre otros, pueden afectar a la seguridad alimentaria, generar competencia por el uso de recursos naturales e introducir presiones en la capacidad de producción y en los ecosistemas (International Assessment of Agricultural Knowledge Science & Technology for Development (IAASTD), 2009; Hertwich et al., 2010).

La agricultura como una actividad multifuncional (IAASTD, 2009) produce no solamente alimentos, fibras, agro-combustibles, medicamentos, plantas ornamentales, sino también productos y servicios ambientales, culturales y paisajísticos y, por lo tanto, necesita mejorar su sostenibilidad mientras mantiene su productividad. Algunas estrategias al respecto, incluyen: mejorar la eficiencia en el uso de nutrientes, energía, agua y suelo; diversificar la producción; promover la gestión sostenible de los sistemas agropecuarios (ganadería, bosque, pesca); y, mejorar la comprensión de las dinámicas suelo-planta-agua y de los servicios ambientales que prestan, entre otras (Ramsar et al., 2014).

Los recursos naturales (suelo, agua, cobertura vegetal, clima, servicios ecosistémicos) son fundamentales para la estructura y funcionamiento del sistema agrícola. La agricultura demanda globalmente un importante uso de agua, suelo, y energía, entre otros insumos. Esta demanda puede generar una presión importante en el subsistema ecológico y, en particular, en los humedales, con los cuales comparte recursos como el agua, el suelo y los nutrientes, entre otros. Además, suele prestar servicios de: regulación (saneamiento, tratamiento de agua y residuos, climático, retención de suelos y sedimentos, protección contra tormentas e inundaciones); provisión (alimento, agua, fibra, combustible); soporte (formación del suelo, reciclado de nutrientes); y, culturales (estéticos, espirituales, educativos, recreativos) (Ramsar et al., 2014; Newton et al., 2014).

Algunas prácticas agrícolas, principalmente las denominadas intensivas, emplean en proporción al área de cultivo, más insumos que los de tipo extensivo para aumentar su productividad. Si no se realiza un manejo y gestión adecuados de estos insumos, pueden presentarse efectos adversos en el entorno en el que se desarrolla la actividad agrícola o en los sistemas adyacentes. Así, por ejemplo, en promedio, el 35% de las tierras gravemente degradadas en todo el mundo se vincula con la actividad agrícola (IAASTD, 2009).

El uso de agroquímicos está relacionado con la ecotoxicidad, la eutrofización y la disminución de fuentes de fósforo, además, la pérdida de suelo y biomasa puede contribuir con emisiones de efecto invernadero o dinámicas de desertización (Hertwich et al., 2010). La agricultura (cultivos y ganado) aporta el 13.5% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero, principalmente, en forma de metano (p. ej. en campos

de cultivo de arroz) y óxido nitroso (descomposición de residuos agrícolas, fertilizantes nitrogenados), que representan cerca del 47% y el 58% de las emisiones antropogénicas totales, respectivamente (IAASTD, 2009). Sin embargo, la agricultura puede contribuir con servicios y soluciones ambientalmente aceptables en el contexto regional y a escala local, ejemplo de ello es la captura de carbono en el suelo, la diversificación de hábitats y del paisaje (IAASTD, 2009; Hertwich et al., 2010).

La transformación en las características y estado ecológico de humedales sometidos a presiones naturales y antropogénicas en áreas para el aprovechamiento agrícola del recurso hídrico o la disposición de drenajes, se refleja en:

- Síntomas primarios y secundarios de eutrofización debido al aporte de nutrientes (Bricker et al., 2003), los sedimentos (Tye, Rawlins, Rushton, & Price, 2016) o asociados con las condiciones hidrodinámicas en sistemas altamente regulados (del Barrio, García, García-Alba, Álvarez, & Revilla, 2012).
- Cambio en la disponibilidad o uso del recurso por contaminación (consumo humano, industria, recreación, transporte, agricultura) o debido a la salinización del agua para riego, en función de las características del suelo, la tolerancia específica del cultivo, el sistema de riego, las necesidades de agua de lavado o lixiviación y las condiciones de evaporación y precipitación (McLusky & Elliot, 2007; Corwin, Rhoades, & Šimůnek, 2007; Letey & Feng, 2007; Letey et al., 2011).
- Cambios hidromorfológicos en el cuerpo de agua (batimetría, tiempos de residencia, nivel, distribución de sedimentos y vegetación) y, en consecuencia, en la disponibilidad del recurso hídrico y en su dinámica de operación (Oliveira et al., 2006).
- En las regiones áridas, la construcción de presas ha dado lugar a un aumento en la agricultura de regadío, que ha provocado la desecación de lagos y humedales vulnerables. Las presas son fuente de agua y energía para diferentes sectores (agrícola, industrial, doméstico, etc.), prestan servicios de regulación, culturales, de soporte y provisión, por lo tanto, pueden ser considerados humedales construidos por el hombre. La regulación del flujo en presas y en otros humedales depende o guarda relación con el ciclo productivo agrícola. La liberación de agua para fines ambientales es una opción ampliamente reconocida para reducir tales impactos, sin embargo, esto exige una sincronización con la demanda de agua en los cultivos (Torabi & Kløve, 2017).
- Las presiones naturales (dinámicas cambiantes en los patrones de temperatura, precipitación, evaporación, viento y regímenes de caudal, entre otros) pueden contribuir sinérgicamente con los efectos de la actividad agrícola en los humedales. Estas dinámicas pueden acelerar la adopción de medidas de gestión autónomas e inadecuadas para enfrentar o mitigar el impacto de los efectos de la variabilidad climática. Zanjales de drenaje en ecosistemas de humedales protegidos, presas, azudes, dragado intensivo de ríos naturales en áreas no expuestas a inundaciones, destrucción de instalaciones de represamiento en la recuperación de tierras, son algunas de estas acciones y respuestas de los actores afectados (Grygoruk & Rannow, 2017).

A continuación se describen tres de los principales efectos que se manifiestan en los sistemas de humedales y que guardan relación con las presiones que la actividad agrícola puede ejercer de forma sinérgica junto con las condiciones naturales del sistema (climáticas, hidrológicas, morfológicas, servicios ecosistémicos): la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico.

### **1.2.3 La eutrofización en humedales con presión agrícola**

Las actividades agrícolas intensivas a menudo generan cargas de contaminantes por pesticidas, fertilizantes, sales, metales pesados, patógenos, antibióticos y desinfectantes. Éstos no solo afectan a las características ecológicas de los humedales, tanto interiores como costeros (superficiales y subterráneos), sino que también generan impactos en la salud humana y en la calidad del agua (Figura 1.4). Las opciones de labranza de conservación y agricultura orgánica, pueden reducir la carga de contaminantes que llegan a los humedales. Sin embargo, uno de los efectos que se manifiesta es la eutrofización, problema que se exacerba con la calidad y cantidad del flujo de intercambio con los sistemas adyacentes (del Barrio et al., 2012; Zia, Harris, Merrett, Rivers, & Coles, 2013).

El fenómeno de eutrofización se caracteriza por un enriquecimiento del sistema acuático debido al aporte de nutrientes y materia orgánica, y a factores naturales o antropogénicos que favorecen la productividad primaria, representada en el fitoplancton (p. ej. diatomeas, algas verde-azuladas, algas bentónicas) y, con ello, al desarrollo de las redes tróficas asociadas (p. ej. zooplancton, fauna íctica, macrófitas flotantes y sumergidas). En una fase inicial, la eutrofización se manifiesta con disminución en la disponibilidad de la luz, incremento en la oxidación de material orgánico y cambios en la dominancia algal, que, posteriormente, pueden reflejarse en la pérdida o disminución de vegetación acuática sumergida, del oxígeno disuelto y la proliferación de algas, algunas de ellas tóxicas (Ferreira, Bricker, & Simas, 2007; Kitsiou & Karydis, 2011).

La eutrofización es un ejemplo de la cadena de relaciones entre agentes causales (urbanización, agricultura, industria), las presiones resultantes (p. ej. aportes de materia orgánica, nutrientes) y los cambios en el estado ecológico que pueden derivar en impactos al sistema. El deterioro en el estado del humedal (físico, químico, biológico, morfológico, etc.) puede afectar al bienestar humano o el desarrollo de sus actividades motivando respuestas de los diferentes actores involucrados en su gestión (Newton et al., 2014).

Las causas, efectos y procesos relacionados con la eutrofización son complejos. Los factores -abióticos (p. ej. luz, temperatura), físicos (p. ej. geomorfología), químicos y biológicos, entre otros, que inciden en el fenómeno y contribuyen con la dinámica interna de los sistemas- han sido ampliamente estudiados. Además, se han establecido factores externos que constituyen las principales presiones, así como, metodologías de evaluación, clasificación, indicadores ecológicos y métodos de análisis. Sin embargo,

dichos avances no son de fácil incorporación en la legislación y en las estrategias de gestión (Kitsiou & Karydis, 2011).



Figura 1.4. Eutrofización en sistemas de humedales, causas y síntomas.

Las variables de calidad que han sido principalmente estudiadas para caracterizar los procesos de potencial eutrofia en sistemas costeros y continentales, en agua y en sedimento, corresponden a: fosfatos, fósforo soluble (particulado y total); nitrógeno total, nitratos, amonio; demanda bioquímica de oxígeno, carbono orgánico total; clorofila  $\alpha$ , oxígeno disuelto, transparencia (disco de Secchi) y micronutrientes (Si, Fe, Mn, Zn, Cd, entre otros (Tabla 1.1). Estas variables pueden relacionarse con factores biológicos, con el origen y tipo de fuentes de contaminación (puntuales o distribuidas) y con la actividad predominante o histórica en el área aportante, entre ellas la agricultura (Dupas et al., 2015; Baker, 1993; Billen & Garnier, 2007; Ferreira et al., 2007; Sueishi, Morioka, & Fernández, 1988; Welch, 1988; Lee, 1973; Guo, Huo, & Ding, 2015). Sin embargo, por su complejidad, los factores químicos, físicos, biológicos e hidrodinámicos deben ser considerados integralmente para la evaluación del riesgo de eutrofización.

La relación del caudal que ingresa a un volumen de agua receptor puede ser una medida de la renovación o una estimación de la presión de la cuenca. De acuerdo con Vollenweider (1992), la combinación de variables hidrológicas con las estimaciones de carga proporciona una evaluación de la sensibilidad del sistema a la eutrofización. Esta aproximación es más apropiada para sistemas profundos dominados por comunidades de fitoplancton (Newton et al., 2014).

La evaluación de indicadores físico-químicos y biológicos en sistemas hídricos costeros y continentales afectados con fuentes de contaminación puntual o distribuida, constituye una herramienta de estudio del fenómeno de eutrofización. Sin embargo, debido a su

relación con el uso del suelo, la climatología e hidrología del sistema, los tiempos de residencia, entre otros factores, se hace necesario incorporar modelos y metodologías que permitan el análisis del fenómeno en conjunto (Dupas et al., 2015; Billen & Garnier, 2007; Giordani, Zaldívar, & Viaroli, 2009; Ponader, Charles, & Belton, 2007), más aún bajo condiciones de información escasa o dispersa y con fines de gestión.

Para vincular las condiciones de calidad con procesos de eutrofización, se han empleado diversos indicadores, metodologías o herramientas, tanto para sistemas costeros como continentales, algunos de ellos son: el ICEP (Indicador de eutrofización potencial costera), ASSETS (Evaluación del estado trófico estuarino), IFEP (indicador de eutrofización potencial para agua dulce), ICZM (Gestión integrada de zonas costeras) (Billen & Garnier, 2007; Ferreira et al., 2007; Dupas et al., 2015; Kitsiou & Karydis, 2011). Dichas metodologías involucran el uso de variables de calidad física, química, biológica, así como, diversas herramientas y modelos estadísticos de análisis multivariado (p. ej. componentes principales, conglomerados jerárquicos, análisis discriminante) y métodos de análisis espacial, entre otros. A partir de estas metodologías se evalúan las relaciones con factores hidrodinámicos, hidromorfológicos, atributos de la cuenca y uso del suelo.

Se ha demostrado en la literatura científica que, los procesos biológicos y físico-químicos que tipifican la eutrofización están relacionados con la hidrodinámica del sistema (régimen de marea, flujos de retorno, profundidad del agua, entre otros) y su renovación. En este sentido, se parte de la hipótesis general, de que los humedales con tiempos más cortos de renovación exhiben una mejor calidad del agua que aquellos con tiempos más largos (Albderhman, 2007). Una amplia gama de fenómenos asociados con la calidad del agua han sido explicados mediante escalas temporales de transporte (TTS), tales como, los tiempos de residencia, renovación, drenado, exposición, tránsito, recuperación, entre otros (Monsen, Cloern, & Lucas, 2000; Bolin & Rodhe, 1973; Zimmerman, 1976; Takeoka, 1984; Gómez, Juanes, Ondiviela, & Revilla, 2014).

La evaluación de la eutrofización es compleja y, por lo tanto, la formulación de estrategias de gestión debe considerar variables y relaciones no siempre lineales (Newton et al., 2014), multifactoriales, de naturaleza socio-ecológica y, en consecuencia, particulares para cada sistema. Algunas de las estrategias, políticas y directivas frente a la gestión de la eutrofización se han orientado a: i) identificar y reducir las fuentes de materia orgánica, nutrientes, detergentes, entre otros elementos asociados con los procesos de enriquecimiento del sistema; ii) identificar y priorizar acciones en áreas vulnerables o protegidas; iii) desarrollar programas de evaluación para establecer los límites normativos o ampliar el conocimiento de los sistemas para mejorar su gestión y proteger la diversidad y sostenibilidad económica; iv) construir sistemas de tratamientos de vertidos de fuentes puntuales; v) construir o restaurar humedales sometidos a fuentes de contaminación difusa, tales como zonas agrícolas; vi) eco-innovar, por ejemplo, mediante el uso de bivalvos en acuicultura (Newton et al., 2014; Rodrigo et al., 2013). Sin embargo, la susceptibilidad a eutrofización depende también de los procesos de sedimentación, reciclado de nutrientes, bioacumulación y las transformaciones que ocurren en la interfase agua-sedimento (Kong et al., 2015), que se suman a las presiones hidrodinámicas (Dupas et al., 2015), climatológicas, de conectividad hidrológica, altos tiempos de retención, bajo flujo de salida, entre otras.

Parámetros morfométricos, variables hidrológicas, características del sedimento y elementos biológicos han sido aplicados y validados en ecosistemas acuáticos profundos para el estudio de la eutrofización. No obstante, en los sistemas someros se requiere mayor investigación para una mejor cuantificación de las relaciones entre indicadores de vegetación y calidad del agua (Newton et al., 2014).

Por lo descrito anteriormente, es necesario establecer herramientas e indicadores que faciliten la evaluación de los procesos, presiones y dinámicas que explican la eutrofización en humedales y permitan el seguimiento y la formulación de estrategias de gestión desde la singularidad de cada sistema socio-ecológico.

### **1.2.4 La salinización en humedales con presión agrícola**

La salinización es un proceso que ocurre en humedales costeros y continentales en función de la dinámica climática (precipitación, evaporación, viento) y del intercambio con el medio (océano, cuenca, aguas residuales). La salinización está vinculada con el origen y las tasas de aporte geogénico (erosión-disolución del suelo, rocas) y con factores asociados al uso del territorio, su topografía, vegetación, geología, entre otros (Cañedo-Argüelles et al., 2013; Newton et al., 2014; Sumner & Belaine, 2005).

Las mayores fuentes de aguas salinas incluyen (Liang et al., 2017): i) el drenaje agrícola (carbonatos, sulfatos, cloruros, nitratos, boratos, fertilizantes, pesticidas, humus, etc.) en regiones con suelos que exhiben problemas de salinización; ii) la acuicultura en zonas costeras (sólidos suspendidos totales, nitrógeno, fósforo, sales y compuestos orgánicos); iii) efluentes de algunos sectores y equipos industriales (procesamiento de alimentos, textil, producción de papel, minería, petroquímica, etc.) que contienen cloruros, sodio, sulfatos, amonio, nitrógeno, sólidos disueltos, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales, metales (cromo, mercurio, manganeso, plomo, vanadio, etc.), entre otros (Figura 1.5).

La actividad agrícola es una de las más amenazadas por la salinización, pero también forma parte del origen del problema en sistemas adyacentes, como en el caso de los humedales. Los efluentes salinos amenazan directa o indirectamente los ecosistemas acuáticos (Liang et al., 2017) y al sistema agrícola: i) pueden afectar a organismos acuáticos (microorganismos, vertebrados, invertebrados y plantas); ii) interfieren con la presión iónica interna a escala celular; iii) inhiben la germinación de las plantas y disminuyen su supervivencia, crecimiento y producción; iv) contribuyen con la disminución o sustitución de especies halo-sensibles por especies halofílicas; v) potencializan la salinización secundaria por el efecto sinérgico con la evaporación; vi) afectan la cadena trófica por baja biodegradación o bioacumulación de sales; y, vii) contribuyen a la eutrofización y ecotoxicidad.

Cerca del 20% de las tierras agrícolas a escala mundial presentan amenaza por salinización (Liang et al., 2017), lo cual puede derivar en problemas de degradación del suelo y desertización. La desertización es una forma de degradación del suelo mediante

la cual la tierra fértil tiende a convertirse en zonas áridas. La degradación del suelo es causada por múltiples tensiones (World Health Organization (WHO), 2017): condiciones climáticas extremas (p. ej. sequía, viento), actividades humanas (agricultura, ganadería, urbanización, deforestación), intrusión salina, entre otras, que contaminan o degradan el suelo y afectan la producción de alimento y otros bienes y servicios ecosistémicos.



Figura 1.5. Salinización en sistemas de humedales, causas y consecuencias.

Las sales contienen micronutrientes y elementos esenciales para el crecimiento de los cultivos. Éstas estimulan el desarrollo de la planta o mejoran su calidad en cuanto a sabor y apariencia. Sin embargo, en exceso: i) afectan al rendimiento en la productividad agrícola (Ungar, 1996; Grattan & Maas, 1988; Maas & Poss, 1989) debido a su acumulación en el suelo, la zona radicular y foliar; ii) condicionan el tipo de cultivo a implantar, debido a la tolerancia específica de la planta (genotipo) a las concentraciones de sales, lo cual incide en la regulación y el transporte de iones y en la presión osmótica en el sistema foliar; y, iii) pueden generar efectos tóxicos por acumulación en los tejidos de la planta. Así mismo, la escasez de agua y la salinidad en el suelo pueden reducir la absorción del agua y limitar la evapotranspiración del cultivo (White & Broadley, 2001; Guohua, 1999; Tarchitzky, 2005; Grattan & Maas, 1988b; Allen et al., 2006).

En general, la aplicación de nitrógeno, fósforo y potasio, compensa el descenso en el rendimiento de la producción y promueve el crecimiento de la planta, con un efecto positivo en la tolerancia a la salinidad y frente al riesgo asociado al uso del recurso para riego (Awad, Al-Tapir, & Al-Nabulsi, 1996; Xu, Magen, Tarchitzky, & Kafkafi, 2000). No obstante, algunos cultivos presentan acumulación de sales en sus tejidos, por el efecto combinado del fósforo inorgánico y el ión cloruro (Grattan & Maas, 1988).

La tolerancia a la salinización de los cultivos se presenta generalmente en función de la conductividad eléctrica en el extracto de suelo saturado. La conductividad se relaciona con iones ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{CO}_3^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , entre otros), siendo el límite de toxicidad expresada como conductividad, similar al equivalente por cloruros (White & Broadley, 2001; Corwin et al., 2007; Cañedo-Argüelles et al., 2013). La conductividad refleja la presencia de iones en solución, guarda relación con variables como la temperatura y es indicadora de la actividad iónica en el agua y en el suelo. La calidad del agua en el sustrato saturado de suelo empleado en la actividad agrícola, puede ser expresada en función de la calidad del agua de riego (Bouwer & Idelovitch, 1987; Miller, Bradford, & Peters, 1988; Corwin et al., 2007; Association for the Physical Sciences of the Sea, 2010).

Los cloruros constituyen cofactores de importancia en procesos como la nitrificación (disminución) y la fotosíntesis (la estimula en bajas concentraciones). La forma en la cual el nitrógeno es asimilado por la planta (nitratos, amonio) a través del agua de riego, aumenta su sensibilidad frente a la salinidad. El incremento en la concentración de nitratos, sumado a una dosificación adecuada, favorece la disminución de los síntomas de salinización por cloruros (Xu et al., 2000).

Cuando la tasa de aplicación de amonio es mayor a la de nitratos, usualmente se presentan altas concentraciones de cloruros y fósforo en los brotes y en las raíces de las plantas. La asimilación del fósforo es favorecida por bajas concentraciones de cloruros y es función del pH en la zona radicular. Valores altos de pH pueden disminuir la tasa de asimilación del fósforo en función de las formas iónicas predominantes y su relación con otros metales como el hierro (Xu et al., 2000). Dinámicas similares se presentan en sistemas de humedales, el fósforo reactivo se encuentra en concentraciones altas, en periodos del año con bajas concentraciones de nitratos (por desnitrificación) y altas de hierro (en forma reducida). Las condiciones anóxicas se atribuyen a bajos niveles de precipitación y velocidad del agua (Dupas et al., 2015).

La toxicidad por acumulación de cloruros es difícil de evaluar, considerando que comparte síntomas similares con la deshidratación de la planta (déficit de agua) y se relaciona con las dinámicas de los nutrientes en el agua y en el suelo del cultivo. La distribución de la salinidad en canales y campos utilizados para la agricultura, fluctúa en respuesta a la diferencia entre la evaporación y la precipitación, la variabilidad climática, modificaciones hidrológicas, el dragado para cambiar el ancho del canal o la profundidad, la sedimentación, la carga antropogénica, entre otros factores asociados con el flujo de agua y con las características del suelo (Kitamura, Yano, Honna, Yamamoto, & Inosako, 2006; Bouman & Tuong, 2001; Tarchitzky, 2005).

Existen algunas estrategias que pueden reducir el impacto de la acumulación de sales en los cultivos: i) aumento de la fracción de lixiviación o lavado radicular en cultivos poco tolerantes a la salinidad; ii) aumento en la eficiencia de irrigación con agua que presenta alta concentración de sales y, en consecuencia, baja cantidad de agua de lixiviación<sup>2</sup>

---

<sup>2</sup> Esta estrategia ofrece ventajas asociadas con la menor demanda de agua para riego y su transporte o bombeo; la cantidad de fertilizante lixiviado desde la zona radicular es menor (menor efecto en sistemas adyacentes superficiales y subterráneos); el rendimiento del cultivo puede ser mejorado; mayor cantidad de sales pueden almacenarse o precipitar

(Bouwer & Idelovitch, 1987); iii) fuentes alternativas de agua para la agricultura (p. ej. aguas residuales tratadas); iv) uso de tecnologías de irrigación de bajo consumo y fertiriego (p. ej. riego por goteo, microaspersión); v) sincronización de la oferta hídrica natural con sistemas de almacenamiento para ampliar los flujos y periodos de riego (reservorios, lagunas); vi) recuperación de suelos mediante el uso de materia orgánica y biosólidos de sistemas de tratamiento de agua residuales (uso de humedales para el tratamiento y manejo de estos lodos); o vii) combinación de estas estrategias para promover el uso eficiente del agua y la optimización del ciclo hidrológico local (MASHAV, CINADCO, 2005).

Por lo descrito anteriormente, es necesario establecer herramientas e indicadores que vinculen factores hidrológicos, climáticos, la naturaleza geogénica del recurso y su uso, con presiones asociadas a la dinámica de nutrientes y la oferta de agua en el sistema. Al igual que en el estudio de los procesos de eutrofización, estas herramientas deben facilitar la evaluación de los procesos que explican las dinámicas de los iones y sales disueltas en los componentes del humedal, así como, el seguimiento y la formulación de estrategias de gestión desde las singularidades de cada sistema socio-ecológico y, en particular, que brinden respuestas a las necesidades y retos que afronta el sector agrícola.

### **1.2.5 El déficit de agua en humedales con presión agrícola**

La agricultura es una actividad humana vital, que demanda volúmenes considerables de agua, los cuales en función de su gestión pueden comprometer la disponibilidad del recurso para riego o para el desarrollo de otras actividades en el sistema o en su entorno. El 11% de la superficie terrestre es utilizada para la producción de cultivos. En los últimos 50 años la producción se ha triplicado con un incremento del 12% en la superficie de siembra (Ramsar et al., 2014).

Algunos de los efectos relacionados con la presión agrícola (Figura 1.6), de forma sinérgica con factores naturales (Figura 1.7), se evidencian en la reducción del volumen, la desecación de ríos y humedales o en el cambio de su salinidad, pudiendo condicionar el paso del flujo hacia los sistemas adyacentes, entre ellos, los de origen subterráneo y, en consecuencia, al nivel freático o al flujo base (mínimo ambiental) de los humedales. La reducción de los caudales se puede atribuir a la demanda de recurso que se extrae de las fuentes superficiales o subterráneas, a la construcción de presas, diques o estructuras hidráulicas de regulación. El drenaje de humedales puede comprometer sus servicios de regulación, incrementando la vulnerabilidad a tormentas, inundaciones y promover procesos de eutrofización (Dudgeon et al., 2005; Finlayson & D'Cruz, 2005; Verhoeven, Arheimer, Yin, & Hefting, 2006).

---

(carbonato de calcio y yeso) en la zona vadosa o de aireación del acuífero; menor cantidad de sales se moviliza desde suelos minerales o formaciones profundas; reducción de las sales totales en el agua subterránea subyacente retardando los efectos en el acuífero y con mayores tiempos para la degradación de pesticidas y otros componentes orgánicos; en suelos pobremente drenados se reduce el ascenso en el nivel freático (Bouwer & Idelovitch, 1987).

---



Figura 1.6. Déficit hídrico en sistemas de humedales, factores antropogénicos y consecuencias.

El déficit hídrico a escala de sistema puede ser limitante e impredecible. La disminución en la precipitación o cambios en el patrón de la distribución estacional, el aumento de la temperatura, de la evaporación, la luminosidad y en la evapotranspiración, son algunos elementos que participan en el estrés hídrico de las plantas (Valladares et al., 2004) y por extensión, en el de los humedales y de los cultivos. En humedales subtropicales, Sumner & Belaine (2005) encontraron que la variabilidad en el balance de la evaporación y la precipitación induce cambios y explica cerca del 61% de la variabilidad en la salinidad mensual del sistema.

En regiones en donde la oferta natural media anual por precipitación es menor que la evaporación, existen algunas estrategias que pueden reducir el impacto del déficit hídrico en los humedales y en los cultivos: i) fuentes alternativas de agua para la agricultura (p. ej. subterránea, aguas residuales tratadas); ii) desarrollo de tecnologías de irrigación de bajo consumo (p. ej. riego por goteo, microaspersión); iii) sincronización de la oferta hídrica natural con sistemas de almacenamiento para ampliar los periodos de riego (reservorios, lagunas); o, iv) combinación de estas estrategias para promover el uso eficiente del agua y la optimización del ciclo hidrológico local (MASHAV, CINADCO, 2005).

Comprender la dinámica y la respuesta de la vegetación ante diferentes condiciones hídricas, permite identificar elementos de gestión integral del recurso hídrico en sistemas de humedales sometidos a presiones agrícolas. En suelos secos el agua tiene una energía potencial baja, siendo retenida por fuerzas capilares en el sustrato. En ausencia de una fuente de agua, la humedad en la zona radicular se reduce hasta alcanzar un punto (de marchitez) en el que el agua no puede ser extraída por la vegetación (Allen et al., 2006).



Figura 1.7. Déficit hídrico en sistemas de humedales, condiciones climáticas y consecuencias.

En condiciones de déficit hídrico ocurren efectos secundarios en la demanda, intensidad y en el módulo de riego que son más notorios durante la etapa de máximo crecimiento del cultivo (Peng, Gao, Yang, Yang, & Zhang, 2015). Esto se suma a la disminución de las tasas de respiración y fotosíntesis de las plantas (funciones de intercambio de gases) siendo más sensible esta última función. Así mismo, bajo diferentes condiciones de estrés hídrico puede observarse un efecto en el rendimiento y en la productividad (Mateos & Araus, 2016). La sequía disminuye la capacidad para secuestrar carbono atmosférico y la eficiencia en el uso del agua a nivel de ecosistema (Valladares et al., 2004). Por otra parte, el déficit de agua favorece la acumulación de carbohidratos (sacarosa, hexosa) y afecta la actividad enzimática, con potenciales efectos de disminución en la fertilización y en las semillas (Loka & Oosterhuis, 2014).

Las plantas pueden amortiguar o responder a la disponibilidad de agua: variando la superficie foliar por la que transpira; controlando la pérdida de agua en sus estomas; modificando la conductividad hidráulica en las distintas partes de la planta; o, adaptando el sistema radicular para captar mejor el agua del sustrato (Valladares et al., 2004). En este último caso, el tipo de flujo que predomine en el humedal y la frecuencia de reducción en la disponibilidad de agua pueden constituir un factor limitante. El sustrato de soporte, la densidad y la distribución espacio-temporal de la vegetación ejercen un efecto en la velocidad del flujo, en la morfodinámica del sistema, en el control de inundaciones, y en el transporte de sedimentos (Mattocks & Forbes, 2008; Västilä, 2015; Marjoribanks, Hardy, Lane, & Tancock, 2016; Verschoren et al., 2016; Chow, 1959), por lo que, el déficit hídrico puede afectar estas dinámicas en los humedales.

Por lo descrito anteriormente, es necesario establecer herramientas e indicadores que vinculen factores hidrológicos, climáticos, la ocupación de área y el volumen de almacenamiento, con presiones asociadas a la dinámica de oferta, uso y calidad del agua (sales y nutrientes) para abordar integralmente los efectos en los sistemas de humedales. Al igual que en el estudio de los procesos de eutrofización y salinización, estas herramientas deben facilitar la evaluación de los procesos que explican la dinámica del flujo y la disponibilidad de agua en el humedal, así como, el seguimiento y la formulación de estrategias de gestión desde las singularidades y servicios ambientales de cada sistema socio-ecológico y, en particular, que brinden respuestas a las necesidades y retos que afronta el sector agrícola.

### **1.2.6 El uso de modelos numéricos en la evaluación de humedales**

Una vez definido el modelo conceptual y metodológico bajo el cual se representa y analiza el sistema, el gestor se enfrenta al reto de representar la realidad y formular escenarios de gestión. La complejidad de los procesos e interacciones que ocurren en los humedales como sistemas socio-ecológicos, sugiere el uso de modelos numéricos y herramientas computacionales que faciliten la representación del sistema y la simulación de escenarios con fines de gestión. Los modelos numéricos constituyen herramientas para representar la realidad y deben permitir la evaluación e integración de los indicadores o variables de respuesta bajo las cuales se orienta la gestión. En este apartado se refieren algunos ejemplos de aplicación de modelos numéricos empleados en sistemas sometidos a presiones agrícolas, con el fin de visualizar su alcance y enfoque.

De forma generalizada, los modelos hidrodinámicos son fundamentales para el acople con modelos ecológicos, por lo tanto, deben describir con precisión el comportamiento del sistema (del Barrio et al., 2012). Con fines de gestión, la reducción en las cargas que ingresan al sistema, puede no ser suficiente para la restauración de los humedales, siendo necesario explorar alternativas relacionadas con la hidrodinámica y con factores complementarios que inciden en los procesos que ocurren en ellos. Algunos modelos utilizados en humedales incorporan las cargas internas (Lindim, Becker, Grüneberg, & Fischer, 2015), las prácticas agrícolas (Rocha, Roebeling, & Rial-Rivas, 2015), las dinámicas geológicas y de sedimentación (García & Muñoz-Vera, 2015), el efecto de la mineralización, de la resuspensión de sedimentos y de las variables climáticas (Mandal, Goswami, Mukhopadhyay, & Ray, 2015), entre otros.

Cabe destacarse que, los procesos que ocurren en los humedales, dada su complejidad, pueden asociarse con su estado ecológico. De acuerdo con la Directiva 2000/60/CE de la Unión Europea (Directiva Marco del Agua, DMA), la calidad biológica para las categorías de ríos y lagos, puede ser expresada en función de la composición, abundancia, y biomasa o estructura de la flora acuática, fauna bentónica de los invertebrados, edades de la fauna íctica y del fitoplancton, junto con indicadores físicos, químicos e hidromorfológicos. El estado ecológico de humedales incluye como variables de respuesta, variables de calidad e indicadores hidrodinámicos descritos en la DMA que han sido modelizados mediante herramientas numéricas (Martín et al., 2013; Pascual-Aguilar, Andreu, & Picó, 2013; Dupas et al., 2015; Gallegos, Werdell, & McClain, 2011).

---

Por todo ello, los modelos numéricos constituyen un importante marco de referencia para la integración y síntesis de información en humedales. En general, los modelos numéricos varían en la sofisticación desde cero dimensiones (modelo de cajas) hasta los más complejos multidimensionales. La mayoría de los modelos de cajas no incluyen el efecto de la geometría, la batimetría y la rugosidad del fondo en la mezcla y la circulación, pero presentan ventajas frente a los bidimensionales o tridimensionales que, aunque generan resultados de alta calidad, demandan grandes esfuerzos y recursos computacionales para su calibración, validación y gestión de los resultados (Abdelrhman, 2005). En función del objetivo y el alcance del estudio, la selección del tipo de modelo es fundamental para encontrar un balance adecuado entre la representación del sistema, la inclusión de las variables de estado y de repuesta y la complejidad de los procesos que se representan.

El uso de modelos simplificados permite la representación y comprensión de la dinámica del flujo y su balance. En humedales sometidos a presiones agrícolas, Bachand et al., (2014) emplearon trazadores naturales (conductividad eléctrica) para evaluar la evaporación y la transpiración en función del cambio en el almacenamiento y las concentraciones del trazador mediante el uso de modelos hidráulicos ideales de mezcla completa y flujo pistón. La modelación de algunas dinámicas complejas o con información escasa, tales como, las de metales pesados y de algunos compuestos orgánicos requiere avances para una representación satisfactoria a escala ecosistémica (Newton et al., 2014). Al respecto, el estudio de Bachand et al., (2014), deriva en un modelo de flujo de metales en la zona radicular de sistemas de humedal y evalúa la dominancia de los procesos de transporte en función de la evapotranspiración; esta relación es similar al número de Peclet que identifica la dominancia de los flujos advectivos o difusivos en el transporte de aguas superficiales y subterráneas (Bachand et al., 2014), lo cual pone de manifiesto la importancia de los fenómenos de transporte, las variables climatológicas y la hidrodinámica de los sistemas, para la comprensión de los ciclos biogeoquímicos que ocurren en el sustrato del humedal.

Uno de los efectos que más ampliamente se analiza en sistemas socio-ecológicos sometidos a presiones agrícolas es la eutrofización (Tabla 1.1), comparado con otros efectos en sistemas hídricos (salinización, déficit hídrico). Para su estudio, se han incluido indicadores de presión, estado, respuesta y sostenibilidad, relacionados con cargas externas y concentraciones críticas de nutrientes, parámetros de calidad del agua, geoquímica de sedimentos, entre otros. Los factores hidromorfológicos, biológicos y físico-químicos, también han sido evaluados y representan las interacciones entre los componentes del sistema acuático, las dinámicas de transporte y los procesos de transformación en su interior, además de su relación con las actividades humanas del área de influencia del sistema (OECD, 1993; Kondratyev et al., 2002; Bricker et al., 2003; Ferreira et al., 2005; McQuatters-Gollop et al., 2009; EPA, 2008; Gharibreza et al., 2013; Dupas et al., 2015). Lo anterior, evidencia la complejidad de este fenómeno y su relación con factores socio-ecológicos, hidromorfológicos y ecosistémicos.

En general, los modelos que se han empleado para estudiar la eutrofización presentan tres fases de desarrollo conceptual (Kitsiou & Karydis, 2011). Según Cloern (2001), la primera aproximación incluye la carga de nutrientes y los cambios (impactos directos) asociados con el crecimiento del fitoplancton y la acumulación de biomasa, seguido del

incremento en la sedimentación de material orgánico, la descomposición de microorganismos y la disminución del oxígeno disuelto. La segunda fase involucra impactos indirectos en la biomasa de las comunidades de algas (macroalgas y microfitobentos) y de la composición del fitoplancton, que se manifiestan en la disminución de la transparencia del agua, la distribución y abundancia de plantas (p. ej. vasculares), mortandad de peces e invertebrados y cambios en la biogeoquímica de los sedimentos y en el bentos, dado que las formas orgánicas (C, N, P) producidas por el fitoplancton son mineralizadas por el bentos en forma aerobia o anaerobia (Cloern, 2001). La tercera fase aborda desde una perspectiva de gestión, los conceptos de presiones múltiples, respuestas e impactos del sistema y herramientas (acciones) para la rehabilitación y restauración. Los atributos del sistema, en este modelo, actúan como filtro para modular la respuesta a las múltiples presiones (p. ej. carga de nutrientes, el clima, la operación hidrológica, tóxicos, dinámicas de acuicultura, etc.). En este caso, se parte de la condición en que la respuesta del medio ante las presiones puede comprometer la sostenibilidad del sistema (p. ej. los costos de la eutrofización desde una perspectiva social, económica y de salud humana) a menos que se desarrollen herramientas y estrategias de gestión que consideren la eutrofización como un efecto reversible (Cloern, 2001).

Los modelos que se desarrollan, en cualquiera de estos tres enfoques conceptuales son muy complejos y requieren de mucha información, por ello, algunos autores abordan el estudio de la eutrofización mediante indicadores hidrodinámicos. Históricamente algunos estudios han incluido modelos que emplean variables de calidad y analizan su relación con indicadores hidrodinámicos, tales como, el prisma de marea, el tiempo de renovación o descriptores de aportes antropogénicos (Strain & Yeats, 1999). Sin embargo, estos indicadores, han presentado algunas limitaciones en cuanto a la representación de todos los procesos que afectan la dinámica de eutrofización (Monsen et al., 2002), probablemente asociadas a la mayor incidencia en esos sistemas de los procesos naturales (Strain & Yeats, 1999).

En los últimos años, el uso de modelos numéricos, modelos de cajas, bidimensionales, tridimensionales, ha incluido la simulación de experimentos hipotéticos con trazadores conservativos que permiten la estimación de las escalas temporales de transporte, y la evaluación de diferentes procesos asociados con la hidrodinámica de los sistemas o con su impacto en: la calidad del agua, las comunidades biológicas, la ocurrencia de floraciones de algas nocivas, la concentración de fósforo y la biomasa de algas en el ecosistema acuático, entre otros (Orfila et al., 2005; Torreton et al., 2007; Cucco & Umgiesser, 2006; Ferreira, Wolff, Simas, & Bricker, 2005; Monsen et al., 2002; Miller & McPherson, 1991; Mudge, Icely, & Newton, 2008; Albderhman, 2007). En cuanto a la modelización de iones en solución (conductividad, salinidad), de forma generalizada se suelen considerar como sustancias conservativas. Sin embargo, en sistemas en donde existe el aporte de vertidos salinos se ha identificado la potencialidad de los humedales para la remoción de metales, iones, y, en general, para el tratamiento de efluentes de diversos orígenes (Liang et al., 2017; Machado et al., 2017). Esto se explica desde las funciones, dinámicas y procesos que en ellos ocurren y que se vinculan con sus servicios ecosistémicos de regulación y soporte (Zhai, Piwpuan, Arias, Headly, & Brix, 2013; Matamoros, Nguyen, Arias, Salvadó, & Brix, 2012) o asociadas con la naturaleza y origen geológico del recurso (Quintero-Jaramillo, Murillo-Arango, & Cerón, 2016). Por otra parte, la evaluación del déficit hídrico se ha analizado generalmente desde el enfoque conceptual y metodológico que ofrecen los modelos hidrológicos,

hidrogeológicos y climáticos, con algunas consideraciones desde el enfoque de gestión, que vinculan el déficit hídrico con las dinámicas socio-económicas en humedales, por ejemplo, con el sector agrícola (Xue et al., 2017) o desde los servicios de regulación que se presentan en humedales continentales y costeros (Smolders, Plancke, Ides, Meire, & Temmerman, 2015).

Frente al uso de modelos numéricos, los estudios a escala piloto permiten una aproximación a las condiciones que ocurren en los humedales a escala real, ofreciendo información valiosa para la evaluación de los fenómenos y procesos, tales como, las relacionadas con la dinámica de los iones en solución, metales, materia orgánica, evapotranspiración, así como, de las dinámicas sociales y de participación comunitaria que alrededor de ellos se suscita (Liang et al., 2017; Machado et al., 2017; Martín et al., 2013; Zaldívar-Jiménez et al., 2017). Sin embargo, el control de todos los factores que inciden en el humedal en este tipo de estudios, es difícil de alcanzar (plantas, microorganismos, sustratos, calidad del agua, temperatura, humedad, pH, climáticos, operativos, entre otros). Además, requieren seguimiento permanente y de mediano o largo plazo, para alcanzar resultados que puedan ser empleados con fines de diseño de alternativas de gestión (Forero & Usaquén, 1999; Lara, Díaz, Forero, & Usaquén, 2002; Usaquén & Correal, 2012). Lo anteriormente descrito sugiere la necesidad de identificar herramientas numéricas y de modelización, que faciliten la incorporación de los factores con potencialidad de afectar las dinámicas complejas de los sistemas de humedal y su posterior evaluación en condiciones controladas.

### **1.2.7 La gestión ambiental de humedales con presión agrícola**

La evaluación de la gestión ambiental de los humedales sometidos a presiones agrícolas constituye el punto de partida para promover su sostenibilidad. Tres estrategias principales se han utilizado para conocer el estado de dichos sistemas en relación con procesos de eutrofización, salinización y disponibilidad de recurso hídrico, las cuales se orientan a establecer medidas para mejorar su gestión y sostenibilidad: i) los programas de vigilancia ambiental; ii) las redes de medición *in situ*; y, iii) metodologías multiparámetros. Estas estrategias pueden ser consideradas como herramientas para la caracterización e identificación de fuentes puntuales y difusas de contaminación, constituyendo mecanismos de alerta temprana de los problemas ambientales que representan sus indicadores (EPA, 2008; Cvetkovic & Chow-Fraser, 2011).

En general, los indicadores asociados con dichas estrategias, proporcionan información útil para: i) establecer el estado ecológico (Comisión Europea, 2000; White, 1983); ii) evaluar el origen de las presiones que afectan al sistema (Baker, 1993); o, iii) evaluar cambios en la calidad del agua (Packett, Coughall, Rohde, & Noble, 2009; Dupas et al., 2015;). Sin embargo, requieren un control permanente y extenso, que demanda alta inversión tecnológica, de recursos humanos y económicos, para consolidar registros históricos, así como el diseño y establecimiento de las medidas de control, debido a los tiempos de respuesta y complejidad asociada a los programas de vigilancia ambiental o redes de medición, su seguimiento y análisis. A su vez, los indicadores afrontan el reto de ser técnicos, ecológicos, sociales, económicos y cercanos a las necesidades locales y los problemas regionales, como el cambio del clima (Zaldívar-Jiménez et al., 2017).

En algunos casos, la toma de decisiones puede estar subordinada a mejorar el conocimiento del sistema, a la definición de límites o valores de referencia, a reducir la incertidumbre en las variables de partida o a disponer de indicadores que, de manera simplificada, integren o representen variables de estado clave y efectos en el sistema. En cuanto a las condiciones de referencia para evaluar el estado o potencial ecológico, existe una gran diversidad de propuestas, que establecen dichos términos en función de la tipología del sistema (río, lago, embalse, aguas de transición, zonas costeras, profundidad, geomorfología, entre otros) y de las condiciones naturales locales o de sistemas similares (Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), 1982; Dodds, Jones, & Welch, 1998; Lamon, Malve, & Pietiläinen, 2008; White, 1983; Rast & Lee, 1978; Comisión Europea, 2000). Esto pone de manifiesto la necesidad de conocer los límites naturales de cada sistema, más aún, cuando constituyen humedales sometidos a presiones o regulación antropogénica.

La evaluación a través de indicadores afronta el reto de desarrollar metodologías que integren bajo la dinámica actual de gestión, los aspectos legales, sustentados en herramientas científicas y estadísticamente válidas, con alternativas socialmente viables y que promuevan la sostenibilidad de los sistemas. Existe la necesidad de encontrar puentes entre los productos científicos complejos, las particularidades de cada caso de estudio y las necesidades de las entidades involucradas en la gestión (Yli-Viikari et al., 2007; Grygoruk & Rannow, 2017). Esto incluye reconocer la conexión entre subsistemas a través de las presiones que ejercen entre sí y sus consecuencias en el estado del recurso compartido (Dolbeth et al., 2016).

Cuando se orienta la gestión al enfoque de modelización, que combina, por ejemplo, la simulación de la biogeoquímica de los ecosistemas con la de las principales actividades que afectan a la gestión (Nobre et al., 2010; Thieu, Billen, & Garnier, 2009), se requiere encontrar metodologías que se adapten a la complejidad de los componentes (biogeoquímicos, hidrodinámicos, ecológicos y socio-económicos) para predecir los efectos sobre el sistema evaluado y su regulación. De manera sinérgica, los indicadores, las herramientas de modelización y las metodologías de gestión deben permitir abordar problemas complejos en sistemas locales o regionales.

Como referente, Loucks (1995) analiza los sistemas de ayuda a la toma de decisiones (DSS) que incluyen como elementos: i) la base de conocimientos (marcos de referencia legal, regulatorio, bases de datos); ii) la base de modelos (modelos de simulación, algoritmos para administrar, procesar y derivar conclusiones de utilidad para la gestión); y, iii) los sistemas de análisis e interfaz visual (diseño y evaluación de estrategias de gestión, análisis de riesgos, costos, etc.). Al respecto, en la literatura científica se han utilizado metodologías que consideran este concepto mediante el análisis de cuatro subsistemas: socioeconómico, ambiental, biológico y de gestión (Casini, Mocenni, Paoletti, & Pranzo, 2015), las cuales se orientan a la evaluación de parámetros que combinan las variables de respuesta o síntomas de la problemática en el sistema hídrico con la influencia antropogénica (Bricker et al., 2003). Estas metodologías buscan un enfoque integrador y multidisciplinario para establecer las estrategias de gestión e identificar el origen del problema y el nivel o grado de afectación en el mismo (Llorens et al., 2010).

En contextos regionales, la toma de decisiones para la gestión del recurso hídrico, puede ser analizada por parte de los beneficiarios del recurso (p. ej. actores políticos, de interés especial, general), mediante la evaluación de los servicios ecosistémicos y del uso del recurso en general, con herramientas que vinculan los intereses sociales con los ecológicos. En este sentido, la identificación de los componentes del sistema, así como, la relación entre ellos, es fundamental para su análisis integral (De Lange et al., 2009).

La toma de decisiones puede estructurarse en función de las alternativas y variables de control que afectan el comportamiento del sistema, los criterios, reglas o principios de evaluación, representados mediante indicadores y los límites para los cuales se acepta o rechaza la alternativa de control (Casini et al., 2015). Adicionalmente, se han propuesto metodologías (p. ej. *DPSIR*, *DPSWR*, *mosaic-DPSIR*) que buscan orientar el establecimiento de estrategias de gestión integral (respuestas), a partir de la articulación y el reconocimiento de las condiciones naturales y/o actividades humanas y de los impactos o consecuencias en la sociedad (Dolbeth et al., 2016; Gregory, Atkins, Burdon, & Elliott, 2013).

A modo de ejemplo, un enfoque ecosistémico ha sido empleado en la gestión de sistemas hídricos (Atkins, Burdon, Elliott, & Gregory, 2011), vinculando el marco DPSIR en la gestión de sistemas hídricos sometidos a presiones por la extracción de agregados marinos (arenas, gravas) y en la biodiversidad de un área de protección especial. Este enfoque incluye las actividades humanas, las presiones (causas), el cambio en el estado del sistema que generan un impacto y una respuesta en la sociedad, y la identificación de servicios ecosistémicos y los beneficios sociales, como marco de referencia para el soporte de decisiones. La aplicación de dicho enfoque ha puesto de manifiesto que privilegiar bien las perspectivas ecológicas, o bien las socio-económicas, no es sostenible ni deseable socialmente.

Los métodos socio-ecológicos (p. ej. análisis de involucrados, evaluación multicriterio) desarrollan procesos para promover la toma de decisiones y la formulación de estrategias con alcances que van desde escalas espaciales locales (p. ej. poblaciones o comunidades), hasta las de tipo regional, analizando factores específicos o múltiples que inciden en el ciclo de gestión. En un contexto más amplio, han sido empleados en el desarrollo de políticas, investigación participativa, gestión de proyectos y más recientemente en la gestión de recursos naturales (Comino, Bottero, Pomarico, & Rosso, 2016).

Con base en lo anteriormente descrito, se plantea el reto de identificar indicadores que vinculen las necesidades sociales con los objetivos de simulación, como una primera aproximación a la gestión de los sistemas a escala real. Estos indicadores deben incorporar los principales elementos que inciden en la susceptibilidad a desarrollar problemas relacionados con la actividad agrícola, considerando este sector prioritario en la gestión de humedales, por su vínculo con otros retos y objetivos de sostenibilidad a escala global. De igual forma, se identifica el reto de reunir en una metodología los elementos que afectan a la dinámica de los humedales y los factores que son objeto de gestión directa o indirecta, tales como, los climáticos, hidrológicos y morfológicos.

---

### 1.3 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

En el campo de la gestión ambiental es necesario disponer de métodos que reflejen la complejidad del sistema, pero que contemplen los mínimos factores posibles, condiciones que raramente se cumplen. Por ello, esta Tesis Doctoral se orienta a establecer una metodología de evaluación de la gestión, que integre las principales problemáticas a las que son susceptibles los humedales (eutrofización, cambios de salinidad y déficit hídrico) con las presiones humanas y las condiciones naturales del sistema. Ante la diversidad de tipificaciones y servicios que ofrecen los humedales, se propone en primera instancia, considerar los humedales como sistemas socio-ecológicos (naturales o contruidos por el hombre) con potencialidad de prestar servicios ecosistémicos de regulación, provisión, soporte y culturales.

Los humedales, al estar expuestos a tensiones de origen natural y antropogénico, requieren de una gestión que contribuya a su sostenibilidad. El concepto de tensión socio-ecológica (*stressors*) ha sido introducido no sólo en los estudios ambientales (Hope, 2006; Harburg et al., 1973) sino también en estudios de enfoque social, es decir, la estimación de la respuesta a estas tensiones, se ha relacionado con la inestabilidad social, perturbaciones antropogénicas y variables ecológicas (Cardoso et al, 2008). En este sentido, se propone la introducción del concepto de tensión socio-ecológica, para definir el conjunto de características intrínsecas del humedal y las presiones naturales y antropogénicas a las cuales está expuesto, que le confieren un estado y una condición de susceptibilidad que dinamiza la capacidad de respuesta y resiliencia del sistema y su gestión.

Las tensiones socio-ecológicas (Figura 1.8) generan efectos en los sistemas acuáticos que pueden ser evaluados mediante indicadores socio-ecológicos de su estado, es decir, mediante atributos de importancia ecológica y/o social (Gentile, et al., 2001), que representan el nexo entre los intereses sociales (subsistema humano) y las restricciones o necesidades del subsistema natural (ambiental) para evaluar la sostenibilidad de la gestión en el humedal, considerándolo un sistema socio-ecológico (Usaquén, Gómez, García, Álvarez, & Revilla, 2012). Por lo tanto, los factores de tensión deben constituir una herramienta para anticipar los problemas (efectos) y las posibles acciones de gestión a partir de las causas potenciales.

La propuesta metodológica debe considerar elementos conceptuales relacionados con programas de evaluación ambiental, metodologías multiparámetro y multicriterio, presiones, variables y actores clave, modelación ambiental, evaluación del riesgo, métodos y sistemas socio-ecológicos (EPA, 2008; Gentile et al., 2001; Tran, 2009; De Lange et al., 2010; Comino et al., 2016; Usaquén et al., 2012). Recientemente, las metodologías multicriterio y el análisis de riesgos se han acoplado para la evaluación de impacto ambiental (EIA). En general, el análisis de riesgo calcula índices con base en la probabilidad, magnitud y frecuencia de los impactos, y la EIA se centra en la identificación de los impactos de las actividades o proyectos propuestos (Zeleňáková & Zvijáková, 2017).

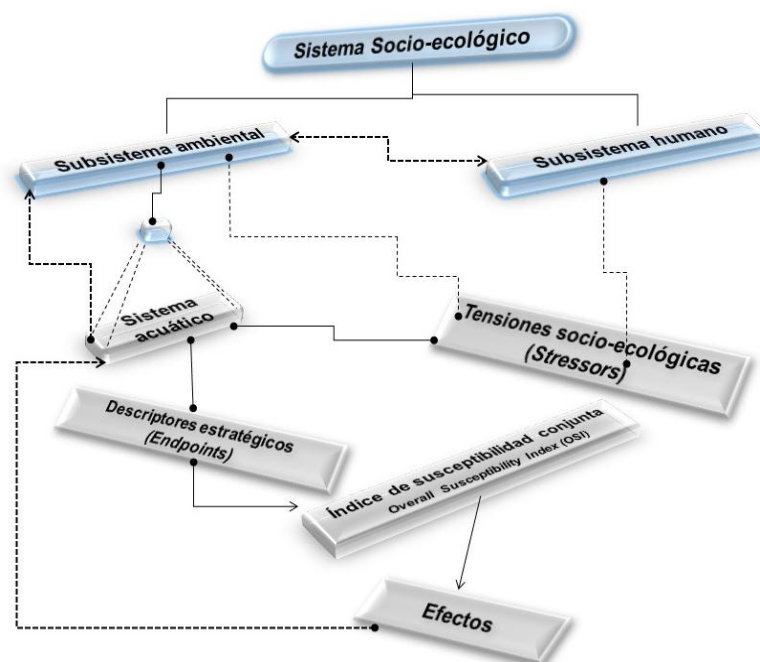


Figura 1.8. Modelo conceptual para establecer la relación entre el sistema socio-ecológico y la susceptibilidad a los efectos en el sistema acuático.

El marco conceptual para la evaluación de la susceptibilidad ecológica (De Lange et al., 2010) se relaciona con el análisis de riesgos, en forma cuantitativa o cualitativa y en función de los indicadores y el tipo de información o registros utilizados. La susceptibilidad se refiere al grado de predisposición (probabilidad de ocurrencia) a un evento que ocurre o se produce en un espacio geográfico dadas ciertas condiciones o factores (p. ej. geológicos, ambientales). Es decir, existe el riesgo, cuando el espacio geográfico presenta cierta susceptibilidad a una amenaza o peligro (Soldano, 2009). La evolución de la susceptibilidad en función del tiempo y la variación espacial de la susceptibilidad son dos dimensiones que se requiere incluir, adicionalmente, al concepto de susceptibilidad, con el fin de poder evaluar la sostenibilidad de la gestión.

La susceptibilidad de afección o cambio potencial del sistema cuando es expuesto a una tensión socio-ecológica engloba propiedades inherentes al sistema socio-ecológico como sensibilidad, resiliencia o capacidad de adaptación (Gallopín, 2006). Según Luers (2009) la sensibilidad es el grado en el cual un sistema responde a una perturbación externa, es decir, es la habilidad de resistir al cambio y de retornar a una condición previa, una vez la condición de estrés ha desaparecido. Por otro lado, la resiliencia puede definirse como la capacidad de un sistema a mantener sus funciones, estructura y control o retornar a la condición de equilibrio anterior tras una perturbación. La resiliencia puede evaluarse en función de la cantidad de cambio que el sistema puede soportar y aún permanecer en el mismo dominio, autoorganizarse, aprender y adaptarse, lo cual implica una evaluación temporal, espacial y social del sistema (Sánchez, 2011). Por extensión, la susceptibilidad no es siempre una propiedad negativa y un sistema no puede considerarse susceptible si el efecto de la tensión es limitado o momentáneo.

La definición de los criterios de valoración es un factor clave para vincular las actividades humanas y los factores de tensión con efectos en el sistema socio-ecológico. Los descriptores estratégicos (*endpoints*) son introducidos (Figura 1.8) para optimizar los esfuerzos asociados al uso de variables de evaluación del sistema, sin menoscabo de la complejidad y la disponibilidad de información asociada con variables medidas con frecuencia en los sistemas acuáticos, tales como, conductividad (salinidad), temperatura, nivel del agua, precipitación y evaporación, entre otras. La relación entre los subsistemas natural y humano se refleja en el sistema acuático como efectos, que se evalúan mediante los descriptores estratégicos y con los cuales se valora cuantitativamente la susceptibilidad a diferentes efectos priorizados en sistemas de humedales sometidos a presiones agrícolas.

Esto supone diferentes retos, ya que si bien existen herramientas de análisis, modelos e indicadores adaptados para la evaluación de sistemas hídricos y su gestión, no será efectiva la toma de decisiones y su implementación si no se consideran algunos limitantes o condicionantes: disponibilidad de información, referentes legales y límites de aceptación o rechazo de las estrategias de gestión, adaptaciones o desarrollos tecnológicos, recursos que deben ser priorizados, conexión entre sistemas, conflictos por uso, entre otros. Así mismo, debe reconocerse la incertidumbre en la respuesta del sistema a la gestión, contemplando las presiones no controlables y los factores operacionales susceptibles de optimización.

En sistemas con información ambiental escasa o dispersa, el uso de indicadores hidrodinámicos constituye una alternativa que debe ser considerada. La propuesta metodológica debe involucrar herramientas de evaluación con enfoque de sostenibilidad, dado que se reconoce la interdependencia entre subsistemas, sus objetivos y los conflictos que en función del uso de un recurso compartido pueden derivarse.

Finalmente, la metodología debe considerar la evaluación y gestión ambiental de humedales con un enfoque sistémico y holístico, buscando un equilibrio entre las necesidades de los subsistemas natural y humano. La metodología debe tener en cuenta las limitaciones identificadas en los modelos conceptuales frente a su conexión con variables que reflejen y permitan la simulación de los efectos y las respuestas del sistema frente a escenarios de actuación y gestión, los retos que exige la gestión, deben incluir escenarios de variabilidad (climática, legal, social, económica, etc.). El apoyo que la metodología pueda ofrecer al diseño de programas de seguimiento, control operativo y al establecimiento de condiciones de referencia locales o de zonificación ambiental, constituyen retos adicionales. Además, la metodología debe reconocer la potencialidad y singularidad de los sistemas de humedales en relación con sus servicios ecosistémicos.

## 1.4 OBJETIVOS

El objetivo general de esta Tesis Doctoral es desarrollar una metodología para la gestión ambiental de humedales sometidos a presiones agrícolas, que evalúe la susceptibilidad frente a la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico. La validación de la metodología se efectúa mediante su aplicación en humedales, tanto costeros como continentales, regulados hidrológicamente mediante el uso de compuertas, apoyándose en el desarrollo, adaptación y aplicación de herramientas numéricas.

Los objetivos específicos se centran en los siguientes aspectos:

- Desarrollar una metodología que permita la evaluación de la susceptibilidad frente a procesos de eutrofización, salinización y déficit hídrico en humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas.
- Seleccionar, desarrollar y adaptar las herramientas numéricas más apropiadas para la aplicación de la metodología en humedales costeros y continentales para la evaluación tanto temporal como espacio-temporal de los descriptores de susceptibilidad.
- Validar la metodología desarrollada en un humedal costero, Albufera de Valencia (España), mediante el uso de diferentes herramientas numéricas.
- Validar la metodología desarrollada en un humedal continental, Lago Sochagota (Colombia), mediante el uso de diferentes herramientas numéricas.

Fruto de los resultados obtenidos mediante la consecución de los diferentes objetivos específicos, se analizan los alcances y limitaciones de la metodología desarrollada y de las herramientas numéricas empleadas, con el fin de establecer las conclusiones y proponer futuras líneas de investigación.

## 1.5 ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO DE TESIS DOCTORAL

**Capítulo 1. Introducción.** En este capítulo se han expuesto las bases conceptuales y los antecedentes, que sustentan el enfoque metodológico y los retos que motivan el desarrollo de la presente Tesis Doctoral y que se concretan en los objetivos, general y específicos, expuestos. Se presenta la estructura adoptada en el documento, buscando clarificar los principales elementos de análisis que orientan la investigación.

**Capítulo 2. Descripción de las zonas de estudio.** Se describen los humedales objeto de estudio, en los que se desarrolla la aplicación de la metodología propuesta, su tipología, presiones a las que están expuestos, sus contextos socio-culturales, su estado e importancia.

**Capítulo 3. Metodología propuesta.** Se describe el modelo conceptual y la estructura metodológica que se propone para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas.

**Capítulo 4. Herramientas numéricas.** Se describen las ecuaciones de gobierno e hipótesis de partida en cada una de las cuatro herramientas empleadas como apoyo a la aplicación de la metodología, así como, los desarrollos y adaptaciones realizadas en ellas.

**Capítulo 5. Aplicación a un humedal costero.** Se desarrolla la metodología propuesta mediante el estudio de un humedal costero en el contexto Europeo: Albufera de Valencia (España). Se describe el proceso de calibración y validación de las herramientas numéricas empleadas, así como el cálculo de los descriptores estratégicos, su integración y análisis de resultados, exponiendo elementos que validan la metodología desarrollada.

**Capítulo 6. Aplicación a un humedal continental.** En este capítulo se desarrolla la metodología propuesta mediante su aplicación en un humedal continental en el contexto latinoamericano: Lago Sochagota (Colombia). Se describe el proceso de calibración y validación de las herramientas numéricas empleadas, así como el cálculo de los descriptores estratégicos, su integración y análisis de resultados. Se exponen los elementos que validan la utilidad de la metodología en este caso de estudio.

**Capítulo 7. Conclusiones y futuras líneas de investigación.** Se recogen las conclusiones finales derivadas del desarrollo del presente estudio y se plantean futuras líneas de investigación.

**Capítulo 8. Referencias.** En este capítulo se relacionan las diferentes fuentes bibliográficas citadas a lo largo del documento de Tesis Doctoral.



# Capítulo 2.

## Descripción de las zonas de estudio

---

En el presente capítulo se refieren las características principales de dos humedales sometidos a presiones agrícolas directas (locales) e indirectas (regionales). El primero, pertenece a la categoría humedal costero regulado antropogénicamente, la Albufera de Valencia (España); y el segundo, se tipifica como humedal continental construido por el ser humano, el Lago Sochagota (Colombia). La descripción se orienta a identificar la importancia, las fuentes de contaminación y los flujos de aporte en cada humedal, los mecanismos de regulación y la problemática asociada con el uso del recurso. Se hace especial hincapié en los factores que pueden contribuir con los efectos socio-ecológicos: eutrofización, salinización y déficit hídrico o hidrológico.

La Albufera de Valencia es un humedal hipereutrófico y oligohalino de interés social y ecosistémico en los ámbitos local, estatal, comunitario e internacional. Los sectores agrícola y turístico se benefician directamente de sus servicios ecosistémicos y ambientales, como fuente de agua para riego, caza, pesca, avistamiento de aves, entre otros. El humedal presta también un servicio de regulación hidrológica y como receptor de vertidos de origen natural y humano. La Albufera de Valencia constituye un humedal regulado por la apertura de compuertas en tres golos o canales (Pujol, Perelló, Perellonet) que se conectan con el mar Mediterráneo y se accionan en función de la dinámica agrícola, principalmente del arroz.

El Lago Sochagota es un sistema hipereutrófico y mesosalino de interés local, regional y estatal. El humedal se encuentra en proceso de homologación como área protegida, por su importancia socio-turística y ambiental. Forma parte de la cuenca alta del río Chicamocha, principal fuente de abastecimiento y riego en el ámbito regional. La conexión con el río se realiza mediante un canal y su compuerta asociada, que constituyen parte del antiguo cauce de su afluente principal, la quebrada Honda o río Salitre. La naturaleza salina del humedal se atribuye, en primera instancia, a las aguas termominerales y mineralizadas que afloran y se almacenan en el lago o que ingresan al sistema a través de quebrada Honda.

---

## 2. DESCRIPCIÓN DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

La Albufera de Valencia (Figura 2.1) y el Lago Sochagota (Figura 2.2) constituyen los sistemas de estudio para la aplicación y validación de la metodología desarrollada en esta Tesis Doctoral. A continuación se describe cada uno de los humedales objeto de estudio.

### 2.1 HUMEDAL COSTERO: ALBUFERA DE VALENCIA, ESPAÑA

El sistema costero (Figura 2.1) está situado al sur de la ciudad de Valencia (Valencia, España) dentro del Parque Natural de *L'Albufera*. Es un humedal de importancia social, cultural, económica y ecosistémica, protegido bajo las figuras de Parque Natural, Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y Zona de Especial Protección de Aves (ZEPA). En el ámbito internacional está reconocido dentro de la prestigiosa lista de humedales de importancia Ramsar (Generalitat Valenciana, Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, 2015; Red Natura 2000, n.d.; Ramsar, 2014). Presta servicios ecosistémicos de provisión (agua, alimento, pesca, etc.), regulación (hidrológica, de sedimentos, entre otros), soporte (reciclado de nutrientes, producción de oxígeno, etc.) y culturales (ecoturismo, paisaje, entre otros).

La importancia social y económica de la Albufera se vincula con los sectores turístico, ambiental y productivo. La existencia del humedal ha dinamizado la promoción de valores educativos y culturales en torno a la protección del Parque Natural y su riqueza en aves, fauna y demás componentes del ecosistema (Generalitat Valenciana. Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, 2015). Así mismo, constituye una fuente de empleo directo en la actividad agrícola y en actividades relacionadas con los servicios ecosistémicos y el turismo, como el avistamiento de aves, la pesca, la caza o el disfrute del paisaje, entre otros.

El humedal, de origen salobre, ha sido transformado natural y antropogénicamente a lo largo del tiempo en una laguna oligohalina (Tabla 2.1), gracias al limitado intercambio con el agua del mar Mediterráneo. Este hecho se explica, por un lado, debido al cordón litoral existente ("Restinga" de 30 km) en el que, además de urbanizaciones, se conserva una franja de 10 km de sistema dunar y, por otro lado, gracias a la regulación ejercida a través de un sistema de golases (canales operados mediante compuertas). Este sistema facilita el aprovechamiento del recurso para la agricultura, principalmente, en el cultivo del arroz y cultivos de menor extensión: pimiento, calabacín, berenjena y tomate, entre otros.

El drenaje de los campos, la disposición de caudales, el nivel del agua en el humedal y el control de las compuertas y estaciones de bombeo, opera en función de la actividad agrícola, siendo la Junta de Desagüe de la Albufera de Valencia el organismo encargado de la gestión de los desagües (Soria, Sahuquillo, & Miracle, 2005). En la actualidad, la laguna litoral presenta una superficie de 2320 ha, con una profundidad media de 0.9 m

(Usaquén et al., 2012; Del Barrio et al., 2012), mientras que la extensión del área protegida cubre una superficie de aproximadamente 21000 ha, dos terceras partes de las cuales se emplean para cultivos.

El humedal ha experimentado una fuerte presión antropogénica durante el último siglo, identificándose tres fuentes principales de contaminación: i) vertidos de aguas residuales urbanas, alivios del sistema de alcantarillado y aguas residuales del sistema de tratamiento que beneficia a una población de aproximadamente 300000 habitantes; ii) vertidos de agua residual industrial (contaminación exógena indirecta); y, iii) presión de la actividad agrícola (contaminación exógena directa) en el área vecina al Parque Nacional de la Albufera y demanda de agua para riego. Con respecto a la demanda de agua para los cultivos en las inmediaciones de la Albufera, se estima un volumen diario de 325221.9 m<sup>3</sup> en el área empleada para cultivos (14000 ha). Este volumen se ha calculado a partir de una dotación media de 8479 m<sup>3</sup>/Ha·año (Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), 2013).

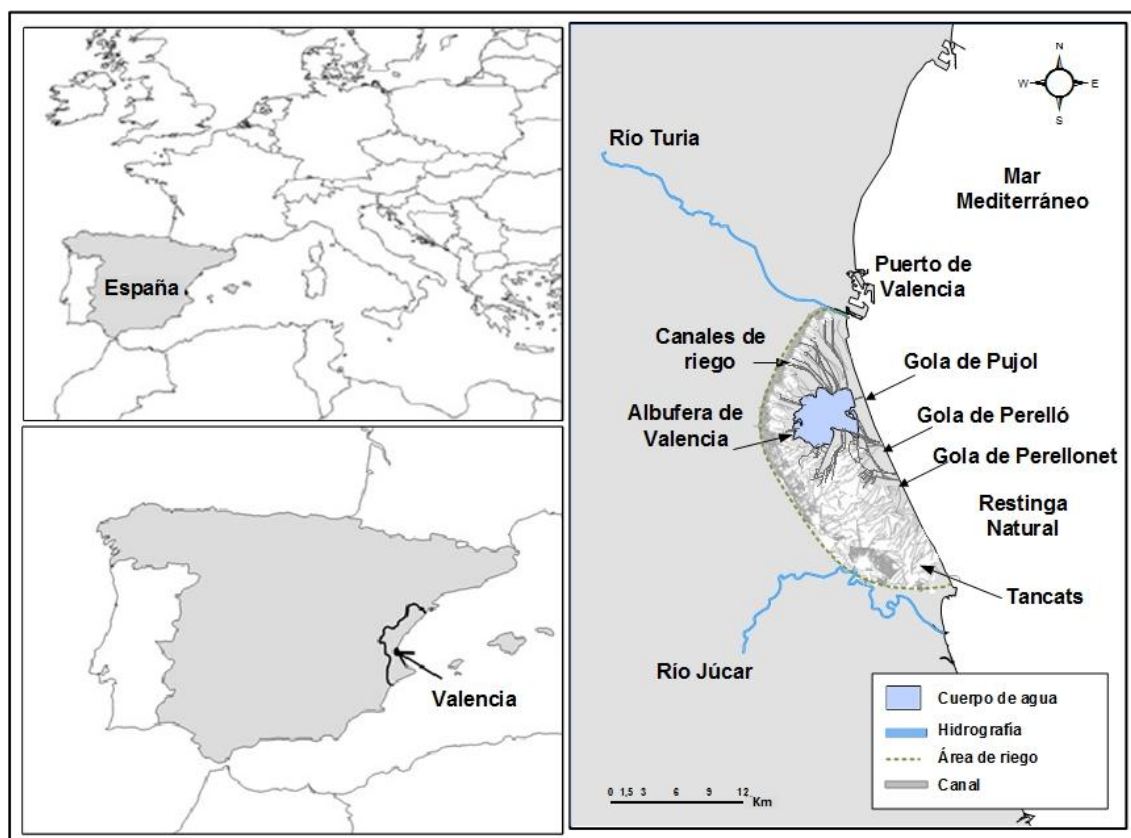


Figura 2.1. Albufera de Valencia (España): localización, referentes regionales y estructuras de regulación.

Para entender las diferentes interacciones, que ha desencadenado la transformación de la laguna costera en un sistema hipereutrófico desde finales de la década de los 70, es preciso describir las actividades y procesos que ocurren dentro del área de influencia del lago y que afectan al ciclo hidrológico natural del mismo. Dicha área, a efectos de este estudio, contempla como límite físico, la mota perimetral que separa la zona

permanente inundada del humedal de los *tancats*<sup>1</sup>, marjales y zonas de cultivos. Éstos reciben los aportes continentales a través de las boqueras de las motas, acequias y bombeos, permitiendo el intercambio del agua hacia y desde la Albufera. Así mismo, la restinga arenosa y las compuertas localizadas en los canales o golas de Pujol, Perellonet y Perelló constituyen la barrera de intercambio con el mar Mediterráneo (Figura 2.2).

Los aportes, que contribuyen con caudales de diferente calidad y magnitud, pueden clasificarse en naturales y antropogénicos. Los aportes naturales se corresponden con: i) aguas dulces (la Albufera forma parte de las cuencas de los ríos Júcar y Turia); ii) contribuciones de agua subterránea (escorrentía por nivel freático, *ullals*<sup>2</sup> y afloramientos difusos de diferentes acuíferos y el potencial aporte de agua del mar a través de la restinga); iii) precipitación y evaporación directa sobre el lago.

Tabla 2.1. Características principales de la Albufera de Valencia (España).

| Tipo de humedal                          | Costero, de importancia internacional (Ramsar),<br>área de protección especial. |
|------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------|
| Superficie (Km <sup>2</sup> )            | 23.2                                                                            |
| Profundidad media (m)                    | 0.9                                                                             |
| Conexión con otros sistemas              | Mar Mediterráneo, zona agrícola                                                 |
| Mecanismo de regulación                  | Tres canales (golas) con 27 compuertas                                          |
| Estado trófico                           | Hipereutrófico                                                                  |
| Clasificación<br>(Cowardin et al., 1979) | Oligohalino 0.6 – 2.4 psu <sup>3</sup>                                          |

Por otro lado, los aportes y regulaciones antropogénicos están relacionados con: i) los retornos de riego (agua excedente del cultivo de arroz) a través de canales y acequias derivados de los ríos Turia, Júcar o del mismo humedal (red de cerca de sesenta y tres canales que drenan hacia el lago), la escorrentía superficial, el exceso de agua de riego, las aguas residuales tratadas, y los alivios del alcantarillado combinado de las localidades vecinas; ii) vertidos de agua residual urbana e industrial con diferentes niveles de tratamiento; iii) vaciado mediante bombeo de los *tancats*; y, finalmente, iv) el intercambio con el mar Mediterráneo regulado por la operación de las compuertas en las golas.

La actividad agrícola contribuye con cerca del 60% de los aportes totales al humedal. Los aportes naturales superficiales y subterráneos representan entre un 29 y un 37%, respectivamente; mientras que el restante 3 a 11% está representado, principalmente, por efluentes urbanos e industriales (CHJ, 2003). Los flujos máximos ocurren en invierno durante los meses de enero y febrero, cuando los campos son drenados para la preparación del terreno (descomposición de materia orgánica en el suelo). La regulación del nivel de agua durante el periodo de siembra en marzo y abril y la inundación de los

<sup>1</sup> Superficie de cultivo cerrada por una mota perimetral y que dispone de un motor para la extracción de agua.

<sup>2</sup> Afloramiento de agua dulce.

<sup>3</sup> Datos proporcionados por EPSAR.

campos durante el mes de julio explican la reducción del flujo aportado al humedal. Durante la primavera (en junio), el agua del humedal, la precipitación y demás flujos de agua subterránea almacenados se emplean para riego. Finalmente, en verano (agosto y septiembre) las zonas de cultivo se drenan hacia la Albufera para recolectar la cosecha.



| Característica                                 | Pujol | Perellonet | Perelló |
|------------------------------------------------|-------|------------|---------|
| Longitud total del canal (m)                   | 1008  | 6340       | 10745   |
| Ancho total del canal en la zona de compuertas | 55.5  | 53.1       | 76.5    |
| Número total de compuertas                     | 11    | 7          | 9       |
| Ancho medio de compuerta (m)                   | 4.5   | 5.0        | 3.0     |
| Cota de cierre total (m.s.n.m)                 | -1.82 | -1.81      | -1.62   |

Figura 2.2. Sistema agrícola local y características principales de las golas de Pujol, Perellonet y Perelló.

Para evaluar el estado y calidad de la Albufera de Valencia, EPSAR dispone de registros históricos con información de 16 variables de calidad físico-química en la columna de agua, en 7 estaciones localizadas en el interior de la laguna costera y en 8 acequias (Ravisxanso, Catarroja, Albal, Beniparrel, Silla, Alqueresía, Overa y Dreta), entre las que se encuentran las más representativas en términos del caudal aportado (Soria & Vicente, 2002). La localización de las estaciones con información disponible se representa en la Figura 2.3. Para esta investigación se tendrá en cuenta los registros de las campañas mensuales de calidad de la columna de agua realizadas durante el año 2006. En la Tabla 2.2 se presenta una síntesis de los estadísticos descriptivos que tipifican la calidad de la columna de agua de la Albufera de Valencia en este periodo. Las variables con mayor contribución a la variabilidad espacio-temporal de la calidad de

la columna de agua corresponden a: clorofila a, nitratos, nitritos, DQO, DBO, cloruros, profundidad del disco de Secchi<sup>4</sup>, sólidos suspendidos y fósforo total.

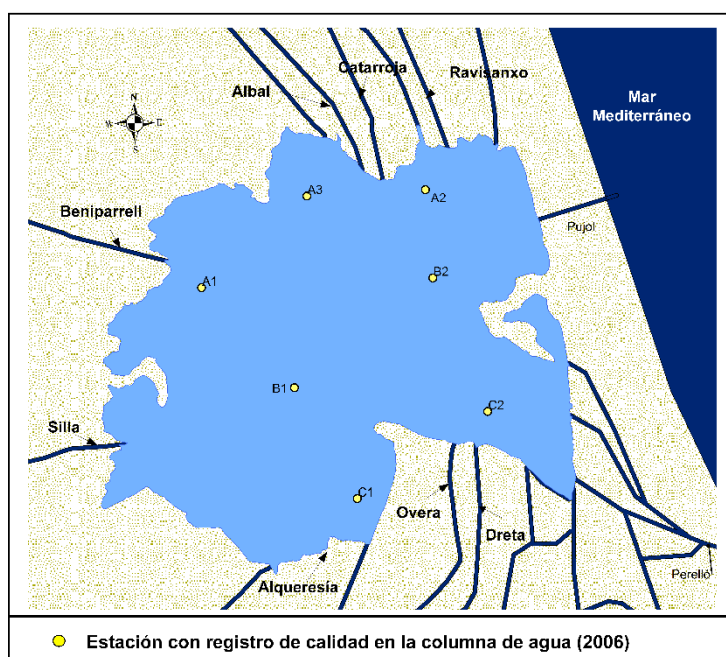


Figura 2.3. Localización de las estaciones de evaluación de calidad en la Albufera de Valencia y de los afluentes principales (Acequias: Ravisanxo, Catarroja, Albal, Beniparrell, Silla, Alqueresía, Overa, Dreta).

Tabla 2.2. Calidad físico-química de la columna de agua en la Albufera de Valencia. Estadísticos descriptivos de las variables ambientales evaluadas durante el año 2006.

|                                            | M  | N | Media<br>intermensual | Mínimo | Máximo | Desv.  | C.V.  |
|--------------------------------------------|----|---|-----------------------|--------|--------|--------|-------|
| Amonio NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l) | 12 | 7 | 0.49                  | 0.18   | 1.01   | 0.27   | 54.51 |
| Amonio no ionizado NH <sub>3</sub> (mg/l)  | 11 | 7 | 0.09                  | 0.02   | 0.26   | 0.08   | 84.24 |
| BDO <sub>5</sub> (mg/l)                    | 12 | 7 | 18.88                 | 8.57   | 27.86  | 6.10   | 32.31 |
| Cadmio (mg/l)                              | 12 | 7 | 0.0035                | 0.0003 | 0.0011 | 0.0003 | 75.88 |
| Clorofila a (µg/l)                         | 12 | 7 | 114.48                | 26.24  | 243.19 | 71.20  | 62.20 |
| Cloruro (mg/l)                             | 12 | 7 | 562.42                | 329.14 | 829.43 | 174.36 | 31.00 |
| Disco de Secchi (cm)                       | 12 | 7 | 24.54                 | 10.57  | 57.43  | 13.29  | 54.18 |
| Dureza total (mg/l CaCO <sub>3</sub> )     | 12 | 7 | 691.81                | 474.64 | 960.71 | 157.85 | 22.82 |
| Fósforo total (mg/l)                       | 12 | 7 | 0.21                  | 0.05   | 0.52   | 0.15   | 69.99 |
| Nitratos (mg/l)                            | 12 | 7 | 4.23                  | 2.50   | 11.79  | 3.29   | 77.74 |
| Nitritos (mg/l)                            | 12 | 7 | 0.26                  | 0.03   | 0.74   | 0.27   | 106.2 |
| Oxidabilidad - DQO (mg/l)                  | 12 | 7 | 20.09                 | 14.85  | 38.47  | 6.36   | 31.66 |
| Oxígeno disuelto (mg/l)                    | 12 | 7 | 9.12                  | 7.10   | 13.04  | 1.88   | 20.62 |
| Sólidos suspendidos (mg/l)                 | 12 | 7 | 79.19                 | 15.14  | 206.00 | 50.88  | 64.24 |
| Temperatura (°C)                           | 12 | 7 | 19.14                 | 8.44   | 28.44  | 6.97   | 36.44 |
| Zinc (mg/l)                                | 12 | 7 | 0.09                  | 0.01   | 0.48   | 0.17   | 183.2 |

M: número de campañas; N: número de estaciones o puntos de evaluación; Desv.: desviación estándar; C.V: coeficiente de variación.

<sup>4</sup> Condiciones meso o eutróficas en lagos <300 cm (Dodds et al., 1998; Tett et al., 2003)

En relación a la calidad ambiental de la Albufera de Valencia, cabe destacar que, entre 1980 y 1990 se implementaron estrategias de gestión para mejorar la calidad del agua. En respuesta, la concentración media de clorofila *a* se ha reducido desde 300 µg/l a 180 µg/l en un periodo de 9 años, tras la optimización del sistema de alcantarillado (Romo et al., 2005). Sin embargo, el humedal aún presenta condiciones hipereutróficas (Onandia, Gudimov, Miracle, & Arhonditsis, 2015; del Barrio et al., 2012). Puede ser clasificado en cuanto a su estado trófico como deficiente o malo, de acuerdo con la Directiva Marco del Agua; y, en relación con las estrategias de gestión, la reducción en las cargas de nutrientes que ingresan a la Albufera puede no ser suficiente para revertir su estado trófico (Romo & Garc, 2008).

La concentración de clorofila *a* supera los valores de referencia [32 – 46.8 µg/l] para aguas de transición con salinidad inferior a 30 ups y localizadas a menos de 200 m de la costa (BOE, 2015), así como, los registros encontrados en lagos (OECD, 1982; White, 1983) y en algunos sistemas costeros del contexto europeo con flujo de intercambio restringido (Tett et al., 2003). Cabe destacar que en el mes de abril de 2006 se observan registros máximos de clorofila *a* y fósforo total, periodo en el cual las dinámicas estacionales (primavera) y los procesos de crecimiento y respiración del fitoplancton, se suman a la presión que ejerce la calidad de los flujos de intercambio en el sistema.

La concentración de fósforo total (PT) es un indicador del estado trófico de la Albufera, los valores de referencia para considerar que la masa de agua se encuentra en buen estado o potencial ecológico presenta rangos que oscilan entre 0.022 y 0.030 mg P/l en lagos y en aguas de transición entre 0.5 y 1.5 mg P/l (Real Decreto 817/2015). En lagos los sistemas eutróficos pueden presentar valores entre 0.017 y 0.4 mg P/l (OECD, 1982; White, 1983). Tanto las concentraciones de PT en el lago, como las medidas en las acequias [0.1 – 21 mg P/l] durante el mismo periodo objeto de estudio permiten considerar al sistema como proclive a presentar problemas de eutrofización.

Por otro lado, la concentración de nitrógeno total (NT) también constituye un indicador del estado trófico de la Albufera. Los valores de referencia para considerar que la masa de agua se encuentra en buen estado o potencial ecológico presenta rangos que oscilan entre 5 y 10 mg N/l en aguas de transición (Real Decreto 817/2015). En lagos los sistemas eutróficos pueden presentar valores entre 0.39 y 8 mg N/l (OECD, 1982; White, 1983). Tanto las concentraciones de NT en la Albufera, como las medidas en las acequias en forma de nitratos durante el mismo periodo [1.58 – 40.87 mg N/l] permiten considerar al sistema como proclive a presentar problemas de eutrofización.

Finalmente, las altas concentraciones de dureza y sales disueltas en el lago (cloruros) y en las acequias [dureza: 89 – 420 mg/l CaCO<sub>3</sub>; conductividad: 0.633 – 3.58 dS/m], sugieren un análisis más detallado de la dinámica de acumulación de sales que puede presentarse en la Albufera, considerando la estrecha relación que existe entre estas variables y el oxígeno disuelto; de este último con la materia orgánica y, por otra parte, con los ciclos biogeoquímicos de naturaleza sedimentarias como el del fósforo. No se dispone de información de conductividad en el lago en el año 2006, que permita su comparación directa con los registrados en las acequias.

## 2.2 HUMEDAL CONTINENTAL: LAGO SOCHAGOTA, COLOMBIA

El sistema continental, que está situado en la ciudad de Paipa (Boyacá, Colombia), es un humedal construido en el año 1956, sobre el área de drenaje del río Salitre o quebrada Honda, con fines de regulación agrícola. El Lago Sochagota constituye un enclave de importancia social (sector turístico) y ambiental, dada su conexión con el río Chicamocha, principal fuente de abastecimiento y recurso agrícola en la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Boyacá (Corpoboyacá) (Figura 2.4). Presta servicios ecosistémicos de provisión (pesca<sup>5</sup>), regulación (hidrológica, de sedimentos, entre otros), soporte (reciclado de nutrientes, producción de oxígeno, etc.) y culturales (turismo, paisaje, educación, recreación, entre otros).

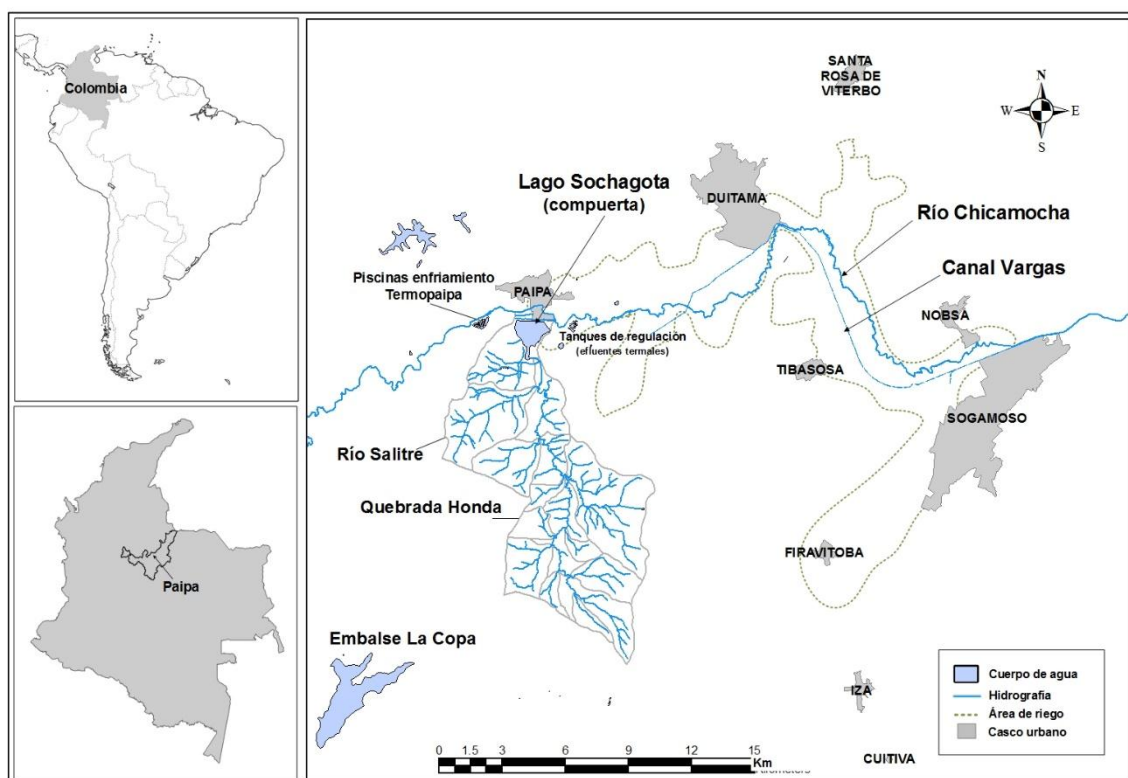


Figura 2.4. Lago Sochagota (Colombia): localización, referentes regionales y estructura de regulación.

El humedal presenta una superficie de 140 ha, con una profundidad media de 2.8 m, mientras que la extensión del área del distrito de riego cubre una superficie de 6449 ha,

<sup>5</sup> *Cyprinus Carpio* (carpa común), especie introducida al lago Sochagota con registros de mortandad en los años 1986, 1991, 1998 y 2016 (Datos proporcionados por Red Vital, Empresa de Servicios Públicos). Especie considerada vulnerable según la lista roja de IUCN en algunas zonas de Europa. El mejor crecimiento de la carpa se obtiene cuando la temperatura del agua está en el intervalo 23 °C y 30 °C. Los peces pueden sobrevivir períodos de inviernos fríos y salinidades de hasta alrededor de 5‰. La gama de pH óptimo es 6.5-9.0. La especie puede sobrevivir bajas concentraciones de oxígeno (0.3-0.5 mg/l), así como, súper saturación (FAO Fisheries and Aquaculture Department, 1801).

de las cuales cuatro quintas partes se emplean para el cultivo de pastos, seguido de papa (*patata*), cebolla, maíz, hortalizas y frutales<sup>6</sup>.

Con respecto a la demanda de agua para los cultivos se estima un volumen diario de 434611.1 m<sup>3</sup> en el área empleada para cultivos en el distrito de riego. Este volumen se ha calculado a partir de las necesidades máximas del cultivo de pasto en condiciones de riego por aspersión 0.78 l/s·ha (Corpoboyacá & Universidad Pontificia Bolivariana, 2015).

Para entender las diferentes interacciones que han desencadenado la transformación del Lago Sochagota en un sistema hipereutrófico (107 µg/l, promedio anual 2015) y mesosalino (Tabla 2.3), es preciso describir las diferentes actividades y procesos que ocurren dentro del área de influencia del humedal y que afectan su dinámica. Los aportes que contribuyen con caudales de diferente calidad y magnitud pueden clasificarse en naturales y antropogénicos. Los aportes naturales se corresponden con: i) aguas dulces (cuenca de la quebrada Honda y río Salitre); ii) contribuciones de agua subterránea (aguas termales, termominerales en la cuenca y en el acuífero); y, iii) precipitación y evaporación directa sobre el lago. Por otro lado, los aportes y regulaciones antropogénicos están relacionados con: i) los vertidos realizados en la quebrada Honda (de origen doméstico, turístico, agrícola, minero); ii) vertidos de agua residual urbana (alivios del colector perimetral al lago); iii) vertidos difusos del sector turístico con diferentes niveles de tratamiento; y, iv) el intercambio con el río Chicamocha regulado por operación de la compuerta (Figura 2.4).

Tabla 2.3. Características principales del lago Sochagota (Colombia).

| <b>Tipo de humedal</b>                       | <b>Continental lacustre - fluvial, construido sobre el área de drenaje de la quebrada Honda y Salitre.</b> |
|----------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Superficie (Km<sup>2</sup>)</b>           | 1.4                                                                                                        |
| <b>Profundidad media (m)</b>                 | 2.8                                                                                                        |
| <b>Conexión con otros sistemas</b>           | Río Chicamocha, quebrada Honda, distrito de riego.                                                         |
| <b>Mecanismo de regulación</b>               | Un canal con una compuerta                                                                                 |
| <b>Estado trófico</b>                        | Hipereutrófico                                                                                             |
| <b>Clasificación (Cowardin et al., 1979)</b> | Mesosalino <sup>7</sup> 3.5 - 7.1 psu                                                                      |

El Lago Sochagota ha sido transformado natural y antropogénicamente durante los últimos cincuenta años en un lago mesosalino gracias al flujo limitado hacia el río Chicamocha, el afloramiento e intercambio de agua con el acuífero y las aguas termominerales, así como, por el bajo aporte de la cuenca (caudales medios anuales en época seca de 0.024 m<sup>3</sup>/s).

<sup>6</sup> Datos proporcionados por Usochicamocha.

<sup>7</sup> Valor medio en 8 estaciones, año 2015

El proceso de salinización se explica, por un lado, debido al emplazamiento del sistema sobre un acuífero libre en zonas de humedales de ribera del cauce principal (quebrada Honda - río Salitre), y por el drenaje y uso de aguas termominerales en la cuenca con fines turísticos y recreativos, con su posterior vertido a la quebrada Honda. Por otro lado, la regulación ejercida a través de la compuerta, limita el flujo del lago hacia el río, favoreciendo el aprovechamiento del recurso para la agricultura (cierre de la compuerta más del 90% del año).

El humedal ha experimentado una fuerte presión antropogénica, tanto en el área de influencia cercana como en el ámbito regional. Las actividades agrícolas, pecuarias, recreativas, mineras y, en general, el aprovechamiento del recurso en la cuenca afluyente (526 captaciones en quebrada Honda, según el inventario realizado por la Autoridad Ambiental), se suma al desarrollo del sector turístico en los alrededores del Lago Sochagota, beneficiándose del paisaje y demás servicios que ofrece el humedal.

La población periférica al lago cuenta, desde el año 1998, con un sistema de alcantarillado perimetral (Barco & Méndez, 2010). El sistema se proyectó para la recolección de las aguas provenientes del sector hotelero, casas de recreo y cabañas existentes en las inmediaciones al Lago Sochagota. Los hoteles principales cuentan con sistema de tratamiento primario o secundario y el efluente se dirige al lago por filtración o al río Chicamocha (Inderena, Corporación Universitaria de Boyacá, 1987). Sin embargo, la capacidad del alcantarillado se ha visto superada en periodos de precipitación y en algunos tramos del colector, ante lo cual se ha previsto su ampliación en el marco del plan maestro de acueducto y alcantarillado de Paipa<sup>8</sup>.

En el contexto regional, el municipio de Paipa ha dinamizado su economía en torno al sector turístico, que utiliza las aguas termales y termominerales con fines recreativos de contacto primario y terapéutico, en centros turísticos, hoteles y piscinas municipales, entre otros. Una vez utilizado este recurso, los efluentes termales son almacenados temporalmente en dos tanques en tierra (próximos al lago), para su regulación y vertido, a través del canal Vargas o en forma directa al río Chicamocha (Figura 2.5). Estos sistemas son administrados por el Distrito de Riego y Drenaje de gran escala del Alto Chicamocha y Firavitoba (Usochicamocha) que, de forma sincrónica con los vertidos termominerales, realiza descargas desde el embalse La Copa, con el propósito de reducir la concentración de sales en el río Chicamocha mediante dilución.

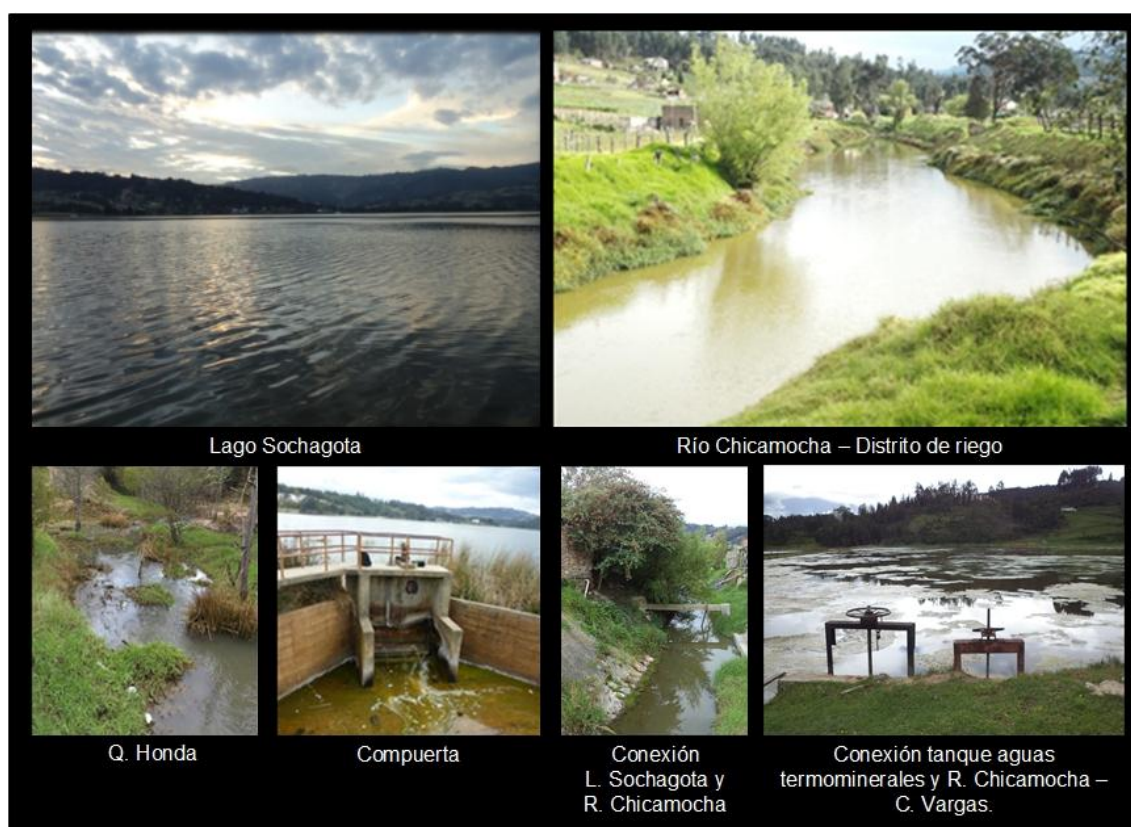
El río Chicamocha constituye una de las fuentes de abastecimiento de Duitama y Tibasosa y del sector industrial. Éste recibe en el área de influencia del distrito de riego, además del efluente del Lago Sochagota y los tanques de regulación de aguas termominerales, las aguas provenientes de las piscinas de enfriamiento empleadas por la termoeléctrica (Termopaipa) y los vertidos municipales de Paipa (PTAR<sup>9</sup>), Duitama, Nobsa, Sogamoso y del sector industrial, entre otros. Estas últimas ciudades cuentan con una población proyectada al año 2015 de 272998 habitantes (DANE, 2015).

---

<sup>8</sup> Datos proporcionados por Red Vital, Empresa de Servicios Públicos.

<sup>9</sup> Planta de tratamiento de aguas residuales.

---



| Característica                                    |      |
|---------------------------------------------------|------|
| Longitud total del canal (m)                      | 695  |
| Ancho total del canal en la zona de compuerta (m) | 8.5  |
| Número total de compuertas                        | 1    |
| Ancho medio de compuerta (m)                      | 2.30 |
| Cota de cierre total (m.s.n.m)                    | 2493 |

Figura 2.5. Sistema local, y características principales de las conexiones con el sistema agrícola regional.

En resumen, tres fuentes principales de contaminación se identifican en el Lago Sochagota: i) vertidos del sistema urbano (alivios del sistema de alcantarillado perimetral); ii) aguas residuales de los sistemas de tratamiento del sector turístico (contaminación difusa); y, iii) la quebrada Honda – río Salitre (aguas residuales domésticas, del sector turístico, la actividad agrícola y de la minería del carbón). El humedal se regula con fines de aprovechamiento agrícola, por lo tanto, su efluente se conduce al río Chicamocha, sumándose a vertidos y aportes de interés regional.

El área, a efectos de este estudio, contempla como límites físicos, el dique perimetral que separa la zona permanente inundada del humedal, de los enclaves turísticos. Así mismo, como elementos de unión entre los sistemas conexos cuenta con la compuerta y el canal de conexión entre el Lago Sochagota y el río Chicamocha (Figura 2.5), la quebrada Honda en la zona de entrada al lago y las área cercanas empleadas para actividades agrícolas (siembra de pasto) y turísticas.

Para caracterizar el Lago Sochagota, la Autoridad Ambiental (Corpoboyacá) desarrolló un estudio durante el año 2015, en el que se recolectó información histórica de la calidad físico-química y bacteriológica del humedal y se realizaron dos campañas de vigilancia ambiental en los meses de abril (periodo de mayor precipitación) y agosto (menor precipitación) en: quebrada Honda (7 estaciones y 7 tributarios), en el Lago Sochagota (8 estaciones de calidad a dos profundidades), fuentes termales, termominerales y similares (16 estaciones). Por estación se dispone de registros en campo y con información de 35 variables de calidad físico-química en la columna de agua. La localización de las estaciones en el Lago Sochagota se representa en la Figura 2.6, teniéndose en cuenta a efectos de esta investigación los registros del año 2015 e información complementaria de referencia<sup>10</sup>. El estudio incluyó dos campañas complementarias durante el año 2015 en los meses de marzo (campaña de 24 horas en 4 estaciones) y en noviembre (8 estaciones) con registros de calidad *in situ* y análisis de calidad bacteriológica, Demanda Biológica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno y Carbono Orgánico Total.

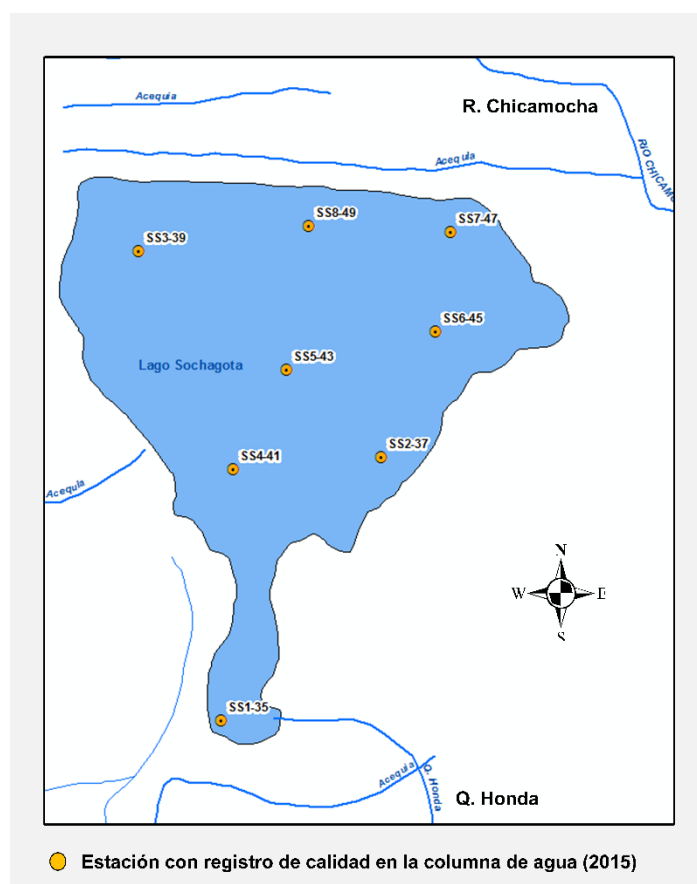


Figura 2.6. Localización de las estaciones de evaluación de calidad en el Lago Sochagota.

En la Tabla 2.4 se presenta una síntesis de los estadísticos descriptivos que tipifican la calidad de la columna de agua del Lago Sochagota teniendo en cuenta las campañas realizadas durante el año 2015. Las variables con mayor contribución a la variabilidad

<sup>10</sup> Datos proporcionados por Red Vital, Empresa de Servicios Públicos y Universidad de Boyacá.

espacio-temporal de la calidad de la columna de agua corresponden a: conductividad, nitritos, cloruros, alcalinidad, dureza total, dureza cálcica, dureza magnésica, sulfatos, Sólidos Disueltos Totales, sodio, coliformes totales y clorofila a.

Tabla 2.4. Calidad físico-química y bacteriológica de la columna de agua del Lago Sochagota. Estadísticos descriptivos de las variables ambientales evaluadas en el año 2015.

|                                                    | M | N  | Media   | Mínimo | Máximo    | Desv.   | C.V.   |
|----------------------------------------------------|---|----|---------|--------|-----------|---------|--------|
| Acidez (mg/l $\text{CaCO}_3$ )                     | 2 | 16 | 1.35    | 1.00   | 9.60      | 1.57    | 116.59 |
| Alcalinidad total (mg/l $\text{CaCO}_3$ )          | 2 | 16 | 440.56  | 106.00 | 879.00    | 154.26  | 35.01  |
| Carbono Orgánico Total (mg/l)                      | 2 | 16 | 31.84   | 1.50   | 299.00    | 51.18   | 160.75 |
| Clorofila a ( $\mu\text{g/l}$ )                    | 2 | 16 | 107.22  | 21.00  | 187.00    | 58.77   | 54.81  |
| Cloruros (mg/l)                                    | 2 | 16 | 1183.4  | 535.00 | 3060.00   | 495.08  | 41.83  |
| Coliformes Fecales (NMP/100 ml)                    | 2 | 16 | 439.62  | 27.00  | 1600.00   | 496.24  | 112.88 |
| Coliformes Totales (NMP/100 ml)                    | 2 | 16 | 73944.7 | 6120.0 | 251000.00 | 70739.4 | 95.67  |
| Color Real (UPC)                                   | 2 | 16 | 35.67   | 18.00  | 88.00     | 12.16   | 34.10  |
| Conductividad (dS/m)                               | 2 | 16 | 11.0    | 5.56   | 24.2      | 3.68    | 33.48  |
| DBO5 (mg $\text{O}_2/\text{l}$ )                   | 2 | 16 | 105.50  | 2.50   | 1120.00   | 195.04  | 184.88 |
| Disco de Secchi (m)                                | 2 | 16 | 0.17    | 0.06   | 0.30      | 0.07    | 44.36  |
| DQO (mg/l)                                         | 2 | 16 | 189.06  | 10.00  | 1710.00   | 291.18  | 154.01 |
| Dureza Cálcica (mg/l $\text{CaCO}_3$ )             | 2 | 16 | 101.65  | 62.40  | 124.00    | 13.19   | 12.97  |
| Dureza Magnésica (mg/l $\text{CaCO}_3$ )           | 2 | 16 | 38.99   | 12.00  | 73.00     | 17.38   | 44.58  |
| Dureza total (mg/l $\text{CaCO}_3$ )               | 2 | 16 | 140.65  | 76.70  | 175.00    | 26.52   | 18.85  |
| Fósforo Soluble total (mg P/l)                     | 2 | 16 | 0.22    | 0.06   | 2.30      | 0.43    | 190.86 |
| Fósforo Total (mg P/l)                             | 2 | 16 | 0.27    | 0.06   | 3.00      | 0.54    | 201.04 |
| Grasas y/o Aceites (mg/l)                          | 2 | 16 | 0.34    | 0.34   | 0.30      | 0.00    | 0.00   |
| Hierro total (mg/l)                                | 2 | 16 | 11.59   | 0.04   | 327.00    | 57.60   | 497.00 |
| Nitratos (mg $\text{N-NO}_3/\text{l}$ )            | 2 | 16 | 0.28    | 0.01   | 1.30      | 0.33    | 119.21 |
| Nitrógeno amoniacal (mg $\text{N-NH}_3/\text{l}$ ) | 2 | 16 | 0.50    | 0.50   | 0.50      | 0.00    | 0.00   |
| Nitrógeno total (mg N/l)                           | 2 | 16 | 1.50    | 1.50   | 1.50      | 0.00    | 0.00   |
| Nitritos (mg $\text{N-NO}_2/\text{l}$ )            | 2 | 16 | 0.02    | 0.00   | 0.30      | 0.05    | 264.97 |
| Oxígeno disuelto (mg/l)                            | 2 | 16 | 5.19    | 1.80   | 7.80      | 1.15    | 22.19  |
| pH                                                 | 2 | 16 | 8.89    | 5.56   | 9.70      | 0.78    | 8.77   |
| Silicio (mg/l)                                     | 2 | 16 | 3.36    | 1.50   | 27.90     | 4.70    | 139.93 |
| Sodio (mg/l)                                       | 2 | 16 | 2395.41 | 598.00 | 7630.00   | 1160.4  | 48.44  |
| Sólidos Disueltos (mg/l)                           | 2 | 16 | 6304.88 | 3129.0 | 15020.00  | 2381.4  | 37.77  |
| Sólidos Suspendidos (mg/l)                         | 2 | 16 | 1056.37 | 26.00  | 31900.00  | 5628.4  | 532.81 |
| Sólidos Totales (mg/l)                             | 2 | 16 | 7361.25 | 3220.0 | 36100.00  | 5755.7  | 78.19  |
| Sulfatos (mg/l)                                    | 2 | 16 | 3486.88 | 1830.0 | 7810.00   | 955.25  | 27.40  |
| Temperatura Ambiente ( $^{\circ}\text{C}$ )        | 2 | 16 | 17.59   | 10.00  | 25.00     | 4.10    | 23.32  |
| Temperatura del Agua ( $^{\circ}\text{C}$ )        | 2 | 16 | 19.28   | 14.00  | 24.00     | 1.95    | 10.14  |
| Tensoactivos (mg/l LAS)                            | 2 | 16 | 0.07    | 0.08   | 0.10      | 0.00    | 0.00   |
| Turbiedad (NTU)                                    | 2 | 16 | 59.85   | 17.90  | 1000.00   | 172.71  | 288.55 |

M: número de campañas; N: número de puntos de evaluación (en superficie y a la profundidad del disco de Secchi) en 8 estaciones de calidad; Desv.: desviación estándar; C.V: coeficiente de variación.

En relación a la calidad ambiental del Lago Sochagota, cabe resaltar que, en el año 1998 empezó el funcionamiento del colector perimetral, el cual se proyectó para la recolección de las aguas provenientes del sector hotelero, casas de recreo, y cabañas, existentes en las inmediaciones al Lago Sochagota. Sin embargo, el humedal presenta condiciones hipereutróficas.

La concentración de clorofila a supera los valores de referencia en lagos (OECD, 1982; White, 1983), con valores medios y máximos superiores a  $100 \mu\text{g/l}$ , indicadores de sistemas hipereutróficos. En la campaña llevada a cabo en abril de 2015 se presentan

los registros máximos de clorofila a y fósforo total, periodo en el cual las dinámicas estacionales (mayor precipitación), se suman a la presión que ejerce la calidad de los flujos de intercambio en el sistema.

Además, la concentración de fósforo total (PT) es un indicador del estado politrófico del Lago Sochagota, con registros superiores a 0.1 mg/l según la clasificación propuesta por Roldán (1992) en lagos neotropicales. Tanto las concentraciones de PT en el lago, como las medidas en la quebrada Honda [0.11 – 0.693 mg P/l] durante el mismo periodo permiten considerar al sistema como proclive a presentar problemas de eutrofización.

Por otro lado, la concentración de nitrógeno total (NT) también constituye un indicador del estado trófico del Lago Sochagota. Tanto las concentraciones de NT en el humedal, como las medidas en la quebrada Honda durante el mismo periodo en forma de nitratos [ $<0.1$ – 0.29 mg N/l] permiten considerar el sistema como proclive a presentar problemas de eutrofización. Sin embargo, los valores de referencia [0.0 – 1.0 mg/l] propuestos por Roldán (1992) sugieren unas condiciones menos críticas para el nitrógeno en comparación con el fósforo.

Finalmente, al igual que ocurre en la Albufera de Valencia, las altas concentraciones de dureza y sales disueltas en el lago y en la quebrada [dureza: 81 – 178 mg/l  $\text{CaCO}_3$ ; alcalinidad: 167 – 909 mg/l  $\text{CaCO}_3$ ; conductividad: 4.93 – 23.2 dS/m] sugieren un análisis más detallado de la dinámica de acumulación de sales que puede presentarse en el sistema, considerando la estrecha relación que existe entre estas variables y el oxígeno disuelto; de este último con la materia orgánica y, por otra parte, con los ciclos biogeoquímicos de naturaleza sedimentarias como el del fósforo o de los metales como el hierro.

En síntesis, la Albufera de Valencia y el Lago Sochagota representan humedales, costeros y continentales, de importancia económica y ambiental, con problemas de eutrofización, salinización y déficit hídrico. Ambos humedales se encuentran sometidos a fuerte presión agrícola y están regulados. La operación mediante el uso de compuertas en sendos humedales está altamente asociada con la regulación del sector agrícola, lo cual constituye un factor que restringe el intercambio natural de los humedales con los sistemas adyacentes, contribuyendo con el problema de eutrofización. De manera sinérgica, los procesos de salinización en la Albufera de Valencia se atribuyen al intercambio limitado con el mar Mediterráneo, mientras que en el Lago Sochagota la principal fuente de sales disueltas corresponde a las aguas termales, termominerales y mineralizadas que afloran en su interior o que forman parte de su afluente principal (quebrada Honda). En ambos sistemas, la Albufera de Valencia y el lago Sochagota, la presión antrópica por vertidos de aguas residuales contribuye con el aporte de sales, nutrientes, entre otros elementos, que actúan sinérgicamente en detrimento de su calidad. Finalmente, las presiones naturales asociadas con las condiciones climáticas, constituyen un factor adicional que influye en la oferta y demanda del recurso, principalmente del sector agrícola, y pueden contribuir con aportes o disminuir la disponibilidad de agua en el sistema.

# Capítulo 3.

## Metodología para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas

---

En este capítulo se describe la propuesta metodológica *OSSEM* (*Overall Susceptibility Assessment for Sustainable Environmental Management*) como herramienta de evaluación y gestión ambiental en humedales, costeros y continentales, sometidos a presiones agrícolas. La metodología se orienta a la gestión conjunta de los aspectos ambientales y humanos que afectan a la dinámica del humedal objeto de estudio (sistema socio-ecológico), reconociendo en la descripción del sistema la complejidad del mismo, y se desarrolla a partir del establecimiento de objetivos, límites y metas socio-ecológicos.

La susceptibilidad del sistema acuático a desarrollar problemas de eutrofización, cambios de salinidad y déficit hídrico se prioriza y aborda mediante el cálculo de tres descriptores estratégicos: el potencial de renovación ( $P_R$ ), el potencial de salinización ( $P_S$ ) y el potencial de déficit hídrico ( $P_{WD}$ ), respectivamente.

La valoración de los descriptores se fundamenta en la definición de límites específicos para el humedal objeto de estudio en condiciones hipotéticas de operación. Las condiciones hidrológicas, morfológicas, climáticas, operativas, de calidad y las impuestas por el uso del recurso son consideradas tanto en el cálculo de los límites como en la evaluación del sistema.

Estos descriptores son integrados mediante el índice multiparamétrico de susceptibilidad del sistema (*Overall Susceptibility Index, OSI*). El índice OSI integra los descriptores estratégicos con el fin de evaluar el cumplimiento de los objetivos o metas socio-ecológicos establecidos. De esta forma, las posibles acciones o estrategias de gestión del sistema son priorizadas.

---

### 3. METODOLOGÍA PARA LA GESTIÓN AMBIENTAL DE HUMEDALES COSTEROS Y CONTINENTALES SOMETIDOS A PRESIONES AGRÍCOLAS

- \* *La metodología propuesta en este capítulo se desarrolla tomando como base el artículo científico publicado en la revista Ecological Indicators 13: 129–143, por Usaquén, O., Gómez, A.G., García, A., Álvarez, C. y Revilla J.A., en 2012, bajo el título: “Methodology to assess sustainable management of water resources in coastal lagoons with agricultural uses: An application to the Albufera lagoon of Valencia (Eastern Spain)”.*

#### 3.1 ESTRATEGIA METODOLÓGICA OSSEM

El cambio en el estado ecológico de humedales costeros y continentales se relaciona con la interacción entre el humedal y los subsistemas adyacentes, así como con los procesos, dinámicas de transporte y transformaciones que ocurren en el interior del sistema y entre los compartimientos ambientales que lo constituyen (columna de agua, sedimentos, biota). Esta modificación en el estado ecológico del subsistema ambiental puede afectar al subsistema humano (OECD, 1993; Gentile, et al, 2001; EPA, 2008). En este sentido, la transformación en las características y en el estado ecológico de humedales sometidos a presiones naturales y antropogénicas, asociadas con el aprovechamiento agrícola, se refleja en tres procesos clave:

- i) Síntomas primarios y secundarios de eutrofización: debidos al aporte de nutrientes desde el medio externo (Bricker et al, 2003), a los sedimentos (Tye, Rawlins, Rushton, & Price, 2016) o asociados con las condiciones hidrodinámicas en sistemas altamente regulados (del Barrio et al., 2012).
- ii) Cambio en la salinidad del recurso: debido a la salinización del agua para riego y en función de las características del suelo, la tolerancia específica del cultivo, el sistema de riego, las necesidades de agua de lavado o lixiviación y las condiciones de evaporación y precipitación (McLusky y Elliot, 2007; Corwin et al., 2007; Letey & Feng, 2007; Letey et al., 2011).
- iii) Disponibilidad del recurso hídrico: debido a cambios hidromorfológicos en el cuerpo de agua (batimetría, nivel, distribución de sedimentos) y a la dinámica de operación (Oliveira et al., 2006).

Con el fin de evaluar la susceptibilidad frente a la eutrofización, salinización y déficit hídrico de humedales, la estrategia metodológica OSSEM (*Overall Susceptibility Assessment for Sustainable Environmental Management*) se desarrolla en un proceso iterativo de tres pasos. La metodología permite formular o reorientar las estrategias y alternativas de operación y gestión ambiental del recurso hídrico, en función de los resultados de la evaluación (Figura 3.1).

En primer lugar, el proceso de evaluación de la gestión sostenible reconoce las necesidades humanas y la maximización de los beneficios ambientales y humanos, para

el establecimiento de los objetivos socio-ecológicos: i) satisfacer las necesidades de agua (cantidad y calidad) para la actividad crítica, sin obviar la existencia de otros usos, ni el recurso base del sistema; y, ii) mejorar el estado ecológico del humedal maximizando los beneficios deseables por el subsistema social (establecimiento de metas).

Para aplicar este proceso, el sistema tiene que ser descrito (Paso 1). Posteriormente, se calculan los descriptores estratégicos relacionados con cada uno de los efectos socio-ecológicos: potencial de renovación ( $P_R$ ), potencial de salinización ( $P_S$ ) y potencial de déficit de agua ( $P_{WD}$ ) (Paso 2). Una vez calculados los descriptores, se integran mediante el índice general de susceptibilidad (OSI, *Overall Susceptibility Index*), con el fin de evaluar el cumplimiento de los objetivos y proponer las posibles acciones de mejora en la gestión del sistema (Paso 3). Con base en los resultados de OSI, se evalúa la gestión ambiental y su sostenibilidad en el periodo evaluado.

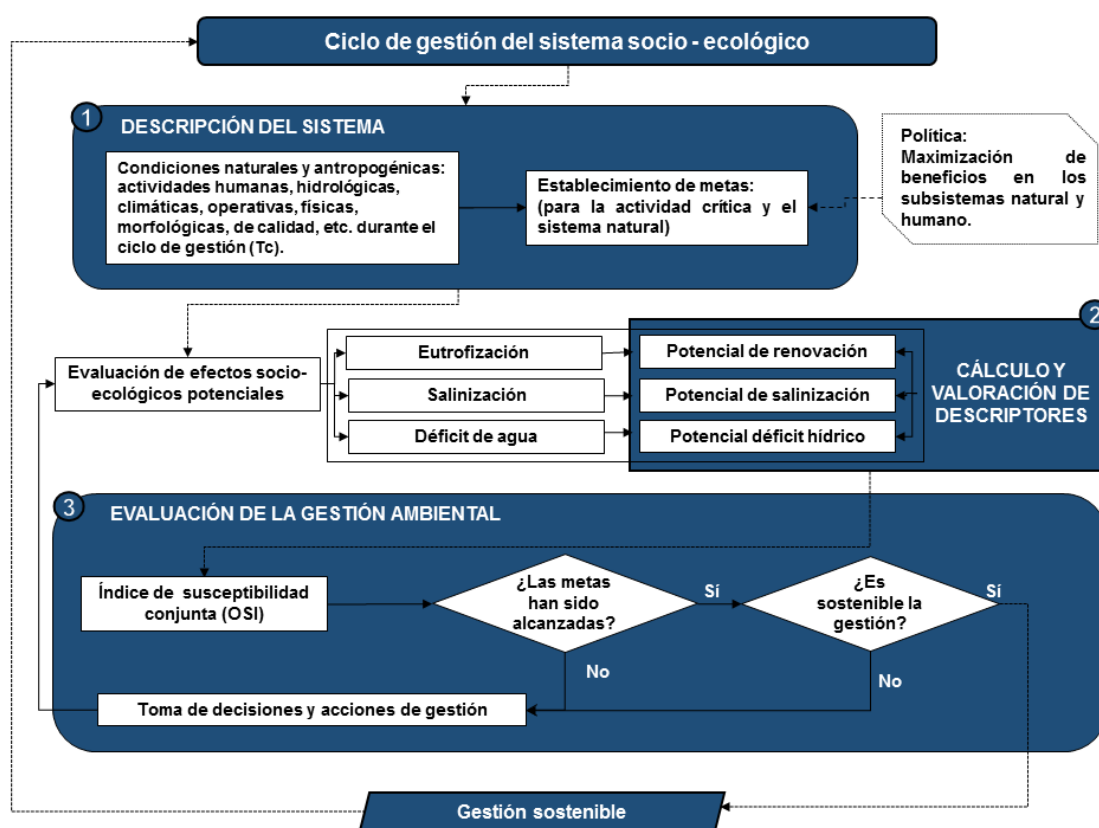


Figura 3.1. Representación gráfica de los pasos principales de la estrategia metodológica OSSEM para la evaluación de la susceptibilidad global del sistema.

A continuación se describen los diferentes pasos de la estrategia metodológica OSSEM.

### 3.2 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA

La descripción del sistema se representa a través de un modelo conceptual (Figura 3.2), que vincula los factores de tensión socio-ecológicos con sus posibles efectos ( $E_i$ ) en el sistema hídrico objeto de estudio ( $S_i$ ) y su relación con sistemas conexos ( $S_n$ ). Dichas tensiones están constituidas por actividades asociadas al uso del recurso, dinámicas humanas y naturales, entre otras condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, etc., que pueden afectar directa o indirectamente al cumplimiento de los objetivos propuestos para la gestión ambiental del humedal.

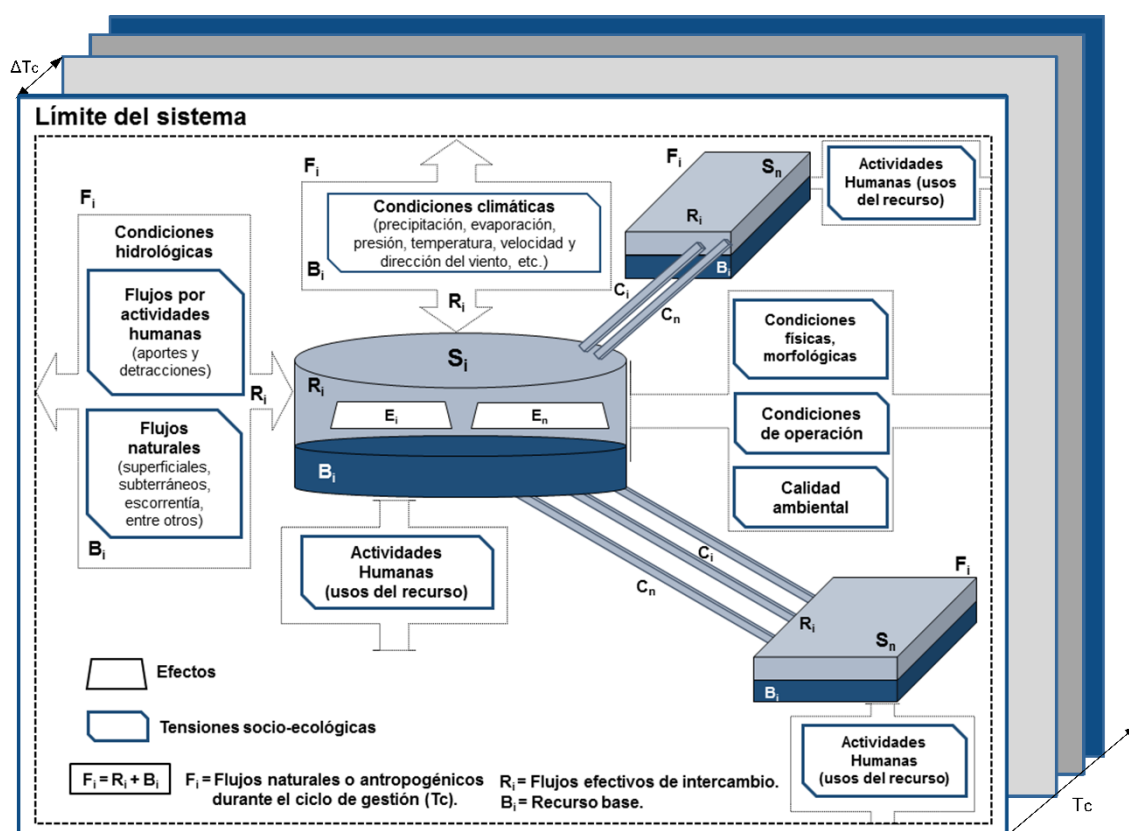


Figura 3.2. Modelo conceptual del sistema objeto de estudio.

La descripción del sistema contiene la información de partida necesaria para el siguiente paso de la metodología: el cálculo de los descriptores estratégicos. Las condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, climáticas y de operación en el área de interés permiten la formulación del modelo conceptual, para la posterior definición de estrategias de gestión del humedal (sistema socio-ecológico) a través de su evaluación.

A continuación se detallan los elementos a considerar en la descripción del sistema:

- **Descripción general:** permite conceptualizar el sistema a partir de su contexto e importancia social, cultural, económica y ecosistémica, con el fin de plantear los objetivos de gestión. Las características físicas y geográficas del sistema y

sus referentes regionales forman parte de la descripción: tipología, localización, superficie, profundidad, usos del suelo, actividades y servicios ecosistémicos que se desarrollan en el sistema y en los sistemas conexos, fuentes de agua y su relación con el sistema objeto de estudio, son algunos de los elementos que deben identificarse.

- **Actividades humanas:** la tipificación de las actividades se orienta a identificar los usos del recurso dentro de los límites del sistema (usos actuales y potenciales) y durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ). Se describen tanto el sistema hídrico objeto de estudio ( $S_i$ ) como los sistemas conexos ( $S_n$ ) en relación con el tipo de uso (directo o indirecto) y las actividades que comparten el recurso hídrico (p. ej. agricultura, consumo humano, turismo, etc.) y los servicios ecosistémicos de los que se beneficia el subsistema humano. En la descripción del sector agrícola se requiere conocer los cultivos existentes, su extensión, demanda y dinámica de uso del recurso, sistema y eficiencia de riego, flujos de retorno, entre otros elementos de interés para caracterizar el ciclo agrícola.
- **Límite del sistema:** se define el límite del sistema a partir de la descripción general del área de estudio, con base en la identificación de las actividades, sistemas adyacentes, flujos de intercambio, condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, climáticas, de calidad y operativas que forman parte del sistema objeto de estudio. La identificación de las tensiones socio-ecológicas permite la formulación del modelo conceptual del sistema para la definición de los límites físicos del humedal y de estrategias futuras de gestión o su evaluación.
- **Características físicas y morfológicas:** en función de su naturaleza o tipología, se recopilan los datos batimétricos o morfológicos de los diferentes componentes del sistema ( $S_i$ ,  $S_n$ ), así como, las características físicas (dimensiones, material, forma, entre otros) y la localización de las conexiones entre los mismos ( $C_i$ ,  $C_n$ : canales, acequias, ríos, compuertas, estructuras hidráulicas, etc.).
- **Ciclo de gestión ( $T_c$ ):** se define como el periodo o tiempo mínimo en el cual se requiere tomar decisiones frente a la gestión del sistema (p. ej. año hidrológico, ciclo agrícola, estación del año, semestre, etc.) y en el que se evaluará el cumplimiento de los objetivos propuestos (p. ej. calidad, estado ecológico, consumo de agua). El ciclo de gestión se discretiza en intervalos de tiempo ( $\Delta T_c$  = 1 día) para los cuales se calculan y valoran los descriptores estratégicos. La definición del ciclo de gestión debe estar sujeta a los hitos de la actividad crítica. La actividad crítica es la que más se beneficia o afecta en función de los efectos al sistema objeto de estudio ( $S_i$ ). Si la actividad crítica corresponde a la agricultura, el ciclo productivo, vegetativo y el calendario agrícola en el área de influencia específica constituyen elementos del ciclo de gestión, el cual se establece en función del uso del recurso (preparación del terreno, siembra, cultivo, riego y cosecha).
- **Condiciones hidrológicas:** se caracterizan mediante los flujos naturales y antropogénicos que intercambian los componentes del sistema a través de conexiones localizadas o áreas de interacción (distribuidas). Se recopilan los datos del nivel del sistema ( $S_i$ ), así como los de los sistemas adyacentes ( $S_n$ ).<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Disponer de información del nivel o altura de la columna de agua facilita la identificación de flujos desde y hacia el sistema, permitiendo detectar aportes potenciales o no revelados previamente, tales como, los de origen subterráneo, descargas accidentales o clandestinas, entre otros; de igual forma, posibilita reconocer y registrar el efecto de las dinámicas de operación y gestión con fines de mejora continua. Es importante que los responsables del registro o

En el caso de que uno de los sistemas adyacentes sean aguas litorales, el nivel de dicho sistema deberá contener el efecto inducido por la marea astronómica y meteorológica. En relación con los flujos de intercambio, deberá recopilarse información que permita reconstruir o disponer de las series de caudales, aportes por escorrentía tanto superficial como subterránea, detracciones, drenajes agrícolas, etc., durante el ciclo de gestión para facilitar la comprensión del balance hidrológico y su efecto en el nivel del sistema. Es deseable que la información esté discretizada en intervalos de tiempo<sup>2</sup> para los cuales se calculan los descriptores estratégicos ( $\Delta T_c = 1$  día).

- **Condiciones climáticas:** Se caracterizan mediante factores naturales que ejercen efecto en el sistema y constituyen condicionantes de la actividad crítica. Se requieren datos representativos de las condiciones climáticas en los límites del sistema, tales como: temperatura, presión, precipitación y evaporación, dirección e intensidad del viento, etc. Las variables climáticas mínimas a considerar son aquellas que ejercen influencia en la hidrodinámica del sistema objeto de estudio y se reflejan en el cambio en el nivel o superficie libre del mismo (precipitación, evaporación). En sistemas cuya actividad crítica es la agricultura, el balance de precipitación y evaporación puede condicionar la dinámica de oferta y demanda del recurso, de forma sinérgica y en función del método de riego, el tipo y las necesidades hídricas totales del cultivo, entre otros factores. En este sentido, variables como el viento, la temperatura ambiente y la temperatura del sistema, ejercen tensiones que se reflejan en la concentración de iones disueltos (conductividad, salinidad), por lo cual, es deseable que esta información se incorpore y esté discretizada en intervalos de tiempo para los cuales se calculan los descriptores estratégicos ( $\Delta T_c = 1$  día).
- **Condiciones de operación:** los flujos pueden ser objeto de regulación hidráulica a través de conexiones físicamente establecidas (p. ej. compuertas), condicionados ambientalmente (p. ej. caudal ecológico, caudal base) o delimitados socialmente (p. ej. volumen y nivel de operación del sistema en función del uso). Esto permite tipificar el recurso en flujos efectivos de intercambio ( $R_i$ ) y flujos o recurso base ( $B_i$ ) no efectivos para intercambio, no disponibles o condicionados para la gestión. Se requiere información que permita simular las condiciones de operación del sistema durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ). En este sentido, las características físicas e hidráulicas de las conexiones, los criterios y la dinámica de operación, duración, frecuencia de accionamiento del mecanismo de regulación, recurso disponible para la gestión ( $R_i$ ), periodos de vertido, sincronización con los flujos y las actividades de sistemas adyacentes, entre otros, deben establecerse en el área de influencia y los límites del sistema con fines de gestión. En sistemas regulados (p. ej. compuertas, bombeos, entre otros) es importante describir las conexiones ( $C_i$ ,  $i: 1, 2, \dots, n$ ) en cuanto a número, tipo, cotas o niveles de cierre y apertura o de accionamiento, dimensiones, material, frecuencia de operación, entre otros, que faciliten la modelización de los flujos de intercambio en el sistema.

---

seguimiento de esta variable reconozcan su importancia y participen en su evaluación, consignando cambios en las variables propuestas en la descripción del sistema para su posterior análisis o asociación.

<sup>2</sup> La definición de  $\Delta T_c$  reúne elementos asociados con: i) la capacidad de respuesta del sistema socio-ecológico frente a las tensiones de corto plazo (operativas, hidrológicas, etc.), y esto se refleja en el cálculo de los límites de cada descriptor; ii) la búsqueda para conciliar el esfuerzo en la gestión, reconociendo la variabilidad de los procesos, pero también la realidad de disponibilidad, acceso y gestión de la información en diferentes contextos socio-culturales; iii) la definición de  $T_c$  para prever la identificación de las dinámicas o variabilidad estacional (climatológica, de calidad, etc.), entre otras tensiones, cuyos efectos en el sistema pueden ser de medio o largo plazo (p. ej. morfológicas).

---

- **Calidad ambiental:** las características e indicadores del estado ecológico del humedal y de sus sistemas adyacentes, constituyen elementos para identificar posibles tensiones sobre el recurso y sus servicios ambientales. Las variables de calidad física, química y biológica que pueden relacionarse con los efectos de eutrofización y salinización en el sistema, constituyen referentes para el estudio (fósforo, clorofila, nitrógeno, oxígeno, conductividad, temperatura, etc.). En la metodología propuesta se requiere conocer la concentración de sales disueltas en el sistema objeto de estudio y en los sistemas adyacentes, para definir la concentración geogénica o mínima del sistema, los límites de referencia y el potencial de salinización durante el ciclo de gestión.
- **Efectos:** La metodología contempla el uso de tres indicadores para evaluar efectos potenciales de eutrofización, salinización y déficit hídrico. La definición de los efectos a evaluar es uno de los resultados que se infiere de la conceptualización del sistema (Figura 3.2) y de su descripción (paso 1); responde también al ciclo de gestión, mediante el análisis de los descriptores (paso 2) o de su integración (paso 3) a través del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) (Figura 3.1).

En el ciclo de gestión convergen actividades humanas y condiciones naturales, flujos de entrada y salida del humedal y condiciones de operación, entre otras tensiones asociadas con el uso del recurso. Las decisiones y alternativas de control o gestión son acciones, estrategias y políticas, que afectan potencialmente el sistema o su sostenibilidad. Para la definición de las metas en sistemas que incluyan la actividad agrícola, se recomienda identificar los cultivos críticos, esto es, aquellos con mayor demanda de agua y los menos tolerantes a la salinidad e implantados en terrenos con singularidades limitantes para la producción agrícola, de manera que la evaluación de la gestión contemple dichos condicionantes.

Se parte del supuesto que, el sistema responde a cambios en variables controlables (p. ej. aportes, detracciones, operación de compuertas, etc.). Las variables controlables, forman parte de las causas potenciales de los efectos (variables dependientes) que se manifiestan en el sistema (Casini, Mocenni, Paoletti, & Pranzo, 2015). En la metodología OSSEM, dichos efectos potenciales se evalúan mediante el uso de descriptores estratégicos que se emplean como indicadores de gestión y permiten evaluar el estado del recurso con enfoque de sostenibilidad, conectando las necesidades humanas con las del sistema natural. El cambio en los descriptores y en el índice OSI mediante estrategias o alternativas de gestión, refleja la respuesta potencial del sistema y, su evaluación, permite orientar la toma de decisiones y la gestión ambiental del recurso hídrico.

### 3.3 CÁLCULO Y VALORACIÓN DE DESCRIPTORES ESTRATÉGICOS

El diagnóstico de los posibles efectos en el área de influencia del sistema y su priorización en la gestión del humedal, resulta de la integración y análisis de: los usos del recurso, las condiciones de operación y la calidad ambiental (física, química, biológica), entre otras tensiones socio-ecológicas presentes en los compartimientos ambientales (columna de agua, sedimentos, biota, etc.).

En humedales sometidos a presiones agrícolas se ha priorizado la evaluación de tres efectos: eutrofización, salinización y déficit hídrico. Estos efectos, complejos en sí mismos, se relacionan con las condiciones climáticas, de operación, físicas, morfológicas e hidrológicas del sistema y, de forma sinérgica, actúan agudizando o reduciendo estos efectos. Por ello, la salud (estado) del sistema acuático y su potencialidad para usos agrícolas se representa y calcula por medio de tres descriptores estratégicos o indicadores de estado: i) potencial de renovación ( $P_R$ ); ii) potencial de salinización ( $P_s$ ); y, iii) potencial de déficit hídrico ( $P_{WD}$ ).

Estos descriptores se calculan a escala diaria ( $\Delta T_c = 1$  día). En función de los objetivos y metas de gestión establecidas, de la información recopilada en la descripción del sistema y de las herramientas numéricas disponibles, el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos podrá realizarse a escala global, para todo el sistema, o a escala local, para cada uno de los elementos en los que se discretice (elementos del dominio o celdas) (Figura 3.3). A escala global se representa la evolución diaria del descriptor a lo largo del ciclo de gestión ( $T_c$ ) en el sistema objeto de estudio, mientras que a escala local (celda), se obtiene la variación espacio-temporal del descriptor en el dominio durante este mismo periodo ( $T_c$ ).

Finalmente, se valora la susceptibilidad frente a la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico en función de los resultados de cada uno de los descriptores a escala global y/o local, teniendo en cuenta los límites de referencia establecidos. Los límites son propios de cada sistema y permiten definir los umbrales de cada categoría de susceptibilidad (baja, moderada, alta y muy alta). La distribución de frecuencia de cada descriptor (temporal o espacio-temporal) permite obtener una categoría general de la susceptibilidad del sistema. A escala local, el valor medio del descriptor en cada elemento del dominio es representativo de la susceptibilidad en el periodo  $T_c$ .

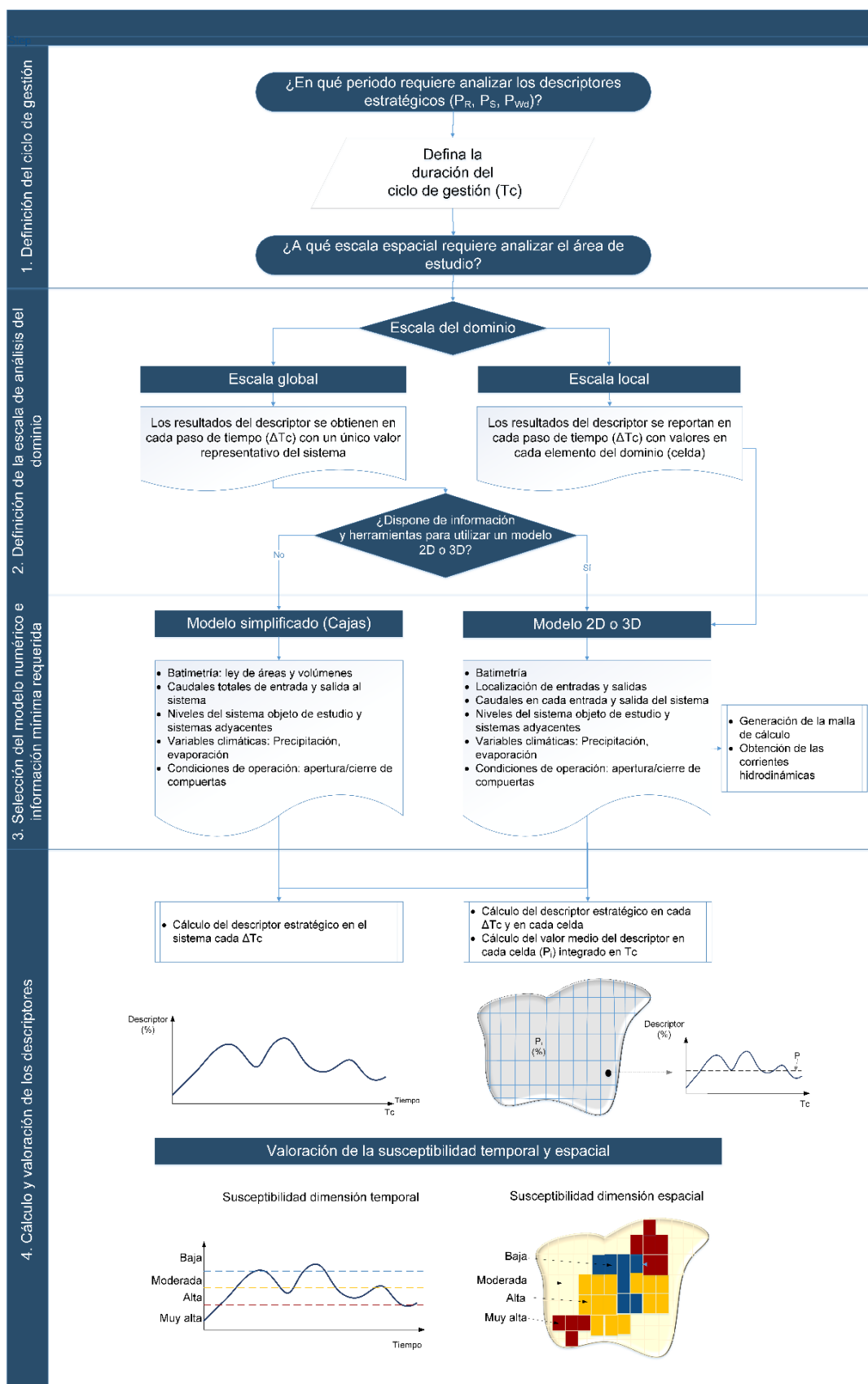


Figura 3.3. Representación gráfica de la metodología para el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos a escala global y local.

### 3.3.1 Potencial de renovación

La capacidad de renovación (potencial de renovación,  $P_R$ ) es el indicador que caracteriza la susceptibilidad de un dominio (global/sistema, local/celda) frente a la eutrofización. El potencial de renovación ( $P_R$ ) evalúa la capacidad diaria de un dominio a renovar su volumen de agua debido al ingreso o salida de flujos (dilución, concentración) o por sus dinámicas de transporte. Este descriptor se define como el porcentaje en el cual varía la concentración de un trazador conservativo introducido en el dominio transcurridas 24 horas ( $\Delta T_c$ ).

Para el cálculo del potencial de renovación se considera que (Figura 3.4): a) el dominio (sistema, celda) se comporta como un tanque completamente agitado; b) se introduce una masa de trazador ( $M_0$ ) en el instante inicial ( $t=0$ ) que garantiza una concentración homogénea en el dominio ( $C_0$ ); c) no se introduce masa adicional tras  $t=0$ . Una vez introducido el trazador en el dominio, se obtiene la concentración de la sustancia conservativa a las 24h para las condiciones climáticas (precipitación, evaporación, nivel de los sistemas adyacentes, dirección e intensidad del viento), condiciones hidrológicas (caudales de entrada y salida) y condiciones de operación (apertura/cierre de compuertas) en  $\Delta T_c$ .

El potencial de renovación se calcula diariamente durante el ciclo de gestión mediante la siguiente expresión:

$$P_R = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.1})$$

Donde:

$P_R$ : Potencial de renovación diario (%).

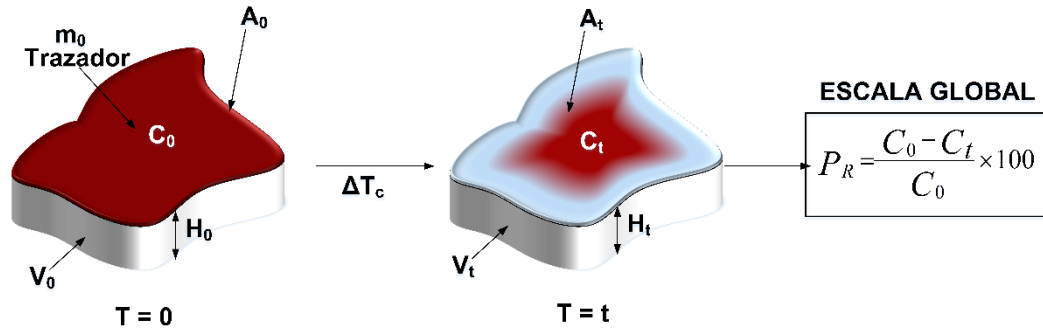
$C_0$ : Concentración de trazador en el instante inicial ( $t=0$ ) (mg/l).

$C_t$ : Concentración de trazador al cabo de 24 horas ( $\Delta T_c$ ) (mg/l).

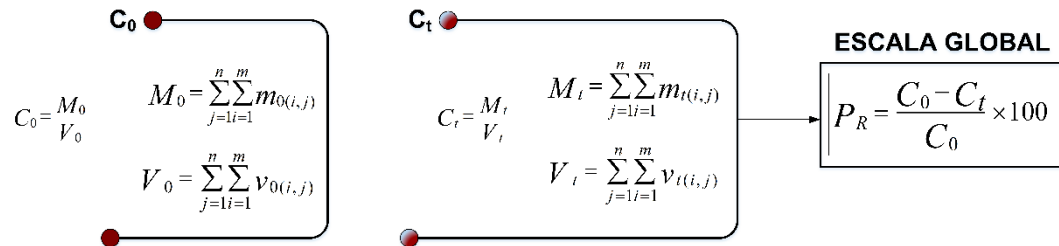
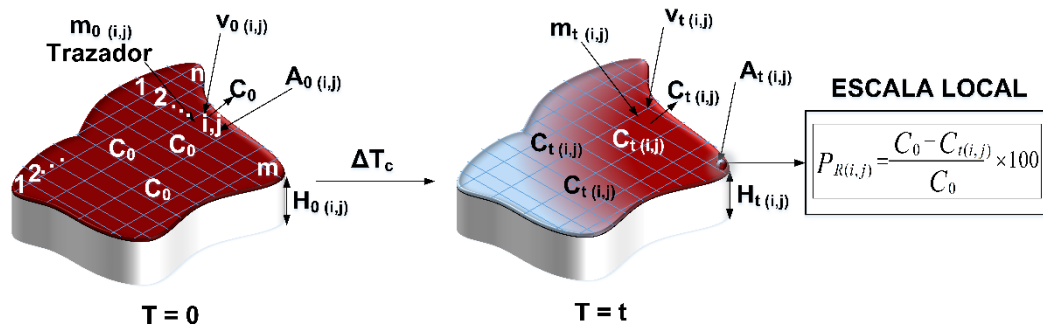
A escala global (sistema), la evolución temporal del potencial de renovación puede calcularse mediante el uso de modelos de caja, bidimensionales y tridimensionales (Figura 3.3). Sin embargo, a escala local (celda), la variación espacial del potencial de renovación requiere del uso de modelos bidimensionales o tridimensionales. Calculado el potencial de renovación diario para cada elemento del dominio, se obtiene el valor medio del potencial de renovación para todo el ciclo de gestión en cada celda.

Una vez obtenida la evolución temporal y/o la variabilidad espacial del potencial de renovación, se valora la susceptibilidad a la eutrofización. Cada potencial de renovación en  $\Delta T_c$ , en la evolución temporal, así como cada celda, en la dimensión espacial, se clasifica en función de cuatro categorías de susceptibilidad: muy alta, alta, moderada y baja (Tabla 3.1).

## MODELOS DE CAJAS



## MODELOS BIDIMENSIONALES O TRIDIMENSIONALES



$A_0$  : área en el tiempo  $t=0$ .  
 $H_0$  : profundidad de la columna de agua en el tiempo  $t=0$ .  
 $V_0$  : volumen del dominio en el tiempo  $t=0$ .  
 $C_0$  : Concentración de trazador en el tiempo  $t=0$ .  
 $m_0$  : masa de trazador en el tiempo  $t=0$ .  
 $T$  : paso de tiempo en el ciclo de gestión ( $T_c$ ).

$A_t$  : área en el tiempo  $t$ .  
 $H_t$  : profundidad de la columna de agua en el tiempo  $t$ .  
 $V_t$  : volumen del dominio en el tiempo  $t$ .  
 $C_t$  : Concentración de trazador en el tiempo  $t$ .  
 $m_t$  : masa de trazador en el tiempo  $t$ .  
 $i,j$  : posición del elemento diferencial en la malla de tamaño  $(m \times n)$ .

Figura 3.4. Representación gráfica de la metodología para el cálculo del potencial de renovación a escala global y local en modelos de cajas, bidimensionales o tridimensionales.

Tabla 3.1. Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente a la eutrofización a partir de los valores del potencial de renovación.

| Susceptibilidad a la eutrofización | Umbrales                      |
|------------------------------------|-------------------------------|
| Muy alta                           | $P_{Ri} \leq P_{R1}$          |
| Alta                               | $P_{R1} < P_{Ri} \leq P_{R2}$ |
| Moderada                           | $P_{R2} < P_{Ri} \leq P_{R3}$ |
| Baja                               | $P_{Ri} > P_{R3}$             |

$P_{Ri}$ : Potencial de renovación diario global o potencial de renovación medio para el ciclo de gestión en una celda.  
 $P_{R1}$ ,  $P_{R2}$ ,  $P_{R3}$ : Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente a la eutrofización.

Los umbrales de cada categoría ( $P_{R1}$ ,  $P_{R2}$ ,  $P_{R3}$ ) son específicos de cada sistema. Estos umbrales se calculan en función de la respuesta del sistema frente a escenarios hipotéticos y en condiciones ideales de mezcla (modelo de cajas). Durante 24h se mantienen de forma constante las condiciones de operación (aportes, detracciones, niveles, etc.). Las condiciones naturales (precipitación, evaporación) se incluyen en el cálculo de los umbrales, con el fin de evaluar su incidencia en el potencial de renovación. Los escenarios considerados se describen a continuación (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Escenarios hipotéticos de operación para el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la eutrofización en función del potencial de renovación.

| Escenario | Q <sub>r</sub> | Q <sub>e</sub>        | η <sub>b</sub> | η <sub>o</sub> | P    | E    | P <sub>R</sub> | Límite                                                                                                                                                                                                           |
|-----------|----------------|-----------------------|----------------|----------------|------|------|----------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| E1        | Mín.           | 0                     | Mín.           | Mín.           | Mín. | Máx. | Mín.<br>Máx.   | P <sub>R1</sub> : valor mínimo entre los escenarios E1 a E9<br><br>P <sub>R2</sub> : valor máximo de los mínimos entre los escenarios E1 a E6<br><br>P <sub>R3</sub> : valor máximo entre los escenarios E1 a E9 |
| E2        |                |                       | Prom.          | Prom.          |      |      |                |                                                                                                                                                                                                                  |
| E3        |                |                       | Máx.           | Máx.           |      |      |                |                                                                                                                                                                                                                  |
| E4        | Prom.          | 0.5 Q <sub>emáx</sub> | Mín.           | Mín.           | 0    | 0    | Mín.<br>Máx.   |                                                                                                                                                                                                                  |
| E5        |                |                       | Prom.          | Prom.          |      |      |                |                                                                                                                                                                                                                  |
| E6        |                |                       | Máx.           | Máx.           |      |      |                |                                                                                                                                                                                                                  |
| E7        | 0              | 0                     | Mín.           | Mín.           | Máx. | Mín. | Mín.<br>Máx.   |                                                                                                                                                                                                                  |
| E8        |                |                       | Prom.          | Prom.          |      |      |                |                                                                                                                                                                                                                  |
| E9        |                |                       | Máx.           | Máx.           |      |      |                |                                                                                                                                                                                                                  |

$Q_r$ : aportes de caudal al sistema;  $Q_e$ : caudal de salida del sistema o grado de apertura de compuertas;  $Q_{emáx}$ : caudal máximo de salida del sistema<sup>3</sup> o equivalente al 100% de apertura de compuertas;  $\eta_b$ : superficie libre o nivel en el interior del sistema;  $\eta_o$ : superficie libre o nivel en el exterior; P: precipitación; E: evaporación;  $P_R$ : potencial de renovación (%); Mín.: mínimo registrado durante el ciclo de gestión o recurso base (B); Prom: promedio durante el ciclo de gestión; Máx.: máximo durante el ciclo de gestión. Los umbrales son en forma ascendente ( $P_{R1} < P_{R2} < P_{R3}$ )

En los escenarios E1, E2 y E3 se condiciona el aporte de flujos de entrada (caudal, precipitación) a los mínimos alcanzados durante el ciclo de gestión, los flujos naturales de salida son máximos (evaporación) y los flujos de salida regulados antropogénicamente son nulos. En estas condiciones se calcula el potencial de renovación bajo tres alternativas de inicio de la simulación: nivel mínimo, nivel promedio y nivel máximo de la columna de agua en el sistema objeto de estudio ( $\eta_b$ ). Adicionalmente, si el nivel del agua en los sistemas conexos ( $\eta_o$ ) condiciona la hidrodinámica del sistema objeto de estudio, éste se incluye en la simulación y se calcula el potencial de renovación para los niveles mínimo, medio y máximo del sistema conexo.

<sup>3</sup> El caudal máximo de salida puede estar condicionado por: i) la dinámica u oferta hídrica natural; ii) la resiliencia y la capacidad de respuesta de los sistemas conexos ante el caudal de descarga; iii) la capacidad instalada o existente en las estructuras de regulación; iv) el efecto que ejerza en el sistema objeto de estudio (p. ej. en el nivel, en la salinidad o en otros indicadores de su estado ecológico) o en sus servicios ambientales (regulación, provisión, soporte o culturales).

De estos escenarios (E1 a E3) se registra el valor mínimo y el valor máximo del potencial de renovación.

En los escenarios E4, E5 y E6 se establece el aporte de flujos de entrada (caudal) como el valor medio durante el ciclo de gestión, las condiciones climatológicas (evaporación y precipitación) se consideran con efecto nulo y los flujos de salida regulados antropogénicamente corresponden al 50% del caudal máximo que se alcanzaría bajo condiciones de máxima apertura de las estructuras de regulación (compuertas, bombeos, canales de drenaje o similares) y, de no existir dicho mecanismo de control se considera el 50% del caudal máximo potencial de salida proyectado para el ciclo de gestión. Bajo estos supuestos se calcula el potencial de renovación considerando tres alternativas de inicio de la simulación: nivel mínimo, nivel promedio y nivel máximo en el sistema objeto de estudio ( $\eta_b$ ). Adicionalmente, si el nivel del agua en los sistemas conexos ( $\eta_o$ ) condiciona la hidrodinámica del sistema objeto de estudio, éste se incluye en la simulación y se calcula el potencial de renovación para los niveles mínimo, medio y máximo del sistema conexo. De estos escenarios (E4 a E6) se registra el valor mínimo y el valor máximo del potencial de renovación.

En los escenarios E7, E8 y E9 se establece el aporte de flujos de entrada y de salida regulados antropogénicamente (caudal) con un valor nulo, las condiciones climatológicas se definen como el máximo de precipitación y el mínimo de evaporación durante el ciclo de gestión. Bajo estos supuestos se calcula el potencial de renovación con tres alternativas de inicio de la simulación: nivel mínimo, nivel promedio y nivel máximo en el sistema objeto de estudio ( $\eta_b$ ). Al igual que en los escenarios anteriores, si el nivel del agua en los sistemas conexos ( $\eta_o$ ) condiciona la hidrodinámica del sistema objeto de estudio, éste se incluye en la simulación y se calcula el potencial de renovación para los niveles mínimo, medio y máximo del sistema conexo. Estos tres escenarios permiten identificar el máximo potencial de renovación que se alcanzaría por efecto de dilución. De estos escenarios (E7 a E9) se registra el valor mínimo y el valor máximo del potencial de renovación.

Los umbrales se definen en orden creciente ( $P_{R1} < P_{R2} < P_{R3}$ ).  $P_{R1}$  corresponde al límite entre las categorías de susceptibilidad muy alta y alta,  $P_{R2}$  marca el valor de transición entre las categorías alta y moderada y, finalmente,  $P_{R3}$  entre la categoría moderada y la condición de baja susceptibilidad a eutrofización. El umbral  $P_{R1}$  corresponde al mínimo valor obtenido de todos los potenciales de renovación en los escenarios hipotéticos evaluados (mínimo de los mínimos), en otras palabras, el mínimo de los tres conjuntos de escenarios (E1 a E3, E4 a E6 y E7 a E9). El umbral  $P_{R3}$ , por el contrario, se corresponde al máximo valor del potencial de renovación alcanzado entre los máximos de estos mismos conjuntos de escenarios (E1 a E9) (máximo de máximos). Para obtener el umbral  $P_{R2}$  únicamente se tienen en cuenta los escenarios (E1 a E3 y E4 a E6), de los valores mínimos de potencial se selecciona el mayor de los dos conjuntos de escenarios (máximo de los mínimos en E1 a E6).

De esta forma, una vez calculados los umbrales, a escala global, en la evolución temporal, el registro del potencial de renovación de cada paso de tiempo ( $\Delta T_c$ ) se clasifica en su correspondiente categoría de susceptibilidad, pudiéndose detectar periodos más susceptibles a la eutrofización durante el ciclo de gestión. Evaluando estos periodos, en función del ciclo agrícola, pueden establecerse estrategias de gestión con el fin de mejorar la potencialidad de renovación del sistema (Tabla 3.3). Mientras que a escala local (elementos del dominio), cada una de las celdas se clasifica en una de las

cuatro categorías de susceptibilidad, obteniéndose aquellas áreas más susceptibles a la eutrofización dentro del sistema. Detectando estas zonas, pueden definirse las medidas a aplicar para evitar procesos de eutrofización a escala espacial.

La interpretación de los resultados de los escenarios hipotéticos de operación (Tabla 3.2) permite detectar los factores que contribuyen con el cambio en el potencial de renovación: condiciones hidrológicas, climáticas, operativas, con el fin de orientar el planteamiento de estrategias de gestión del recurso hídrico. La gestión encaminada a optimizar la renovación del sistema debe considerar la susceptibilidad a salinización y déficit hídrico en conjunto. No obstante, la capacidad de renovación de un dominio puede optimizarse mediante la gestión de los flujos de entrada y salida del sistema, por lo tanto, las condiciones de calidad de estos flujos deben ser adecuadas para garantizar los requerimientos demandados por la actividad crítica. En la Tabla 3.3 se presenta una guía general para interpretar la valoración de cada una de las categorías de susceptibilidad a eutrofización en función del potencial de renovación.

Tabla 3.3. Interpretación de la valoración por categoría de susceptibilidad a la eutrofización en función del potencial de renovación y estrategias generales de gestión.

| Categoría       | Concepto                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
|-----------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Baja</b>     | La renovación del sistema/celda es alta, por lo tanto, el sistema/celda presenta baja susceptibilidad a eutrofizarse. La gestión de las tensiones (flujos de entrada, flujos de salida, operación, sincronización, etc.) en el sistema/celda y los sistemas/celdas adyacentes es adecuada. En procesos de mejora continua la dinámica de operación puede optimizarse buscando condiciones de calidad adecuada para la actividad crítica y en función de la susceptibilidad a la salinización y al déficit hídrico. Las condiciones naturales (precipitación, evaporación, viento, etc.) actúan sinérgicamente con las tensiones de origen antrópico favoreciendo o empeorando el potencial de renovación. |
| <b>Moderada</b> | La renovación del sistema/celda es moderada, por lo tanto, el sistema/celda presenta susceptibilidad moderada a eutrofizarse. Puede mejorarse la gestión de las tensiones mediante la optimización de los flujos de entrada del sistema/celda en condiciones de calidad adecuada para la actividad crítica y los flujos de salida, de forma sincrónica y en función de la susceptibilidad a la salinización y al déficit hídrico. Las condiciones naturales (precipitación, evaporación) pueden ejercer presión en el potencial de renovación.                                                                                                                                                            |
| <b>Alta</b>     | La renovación del sistema/celda es baja, por lo tanto, el sistema/celda presenta susceptibilidad alta a eutrofizarse. Debe optimizarse la gestión de las tensiones en función de la susceptibilidad a la salinización y al déficit hídrico. Las condiciones naturales (precipitación, evaporación, viento) pueden ejercer presión y contribuyen con el bajo potencial de renovación.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| <b>Muy alta</b> | La renovación del sistema/celda es muy baja, por lo tanto, el sistema/celda presenta susceptibilidad muy alta a eutrofizarse. Debe optimizarse la gestión de las tensiones en función de la susceptibilidad a la salinización y al déficit hídrico. Se requiere adelantar acciones en los sistemas/celdas conexos, pues junto con las condiciones naturales (precipitación, evaporación, viento) pueden contribuir con el muy bajo potencial de renovación.                                                                                                                                                                                                                                               |

### 3.3.2 Potencial de salinización

El potencial de salinización diario ( $P_s$ ) es el indicador que evalúa la posibilidad de que un dominio (global/sistema, local/celda) supere unas salinidades de referencia. Una salinidad de referencia se define como el máximo contenido de sales disueltas que admite la actividad crítica bajo diferentes condiciones o límites de aceptabilidad. El potencial de salinización evalúa la susceptibilidad diaria de un dominio a salinizarse. Este descriptor se define como el porcentaje en el cual varía la salinidad del dominio en cada paso de tiempo ( $\Delta T_c$ ), con respecto a su condición natural de salinidad ( $S_0$ ).

Para su cálculo se introduce en el dominio la concentración de iones disueltos ( $S_0$ ) correspondiente con la salinidad mínima en el ciclo de gestión o geogénica (Figura 3.5). En cada paso de tiempo se calcula la concentración de iones en solución (conductividad, salinidad o su equivalente) transcurridas 24h. Si no se dispone de información registrada en el sistema, el uso de modelos o herramientas de simulación debe permitir obtener la salinidad en el dominio. Para ello, se considera, como mínimo<sup>4</sup>, el efecto de las condiciones climáticas (precipitación, evaporación, nivel de los sistemas adyacentes, dirección e intensidad del viento<sup>5</sup>), hidrológicas (caudales de entrada y salida) y de operación (apertura/cierre de compuertas). El potencial de salinización de un dominio se calcula diariamente durante el ciclo de gestión mediante la siguiente expresión:

$$P_s = \frac{S_t - S_0}{S_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.2})$$

Donde:

$P_s$ : Potencial de salinización diario (%).

$S_0$ : Salinidad mínima en el ciclo de gestión o geogénica (dS/m o su equivalente).

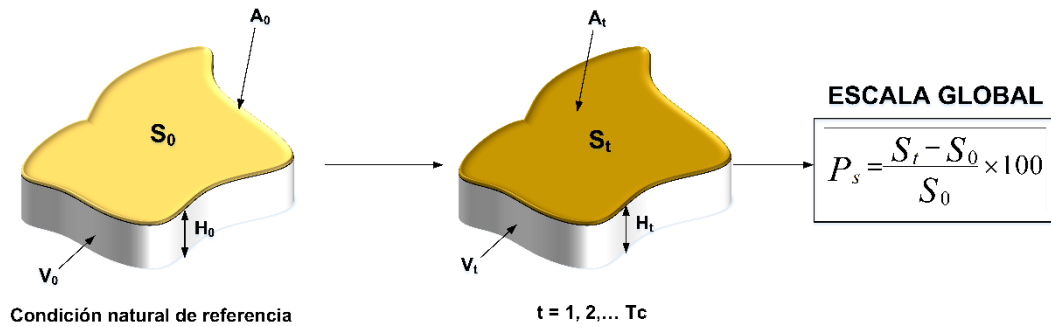
$S_t$ : Salinidad del dominio en el tiempo  $t$  (cada  $\Delta T_c$ ) (dS/m o su equivalente).

A escala global (sistema), la evolución temporal del potencial de salinización puede calcularse mediante el uso de modelos de caja, bidimensionales y tridimensionales (Figura 3.3). Sin embargo, a escala local (celda), la variación espacial del potencial de salinización requiere del uso de modelos bidimensionales o tridimensionales. Calculado el potencial de salinización diario para cada una de las celdas, al igual que ocurría con el potencial de renovación, se obtiene el valor medio del potencial de salinización para el ciclo de gestión a nivel de celda.

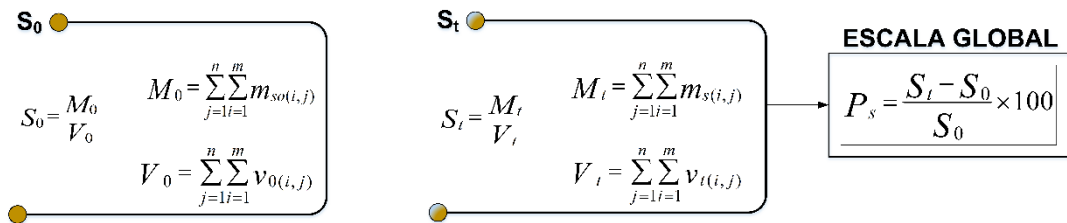
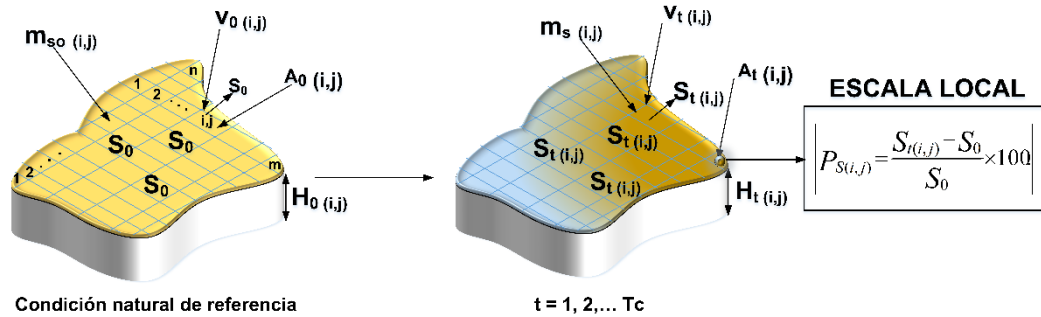
<sup>4</sup> En sistemas en los que por sus condiciones hidrodinámicas, climatológicas, de calidad o ecosistémicas (p. ej. tipo de vegetación) puedan ocurrir procesos de dilución, floculación, adsorción, absorción o sedimentación es importante tener en cuenta estos factores en el cálculo de la concentración de iones en solución.

<sup>5</sup> Es recomendable evaluar el efecto del viento en el cálculo de la concentración de sales o iones en solución. En sistemas de humedales y en la actividad agrícola el viento ejerce una tensión asociada con la dinámica de evapotranspiración.

## MODELOS DE CAJAS



## MODELOS BIDIMENSIONALES O TRIDIMENSIONALES



$A_0$  : área en el tiempo  $t=0$ .

$H_0$  : profundidad de la columna de agua en el tiempo  $t=0$ .

$V_0$  : volumen del dominio en el tiempo  $t=0$ .

$S_0$  : Concentración de iones en solución mínima o geogénica, en función de la naturaleza u origen del sistema.

$m_{so}$  : masa de iones en solución en el tiempo  $t=0$ .

$T$  : paso de tiempo en el ciclo de gestión ( $T_c$ ).

$A_t$  : área en el tiempo  $t$ .

$H_t$  : profundidad de la columna de agua en el tiempo  $t$ .

$V_t$  : volumen del dominio en el tiempo  $t$ .

$S_t$  : Concentración de iones en solución el tiempo  $t$ .

$m_s$  : masa de iones en solución en el tiempo  $t$ .

$i, j$  : posición del elemento diferencial en la malla de tamaño  $(m \times n)$ .

Figura 3.5. Representación gráfica de la metodología para el cálculo del potencial de salinización a escala global y local en modelos de cajas, bidimensionales o tridimensionales.

Una vez obtenida la evolución temporal y la variación espacial del potencial de salinización, se valora la susceptibilidad a la salinización. Los potenciales de salinización en cada  $\Delta T_c$ , en la evolución temporal, así como cada celda, en la variación espacial, se clasifican en función de cuatro categorías de susceptibilidad frente al incremento de sales disueltas: muy alta, alta, moderada y baja, considerando umbrales de referencia

máximos de salinización ( $P_{Smax1}$ ,  $P_{Smax2}$ ,  $P_{Smax3}$ ) por encima de los cuales el cultivo se vería afectado en su rendimiento (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente a la salinización a partir de los valores del potencial de salinización.

| Susceptibilidad a la salinización | Umbrales                            |
|-----------------------------------|-------------------------------------|
| Muy alta                          | $P_{Si} \geq P_{Smax1}$             |
| Alta                              | $P_{Smax2} \leq P_{Si} < P_{Smax1}$ |
| Moderada                          | $P_{Smax3} \leq P_{Si} < P_{Smax2}$ |
| Baja                              | $P_{Si} < P_{Smax3}$                |

$P_{Si}$ : Potencial de salinización global diario o potencial de salinización medio durante el ciclo de gestión en una celda.  
 $P_{Smax1}$ ,  $P_{Smax2}$ ,  $P_{Smax3}$ : Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente a la salinización.

Los potenciales de salinización máximos ( $P_{Smax1}$ ,  $P_{Smax2}$ ,  $P_{Smax3}$ ) se calculan a partir de la salinidad del agua de riego para tres valores de referencia ( $S_{R1}$ ,  $S_{R2}$ ,  $S_{R3}$ ). Los potenciales de salinización máximos se calculan para la condición más crítica, esto es el cultivo menos tolerante a la salinidad de los existentes o potenciales en el sistema. Las siguientes expresiones permiten calcular estos potenciales de salinización límite:

$$P_{Smax1} = \frac{(S_{R1} - S_0)}{S_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.3})$$

$$P_{Smax2} = \frac{(S_{R2} - S_0)}{S_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.4})$$

$$P_{Smax3} = \frac{(S_{R3} - S_0)}{S_0} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.5})$$

Donde:

$S_{R1}$ : Conductividad eléctrica del agua de riego a 25°C para una reducción del rendimiento en el cultivo del 50% (dS/m o su equivalente).

$S_{R2}$ : Conductividad eléctrica del agua de riego a 25°C para una reducción del rendimiento en el cultivo del 10% (dS/m o su equivalente).

$S_{R3}$ : Conductividad eléctrica del agua de riego a 25°C sin restricción en la mayoría de los cultivos (dS/m), se considera un valor igual o inferior a 0.75 para fracciones de lixiviación inferiores a 0.2.

Los valores de salinidad en el agua de riego ( $S_{R1}$ ,  $S_{R2}$ ,  $S_{R3}$ ) se calculan a partir de las conductividades en el extracto saturado del suelo ( $E_c$ ,  $E_{ce}$ ) empleando las siguientes expresiones:

$$S_{R1} = E_c \times K_R \quad (\text{Ecuación 3.6})$$

$$S_{R2} = E_{ce} \times K_R \quad (\text{Ecuación 3.7})$$

$$S_{R3} \leq 0.75$$

Donde:

$E_{ce}$ : Conductividad eléctrica media del extracto saturado del suelo a 25°C con una reducción del rendimiento del cultivo menor o igual al 10% (dS/m).

$E_c$ : Conductividad eléctrica media del extracto saturado del suelo a 25°C con una reducción del rendimiento del cultivo del 50% (dS/m).

$K_R$ : Factor para obtener la conductividad del agua de riego en función de la conductividad en el extracto saturado del suelo.

En la Tabla 3.5 se presentan algunos valores de referencia de la conductividad en el extracto saturado del suelo bajo dos condiciones de reducción del rendimiento en el cultivo. Se recomienda consultar estos límites del lado de la seguridad y de forma más detallada por especie o tipo de cultivo.

Tabla 3.5. Conductividad eléctrica del extracto de suelo y su efecto en el rendimiento para diferentes tipos de cultivos.

| Tipo de cultivo                                                                                    |           | $E_c$<br>(dS/m) | $E_{ce}$<br>(dS/m) | Observación                                                                                    |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|-----------------|--------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Fibra,<br>cereales y<br>cultivos<br>especiales.<br>Hortalizas.<br>Frutas y<br>árboles<br>frutales. | <b>S</b>  | > 3 - 4         | 1 – 3              | Sin problemas para uso agrícola (<0.75 dS/m). en la mayoría de cultivos                        |
|                                                                                                    |           |                 | 1 – 1.8            |                                                                                                |
|                                                                                                    |           |                 | 1.2 – 1.7          |                                                                                                |
|                                                                                                    | <b>MS</b> | >4 - 10         | 0.9 – 3.9          | Bajos o moderados problemas para uso en riego (0.75 – 3 dS/m).                                 |
|                                                                                                    |           |                 | 1 – 3.9            |                                                                                                |
|                                                                                                    |           |                 | 1.5 – 2.6          |                                                                                                |
|                                                                                                    | <b>MT</b> | >4 - 10         | 2.1 – 6.8          | La tolerancia absoluta depende del clima, las condiciones del suelo y las prácticas agrícolas. |
|                                                                                                    |           |                 | 4.0 – 6.3          |                                                                                                |
|                                                                                                    |           |                 | 4.0 – 4.7          |                                                                                                |
|                                                                                                    | <b>T</b>  | >10             | 4.1 – 11           | Dependiendo de la especie y el periodo vegetativo pueden ser menos tolerantes.                 |
|                                                                                                    |           |                 | 4.0 – 4.1          |                                                                                                |
|                                                                                                    |           |                 | 4.0 – 8.7          |                                                                                                |

S: Sensible; MS: Moderadamente Sensible; MT: Moderadamente Tolerantes; T: Tolerantes.

$E_c$ : Conductividad eléctrica media del extracto saturado del suelo a 25°C con una reducción del rendimiento del cultivo del 50% (dS/m).

$E_{ce}$ : Conductividad eléctrica media del extracto saturado del suelo a 25°C con una reducción del rendimiento del cultivo menor o igual al 10% (dS/m).

Fuente: Adaptado de Bouwer & Idelovitch (1987); Maas (1989); Shannon & Grieve (1999); FAO (1985).

Para obtener el factor  $K_R$  se requiere: i) calcular o definir una eficiencia de riego ( $E_i$ ); y, ii) calcular o definir la fracción de lixiviación para el cultivo crítico ( $F_L$ ). La eficiencia de riego se define como la relación entre la evapotranspiración o uso consuntivo de agua en el cultivo y la cantidad de agua que ingresa al cultivo según la Ecuación 3.8.

$$E_i = \frac{D_{et}}{D_i} \quad \text{(Ecuación 3.8)}$$

Donde:

$D_{et}$ : Evapotranspiración o uso consuntivo de agua en el cultivo (mm).

$D_i$ : Cantidad de agua de riego que ingresa al cultivo (mm).

La eficiencia de riego ( $E_i$ ) se relaciona con la fracción de lixiviación y puede ser utilizada para obtener la calidad del agua de irrigación (Letey et al., 2011b; Corwin et al., 2007; Bouwer & Idelovitch, 1987).

$$F_L = 1 - E_i \quad (\text{Ecuación 3.9})$$

Finalmente, el factor  $K_R$  puede calcularse en función de la fracción de lixiviación según se expresa en la siguiente ecuación:

$$K_R = \frac{5F_L}{(1+F_L)} \quad (\text{Ecuación 3.10})$$

Una vez calculados los umbrales,  $P_{smax1}$  se corresponde al límite entre las categorías de susceptibilidad muy alta y alta,  $P_{smax2}$  marca el valor de transición entre las categorías alta y moderada y, finalmente,  $P_{smax3}$  entre la categoría moderada y la condición de baja susceptibilidad a salinización.

De esta forma, a escala global, en la evolución temporal, los potenciales de salinización diarios se clasifican en las cuatro categorías de susceptibilidad, pudiéndose detectar periodos más susceptibles a la salinización durante el ciclo de gestión. Evaluando estos periodos, en función del ciclo agrícola, pueden establecerse estrategias de gestión que contribuyan con la disminución de iones en solución a escala temporal. Mientras que a escala local, en la dimensión espacial, cada una de las celdas se clasifica en las cuatro categorías de susceptibilidad, obteniéndose aquellas áreas más susceptibles a la salinización dentro del sistema. Detectando estas zonas, pueden definirse las medidas a aplicar a escala espacial con el fin de que el sistema y los cultivos no se vean afectados por la salinidad.

Las medidas para reducir la susceptibilidad frente a la salinización deben incluir estrategias derivadas de la gestión operativa (hidrodinámica) e incorporar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares del sistema productivo (especie, tipo de suelo, prácticas agrícolas, método de riego, ciclo vegetativo, etc.). En el caso de muy alta susceptibilidad deben evaluarse, de forma complementaria, opciones dirigidas a la diversificación agrícola con cultivos más tolerantes, explorar fuentes alternativas para riego<sup>6</sup> y emprender acciones conjuntas de reducción del potencial de salinización, de déficit hídrico y aumento del potencial de renovación (Tabla 3.6).

<sup>6</sup> Evaluar si la condición natural del sistema ( $S_o$ ) permite el desarrollo del cultivo e identificar las fuentes (naturales y antropogénicas) que contribuyen con el incremento en la concentración de iones en solución en el sistema, con el fin de orientar acciones de gestión desde el origen y naturaleza de estos aportes.

Tabla 3.6. Interpretación de la valoración por categoría de susceptibilidad a iones en solución en función del potencial de salinización y estrategias generales de gestión.

| Categoría       | Concepto                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |
|-----------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Baja</b>     | El sistema/celda presenta baja susceptibilidad a salinizarse. El uso del recurso para riego es adecuado para la mayoría de cultivos. No se espera un efecto adverso en el rendimiento del cultivo. Se recomienda adelantar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares del sistema productivo (especie, tipo de suelo, prácticas agrícolas, sistema de riego, ciclo vegetativo)                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| <b>Moderada</b> | El sistema/celda presenta susceptibilidad moderada a salinizarse. El uso del recurso para riego es aceptable para la mayoría de cultivos. Se espera una reducción en el rendimiento del cultivo menor o igual al 10%. Se recomienda adelantar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares del sistema productivo (especie, tipo de suelo, prácticas agrícolas, sistema de riego, ciclo vegetativo) y evaluar alternativas en la diversificación agrícola con cultivos más tolerantes o emprender acciones conjuntas de reducción del potencial de salinización, de déficit hídrico y aumento del potencial de renovación.                                                                      |
| <b>Alta</b>     | El sistema/celda presenta susceptibilidad alta a salinizarse. El uso del recurso para riego de cultivos sensibles puede generar una reducción en el rendimiento del cultivo menor o igual al 50%. Se recomienda adelantar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares del sistema productivo (especie, tipo de suelo, prácticas agrícolas, sistema de riego, ciclo vegetativo), evaluar opciones orientadas a la diversificación agrícola con cultivos más tolerantes y emprender acciones conjuntas de reducción del potencial de salinización, de déficit hídrico y aumento del potencial de renovación.                                                                                     |
| <b>Muy alta</b> | El sistema/celda presenta susceptibilidad muy alta a salinizarse. El uso del recurso para riego de cultivos sensibles puede generar una reducción en el rendimiento del cultivo mayor o igual al 50%. Se recomiendan acciones encaminadas a la evaluación y gestión en función de las condiciones particulares del sistema productivo (especie, tipo de suelo, prácticas agrícolas, sistema de riego, ciclo vegetativo), a la evaluación de opciones orientadas a la diversificación agrícola con cultivos más tolerantes, a la exploración de fuentes alternativas para riego y al emprendimiento de acciones conjuntas de reducción del potencial de salinización, de déficit hídrico y aumento del potencial de renovación. |

### 3.3.3 Potencial de déficit hídrico

El potencial de déficit hídrico diario ( $P_{wd}$ ) es el indicador que evalúa la susceptibilidad de un dominio (global/sistema, local/celda) frente a la disponibilidad del recurso para los subsistemas natural y humano. El potencial de déficit hídrico ( $P_{wd}$ ) permite valorar la susceptibilidad del dominio a presentar o no un déficit o descenso en el nivel con respecto a niveles de referencia ( $L_R$ ). Los niveles de referencia se definen en función de la demanda de agua antropogénica de la actividad crítica y los requerimientos mínimos ambientales del recurso base. Este indicador se define como el porcentaje en el cual varía el nivel del agua en el dominio con respecto a un nivel de referencia crítico ( $\eta_c$ ) en un periodo de 24 horas ( $\Delta T_c$ ).

$$P_{wd} = \frac{L_t - \eta_c}{\eta_c} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.11})$$

Donde:

$P_{wd}$ : Potencial de déficit hídrico diario (%)

$L_t$ : nivel o profundidad de la columna de agua (diario) en el dominio (m).

$\eta_c$ : nivel o profundidad crítica en el dominio (m).

El nivel crítico ( $\eta_c$ ) se corresponde con el nivel o profundidad en el sistema/celda que satisface las necesidades de agua en la actividad de mayor demanda de recurso (actividad crítica) sin comprometer el recurso base del sistema. Si la actividad crítica es la agricultura, el periodo en el cual se evalúa y define el nivel crítico en el sistema/celda que suministra el agua para riego, corresponde a aquellos pasos de tiempo ( $\Delta T_c$ ) en los que existe demanda de agua en las diferentes etapas del cultivo, bajo mínimas condiciones de presión natural, es decir, cuando el balance de precipitación y evaporación tiende a cero ( $P-E \cong 0$ ); el promedio del nivel en el sistema en este periodo es representativo del nivel crítico. Sin embargo, es recomendable verificar que el nivel crítico así definido, satisface las necesidades totales de agua en el cultivo (evapotranspiración o uso consuntivo, agua de percolación profunda, eficiencia de riego, etc.), sin comprometer el recurso base del sistema y el desarrollo de vegetación hidrófita propia del humedal, que crece en la zona permanentemente inundada o de transición (rivera, intermareal, etc.).

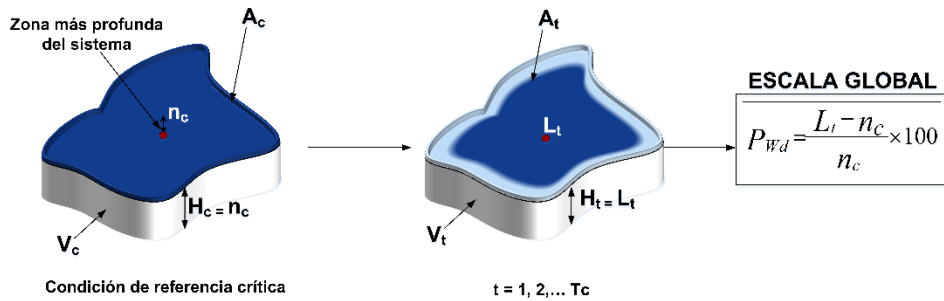
Para el cálculo del potencial de déficit hídrico (Figura 3.6) en cada paso de tiempo (24h) se requiere conocer el nivel de la columna de agua en el sistema. Si no se dispone de información registrada en el medio, el uso de modelos o herramientas de simulación debe permitir obtener diariamente el nivel en el dominio ( $L_t$ ) considerando como mínimo el efecto de las condiciones climáticas (precipitación, evaporación, nivel de los sistemas adyacentes, dirección e intensidad del viento<sup>7</sup>), hidrológicas (caudales de entrada y salida) y de operación (apertura/cierre de compuertas) durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ).

<sup>7</sup> Es recomendable evaluar el efecto de la precipitación, la evaporación y el viento en el nivel de la columna de agua. En sistemas de humedales y en la actividad agrícola estas características climatológicas ejercen tensiones asociadas con la dinámica de evapotranspiración, la oferta y demanda de recurso.

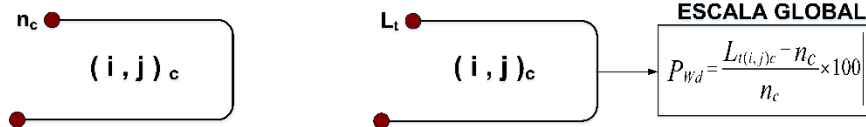
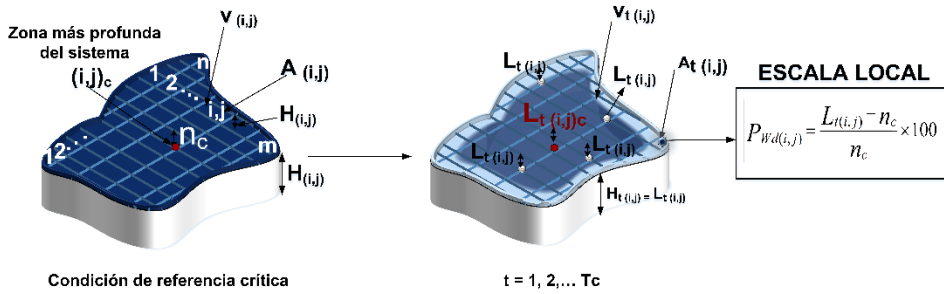
El nivel diario en el dominio ( $L_t$ ) se relaciona con el nivel crítico ( $\eta_c$ ) para calcular el potencial de déficit hídrico ( $P_{wd}$ ). Este descriptor se compara, posteriormente, con los potenciales de referencia para evaluar la susceptibilidad frente al déficit hídrico.

A escala global (sistema), la evolución temporal de los potenciales de déficit hídrico pueden calcularse mediante el uso de modelos de caja, bidimensionales o tridimensionales (Figura 3.3). Sin embargo, a escala local (celda), la variación espacial del potencial de déficit hídrico requiere del uso de modelos bidimensionales o tridimensionales. Calculado el potencial de déficit hídrico para cada una de las celdas, se obtiene el valor medio para el ciclo de gestión a nivel de celda.

### MODELOS DE CAJAS



### MODELOS BIDIMENSIONALES O TRIDIMENSIONALES



$A_c$ : área superficial para el nivel crítico.  
 $H_c$ : profundidad de la columna de agua crítica ( $n_c$ ) en la zona más profunda del sistema.  
 $V_c$ : volumen del dominio para el nivel crítico.  
 $V_t$ : volumen del dominio en el tiempo  $t$ .  
 $T$ : paso de tiempo en el ciclo de gestión ( $T_c$ ).  
 $i, j$ : posición del elemento diferencial en la malla de tamaño ( $m \times n$ ).

$A_t$ : área superficial para el nivel en el tiempo  $t$ .  
 $H_t$ : profundidad de la columna de agua en el tiempo  $t$  ( $L_t$ ) en la zona más profunda del sistema.  
 $L_t(i,j)$ : profundidad de la columna de agua en el tiempo  $t$  en cada elemento diferencial  $(i,j)$  del sistema.  
 $L_t(i,j)_c$ : profundidad de la columna de agua en el tiempo  $t$  en la zona más profunda del sistema ( $(i,j)_c$ ).

Figura 3.6. Representación gráfica de la metodología para el cálculo del potencial de déficit hídrico a escala global y local en modelos de cajas, bidimensionales o tridimensionales.

Una vez obtenida la evolución temporal y la variación espacial del potencial de déficit hídrico se valora su susceptibilidad. Cada uno de los días del ciclo de gestión, en la evolución temporal, así como cada celda, en la variación espacial, se clasifican en cuatro categorías de susceptibilidad: muy alta, alta, moderada y baja (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente al déficit hídrico.

| Susceptibilidad a déficit hídrico | Umbrales                         |
|-----------------------------------|----------------------------------|
| Muy alta                          | $P_{Wdi} \leq P_{Wd1}$           |
| Alta                              | $P_{Wd1} < P_{Wdi} \leq P_{Wd2}$ |
| Moderada                          | $P_{Wd2} < P_{Wdi} \leq P_{Wd3}$ |
| Baja                              | $P_{Wdi} > P_{Wd3}$              |

$P_{Wdi}$ : Potencial de déficit hídrico global diario o potencial de déficit hídrico medio durante el ciclo de gestión en una celda.

$P_{Wd1}$ ,  $P_{Wd2}$ ,  $P_{Wd3}$ : Umbrales para la valoración de la susceptibilidad frente al déficit hídrico.

Los potenciales de referencia ( $P_{Wd1}$ ,  $P_{Wd2}$ ,  $P_{Wd3}$ ) son específicos de cada sistema y se calculan a partir de sus correspondientes niveles de referencia ( $L_{R1}$ ,  $L_{R2}$ ,  $L_{R3}$ ). Estos niveles se calculan, haciendo uso de un modelo de cajas, en función de la respuesta del sistema frente a escenarios hipotéticos de operación en un periodo de 24 horas ( $\Delta T_c$ ). Los escenarios considerados se describen a continuación (Tabla 3.8).

Tabla 3.8. Escenarios hipotéticos de operación para el cálculo de los niveles demandados para la valoración de la susceptibilidad frente al déficit hídrico.

| Escenario | $Q_r$ | $Q_e$              | $\eta_b$ | $\eta_o$ | P    | E    | Límite   |
|-----------|-------|--------------------|----------|----------|------|------|----------|
| E1        | Mín.  | $Q_{em\acute{a}x}$ | $\eta_c$ | Mín.     | Mín. | Máx. | $L_{R1}$ |
| E2        | Prom. | $Q_{em\acute{a}x}$ | $\eta_c$ | Prom.    | 0    | 0    | $L_{R2}$ |
| E3        | Máx.  | $Q_{em\acute{a}x}$ | $\eta_c$ | Máx.     | Máx. | Mín. | $L_{R3}$ |

$Q_r$ : aportes de caudal al sistema;  $Q_e$ : caudal de salida del sistema o grado de apertura de compuertas;  $Q_{em\acute{a}x}$ : caudal máximo de salida del sistema<sup>8</sup> o equivalente al 100% de apertura de compuertas;  $\eta_b$ : superficie libre o nivel en el interior del sistema;  $\eta_o$ : superficie libre o nivel en el exterior si su conexión afecta el nivel del sistema objeto de estudio;  $\eta_c$ : nivel crítico; P: precipitación; E: evaporación; Mín.: mínimo registrado durante el ciclo de gestión o recurso base (Bi); Máx.: máximo durante el ciclo de gestión; Prom: promedio durante el ciclo de gestión.

Los niveles o límites de referencia ( $L_{R1}$ ,  $L_{R2}$ ,  $L_{R3}$ ) permiten obtener los umbrales de las categorías de susceptibilidad, empleando las siguientes expresiones.

$$P_{Wd1} = \frac{L_{R1} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.12})$$

$$P_{Wd2} = \frac{L_{R2} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.13})$$

$$P_{Wd3} = \frac{L_{R3} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 \quad (\text{Ecuación 3.14})$$

<sup>8</sup> El caudal máximo de salida puede estar condicionado por: i) la dinámica u oferta hídrica natural; ii) la resiliencia y capacidad de respuesta de los sistemas conexos ante el caudal de descarga; iii) la capacidad instalada de las estructuras de regulación; iv) el efecto que ejerza en el sistema objeto de estudio (p. ej. en el nivel, en la salinidad o en otros indicadores de su estado ecológico) o en sus servicios ambientales (regulación, provisión, soporte o culturales).

Donde:

$L_{R1}$ : Nivel del sistema objeto de estudio considerando caudales de entrada, nivel en sistemas conexos y precipitación mínimos, flujos de salida máximos (caudal y evaporación).

$L_{R2}$ : Nivel del sistema objeto de estudio considerando caudales de entrada y nivel en sistemas conexos promedio, flujos de salida máximos (caudal) y efecto nulo en las condiciones climáticas (precipitación y evaporación).

$L_{R3}$ : Nivel del sistema objeto de estudio considerando caudales de entrada, nivel en sistemas conexos y precipitación máximos, flujos de salida máximos (caudal) y evaporación mínima.

En el escenario E1 se condiciona el aporte de flujos de entrada (caudal, precipitación) a los mínimos alcanzados durante el ciclo de gestión, mientras que los flujos de salida naturales (evaporación) y los regulados antropogénicamente son máximos. Adicionalmente, se considera el nivel crítico para el nivel del sistema objeto de estudio ( $\eta_b$ ) y un nivel mínimo para el nivel del agua en los sistemas conexos ( $\eta_o$ ). En estas condiciones se calcula el nivel de referencia  $L_{R1}$ .

En el escenario E2 se establece que el aporte de flujos de entrada (caudal) como el valor medio durante el ciclo de gestión, las condiciones climatológicas (evaporación y precipitación) se consideran con efecto nulo y los flujos de salida regulados antropogénicamente corresponden al caudal máximo. En este caso, se considera el nivel crítico para el nivel del sistema objeto de estudio ( $\eta_b$ ) y un nivel promedio para el nivel del agua en los sistemas conexos ( $\eta_o$ ). En estas condiciones se calcula el nivel de referencia  $L_{R2}$ .

Finalmente, en el escenario E3 se establece el aporte de flujos de entrada y de salida regulados antropogénicamente (caudal) con valores máximos, y las condiciones climatológicas se definen como el máximo de precipitación y el mínimo de evaporación durante el ciclo de gestión. En este caso, se considera el nivel crítico para el nivel del sistema objeto de estudio ( $\eta_b$ ) y un nivel máximo para el nivel del agua en los sistemas conexos ( $\eta_o$ ). Bajo estos supuestos se calcula el nivel de referencia  $L_{R3}$ .

Estos niveles de referencia permiten establecer los umbrales de valoración:  $P_{wd1}$  corresponde al límite entre las categorías de susceptibilidad muy alta y alta;  $P_{wd2}$  marca el valor de transición entre las categorías alta y moderada; y, finalmente,  $P_{wd3}$  entre la categoría moderada y la condición de baja susceptibilidad a eutrofización.

De esta forma, finalmente y al igual que los anteriores potenciales de renovación y de salinización, a escala global y en la evolución temporal, los potenciales de déficit hídrico diarios se clasifican en las cuatro categorías de susceptibilidad, pudiéndose detectar periodos más susceptibles a la falta de recurso durante el ciclo de gestión. Evaluando estos periodos, en función del ciclo agrícola, pueden establecerse estrategias de gestión para mejorar la disponibilidad del recurso a escala temporal (Tabla 3.9). A escala local, en la dimensión espacial, cada una de las celdas se clasifica en las cuatro categorías de susceptibilidad, obteniéndose aquellas áreas más susceptibles a sufrir déficit hídrico. Detectando estas zonas, pueden definirse las medidas a aplicar para optimizar la disponibilidad del recurso. Además, pueden adelantarse acciones sinérgicas que

contribuyan con la reducción del potencial de déficit hídrico, aumentar el potencial de renovación o reducir el posible incremento en el potencial de salinización (Tabla 3.9).

Tabla 3.9. Interpretación de la valoración por categoría de susceptibilidad en función del potencial de déficit hídrico y estrategias generales de gestión.

| Categoría       | Concepto                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
|-----------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Baja</b>     | El sistema/celda presenta baja susceptibilidad a déficit hídrico. La disponibilidad del recurso para el sistema natural y humano es adecuada en condiciones de máxima demanda. Se recomienda adelantar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares de la actividad crítica <sup>9</sup> . El aporte de agua por precipitación es sinérgico y contribuye con el incremento en el nivel del sistema/celda.                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| <b>Moderada</b> | El sistema/celda presenta susceptibilidad moderada a déficit hídrico. La disponibilidad del recurso para el sistema natural y humano es adecuada en condiciones de demanda media. Se recomienda adelantar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares de la actividad crítica. El balance de precipitación- evaporación actúa sinérgicamente y ejerce baja presión en el nivel del sistema/celda.                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| <b>Alta</b>     | El sistema/celda presenta susceptibilidad alta a déficit hídrico. La disponibilidad del recurso para el sistema natural es superior al recurso base, pero la disponibilidad de agua es inferior a la demanda media para la actividad crítica. Se recomienda adelantar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares del sistema <sup>10</sup> . El balance de precipitación- evaporación actúa sinérgicamente y ejerce presión moderada en el nivel del sistema/celda.                                                                                                                                                                                                                       |
| <b>Muy alta</b> | El sistema/celda presenta susceptibilidad muy alta a déficit hídrico. La disponibilidad del recurso para el sistema natural es menor o igual al mínimo o al recurso base. La disponibilidad de agua es inferior a la demanda media para la actividad crítica. Se recomienda priorizar acciones de evaluación y gestión en función de las condiciones particulares del sistema. Asimismo, adelantar acciones sinérgicas que contribuyan con la reducción del potencial de déficit hídrico, el aumento del potencial de renovación y la reducción del posible incremento en el potencial de salinización. El balance de precipitación- evaporación actúa sinérgicamente y ejerce presión alta en el nivel del sistema/celda. |

<sup>9</sup> Optimizar el módulo de consumo o demanda de agua en la agricultura.

<sup>10</sup> Es recomendable evaluar las zonas del humedal (con vegetación hidrófita) proclives a mayor frecuencia de desecación.

### 3.4 EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN AMBIENTAL DEL SISTEMA

La evaluación de la gestión ambiental se lleva a cabo mediante el índice de susceptibilidad conjunta para un dominio (global/sistema, local/celda). El índice OSI (*Overall Susceptibility Index*) integra la susceptibilidad de los tres descriptores estratégicos: potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico. Este índice permite clasificar en cuatro niveles de priorización la gestión ambiental temporal o espacial del sistema durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ). El OSI diario a escala global (sistema) y el OSI para todo el ciclo de gestión a escala local (celda) se clasifican empleando cuatro categorías: muy alta, alta, moderada y baja (Figura 3.7).

La categorización de OSI para un dominio (global/sistema, local/celda) se obtiene teniendo en cuenta la susceptibilidad de los subsistemas natural y humano (sistema socio-ecológico). En relación al potencial de renovación, el subsistema natural es más sensible frente a procesos de eutrofización<sup>11</sup>. Por otro lado, en humedales costeros y continentales, el subsistema agrícola es el más sensible a la salinización del agua empleada para riego, sin descartar que el subsistema natural, en función de su origen y tipología, debe conservar valores adecuados para la sostenibilidad del ecosistema. Finalmente, el déficit hídrico afecta a ambos subsistemas, el agrícola puede considerarse como crítico en este elemento de gestión al ser uno de los sectores con mayor demanda de recurso hídrico dentro del subsistema humano, sin embargo, los humedales se caracterizan por el desarrollo de vegetación hidrófita que responde favorablemente a la saturación del suelo, con lo cual, el descenso en el nivel del agua, puede comprometer su crecimiento o la oferta de sus servicios ecosistémicos.

El índice OSI en la categoría de máxima susceptibilidad (muy alta), indica que los subsistemas, natural y humano, presentan muy alta susceptibilidad a presentar problemas potenciales asociados con la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico. Por otro lado, el índice OSI presenta una categoría baja cuando todos los descriptores se encuentran en baja susceptibilidad y el dominio se encuentra en una condición de equilibrio en la gestión. De igual forma, cuando los tres descriptores presentan susceptibilidad alta o moderada simultáneamente o no, el índice OSI se tipifica en categorías alta o moderada, respectivamente. La diferencia entre las categorías de susceptibilidad alta y moderada se encuentra en el número y tipo de susceptibilidad de cada descriptor. La categoría moderada se corresponde con la condición en la cual un descriptor presenta susceptibilidad alta o muy alta, mientras los dos complementarios se encuentran tipificados en las categorías moderada o baja. Mientras que la categoría alta se corresponde a la condición en la cual un descriptor presenta una susceptibilidad baja o moderada, mientras que los dos complementarios se encuentran tipificados en alta o muy alta susceptibilidad (Tabla 3.10).

---

<sup>11</sup> En el subsistema agrícola, el enriquecimiento del medio acuático (con nutrientes) puede favorecer durante el riego la demanda nutricional del cultivo (fertirriego).

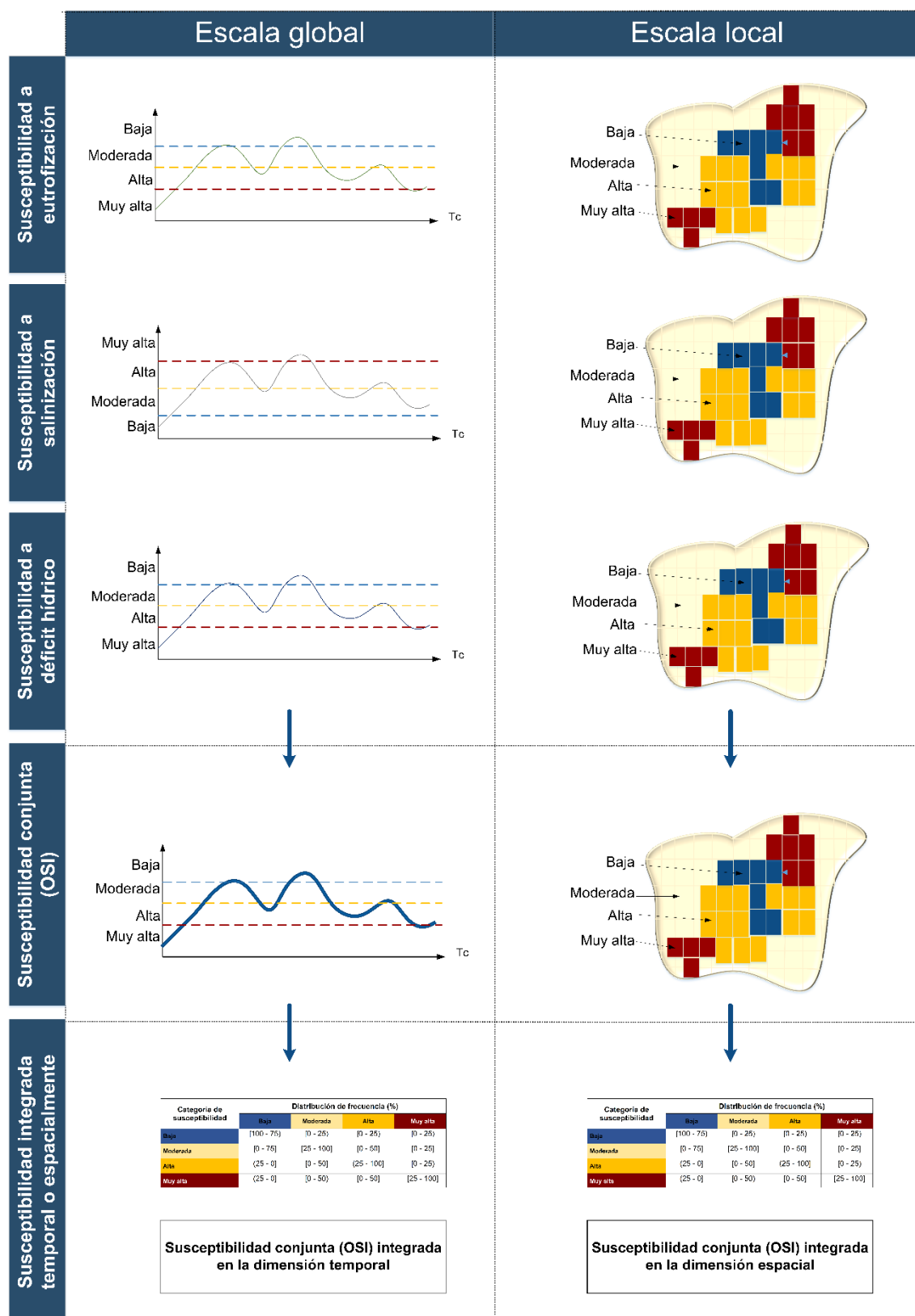

 Figura 3.7. Escenarios de evaluación de la susceptibilidad conjunta (OSI) a escala global y escala local durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ).

Tabla 3.10. Evaluación del índice OSI con base en la integración de la susceptibilidad a eutrofización, salinización y déficit hídrico.

| Eutrofización |   |   |    | Salinización |   |   |    | Déficit hídrico |   |   |    | Índice (OSI) |
|---------------|---|---|----|--------------|---|---|----|-----------------|---|---|----|--------------|
| B             | M | A | MA | B            | M | A | MA | B               | M | A | MA |              |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    | Muy alta     |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    | Alta         |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    |              |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    |              |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    | Moderada     |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    |              |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    |              |
|               |   |   |    |              |   |   |    |                 |   |   |    | Baja         |

B: Baja; M: moderada; A: alta; MA: muy alta.

La representación de la evolución temporal del índice OSI a escala global, durante el ciclo de gestión, permite identificar los periodos críticos para el sistema con el fin de priorizar las estrategias de intervención. La variabilidad espacial del índice OSI a escala local, representada en su valor medio para todo el ciclo de gestión, permite identificar zonas de priorización que faciliten la prospección de acciones integrales de gestión ambiental a escala espacial<sup>12</sup>.

A partir de la evolución temporal del índice OSI, a escala global, o de la variabilidad espacial del mismo, a escala local, se puede obtener un valor de OSI representativo para todo el sistema y todo el periodo de gestión. El OSI integrado del sistema y ciclo de gestión se clasifica en cuatro niveles de valoración (Tabla 3.11): muy alta, alta, moderada y baja, en función de la distribución de frecuencia de las diferentes categorías a nivel diario o a escala de celda, respectivamente. La categoría con mayor número de registros constituye el punto de partida para establecer la clasificación.

La Tabla 3.11 puede ser empleada para emitir una categoría general del sistema en relación con cada uno de los descriptores estratégicos (potencial de renovación, potencial de salinización, potencial de déficit hídrico). En este punto, cabe destacar que, de la misma forma que se obtiene un OSI integrado para el sistema, a partir del uso del mismo sistema de valoración (Tabla 3.11) puede obtenerse una categoría representativa de un descriptor estratégico concreto para todo el sistema y todo el periodo de gestión en función de la distribución de su frecuencia.

<sup>12</sup> Esto incluye el sistema objeto de estudio y los sistemas conexos desde un enfoque holístico del territorio.

Tabla 3.11. Categorización de la susceptibilidad en función de la distribución de frecuencia espacial o en el ciclo de gestión.

| Categoría de susceptibilidad | Distribución de frecuencia (%) |          |          |          |
|------------------------------|--------------------------------|----------|----------|----------|
|                              | Baja                           | Moderada | Alta     | Muy alta |
| Baja                         | 100 - 75                       | 0 - 25   | 0 - 25   | 0 - 25   |
| Moderada                     | 0 - 75                         | 25 - 100 | 0 - 50   | 0 - 25   |
| Alta                         | 25 - 0                         | 0 - 50   | 25 - 100 | 0 - 25   |
| Muy alta                     | 25 - 0                         | 0 - 50   | 0 - 50   | 25 - 100 |

Cuando el índice OSI integrado temporal o espacialmente obtiene una categoría de susceptibilidad baja, la gestión ambiental del sistema es sostenible. El sistema se encuentra en equilibrio y la susceptibilidad a eutrofización, a salinización y a déficit hídrico es baja. Durante ese período de tiempo no se requiere priorizar, frente a los objetivos y metas propuestas, acciones de gestión asociadas con la disponibilidad y calidad de agua o la renovación. No obstante, es conveniente revisar los objetivos y metas propuestas para la mejora continua de la gestión.

En el otro extremo, cuando el índice OSI integrado temporal o espacialmente es muy alto, la gestión ambiental del sistema no es sostenible. La renovación del sistema es muy baja, por lo tanto, presenta muy alta susceptibilidad a eutrofizarse; requiere acciones de gestión para optimizar los flujos de entrada y de salida del sistema en condiciones de calidad adecuada. La calidad del agua para riego puede generar reducción en el rendimiento de los cultivos más sensibles a la salinidad en valores superiores o iguales al 50%. Por ello, se requiere la priorización de acciones de gestión para optimizar la disponibilidad del recurso, en condiciones de demanda media y máxima, para llevar a cabo la actividad crítica y para asegurar unos niveles mínimos en el sistema natural. Las presiones naturales y humanas afectan a la sostenibilidad del sistema.

La definición de estrategias de gestión para la susceptibilidad conjunta en sus categorías moderada y alta, se establece en función de los resultados encontrados en sus descriptores estratégicos. Cuando el índice OSI integrado es moderado, la gestión ambiental del sistema tiende a la sostenibilidad, pero requiere priorizar estrategias para mejorar al menos uno de los descriptores estratégicos tipificado en la categoría alta o muy alta en su valoración general. Las estrategias deben ser abordadas de tal forma que la susceptibilidad de todos los descriptores no se aleje de la condición de susceptibilidad moderada o baja.

Finalmente, la gestión ambiental del sistema tiende a no ser sostenible si el valor de OSI integrado es alto. Se requiere optimizar la gestión de al menos dos descriptores estratégicos que alcancen una categoría alta o muy alta en su valoración general. Las estrategias deben ser abordadas de tal forma que la susceptibilidad de todos los descriptores transite hacia una condición de susceptibilidad moderada o baja.



# Capítulo 4.

## Herramientas numéricas

---

La modelización numérica de la hidrodinámica y de los fenómenos de transporte, constituye una etapa necesaria para la aplicación de la metodología OSSEM y, en general, para la evaluación y gestión ambiental de sistemas hídricos. La caracterización hidrodinámica establece el punto de partida para el cálculo de los descriptores estratégicos pues se vincula con los procesos de renovación, transporte o acumulación de sales disueltas y con el balance hídrico en el sistema a través de los potenciales de renovación, de salinización y de déficit hídrico. Con ello pueden representarse las tensiones socio-ecológicas (condiciones hidrológicas, climáticas, físicas, morfológicas, de operación y calidad) que ocurren en los humedales, tanto costeros como continentales, y sus efectos sobre los mismos con base en los descriptores estratégicos.

En el presente capítulo se describen los fundamentos conceptuales y ecuaciones de gobierno que permiten representar la hidrodinámica y el transporte de sustancias. Además, se refieren las características principales de las cuatro herramientas numéricas utilizadas en la aplicación de la metodología OSSEM a los casos objeto de estudio. Por un lado, se describen las utilizadas en el humedal costero: el modelo de cajas MoCa-n y los modelos bidimensionales H2D, H2DZ (modelos hidrodinámicos) y RENOVA (modelo de transporte). Por otro lado, se describen los utilizados en el humedal continental: modelo de cajas MSL-S y modelo tridimensional Delft3D.

---

## 4. HERRAMIENTAS NUMÉRICAS

Los modelos numéricos son herramientas que permiten entender y evaluar la dinámica de un sistema a partir de modelos matemáticos que representan los procesos que allí ocurren. La hidrodinámica de los sistemas y el transporte de sustancias conservativas constituyen elementos de estudio para la aplicación de la metodología desarrollada en esta Tesis Doctoral. Las ecuaciones de gobierno empleadas en los modelos utilizados permiten obtener la información necesaria para la aplicación de la metodología OSSEM. Esta información se corresponde con la evolución temporal en el dominio (sistema/celda) de las siguientes variables: i) concentración de una sustancia conservativa (trazador); ii) concentración de sales disueltas; y iii) la superficie libre o nivel del agua.

A continuación se sintetizan las ecuaciones de gobierno que resuelven de forma generalizada las herramientas numéricas utilizadas. Se describen las consideraciones e hipótesis de partida, así como las adaptaciones que particularizan la aplicación de los modelos en los sistemas costero y continental objeto de estudio en la presente Tesis Doctoral. La descripción de las herramientas numéricas específicas se aborda, en primer lugar, para los modelos numéricos utilizados en el sistema costero y, posteriormente, se describen los modelos numéricos utilizados en el sistema continental.

### 4.1 ECUACIONES DE GOBIERNO

Los modelos matemáticos que se emplean en la formulación de las herramientas numéricas utilizadas en el presente estudio se relacionan con: i) las expresiones universales de conservación de masa o ecuación de continuidad; ii) las fórmulas de conservación de cantidad de movimiento (*momentum*); iii) la ecuación general de advección-difusión-reacción; y, iv) la ecuación de estado. Estas expresiones permiten describir el balance de materia y energía, el movimiento del fluido, el transporte de sustancias en un sistema y su densidad, respectivamente.

#### 4.1.1 Ecuación de continuidad o conservación de la masa

Las leyes que gobiernan los procesos hidrodinámicos incluyen la conservación de la masa, el momento y la energía. Estas leyes expresan que la masa no se crea ni se destruye, siendo función del balance entre los flujos de entrada y salida, las fuentes (producción) y los sumideros (pérdidas o transformaciones) en el sistema. Esto se hace extensivo a la energía y al momento.

La conservación de la energía puede ser derivada de la primera ley de la termodinámica. En general, las masas de agua ganan o pierden energía debido al intercambio de calor entre la atmósfera y la columna de agua. Estos procesos dependen de la radiación solar que alcanza la superficie del fluido, del calor transferido en procesos de evaporación, de la diferencia de temperatura entre los compartimentos (p. ej. aire/agua), de los

gradientes de temperatura entre los flujos y de los mecanismos de transferencia de calor (conducción, convección, radiación), entre otros, que se relacionan con los fenómenos climáticos y el ciclo hidrológico.

De forma general, la ley de conservación de la masa (p. ej. agua) puede expresarse mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Masa (acumulación)} = \text{Masa (entrada)} - \text{Masa (salida)} + \text{Fuentes} - \text{Sumideros} \quad (\text{Ecuación 4.1})$$

La suma de todos los flujos de masa que ingresan y salen de un volumen infinitesimal de control ( $dV = dx \, dy \, dz$ ) cambiará la masa total del volumen de control a lo largo del tiempo, según se expresa en la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial V}{\partial t} = \frac{\partial(\rho dV)}{\partial t} = \frac{\partial(\rho \, dx \, dy \, dz)}{\partial t} = \frac{\partial \rho}{\partial t} dx \, dy \, dz \quad (\text{Ecuación 4.2})$$

El balance de masa que entra y sale del volumen de control permite obtener la ecuación de continuidad para un fluido compresible:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} dx \, dy \, dz = -\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} dx \, dy \, dz - \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} dx \, dy \, dz - \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} dx \, dy \, dz \quad (\text{Ecuación 4.3})$$

Por lo que, la ecuación diferencial para la conservación de la masa de agua en fluidos incompresibles ( $\frac{\partial \rho}{\partial t} = 0$ ), puede expresarse en coordenadas cartesianas en función de las componentes de velocidad ( $\vec{U}$ ) como se muestra a continuación:

$$\nabla \cdot \vec{U} = 0; \quad (\text{Ecuación 4.4})$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

Donde:

$u, v, w$ : Componentes de la velocidad en las direcciones  $x, y, z$ , respectivamente (m/s).

### 4.1.2 Ecuación de conservación de cantidad de movimiento

La conservación del *momentum* se deriva de la segunda ley de Newton:

$$\vec{F} = m \cdot \vec{a} \quad (\text{Ecuación 4.5})$$

Donde:

$F$ : Fuerza aplicada (N).

$m$ : Masa (kg).

$\vec{a}$ : Aceleración del objeto o fluido (m/s<sup>2</sup>).

Un fluido cambia de forma o se mueve cuando está sometido a un esfuerzo cortante. El efecto o *momentum* de las fuerzas actuantes ( $F$ ) en el interior de un volumen ( $V$ ) es función de la masa y la aceleración que imprimen sobre el objeto (fluido) las tensiones que actúan sobre él. En general, hay tres fuerzas importantes en la hidrodinámica de los sistemas que son consideradas en el transporte y movimiento de un fluido (Bárcena, 2015): la fuerza gravitacional o la atracción que ejerce la tierra sobre el objeto, el gradiente de presión y la fuerza asociada con la viscosidad y la mezcla turbulenta.

A escala molecular o atómica, el volumen que ocupa un elemento de fluido guarda relación con el volumen ocupado por los elementos diferentes del agua pura (iones, moléculas) que lo rodean dentro de un dominio (Domingo, 2011; IOC, SCOR, & IAPSO, 2010), por lo tanto, la presencia de iones en solución, puede ejercer un efecto en la densidad y, en consecuencia, en el *momentum*.

Para el caso de un fluido incompresible la densidad no depende de la presión. La presión de un fluido en reposo depende exclusivamente de la profundidad a la cual se encuentre, por lo tanto, el gradiente de presiones en este caso, depende de la diferencia de profundidad entre dos puntos del dominio y de la densidad del fluido (Domingo, 2011).

El agua es considerada un fluido Newtoniano en el que la tensión es linealmente proporcional a la tasa de deformación y la dependencia entre las fuerzas de rozamiento y el perfil de velocidad es lineal (Domingo, 2011).

En este caso, para fluidos Newtonianos y considerando el efecto de la fuerza de rotación de la tierra y las fuerzas externas, la ecuación de conservación del *momentum* se expresa en función de la aceleración, la fuerza gravitacional y de Coriolis, el gradiente de presión y el término de viscosidad, como se muestra a continuación:

$$\frac{d\vec{v}}{dt} = \frac{\partial \vec{v}}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{v} \vec{v}) = \vec{g} - \frac{1}{\rho} \cdot \nabla p + \nu \nabla^2 \vec{v} - 2\vec{\Omega} \times \vec{v} + \vec{F}_x \quad (\text{Ecuación 4.6})$$

Donde:

$\vec{v}$ : Velocidad del agua (m/s).  
 $\nu$ : Viscosidad cinemática (m<sup>2</sup>/s).  
 $\vec{g}$ : Aceleración de la gravedad (m/s<sup>2</sup>).  
 $p$ : Presión (N/m<sup>2</sup>).  
 $\Omega$ : Velocidad angular de la tierra (rad/s).  
 $\vec{F}_x$ : Fuerzas externas (N).

El término de aceleración ( $\frac{d\vec{v}}{dt}$ ) es función de la tasa de cambio local en el tiempo ( $\frac{\partial v}{\partial t}$ ) y del cambio debido a la advección del flujo ( $\nabla \cdot (\rho \vec{v} \vec{v})$ ).

Las fuerzas que causan la aceleración del flujo, pueden expresarse en función de la fuerza gravitacional ( $\vec{g}$ ) y de Coriolis ( $-2\vec{\Omega} \times \vec{v}$ ), siendo esta última de especial interés en estudios de sistemas a gran escala.

El gradiente de presión ( $-\frac{1}{\rho} \cdot \nabla p$ ) representa el efecto de la variación espacial de la presión del agua debida a la inclinación de la superficie (componente barotrópico) y a los cambios de densidad (componente baroclínico).

El término ( $\nu \nabla^2 \vec{v}$ ) incluye el efecto de la viscosidad del agua y puede ser modificado para representar la mezcla turbulenta. Finalmente, dentro de las fuerzas externas  $\vec{F}_x$ , suele incluirse, por ejemplo, el efecto de algunas tensiones asociados con fenómenos climáticos, tales como el viento.

#### 4.1.3 Ecuación general de advección-difusión-reacción

El modelo matemático general para describir el transporte de sustancias, tales como, las sales disueltas, sustancias conservativas o no conservativas, se conoce como la ecuación general de advección-difusión-reacción:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} + \frac{\partial \omega C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + M + R(C, t)$$

(Ecuación 4.7)

Donde:

$C$ : Concentración (kg/m<sup>3</sup>).  
 $u, v, \omega$ : Componentes de la velocidad del flujo en las direcciones  $x, y, z$  (m/s).  
 $D_x, D_y, D_z$ : Coeficientes de dispersión (m<sup>2</sup>/s).  
 $M$ : Fuentes o sumideros adicionales (kg/m<sup>3</sup>).  
 $R$ : Término de reacción (las unidades serán función del orden asociado a la cinética y/o a los procesos que intervengan en el cambio en la concentración en función del tiempo).

#### 4.1.4 Ecuación de estado

La densidad del agua ( $\rho$ ) constituye un parámetro de interés en la hidrodinámica de los sistemas y los procesos de transporte. Para un fluido no homogéneo la densidad varía de un punto a otro del dominio en función de la masa y del volumen ( $dV$ ). En fluidos de baja compresibilidad, su densidad depende de la temperatura, mientras que en fluidos compresibles depende también de la presión (Domingo, 2011). A escala molecular, la densidad del agua es función de la temperatura ( $T$ ), la salinidad ( $S$ ) y la concentración total de sedimentos en suspensión ( $SS$ ), relación conocida como la ecuación de estado:

$$\rho = f(T, S, SS) = \rho_T + \Delta\rho_S + \Delta\rho_{SS} \quad (\text{Ecuación 4.8})$$

Donde:

$\rho_T$  (ó  $\rho_0$ ): Densidad del agua pura ( $\text{kg/m}^3$ ) en función de la temperatura.

$\Delta\rho_S$ : Cambio en la densidad asociado a la salinidad.

$\Delta\rho_{SS}$ : Cambio asociado a los sedimentos en suspensión.

Esta función se establece empíricamente, siendo la formulación propuesta por la UNESCO (1981) una de las más ampliamente utilizadas para describir la densidad en función de la temperatura y la salinidad (Bárcena, 2015; Deltares, 2014). En aguas salinas los sedimentos cohesivos en suspensión ( $SS$ ) tienden a flocular y sedimentar, esta relación puede ser simulada en función de la concentración de sales y de las velocidades de sedimentación asociadas a dos condiciones: salinidad nula y salinidad máxima (Deltares, 2014).

La formulación propuesta se presenta a continuación (IOC et al., 2010):

$$\rho = \rho_0 + A \cdot S + B \cdot S^{3/2} + C \cdot S^2 \quad (\text{Ecuación 4.9})$$

Donde:

$$\rho_0 = 999.842594 + 6.793952 \times 10^{-2} T - 9.095290 \times 10^{-3} T^2 + 1.001685 \times 10^{-4} T^3 - 1.120083 \times 10^{-6} T^4 + 6.536332 \times 10^{-9} T^5$$

$$A = 8.24493 \times 10^{-1} - 4.0899 \times 10^{-3} T + 7.6438 \times 10^{-5} T^2 - 8.2467 \times 10^{-7} T^3 + 5.3875 \times 10^{-9} T^4$$

$$B = -5.72466 \times 10^{-3} + 1.0227 \times 10^{-4} T - 1.6546 \times 10^{-6} T^2$$

$$C = 4.8314 \times 10^{-4}$$

Rango de aplicación:  $0 < T < 40$  °C,  $0.5 < S < 43$  (ppt; ‰)

## 4.2 MODELOS NUMÉRICOS UTILIZADOS EN EL SISTEMA COSTERO

En el sistema costero se han utilizado dos tipos de modelos: modelos de cajas y modelos bidimensionales. A continuación, se describen las características de cada uno de ellos y las adaptaciones que se han realizado, con el fin de poder aplicar la metodología OSSEM a la Albufera de Valencia.

### 4.2.1 Modelo de cajas utilizado en el sistema costero

La formulación que se detalla en este apartado se corresponde con las ecuaciones de gobierno empleadas en el modelo MoCa para obtener la hidrodinámica y el transporte de sustancias en sistemas costeros semi-confinados (Bastón, 2008). A partir de estos resultados se calculan los potenciales de renovación, de salinización y de déficit hídrico, requeridos para la aplicación de la metodología OSSEM.

Las hipótesis y consideraciones bajo las cuales se resuelven e integran las ecuaciones de gobierno (Ecuaciones 4.1 a 4.7) son:

- Se considera el agua como un fluido incompresible.
- El sistema se considera somero y semi-estrangulado.
- El cambio en el almacenamiento en función del tiempo responde a los flujos de entrada y salida, así como al efecto de la precipitación y evaporación en el área permanentemente inundada del sistema.
- El volumen de almacenamiento y el área son función del nivel del agua y la batimetría del sistema.
- El modelo de transporte considera la condición ideal en el que las sustancias (sales disueltas, trazadores) son conservativas, no sedimentables y presentan una dispersión homogénea en el dominio.
- La concentración de sales disueltas es función de la conductividad y temperatura del agua.
- La velocidad se considera integrada en la componente vertical (mezcla completa).

Las ecuaciones generales del modelo numérico agregado (MoCa), se corresponden con las expresiones de Navier-Stokes de conservación de cantidad de movimiento y de conservación de masa o ecuación de continuidad, integradas en vertical (Ecuaciones 4.10 y 4.11). Resolviendo dichas ecuaciones, se puede obtener el campo de velocidades y el nivel en el cuerpo de agua.

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial t}\right) + \left(\frac{\partial}{\partial x}\right)\left(\frac{\partial Q^2}{H}\right) + \left(\frac{\partial}{\partial y}\right)\left(\frac{qQ}{H}\right) + gH\left(\frac{\partial \eta}{\partial x}\right) + g\left[\frac{(q^2 + Q^2)^{1/2}Q}{C^2H^2}\right] = \varepsilon\left[\frac{\partial^2 Q}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 q}{\partial x \partial y}\right]$$

$$\left(\frac{\partial q}{\partial t}\right) + \left(\frac{\partial}{\partial y}\right)\left(\frac{\partial q^2}{H}\right) + \left(\frac{\partial}{\partial x}\right)\left(\frac{qQ}{H}\right) + gH\left(\frac{\partial \eta}{\partial y}\right) + g\left[\frac{(q^2 + Q^2)^{1/2}q}{C^2H^2}\right] = \varepsilon\left[\frac{\partial^2 q}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 Q}{\partial x \partial y}\right]$$

(Ecuación 4.10)

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial q}{\partial y} + \frac{\partial \eta}{\partial t} = 0$$

(Ecuación 4.11)

Donde:

- Q: Caudal en la dirección x promediado en la vertical (m<sup>3</sup>/s) .
- q: Caudal en la dirección y promediado en la vertical (m<sup>3</sup>/s).
- H: (h+η), Profundidad total (m).
- η: Superficie libre (m).
- C: Coeficiente de fricción de Chézy o su equivalente (m<sup>1/2</sup>/s).
- ε: Coeficiente de viscosidad de remolino (m<sup>2</sup>/s).
- g: Aceleración de la gravedad (m/s<sup>2</sup>).
- t: Tiempo (s).

El término de la derecha (Ecuación 4.10) se corresponde con la variación del gradiente de velocidad longitudinalmente (término turbulento). Este término puede considerarse despreciable, asumiendo que las pérdidas por turbulencia están incluidas dentro del coeficiente de fricción, en aguas someras (Bastón, 2008).

#### 4.2.1.1 Descripción del modelo de cajas Moca

El modelo agregado o de cajas (MoCa), propuesto para la propagación de ondas largas en cuerpos de agua semi-confinados (Bastón, 2008), está constituido por dos módulos principales que permiten obtener: i) la hidrodinámica de cuerpos de agua semi-estrangulados (Figura 4.1), el nivel (η) y la velocidad en el canal de conexión (ū) entre el sistema acuático y el mar; y, ii) la evolución temporal del transporte de sustancias, considerando que el cuerpo de agua está completamente mezclado.

En la Figura 4.1 se representa la unión entre sistemas hidrodinámicamente conectados; esta conexión puede darse de forma natural en puntos localizados del sistema o de manera distribuida (aportes superficiales o subterráneos, precipitación, evaporación, evapotranspiración, etc.); así mismo, la conexión entre sistemas puede darse mediante sistemas introducidos antropogénicamente, tales como canales, tuberías, bombes o a través de una estructura de regulación del flujo que afecte su balance. Esta dinámica de aportes y detracciones se refleja en los sistemas conexos, por ejemplo, un ascenso en el nivel del mar (η<sub>o</sub>) ejerce un efecto en la columna de agua en la humedal (bahía en la representación) (η<sub>b</sub>) y en su área superficial (A<sub>b</sub>).

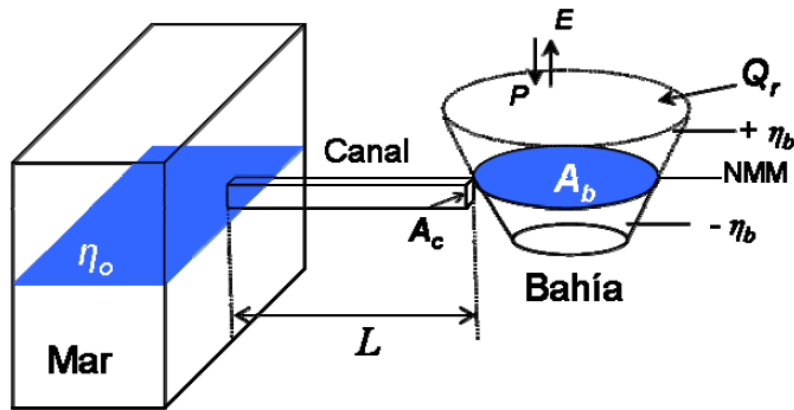


Figura 4.1. Representación esquemática de las variables que intervienen en la ecuación de conservación de masa (Fuente: Bastón, 2008)

El modelo de cajas permite obtener la velocidad del flujo que intercambian los componentes del sistema y su efecto en el nivel; la velocidad se considera integrada en la componente vertical y constante a través del canal; con lo que la ecuación de conservación de cantidad de movimiento en cuerpos de agua semi-estrangulados y someros puede expresarse según la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} = \frac{g}{L} \left( \eta_o - \eta - F \frac{\bar{u} |\bar{u}|}{2g} \right) \quad (\text{Ecuación 4.12})$$

Donde:

- $\bar{u}$ : Velocidad a lo largo del canal (m/s).
- $L$ : Longitud del canal (m).
- $\eta_o$ : Nivel en el exterior del sistema (m).
- $F$ : Pérdidas de carga totales (m/m).

Las pérdidas de carga totales pueden expresarse en función de las pérdidas hidráulicas localizadas y de las pérdidas en el canal debido a la fricción:

$$F = K_{en} + K_{out} + \frac{fL}{4h} \quad (\text{Ecuación 4.13})$$

Donde:

- $K_{en}$ : Pérdidas localizadas en la entrada del canal (m/m).
- $K_{out}$ : Pérdidas localizadas en la salida del canal (m/m).
- $h$ : Profundidad media en el canal (m).
- $f$ : Coeficiente de fricción de Darcy-Weisbach (m/m).
- $L$ : Longitud del canal (m).

La suma de todos los flujos que ingresan o salen del sistema (Figura 4.1) debe ser compensada por una variación en el mismo; dicha variabilidad se refleja en el nivel interno del cuerpo de agua. En el modelo de onda larga se incluyen el transporte advectivo en respuesta a la onda de marea y las contribuciones de caudal en el sistema, la precipitación y la evaporación.

La ecuación de conservación de masa, se expresa en función del nivel en los sistemas interconectados ( $\eta^*$ ):

$$\bar{u}A_c(\eta^*) = A_b(\eta_b) \left( \frac{\partial \eta_b}{\partial t} \right) - Q_r - A_b(\eta_b)(P - E) \quad (\text{Ecuación 4.14})$$

$$\frac{\partial \eta^*}{\partial t} = \frac{A_c}{A_b} \bar{u} + \frac{1}{A_b} Q_r + (P - E) \quad (\text{Ecuación 4.15})$$

Donde:

$\bar{u}$ : Velocidad del flujo a través del canal (m/s).

$A_c$ : Área transversal del canal, en función del nivel (m<sup>2</sup>).

$\eta^*$ : es la altura de la columna de agua,  $\eta_b$  o  $\eta_o$  en función de cual de ellos sea mayor en cada paso de tiempo (m).

$\eta_b$ : Nivel en el sistema objeto de estudio (m).

$\eta_o$ : Nivel en el sistema conexo (m).

$A_b$ : Área superficial o de inundación de la laguna (m<sup>2</sup>).

$Q_r$ : Aportes de caudal (m<sup>3</sup>/s).

$P$ : Precipitación (m/s).

$E$ : Evaporación (m/s).

La ecuación general de advección-difusión-reacción (Ecuación 4.7) permite calcular el transporte de sustancias disueltas. Cuando los cuerpos de agua no presentan estratificación vertical, los términos turbulentos se simplifican, considerándolos despreciables (Bastón, 2008) comparados con los términos advectivos (originados por corrientes).

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} + U \frac{\partial C_i}{\partial x} + V \frac{\partial C_i}{\partial y} = \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x} \left( H D_x \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial y} \left( H D_y \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) + M \quad (\text{Ecuación 4.16})$$

Donde:

$C_i$ : Variable de interés promediada en profundidad (kg/m<sup>3</sup>).

$U, V$ : Componentes horizontales de la velocidad del flujo (m/s).

$H$ : Profundidad (m).

$D_x, D_y$ : Coeficientes de difusión horizontal (m<sup>2</sup>/s).

$M$ : Fuentes o sumideros (kg/m<sup>3</sup>·s).

La evolución temporal de la concentración de una sustancia conservativa ( $S$ ) se establece introduciendo la ecuación de continuidad (Ecuación 4.15) en la expresión de advección-difusión-reacción aplicada a cuerpos de agua semi-estrangulados (Ecuación 4.16), obteniéndose que:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{1}{v} \left[ A_c \left( \frac{\bar{u}-|\bar{u}|}{2} S + \frac{\bar{u}+|\bar{u}|}{2} S_o \right) - A_c \bar{u} S - A_b (P - E) S - Q_r S \right] \quad (\text{Ecuación 4.17})$$

Donde:

$S$ : Concentración de la sustancia de interés (trazador o salinidad) ( $\text{kg/m}^3$ ).

$S_o$ : Concentración de la sustancia de interés en el exterior del sistema ( $\text{kg/m}^3$ ).

$v$ : Volumen del cuerpo de agua en un tiempo  $t$  ( $\text{m}^3$ ).

Este modelo permite resolver las ecuaciones de onda larga y su propagación hacia el interior del sistema a través de un canal con sección transversal constante ( $A_c$ ), equivalente a todas las conexiones existentes entre el cuerpo de agua y el mar.

#### 4.2.1.2 Adaptación del modelo MoCa-n

En la evaluación de sistemas hídricos, la dinámica de operación constituye un elemento de gestión. En medios semi-estrangulados, el registro de apertura o cierre de compuertas suele ser información disponible para el gestor. El caudal a través de tales mecanismos de regulación depende de los niveles en los sistemas interconectados, las velocidades y el área por la que circula el fluido. Los cuerpos de agua pueden disponer de una o más ( $m$ ) conexiones con los sistemas conexos (p. ej. mar). Además, cada conexión puede contar con un grado de apertura diferente. Por ello, es conveniente adaptar el esquema general de un canal de longitud constante y ancho equivalente, con el fin de introducir: i) las características particulares de operación (p. ej. número de compuertas abiertas); ii) la longitud del canal que representa la distancia al mar; y, iii) las pérdidas totales asociadas con la forma, tipo, número de compuertas y su efecto en el transporte de masa y de sustancias entre los sistemas. El sistema de referencia que se emplea para introducir los cambios señalados se representa en la Figura 4.2.

El flujo de intercambio se toma con un valor positivo cuando hay ingreso de agua hacia el cuerpo de agua, tanto desde el mar, como debido a otros aportes (p. ej. continentales). Si por el contrario se efectúa una detracción por demanda de caudal para alguna actividad o por apertura de las compuertas, los flujos se consideran negativos (Figura 4.2.,a). Por otro lado, en el modelo se asume que las compuertas de cada canal se encuentran totalmente abiertas o totalmente cerradas (Figura 4.2., b).

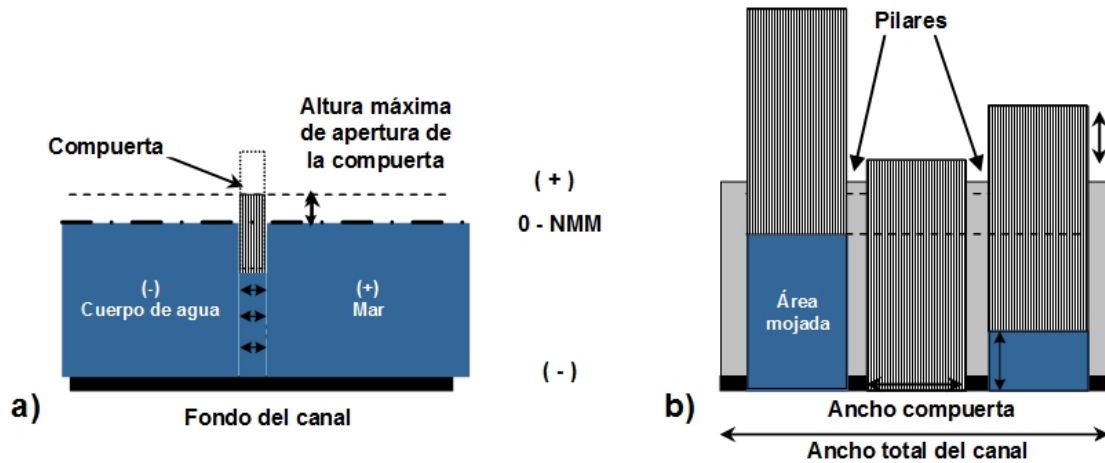


Figura 4.2. a) Perfil longitudinal del canal tipo representativo del sistema; b) condiciones de apertura total, cierre total y apertura parcial de las compuertas en un canal tipo.

A partir de un análisis de sensibilidad empleando el ancho del canal como variable, y evaluando el efecto en el nivel, en la salinidad y en los caudales de entrada y de salida entre el cuerpo de agua y el mar, se concluye que se requiere incorporar en el modelo un esquema equivalente a un número determinado de canales ( $m$ ) representativos de las diferentes conexiones del sistema con el mar, en lugar de un único canal con longitud y ancho equivalente para representar el efecto del intercambio de flujos entre los sistemas conexos.

Esta adaptación permite incluir en la Figura 4.1: i) las pérdidas localizadas en las entradas ( $K_{en}$ ) y en las salidas ( $K_{out}$ ) de dichos canales; ii) las pérdidas hidráulicas asociadas a la contracción del flujo,  $K_{gate}$  (ecuaciones 4.18 a 4.21); iii) la apertura o cierre de las compuertas en el canal; y, iv) el efecto de los pilares en el área transversal efectiva que permite el paso de agua desde o hacia el cuerpo de agua (Blevins, 1992).

$$F = K_{en} + K_{out} + \sum_{i=1}^m K_{gate(i)} + \frac{fL}{4h}$$

(Ecuación 4.18)

Donde:

- $K_{en}$ : Pérdidas localizadas en las entradas (m/m).
- $K_{out}$ : Pérdidas localizadas en las salidas (m/m).
- $K_{gate(i)}$ : Pérdidas localizadas en las compuertas (m/m).
- $f$ : Coeficiente de fricción de Darcy-Weisbach (m/m).
- $L$ : Longitud del canal (m).
- $h$ : Profundidad media en el canal (m).

Las pérdidas localizadas en las compuertas pueden calcularse a partir de la siguiente ecuación:

$$K_{gate(i)} = 256 * \exp^{(-7.1(n_i * b_i) \div D_{H(i)})} \quad (\text{Ecuación 4.19})$$

Siendo:

$$D_{H(i)} = 4 \times R_{H(i)}$$

Donde:

$D_{H(i)}$ : Diámetro hidráulico del canal i (m).

$R_{H(i)}$ : Radio hidráulico del canal i (m).

m: Número de canales.

$n_i$ : Número de compuertas abiertas en el canal i.

$b_i$ : Ancho de la compuerta en el canal i (m).

El radio hidráulico depende de la relación entre el nivel del mar y el nivel de agua en el cuerpo de agua definido a través de la profundidad media en cada canal ( $h_i$ ), del número de compuertas abiertas en cada canal ( $n_i$ ) y de la constante de contracción en los pilares ( $k_{cp(i)}$ ) (Ecuación 4.21). La constante de contracción considera una reducción de la superficie transversal efectiva debida a los ( $n + 1$ ) pilas que sostienen las compuertas abiertas (Chow, 1959).

$$R_{H(i)} = \frac{((n_i * b_i) - k_{cp(i)} h_i) * h_i}{((n_i * b_i) - k_{cp(i)} h_i + 2 h_i)} \quad (\text{Ecuación 4.20})$$

$$\text{Si } n_i > 1 \quad k_{cp(i)} = k_{(i)} (n_i + 1) \quad (\text{Ecuación 4.21})$$

$$n_i \leq 1 \quad k_{cp(i)} = 2.5 * k_{(i)}$$

Donde:

$k_{(i)}$ : Pérdidas hidráulicas.

La componente de fricción (F) se calcula a partir de la Ecuación 4.18, que incluye las pérdidas de carga totales. La resolución conjunta de esta ecuación junto con las Ecuaciones 4.12 y 4.15 permite calcular la velocidad a través de las ( $n$ ) compuertas y el nivel en el cuerpo de agua. Finalmente, el cambio en la salinidad o en una sustancia conservativa en el cuerpo de agua se obtiene empleando el modelo de transporte de sustancias por advección-difusión-reacción y su inclusión en la ecuación de continuidad aplicada a sistemas semi-estrangulados (Ecuación 4.17).

#### **4.2.2 Modelos bidimensionales utilizados en el sistema costero**

La formulación que se detalla en este apartado se corresponde con las ecuaciones de gobierno empleadas en los modelos H2D, H2DZ y RENOVA para obtener la hidrodinámica y el transporte de sustancias en sistemas costeros (IHCantabria, 2009). La concentración de sustancias conservativas y el nivel del agua en el sistema se emplean en esta Tesis Doctoral para calcular el potencial de renovación, en conjunto con el potencial de salinización y de déficit hídrico, requeridos en la aplicación de la metodología OSSEM.

Las hipótesis y consideraciones bajo las cuales se resuelven e integran las ecuaciones de gobierno (Ecuaciones 4.1 a 4.7) son:

- La densidad del fluido es función de la temperatura y la salinidad.
- El sistema se considera somero.
- El cambio en el almacenamiento en función del tiempo responde a los flujos de entrada y salida, considerando despreciables los efectos de la precipitación y la evaporación.
- El volumen de almacenamiento y el área son función del nivel del agua y la batimetría del sistema.
- El modelo de transporte considera la condición ideal en el que el trazador es conservativo y no sedimentable.
- Condición de viento constante y permanente.
- Campo de velocidades originado por viento estacionario en dirección y velocidad.
- Componente vertical de la velocidad despreciable.
- Distribución hidrostática de presiones.

Los modelos H2D, H2DZ y RENOVA desarrollados por el Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria se corresponden con modelos numéricos que se derivan de las ecuaciones universales de Navier-Stokes. Los modelos hidrodinámicos bidimensional (H2D) y cuasi-tridimensional (H2DZ) permiten obtener los campos de velocidades, de nivel y el efecto del viento en la hidrodinámica del sistema. El modelo de transporte RENOVA permite obtener el potencial de renovación de un dominio.

##### **4.2.2.1 Descripción del modelo bidimensional hidrodinámico H2D**

Las ecuaciones generales del modelo numérico bidimensional H2D se corresponden con la ecuación de continuidad (Ecuación 4.22) y con las expresiones de Navier-Stokes de conservación de cantidad de movimiento (Ecuación 4.23), integradas en vertical. En la Figura 4.3 se representa el sistema de referencia general empleado en el modelo H2D en su integración en vertical.

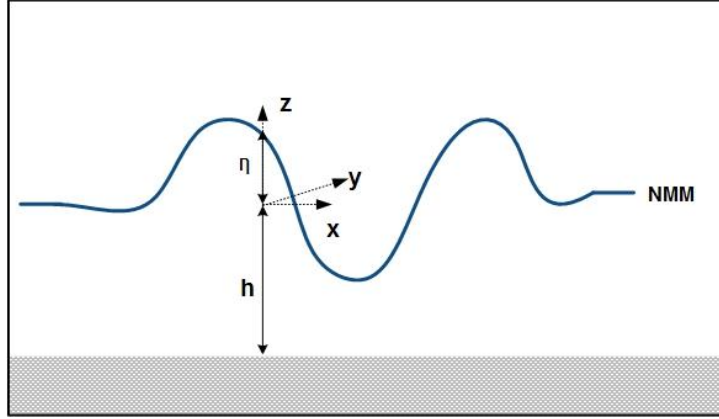


Figura 4.3. Sistema de referencia empleado en el modelo bidimensional H2D: ejes cartesianos (x, y, z) y profundidad (H: h+ η) con respecto al nivel medio del mar (NMM). Elaboración propia. (Fuente: IHCantabria, 2009).

La integración en vertical (para ondas largas) de las ecuaciones de cantidad de movimiento y continuidad conduce a las siguientes expresiones:

$$\frac{\partial UH}{\partial x} + \frac{\partial VH}{\partial y} + \frac{\partial H}{\partial t} = 0 \quad (\text{Ecuación 4.22})$$

$$x) \quad \frac{\partial UH}{\partial t} + \frac{\partial(U^2H)}{\partial x} + \frac{\partial(UVH)}{\partial y} - fVH = -gH \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{gH^2}{2\rho_o} \frac{\partial \rho_o}{\partial x} + N_x \left[ \frac{\partial^2(UH)}{\partial x^2} \right] + N_y \left[ \frac{\partial^2(UH)}{\partial y^2} \right] + \frac{1}{\rho_o} [\partial \tau_{xz}(\eta) - \partial \tau_{xz}(-h)]$$

$$y) \quad \frac{\partial VH}{\partial t} + \frac{\partial(V^2H)}{\partial y} + \frac{\partial(UVH)}{\partial x} + fUH = -gH \frac{\partial \eta}{\partial y} - \frac{gH^2}{2\rho_o} \frac{\partial \rho_o}{\partial y} + N_x \left[ \frac{\partial^2(VH)}{\partial x^2} \right] + N_y \left[ \frac{\partial^2(VH)}{\partial y^2} \right] + \frac{1}{\rho_o} [\partial \tau_{yz}(\eta) - \partial \tau_{yz}(-h)]$$

(Ecuación 4.23)

Donde:

$H$ : Profundidad del agua (h + η) (m).

$U, V$ : Velocidades promediadas en vertical en las direcciones x e y (m/s).

$\rho_o$ : Densidad media en cada punto de cálculo (kg/m<sup>3</sup>).

$f$ : Parámetro de Coriolis (1/s), siendo  $f = 2 \Omega \sin \phi$ .

$\Omega$ : Velocidad angular de la tierra (rad/s).

$\phi$ : Latitud (rad).

$N_x, N_y$ : Coeficiente de viscosidad horizontal de remolino (m<sup>2</sup>/s).

$\tau_{xz}(\eta), \tau_{yz}(\eta)$ : Tensiones tangenciales en la superficie libre, en las direcciones x e y sobre el plano z en función de η (N/m<sup>2</sup>).

$\tau_{xz}(h), \tau_{yz}(h)$ : Tensiones tangenciales en el fondo, en las direcciones x e y sobre el plano z en función de h (N/m<sup>2</sup>).

Los términos de fricción en la superficie del agua y sus tensiones asociadas responden a la variabilidad en la columna de agua ( $\eta$ ), la densidad en la superficie de contacto ( $\rho_o, \rho_a$ ) y al efecto del viento:

$$\frac{\partial \tau_{xz}(\eta)}{\rho_o} = C_a \frac{\rho_a}{\rho_o} W_x \sqrt{W_x^2 + W_y^2}$$

(Ecuación 4.24)

$$\frac{\partial \tau_{xy}(\eta)}{\rho_o} = C_a \frac{\rho_a}{\rho_o} W_y \sqrt{W_x^2 + W_y^2}$$

Donde:

$C_a$ : Coeficiente de fricción por viento (adimensional).

$\rho_a$ : Densidad del aire ( $\text{kg/m}^3$ ).

$W_x, W_y$ : Velocidad del viento en las direcciones x e y ( $\text{m/s}$ ).

El modelo permite una fricción en el fondo variable (Ecuación 4.25) introduciendo la expresión de Colebrook (IHCantabria, 2009; García-Alba, Gómez, del Barrio, García, & Díaz, 2014):

$$\frac{\partial \tau_{xz}(h)}{\rho_o} = \frac{gU\sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H}$$

(Ecuación 4.25)

$$\frac{\partial \tau_{yz}(h)}{\rho_o} = \frac{gV\sqrt{U^2 + V^2}}{C^2 H}$$

Siendo:

$$C = 18 * \log \left( \frac{12H}{k} \right)$$

(Ecuación 4.26)

Donde:

C: Coeficiente de fricción de Chezy ( $\text{m}^{1/2}/\text{s}$ ).

k: Rugosidad de Nikuradse (m).

Considerando la influencia en el movimiento de los gradientes horizontales de densidad media, el modelo permite introducir las ecuaciones de conservación de temperatura y salinidad, así como la ecuación de estado que relaciona la densidad con estas dos

---

variables. Se utiliza como ecuación de estado la fórmula estándar de la UNESCO (UNESCO, 1981):

$$\rho = \rho(T, S) \quad (\text{Ecuación 4.27})$$

Para resolver el sistema de ecuaciones descrito, se emplea el método implícito de dirección alternada usado por Leendertse en 1970 (García-Alba et al., 2014). El modelo H2D utiliza la descripción euleriana del movimiento del fluido y el método de diferencias finitas para su resolución. Mediante un esquema centrado y con dos niveles de tiempo, se obtiene una aproximación de segundo orden en espacio y en tiempo. En cada paso de tiempo, se calculan los valores de la velocidad ( $u, v$ ) y de la superficie libre en cada punto de la malla. Simultáneamente se calcula la densidad, al resolver de forma explícita las ecuaciones de transporte. El resultado final es el campo de velocidades, niveles y densidades para cada punto del dominio y a lo largo del tiempo.

#### 4.2.2.2 Descripción del modelo bidimensional hidrodinámico H2DZ

Las ecuaciones generales del modelo numérico cuasi-tridimensional H2DZ se corresponden con las expresiones de Navier-Stokes de conservación de cantidad de movimiento y la ecuación de continuidad, que permiten determinar las velocidades generadas por la acción del viento.

El modelo numérico H2DZ considera que las velocidades inducidas por efecto del viento presentan un movimiento de trayectoria plana, cuyo campo de velocidad debe ser variable en profundidad. En el caso de sistemas con profundidades muy pequeñas, puede admitirse que el efecto del viento es totalmente transmitido hasta el fondo, con lo que las ecuaciones de Navier-Stokes de continuidad y cantidad de movimiento siguen siendo representativas.

La ecuación de cantidad de movimiento puede expresarse, entonces, de la siguiente forma:

$$g \frac{\partial \eta}{\partial x} = \nu \frac{\partial^2 U}{\partial z^2} \quad (\text{Ecuación 4.28})$$

Pudiendo adoptarse una distribución parabólica para la velocidad:

$$U(z) = \alpha z^2 + \beta z + \gamma \quad (\text{Ecuación 4.29})$$

Para resolver el modelo, se calculan las componentes de velocidad  $U, V$  promediadas en vertical (Ecuación 4.30) y, posteriormente, mediante la aproximación parabólica (Ecuación 4.29), se calculan las componentes de velocidad puntual  $u$  y  $v$  en profundidad

(García-Alba et al., 2014). Los coeficientes  $\alpha, \beta, \gamma$  se determinan suponiendo que no existe deslizamiento en el fondo ( $u, v = 0$ ) e igualando el valor de la tensión tangencial en superficie con la producida por el viento (proporcional al cuadrado de la velocidad) (IHCantabria, 2009):

$$U(z) = \left[ \frac{3}{4}a - \frac{3}{2}U \right] \left[ \left( \frac{z}{h} \right)^2 - 1 \right] + \left( \frac{z}{h} + 1 \right)$$

$$V(z) = \left[ \frac{3}{4}b - \frac{3}{2}V \right] \left[ \left( \frac{z}{h} \right)^2 - 1 \right] + \left( \frac{z}{h} + 1 \right) \quad (\text{Ecuación 4.30})$$

Siendo:

$$a = \frac{\tau_{sx}H}{\rho v}$$

$$b = \frac{\tau_{sy}H}{\rho v}$$

Donde:

$\tau_{sx}, \tau_{sy}$ : Componentes de la tensión tangencial debida al viento  $\tau_s = c_w^2$  (N/m<sup>2</sup>).

#### 4.2.2.3 Descripción del modelo bidimensional de transporte RENOVA

El modelo de transporte RENOVA está basado en la ecuación de conservación de cantidad de masa de una sustancia presente en el dominio. La variación local de la concentración en el tiempo se asume que es consecuencia de dos procesos de transporte: la advección, debida a la existencia de corrientes hidrodinámicas, y la difusión, ocasionada por los efectos de la turbulencia del flujo.

Teniendo en cuenta que, en el transporte bidimensional se asume comúnmente un movimiento isotrópico ( $k_l = k_t$ ), la ecuación de conservación de masa adopta la siguiente forma:

$$\frac{\partial HC}{\partial t} + \frac{\partial UHC}{\partial x} + \frac{\partial VHC}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( HD_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( HD_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + M \quad (\text{Ecuación 4.31})$$

Siendo:

$$D_x = \frac{(k_l U^2 + k_t V^2) \cdot H \cdot \sqrt{g}}{\sqrt{U^2 + V^2} \cdot C}$$


---

(Ecuación 4.32)

$$D_y = \frac{(k_l U^2 + k_l V^2) \cdot H \cdot \sqrt{g}}{\sqrt{U^2 + V^2} \cdot C}$$

Donde:

C: Concentración promediada en vertical en la columna de agua (temperatura, salinidad o trazador) (kg/m³).

U, V: Velocidades promediadas en horizontal (m/s).

D<sub>x</sub>, D<sub>y</sub>: Coeficientes de dispersión (m²/s).

K<sub>l</sub>: Coeficiente de difusión paralelo al flujo (m²/s).

K<sub>t</sub>: Coeficiente de difusión perpendicular al flujo (m²/s).

M: Fuentes y sumideros (kg/m³).

La ecuación de estado de la UNESCO (1981) proporciona la densidad del agua en función de la salinidad y la temperatura (Ecuación 4.9).

#### 4.2.2.4 Adaptación del modelo bidimensional hidrodinámico H2D

El modelo H2D se adapta con el fin de introducir en el balance de masas del sistema la precipitación y la evaporación (Ecuación 4.33), así como la parametrización del efecto de estructuras de control o regulación en el flujo (García-Alba et al., 2014). El sistema de referencia que se emplea para introducir los cambios señalados es el siguiente:

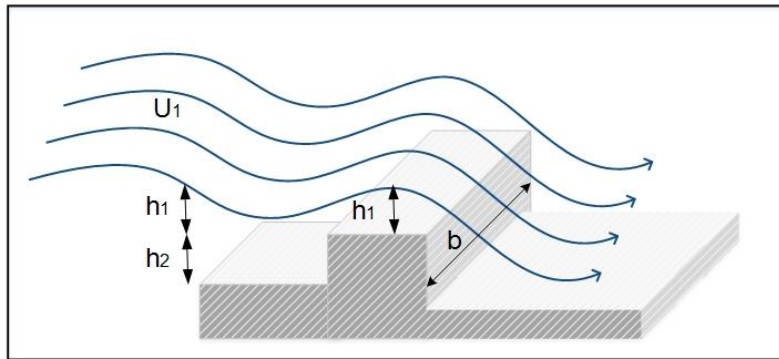


Figura 4.4. Sistema de referencia empleado en la adaptación de los modelos bidimensionales H2D y H2DZ para incluir el efecto de las estructuras de regulación. Elaboración propia (Fuente: IHCantabria, 2009)

La ecuación de continuidad introduce el balance de precipitación (P) y evaporación (E) (Ecuación 4.33), mientras que el efecto de las estructuras hidráulicas en el caudal se refleja en el modelo de onda larga empleando la ecuación de descarga (Ecuación 4.34) a través de un vertedero de cresta ancha (Idelchik, 1996), según la notación indicada en la Figura 4.4.

$$\frac{\partial UH}{\partial x} + \frac{\partial VH}{\partial y} + \frac{\partial H}{\partial t} = P - E \quad (\text{Ecuación 4.33})$$

$$Q = \left(\frac{2}{3}\right)^{3/2} C_g \times b \times g^{1/2} \left(h_1 + \frac{U_1^2}{2g}\right)^{3/2} \quad (\text{Ecuación 4.34})$$

Donde:

b: Ancho del vertedero (m).

$U_1$ : Velocidad aguas arriba del vertedero (m/s).

$h_1$ : Altura de la superficie libre sobre el vertedero (m).

Q: Caudal a través de la estructura hidráulica ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

$C_g$ : Coeficiente de descarga (m/m).

Estas expresiones se incorporan al modelo de onda larga para calcular el caudal a través de  $m$  canales y  $n$  compuertas, previa definición de su condición de operación (abierto o cerrado). Para tener en cuenta si un canal está cerrado o abierto se define un nuevo parámetro: la profundidad en la celda donde se ubica la estructura de regulación. En caso de que el canal se encuentre cerrado, dicho parámetro adquiere el valor empleado en la malla para definir la tierra, con el fin de impedir el paso del flujo.

Esta adaptación se integra al sistema general de ecuaciones (modelo de onda larga, modelo de viento), permitiendo obtener la distribución de velocidades, niveles y densidad en el sistema y puede ser empleado con fines de gestión de las estructuras de regulación del flujo de intercambio entre el cuerpo de agua y el mar.

### 4.3 MODELOS NUMÉRICOS UTILIZADOS EN EL SISTEMA CONTINENTAL

En el sistema continental se han utilizado dos tipos de modelos: modelos de cajas y modelos tridimensionales. A continuación, se describen las características de cada uno de ellos y las adaptaciones que se han realizado, con el fin de poder aplicar la metodología OSSEM al Lago Sochagota.

#### 4.3.1 Modelo de cajas utilizado en el sistema continental

La formulación que se detalla en este apartado se corresponde con las ecuaciones de gobierno empleadas en el modelo MSL-S para obtener la concentración de sustancias conservativas, la salinidad y el nivel en cuerpos de agua continentales. A partir de estos resultados se calculan los potenciales de renovación, de salinización y de déficit hídrico, requeridos para la aplicación de la metodología OSSEM.

Las ecuaciones generales del modelo numérico (MSL-S) se corresponden con las expresiones de Navier-Stokes de conservación de la cantidad de movimiento (Ecuación 4.6), de conservación de masa o ecuación de continuidad (Ecuación 4.1, Ecuación 4.3) y la ecuación general de advección-difusión-reacción (Ecuación 4.7).

Las hipótesis y consideraciones bajo las cuales se resuelven e integran las ecuaciones en el modelo hidrodinámico son:

- Se considera el agua como un fluido incompresible.
- El cambio en el almacenamiento en función del tiempo responde a los flujos de entrada y salida, así como al efecto de la precipitación y evaporación en el área permanentemente inundada del sistema.
- El volumen de almacenamiento y el área son función del nivel del agua y la batimetría del sistema.
- Se considera que el sistema responde a un modelo de mezcla completa y flujo continuo, en el que el efecto de las fuerzas externas no es explícito, pero contribuyen con la maximización de la mezcla.
- El modelo de transporte considera la condición ideal en la que las sustancias (sales disueltas, trazadores) son conservativas ( $R=0$ , Ecuación 4.7), no sedimentables y presentan una dispersión homogénea en el dominio.
- La concentración de sales es función del balance de masas de los sólidos disueltos en el sistema.
- La temperatura del agua responde al balance de masas en el sistema.

##### 4.3.1.1 Descripción del modelo de cajas MSL-S

El modelo simplificado MSL-S (Figura 4.5), desarrollado por (Díaz, Usaquén, & Viasus, 2015), está constituido por tres módulos: i) modelo de calidad; ii) modelo hidrodinámico; y, iii) modelo de gestión que, acoplados, permiten representar la evolución temporal de la superficie libre en función del cambio en el almacenamiento, calcular los potenciales

de renovación, de salinización y de déficit hídrico, y evaluar la calidad mediante índices (ICA). El módulo de calidad ha sido concebido como la unión entre el modelo biocinético planteado en QUAL 2E en sistemas bien mezclados (Brown & Barnwell, 1987; Kannel et al., 2011) y un modelo de equilibrio químico para representar el pH en la columna de agua (RWQM1: International Water Association (IWA); (Reichert et al., 2001)). El modelo de calidad considera 17 constituyentes (variables de estado) y 21 procesos que se integran en el índice ICA (Dinius, 1987).

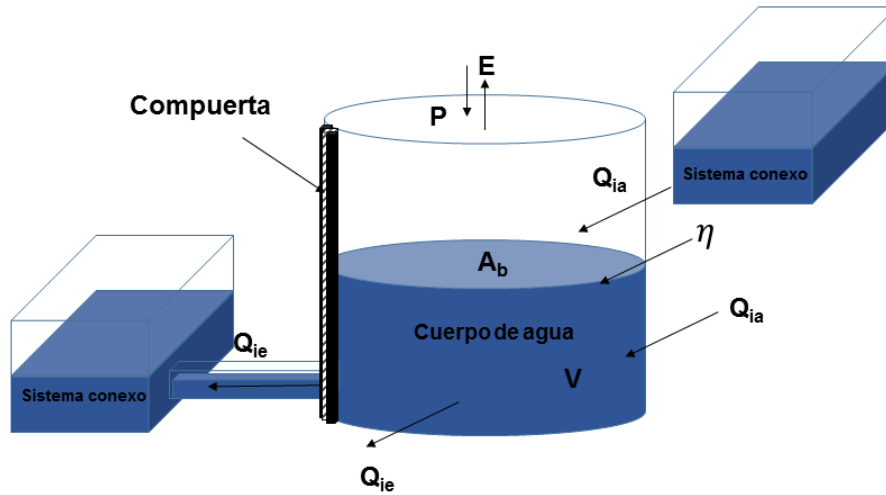


Figura 4.5. Representación esquemática de las variables que intervienen en la ecuación de conservación de la masa en el modelo MSL-S (E: Evaporación; P: precipitación;  $A_b$ : área superficial del cuerpo de agua; V: volumen del sistema;  $\eta$ : altura de la columna de agua;  $Q_{ia}$ : flujos de entrada;  $Q_{ie}$ : flujos de salida).

El modelo hidrodinámico representa la variabilidad del nivel y de la calidad del agua en ciclos de 24 horas con intervalos de tiempo ( $\Delta T=0.5$  h). El cambio en el volumen ( $v$ ) y el área superficial ( $A_b$ ) del sistema, en función del tiempo y su relación con el nivel ( $\eta$ ), se expresan mediante las siguientes ecuaciones:

$$\frac{dV}{dt} = (\sum_{i=1}^n Q_{ia} - \sum_{i=1}^m Q_{ie}) \quad (\text{Ecuación 4.35})$$

$$\frac{d\eta}{dt} = \frac{dV/dt}{A_b(\eta,t)} \quad (\text{Ecuación 4.36})$$

Donde:

$Q_{ia}$ : Flujos de entrada en el sistema ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

$Q_{ie}$ : Flujos de salida en el sistema ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

$n$ : Número de aportes.

$m$ : Número de detracciones.

El modelo incluye hasta un máximo de 8 aportes y 4 detracciones, con sus correspondientes registros de sólidos disueltos y temperatura del agua. En el balance de masas se incluye el efecto de la precipitación (fuente) y de la evaporación (sumidero).

En los flujos de salida se contempla el régimen de apertura de una compuerta. El cálculo del área transversal efectiva por el que circula el flujo, se obtiene mediante la expresión descrita por Chow (1959) bajo las siguientes hipótesis: i) la compuerta es vertical y plana; ii) el espacio o canal que sustenta la compuerta es horizontal y rectangular de ancho ( $a$ ); iii) el flujo es permanente y se considera que las pérdidas hidráulicas y su efecto en el nivel por este flujo de salida, dependen de la altura de columna de agua en el sistema, de la contracción del flujo en la salida de la compuerta ( $C_c$ ) y de la velocidad de paso a través de esta ( $C_v$ ); iv) la operación de la compuerta se define en función de la apertura de la compuerta ( $b$ ), que se referencia desde la cota de cierre total, en el sentido perpendicular al flujo. El modelo para calcular el caudal se transforma de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Adaptado de Cadavid, 2006 y Chow, 1959):

$$Q_{1e} = A_c \times C_d \sqrt{2gY_2} \quad (\text{Ecuación 4.37})$$

Siendo:

$$C_d = f(C_c, C_v) ; A_c = a \times b$$

Donde:

$Q_{1e}$ : Caudal a través de la compuerta ( $m^3/s$ ).

$C_d$ : Coeficiente de descarga de la compuerta ( $m/m$ ).

$C_c$ : Coeficiente de contracción del área de descarga ( $m/m$ ).

$C_v$ : Coeficiente de velocidad en función de la altura de la lámina de agua en la compuerta ( $m/m$ ).

$Y_2$ : Altura de la lámina de agua aguas arriba de la compuerta ( $m$ ).

$A_c$ : Área de paso del flujo a través de la compuerta ( $m^2$ ).

$a$ : Ancho de la compuerta ( $m$ ).

$b$ : Grado de apertura de la compuerta desde su base o cota de cierre ( $m$ ).

El balance de masa para los constituyentes de interés se puede expresar mediante la siguiente ecuación diferencial.

$$V \frac{dC_i}{dt} = Q_{ia} \times C_{ie} - Q_{ie} \times C_i + r_i \times V \quad (\text{Ecuación 4.38})$$

Siendo:

$$r_i = K \times C_i$$

Donde:

V: Volumen del sistema en un tiempo  $t$  ( $m^3$ ).

$C_{ie}$ : Variables de estado expresadas en términos de concentración afluente al sistema del constituyente  $i$  ( $kg/m^3$ ).

$C_i$ : Variables de estado expresadas en términos de concentración del constituyente  $i$  al interior del sistema ( $kg/m^3$ ).

$Q_{ia}$ : Caudal afluente al sistema ( $m^3/s$ ).

$Q_{ie}$ : Caudal efluente al sistema ( $m^3/s$ ).

$r_i$ : Término de la reacción en el sistema del constituyente  $i$  ( $kg/m^3 \cdot s$ ).

K: constante de la reacción, que depende de la naturaleza del proceso que se represente.

El balance de masas (Ecuación 4.38) permite calcular la concentración de sustancias conservativas y de la salinidad, expresada en función de los sólidos disueltos totales. Las sales disueltas se relacionan con la conductividad (C) del agua en el cuerpo de agua mediante un modelo empírico lineal. Previamente la conductividad se estandariza a 25°C (Ecuación 4.39 y 4.40). La temperatura del agua en el ciclo diario se obtiene mediante una función empírica sinusoidal<sup>1</sup>.

El modelo MSL-S se considera representativo para obtener escenarios de manejo o gestión del recurso en ciclos de corta duración (mensual, diario), requiriendo una adaptación en ciclos de gestión anual.

#### 4.3.1.2 Adaptación del modelo de cajas MSL-S

En el desarrollo de la presente Tesis Doctoral se realizan dos adaptaciones en el módulo hidrodinámico del modelo MSL-S. La primera adaptación se corresponde con el desarrollo de un código de programación para calcular el caudal total en función del cambio en el volumen de almacenamiento durante un ciclo de gestión anual. Conocidas las series anuales de precipitación y evaporación y, en escenarios de información escasa o dispersa del caudal afluente, se calculan: el caudal efluente a través de la compuerta y el caudal afluente total, mediante una estimación iterativa simultánea al proceso de calibración.

La segunda adaptación permite la inclusión de una función (Ecuación 4.39) en el modelo de salinidad para expresar la concentración de iones disueltos en unidades prácticas de salinidad (UNESCO, 1981b). La adaptación del modelo de salinidad se realiza con el fin de poder comparar los resultados del modelo simplificado con modelos de mayor complejidad hidrodinámica. La función permite obtener la conductividad a una temperatura estándar de 25°C (Ecuación 4.39) a partir de la cual se calcula la concentración de sales disueltas en aguas con salinidades entre 0 y 40 ups (ecuaciones 4.39 a 4.44). La formulación propuesta en los métodos estandarizados para la evaluación de aguas naturales y aguas residuales (American Public Health Association

---

<sup>1</sup> Los modelos empíricos se han obtenido a partir de los registros de las variables en una campaña de muestreo de 24 horas (14 y 15 de marzo de 2015) con registros cada  $\Delta t = 0.5$  h realizada en el Lago Sochagota (véase capítulo 2).

(APHA), 1998) se adapta para el desarrollo de la función (UNESCO, 1981b; IOC et al., 2010).

$$S = f(C, T) \quad (\text{Ecuación 4.39})$$

Donde:

$S$ : Salinidad del fluido (ppt).

$C$ : Conductividad ( $\mu\text{ohm/cm}$ ).

$T$ : Temperatura del agua o de medición de la muestra ( $^{\circ}\text{C}$ ).

La conductividad de la muestra o solución de referencia a  $25^{\circ}\text{C}$  se calcula en función de la siguiente expresión:

$$C_{25} = \frac{C}{(1+0.0191(T-25))} \quad (\text{Ecuación 4.40})$$

Donde:

$C$ : Conductividad de la muestra o solución de referencia a una temperatura  $T$  ( $\mu\text{ohm/cm}$ )

$C_{25}$ : Conductividad de la muestra o solución de referencia a  $25^{\circ}\text{C}$  ( $\mu\text{ohm/cm}$ ).

$T$ : Temperatura de medición de la muestra o solución de referencia ( $^{\circ}\text{C}$ .)

La salinidad se obtiene a partir de la siguiente ecuación:

$$S = a_0 + a_1 \times R_t^{\frac{1}{2}} + a_2 \times R_t + a_3 \times R_t^{\frac{3}{2}} + a_4 \times R_t^2 + a_5 \times R_t^{\frac{5}{2}} + \Delta S - \left( \frac{a_0}{1+600 \times R_t} + (400 \times R_t)^2 \right) - \left( \frac{b_0 \times f}{1+(100 \times R_t)^{\frac{1}{2}} + (100 \times R_t)^{\frac{3}{2}}} \right) \quad (\text{Ecuación 4.41})$$

Siendo  $R_t$  la relación entre la conductividad de la muestra y la conductividad de la solución de referencia a  $25^{\circ}\text{C}$ :

$$R_t = \frac{C_{25 \text{ muestra}}}{C_{25 \text{ solución de referencia}}} \quad (\text{Ecuación 4.42})$$

Se expresa la conductividad de la solución de referencia a  $25^{\circ}\text{C}$ , asumiendo que no existe una temperatura interna de compensación en la celda de medición. La conductividad de la solución de referencia utilizada en la adaptación es:  $4.2914 \text{ S/m}$  a  $15^{\circ}\text{C}$ .

Siendo:

$$\Delta S = f \cdot \left( b_0 + b_1 \cdot R_t^{\frac{1}{2}} \right) + b_2 \cdot R_t + b_3 \cdot R_t^{\frac{3}{2}} + b_4 \cdot R_t^2 + b_5 \cdot R_t^{\frac{5}{2}} \quad (\text{Ecuación 4.43})$$

$$f = \frac{T-15}{1 + 0.0162 \cdot (T-15)} \quad (\text{Ecuación 4.44})$$

Donde:

S: Salinidad (‰ o ppt).

$a_0=0.0080$ ;  $a_1=-0.1692$ ;  $a_2=25.3851$ ;  $a_3=14.0941$ ;  $a_4=-7.0261$ ;  $a_5=2.7081$

$b_0=0.0005$ ;  $b_1=-0.0056$ ;  $b_2=-0.0066$ ;  $b_3=-0.0375$ ;  $b_4=0.0636$ ;  $b_5=-0.0144$

Rango de aplicación:  $0 < t < 40$  °C,  $0 < S < 40$  (ppt; ‰).

La adaptación en el balance de temperatura del agua en el ciclo anual responde a las condiciones climáticas y a la naturaleza u origen del fluido. El balance de masas en el sistema y un factor de proporcionalidad le confieren variabilidad a la temperatura (media diaria) del fluido, en función de la temperatura ambiente.

### 4.3.2 Modelo tridimensional utilizado en el sistema continental

La formulación que se describe en este apartado se corresponde con las ecuaciones de gobierno empleadas en el modelo Delft3D (Deltares, 2014) para obtener la hidrodinámica y el transporte de sustancias en cuerpos de agua costeros o continentales. La concentración de sustancias conservativas, la salinidad y el nivel del agua en el sistema se calculan y emplean en esta Tesis Doctoral para obtener los potenciales de renovación, de salinización y de déficit hídrico en la aplicación de la metodología OSSEM.

Delft3D es un sistema de modelado, integrado de flujo y transporte, orientado al medioambiente acuático que resuelve las ecuaciones no lineales 2D (promediado en profundidad) y 3D para aguas someras (*shallow water equations*). Las formulaciones matemáticas incluidas en el modelo permiten tener en cuenta los siguientes fenómenos físicos:

- Efectos de la rotación de la Tierra (fuerza de Coriolis).
- Efectos baroclínicos (cambios de densidad).
- Masas de turbulencia inducida y flujos de momento (modelos de cierre turbulento).
- Transporte de salinidad, temperatura y otras sustancias conservativas.
- Forzamientos de marea en contornos abiertos.
- Variaciones espacial y temporal de la tensión tangencial del viento en la superficie de la masa de agua.
- Variaciones espaciales de la tensión tangencial en el fondo.

- Variaciones espacial y temporal de la presión atmosférica en la superficie.
- Variación temporal de fuentes y sumideros (p. ej. descargas en ríos).
- Inundación y secado de bajos mareales.
- Flujos de calor.
- Efecto del oleaje.
- Flujo sobre estructuras hidráulicas.

El modelo Delft3D desarrollado por la fundación Deltares está constituido por módulos que permiten obtener la hidrodinámica, la calidad del agua y los sedimentos, entre otras aplicaciones de utilidad en áreas costeras, en estuarios, en ríos o lagos.

A continuación se describe el sistema de coordenadas que permite discretizar el dominio horizontal y verticalmente. Así como, dos de los módulos empleados en el desarrollo de la presente Tesis Doctoral: Delft3D-flow y Delft3D-WAQ. Delft3D-flow permite obtener la hidrodinámica del sistema, la evolución de constituyentes (salinidad, temperatura, trazadores, sedimentos) incluyendo procesos de transporte asociados con la influencia de corrientes, viento, oleaje, precipitación y evaporación, entre otros. Delft3D-WAQ permite simular la evolución espacio-temporal de sustancias conservativas y la cinética de transformación de constituyentes que cambian en la columna de agua y en el sedimento. El módulo hidrodinámico puede acoplarse con el módulo de calidad para la evaluación de las sustancias conservativas o no conservativas.

En la dimensión espacial (horizontal) el modelo hace uso de coordenadas ortogonales curvilíneas. Son válidos dos sistemas de coordenadas: i) coordenadas cartesianas ( $\xi, \eta$ ); y, ii) coordenadas esféricas ( $\lambda, \phi$ ). En la dirección vertical pueden utilizarse dos sistemas de malla diferentes: el sistema de coordenadas  $\sigma$  ( $\sigma$ -model) y el sistema de coordenadas Cartesiano Z ( $Z$ -model). Las ecuaciones hidrodinámicas descritas en este documento son válidas para el sistema de coordenadas  $\sigma$ . Las ecuaciones para el sistema Z son similares (Deltares, 2014).

La malla  $\sigma$ , introducida por Phillips (1957) para modelos atmosféricos, consiste en capas contenidas por dos planos sigma, no estrictamente horizontales, pero que siguen la topografía del fondo y la superficie libre. Como la malla  $\sigma$  es un contorno a medida, entre el fondo y la superficie libre en movimiento, se obtiene una representación suave de la topografía. En la malla  $\sigma$  el número de capas en el área computacional total es constante, independientemente de la profundidad local del agua. Sin embargo, la distribución del espesor relativo de cada capa no será uniforme. Esto permite mayor resolución en zonas de interés, como por ejemplo cerca de la superficie (importancia en flujos generados por viento, intercambio de calor con la atmósfera) o cerca del fondo (transporte de sedimentos).

El sistema de coordenadas  $\sigma$  se define como:

$$\sigma = \frac{z - \zeta}{d + \zeta} = \frac{z - \zeta}{H} \quad (\text{Ecuación 4.45})$$

Donde:

$z$ : Coordenada vertical en el espacio físico (m).

$\zeta$ : Elevación de la superficie libre sobre el plano de referencia (en  $z = 0$ ) (m).

$D$ : Profundidad bajo el plano de referencia (m).

$H$ : Profundidad total, dada por:  $H = d + \zeta$  (m).

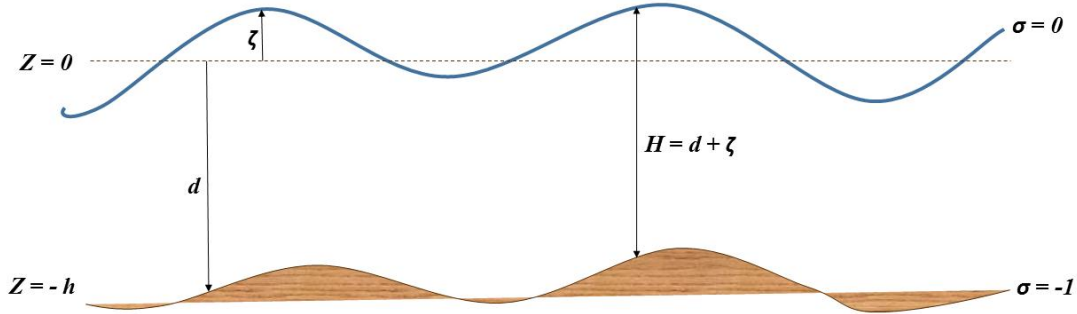


Figura 4.6. Representación esquemática del sistema de coordenadas  $\sigma$  en el modelo Delft3D ( $\zeta$ : nivel del agua;  $h$ : profundidad;  $H$ : profundidad total). Elaboración propia (Fuente: Deltares, 2014)

#### 4.3.2.1 Descripción del módulo hidrodinámico Delft3D-flow

El módulo hidrodinámico resuelve las ecuaciones universales de Navier-Stokes, la ecuación de continuidad, de conservación de cantidad de movimiento y de transporte (Ecuaciones 4.1 a 4.7). Las ecuaciones no lineales 2D (promediado en profundidad) y 3D para aguas someras se concretan en las siguientes expresiones (Ecuaciones 4.46 a 4.62):

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}} \sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \left[ (d + \zeta) u \sqrt{G_{\eta\eta}} \right]}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}} \sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \left[ (d + \zeta) v \sqrt{G_{\xi\xi}} \right]}{\partial \eta} + \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} = H (q_{in} - q_{out}) + P + E$$

(Ecuación 4.46)

Donde:

$u$ ,  $v$  y  $w$ : Componentes de la velocidad en las direcciones  $\xi$ ,  $\eta$  y  $\sigma$ , respectivamente (m/s).

$q_{in}$ : Fuente de agua por unidad de volumen (1/s).

$q_{out}$ : Sumidero de agua por unidad de volumen (1/s)

$\sqrt{G_{\eta\eta}}$ ,  $\sqrt{G_{\xi\xi}}$ : Coeficientes de conversión entre coordenadas curvilíneas y ortogonales (m).

$P$ : Precipitación en superficie por unidad de tiempo (m/s).

$E$ : Evaporación en superficie por unidad de tiempo (m/s)

Las ecuaciones de conservación de cantidad de movimiento en las direcciones  $\xi$  y  $\eta$  vienen dadas por:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial u}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial u}{\partial \eta} + \frac{\omega}{d+\zeta} \frac{\partial u}{\partial \sigma} - \frac{v^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} - fv = \\ - \frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} P_\xi + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \tau_{\xi\xi}}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \tau_{\xi\eta}}{\partial \eta} + \frac{1}{(d+\zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left( \nu_v \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right) + M_\xi \end{aligned}$$

(Ecuación 4.47)

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial v}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial v}{\partial \eta} + \frac{\omega}{d+\zeta} \frac{\partial v}{\partial \sigma} - \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \frac{u^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} + fu = \\ - \frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} P_\eta + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \tau_{\eta\xi}}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \tau_{\eta\eta}}{\partial \eta} + \frac{1}{(d+\zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left( \nu_v \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right) + M_\eta \end{aligned}$$

(Ecuación 4.48)

Donde:

$P_\xi, P_\eta$ : Gradientes hidrostáticos de presión ( $\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}^2$ ).

$\tau_{\xi\xi}, \tau_{\xi\eta}, \tau_{\eta\eta}$ : Tensiones de Reynolds ( $\text{m/s}^2$ ).

$M_\xi, M_\eta$ : Contribución debida a fuentes y sumideros de cantidad de movimiento externos (fuerzas externas sobre estructuras hidráulicas, descargas y retiradas de agua, tensiones en el fondo, tensiones en la superficie libre, etc.) ( $\text{m/s}^2$ ).

$f$ : Parámetro de Coriolis que depende de la latitud geográfica y de la velocidad de rotación angular de la Tierra ( $1/\text{s}$ ).

$\nu_v$ : Viscosidad turbulenta vertical ( $\text{m}^2/\text{s}$ ).

La velocidad vertical en el sistema de coordenadas  $\sigma$  se calcula a través de la ecuación de continuidad. La velocidad vertical  $w$  es definida en iso-superficies  $\sigma$  y es la velocidad vertical relativa al movimiento en los planos  $\sigma$ . Esto puede ser interpretado como una velocidad asociada a movimientos de *up-* o *downwelling*. Las velocidades verticales “físicas”  $w$  en el sistema de coordenadas Cartesiano se obtienen a partir de la siguiente expresión:

$$w = \omega + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left[ u \sqrt{G_{\eta\eta}} \left( \sigma \frac{\partial H}{\partial \xi} + \frac{\partial \zeta}{\partial \xi} \right) + v \sqrt{G_{\xi\xi}} \left( \sigma \frac{\partial H}{\partial \eta} + \frac{\partial \zeta}{\partial \eta} \right) \right] + \left( \sigma \frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial \zeta}{\partial t} \right)$$

(Ecuación 4.49)

Bajo la asunción de aguas someras, la ecuación de cantidad de movimiento vertical se reduce a la ecuación de presión hidrostática:

$$\frac{\partial P}{\partial \sigma} = -g\rho H \quad (\text{Ecuación 4.50})$$

La tensión en el fondo para flujos 2D se obtiene según la siguiente expresión:

$$\vec{\tau}_b = \frac{\rho_0 g \vec{U} |\vec{U}|}{C_{2D}^2} \quad (\text{Ecuación 4.51})$$

Donde:

$|\vec{U}|$ : Magnitud de la velocidad horizontal promediada en profundidad (m/s).  
 $C_{2D}$ : Coeficiente de Chezy 2D ( $\text{m}^{1/2}/\text{s}$ ).

El coeficiente de Chezy puede introducirse directamente o a través de las formulaciones de Manning o White-Colebrook. En el caso de flujos 3D la tensión en el fondo se obtiene con la siguiente expresión:

$$\vec{\tau}_{b3D} = \frac{g\rho_0 \vec{u}_b |\vec{u}_b|}{C_{3D}^2} \quad (\text{Ecuación 4.52})$$

Donde:

$|\vec{u}_b|$ : Magnitud de velocidad horizontal en la primera capa justo encima del fondo  
 $C_{3D}$ : Coeficiente de Chezy 3D (m/s).

El coeficiente de Chezy puede introducirse directamente u obtenerse con las mismas formulaciones que en el caso bidimensional. Normalmente un cálculo tridimensional está precedido por un cálculo promediado en profundidad por lo que el coeficiente  $C_{2D}$  de Chezy puede ser usado para la calibración del modelo tridimensional. La diferencia entre el coeficiente de Chezy 2D y 3D depende del espesor relativo de la capa computacional de fondo.

La tensión en la superficie libre generada por el viento se modela según la expresión cuadrática:

$$|\vec{\tau}_s| = \rho_a C_d U_{10}^2 \quad (\text{Ecuación 4.53})$$


---

Donde:

$\rho_a$  : Densidad del aire ( $\text{kg/m}^3$ ).

$U_{10}$ : Velocidad del viento a 10 metros sobre la superficie del agua (m/s).

$C_d$ : Coeficiente de arrastre (dependiente de  $U_{10}$ ).

Esta magnitud es a su vez proyectada en cada una de las direcciones horizontales.

Las tensiones de Reynolds se modelan usando el concepto de viscosidad de remolino (*eddy viscosity*) (Rodi, 1984) y se determinan de acuerdo con las siguientes expresiones:

$$\tau_{\xi\xi} = \frac{2\nu_H}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \left( \frac{\partial u}{\partial \xi} + \frac{\partial u}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \xi} \right) \quad (\text{Ecuación 4.54})$$

$$\tau_{\xi\eta} = \tau_{\eta\xi} = \nu_H \left\{ \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left( \frac{\partial u}{\partial \eta} + \frac{\partial u}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \eta} \right) + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \left( \frac{\partial v}{\partial \xi} + \frac{\partial v}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \xi} \right) \right\} \quad (\text{Ecuación 4.55})$$

$$\tau_{\eta\eta} = \frac{2\nu_H}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left( \frac{\partial v}{\partial \eta} + \frac{\partial v}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \eta} \right) \quad (\text{Ecuación 4.56})$$

Donde:

$\nu_H$  : Viscosidad turbulenta horizontal ( $\text{m}^2/\text{s}$ ).

Los coeficientes de viscosidad turbulenta horizontal y vertical se definen por las siguientes expresiones:

$$\nu_H = \nu_{SGS} + \nu_V + \nu_H^{back} \quad (\text{Ecuación 4.57})$$

$$\nu_V = \nu_{mol} + \max(\nu_{3D}, \nu_V^{back}) \quad (\text{Ecuación 4.58})$$

Donde:

$\nu_{SGS}$  : Parte del coeficiente de viscosidad turbulenta horizontal que modela los procesos de escalas espaciales menores que el tamaño de la celda ( $\text{m}^2/\text{s}$ ).

$\nu_H^{back}$ ,  $\nu_V^{back}$ : Partes de los coeficientes turbulentos de la viscosidad que modelan la turbulencia asociada al propio medio que se va a estudiar y son definidos por el usuario ( $m^2/s$ ).

$\nu_{mol}$ : Viscosidad cinemática molecular ( $m^2/s$ ).

$\nu_{3D}$ : Parte del coeficiente de viscosidad turbulenta vertical asociado a los procesos tridimensionales ( $m^2/s$ ).

El modelo Delft3D tiene implementados cuatro modelos de cierre turbulento para determinar el coeficiente de viscosidad turbulenta vertical.

- Coeficientes constantes: Es el modelo más simple. Se basa en atribuir un valor constante para la viscosidad turbulenta vertical y horizontal. El resto de los modelos incluidos en Delft3D obtienen la viscosidad turbulenta vertical a través del cálculo de  $\nu_{3D}$ .
- Modelo de cierre de viscosidad de remolino algebraico (AEM): Es una combinación de dos esquemas de cierre de la turbulencia de orden cero, el modelo de cierre algebraico (ALG) y el modelo de longitud de mezcla de Prandtl (PML) con los que se obtiene el valor de la parte tridimensional  $\nu_{3D}$  del coeficiente de viscosidad vertical.
- Modelo de cierre turbulento k-L: Esquema de una ecuación en el que la longitud de mezcla L se resuelve de forma analítica y la energía cinética turbulenta k se obtiene mediante la resolución de una ecuación de transporte para la misma. Mediante estos valores se obtiene  $\nu_{3D}$ .
- Modelo de cierre turbulento k-ε: Esquema de dos ecuaciones que resuelve una ecuación de transporte tanto para la energía cinética turbulenta k como para la disipación de energía ε y a partir de estos dos valores se determina el valor de  $\nu_{3D}$ .

El modelado del transporte de materia y calor se lleva a cabo mediante la ecuación de advección-difusión-reacción en las tres direcciones espaciales. Los términos fuente y sumidero están incluidos en la descarga y en la detracción de agua. La ecuación de transporte se presenta en forma conservativa en coordenadas curvilíneas ortogonales en la dirección horizontal y coordenadas σ en la dirección vertical:

$$\frac{\partial((d+\zeta)c)}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left\{ \frac{\partial[\sqrt{G_{\eta\eta}}(d+\zeta)uc]}{\partial \xi} + \frac{\partial[\sqrt{G_{\xi\xi}}(d+\zeta)vc]}{\partial \eta} \right\} + \frac{\partial \omega c}{\partial \sigma} =$$

$$\frac{d+\zeta}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left\{ \frac{\partial}{\partial \xi} \left( D_H \frac{\sqrt{G_{\eta\eta}}}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial c}{\partial \xi} \right) + \frac{\partial}{\partial \eta} \left( D_H \frac{\sqrt{G_{\xi\xi}}}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial c}{\partial \eta} \right) \right\} + \frac{1}{d+\zeta} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left( D_V \frac{\partial c}{\partial \sigma} \right) - \lambda_d (d+\zeta)c + S$$

(Ecuación 4.59)

Donde:

$D_H$ : Coeficiente de difusión turbulenta horizontal ( $m^2/s$ ).

$D_V$ : Coeficiente de difusión turbulenta vertical ( $m^2/s$ ).

$\lambda_d$ : Proceso de decaimiento de primer orden ( $1/s$ ).

$S$ : términos de fuente y sumidero por unidad de área debidos a la descarga  $q_{in}$  o a la retirada  $q_{out}$  de agua, y/o al intercambio de calor a través de la superficie libre  $Q_{tot}$  ( $kg/m^2.s$ ).

El modelo hidrodinámico Delft3D define y relaciona los coeficientes de difusividad turbulenta horizontal y vertical según las siguientes expresiones:

$$D_H = D_{SGS} + D_V + D_H^{back} \quad (\text{Ecuación 4.60})$$

$$D_V = \frac{v_{mol}}{\sigma_{mol}} + \max(D_{3D}, D_V^{back}) \quad (\text{Ecuación 4.61})$$

Donde:

$\sigma_{mol}$  : Número de Schmidt para la difusión de materias disueltas o el número de Prandtl para la difusión del calor (adimensional).

$D_H^{back}$ ,  $D_V^{back}$  : Partes de los coeficientes de viscosidad turbulentos asociados a la difusión del medio y son definidos por el usuario ( $m^2/s$ ).

$D_{SGS}$  : Parte del coeficiente de difusividad turbulenta asociada con los efectos que se producen en escalas menores que la celda ( $m^2/s$ ).

$D_{3D}$  : Parte del coeficiente de difusividad turbulenta vertical asociado a procesos tridimensionales ( $m^2/s$ ).

El coeficiente  $D_{3D}$  se obtiene a través de  $v_{3D}$  mediante la siguiente relación:

$$D_{3D} = \frac{v_{3D}}{\sigma_c} \quad (\text{Ecuación 4.62})$$

Donde:

$\sigma_c$  : Número turbulento de Schmidt, que suele tomar valores entre 0.7 y 1.

De forma similar a la viscosidad turbulenta, con el modelo de cierre de coeficientes constantes, los valores de  $D_H$  y  $D_V$  pueden definirse por el usuario.

La ecuación de estado utilizada por el modelo Delft3D se define por defecto con la formulación propuesta por la UNESCO (UNESCO, 1981) para la definición de la densidad del agua. El rango de validez de esta formulación se encuentra determinado en los rangos  $0 < t < 40$  °C,  $0.5 < s < 43$  ppt. (Véase Ecuaciones 4.9). El modelo de turbulencia con floculación inducida o disolución del flóculo desde los sedimentos aún no ha sido implementado (Deltares, 2014)

#### 4.3.2.2 Descripción del módulo de transporte Delft3D-WAQ

D-Water Quality (WAQ) es el motor de los módulos de calidad de agua y ecología del software Delft3D. El módulo WAQ Está basado en una extensa librería de procesos y sustancias que pueden ser seleccionados para analizar la calidad de agua y sedimento conjuntamente. La librería de procesos cubre una gran parte de aspectos de la calidad del agua y ecología, desde trazadores conservativos, oxígeno disuelto, nutrientes, materia orgánica, materia inorgánica en suspensión, metales pesados, bacterias y micro-contaminantes orgánicos a algas complejas.

El modelo Delft3D-WAQ resuelve la ecuación de transporte tridimensional para una concentración  $c$  de una sustancia, mediante el método de volúmenes finitos.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + U \frac{\partial c}{\partial x} + V \frac{\partial c}{\partial y} + W \frac{\partial c}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left( D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left( D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left( D_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) = S - Kc$$

(Ecuación 4.63)

Donde:

$U(x,y,z,t)$ ,  $V(x,y,z,t)$  y  $W(x,y,z,t)$ : Velocidades en las direcciones x, y, z (m/s).

$c(x,y,z,t)$ : Concentración de la sustancia (kg/m<sup>3</sup>).

$D_x$ ,  $D_y$  y  $D_z$ : Coeficientes de dispersión (m<sup>2</sup>/s).

$S$ : Cantidad de la sustancia introducida en el medio (kg/m<sup>3</sup>·s).

$K_c$ : Tasa de degradación (1/s).

Los valores de velocidad y coeficientes de dispersión son obtenidos directamente de la hidrodinámica realizada con el modelo Delft3D-Flow.

# Capítulo 5.

## Validación de la metodología OSSEM mediante su aplicación a un humedal costero

---

En el presente capítulo se evalúa la gestión ambiental de la Albufera de Valencia mediante la aplicación de la metodología OSSEM. Para ello, se presenta la descripción del sistema, el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos y el índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en las dimensiones temporal y espacial. Para el cálculo de los descriptores estratégicos: potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico, se emplean dos tipos de herramientas numéricas: modelos de cajas (MoCa-n) y modelos bidimensionales (H2D, H2DZ y RENOVA), los cuales han sido calibrados y validados previo a la aplicación de la metodología.

El potencial de renovación representa adecuadamente la variabilidad espacio-temporal de los procesos de eutrofización, permitiendo diferenciar la susceptibilidad del humedal frente al uso directo del recurso y como receptor de vertidos. Por otro lado, el potencial de salinización refleja adecuadamente la susceptibilidad del humedal al cambio en la concentración de iones en solución y, su categorización, facilitando la evaluación e identificación de pérdidas potenciales de productividad en los cultivos que utilizan el agua de la Albufera con fines de riego. Finalmente, el potencial de déficit hídrico refleja los periodos en los cuales el sistema alcanza condiciones críticas, tanto para la Albufera como para el riego de cultivos.

Fruto de los resultados, se evalúa la gestión ambiental desde un enfoque de sostenibilidad, buscando evidenciar la utilidad de la metodología en la identificación de periodos, áreas y problemáticas a priorizar, así como en la valoración del cumplimiento de los objetivos y en la identificación de posibles estrategias de gestión del sistema. Todo ello, permite validar, mediante el uso de diferentes herramientas numéricas, la metodología OSSEM en un humedal costero regulado por compuertas y sometido a presiones agrícolas derivadas del cultivo del arroz.

---

## 5. VALIDACIÓN DE LA METODOLOGÍA OSSEM MEDIANTE SU APLICACIÓN A UN HUMEDAL COSTERO

\* *La aplicación de la metodología OSSEM en la Albufera de Valencia se desarrolla tomando como referentes las bases de datos y los modelos numéricos (MoCa-n, H2D, H2DZ y Renova), calibrados y validados según se describe en dos artículos científicos publicados:*

- *Usaquén, O., Gómez, A.G, García, A., Álvarez, C. & Revilla, J.A. (2012) Methodology to assess sustainable management of water resources in coastal lagoons with agricultural uses: An application to the Albufera lagoon of Valencia (Eastern Spain), Ecological Indicators, 13, 129–143.*
- *García-Alba, J., Gómez, A.G., Del Barrio, P., García, A. & Álvarez, C. (2014) Hydrodynamic modelling of a regulated Mediterranean coastal lagoon, the Albufera of Valencia (Spain). Journal of Hydroinformatics, 16(5), 1062–1076.*

Con el fin de evaluar la gestión ambiental y la susceptibilidad de la Albufera de Valencia frente a la eutrofización, salinización y déficit hídrico se aplica la metodología OSSEM (*Overall Susceptibility Assessment for Sustainable Environmental Management*) (capítulo 3). Para ello, se describe el sistema incluyendo los datos de partida que se emplean en las herramientas numéricas para el cálculo de los descriptores estratégicos. Los descriptores se calculan diariamente mediante modelos de cajas y modelos bidimensionales. Posteriormente, el cálculo de los descriptores se realiza tanto en el sistema (escala global), como en cada elemento del dominio (escala local). De esta forma, se evalúa la gestión de la Albufera de Valencia en las dimensiones temporal y espacio-temporal mediante la integración de los descriptores estratégicos a través del índice OSI (*Overall Susceptibility Index*).

La aplicación de la metodología OSSEM requiere, en primer lugar, reconocer las necesidades humanas y la maximización de los beneficios ambientales y humanos como parte integral de los objetivos socio-ecológicos. En el caso concreto de la Albufera de Valencia se proponen los siguientes objetivos de gestión: i) satisfacer las necesidades de agua (cantidad y calidad) para el uso agrícola de la Albufera de Valencia, sin comprometer el recurso base del humedal; y ii) mejorar el estado ecológico del humedal, maximizando los beneficios deseables por el sector agrícola y turístico.

A continuación se describe el sistema (Paso 1), se calibran y validan los modelos numéricos empleados para el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos (Paso 2) y, se evalúa la gestión ambiental (Paso 3). El ciclo de gestión evaluado corresponde al año hidrológico comprendido entre el 1 de octubre de 2005 y el 30 de septiembre de 2006. Este año se selecciona por ser uno de los más secos desde 1995 con información disponible (nivel, caudales, régimen de apertura de compuertas, etc.). Los caudales mínimos, máximos y medios durante el año seco son inferiores en relación con el año medio en un 52%, 20% y 36%, respectivamente (IHCantabria, 2009).

## 5.1 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA

La identificación de las tensiones socio-ecológicas (actividades, flujos de intercambio, condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, climáticas, de calidad y operativas) en los límites del sistema, permite la formulación del modelo conceptual de la Albufera de Valencia para la posterior definición de estrategias de gestión del humedal o su evaluación.

El modelo conceptual del sistema se presenta de manera simplificada en la Figura 5.1 y ha sido construido con base en la descripción general del área de estudio (Capítulo 2).

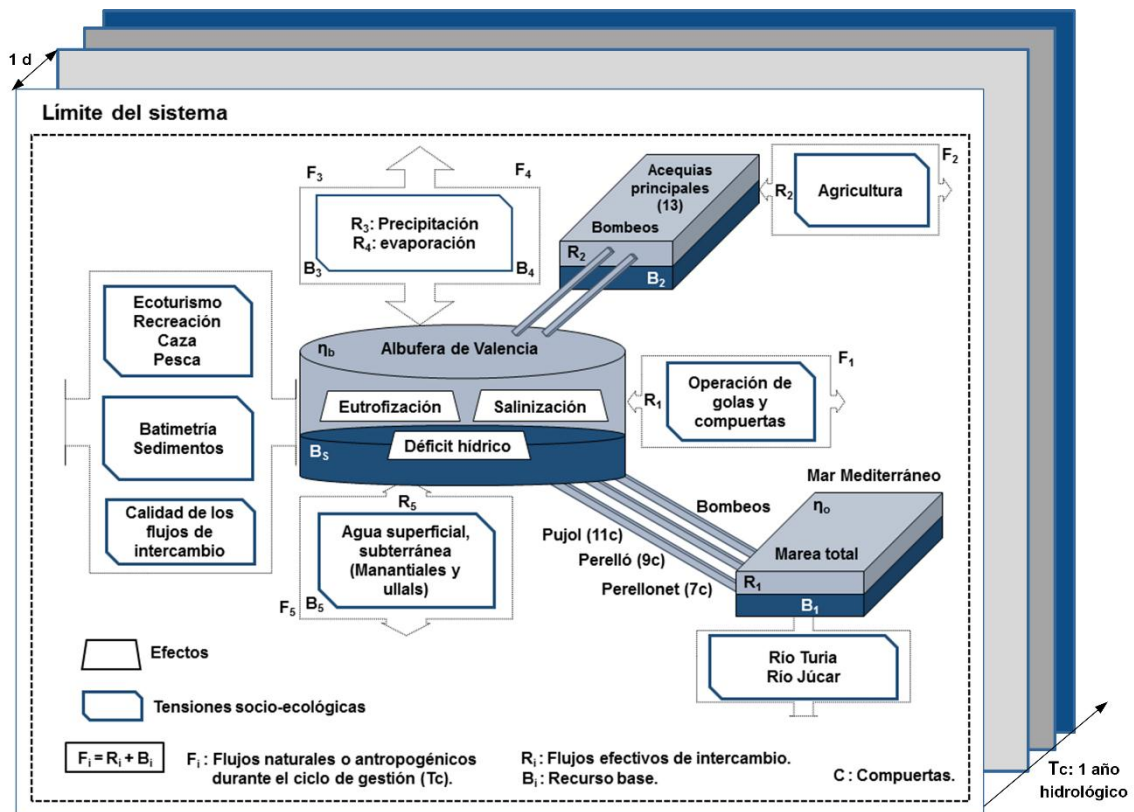


Figura 5.1. Modelo conceptual de la Albufera de Valencia para la aplicación de la metodología OSSEM.

El modelo conceptual de la Albufera de Valencia enmarca las actividades que se benefician del humedal, los flujos de intercambio entre los diferentes compartimientos (mar, atmósfera, continente, actividad agrícola, etc.) y los factores que contribuyen directa o indirectamente con los efectos de eutrofización, salinización y déficit hídrico.

A continuación se describen los componentes más relevantes del sistema y los datos de partida de las herramientas numéricas.

### 5.1.1 Actividades humanas

Los principales usos del recurso se asocian a las actividades que se benefician directa o indirectamente de la Albufera, entre ellas: la agricultura y el turismo (ecoturismo, recreación, pesca, caza, entre otras). Las actividades en el área de influencia directa, así como, las que se desarrollan en las cuencas de los ríos Turia y Júcar ejercen una tensión indirecta sobre el sistema, tanto por su conexión con el mar Mediterráneo, como por los flujos que se conducen o extraen hacia o desde sus cuencas (CHJ, 2003; UC, UPV, UM, 2006; Soria, Sahuquillo, & Miracle, 2005; Soria & Vicente, 2002; del Barrio, et al., 2012).

Los principales cultivos que se desarrollan en el área de influencia de la Albufera de Valencia son: arroz, cítricos, pimiento, calabacín, berenjena y tomate, entre otros (Canet, Chaves, Pomares, & Albiach, 2003; Pascual, Andreu, & Picó, 2013). El sistema de riego que predomina (cultivo de mayor extensión) es por inundación de los campos de arroz. La fuente principal para el riego de cultivos es la Albufera, por lo tanto, la dinámica de operación de los sistemas de regulación responde al ciclo agrícola.

El ciclo agrícola se inicia con la inundación de los campos durante el periodo de preparación del suelo (*Perellóná*<sup>1</sup>) que ocurre en los meses de noviembre y diciembre. Posteriormente, en los meses de enero y febrero, empieza el drenaje de los campos de cultivo para el molturado y preparación del suelo (descomposición de restos orgánicos). El secado del terreno, abonado y volteo transcurren durante el mes de marzo y parte de abril, mes en el cual se inicia el llenado de los campos para el riego permanente del cultivo. La aplicación de fitosanitarios se realiza en los meses de mayo, julio y agosto; una nueva aplicación de fertilizantes ocurre en el mes de junio, precedido de un vaciado y posterior inundación de los campos de cultivo. Los meses de agosto y septiembre se caracterizan por el secado o drenaje del terreno para la recolección de la cosecha que se extiende hasta el mes de octubre.

El sector turístico ejerce una tensión indirecta debido a los servicios ambientales que demanda de la Albufera de Valencia en el desarrollo de actividades como la pesca, la caza, la recreación, etc. De igual forma, los actores locales, regionales y estatales involucrados en su conservación y protección ejercen esta tensión para promover su sostenibilidad.

### 5.1.2 Límite del sistema

El modelo conceptual permite delimitar el sistema (Figura 5.1), éste incluye la zona permanentemente inundada (humedal<sup>2</sup>) y los sistemas conexos con los que intercambia flujos de materia y energía: área de cultivo y drenaje, mar Mediterráneo, subsuelo y atmósfera. El intercambio de los flujos principales con el área de cultivo y drenaje de flujos superficiales se realiza mediante acequias y sistemas de bombeo. Con el mar, la

---

<sup>1</sup> En este periodo se inundan las tierras dedicadas al cultivo ampliando la superficie cubierta por la Albufera.

<sup>2</sup> En esta aplicación se excluye la zona inundable ocupada por el cultivo del arroz (humedal de naturaleza agrícola).

---

conexión se realiza a través de tres sistemas de golas con sus respectivas compuertas. La interacción con el subsuelo ocurre de forma difusa y con la atmósfera a través del vaso lagunar en contacto con este compartimento.

### 5.1.3 Características físicas y morfológicas

La Albufera de Valencia es un enclave que, por su localización, morfología y batimetría (Figura 5.2), constituye un sistema de transición continental y marino con potencialidad para almacenar y regular flujos de estos mismos sistemas o de los compartimientos adyacentes (atmósfera, suelo, subsuelo, etc.). Al tratarse de un humedal regulado por conexiones entre el sistema agrícola y el mar con el humedal (Figura 2.1 y Figura 5.2.b), el transporte de volúmenes de agua, su dinámica de intercambio, calidad, sedimentos, entre otros factores, pueden generar efectos que contribuyen con la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico.

Dentro de los parámetros geométricos que requiere el estudio se encuentran las leyes de inundación de la laguna (modelo de cajas) y la malla numérica (modelo bidimensional). Estas expresiones y elementos incluidos en la modelización del sistema se obtienen a partir de la batimetría (Figura 5.2.a).

La definición de las *leyes de área y volúmenes* se desarrolla mediante el uso del modelo digital del terreno (Figura 5.2.a) generado a partir de la información extraída de la cartografía 1:2000 del humedal y su entorno. Los datos batimétricos se corresponden con registros topográficos del parque nacional de la Albufera (Typsa, 2004; UPV, 2009). Los datos son procesados mediante la herramienta 3D *analyst* de ArcGIS, efectuando cortes paralelos a la superficie libre cada 0.02 m, para obtener así el cambio del área superficial (Figura 5.2.a) y del volumen en función de la profundidad en el humedal (Figura 5.2.b).

Por otro lado, el dominio del sistema está discretizado mediante una *malla* de celdas cuadradas de 50 m (345x300). Los datos batimétricos se corresponden con los registros topográficos mencionados anteriormente y con cartas de navegación del Instituto Hidrográfico de la Marina (47, 48, 474, 481, 482 y 791). Esta información se emplea para obtener la malla mediante la técnica de interpolación *kriging* que se representa en la Figura 5.3.c. La malla incluye los canales de riego, el humedal y su conexión con el mar Mediterráneo a través de las golas principales (Pujol, Perelló, Perellonet).

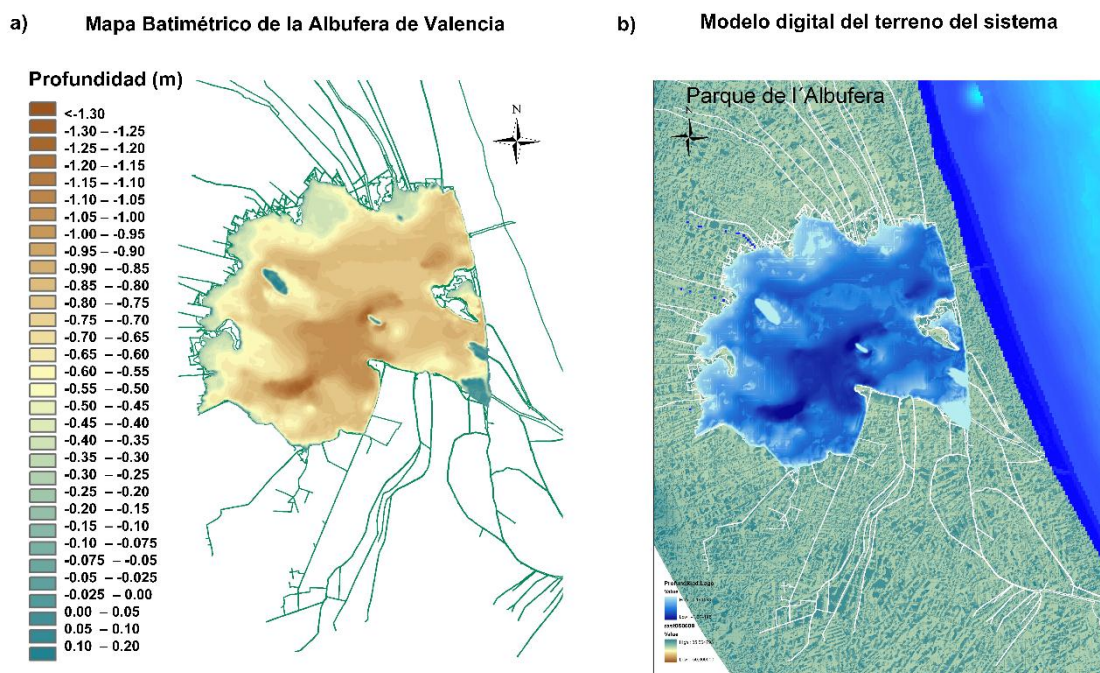


Figura 5.2. a) Información batimétrica y b) modelo digital de terreno en la Albufera de Valencia. Adaptado de: IHCantabria, 2009.

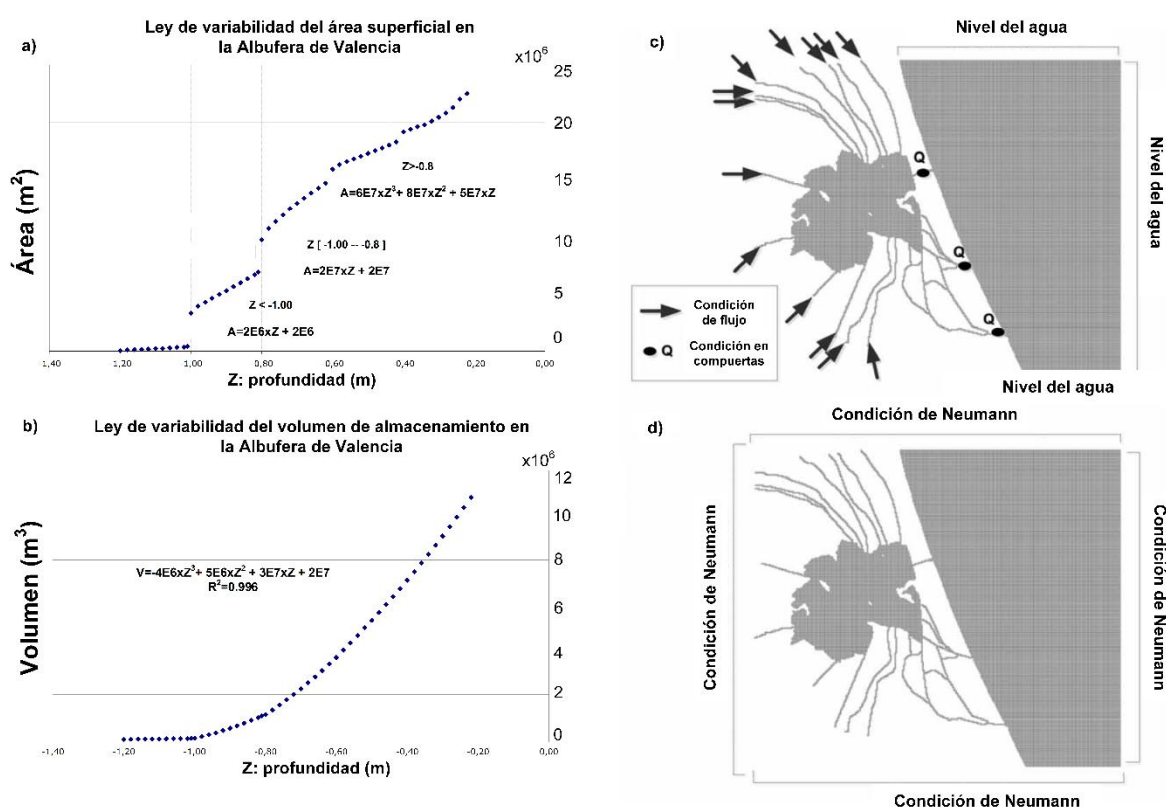


Figura 5.3. Representación de: a) leyes de variabilidad del área superficial; b) ley de variabilidad del volumen de almacenamiento; c) malla del modelo hidrodinámico; d) condiciones de contorno. Fuente: García-Alba et al., 2014.

#### 5.1.4 Ciclo de gestión

El ciclo de gestión ( $T_c$ ) se divide en tres periodos que se han vinculado y representado en función del ciclo agrícola en sus etapas de (Figura 5.4):

- i) inundación de campos (preparación del terreno, siembra y riego);
- ii) drenaje de campos (labrado y recolección de la cosecha);
- iii) descanso del terreno.

La primera etapa se corresponde con los meses en los cuales la Albufera es fuente de agua para la actividad agrícola (noviembre, diciembre, mayo, junio, julio y parte de abril y agosto). En la segunda etapa el humedal es receptor de drenajes agrícolas (enero, febrero, septiembre y parte de junio, agosto y octubre). Finalmente, durante la tercera etapa, en los meses de marzo y parte de abril, los aportes y detracciones por la actividad agrícola son mínimos.

#### 5.1.5 Condiciones hidrológicas

El humedal intercambia flujos de origen continental a través de las acequias o afloramientos y de origen costero con el mar Mediterráneo. En función del ciclo agrícola estos flujos ocurren a través de canales, acequias, sistemas de bombeo y/o compuertas. Los afloramientos superficiales y subterráneos se suman al balance hídrico junto con los flujos naturales (evaporación, precipitación) y se reflejan en el nivel del agua en el humedal.

En relación al *nivel en el lago* (Figura 5.4), se observa correspondencia entre el aumento en el nivel del humedal con valores altos de precipitación en los meses de noviembre y diciembre (véase Figura 5.8); esto es sinérgico con la inundación de los campos durante el periodo de preparación del suelo (*Perelloná*). Por otro lado, el aumento en el nivel del agua a final del mes de abril se explica por la inundación de los campos para el riego del cultivo de arroz.

El descenso en el nivel durante la apertura de las compuertas en las golas de Pujol, Perellonet y Perelló se observa en los meses de enero y febrero, época en la cual ocurre el drenaje de los campos de cultivo (caudales máximos desde las acequias) para el molturado y preparación del suelo. Igualmente, se observa un descenso en el nivel durante el mes de marzo para el descanso del terreno. En mayo, junio y julio el descenso en el nivel se corresponde con la aplicación de fitosanitarios y en agosto, septiembre y octubre, con el drenaje de los campos para la recolección de la cosecha, periodo en el que se registran retornos de riego superficial altos y apertura de compuertas.

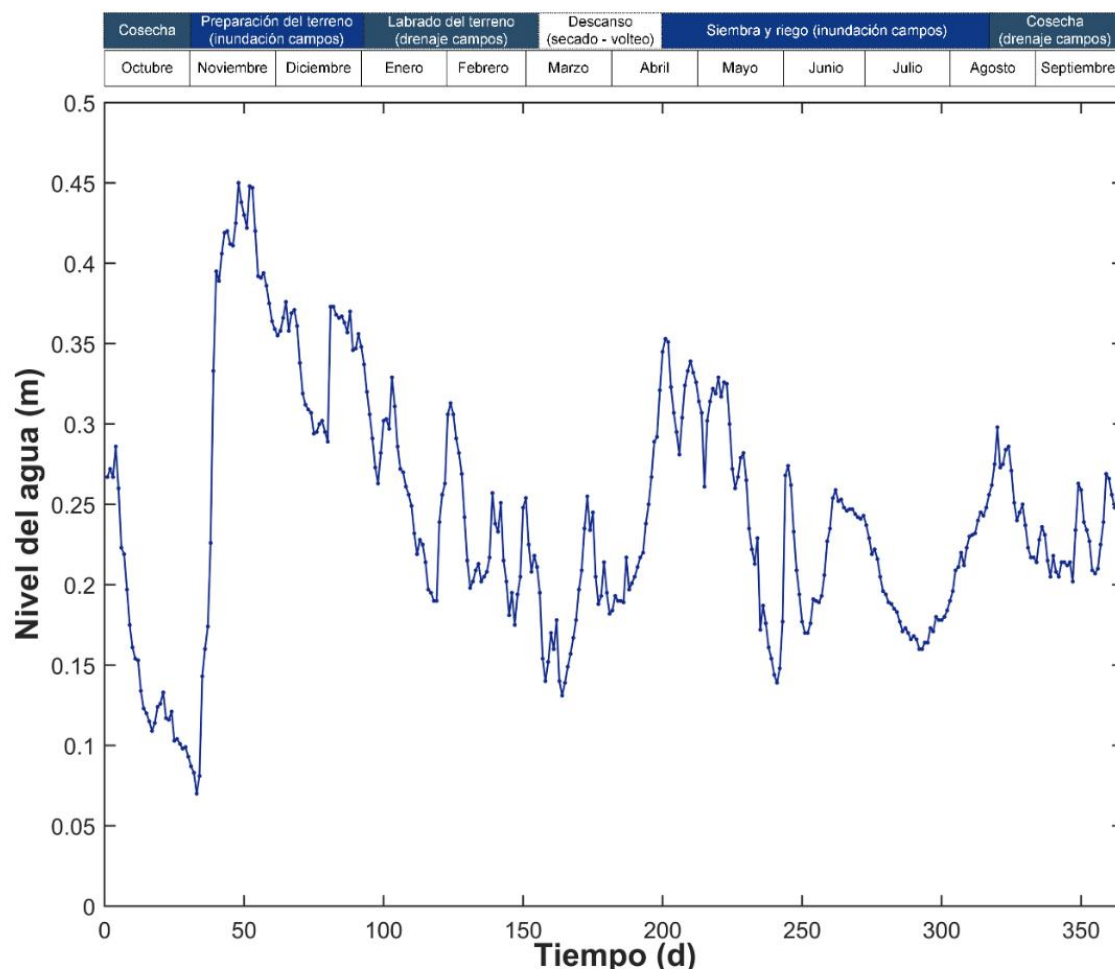


Figura 5.4. Evolución temporal diaria del nivel en la Albufera de Valencia durante el ciclo de gestión objeto de estudio (1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco).

Por otro lado, la variación del *nivel del mar* (Figura 5.5) se obtiene mediante la composición de movimientos periódicos asociados a las interacciones de tipo gravitatorio (marea astronómica) y a las variaciones de presión y viento (marea meteorológica).

La dinámica del nivel del mar ejerce un efecto en el nivel del interior de la laguna (Figura 5.4) y en los caudales que pueden ser evacuados a través de los canales desde el humedal o que pueden ingresar por las golas provenientes del mar Mediterráneo. Esta dinámica cobra vital importancia en el estudio del intercambio de flujos tanto para los procesos de renovación como para el potencial de salinización del sistema (uso agrícola).

Los registros de marea astronómica empleados en este estudio, se obtienen como resultado de la aplicación del método de interpolación basado en el modelo AG95.1 desarrollado por Andersen (1995) que utiliza la base de datos “Grenoble” (<http://podaac.jpl.nasa.gov/tece.html>). Para la obtención del efecto de la marea

meteorológica se dispone de los registros del mareógrafo de Puertos del Estado situado en el interior del puerto de Valencia.

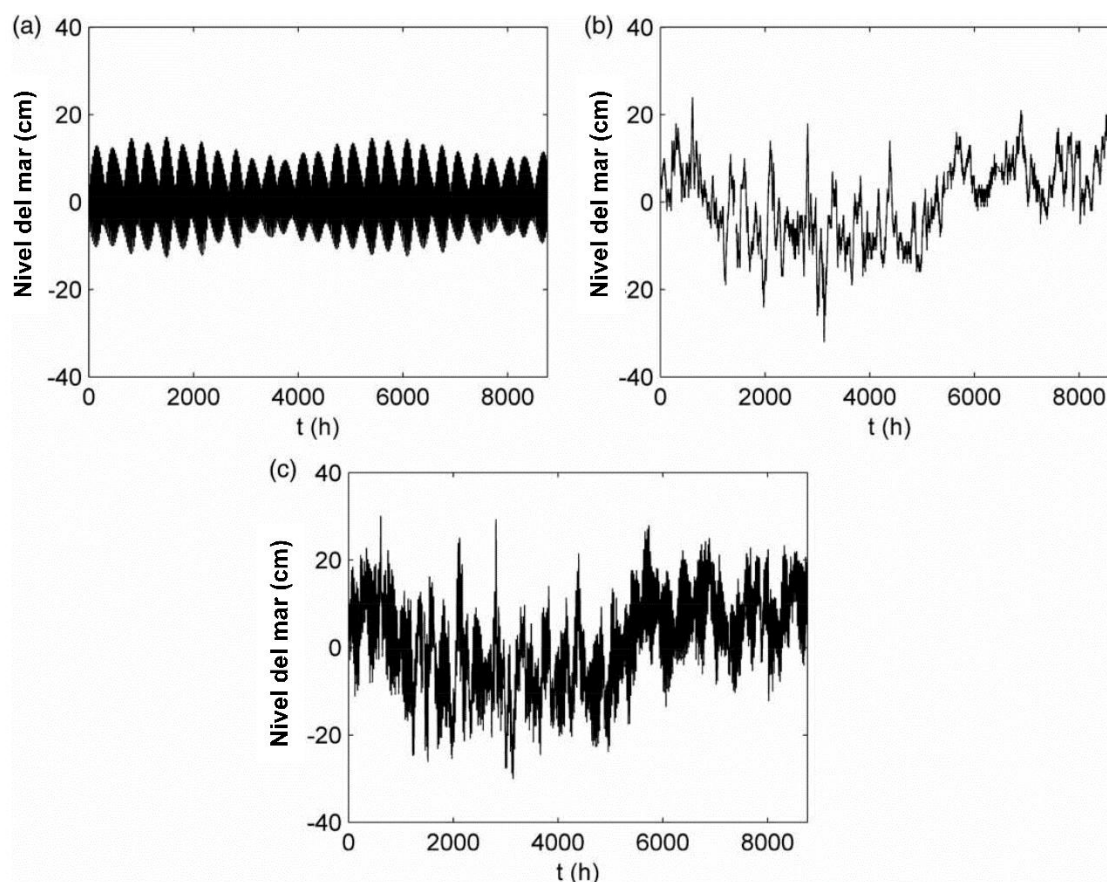


Figura 5.5. Evolución temporal horaria del nivel del mar en el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco: a) marea astronómica; b) marea meteorológica; y, c) integración de la marea astronómica y meteorológica (Fuente: Adaptado de García-Alba et al., 2014)

Finalmente, para la obtención de los *caudales de entrada*, la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) dispone de distintas estaciones de aforo donde se registran los caudales de entrada y salida, así como los correspondientes niveles en el humedal. A partir de dicha información se han obtenido los caudales que ingresan al sistema (Figura 5.6), lo cual permite evaluar la dinámica de renovación, salinización y déficit hídrico de la Albufera en función de la tasa de intercambio de flujos.

En el modelo de cajas se emplea el caudal total diario aportado a través de los casi 60 canales de irrigación existentes, considerando que los retornos de riego, escorrentía y otros flujos drenan a través de dichos canales y son los que en mayor medida contribuyen con el balance de masas (volúmenes) del sistema (Figura 5.6). En el modelo bidimensional, el caudal total se fracciona y traslada en 13 puntos localizados en las acequias principales: Nova de Alfafar, Ravisanxo, Poyo, Catarroja, Albal, Font de Mariano, Beniparrell, Nova de Silla, Foia, Alqueressia, Campets, Overa y Dreta (Figura 5.7).

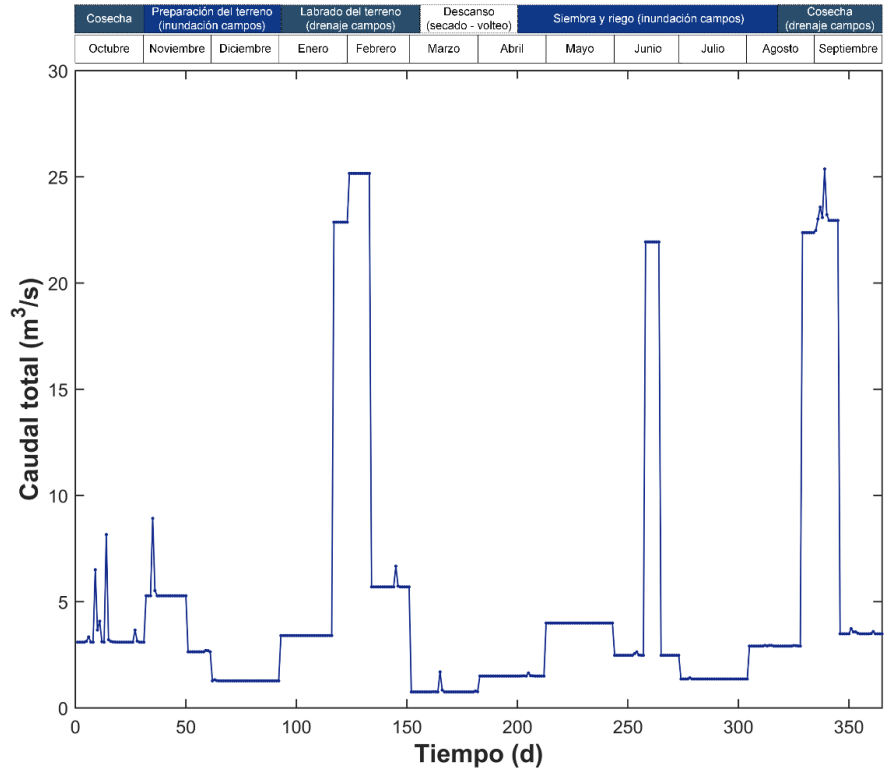


Figura 5.6. Evolución temporal diaria del caudal total de entrada en el periodo del 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

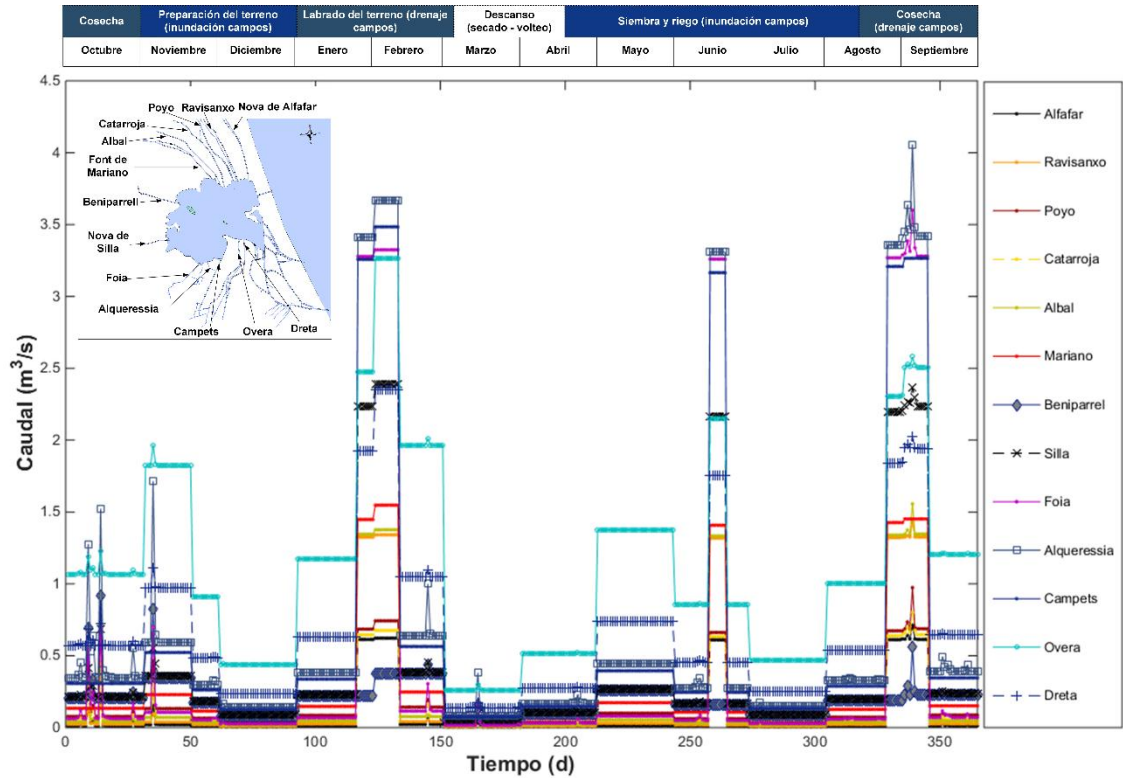


Figura 5.7. Evolución temporal diaria del caudal de entrada en las 13 acequias principales del sistema de riego en el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

### 5.1.6 Condiciones climáticas

A continuación se describe la evolución temporal diaria de la precipitación, la evaporación y la condición de viento. Tanto la *precipitación* como la *evaporación* puede generar un efecto importante sobre la variación del nivel en el interior del humedal, máxime cuando las profundidades medias son de alrededor de 1 m con respecto al nivel medio del mar y la extensión de la zona permanentemente inundada es, junto con el área de cultivo, considerable. La variabilidad temporal diaria de la precipitación y la evaporación se representan en las Figuras 5.8 y 5.9.

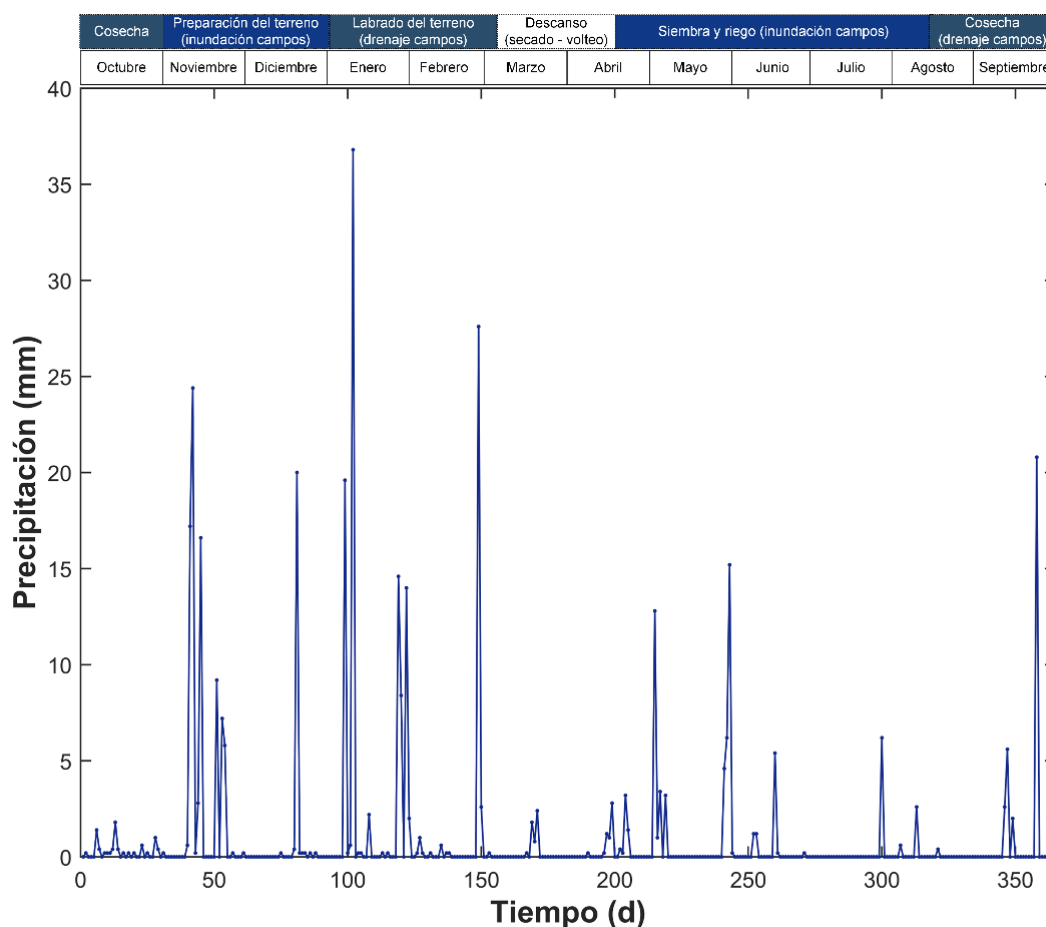


Figura 5.8. Evolución temporal diaria de la precipitación en el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

Los registros de la precipitación y evaporación han sido obtenidos de las series medidas en la estación meteorológica localizada en Picassent (6.3 km al norte de la Albufera). Durante el ciclo de gestión, la evaporación diaria registra mínimos de 0.43 mm y máximos de 7.67 mm. La evaporación total anual (357.8 mm) es menor comparada con la precipitación total en el mismo periodo (1110.2 mm a lo largo de 93 días) y máximos diarios de 36.8 mm.

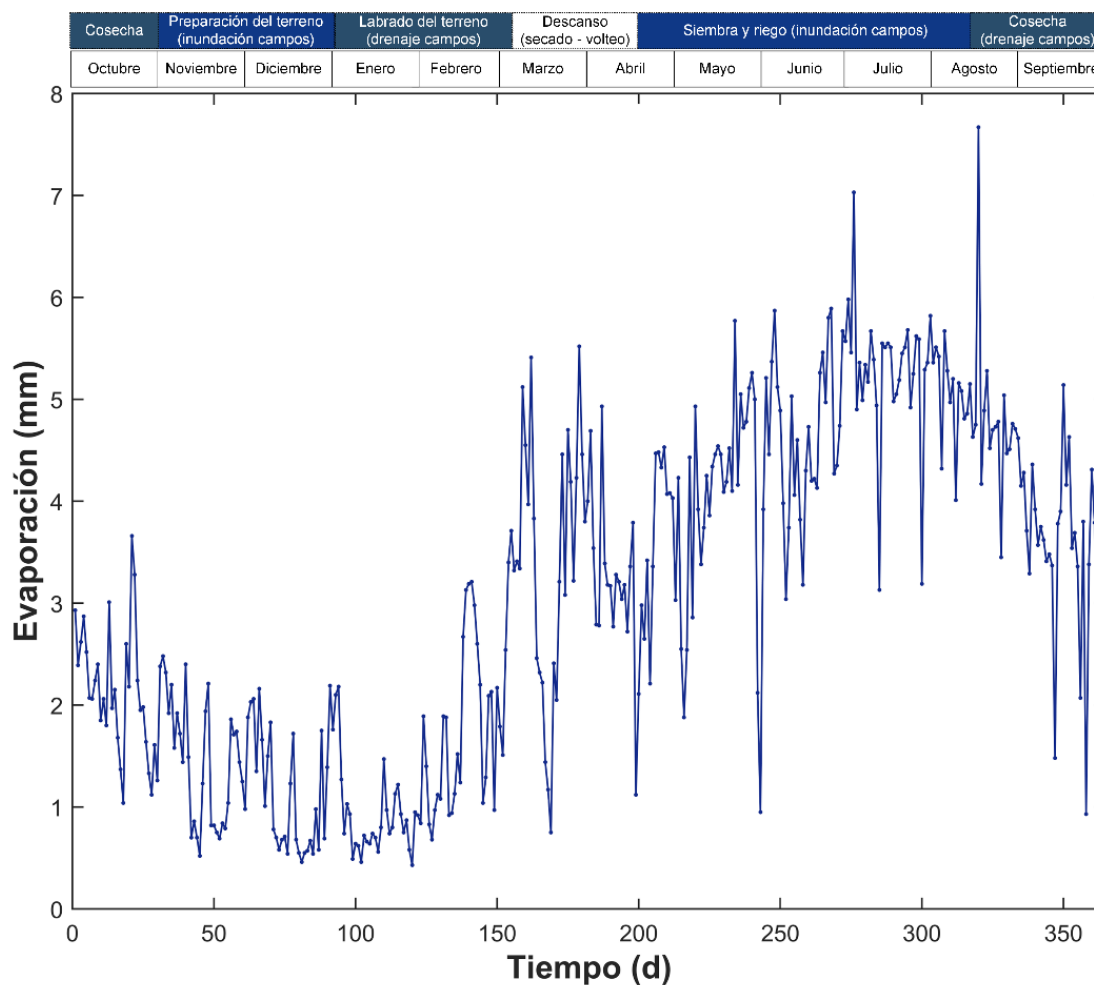


Figura 5.9. Evolución temporal diaria de la evaporación en el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

Por otro lado, el *viento* ha sido caracterizado a partir de los registros horarios de la estación meteorológica de Picassent y se incluye en el modelo bidimensional en el periodo entre el 1 de octubre de 2005 y el 30 de septiembre de 2006. La distribución de frecuencia en función de la dirección y la velocidad del viento se detallan en la Figura 5.10 y representa la frecuencia de episodios de viento en el área de estudio para el periodo 2001-2009.

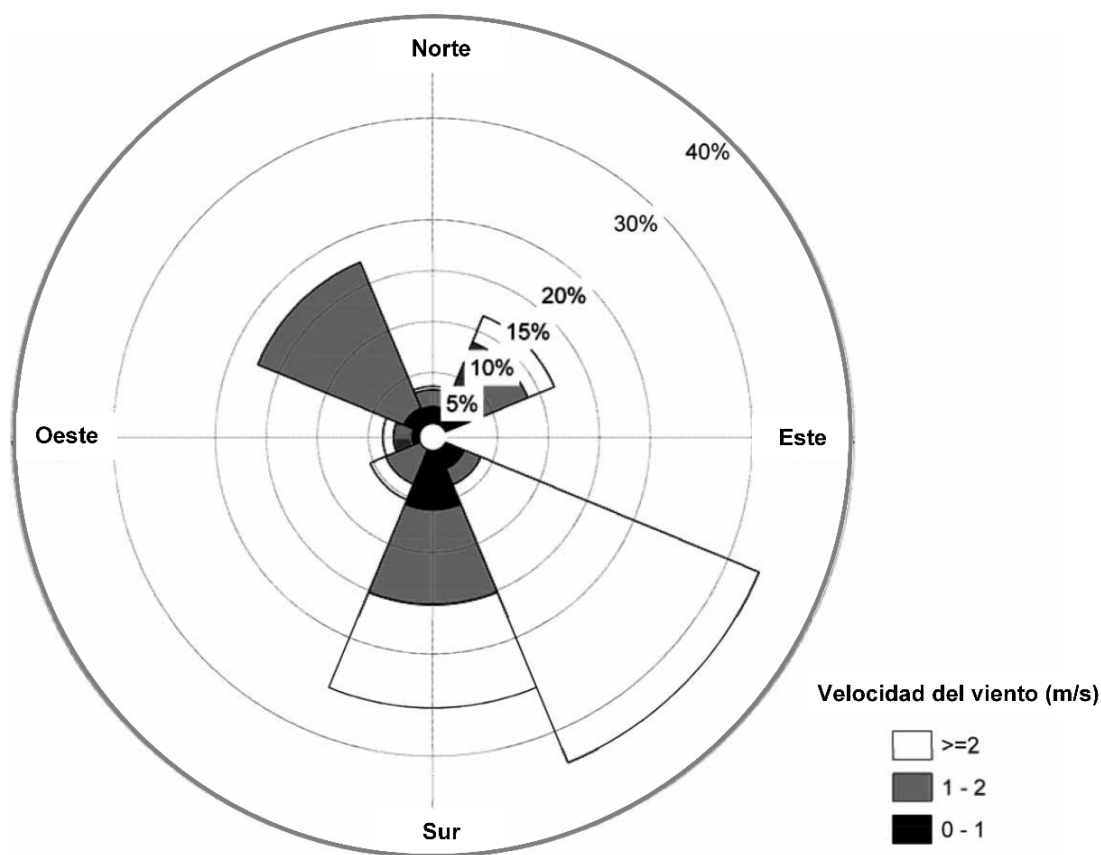


Figura 5.10. Rosa de vientos en la estación meteorológica de Picassent en el periodo 2001 a 2009 (Adaptado de García-Alba et al., 2014).

### 5.1.7 Condiciones de operación

La apertura o cierre de compuertas y el bombeo conllevan a una variación del nivel en el interior del humedal, afectando a la hidrodinámica y, en consecuencia, ampliando o reduciendo los efectos de una posible salinización debido al intercambio de agua con el mar.

El Servicio Devesa-Albufera del Ayuntamiento de Valencia cuenta con un calendario diario de apertura y cierre de las golas desde 2005 y de operación de las bombas (Figura 5.11). En dicho calendario se refleja el nivel de apertura de cada gola (número de compuertas abiertas), así como las estaciones de bombeo en funcionamiento, el caudal y el nivel en las golas. En el presente estudio se ha considerado explícitamente el efecto de las 3 golas situadas en la Albufera: Pujol, Perelló y Perellonet para evaluar su efecto en los descriptores estratégicos. El efecto del bombeo y de los flujos no discretizados en los datos de partida, se incluye de forma implícita en los caudales ajustados tras al proceso de calibración de las herramientas numéricas.

Cabe destacar que, en cuanto a la gestión de la apertura y el cierre de las golas de Pujol, Perellonet y Perelló en el periodo objeto de estudio, se encuentran condiciones

que pueden comprometer de manera importante la renovación del humedal. Cerca del 58% del tiempo las compuertas se encuentran cerradas o como máximo con una compuerta abierta. Así mismo, la probabilidad de encontrar menos de 4 compuertas abiertas en todo el sistema de golas es del 80%. Otra condición crítica es que tan solo el 5% de los días del año objeto de estudio, se encuentran más de 8 compuertas abiertas simultáneamente en el sistema. Por último, en los meses de julio y octubre, la totalidad de las compuertas de las tres golas están cerradas.

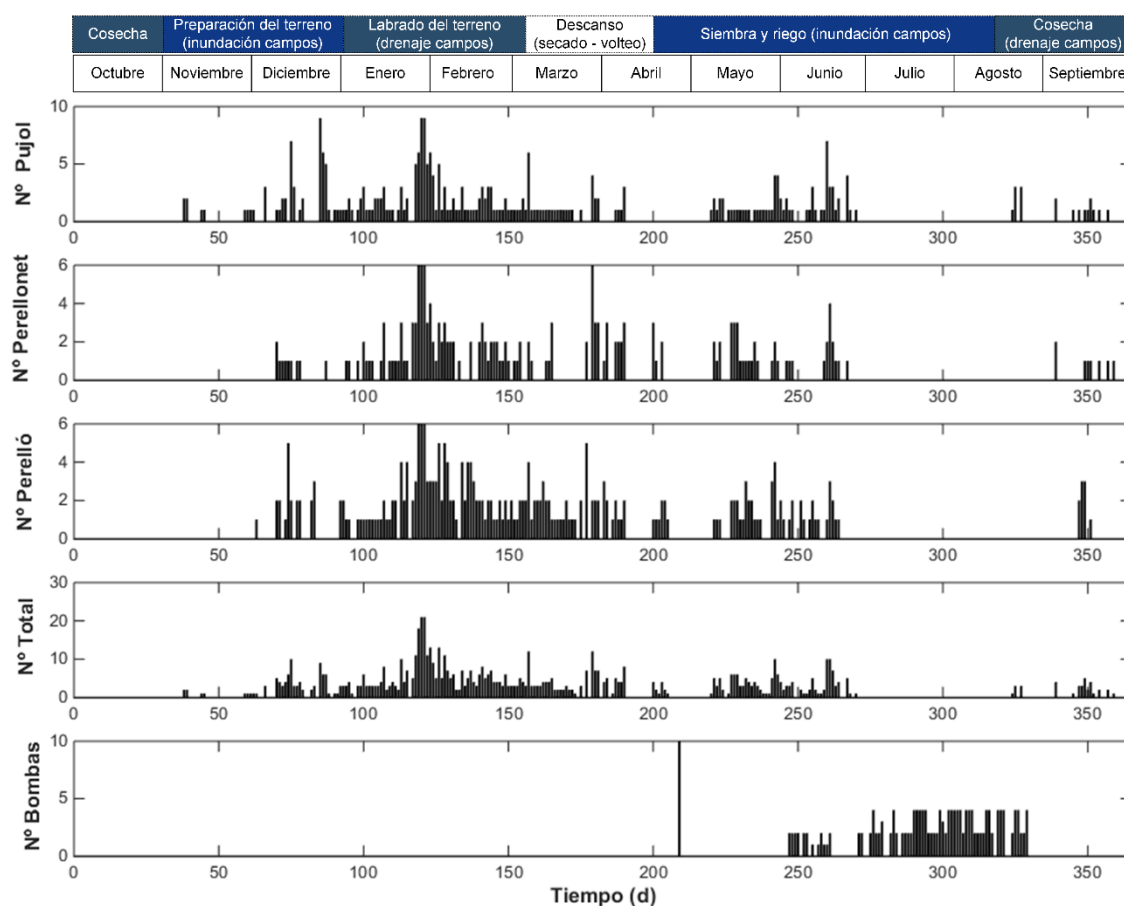


Figura 5.11. Régimen diario de apertura de compuertas en las golas de Pujol, Perelló y Perellonet, y total de bombas activas durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

### 5.1.8 Calidad ambiental

La Albufera de Valencia puede tipificarse como un sistema hipereutrófico y oligohalino (0.6 – 2.4 psu) (Capítulo 2). La conductividad y salinidad en la Albufera de Valencia empleadas en esta aplicación metodológica se obtienen con base en los registros de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana (EPSAR, 2007) y registros históricos (Soria et al., 2005). Los valores mínimos de conductividad registrados en las acequias en el año 2006 son de 0.63 dS/m (0.4 ups) y los máximos anuales de 1.70 dS/m (1.1 ups) (EPSAR, 2007).

En las Figura 5.12 y 5.13 se representa la variabilidad temporal (intermensual) y espacial (desviación estándar de 7 estaciones) correspondientes a tres indicadores de calidad ampliamente utilizados en la evaluación de las dinámicas de eutrofización: clorofila a (Figura 5.12.a); fósforo total (Figura 5.12.b); y, oxígeno disuelto (Figura 5.13.a), además, de la variabilidad temporal y espacial de la salinidad (cloruros) en función del ciclo agrícola (Figura 5.13.b). Se observa una clara variabilidad temporal en los cuatro indicadores:

- i) Los registros máximos de clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto se alcanzan alrededor del mes de abril durante la primavera.
- ii) El descenso en la concentración de clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto se presenta durante el periodo en el cual se realiza la inundación de los campos para el cultivo de arroz (mayo, junio, julio), con valores mínimos de oxígeno al final del mes de julio (79% de su concentración de saturación).
- iii) Se observa un descenso de la concentración de clorofila a y fósforo total en el periodo de mayores precipitaciones (enero y febrero), con valores mínimos de clorofila a y fósforo total en el mes de marzo, durante el periodo de secado y volteo del terreno en el que la actividad agrícola realiza los menores aportes a través de las acequias (Figura 5.6).
- iv) El aumento en la concentración de clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto (114% de su concentración de saturación) presentan correspondencia con los retornos de riego durante el periodo de cosecha (Figura 5.6), el aumento en la evaporación (Figura 5.9) y la baja apertura de compuertas (Figura 5.11).

En cuanto a la variabilidad espacial:

- i) Considerando los valores medios mensuales del coeficiente de variación, éste es mayor en el fósforo total (35.3%), comparado con la clorofila a (30.2%) y el oxígeno disuelto (10.3%).
- ii) Teniendo en cuenta la desviación estándar, la máxima variabilidad espacial en el fósforo total y en la clorofila a se presentan en los meses de febrero y septiembre. Sin embargo, atendiendo el coeficiente de variación (C.V), los máximos se alcanzan en los meses de febrero y marzo, respectivamente. En febrero y marzo, a diferencia de septiembre, el grado de apertura de compuertas (Figura 5.11), el nivel en la Albufera (Figura 5.4) y las dinámicas de precipitación–evaporación (Figura 5.8 y Figura 5.9) presentan mayor variabilidad espacial mensual.
- iii) Entre los meses de enero y abril se presentan valores bajos de concentración y mínimos coeficientes de variación espacial para clorofila a (abril), fósforo total (enero y marzo) y oxígeno disuelto (febrero) que oscilan entre 0 y 6.2%. En estos meses las variables que presentan menor variabilidad se corresponden con el caudal en las acequias (Figura 5.7), el grado de apertura de compuertas y el bombeo (Figura 5.11).

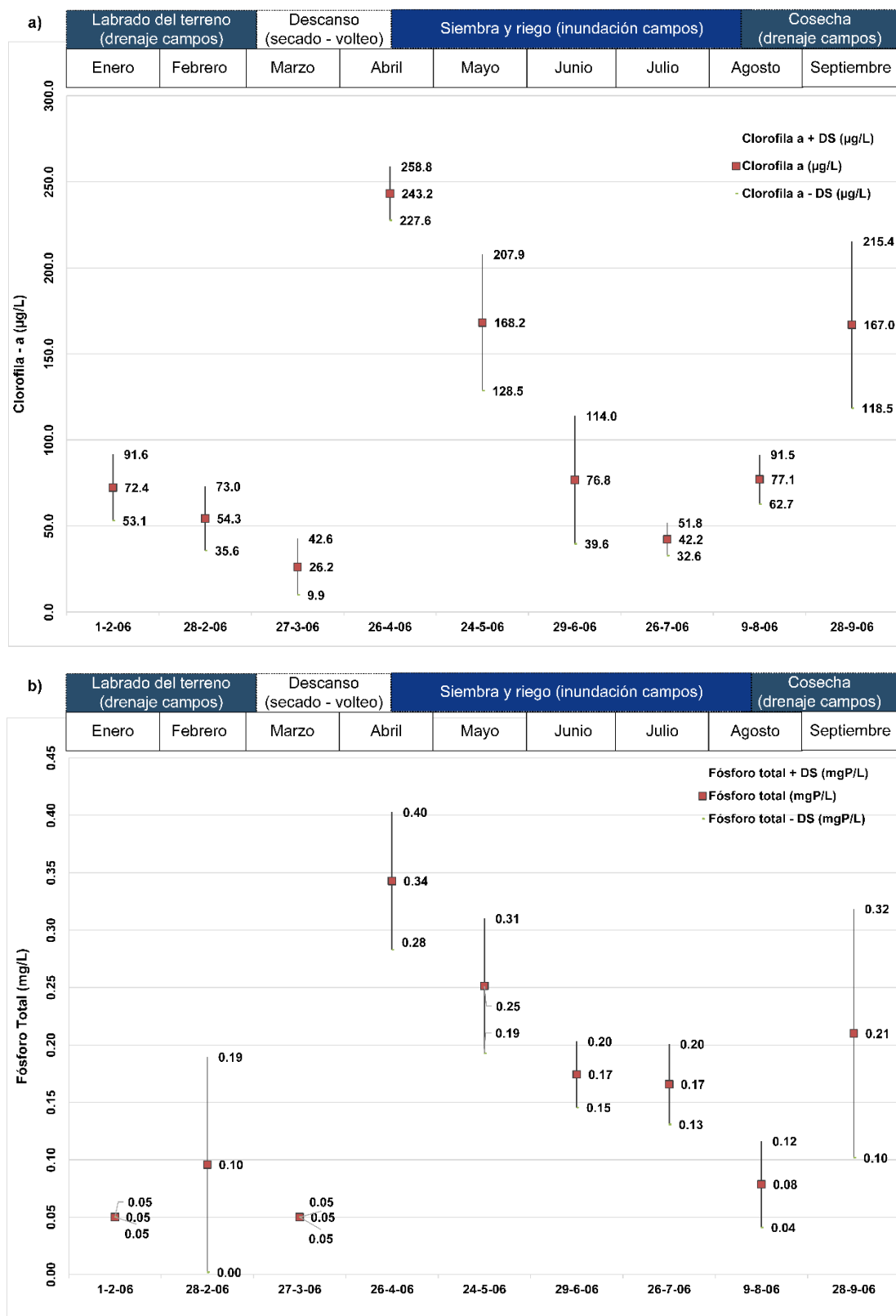


Figura 5.12. Representación del valor medio mensual y la desviación estándar (DS) de la concentración de: a) clorofila a; b) fósforo total, en 7 estaciones de calidad en la Albufera de Valencia, para campañas realizadas entre el 1 de febrero a 28 de septiembre de 2006 – Año seco (Elaboración propia. Fuente: EPSAR, 2006).

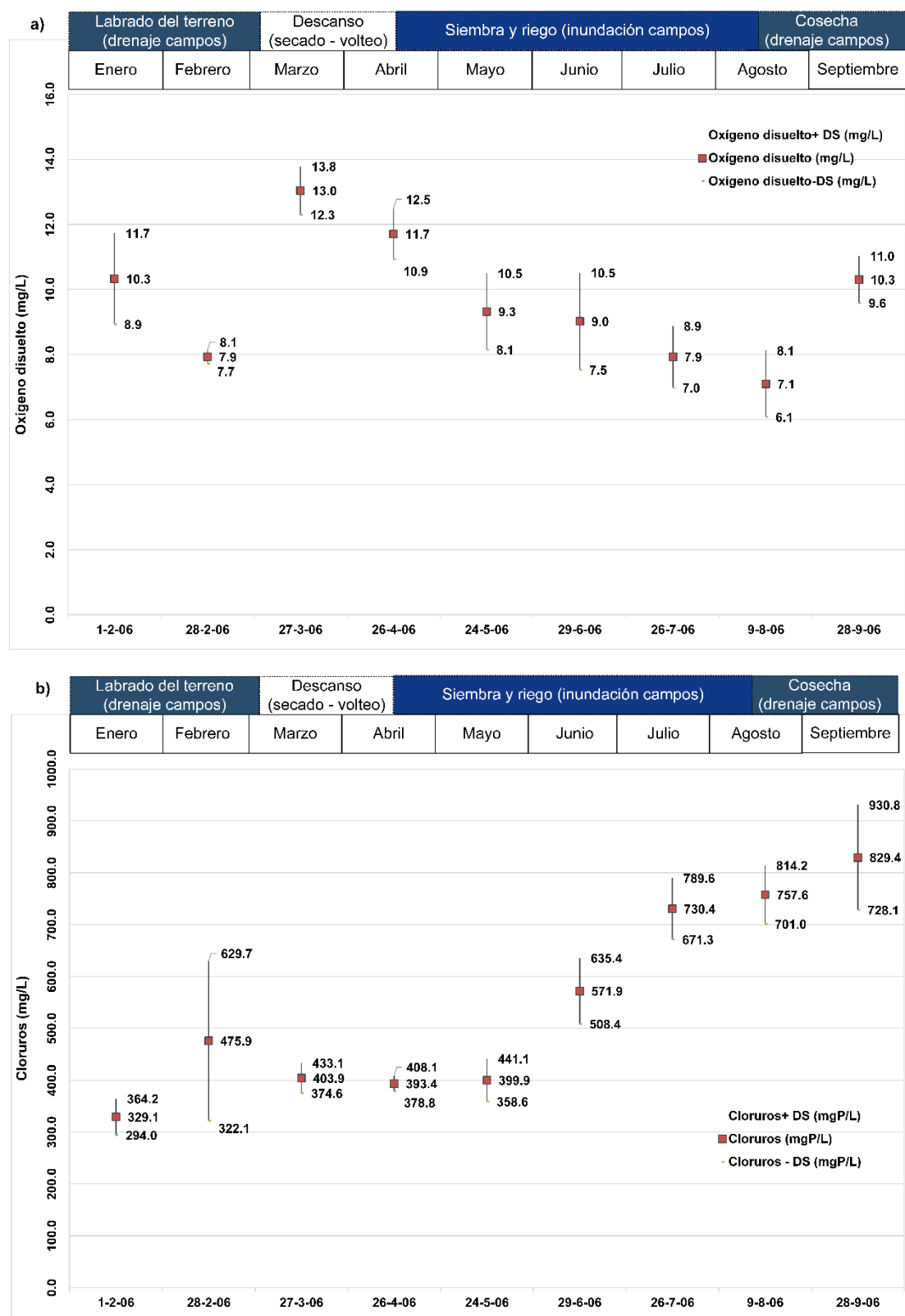


Figura 5.13. Representación del valor medio mensual y la desviación estándar (DS) de la concentración de: a) oxígeno disuelto; b) cloruros, en 7 estaciones de calidad en la Albufera de Valencia, para campañas realizadas entre el 1 de febrero a 28 de septiembre de 2006 – Año seco (Elaboración propia. Fuente: EPSAR, 2006).

En relación con la concentración de sales (cloruros) (Figura 5.13.b):

- i) Se observa variabilidad temporal (C.V: 31%) y en menor grado (C.V: 11.5%) variabilidad espacial.
- ii) Los registros máximos de cloruros se alcanzan alrededor del mes de septiembre en donde ocurre alternancia de apertura y cierre de compuertas (Figura 5.11), alto aporte por el flujo desde las acequias (Figura 5.7) y por precipitación (Figura 5.8).
- iii) El ascenso en la concentración de cloruros ocurre de forma simultánea con el descenso en las concentraciones de clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto durante el periodo en el cual se realiza la inundación de los campos para el cultivo de arroz (mayo, junio, julio).
- iv) Se observa un incremento en la concentración de cloruros, aunque con menor intensidad que en el periodo de inundación, en la época de mayores precipitaciones (enero y febrero); en estos meses el fósforo total también se incrementa y, por el contrario, se observa un descenso en la clorofila a y en el oxígeno disuelto.
- v) El coeficiente de variabilidad en la dimensión temporal de los cloruros (31%) es bajo comparado con el alcanzado por la clorofila a (62%), el fósforo total (70%) y comparable con el del oxígeno disuelto (21%). Espacialmente, el comportamiento es similar en cuanto a la distribución de los coeficientes de variación, siendo mayores para el fósforo total (35.3%) y la clorofila a (30.2%), comparados con los cloruros (11.5%) y el oxígeno disuelto (10.3%).

#### **5.1.9 Efectos**

Las condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, climáticas, de calidad y de operación descritas anteriormente, permiten anticipar posibles efectos que pueden comprometer la sostenibilidad de los subsistemas natural y humano. Estas características se vinculan a través de la hidrodinámica del sistema y se analizan con fines de gestión en función de los descriptores estratégicos que constituyen los indicadores de los tres efectos potenciales: eutrofización, salinización y déficit hídrico.

## 5.2 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE HERRAMIENTAS NUMÉRICAS

Las herramientas numéricas descritas en el Capítulo 4 para su aplicación en el humedal costero: modelo de cajas (MoCa-n) y modelos bidimensionales (H2D, H2DZ y RENOVA) se emplean para simular la hidrodinámica del sistema, los procesos de transporte de sales disueltas y la evolución de sustancias conservativas, que exige el cálculo de los descriptores estratégicos. La información incluida en la descripción del sistema se emplea como datos de partida de dichas herramientas.

A continuación, se describe el proceso de calibración y validación de cada una de las herramientas de modelización empleadas en la aplicación de la metodología OSSEM en la Albufera de Valencia.

### 5.2.1 Calibración del modelo de cajas MoCa-n

El modelo agregado (MoCa), propuesto por Baston (2008), ha sido adaptado para la Albufera de Valencia (MoCa-n) incluyendo un total de 3 golas o canales de conexión (Pujol, Perellonet y Perelló), cada uno con 11, 7 y 9 compuertas, respectivamente (Usaquén et al., 2012). A continuación se describe brevemente el proceso de calibración desarrollado.

El nivel del agua en la Albufera constituye la variable de referencia del proceso de calibración del modelo. El nivel obtenido mediante modelización con Moca-n (Figura 5.14.a), se compara con los valores registrados en la boya instalada en la gola de Pujol (Figura 5.4). Para establecer el grado de ajuste entre el nivel del agua medido y simulado, se emplean los siguientes criterios estadísticos (Tabla 5.1): i) diferencia total entre los niveles registrados y simulados ( $D_L$ ); ii) el coeficiente de correlación entre los dos conjuntos de niveles ( $R^2$ ); iii) la eficiencia del modelo (CE) (Nash & Sutcliffe, 1970); y, iv) el error relativo ( $E_r$ ). Cuatro parámetros físicos se emplean para calibrar el modelo: i) la longitud de los canales ( $L_i$ ); ii) el coeficiente de fricción (Chezy) ( $C_i$ ); iii) las pérdidas hidráulicas localizadas (entrada:  $K_{en}$ ; salida:  $K_{out}$ ); y, iv) la constante de pérdida hidráulica ( $K_i$ ).

Tabla 5.1. Criterios de evaluación del ajuste entre el nivel de agua medido y simulado en el humedal.

| Criterio                                                             | Definición                                                               | Observaciones                                                                                                                             |
|----------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Diferencia entre el nivel medido y simulado, $D_L$ (m <sup>2</sup> ) | $D_L = \sum_i^N (Z_i - Z_i^*)^2$                                         | $Z_i$ : nivel medido en la gola Pujol (m).<br>$Z_i^*$ : nivel simulado en el humedal (m).<br>$i$ : i-ésimo valor, desde 1 hasta $N$ días. |
| Coefficiente de correlación ( $R^2$ )                                | $R^2 = SSR \div SST$<br>$SSR = \sum_i^N (Z_i^* - \bar{Z})^2$             | $SST = SSR + D_L$<br>$ss$ : suma del residual<br>$\bar{Z}$ : nivel medio medido en la gola Pujol (m).<br>$N$ : número de registros        |
| Eficiencia del modelo (CE) (Nash & Sutcliffe, 1970)                  | $CE = 1 - (D_L \div r)$<br>$r = \sum_i^N (Z_i - \bar{Z})^2$              | Habilidad del modelo:<br>$CE > 0.8$ excelente.<br>$CE > 0.5$ conveniente (bueno).<br>$CE < 0.5$ no aceptable.                             |
| Error relativo $E_R$ (%)                                             | $E_r = \left( \sum_i^N  Z_i^* - Z_i  \div Z_i \times 100 \right) \div n$ | El modelo es confiable si ( $E_r$ ) es menor al 20% (Thoman & Mueller, 1987)                                                              |

En la Tabla 5.2 se describen los rangos en los cuales oscila cada una de los parámetros de calibración y las condiciones en las cuales se realiza el proceso de simulación para evaluar el ajuste del modelo. Las condiciones de simulación descritas incluyen: el grado de apertura de las compuertas, la precipitación, la evaporación, el caudal afluente y el número de días de simulación.

Tabla 5.2. Parámetros y condiciones de simulación para la calibración del modelo agregado (Moca-n).

| Variable de calibración           | Rango                                                 | Observaciones                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
|-----------------------------------|-------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Longitud del canal                | $L_1, L_2, L_3$ : [200 - 10000] m                     | Condiciones del periodo de evaluación: máxima apertura de compuertas; precipitación, evaporación y caudal afluente constante ( $n_d=10$ ); $C_1, C_2, C_3 = 40 \text{ m}^{1/2}/\text{s}$ (Bastón, 2008); análisis de sensibilidad para la longitud ( $n_d=10$ y verificación con $n_d=110$ ).                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Coefficiente de fricción (Chezy)  | $C_1, C_2, C_3$ : [30 - 55] $\text{m}^{1/2}/\text{s}$ | Inicialmente, los valores del coeficiente se mantienen constantes en los tres canales ( $n_d=10$ ). Posteriormente, el coeficiente se mantiene constante en dos sistemas mientras en el tercero cambia ( $n_d=4$ y 7). Estas condiciones corresponden a periodos con compuertas cerradas en uno o dos canales simultáneamente.                                                                                                                                                                                                                          |
| Pérdidas hidráulicas en el canal  | $K_{en}$ : 0.02 - 1.0<br>$K_{out}$ : 0.02-1.0         | Condiciones del periodo de evaluación: todas las compuertas están abiertas y el flujo de entrada es constante. Para establecer el rango de $K_{en}$ y $K_{out}$ se parte de referentes teóricos. Las pérdidas ( $K_{out}$ ) se mantienen constantes, mientras que, los valores de $K_{en}$ cambian durante cada prueba ( $n_d=10$ ). Al principio, los valores $K_{out}$ son constantes en las tres golas, mientras $K_{en}$ cambia. Luego, cada uno de los tres valores $K_{en}$ cambian, mientras que los tres $K_{out}$ son constantes ( $n_d=30$ ). |
| Constante de pérdidas hidráulicas | $K$ : 0.001 - 0.4                                     | Una metodología similar a la empleada en la calibración de las pérdidas hidráulicas de los canales se utiliza para la constante de pérdidas hidráulicas ( $K$ ). Esto permite establecer el efecto de los pilares en el área transversal efectiva, de acuerdo con la forma, posición, condición de carga y el funcionamiento de las compuertas. Para establecer el rango de $K$ se parte de los referentes teóricos Chow (1993).                                                                                                                        |

$L_1, L_2, L_3$ : longitud del canal en las golas Pujol, Perellonet y Perelló.  $C_1, C_2, C_3$ : Coeficiente (Chezy) de fricción en las golas Pujol, Perellonet y Perelló.  $K_{en}$ : pérdidas hidráulicas en la entrada del canal.  $K_{out}$ : pérdidas hidráulicas en la salida del canal.  $n_d$ : número de días de simulación continua.

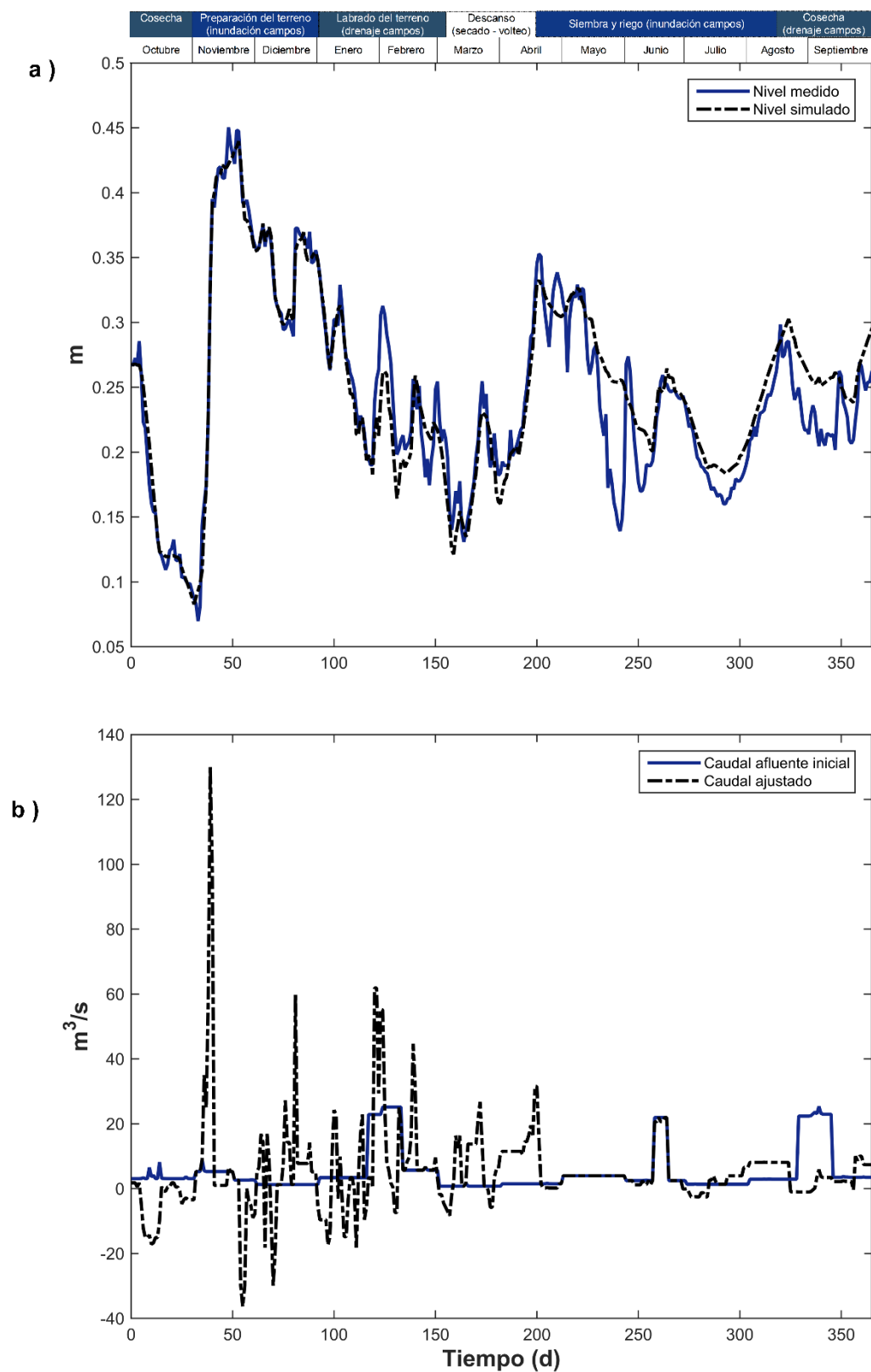
Una vez calibrados los parámetros físicos (Tabla 5.3), aceptando que los registros disponibles sobre el número de compuertas abiertas, la precipitación, la evaporación, el nivel del mar y el nivel del humedal son representativos del sistema, se realiza un proceso adicional para ajustar el nivel mediante el balance de los aportes continentales (Figura 5.14).

Tabla 5.3. Resultados del proceso de calibración para el modelo adaptado (Moca-n).

| Variable de calibración           | Mejor condición                                                                                                      | Evaluación de criterios de ajuste                                                                                           | Días de simulación (n <sub>d</sub> ) |
|-----------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| Longitud del canal                | L <sub>1</sub> , L <sub>2</sub> , L <sub>3</sub> : 6000 m                                                            | D <sub>L</sub> : 0.0217 (m <sup>2</sup> )<br>D <sub>L</sub> : 0.355 (m <sup>2</sup> )                                       | 10<br>110                            |
| Coefficiente de fricción (Chezy)  | C <sub>1</sub> , C <sub>2</sub> , C <sub>3</sub> : 30 m <sup>1/2</sup> /s                                            | D <sub>L</sub> : 0.3618 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.6748<br>CE: 0.3834 (no aceptable)<br>Er: 18.64% (confiable) | 110                                  |
| Pérdidas hidráulicas en el canal  | Pujol, Perellonet: K <sub>en</sub> y K <sub>out</sub> = 0.02;<br>Perelló: K <sub>en</sub> and K <sub>out</sub> = 0.4 | D <sub>L</sub> : 0.355 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.679<br>CE: 0.395 (no aceptable)<br>Er: 18.34% (confiable)    | 110                                  |
| Constante de pérdidas hidráulicas | K pujol: 0.001;<br>K perellonet: 0.002;<br>K perelló: 0.003                                                          | D <sub>L</sub> : 0.353 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.681<br>CE: 0.399 (no aceptable)<br>Er: 18.25% (confiable)    | 110                                  |
| Caudales continentales            | Figura 5.12                                                                                                          | D <sub>L</sub> : 0.181 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.9134<br>CE: 0.914 (excelente)<br>Er: 7.82% (confiable)       | 365                                  |

El proceso de ajuste se lleva a cabo considerando los registros de nivel y caudal durante el ciclo de gestión, con énfasis en los períodos que presentan mayores diferencias de nivel entre los valores registrados y los simulados. Se ajustan los flujos de entrada en la laguna costera mediante aproximaciones sucesivas, buscando maximizar la confiabilidad y correlación del modelo (CE, E<sub>r</sub> y R<sup>2</sup>) y reducir las diferencias entre los registros y el nivel simulado. Cabe resaltar que aunque los flujos principales se introducen o retiran del sistema a través de las acequias y las compuertas, los flujos naturales superficiales y subterráneos representan entre un 29 y un 37% de los aportes totales al humedal (CHJ, 2003), de allí la importancia de maximizar el ajuste en los caudales.

Los parámetros del modelo alcanzados tras el proceso de calibración, así como el grado de ajuste entre el nivel del agua simulado y registrado se presentan en la Tabla 5.3 y en la Figura 5.14. Nótese el efecto del ajuste del caudal en el coeficiente de correlación (R<sup>2</sup>: 0.91), la eficiencia del modelo (CE: 0.91) y la reducción en el error relativo (Er: 7.82%). Por la naturaleza del modelo, este ajuste se introduce como un caudal total con aportes y detracciones complementarias, sin discretizar el origen de estos caudales (aguas superficiales, subterráneas, bombeos, evapotranspiración en la Albufera y en el cultivo, demanda agrícola, entre otros).



## 5.2.2 Validación del modelo de cajas MoCa-n

El proceso de validación tiene en cuenta los caudales medidos en la gola de Perelló durante el mes de septiembre de 2006 (Figura 5.15) para evaluar la representatividad del modelo.

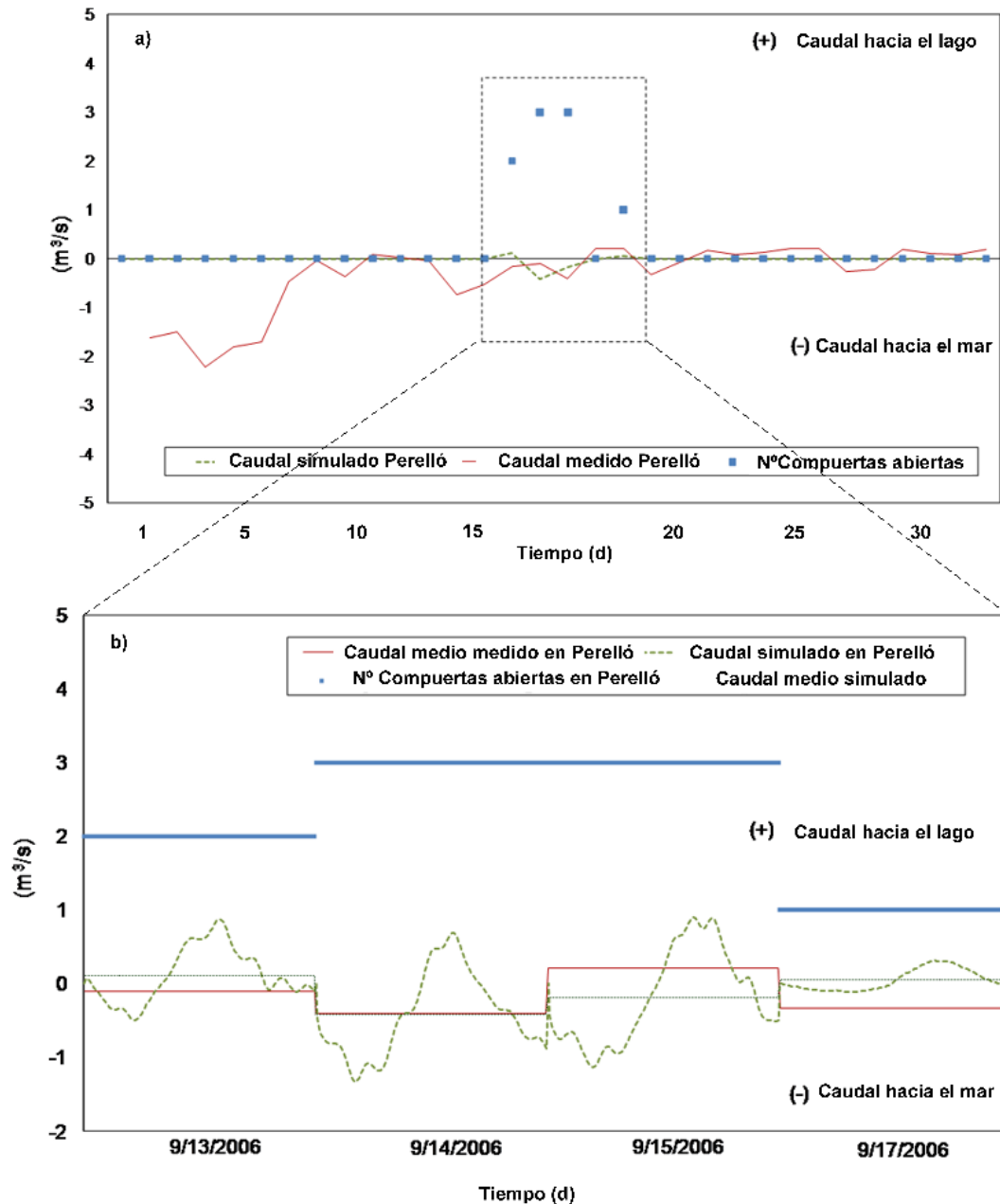


Figura 5.15. Representación temporal diaria de: a) caudales medidos ( — ) y simulados ( - - ) en Perelló durante el mes de septiembre de 2006; b) detalle de los caudales medios registrados ( — ) y simulados ( - - ) durante la apertura de la gola durante los días del 13 al 17 de septiembre de 2006.

Evaluando los caudales promedio diarios simulados, la hipótesis nula se acepta para z-test ( $z$ : -3.33;  $\alpha$ : 0.10%), por lo tanto, no existe diferencia significativa entre los flujos medidos y simulados en Perelló (Figura 5.15). Nótese la correspondencia entre las direcciones del flujo hacia el mar o hacia la Albufera durante los periodos de apertura de compuertas y su variabilidad diaria, que reflejan los ciclos de marea. Por lo tanto, el caudal obtenido mediante el modelo de cajas adaptado (MoCa-n), representa adecuadamente el flujo medido durante el periodo de apertura de las compuertas.

### **5.2.3 Calibración y validación de los modelos bidimensionales H2D y H2DZ**

Los modelos bidimensionales H2D y H2DZ, desarrollados por el Instituto de Hidráulica Ambiental de la Universidad de Cantabria (IH Cantabria) (Capítulo 4), fueron empleados por García-Alba et al., (2014) para el desarrollo de un modelo hidrodinámico de la Albufera de Valencia. Los datos de partida se han descrito en el apartado 5.1 y las condiciones de contorno se representan en la Figura 5.3.c y d.

El proceso de calibración y validación llevado a cabo por García-Alba et al., (2014) incluye tres estudios: i) calibración de los coeficientes de fricción y de viscosidad de remolino del modelo H2D; ii) calibración del coeficiente de descarga ( $C_g$ ) en el modelo H2D; y, iii) validación mediante la contribución de los dos modelos hidrodinámicos (H2D y H2DZ).

La calibración de los parámetros del modelo de onda larga (H2D) (fricción y viscosidad de remolino) fue realizada con base en la variación del nivel del mar en el área de costa en el mes de noviembre de 2005 (Figura 5.16). La calibración del modelo de onda larga resulta en la definición de la rugosidad de Nikuradse ( $K$ : 0.2 m) y en el coeficiente de viscosidad de remolino ( $0.1 \text{ m}^2/\text{s}$ ). Para establecer el grado de ajuste entre el nivel del mar medido y simulado se emplean la eficiencia del modelo ( $CE$ ) (Nash & Sutcliffe, 1970) y el error relativo ( $E_r$ ). El modelo presenta eficiencia ( $CE$ : 0.99) y confiabilidad para representar el nivel del mar en el sistema ( $E_r$ : 1.8%) (García-Alba et al., 2014).

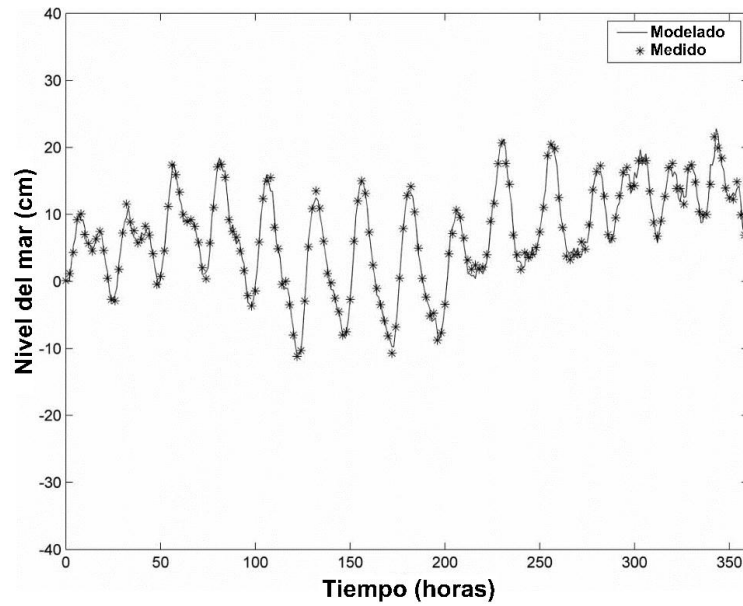


Figura 5.16. Nivel del mar medido (\*) y simulado (-) en H2D – H2DZ en el periodo 1 de noviembre a 15 de noviembre de 2005 – Año seco. Fuente: Adaptado de García-Alba et al., (2014).

El coeficiente de descarga ( $C_g$ ) fue calibrado con base en estudios durante periodos en los cuales únicamente la gola de Pujol estaba operativa. Estos periodos corresponden a: i) 28 a 30 de mayo de 2006 con una compuerta abierta; ii) 8 a 10 de noviembre de 2005 con 2 a 4 compuertas en operación; iii) 1 a 3 de septiembre de 2006 con 4 a 7 compuertas abiertas; y, iv) 25 a 27 de diciembre de 2006 con 8 a 11 compuertas operando. En la definición del coeficiente de descarga ( $C_g$ ) se contrasta el nivel y los flujos simulados y medidos en las compuertas. En la Tabla 5.4 se presentan los resultados del proceso de calibración del coeficiente de descarga en el modelo H2D.

Tabla 5.4. Coeficiente de descarga ( $C_g$ ) en función del número de compuertas abiertas, incluyendo el error relativo de nivel y caudal.

| Número de compuertas<br>abiertas | $E_r$ del nivel (%) | $E_r$ del caudal (%) | $C_g$ |
|----------------------------------|---------------------|----------------------|-------|
| 1                                | 0.1                 | 2.1                  | 0.2   |
| 2 – 4                            | 0.1                 | 3.7                  | 0.3   |
| 4 – 7                            | 0.3                 | 2.4                  | 0.4   |
| 8 – 11                           | 0.5                 | 5.3                  | 0.5   |

Fuente: García-Alba et al., (2014).

El nivel del lago calculado a partir de los dos modelos numéricos (H2D y H2DZ) se sumó en los puntos donde se tomaron los datos registrados. La Figura 5.17 muestra como las predicciones de los modelos reproducen las tendencias observadas. El CE mostró un valor de 0.55, mientras que se obtuvo un error relativo de 15.7%, indicando una predicción razonable de la variación del nivel en el lago (García-Alba et al., 2014).

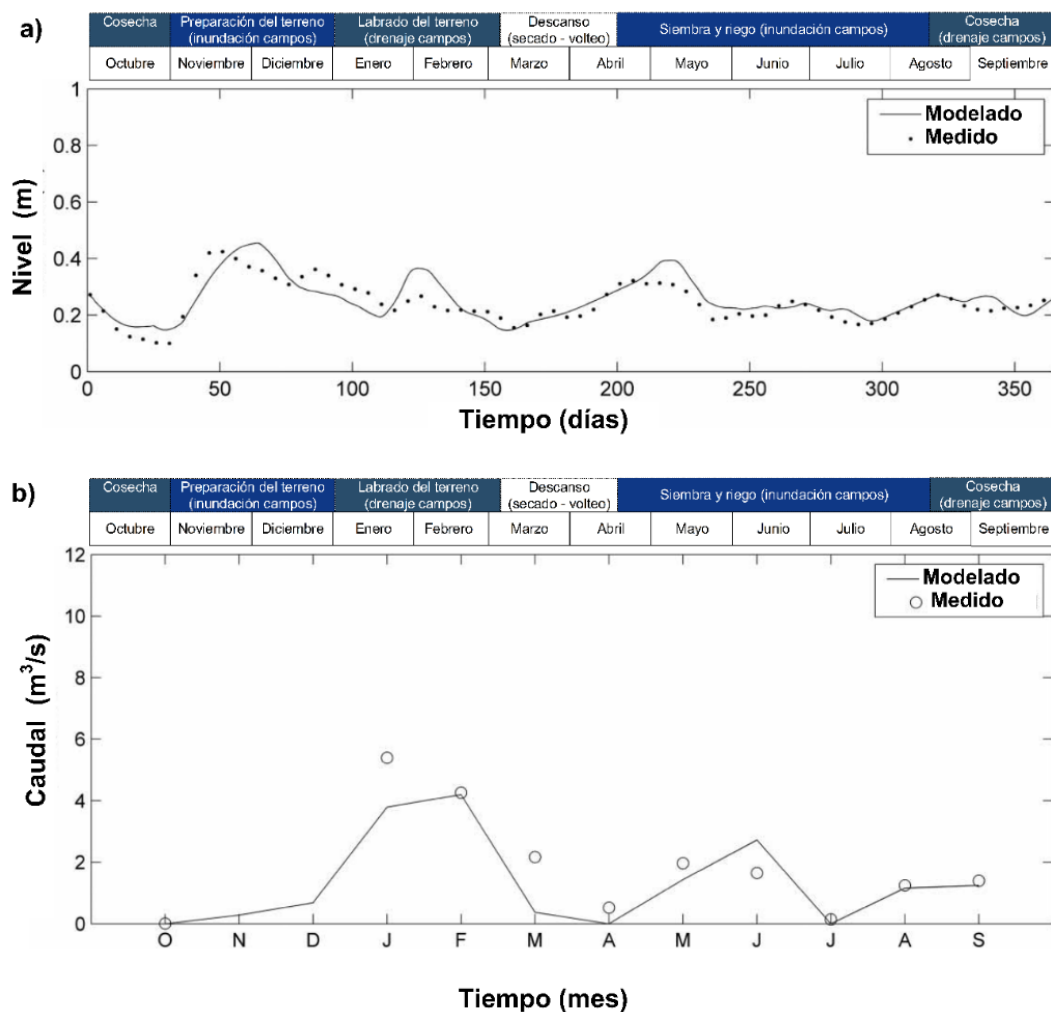


Figura 5.17. Evolución temporal de: a) niveles diarios en la Albufera de Valencia, medidos (· · ·) y simulados (—); b) caudales medios mensuales en la gola de Pujol en el periodo 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco. Fuente: Adaptado de García-Alba et al., (2014)

Además, se llevó a cabo la comparación de los caudales de salida a través de los datos registrados en la gola de Pujol (Figura 5.17.b). Tal y como puede observarse, el modelado presentó buena eficiencia (CE: 0.73) y correlación ( $R^2$ : 0.76). El volumen total de descarga obtenido con el modelo es  $41.1 \times 10^6 \text{ m}^3$ , el cual muestra una buena correspondencia con el valor medido  $48.1 \times 10^6 \text{ m}^3$  (Figura 5.18) (García-Alba et al., 2014).

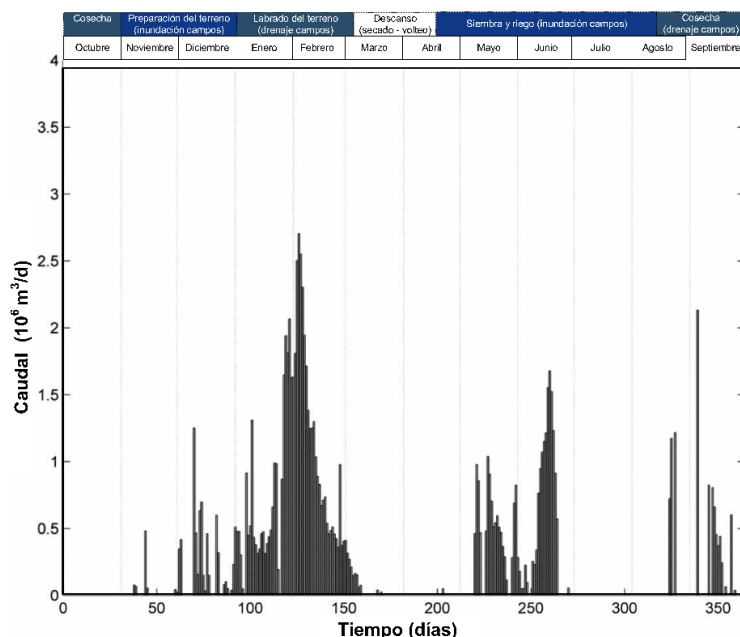


Figura 5.18. Evolución temporal diaria de caudales de salida a través de las golas de Pujol, Perelló y Perellonet en el periodo 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco (Adaptado de García-Alba et al., 2014).

#### 5.2.4 Corrientes hidrodinámicas obtenidas mediante los modelos H2D y H2DZ

El modelo H2D (modelo bidimensional) fue empleado para calcular las corrientes inducidas por el efecto de la marea y los caudales. Por otro lado, el modelo H2DZ (modelo cuasi-tridimensional) fue empleado para calcular las corrientes inducidas por el efecto del viento, tanto en la Albufera de Valencia como en la zona costera conexas (García-Alba et al., 2014).

En la Figura 5.19 se representan las condiciones medias anuales de las corrientes simuladas en la Albufera de Valencia por García-Alba et al., (2014) durante el ciclo de gestión. Los flujos a través de las acequias y las golas inducen corrientes en las zonas próximas a las compuertas y las acequias de mayor caudal (Figura 5.7). Sin embargo, comparado con el volumen total de almacenamiento, el aporte de flujo a través de las acequias es pequeño, por lo tanto, las corrientes en la zona central son prácticamente despreciables (García-Alba et al., 2014).

Se observa que la principal tensión que ejerce un efecto en las corrientes es el viento. Los valores máximos de velocidad (0.02 m/s) sugieren condiciones propicias para la sedimentación. El efecto del viento induce la formación de corrientes a lo largo de la línea de tierra principalmente en las zonas norte y sur de la Albufera. La formación de vórtices es un patrón que se observa en la zona norte, cerca de las golas de Perelló y Perellonet (sur-este), al sur cerca de la desembocadura de la acequia Campets y en la zona central de la Albufera (García et al., 2014).

Los vórtices pueden ser formados por inestabilidades de corrientes, por diferencias de densidad o por la separación de un flujo causado por un cambio abrupto en la topografía, entre otros factores. Los vórtices y los procesos físicos asociados a ellos pueden influenciar la distribución y abundancia de organismos en los ambientes marinos y continentales y contribuyen con el transporte de masas de agua, sales, nutrientes y sedimentos (Cruz, Monreal, & Nikolaevich, 2008).

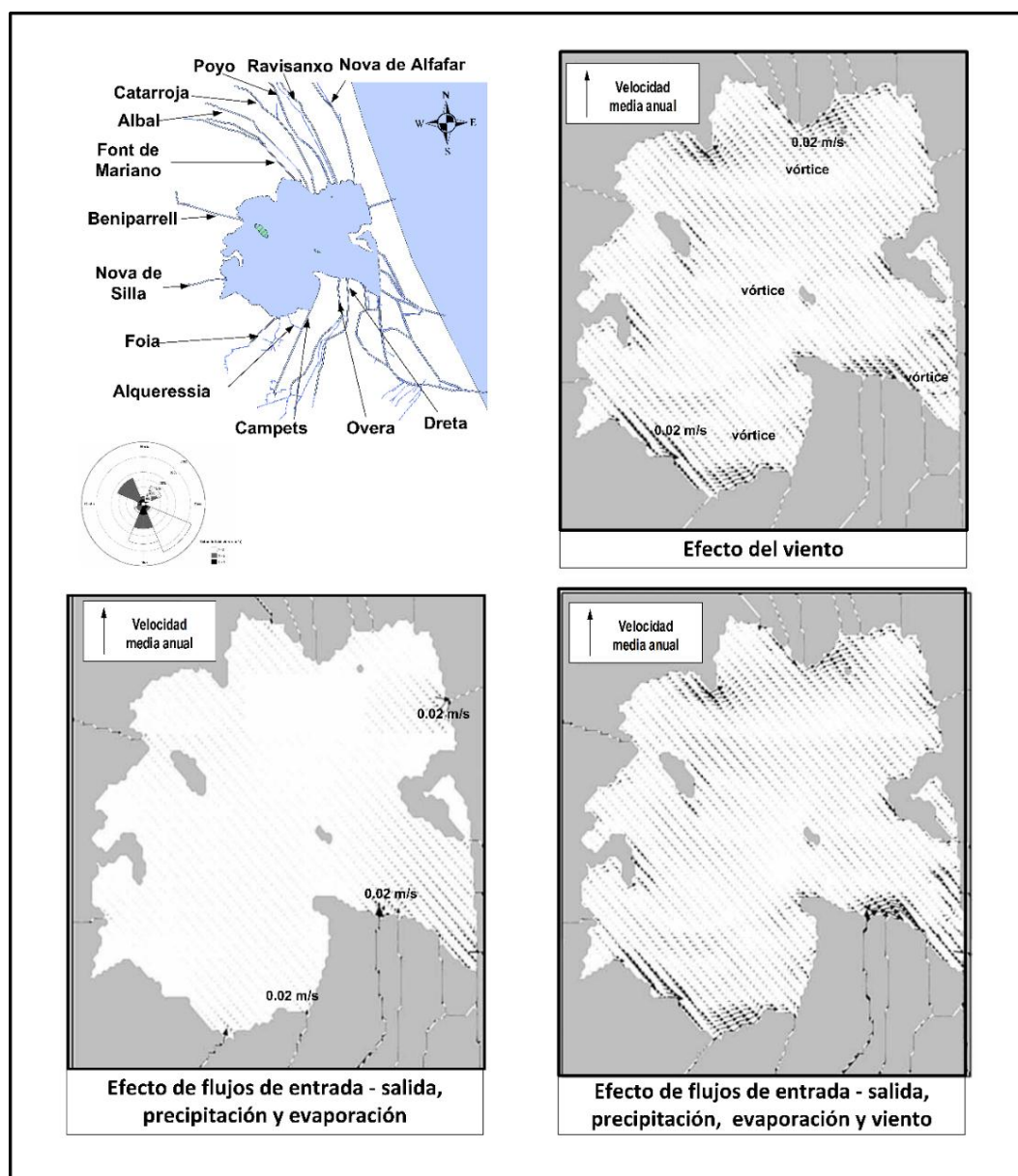


Figura 5.19. Representación de corrientes simuladas con los modelos H2D y H2DZ considerando el efecto de los flujos de entrada y salida, precipitación, evaporación, marea y viento en la Albufera de Valencia en el periodo 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco Fuente: Elaboración propia, adaptado de García-Alba et al., (2014).

### 5.3 CÁLCULO Y VALORACIÓN DE DESCRIPTORES ESTRATÉGICOS

El segundo paso de la metodología OSSEM contempla el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos. Los descriptores estratégicos relacionados con cada uno de los efectos socio-ecológicos: potencial de renovación ( $P_R$ ), potencial de salinización ( $P_S$ ) y potencial de déficit hídrico ( $P_{WD}$ ) se calculan y valoran a continuación (Paso 2).

Los descriptores estratégicos se calculan en la Albufera de Valencia teniendo en cuenta su cambio o comportamiento a escala diaria durante el ciclo de gestión 2005-2006. Por un lado, se valora cada uno de los descriptores estratégicos a nivel global, haciendo uso del modelo MoCa-n y de los modelos bidimensionales (H2D, H2DZ, RENOVA). Por otro lado, se valora cada uno de los descriptores estratégicos a nivel local haciendo uso de los modelos bidimensionales. Posteriormente, se valora la susceptibilidad conjunta mediante el índice OSI.

#### 5.3.1 Cálculo y valoración del potencial de renovación

Este apartado se organiza en tres secciones:

- i) el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la eutrofización mediante el establecimiento de escenarios hipotéticos, haciendo uso del modelo de cajas (MoCa-n);
- ii) el estudio de la evolución temporal del descriptor a escala global haciendo uso tanto del modelo de cajas (MoCa-n) como de los modelos bidimensionales (H2D, H2DZ y RENOVA);
- iii) el estudio de la variabilidad espacio-temporal del descriptor a escala local haciendo uso de los modelos bidimensionales (H2D, H2DZ y RENOVA).

##### 5.3.1.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a eutrofización

La capacidad de renovación (potencial de renovación,  $P_R$ ) permite evaluar la susceptibilidad de la Albufera de Valencia frente a la eutrofización (Usaquén, Gómez, García-Alba, & García, 2014). El modelo de cajas (MoCa-n) se emplea para definir los límites o umbrales requeridos para evaluar la susceptibilidad del humedal a eutrofizarse. La respuesta del humedal a los casos hipotéticos de operación se describe a continuación (Tabla 5.5).

Los escenarios de E1 a E9 permiten definir los límites de las categorías de susceptibilidad frente a la eutrofización.  $P_{R1}$  se corresponde con el límite entre las categorías de susceptibilidad muy alta y alta, obteniéndose un valor de -1.48% como valor mínimo de los escenarios entre E1 y E9.  $P_{R2}$  marca el valor de transición entre las categorías alta y moderada, obteniéndose un valor de 1.35% como valor máximo de los

potenciales mínimos entre los escenarios E1 a E6. Finalmente,  $P_{R3}$  define el límite entre la categoría de susceptibilidad moderada y la condición de baja susceptibilidad frente a la eutrofización, obteniéndose un valor de 10.64% como valor máximo de todos los escenarios hipotéticos.

Tabla 5.5. Límites de referencia del potencial de renovación ( $P_R$ ) para la Albufera de Valencia.

| Escenario | $Q_r$ | $Q_e$                  | $\eta_b$ | $\eta_o$                 | P     | E     | $P_R$                        | Límite                                                  |
|-----------|-------|------------------------|----------|--------------------------|-------|-------|------------------------------|---------------------------------------------------------|
| E1        | 0.755 | 0                      | 0.070    | *                        | 0     | 0.008 | -0.88                        | $P_{R1}$ : -1.48<br>$P_{R2}$ : 1.35<br>$P_{R3}$ : 10.64 |
| E2        |       |                        | 0.243    |                          |       |       | -1.09                        |                                                         |
| E3        |       |                        | 0.450    |                          |       |       | -1.48                        |                                                         |
| E4        | 5.28  | 0.5 $Q_{em\acute{a}x}$ | 0.070    | -0.314<br>0.003<br>0.295 | 0     | 0     | 2.14<br>2.08<br><b>10.64</b> |                                                         |
| E5        |       |                        | 0.243    | -0.314<br>0.003<br>0.295 |       |       | 1.69<br>1.71<br>4.91         |                                                         |
| E6        |       |                        | 0.450    | -0.314<br>0.003<br>0.295 |       |       | 1.37<br>1.36<br><b>1.35</b>  |                                                         |
| E7        | 0     | 0                      | 0.070    | *                        | 0.037 | 0     | <b>5.53</b>                  |                                                         |
| E8        |       |                        | 0.243    |                          |       |       | 6.29                         |                                                         |
| E9        |       |                        | 0.450    |                          |       |       | <b>7.85</b>                  |                                                         |

$Q_r$ : aportes de caudal al humedal ( $m^3/s$ );  $Q_e$ : caudal de salida del humedal o grado de apertura de compuertas;  $Q_{em\acute{a}x}$ : caudal máximo de salida del humedal equivalente al 100% de apertura de compuertas (27);  $\eta_b$ : superficie libre o nivel en el interior del humedal (m);  $\eta_o$ : superficie libre o nivel en el exterior del humedal (m); P: precipitación (m); E: evaporación (m);  $P_R$ : límite del potencial de renovación de referencia (i) en cada categoría (%). (\*) Debido al cierre de la compuerta, el nivel en el exterior (mar Mediterráneo) no genera efecto en la hidrodinámica del sistema.

### 5.3.1.2 Escala global: evolución temporal del potencial de renovación

A continuación, haciendo uso de los datos de partida antes descritos en el Apartado 5.1, se calcula el potencial de renovación diario para todo el humedal, haciendo uso del modelo de cajas y de los modelos bidimensionales anteriormente calibrados y validados (véase Apartado 5.2).

En la Figura 5.20 se representa la evolución diaria del potencial de renovación durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) haciendo uso del modelo de cajas (MoCa-n). Se observa que el mayor porcentaje de registros (62.5%) se encuentra en la categoría de susceptibilidad alta, seguido de la categoría moderada (34.2%). Las categorías de susceptibilidad baja (3.0%) y muy alta (0.3%) se presentan durante los meses de noviembre a febrero y de junio a julio, respectivamente.

En la Figura 5.21 se integra la información diaria del potencial de renovación a escala mensual obtenido mediante el modelo MoCa-n. Los meses que presentan mayor variabilidad y en los cuales su valor medio mensual se tipifica en la categoría de susceptibilidad moderada a eutrofización se corresponden con el periodo comprendido entre el mes de noviembre y a comienzos del mes de abril. En este periodo (cuatro meses) la actividad agrícola se concentra en la inundación de los campos y la

preparación y labrado del terreno, coincidiendo con los meses de mayor precipitación y apertura de compuertas (*perelloná*).

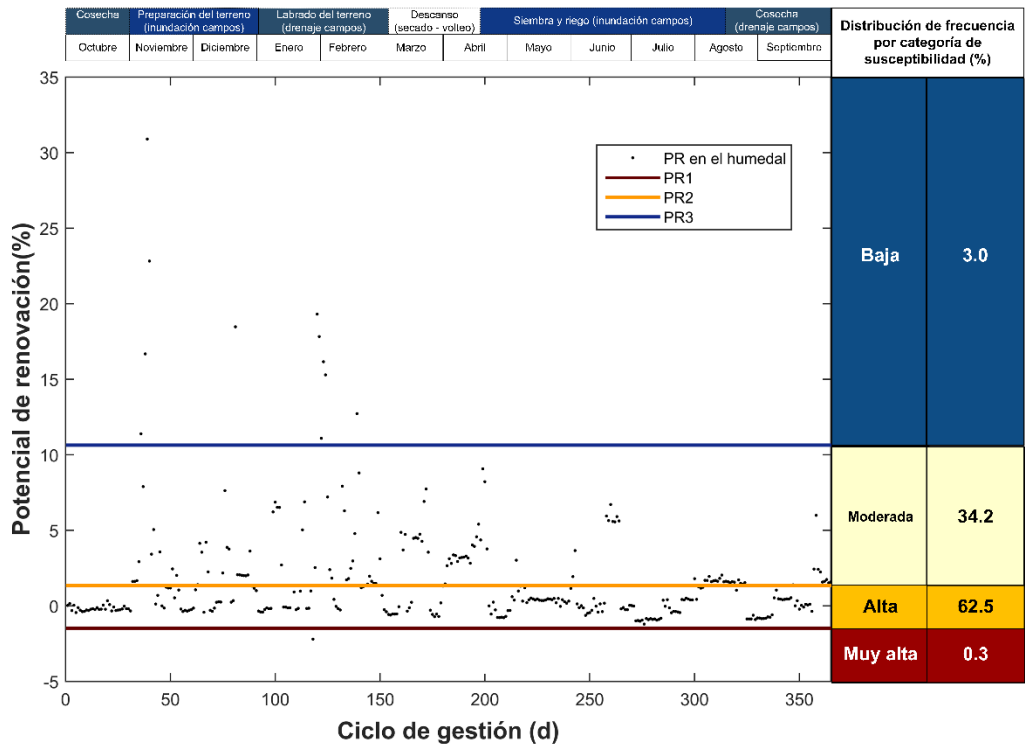


Figura 5.20. Evolución temporal diaria del potencial de renovación global y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad frente a la eutrofización, haciendo uso del modelo MoCa-n, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

En este periodo (diciembre a marzo) las concentraciones de clorofila a ( $26.2 \mu\text{g/L}$ ) y fósforo total ( $0.05 \text{ mg/l}$ ) disminuyen hasta alcanzar los registros mínimos en el ciclo de gestión (Figura 5.12). Cabe resaltar que, el humedal alcanza su máxima extensión (Figura 5.3) en respuesta al aumento de nivel (Figura 5.4) y, por lo tanto, su máximo potencial para renovarse, a la vez que se beneficia de los servicios de regulación, soporte (p. ej. reciclaje de nutrientes) y servicios culturales que ocurren en el sistema socio-ecológico.

En el mes de abril, el rápido ascenso de estas variables de calidad: clorofila a ( $243 \mu\text{g/L}$ ), fósforo total ( $0.34 \text{ mg/l}$ ) y oxígeno disuelto ( $114\%$ ), se explica desde las dinámicas ecosistémicas y estacionales del humedal (que se refleja en la categoría de susceptibilidad moderada). Esto incluye, la reducción en el área de inundación y en su volumen. Por lo tanto, el sistema tiende a una susceptibilidad alta a eutrofizarse.

Los meses de mayo a septiembre y octubre presentan menor variabilidad diaria en su potencial de renovación global, siendo su valor medio representativo de la categoría de susceptibilidad alta. Sin embargo, el sistema presenta una tendencia a la disminución en la concentración de clorofila a (julio:  $42.2 \mu\text{g/L}$ ) y fósforo total (julio:  $0.17 \text{ mg/l}$ ) (Figura 5.12), lo cual se vincula con el descenso en el nivel del agua (Figura 5.4) y, por lo tanto,

con la reducción del área del *humedal* comparada con la que ocupa en su máxima extensión. En este periodo la Albufera es altamente susceptible a presentar eutrofización.

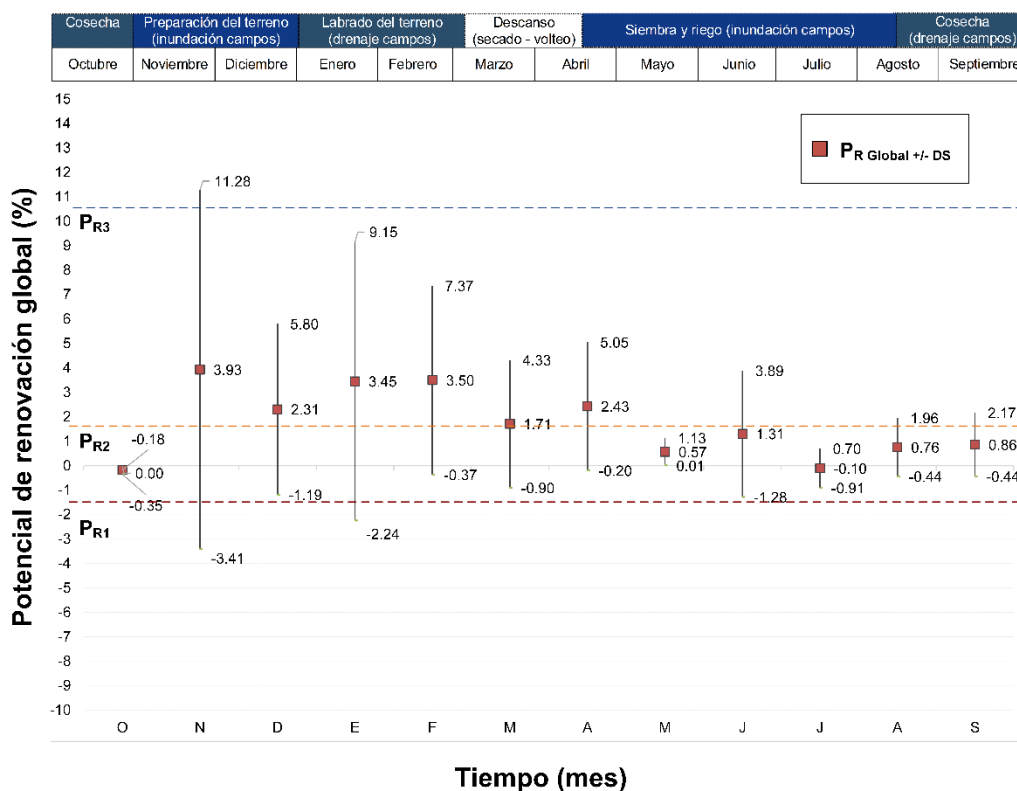


Figura 5.21. Evolución temporal mensual del potencial de renovación global haciendo uso del modelo MoCa-n, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco. Promedio mensual (PR) y desviación estándar (DS).

En el mes de junio se lleva a cabo el drenaje de los campos (Figura 5.6) para la aplicación de fitosanitarios, este cambio en las condiciones del flujo (aumento en el caudal desde las acequias), sumado al efecto de la evaporación (Figura 5.9), se refleja en el potencial de renovación diario que tiende a alcanzar la categoría de susceptibilidad moderada (Figura 5.20). El descenso en la concentración de fósforo total y clorofila a entre los meses de julio y agosto (Figura 5.12) se relaciona con el servicio ecosistémico que ofrece el humedal agrícola (cultivo de arroz), por ejemplo, en la absorción de nutrientes. Sin embargo, en función de la calidad del agua de drenaje y las condiciones climáticas, éstas pueden afectar a la Albufera (p. ej. aumentando la concentración de cloruros, Figura 5.13).

En el mes de septiembre se alcanzan concentraciones superiores a 118  $\mu\text{g/L}$  de clorofila a y a 0.10 mg/l de fósforo total, característicos de sistemas eutróficos. Este hecho se explica desde los factores climáticos (precipitación-escorrentía, evaporación, Figuras 5.8 y 5.9) y el aporte de los efluentes agrícolas a la Albufera (Figura 5.6) durante el drenaje de los campos y la cosecha del cultivo de arroz (cerca de tres meses después de la aplicación de fitosanitarios). Sin embargo, el drenaje de campos, que ocurre en los meses de enero y febrero, es diferente al que se presenta en este periodo, puesto que,

la calidad asociada se ve favorecida por el efecto de dilución y el servicio ecosistémico de reciclado de nutrientes que presta el humedal en toda su extensión.

De manera adicional a los resultados obtenidos mediante el modelo de cajas MoCa-n, en la Figura 5.22 se representa la evolución del potencial de renovación durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) haciendo uso de los modelos bidimensionales (Usaquén et al., 2014). Se observa que el mayor porcentaje de registros de potencial (99.2%) se encuentra en la categoría de susceptibilidad alta, seguido de la categoría moderada (0.5%). La categoría de susceptibilidad muy alta (0.3%) se presenta durante el mes de junio y no se identifican registros en la categoría de susceptibilidad baja.

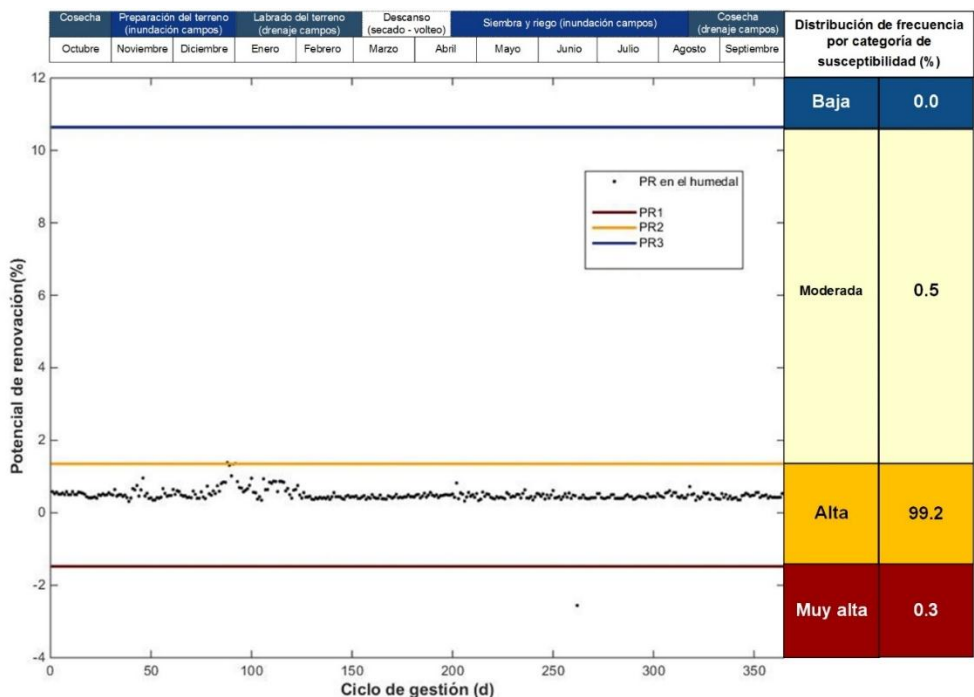


Figura 5.22. Evolución temporal diaria del potencial de renovación global y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad a eutrofización, haciendo uso de los modelos bidimensionales H2D, H2DZ y Renova, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

En la Figura 5.23, de la misma forma que se presentaba para los resultados obtenidos con el modelo de cajas, se integra la información diaria del potencial de renovación a escala mensual obtenido mediante los modelos bidimensionales H2D, H2DZ y Renova. A diferencia de los resultados encontrados mediante el uso del modelo simplificado, la tipificación de todos los meses se relaciona con la categoría de susceptibilidad alta. El único caso que transita hacia una categoría de susceptibilidad muy alta, se corresponde con un dato registrado durante el mes de junio (Figura 5.22).

En el mes de junio (Figura 5.22), se evidencia una diferencia importante en la magnitud del potencial calculado con los modelos bidimensionales, comparado con el obtenido mediante el modelo MoCa-n (Figura 5.20). La categoría de susceptibilidad muy alta se registró el 19 de junio de 2006, con un valor de -2.56% haciendo uso de los modelos bidimensionales. Sin embargo, el modelo de cajas reporta un valor de potencial de renovación de 5.56%, posiblemente porque el cálculo del potencial de renovación

empleando los modelos bidimensionales incorpora el efecto del viento (modelo H2DZ), que se refleja en las corrientes y en la superficie libre, efecto que no se ha tenido en cuenta en el modelo de cajas. De igual forma, los modelos bidimensionales introducen la irregularidad y sinuosidad de los canales de conexión con el mar, y el efecto de la apertura de las golas, lo cual le confiere mayor sensibilidad frente a las variaciones del nivel del mar. En el mes de junio, el nivel de la Albufera alcanza máximos de 0.25 m.s.n.m (Figura 5.4) y el nivel del mar registra valores cercanos a 0.20 m (en este periodo la marea meteorológica aumenta con respecto a la tendencia que presenta durante el ciclo de gestión) (Figura 5.5), pudiendo limitar la salida del agua desde la Albufera, que se puede sumar al efecto de la evaporación cuyos registros son cercanos a los niveles máximos de precipitación (Figura 5.8 y 5.9) y al cierre total o parcial de compuertas (Figura 5.11). Mientras que el aporte de flujo desde las acequias alcanza valores superiores a 20 m<sup>3</sup>/s (véase Figuras 5.7 y 5.14), contribuyendo con un posible efecto de dilución en el sistema. Estas condiciones explicarían que puntualmente este valor del potencial de renovación en el modelo de cajas fuera más alto que el encontrado con los modelos bidimensionales. Pese a esta diferencia puntual, en sus condiciones medias mensuales los dos modelos presentan la misma categoría de susceptibilidad (Figura 5.21, Figura 5.23).

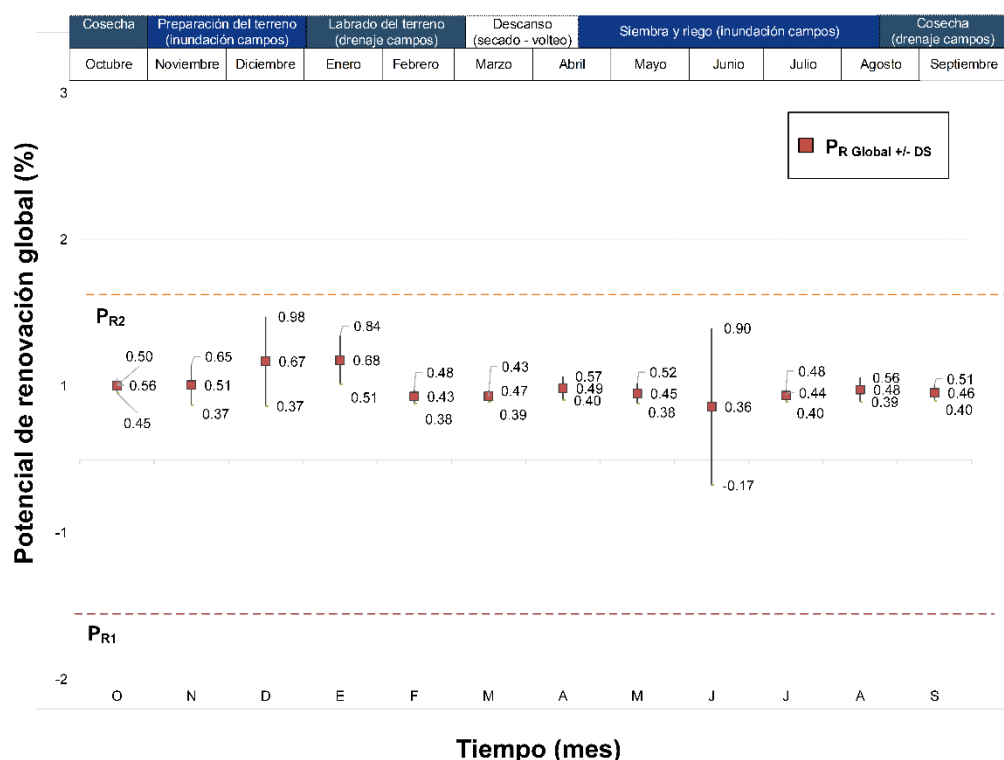


Figura 5.23. Evolución temporal mensual del potencial de renovación global, haciendo uso de los modelos bidimensionales H2D, H2DZ y Renova, durante el periodo1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco. Promedio mensual (PR) y desviación estándar (DS).

A modo de conclusión, en relación con el potencial de renovación global, la condición predominante durante el ciclo de gestión en la Albufera de Valencia se tipifica en la categoría de susceptibilidad alta, concepto que se obtiene mediante el cálculo del descriptor, tanto con el modelo de cajas (MoCa-n) como con modelos bidimensionales (H2D, H2DZ, Renova). El potencial de renovación refleja el efecto sinérgico de las

tensiones naturales y antropogénicas que ocurren en el sistema y, le confieren susceptibilidad a presentar problemas de eutrofización. Estos efectos pueden llegar a ser mitigados gracias a los servicios ecosistémicos que, en general, ofrecen los humedales, requiriendo profundizar en su investigación.

### 5.3.1.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de renovación

A continuación, haciendo uso de los datos de partida antes descritos en el Apartado 5.1, se calcula el potencial de renovación diario para cada celda (escala local) con apoyo en los modelos bidimensionales anteriormente calibrados y validados (véase Apartado 5.2) (Usaquén et al., 2014). La distribución de frecuencia (espacial) del potencial de renovación a escala de celda (local) por categoría de susceptibilidad y para cada día durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) se representa en la Figura 5.24. Así por ejemplo, en los días del mes de enero, de forma generalizada, cerca del 92% de las celdas del dominio alcanzan la categoría de susceptibilidad alta, 5% se encuentra en la categoría moderada, 3% en susceptibilidad baja y ninguna celda en la categoría muy alta.

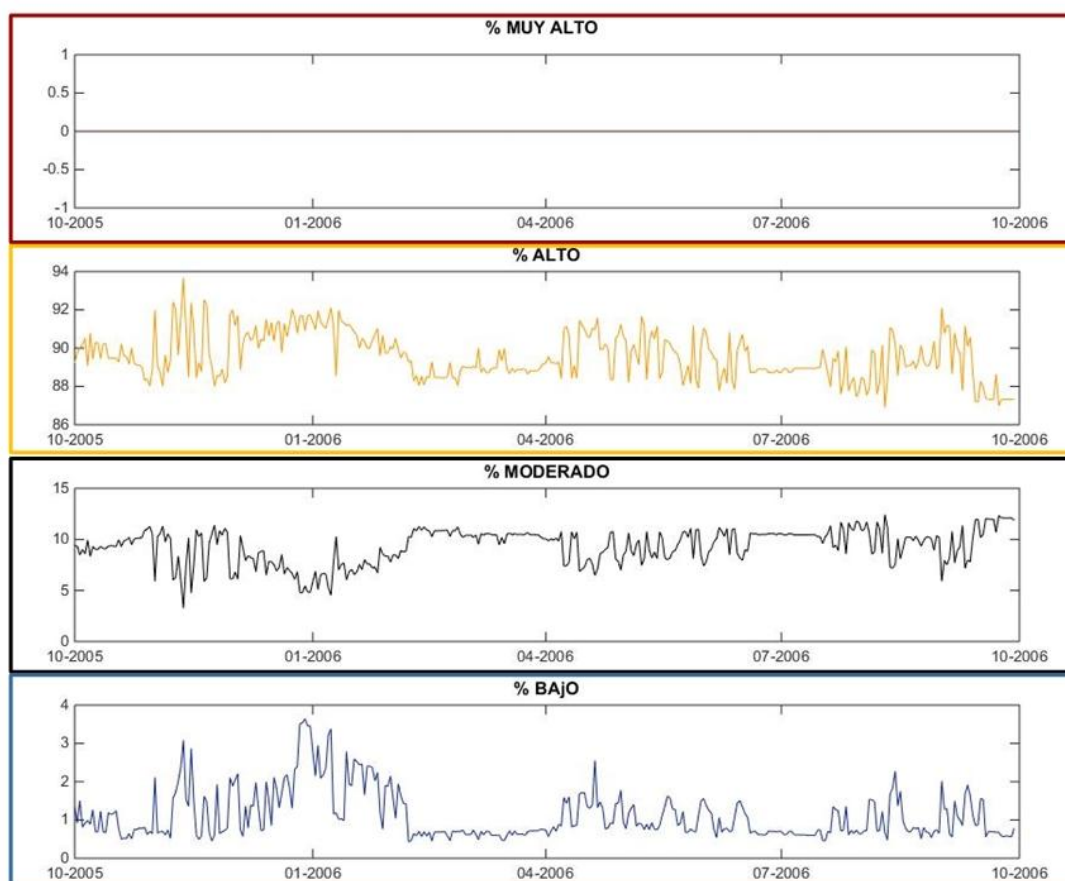


Figura 5.24. Evolución temporal diaria de la distribución de frecuencia espacial del potencial de renovación local ( $P_R$ ) en la Albufera de Valencia, en función de su categoría de susceptibilidad, en el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 ( $T_c$ ).

Ningún elemento del dominio se clasifica en la categoría de susceptibilidad muy alta en todo el ciclo de gestión. Durante el 87.3% de los días del ciclo de gestión ( $T_c$ ) el dominio presenta la categoría de susceptibilidad alta, encontrando días en los que más del 87 % de las celdas alcanzan esta tipificación y otros días con menos del 93.5% de las celdas en esta condición. La categoría de susceptibilidad moderada se encuentra durante el 11.9% de los días del ciclo de gestión, durante esos días, el dominio presenta entre el 4 y el 12% de las celdas en esta condición. La susceptibilidad baja se alcanza en menos del 3.5% de las celdas durante un máximo del 0.8% de los días del ciclo de gestión.

A modo de ejemplo, en la Figura 5.25 se representan los valores del potencial de renovación a escala de celda en fechas representativas del ciclo de gestión. Se representa el potencial de renovación en días específicos, para facilitar su interpretación y relación con los datos de calidad recogidos durante las campañas de vigilancia. En general, el agua que se dirige hacia o desde la Albufera, por su conexión con las zonas de cultivo a través de las acequias, o por su conexión con el mar Mediterráneo a través de las golas, genera una renovación local. Este efecto se observa en la Figura 5.25. y se detecta durante todo el ciclo de gestión.

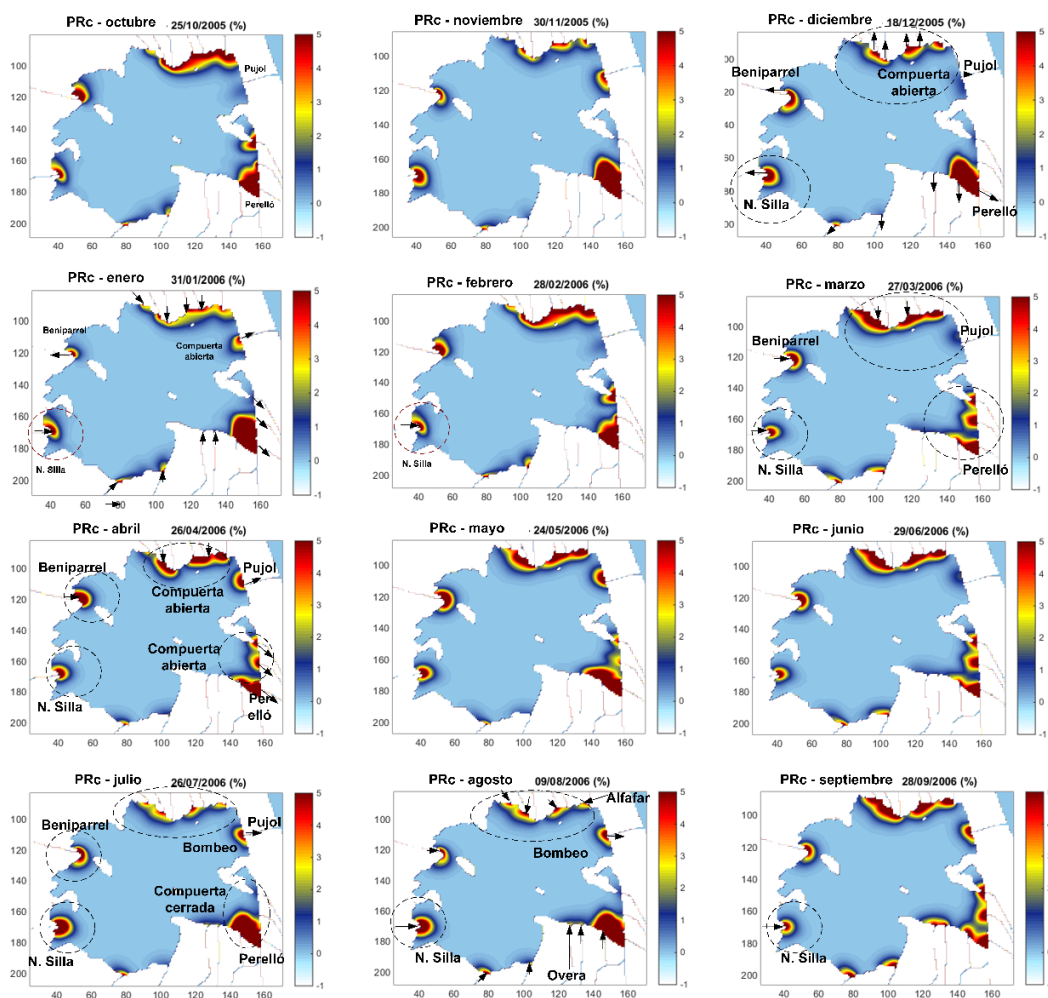


Figura 5.25. Variabilidad espacial del potencial de renovación local ( $PR_c$ ) diario en fechas representativas de la dinámica mensual, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

Comparando los sectores norte y sur-este, se observa, por ejemplo, en el mes de agosto que aunque las acequias del norte (p. ej. Alfafar, Figura 5.7) presentan cerca de un 25% del caudal de las acequias del sur (p. ej. Overa), el efecto en el potencial de renovación local es mayor en magnitud en Alfafar. Sumando los caudales concentrados en las cinco acequias principales del norte (Alfafar, Ravisanzo, Poyo, Catarroja, Albal) se obtiene un valor cercano a  $1.25 \text{ m}^3/\text{s}$  que, en orden de magnitud, es similar al caudal ( $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$ ) aportado por las acequias del sur (Overa y Dreta). Sin embargo, el potencial de renovación local es mayor en magnitud y en extensión en el sector norte de la Albufera (Usaquén et al., 2014). Este efecto se observa durante todo el ciclo de gestión (Figura 5.25).

Los meses con menor número de celdas en la categoría de susceptibilidad baja a eutrofización son marzo, abril y julio (Figura 5.24); se presenta simultáneamente en estos meses, un menor porcentaje de celdas en categoría de susceptibilidad alta (cerca al 88%) y mayor número de celdas con susceptibilidad moderada (Figura 5.24). En este periodo se reduce el aporte desde las acequias (Figura 5.7), aumenta la evaporación (Figura 5.9) y se presenta apertura parcial de las compuertas, excepto en el mes de julio (Figura 5.11). Nótese en los meses de abril y julio, el efecto de la laminación del flujo (zona norte, Beniparrel y N. Silla) y de la apertura gradual de las golases (Figura 5.25, marzo, abril, julio); en el mes de julio el efecto es menor debido al cierre de las compuertas y a que no se realiza bombeo en Perelló.

En general, en noviembre, diciembre y enero el potencial de renovación local responde a los aportes a través de las acequias y flujos por precipitación, siendo mayor el potencial local frente al que se observa en los meses más secos (p. ej. junio, julio). El potencial de renovación se incrementa, en magnitud y en extensión, en zonas con flujo continuo, distribuido espacialmente y de baja magnitud, en comparación con aquellos con aportes máximos, puntuales en el tiempo y concentrados espacialmente. En enero, febrero, marzo y parte de abril ocurre el drenaje de los campos, condición que se refleja en el potencial de las zonas de descarga de las acequias. En la etapa de siembra y riego, el potencial de renovación permite detectar la apertura y cierre de compuertas (p. ej. para la segunda fertilización de los campos de arroz). Los meses de julio, agosto y octubre presentan menores aportes desde las acequias por precipitación, evaporación alta y cierre total de compuertas. El viento (Figura 5.9) contribuye con la hidrodinámica del sistema (García-Alba et al., 2014), especialmente de las zonas periféricas y con menor profundidad (Figura 5.2), efecto que puede sumarse a la hidrodinámica de las zonas de intercambio con el mar o con el sistema continental.

A modo de síntesis, en la Figura 5.26 se representan los valores promedio, máximos, mínimos y la desviación estándar del potencial de renovación a escala de celda integrados durante el ciclo de gestión (Usaquén et al., 2014). Se observa que los valores mínimos del potencial de renovación se presentan en la zona central del humedal y los de mayor registro ocurren en la zona sur-este (zona de influencia de la gola) y oeste de la Albufera de Valencia. Esta misma dinámica se observa diariamente y en todos los meses (Figura 5.25) permitiendo distinguir la influencia de las golases y de los aportes a través de las acequias, entre otros factores, que afectan la renovación del sistema. Por lo tanto, la tipificación del potencial de renovación local, representada en su valor medio en el ciclo de gestión (Figura 5.27), refleja de forma general la condición de alta susceptibilidad de la Albufera de Valencia a presentar problemas de eutrofización (Usaquén et al., 2014).

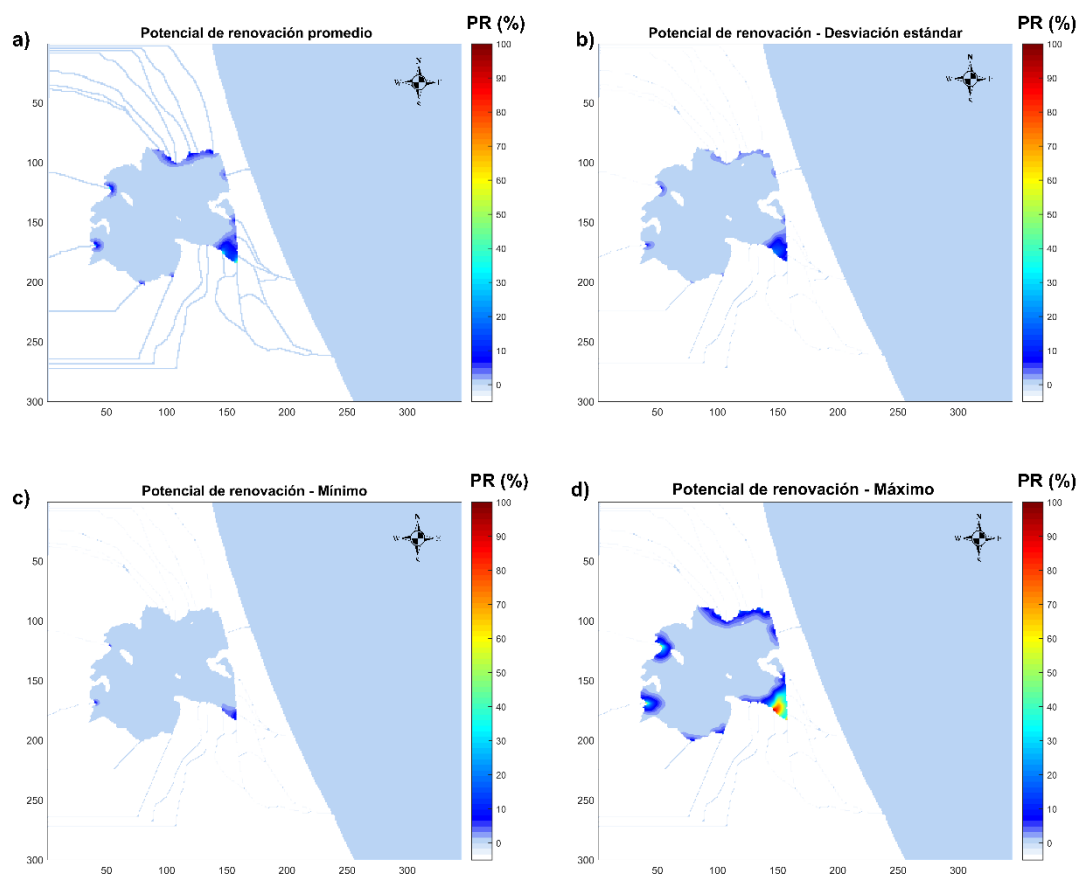


Figura 5.26. Variabilidad espacial del potencial de renovación local ( $P_R$ ): a) promedio; b) desviación estándar; c) mínimo; y d) máximo en la Albufera de Valencia durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ).

Por otro lado, en la Figura 5.27 se observa el valor medio del potencial de renovación a escala local (celda) durante el ciclo de gestión y la categorización de la susceptibilidad a eutrofización de la Albufera de Valencia. En general, las zonas perimetrales con mayor potencial de renovación se encuentran próximas a las golas y acequias del sur-este, norte y oeste de la Albufera. La zona central del sistema (Figura 5.2) presenta bajo potencial de renovación, con valores cercanos a cero y alta susceptibilidad a desarrollar problemas de eutrofización.

La susceptibilidad espacial guarda relación con la clasificación temporal del potencial de renovación global, que presenta susceptibilidad alta frente a eutrofización. El potencial de renovación local permite, además, identificar las zonas con menor potencial de renovación, que alcanzan valores negativos o cercanos a cero y que, potencialmente pueden favorecer el depósito de sedimentos, considerando que las velocidades de las corrientes hidrodinámicas (Figura 5.19), en condiciones medias anuales, presentan valores cercanos a 0.02 m/s.

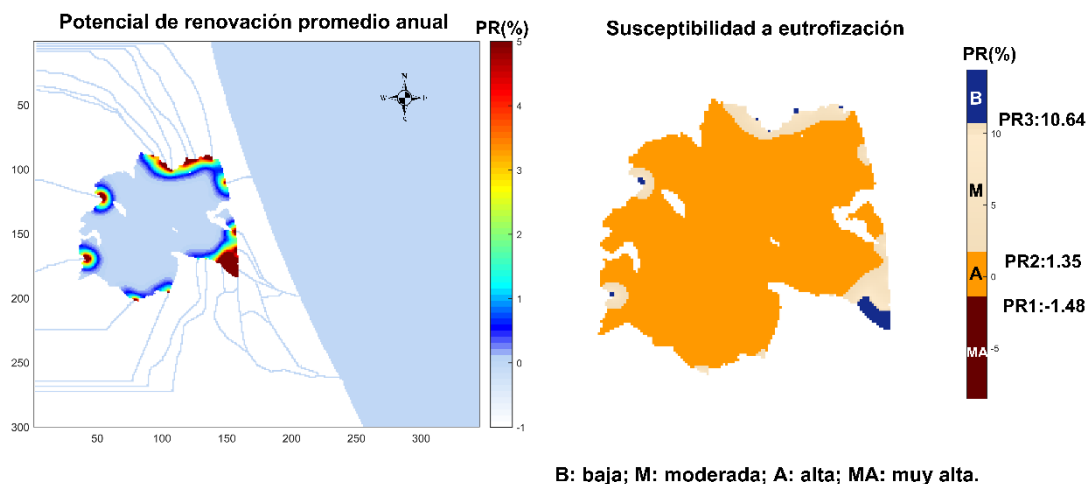


Figura 5.27. Variabilidad espacial del potencial de renovación local promedio anual ( $P_R$ ) y categorización de la susceptibilidad a eutrofización en la Albufera de Valencia, valor medio en el ciclo de gestión, durante el periodo de 1 de octubre 2005 a 30 de septiembre de 2006 ( $T_c$ ).

### 5.3.2 Cálculo y valoración del potencial de salinización

Este apartado se organiza en tres secciones:

- i) el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la salinización;
- ii) el estudio de la evolución temporal del descriptor a nivel global;
- iii) el estudio de la variabilidad espacio-temporal del descriptor a nivel local.

Para obtener el potencial de salinización se ha calculado la concentración de sales disueltas, global y localmente, durante el ciclo de gestión bajo las siguientes consideraciones:

- a) los principales aportes de caudal se realizan a través de las acequias y la concentración se asume constante y en condiciones críticas (máxima concentración en  $T_c$ );
- b) la concentración de sales del mar Mediterráneo se asume constante y con un valor medio de 60 dS/m (39 ups);
- c) se asume despreciable el aporte de sales por precipitación directa en el lago y la evaporación ejerce efecto sobre la concentración de sales;
- d) el aporte de sales por afloramientos subterráneos se asume despreciable comparado con las contribuciones a través de las acequias o del mar;
- e) en el caudal total se reflejan los aportes (+) y detracciones (-) y, de esta forma, se traslada el efecto de aumento o disminución de la carga de sales disueltas durante el ciclo de gestión;
- f) se asume con base en registros históricos una conductividad mínima en la Albufera ( $S_o$ ) de 0.94 dS/m (0.6 ups).

### 5.3.2.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la salinización

Las salinidades de referencia se establecen considerando los principales cultivos que se desarrollan en las inmediaciones del humedal; el de mayor área es el arroz y en menor extensión, pimiento, calabacín, berenjena y tomate, entre otros (Tabla 5.6). Una vez identificados los cultivos más sensibles, se calcula la salinidad de referencia en el agua de riego que, en este caso, se corresponde con el recurso hídrico almacenado en la Albufera de Valencia.

El cálculo de las salinidades de referencia (SR1, SR2, SR3) se realiza con un valor para la constante de reducción (KR) de 0.83. Para estimar la constante se ha asumido una eficiencia de riego (Ei) del orden del 80% en el cultivo de mayor extensión (Generalitat Valenciana, Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente, 2012), equivalente a una fracción de lixiviación (FL) de 0.2.

$$K_R = \frac{5 \times F_L}{(1 + F_L)} = 0.83$$

Tabla 5.6. Conductividad eléctrica del extracto saturado del suelo (Ec) a 25°C, en cultivos que utilizan el agua de la Albufera de Valencia.

| Tipo de cultivo                | Ec (dS/m) | Ece (dS/m) | Observación                                                                                                                                                                |
|--------------------------------|-----------|------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Arroz (S)                      | 4.0       | 3.0        | Los cultivos menos tolerantes a la salinidad son la berenjena, cítricos y frutales. La mayoría de cultivos no presenta inconvenientes para una conductividad de 0.75 dS/m. |
| Pimiento (MS)                  | 4.0       | 1.5        |                                                                                                                                                                            |
| Calabacín (MT)                 | 6.3       | 4.9        |                                                                                                                                                                            |
| Berenjena (MS)                 | 4.0       | 1.1        |                                                                                                                                                                            |
| Tomate (MS)                    | 8.0       | 1.7 - 2.5  |                                                                                                                                                                            |
| Otros: cítricos y frutales (S) | 3.0       | 1.2        |                                                                                                                                                                            |

Fuente: Bouwer & Idelovitch, 1987; FAO, 1985; S: Sensible; MS: Muy sensible; MT: Muy tolerante

Para el cálculo de las salinidades de referencia se considera un Ec de 3 dS/m y un Ece de 1.1 dS/m (Tabla 5.6), que corresponden a los valores mínimos de tolerancia de los cultivos que utilizan el agua de la Albufera para riego. En el primer caso, los cítricos y frutales se encuentran dentro de los menos tolerantes, pudiendo presentar pérdida en la productividad superior al 50% si superan este valor de referencia (3 dS/m) y, en el segundo caso, la berenjena se reporta como el cultivo crítico.

$$S_{R1} = K_R \times E_c = 0.83E_c = 0.83 \times 3.0 = 2.5 \text{ dS/m}$$

$$S_{R2} = K_R \times E_{ce} = 0.83E_{ce} = 0.83 \times 1.1 = 0.9 \text{ dS/m}$$

$$S_{R3} = 0.75 \text{ dS/m}$$

Con base en la tolerancia a la salinidad se obtienen los potenciales de salinización máximos (P<sub>smax1</sub>, P<sub>smax2</sub> y P<sub>smax3</sub>) que representan los límites entre las diferentes categorías de susceptibilidad.

$$P_{Smax1} = \frac{(S_{R1}-S_0)}{S_0} \times 100 = \frac{(2.5-0.94)}{0.94} \times 100 = 166\%$$

$$P_{Smax2} = \frac{(S_{R2}-S_0)}{S_0} \times 100 = \frac{(0.90-0.94)}{0.94} \times 100 = -4.3\%$$

$$P_{Smax3} = \frac{(S_{R3}-S_0)}{S_0} \times 100 = \frac{(0.75-0.94)}{0.94} \times 100 = -20.2\%$$

### 5.3.2.2 Escala global: evolución temporal del potencial de salinización

A continuación, haciendo uso de los datos de partida antes descritos en el Apartado 5.1, se calcula el potencial de salinización diario para todo el humedal, haciendo uso del modelo de cajas anteriormente calibrado y validado (véase Apartado 5.2).

En la Figura 5.28 se representa la evolución temporal del potencial de salinización durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) y los límites de cada categoría. El potencial de salinización responde a la dinámica de flujos desde las acequias, la precipitación, la evaporación, la apertura y cierre de compuertas y la dinámica de bombeo. El potencial de salinización global refleja la variabilidad temporal que se observa en la concentración de cloruros (véase Figura 5.13) este indicador de iones en solución. Los periodos con mayor potencial de salinización se identifican en noviembre y enero, pero no supone un cambio en la categorización de la susceptibilidad de salinización en el humedal (alta).

En noviembre el potencial de salinización responde al aporte de caudal desde las acequias (potencial máximo), pero también a los flujos por precipitación (Figura 5.8) registrando también valores mínimos de potencial de salinización durante este mes. Este mismo efecto se observa en el mes de enero, cuando las máximas precipitaciones se reflejan en el potencial de salinización (mínimo en el ciclo de gestión). El potencial de salinización se incrementa al final de este mes sincrónicamente con la apertura de compuertas y aportes desde las acequias. El potencial de salinización en el mes de enero presenta un valor menor, pero cercano al registrado en el mes de noviembre.

En el periodo de transición entre los meses de marzo y abril, el incremento en el potencial de salinización se explica, principalmente, por el efecto conjunto de la evaporación (Figura 5.9) y la apertura de compuertas (Figura 5.11). En la transición de los meses abril y mayo, hay un descenso puntual del potencial que se corresponde con la operación de bombeo, cierre de compuertas y flujos desde las acequias (Figura 5.6).

Los meses de mayo y junio responden a la apertura y cierre de compuertas (Figura 5.11), cambios en las condiciones de precipitación y evaporación (Figura 5.8) y aportes desde las acequias (Figura 5.6). A mediados del mes de junio (durante la segunda aplicación de fertilizantes al cultivo) el potencial de salinización asciende, debido a los aportes desde las acequias superiores a 20 m<sup>3</sup>/s y al bajo nivel de apertura de las compuertas y de las bombas activas (Figura 5.11). Al final del mes de junio, el potencial de salinización desciende, sin transitar a la categoría de susceptibilidad moderada,

como consecuencia de que las compuertas están cerradas, que los aportes desde las acequias son mínimos y la evaporación es máxima, al igual que la operación del sistema de bombeo (Figura 5.11) lo que se refleja en el descenso del nivel del agua (Figura 5.4) y por lo tanto, en el aumento en la concentración de sales disueltas al final del mes (Figura 5.13).

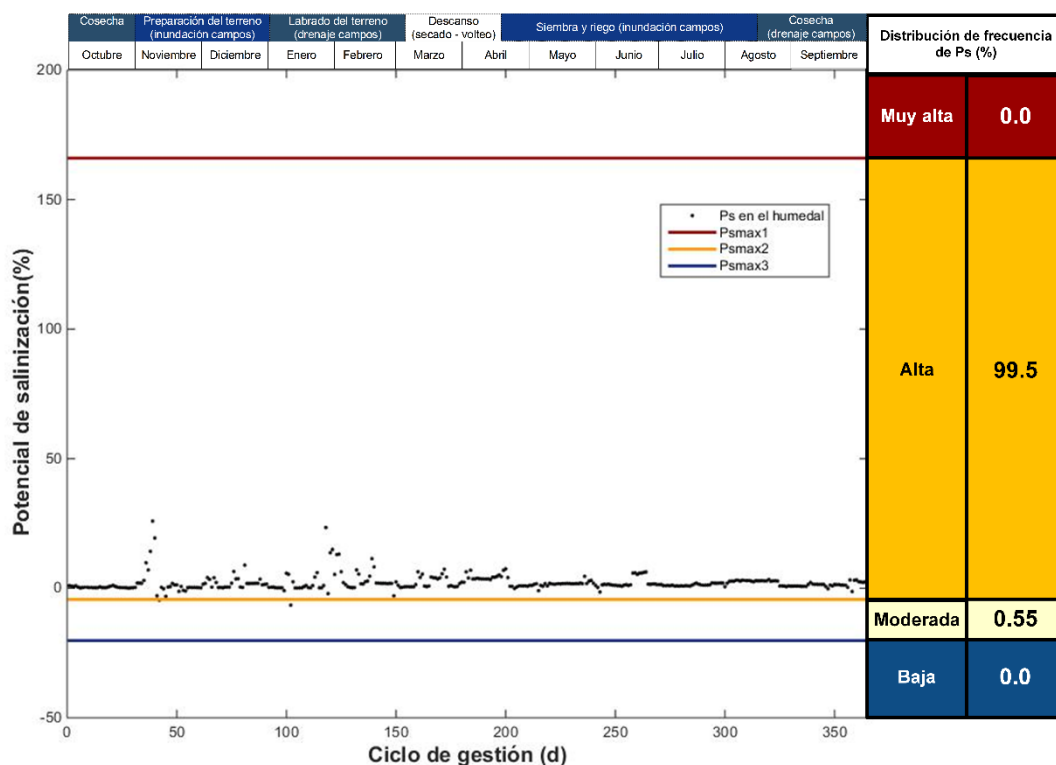


Figura 5.28. Variabilidad temporal del potencial de salinización global diario y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad a la salinización, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

En agosto la evaporación es alta, los flujos desde las acequias y por precipitación son mínimos y las compuertas están cerradas a diferencia del mes de septiembre, cuando descende la evaporación, aumentan los flujos continentales y la apertura de compuertas; esto se refleja en el descenso del potencial de salinización en el periodo de transición entre los meses de agosto y septiembre. En octubre la dinámica de flujos (Figura 5.6) y apertura de compuertas es similar a la del mes de agosto, pero la evaporación es menor (Figura 5.9) y esto se refleja en el potencial de salinización que disminuye en octubre (Figura 5.28).

El potencial de salinización se encuentra en la categoría de susceptibilidad alta durante gran parte del ciclo de gestión (99.5%). El uso del recurso para riego es adecuado para el cultivo de mayor extensión (arroz). Sin embargo, para los cultivos menos tolerantes se espera una reducción en el rendimiento entre el 10% y el 50%.

### 5.3.2.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de salinización

El descriptor de salinización en el humedal se asume homogéneo espacialmente, teniendo en cuenta los resultados del coeficiente de variación espacial de la concentración de cloruros durante el ciclo de gestión (11.5%) y, tomando como referente el potencial de renovación local, en el cual se encontró que más del 85% del área presenta la misma categoría de susceptibilidad durante más del 87% del ciclo de gestión (Figura 5.27). Por lo anterior, el valor medio en el ciclo de gestión del potencial de salinización, 2.14%, se considera como valor constante para la representación espacial del potencial de salinización. Teniendo en cuenta esta condición media anual, la susceptibilidad a la salinización del humedal es alta y, por lo tanto, puede afectar a los cultivos menos tolerantes; se espera una reducción en el rendimiento del cultivo crítico entre el 10% y el 50% (Figura 5.29).

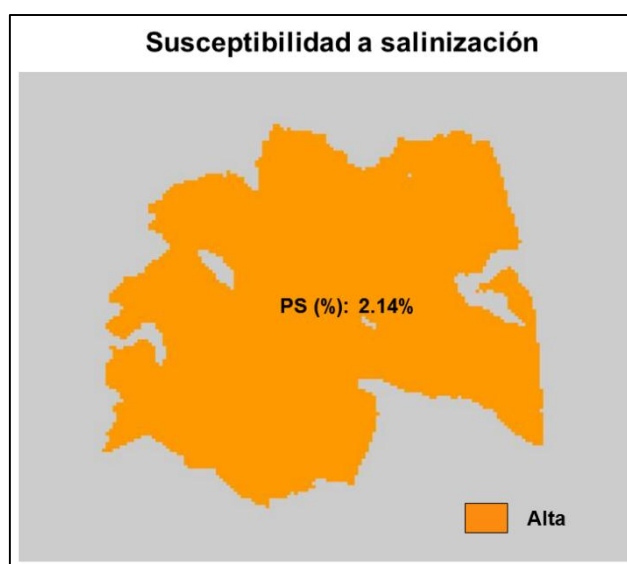


Figura 5.29. Distribución espacial del potencial de salinización medio y categoría de susceptibilidad en la Albufera de Valencia en el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 ( $T_c$ ).

### 5.3.3 Cálculo y valoración del potencial de déficit hídrico

Este apartado se organiza en tres secciones:

- i) el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad al déficit hídrico;
- ii) el estudio de la evolución temporal del descriptor a nivel global;
- iii) el estudio de la variabilidad espacio-temporal del descriptor a nivel local.

### 5.3.3.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad al déficit hídrico

El nivel de referencia a partir del cual se calcula el potencial de déficit hídrico y los límites para las categorías de susceptibilidad se corresponde con el nivel crítico ( $\eta_c$ ). Este valor se ha calculado como el promedio del nivel medido (en la gola de Pujol), cuando el balance de precipitación y evaporación tiende a cero ( $P-E \cong 0$ ) y en periodos en los que la actividad crítica (agrícola) demanda agua en las diferentes etapas del cultivo.

En el caso de la Albufera de Valencia los meses en los que se realiza un uso directo del humedal para las etapas de preparación del terreno, siembra y riego, corresponden a noviembre, diciembre, mayo, junio, julio y parte de abril y agosto. El nivel crítico se ha definido en 0.31 m.

El modelo de cajas (MoCa-n) se emplea para calcular los límites o umbrales requeridos para evaluar la susceptibilidad diaria y global del humedal a déficit hídrico.

Los niveles de referencia (LR1, LR2, LR3) se obtienen mediante la simulación de los casos hipotéticos descritos en la Tabla 5.7, empleando el modelo de cajas (MoCa-n) para un periodo de 24 horas de operación.

Tabla 5.7. Límites de referencia del potencial de déficit hídrico ( $P_{wd}$ ) para la Albufera de Valencia.

| Escenario | $Q_r$ | $Q_e$              | $\eta_b$ | $\eta_o$ | P     | E     | Límite           |
|-----------|-------|--------------------|----------|----------|-------|-------|------------------|
| E1        | 0.755 | $Q_{em\acute{a}x}$ | 0.31     | -0.314   | 0     | 0.008 | $L_{R1}$ : 0.145 |
| E2        | 5.280 | $Q_{em\acute{a}x}$ | 0.31     | 0.003    | 0     | 0     | $L_{R2}$ : 0.215 |
| E3        | 130.0 | $Q_{em\acute{a}x}$ | 0.31     | -0.314   | 0.037 | 0     | $L_{R3}$ : 0.386 |

$Q_r$ : aportes de caudal al humedal ( $m^3/s$ );  $Q_e$ : caudal de salida del humedal o grado de apertura de compuertas;  $Q_{em\acute{a}x}$ : caudal máximo de salida del humedal equivalente al 100% de apertura de compuertas (27 compuertas);  $\eta_b$ : superficie libre o nivel en el interior del humedal (m);  $\eta_o$ : superficie libre o nivel en el exterior del humedal (m); P: precipitación (m); E: evaporación (m);  $L_{Ri}$ : nivel de referencia (m).

Los niveles de referencia permiten obtener los umbrales de las categorías de susceptibilidad, empleando las siguientes expresiones:

$$P_{Wd1} = \frac{L_{R1} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{0.145 - 0.31}{0.31} \times 100 = -53.2\%$$

$$P_{Wd2} = \frac{L_{R2} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{0.215 - 0.31}{0.31} \times 100 = -30.6\%$$

$$P_{Wd3} = \frac{L_{R3} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{0.386 - 0.31}{0.31} \times 100 = 24.5\%$$

### 5.3.3.2 Escala global: evolución temporal del potencial de déficit hídrico

En la Figura 5.30 se representa la evolución temporal del potencial de déficit hídrico diario durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) y los límites de cada categoría. El potencial de déficit hídrico se ha calculado con el nivel medido en la Albufera de Valencia durante el ciclo de gestión.

El potencial de déficit hídrico responde a la dinámica de flujos desde las acequias, la precipitación, la evaporación, la apertura y cierre de compuertas y la dinámica de bombeo de caudal.

Los periodos con susceptibilidad muy alta de déficit hídrico (8.0% de días durante el  $T_c$ ) se identifican en los meses de octubre, marzo y algunos días del mes de mayo. En estos meses se presentan bajos aportes de caudal desde las acequias y evaporación moderada o alta. En octubre la condición más crítica (Pw<sub>d</sub>: -77.4%) se presenta con el cierre total de las compuertas (Figura 5.11).

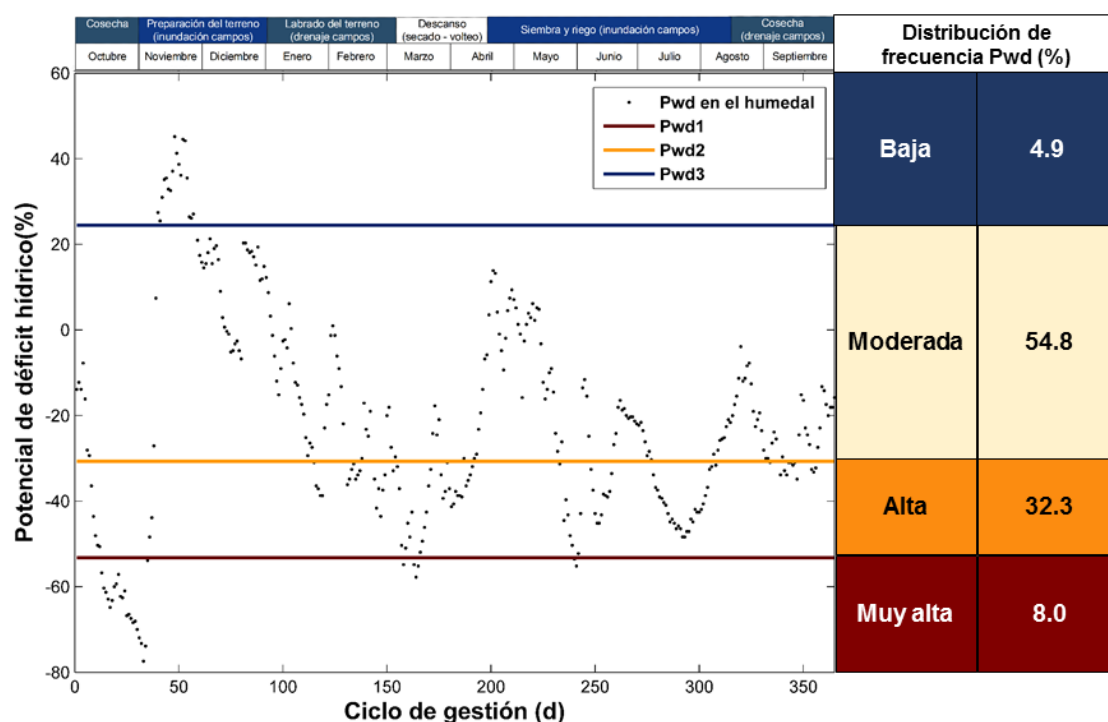


Figura 5.30. Evolución temporal diaria del potencial de déficit hídrico en la Albufera de Valencia, límites de referencia (P<sub>w</sub>d<sub>1</sub>, P<sub>w</sub>d<sub>2</sub>, P<sub>w</sub>d<sub>3</sub>) y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco.

La susceptibilidad baja (4.9% de días durante  $T_c$ ) se concentra en el mes de noviembre cuando el grado de apertura de compuertas es mínimo, al igual que los aportes desde las acequias; la baja evaporación y alta precipitación contribuyen con esta condición de susceptibilidad y se reflejan en el nivel de la lámina de agua, que aumenta en el humedal (Figura 5.4) y, por lo tanto, en el potencial de déficit hídrico.

La susceptibilidad alta se presenta durante el 32.3% del ciclo de gestión en los meses de febrero, marzo, julio y parte de abril y junio (drenaje de campos y cosecha). La condición predominante en la Albufera de Valencia es la susceptibilidad moderada (54.8%), cuando la actividad agrícola demanda el uso del humedal con fines de riego o en el periodo de inundación de los campos (perelloná). Debido a la dinámica del ciclo agrícola y a su relación con la operación del sistema, el nivel del agua asciende cuando hay demanda de agua para alcanzar la cota de inundación requerida por los cultivos, y desciende para la preparación del terreno y la cosecha del arroz (Figura 5.30).

En febrero el aporte desde las acequias, la apertura de compuertas y la precipitación, permiten, al inicio del mes, mantener unas condiciones de susceptibilidad moderada. Sin embargo, al final del periodo, el menor aporte desde las acequias, la baja precipitación y el menor grado de apertura de las compuertas se suman al progresivo incremento en la evaporación y, en consecuencia, se alcanzan condiciones de susceptibilidad alta a déficit hídrico.

En el mes de julio, los bajos aportes de caudal por las acequias o precipitación se suman a las condiciones de cierre de compuertas, alta evaporación y bombeo para alcanzar la categoría de susceptibilidad alta. En junio el descenso en el nivel y, en consecuencia, el tránsito hacia la susceptibilidad alta ocurre tras el drenaje de los campos para la segunda fertilización del cultivo. En abril, los bajos aportes por precipitación (alta evaporación) y desde las acequias o el mar Mediterráneo, explican la categorización de susceptibilidad alta; al final de este mes, el cierre de compuertas favorece el cambio hacia la tipificación de susceptibilidad moderada.

#### **5.3.3.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de déficit hídrico**

El descriptor de déficit hídrico en el humedal se asume homogéneo espacialmente, teniendo en cuenta la poca profundidad del sistema (0.9 m de promedio) y, tomando como referente la distribución batimétrica del humedal (Figura 5.2). Por lo anterior, el valor promedio en el ciclo de gestión, con un valor de -21.52%, se considera representativo para definir la variabilidad espacial del humedal. La categoría de la susceptibilidad al déficit hídrico en el humedal es moderada (Figura 5.31).

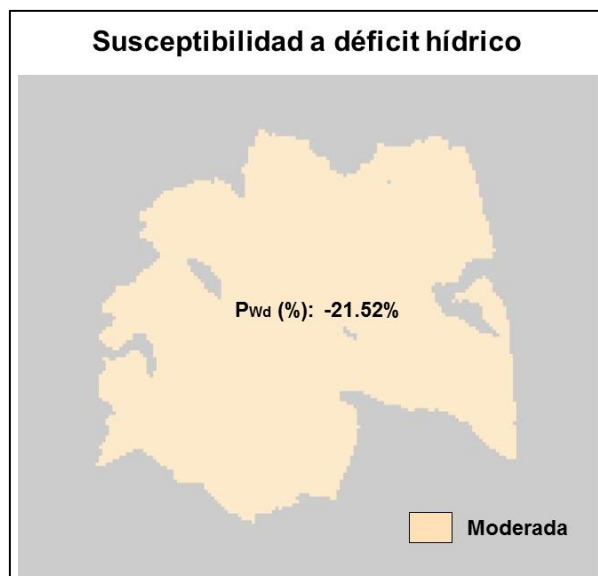


Figura 5.31. Distribución espacial del potencial de déficit hídrico y categoría de susceptibilidad en la Albufera de Valencia en el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 (T<sub>c</sub>).

## 5.4 EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN AMBIENTAL

Una vez calculados los descriptores estratégicos (potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico), se integran mediante el índice de susceptibilidad conjunta (OSI, *Overall Susceptibility Index*) con el fin de evaluar el cumplimiento de los objetivos y proponer las posibles acciones de mejora en la gestión del sistema (Paso 3). Con base en los resultados de OSI y su distribución de frecuencias, se evalúa la gestión ambiental en el periodo o ciclo de gestión.

Este apartado se estructura en dos secciones:

- a) La gestión ambiental a escala global teniendo en cuenta los resultados obtenidos mediante el modelo de cajas y los modelos bidimensionales;
- b) La gestión ambiental a escala local a partir de los resultados obtenidos en la evolución espacio-temporal de los descriptores.

### 5.4.1 Gestión ambiental global: evolución temporal

La evaluación de la gestión ambiental en la Albufera de Valencia se realiza mediante el cálculo del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) a partir de la integración de los tres descriptores estratégicos: potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico en función de su categorización (muy alta, alta, moderada, baja).

El índice de susceptibilidad conjunta OSI de la Albufera de Valencia se representa en las Figura 5.32 y Figura 5.33, para el modelo de cajas y los modelos bidimensionales utilizados, respectivamente.

- **Modelo de cajas: MoCa-n**

A escala global, durante el ciclo de gestión, la Albufera de Valencia presenta un mayor número de días con susceptibilidad alta a eutrofización y salinización y, susceptibilidad moderada a déficit hídrico (Figura 5.30, Tabla 5.8).

En función de la distribución de frecuencia del OSI diario, de acuerdo con la Tabla 3.11, la categorización del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) integrado durante el ciclo de gestión permite tipificar el humedal en la categoría de susceptibilidad alta. Esta categoría refleja la valoración global de cada uno de los descriptores estratégicos (Tabla 5.8); dos de los descriptores, el potencial de salinización y el potencial de renovación, presentan susceptibilidad alta y solo uno de ellos, el potencial de déficit hídrico, susceptibilidad moderada. La susceptibilidad conjunta se tipifica en la categoría alta, con 75.6% de los días del ciclo de gestión en esta condición.

Tabla 5.8. Distribución de frecuencia (%) para los potenciales diarios de renovación, de salinización, de déficit hídrico e índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en la Albufera de Valencia durante T<sub>c</sub>.

| Modelo de cajas |                         |                           |                              |             |
|-----------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------|-------------|
| Categoría       | Potencial de renovación | Potencial de salinización | Potencial de déficit hídrico | OSI         |
| Muy alta        | 0.3                     | 0.3                       | 8.0                          | 0.0         |
| Alta            | <b>62.5</b>             | <b>99.5</b>               | 32.3                         | <b>75.6</b> |
| Moderada        | 34.2                    | 0.55                      | <b>54.8</b>                  | 24.4        |
| Baja            | 3.0                     | 0                         | 4.9                          | 0.0         |

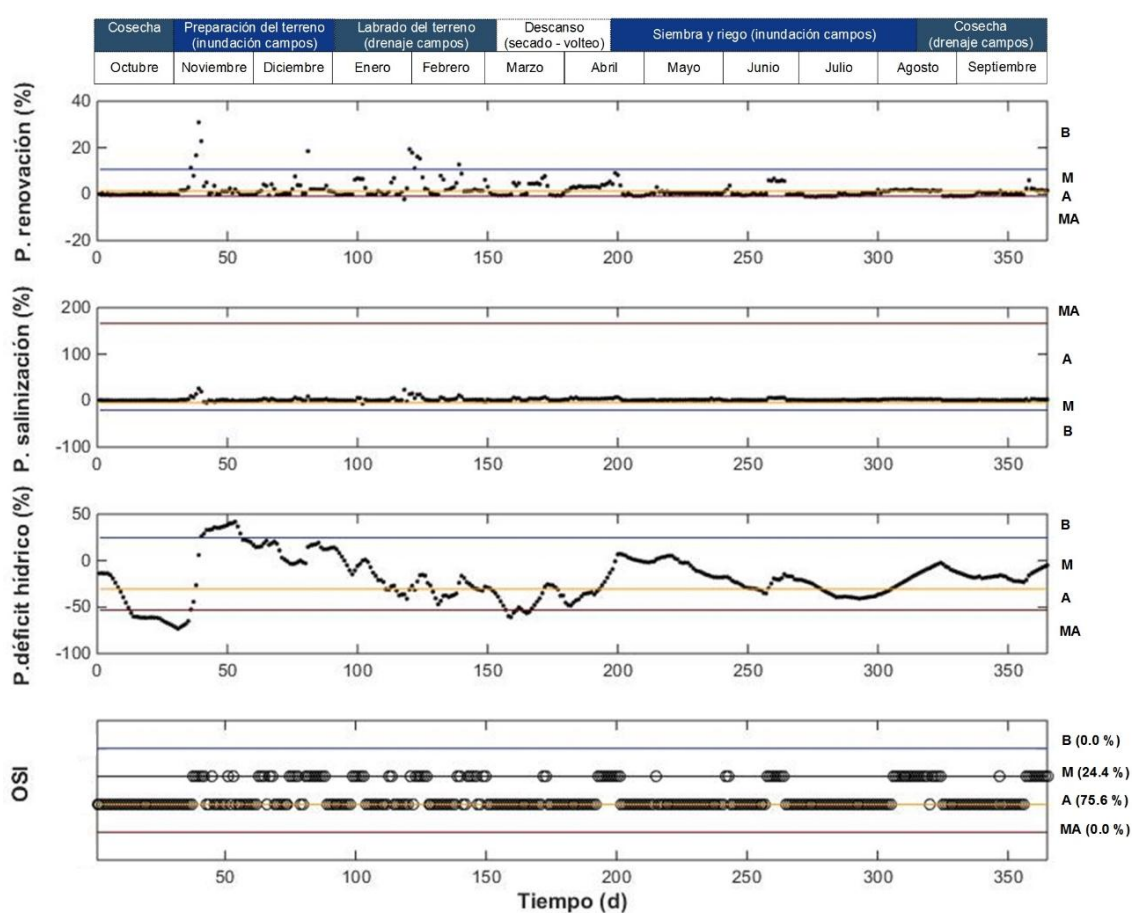


Figura 5.32. Índice de susceptibilidad conjunta (OSI) y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad en la Albufera de Valencia, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco, modelo de cajas (MoCa-n).

- **Modelos bidimensionales: H2D, H2DZ y RENOVA**

A escala global, durante el ciclo de gestión, la Albufera de Valencia presenta un mayor número de días con susceptibilidad alta a eutrofización y salinización y susceptibilidad moderada a déficit hídrico (Figura 5.33, Tabla 5.9). La susceptibilidad conjunta se tipifica en la categoría alta, con el 98.9% de los días del ciclo de gestión en esta condición.

En función de la distribución de frecuencia del OSI diario, de acuerdo con la Tabla 3.11, la categorización del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) integrado durante el ciclo de gestión permite tipificar el humedal en la categoría de susceptibilidad conjunta alta. Esta categoría refleja la valoración global de cada uno de los descriptores estratégicos (Tabla 5.9); dos de los descriptores, el potencial de salinización y el potencial de renovación, presentan susceptibilidad alta y solo uno de ellos, el potencial de déficit hídrico, susceptibilidad moderada. La susceptibilidad conjunta se tipifica en la categoría alta, con un 98.9 % de los días del ciclo de gestión en esta condición.

Tabla 5.9. Distribución de frecuencia (%) para los potenciales diarios de renovación, de salinización, de déficit hídrico e índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en la Albufera de Valencia durante T<sub>c</sub>.

| Modelo bidimensional |                         |                           |                              |             |
|----------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------|-------------|
| Categoría            | Potencial de renovación | Potencial de salinización | Potencial de déficit hídrico | OSI         |
| Muy alta             | 0.3                     | 0.3                       | 8.0                          | 0.0         |
| Alta                 | <b>99.2</b>             | <b>99.5</b>               | 32.3                         | <b>98.9</b> |
| Moderada             | 0.5                     | 0.55                      | <b>54.8</b>                  | 1.1         |
| Baja                 | 0.0                     | 0                         | 4.9                          | 0.0         |
| Susceptibilidad      | Alta                    | Alta                      | Moderada                     | Alta        |

- **Síntesis del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) a escala global**

Los resultados del índice de susceptibilidad conjunta obtenidos a partir de los descriptores estratégicos y calculados con apoyo en las herramientas numéricas: modelo de cajas y modelos bidimensionales, son similares, permitiendo tipificar la Albufera de Valencia en la categoría de susceptibilidad conjunta alta.

En síntesis y para facilitar la interpretación de los descriptores y de su integración, se representan (Figura 5.32) los registros de nivel en la Albufera de Valencia, el grado total de apertura de las compuertas en las golos de Pujol, Perelló y Perellonet, el caudal total que ingresa a través de las acequias y los registros de evaporación y precipitación durante el ciclo de gestión (T<sub>c</sub>).

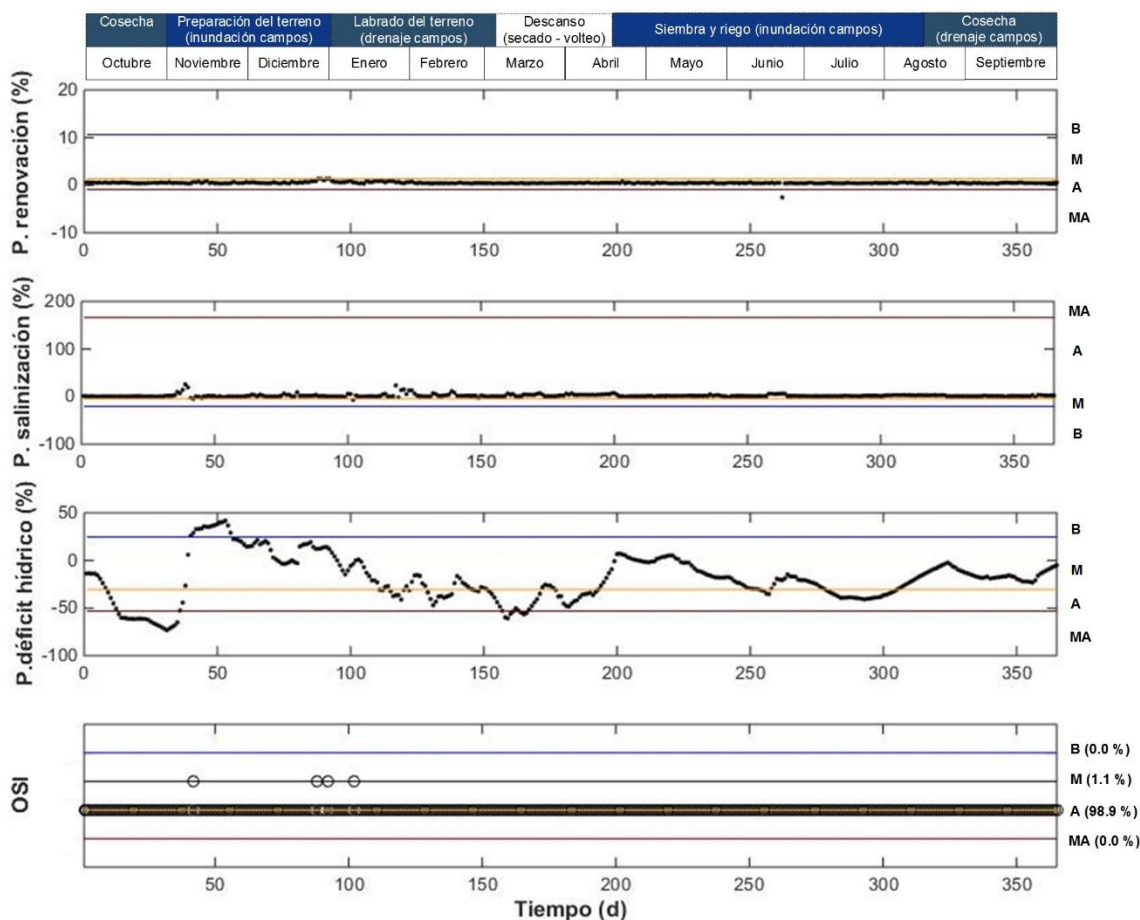


Figura 5.33. Índice de susceptibilidad conjunta (OSI) y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad en la Albufera de Valencia, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco, modelos bidimensionales (H2D-H2DZ-RENOVA).

Resultado del análisis de los descriptores estratégicos y de su integración a través del índice de susceptibilidad conjunta (Figuras 5.32 y 5.33) se identifican los elementos de gestión que a continuación se detallan:

- La gestión ambiental en la Albufera de Valencia tiende a ser no sostenible durante el ciclo de gestión. Los problemas prioritarios que se manifiestan son: el bajo potencial de renovación del sistema (eutrofización) y la alta salinización, que afecta, principalmente, a los cultivos más sensibles. Este resultado se obtiene con el cálculo del descriptor y del índice OSI mediante el uso de modelos de cajas o bidimensionales.
- El potencial de renovación del sistema sugiere que el humedal presenta susceptibilidad alta a eutrofizarse durante todo el ciclo de gestión. El periodo en el cual dicha susceptibilidad es menor se corresponde con los meses de noviembre, diciembre y enero. Esto se identifica fácilmente en la evolución temporal de OSI, en donde se alcanza la categoría de susceptibilidad moderada y se valida por la dinámica de apertura de compuertas, el efecto sinérgico positivo de los factores climáticos, el aumento en el nivel de la columna de agua y el menor aporte de caudales a través de las acequias (Figura 5.34) .

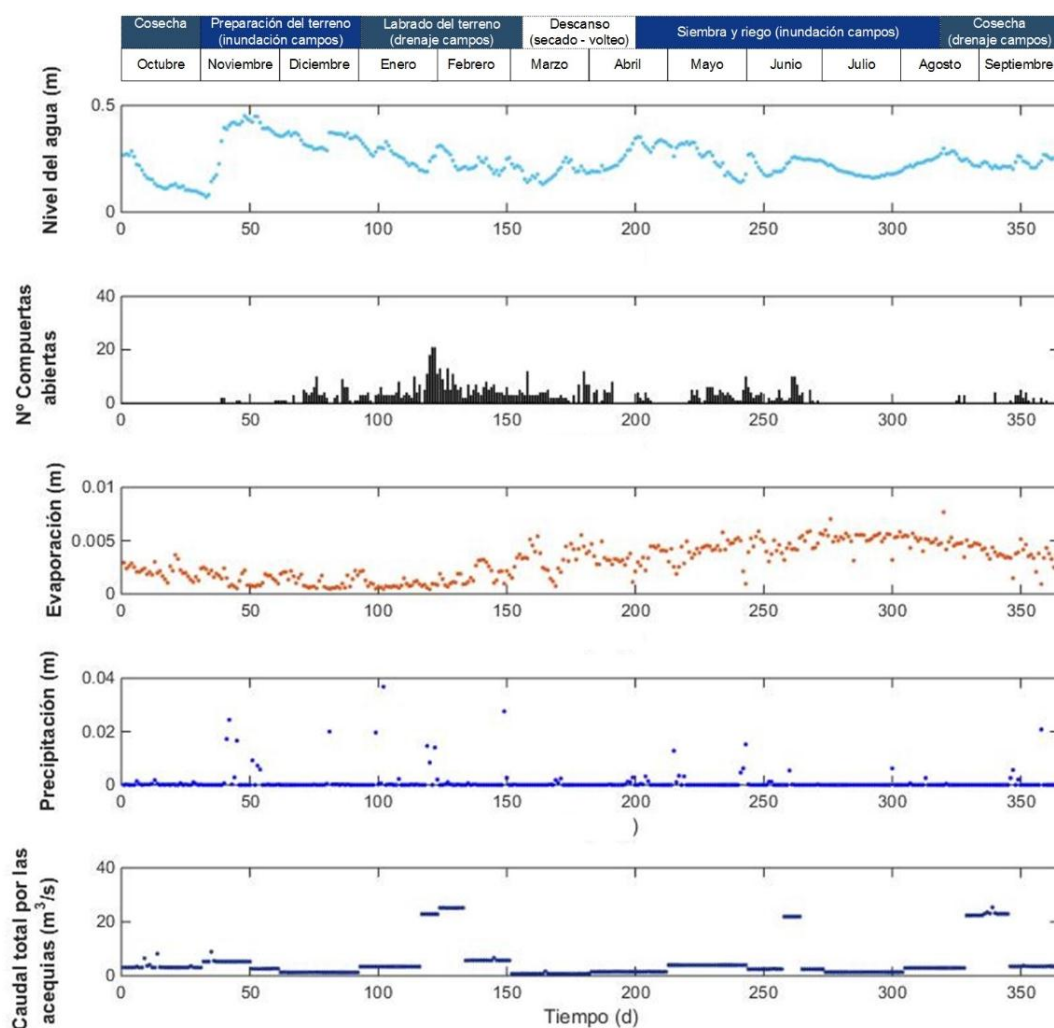


Figura 5.34. Caracterización del ciclo de gestión: 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 – Año seco<sup>1</sup>.

- El potencial de salinización indica que la susceptibilidad del humedal es alta durante todo el ciclo de gestión, lo cual sugiere que los cultivos menos tolerantes, como la berenjena, los frutales y los cítricos, están permanente expuestos a condiciones que pueden afectar su productividad. Como estrategia de gestión prioritaria es recomendable evaluar en detalle la tolerancia específica de los cultivos, de manera que se evalúe la necesidad de disponer de fuentes alternativas que ofrezcan mejores condiciones de calidad de agua para riego, tales como, afloramientos subterráneos, fuentes superficiales, aguas residuales tratadas, entre otros.
- La interpretación de los resultados del potencial de salinización sugieren que el sector agrícola puede verse afectado por reducción en el rendimiento de la cosecha en tasas superiores entre el 10% y el 50%. Este hecho ya ha sido evidenciado en la zona tal y como lo registran los comunicados de prensa local: “El aumento de la salinidad impide ya muchos cultivos junto a la Albufera...la

<sup>1</sup> Datos proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Júcar.

Asociación Valenciana de Agricultores ha informado que las pérdidas por la salinización de esta zona superan los 600.000 euros y van a más. Los índices de salinidad se encuentran entre 4.5 y 7, cuando la mayoría de los cultivos pierden productividad a partir de un nivel 3.” (Las Provincias, 29 de julio de 2007).

- El cultivo de mayor extensión (arroz) es el menos afectado, pues no se alcanza la categoría de susceptibilidad muy alta durante el ciclo de gestión, que coincide con su límite de tolerancia a la salinidad (sí se admite reducción de su productividad en cerca del 10%). Como estrategia de gestión es conveniente profundizar en el estudio de los límites de tolerancia para los cultivos en función del ciclo vegetativo. En el caso del arroz, durante la etapa de plántula es menos tolerante a la salinización y, por lo tanto, en estos intervalos del ciclo agrícola se requiere un análisis más detallado, con el fin de no afectar al desarrollo del cultivo o a su productividad.
- Como estrategia de gestión conjunta ante la baja renovación y el potencial de salinización, se puede priorizar la apertura de compuertas hasta alcanzar los límites del potencial de salinización del cultivo más tolerante (arroz). Esta estrategia se identifica fácilmente, evaluando la amplitud del rango entre los límites de susceptibilidad alta y muy alta a salinización. Esta estrategia contribuye también con la optimización del potencial de déficit hídrico, pero exige la búsqueda de fuentes de agua alternativa para los cultivos menos tolerantes.
- Los periodos en los cuales se debe priorizar la optimización en la dinámica de flujos de intercambio entre el sistema marino y la Albufera se corresponden con los meses de octubre y marzo. En estos meses la categoría de susceptibilidad es muy alta, afectando principalmente al sistema natural. Este periodo ofrece la ventaja de coincidir con periodos en los que la actividad agrícola no utiliza el recurso hídrico de forma directa, con lo cual, las estrategias conjuntas de optimización de la renovación y el déficit hídrico pueden ser más flexibles a la hora de implementarse.
- Un segundo periodo a optimizar es el periodo de drenaje de los campos (enero, febrero). Se observa que en este periodo la apertura de las compuertas es máxima y en un periodo muy corto de tiempo, al igual que el aporte desde las acequias (Figura 5.32), lo cual no favorece la categorización (alta) del descriptor de déficit hídrico y tampoco el asociado con salinización que se incrementa en este periodo del año, sin generar un efecto apreciable en la renovación global del sistema.
- El tercer periodo que se identifica como prioritario es el mes de junio, en el cual se alcanza la categoría de susceptibilidad alta al déficit hídrico y muy alta para el potencial de renovación (Figura 5.33). En este periodo existe un efecto sinérgico entre la evaporación y el viento, el descenso en el nivel del agua, el aporte máximo desde las acequias y la demanda de agua en el cultivo (Figura 5.34). Como estrategia de gestión para este mes es recomendable evaluar las necesidades del cultivo, con el fin de compensar con una lámina de riego suficiente las pérdidas de agua por evaporación y evapotranspiración.
- El mes de julio presenta una susceptibilidad alta al déficit hídrico por el efecto de las condiciones climáticas y por el bombeo (Figura 5.11). El bombeo se utiliza para el drenaje de los campos debido a que el nivel del mar en esta época limita

la apertura de las compuertas, que se suma a la preocupación del sector agrícola por la salinización del humedal y del agua de riego. Una razón que motiva el descenso en la lámina de riego en este periodo corresponde a la aplicación de fertilizantes.

Como estrategias de gestión conjunta en los tres indicadores, se identifica:

- i) sincronizar los ciclos de marea, los periodos de riego y la apertura de compuertas o la optimización del bombeo, hasta alcanzar la lámina de riego necesaria para compensar las pérdidas por evaporación y evapotranspiración en el periodo de máximo desarrollo del cultivo;
- ii) evaluar detalladamente las necesidades de agua en el cultivo y las necesidades reales de fertilización. En general, la aplicación de nutrientes compensa el descenso en el rendimiento de la producción, buscando reducir los efectos de la salinización. Sin embargo, la toxicidad por acumulación de sales (ej. cloruros) comparte síntomas similares con la deshidratación de la planta;
- iii) profundizar en el origen real del problema (salinización o déficit de agua en el cultivo), pues como se observa en el potencial de salinización, para el cultivo del arroz no se alcanza el límite crítico de salinidad durante el ciclo de gestión;
- iv) aprovechar el potencial que ofrece el humedal en cuanto a sus servicios ecosistémicos de provisión de nutrientes, promoviendo el fertirriego, la optimización del ciclo hidrológico local y reduciendo los flujos externos de nutrientes que contribuyen con la eutrofización del humedal;
- v) profundizar en la evaluación del potencial de salinización y de déficit hídrico, en función de las condiciones particulares del sistema productivo (tipo de suelo, prácticas agrícolas, sistema de riego, ciclo vegetativo, entre otros), para optimizar el módulo de consumo de agua durante todo el ciclo de gestión;
- vi) evaluar, de manera conjunta a través del índice OSI, la operación de las compuertas y la laminación de flujos desde las acequias y los *tancats*.

#### **5.4.2 Gestión ambiental local: evolución espacio-temporal**

En la Figura 5.35 se representa la susceptibilidad del sistema frente a la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico integrada en el ciclo de gestión en la dimensión espacial. La categorización de la susceptibilidad a eutrofización se realiza con base en los valores promedio de los potenciales de renovación diarios a escala de celda e integrados durante el ciclo de gestión. La susceptibilidad a la salinización y al déficit hídrico ha sido evaluada considerando una distribución espacial uniforme.

A escala local, durante el ciclo de gestión, la Albufera de Valencia presenta susceptibilidad alta a eutrofización y salinización y moderada a déficit hídrico (Figura 5.35, Tabla 5.10). La susceptibilidad conjunta se tipifica en la categoría alta, con 88.4 % de los días del ciclo de gestión en esta condición.

Como resultado de la integración de la susceptibilidad de los tres descriptores, se obtiene la susceptibilidad conjunta (OSI). Se observa que la susceptibilidad conjunta se zonifica conservando las áreas delimitadas hidrodinámicamente por el potencial de renovación local (Figura 5.35.a). La zona interna se tipifica en la categoría de susceptibilidad alta y la más cercana a las acequias y golas en susceptibilidad moderada.

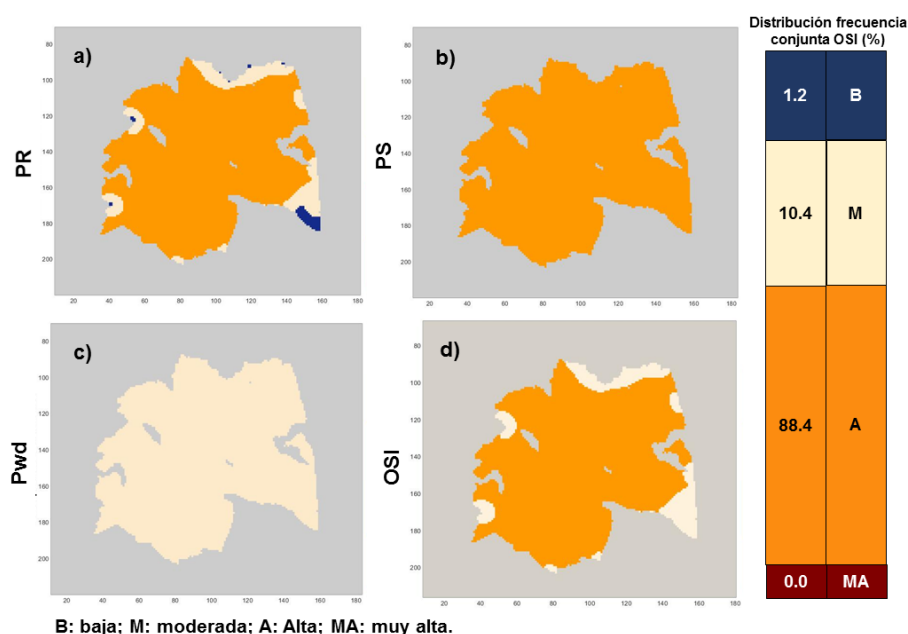


Figura 5.35. Variabilidad espacial de la susceptibilidad a: a) eutrofización; b) salinización; c) déficit hídrico; y d) susceptibilidad conjunta (OSI) en la Albufera de Valencia a escala local, durante el periodo de 1 de octubre de 2005 a 30 de septiembre de 2006 (T<sub>c</sub>). Modelo bidimensional (H2D-H2DZ-RENOVA). (PR: Potencial de renovación; PS: Potencial de salinización; Pwd: Potencial de déficit hídrico).

Tabla 5.10. Distribución de frecuencia (%) para los potenciales medios locales de renovación, de salinización, déficit hídrico e índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en la Albufera de Valencia durante T<sub>c</sub>.

| Modelo bidimensional – escala local |                         |                           |                                 |      |
|-------------------------------------|-------------------------|---------------------------|---------------------------------|------|
| Categoría                           | Potencial de renovación | Potencial de salinización | Potencial de déficit hídrico(*) | OSI  |
| Muy alta                            | 0.0                     | 0.0                       | 0.0                             | 0.0  |
| Alta                                | 90.0                    | 100.0                     | 0.0                             | 88.4 |
| Moderada                            | 8.0                     | 0.0                       | 100.0                           | 10.4 |
| Baja                                | 2.0                     | 0.0                       | 0.0                             | 1.2  |

La susceptibilidad espacial conjunta e integrada en el ciclo de gestión se tipifica en la categoría alta. El índice de susceptibilidad representado espacialmente ofrece resultados similares a los detectados con el OSI global calculado tanto con los modelos bidimensionales como con el modelo de cajas, considerando que la mayor parte del dominio presenta susceptibilidad conjunta alta.

Resultado del análisis de los descriptores estratégicos y de su integración a través del índice de susceptibilidad conjunta local (Figuras 5.35) se identifican los elementos de gestión que se detallan a continuación:

- La priorización en la gestión debe estar orientada a mejorar las zonas de susceptibilidad alta. La zona central de la Albufera es la que menor potencial de renovación presenta. Por ello, es recomendable evaluar el posible depósito de sedimentos en los sectores con baja renovación, pues a largo plazo pueden afectar al potencial de déficit hídrico. En función de la naturaleza de los posibles sedimentos o depósitos, el potencial de salinización puede verse también afectado.
- La renovación de la zona de mayor susceptibilidad a la eutrofización debe considerar también la sincronización con los factores naturales que favorecen la hidrodinámica del sistema (p. ej. precipitación, viento, descenso en el nivel del mar, etc.) y la regulación de caudales de origen antropogénico (drenajes agrícolas, vaciado de *tancats*, bombeos, apertura de compuertas, etc.).
- La renovación local puede ser favorecida mediante la laminación y distribución espacial del flujo de intercambio con sus sistemas conexos, considerando el orden de magnitud de los potenciales de renovación que se registra en áreas de descargas de acequias con caudales bajos, comparados con los registrados en otras zonas de mayor aporte de caudal.
- La zona sur de la Albufera (Figura 5.35, a) puede ser tomada en cuenta para la priorización de estrategias de gestión. Se observa que localmente y en promedio, en esta zona se registra una susceptibilidad conjunta (OSI) predominantemente alta durante el ciclo de gestión (Figura 5.35, d) comparada con los sectores norte, sur-este y oeste de la Albufera.
- Las estrategias y el diseño de actuaciones de gestión en cuanto a susceptibilidad a procesos de salinización deben ser analizadas de forma integral con los indicadores de eutrofización y déficit hídrico, considerando tanto la calidad del agua en las acequias, como la apertura de las golas.
- La zona sur-este es una de las que presenta mayor potencialidad de optimización por la cercanía a las golas de Perellonet y Perelló, así como, a las acequias de mayor caudal. La conexión con el mar puede optimizarse empleando el bombeo en las golas en periodos de menor demanda agrícola, procurando reducir la susceptibilidad a déficit hídrico en el sistema y mejorando la calidad del agua.
- La apertura de compuertas en la gola de Pujol debe ser evaluada de forma conjunta con los potenciales de salinización y déficit hídrico. Estas estrategias, junto con las que históricamente han acompañado la gestión de la Albufera de Valencia, pueden ser evaluadas mediante la aplicación de la metodología OSSEM. Las estrategias que podrían evaluarse son: i) la introducción de flujos desde la EDAR de Pinedo al sistema; y. ii) el uso de humedales para el tratamiento del agua, lo cual sugiere orientar futuras investigaciones. Por un lado, la primera alternativa ofrece la ventaja de ampliar el tiempo de apertura de

las compuertas, contribuyendo con la renovación del sistema y disminuyendo el déficit hídrico, limitando el análisis del potencial de salinización a cumplir los requerimientos exigidos por los cultivos más tolerantes. Por otro lado, el uso de filtros verdes ha demostrado ser una alternativa de tratamiento del agua de diversos orígenes, frente a la construcción de humedales en el perímetro de la Albufera. Este estudio sugiere evaluar en profundidad el servicio que presta el humedal agrícola de flujo superficial, sumando su potencial, al manejo adecuado de fitosanitarios en el sistema y a prácticas de riego que compensen la pérdida por evapotranspiración. El aumento de la lámina de riego puede contribuir con los servicios de soporte y culturales que ofrece el humedal, a la vez que reduce la susceptibilidad a déficit hídrico y, por lo tanto, a una posible condición de estrés en el cultivo, cuyos síntomas pueden ser similares a los efectos asociados con la salinización o toxicidad por acumulación de sales o metales.



# Capítulo 6.

## Validación de la metodología OSSEM mediante su aplicación a un humedal continental

---

En el presente capítulo se evalúa la gestión ambiental del Lago Sochagota mediante la aplicación de la metodología OSSEM. Para ello, se presenta la descripción del sistema, el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos y el índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en las dimensiones temporal y espacial. Para el cálculo de los descriptores estratégicos (potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico), se emplean dos tipos de herramientas numéricas: un modelo de cajas (MSL-S) y un modelo tridimensional (Delft3D) en su aplicación bidimensional, los cuales han sido calibrados y validados previo a la aplicación de la metodología OSSEM.

El potencial de renovación, al igual que en la aplicación de la metodología en el humedal costero, representa adecuadamente la variabilidad espacio-temporal de los procesos de eutrofización, permitiendo diferenciar la susceptibilidad del humedal frente al uso del recurso y como receptor de vertidos. Por otro lado, el potencial de salinización refleja adecuadamente la susceptibilidad del humedal al cambio en la concentración de iones en solución y, su categorización facilita la evaluación e identificación de pérdidas potenciales de productividad en los cultivos que utilizan el agua con fines de riego. Finalmente, el potencial de déficit hídrico refleja los periodos en los cuales el sistema alcanza condiciones críticas, tanto para el lago como para el riego de cultivos en su área de influencia.

Fruto de los resultados, se evalúa la gestión ambiental desde un enfoque de sostenibilidad, buscando evidenciar la utilidad de la metodología en la identificación de periodos, áreas y problemáticas a priorizar, así como en la valoración del cumplimiento de los objetivos y en la identificación de posibles estrategias de gestión del sistema. Todo ello, permite validar, mediante el uso de herramientas numéricas, la metodología OSSEM en un humedal continental regulado por una compuerta y sometido a presiones agrícolas en el área de influencia del distrito de riego en la cuenca alta del río Chicamocha.

---

## 6. VALIDACIÓN DE OSSEM MEDIANTE SU APLICACIÓN A UN HUMEDAL CONTINENTAL

- \* *En la aplicación de la metodología OSSEM en el Lago Sochagota se toman como referentes las bases de datos y el modelo numérico MSL-S desarrollados en el marco de dos proyectos:*
- *El proyecto desarrollado por la Fundación Profesional para el Manejo Integral del Agua – Proagua, para la Corporación Autónoma Regional de Boyacá (Corpoboyacá) en el año 2015. En el cual la metodología OSSEM (Usaquén, et al., 2012; Usaquén et al., 2014) constituyó la base para conceptualizar el modelo simplificado de calidad, hidrodinámico y de gestión para el Lago Sochagota del municipio de Paipa.*
  - *El macroproyecto que adelanta la Universidad de Boyacá (2016)<sup>1</sup>: “Modelo integrado de gestión del Lago Sochagota y las aguas termales del municipio de Paipa, en el área de influencia del distrito de riego de Usochicamocha”, que constituye un insumo para la aplicación de OSSEM en la presente Tesis Doctoral. A su vez, el desarrollo metodológico y los modelos conceptuales y numéricos que de esta Tesis Doctoral se deriven, constituyen un pilar fundamental y una guía metodológica para la realización de dicho estudio.*

Con el fin de evaluar la gestión ambiental y la susceptibilidad del Lago Sochagota, frente a la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico, se aplica la metodología OSSEM (*Overall Susceptibility Assessment for Sustainable Environmental Management*) (Capítulo 3). Para ello, se describe el sistema incluyendo los datos de partida que se emplean en las herramientas numéricas para el cálculo de los descriptores estratégicos. Los descriptores se calculan diariamente mediante el modelo de cajas MSL-S y el modo tridimensional Delft3D. Posteriormente, el cálculo se realiza tanto en el sistema (escala global), como en cada elemento del dominio (escala local). De esta forma, se evalúa la gestión ambiental del Lago Sochagota en las dimensiones temporal y espacio-temporal mediante la integración de los descriptores estratégicos a través del índice OSI.

La aplicación de la metodología OSSEM requiere, en primer lugar, reconocer las necesidades humanas y la maximización de los beneficios ambientales y humanos como parte integral de los objetivos socio-ecológicos. En el caso concreto del Lago Sochagota se proponen los siguientes objetivos de gestión: i) satisfacer las necesidades de agua (cantidad y calidad) para el uso actual y potencial del recurso, sin comprometer el recurso base del humedal; y, ii) mejorar el estado ecológico del humedal, maximizando los beneficios deseables por el sector agrícola y turístico.

A continuación se describe el sistema (Paso 1), se calibran y validan los modelos numéricos empleados como apoyo para el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos (Paso 2) y, se evalúa la gestión ambiental (Paso 3). El ciclo de gestión evaluado se corresponde con el año comprendido entre el 1 de enero y el 31 de diciembre de 2015. Este año se selecciona por presentar una condición de fenómeno de El Niño muy fuerte<sup>2</sup>.

---

<sup>1</sup> Universidad de Boyacá (2016): Amado O., Balaguera Y., Benítez D., Cifuentes R., Carrillo H., Díaz J., González W., Guevara R., Guio D., Jiménez W., Medina J., Monroy N., Pico S., Porras D., Sánchez N., Suárez E., Usaquén O.

<sup>2</sup> Base de datos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), procesamiento de la información en marco del estudio que adelanta la Universidad de Boyacá (2016)

## 6.1 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA

La identificación de las tensiones socio-ecológicas (actividades, flujos de intercambio, condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, climáticas, de calidad y operativas), en los límites del sistema, permite la formulación del modelo conceptual del Lago Sochagota para la posterior definición de estrategias de gestión del humedal o su evaluación.

El modelo conceptual del sistema se presenta de manera simplificada en la Figura 6.1 y ha sido construido con base en la descripción general del área de estudio (Capítulo 2).

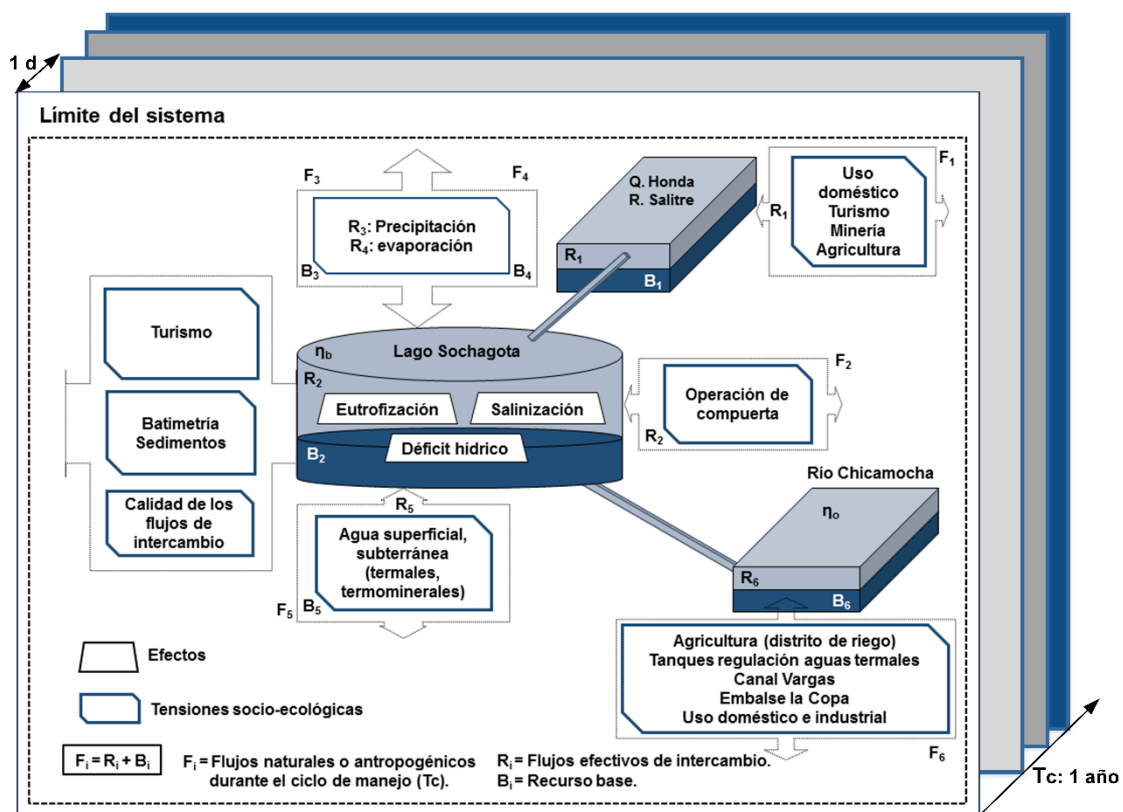


Figura 6.1. Modelo conceptual del lago Sochagota para la aplicación de la metodología OSSEM.

El modelo conceptual del lago Sochagota considera las actividades que se benefician del humedal, los flujos de intercambio entre los diferentes compartimientos (acuífero, atmósfera, quebradas, ríos, zonas de riego, etc.) y los factores que contribuyen directa o indirectamente con los efectos de eutrofización, salinización y déficit hídrico.

A continuación se describen los componentes más relevantes del sistema y los datos de partida de las herramientas numéricas.

### 6.1.1 Actividades humanas

Los principales usos del recurso se relacionan con las actividades que se benefician directa o indirectamente del lago, entre ellas: el turismo (recreación, deporte de contacto primario y secundario, disfrute de paisaje, hotelería, entre otras) y la agricultura que se desarrolla en el área cercana al lago y en el distrito de riego. Las actividades municipales y turísticas del municipio de Paipa se benefician del recurso termal y termomineral que ingresa al lago o que se encuentra dentro de los límites del sistema (Figura 6.1); la gestión o manejo y la regulación de sus efluentes se realiza mediante tanques de almacenamiento conocidos como *dársenas*<sup>3</sup>.

Las actividades que se desarrollan en las cuencas de la quebrada Honda-Salitre (domésticas, agrícolas, mineras, turísticas) y en la cuenca alta del río Chicamocha (domésticas, agrícolas, industriales, generación eléctrica, etc.), ejercen una tensión indirecta sobre el sistema, tanto por su conexión con el Lago Sochagota y su regulación mediante una compuerta, como por el manejo de los flujos que se conducen, regulan o extraen hacia o desde sus cuencas. En función de la calidad del agua demandada para riego, de la cota máxima o de rebose del lago y de las dársenas, las compuertas se operan regulando sus efluentes hacia el río Chicamocha y al canal Vargas, simultáneamente con flujos aportados por el embalse La Copa con fines de dilución de la descarga<sup>4</sup>.

Los principales cultivos que se desarrollan en el área de influencia del sistema objeto de estudio son: pastos, frutales (durazno, ciruela, manzana, pera), cebolla, patata (papa), maíz, arveja, tomate, remolacha, entre otros<sup>4</sup>. El sistema que predomina para el riego de pastos de ganado (cultivo de mayor extensión), es por gravedad (surcos) y por aspersión, siendo las fuentes principales: la quebrada Honda, el río Chicamocha y, en menor proporción, el Lago Sochagota y los afloramientos subterráneos que lo rodean.

Las principales actividades del ciclo agrícola: preparación de terreno, siembra, riego y cosecha ocurren durante todo el año y se superponen entre cultivos. Entre estas actividades, la aplicación de fitosanitarios ocurre, principalmente, en los meses de febrero y septiembre, con fertilización complementaria en los meses de marzo, junio y noviembre o según demanda del cultivo en particular (Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) - PRONATTA, 1977; Ministerio de agricultura y desarrollo rural, 2012).

Dentro de los objetivos de calidad del lago se ha propuesto el uso recreativo de contacto secundario y primario del humedal<sup>3</sup>. Por todo ello, los actores locales, estatales y del orden nacional involucrados en su conservación y protección ejercen tensión para promover su sostenibilidad. Por lo tanto, la regulación, operación y dinámica del Lago Sochagota constituyen elementos a considerar en la gestión, para mejorar su estado

---

<sup>3</sup> Estudio realizado por la Fundación Proagua para la Corporación autónoma Regional de Boyacá (Corpoboyacá) en el año 2015.

<sup>4</sup> Información y base de datos proporcionada por representantes del Distrito de Riego y Drenaje de gran escala del Alto Chicamocha y Firavitoba (Usochicamocha) en el año 2015.

ecológico y garantizar o promover sus servicios de regulación, provisión, soporte y culturales.

### 6.1.2 Límite del sistema

El modelo conceptual (Figura 6.1) permite delimitar el sistema, que incluye la zona permanentemente inundada (humedal) y los sistemas conexos con los que intercambia flujos de materia y energía: cuenca de la quebrada Honda, río Chicamocha, subsuelo y atmósfera. El intercambio de los flujos principales incluye el área de riego de pastos que rodea al lago (zona norte y oeste) y que forma parte de la cuenca baja de la quebrada Honda. El drenaje de flujos superficiales se realiza principalmente a través del cauce de quebrada Honda y de algunos flujos puntuales o distribuidos en acequias o vertidos del colector perimetral. La conexión con el río Chicamocha se realiza a través de un canal con su respectiva compuerta. Por otro lado, la interacción con el subsuelo ocurre a través del acuífero libre sobre el cual se ha construido el humedal. Mientras que, con la atmósfera ocurre a través del vaso lagunar en contacto con este compartimento.

### 6.1.3 Características físicas y morfológicas

El Lago Sochagota es un enclave que, por su localización, morfología y batimetría, constituye un sistema de transición entre las cuencas de la quebrada Honda y el río Chicamocha, con potencialidad para almacenar y regular flujos de estos mismos sistemas o de los compartimientos adyacentes (atmósfera, suelo, subsuelo, etc.). Al tratarse de un humedal regulado por su conexión con el río Chicamocha (Figura 2.4) y de éste con el sector agrícola, el transporte de volúmenes de agua, su dinámica de intercambio, calidad, sedimentos, entre otros factores, pueden generar efectos que contribuyen a la eutrofización, la salinización y el déficit hídrico del sistema.

Dentro de los parámetros geométricos que requiere el estudio se encuentran las leyes de inundación de la laguna (modelo de cajas) y la malla numérica (modelo tridimensional). Estas expresiones y elementos incluidos en la modelización del sistema se obtienen a partir de la batimetría ( Figura 6.2.a).

La definición de las *leyes de área y volúmenes* se desarrolla mediante el uso del modelo digital del terreno (Figura 6.2.b) generado a partir de la información extraída de la cartografía del humedal. Los datos batimétricos se corresponden con el levantamiento realizado por la firma Geospatial para Corpoboyacá en el año 2015, en donde se utilizó una sonda acústica (ecosonda) Monohaz, GPS con el método cinemático en tiempo real RTK y un vértice de la red de puntos de control determinada y nivelada geométricamente. Los datos son procesados mediante la herramienta 3D *analyst* de ArcGIS, efectuando cortes paralelos a la superficie libre cada 0.1 m, para obtener así el cambio del área superficial (Figura 6.3.a) y del volumen en función de la profundidad en el humedal ( Figura 6.3.b). Por otro lado, el dominio del sistema se discretiza mediante una *malla* de celdas cuadradas de tamaño mínimo 7 m (164x278). La malla incluye el área delimitada por el perímetro del lago (Figura 6.3.c).

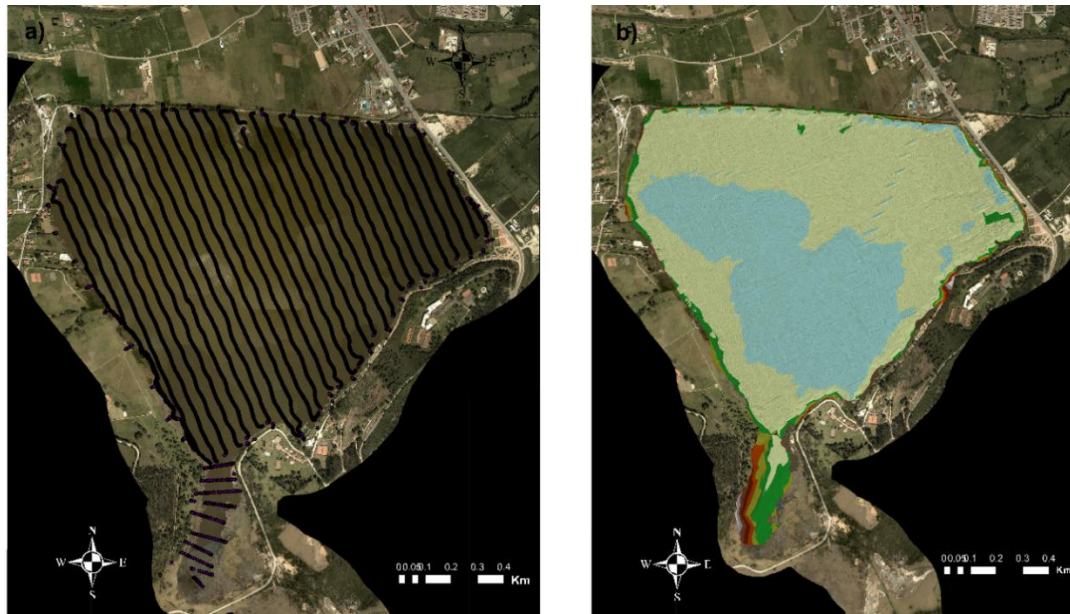


Figura 6.2. a) Información batimétrica del lago Sochagota<sup>5</sup>; b) modelo digital de terreno en el lago Sochagota.

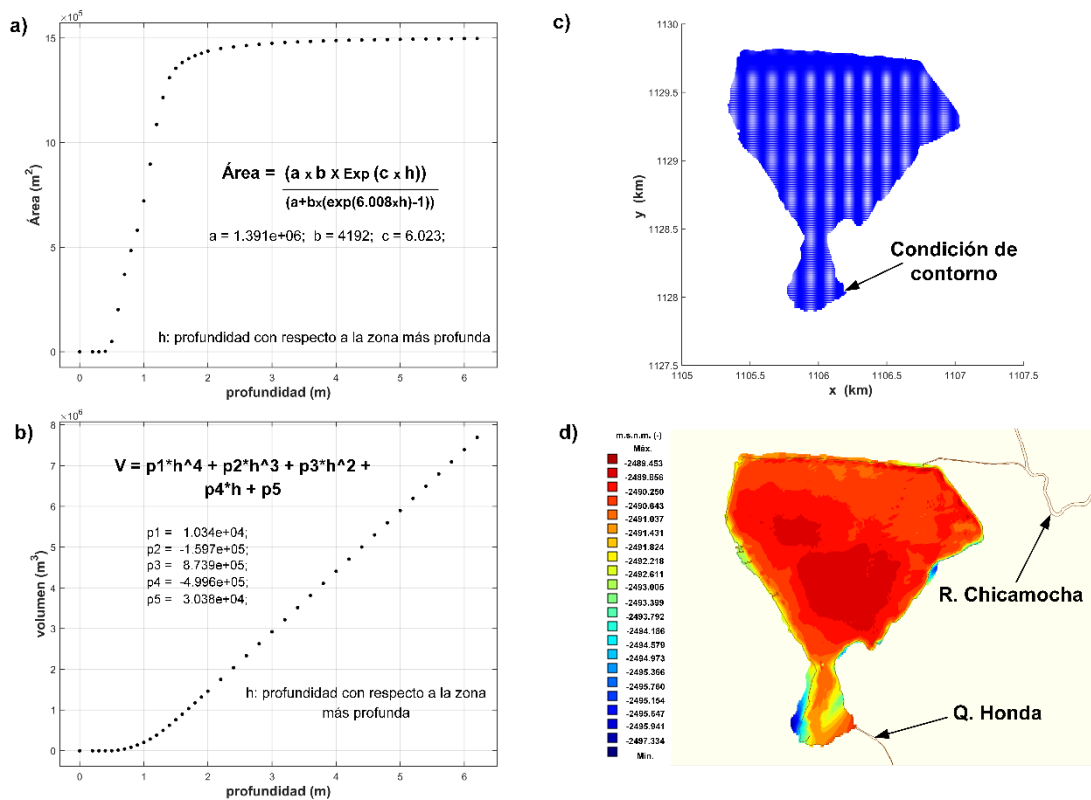


Figura 6.3. Representación de: a) ley de variabilidad del área superficial; b) ley de variabilidad del volumen de almacenamiento; c) malla del modelo hidrodinámico y condición de contorno (serie temporal); y, d) profundidades en el humedal, los máximos se corresponden con las zonas más profundas del lago.

<sup>5</sup> Base de datos del estudio de la firma Geospacial para Corpoboyacá en el año 2015.

Mediante interpolación triangular y haciendo uso de la herramienta RGFGGrid de Delft3d (Deltares, 2014) se integra la información batimétrica con la malla para obtener la *profundidad* del lago en todo el dominio de cálculo y que será utilizada en el modelo hidrodinámico (Figura 6.3.d).

#### 6.1.4 Ciclo de gestión

El ciclo de gestión ( $T_c$ ) se divide en tres periodos que se han vinculado y representado en función del ciclo agrícola en sus etapas de (Figura 6.4):

- i) preparación del terreno;
- ii) siembra y riego;
- iii) recolección de la cosecha.

El ciclo agrícola es complejo debido a la diversidad de cultivos existentes dentro de los límites del sistema. Para la aplicación de la metodología OSSEM se selecciona y representa el ciclo del cultivo de mayor extensión dentro de los límites del sistema. Se ha seleccionado el ciclo del cultivo de pastos como la condición crítica, considerando su mayor extensión, proximidad al Lago Sochagota y dinámica permanente de siembra-riego y cosecha.

El ciclo agrícola, en general, guarda correspondencia con el ciclo hidrológico. En este sentido, cuatro periodos caracterizan el régimen bimodal de la zona. Cabe resaltar que, los meses secos, diciembre, enero, febrero, julio y agosto, alternan con los periodos de mayor precipitación, marzo, abril, mayo, junio, septiembre, octubre y noviembre. Los meses secos se destinan principalmente a labores de preparación del terreno (trazado, ahoyado, fertilización, corrección de acidez, poda, etc.) y recolección de la cosecha, mientras que los meses de mayor precipitación coinciden, en gran parte, con la siembra y el riego en las diferentes etapas vegetativas o ciclo del cultivo.

#### 6.1.5 Condiciones hidrológicas

El humedal intercambia flujos de origen superficial y subterráneo con los compartimientos y sistemas conexos. Recibe flujos desde la quebrada Honda (escorrentía superficial, afloramientos subterráneos, efluentes de las actividades domésticas, turísticas, mineras y agrícolas), precipitación directa sobre el humedal y flujos desde el acuífero libre sobre el cual fue construido. Los afloramientos superficiales y subterráneos se suman al balance hídrico junto con los flujos naturales (evaporación, precipitación) y se reflejan en el nivel del agua en el humedal (Figura 6.4).

El *nivel del lago* (Figura 6.4) es registrado diariamente en el sector nor-este (zona de la compuerta) por personal del Distrito de Riego y Drenaje de gran escala del Alto Chicamocha y Firavitoba (Usochicamocha). Se encuentra correspondencia entre el aumento en el nivel, con valores máximos de precipitación (Figura 6.8) y del caudal

afluente al lago de acuerdo con los registros históricos en la quebrada Honda en el mes de abril (Figura 6.6). Este hecho ocurre simultáneamente con periodos de siembra y riego. Así mismo, se observa un descenso en el nivel durante los meses más secos, de mayor evaporación y menores aportes superficiales (enero, febrero, junio, agosto, septiembre, octubre y diciembre), y en los cuales ocurre la cosecha de algunos cultivos (ej. frutales, cebolla, pastos) o la preparación del terreno (trazado, ahoyado, fertilización, poda).

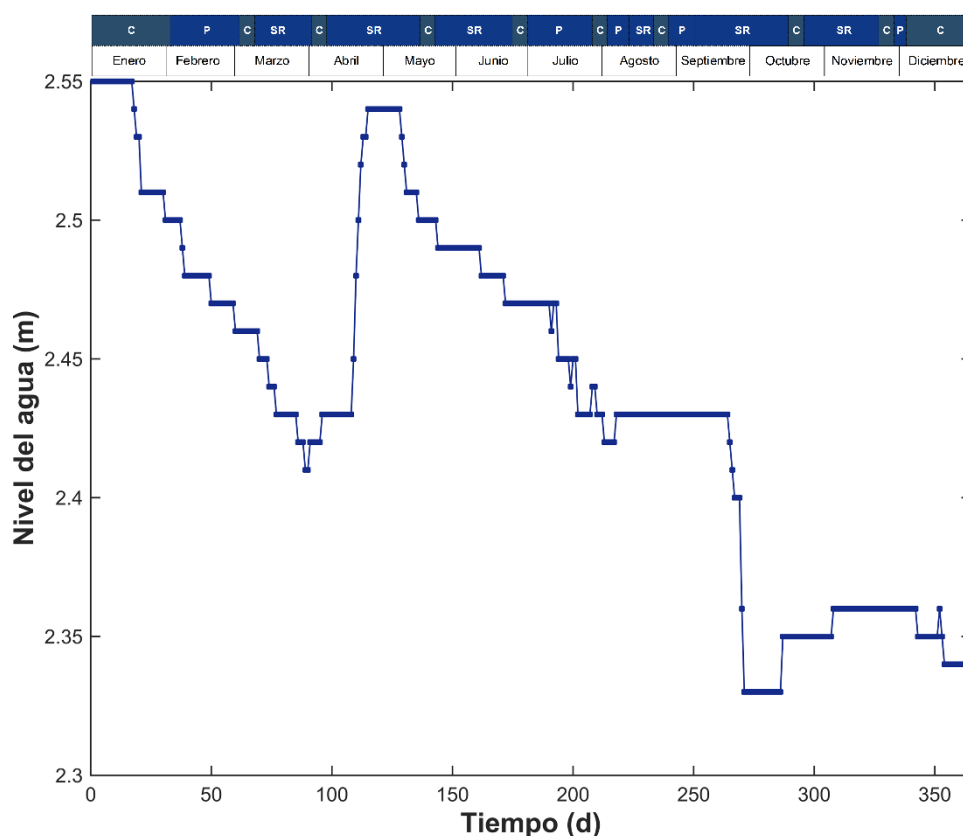


Figura 6.4. Evolución temporal diaria del nivel en el Lago Sochagota, tomando como referencia la cota más profunda (2489.28 m.s.n.m) del sistema, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco (C: cosecha; P: preparación; SR: siembra o riego).

Por otro lado, la variación en el *nivel del río Chicamocha* (Figura 6.5) no ejerce un efecto directo en el nivel del interior del Lago Sochagota. Sin embargo, su dinámica cobra vital importancia en el estudio del intercambio de flujos tanto para los procesos de renovación del lago como del potencial de salinización del sistema en contextos regionales de uso agrícola.

El Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) dispone de estaciones limnimétricas donde se registran los *caudales* y *niveles* en la quebrada Honda y en el río Chicamocha. Los registros de caudal y nivel en el río Chicamocha se corresponden con la estación La Siberia, localizada 250 m aguas abajo de la intercepción entre el canal que conecta el lago con el río. Los caudales en el ciclo de gestión oscilan entre 1112 y 7400 l/s (1.1 – 7.4 m<sup>3</sup>/s) y la cota de fondo del río en la zona de conexión entre el canal efluente del lago y el río Chicamocha, en las inmediaciones

de la estación limnimétrica, se encuentra alrededor de los 2485 m.s.n.m., presentando una diferencia con la cota más profunda del lago de aproximadamente 4.5 m.

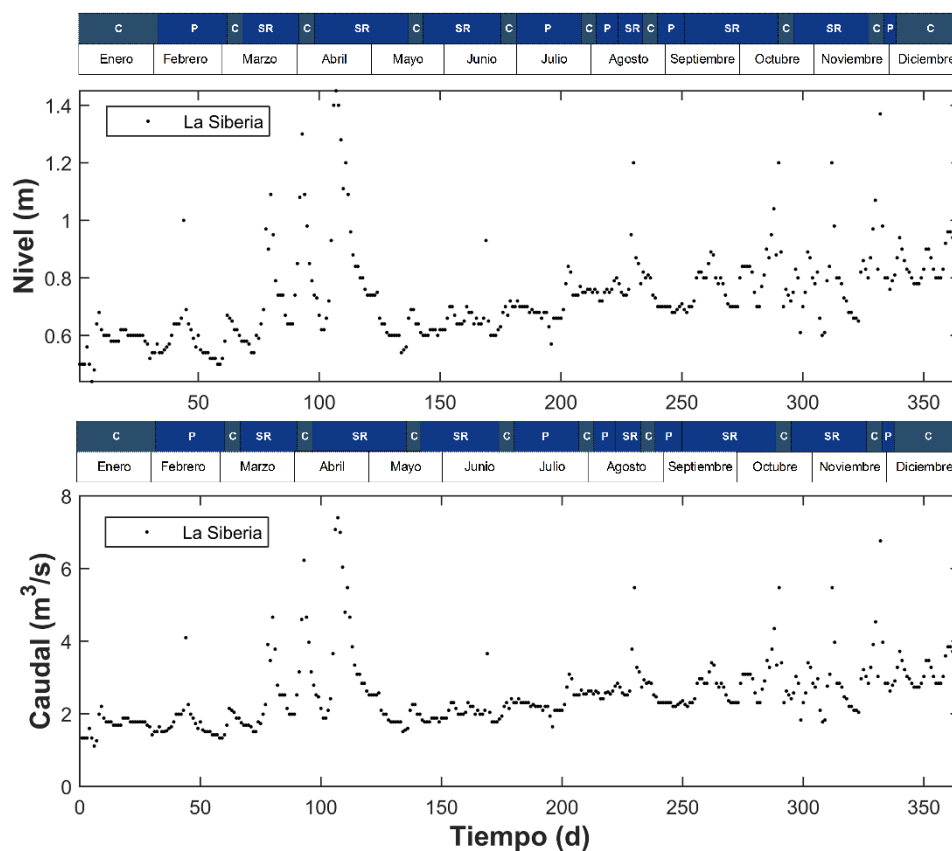


Figura 6.5. Evolución temporal diaria del el nivel (sup.) y el caudal (inf.) del río Chicamocha durante el ciclo de gestión, de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

Los registros de caudal en la quebrada Honda – río Salitre se realizan en la estación el Molino (5.5 km aguas arriba del punto de descarga de la quebrada Honda al lago, sector sur). Para este estudio se dispone de registros de caudal anteriores al año 2014 (Figura 6.6) en la quebrada Honda proporcionados por el IDEAM y de registros de caudal en tres jornadas de aforo realizadas en el año 2015: la primera, los días 14 y 15 de marzo (Figura 6.7), con registros de caudal cada 30 min en el afluente y efluente del lago, y las dos restantes correspondientes a mediciones complementarias de caudal los días 23 de abril y 3 de agosto de 2015 en los mismos puntos de observación. El caudal afluente<sup>6</sup> al lago a través de la quebrada Honda, en estas campañas, oscila entre 15 y 78 l/s (0.015 – 0.078 m³/s).

<sup>6</sup> Registros del estudio realizado por la Fundación Proagua para Corpoboyacá en el año 2015.

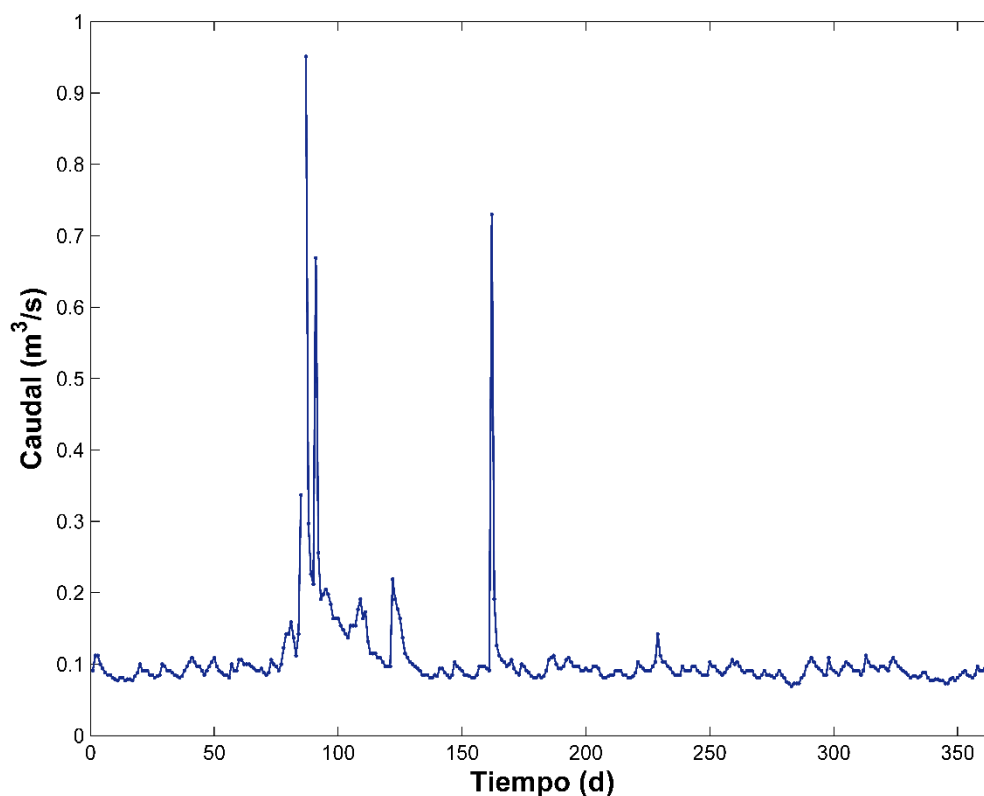


Figura 6.6. Evolución temporal diaria del caudal afluente al Lago Sochagota. Quebrada Honda, estación el Molino durante el año 2009 - Año seco, fenómeno de El Niño muy fuerte. Elaboración propia. Fuente: IDEAM, 2015.

En visitas técnicas realizadas durante el año 2015 por la Autoridad Ambiental (Corpoboyacá), la Fundación Proagua y, en noviembre de 2016 por la Universidad de Boyacá, se pudo verificar la existencia de colectores de agua residual (del alcantarillado perimetral que rodea el lago en sus costados norte y sur-este), drenajes pluviales y afloramientos de agua termal cercanos al lago.

En la zona norte del lago, si bien existen algunos puntos del colector perimetral en riesgo de ruptura o desbordamiento, la pendiente favorece que la mayoría de estas descargas no drenen hacia el lago. No obstante, en el costado sur-este, la topografía favorece el ingreso de vertidos al lago. Además, existen baterías sanitarias, pozos sépticos y edificaciones localizadas en proximidades al lago en el sector occidental, que es preciso continuar evaluando. Estos posibles aportes serán tenidos en cuenta en el balance total de caudales, pero su discretización deberá evaluarse en estudios complementarios.

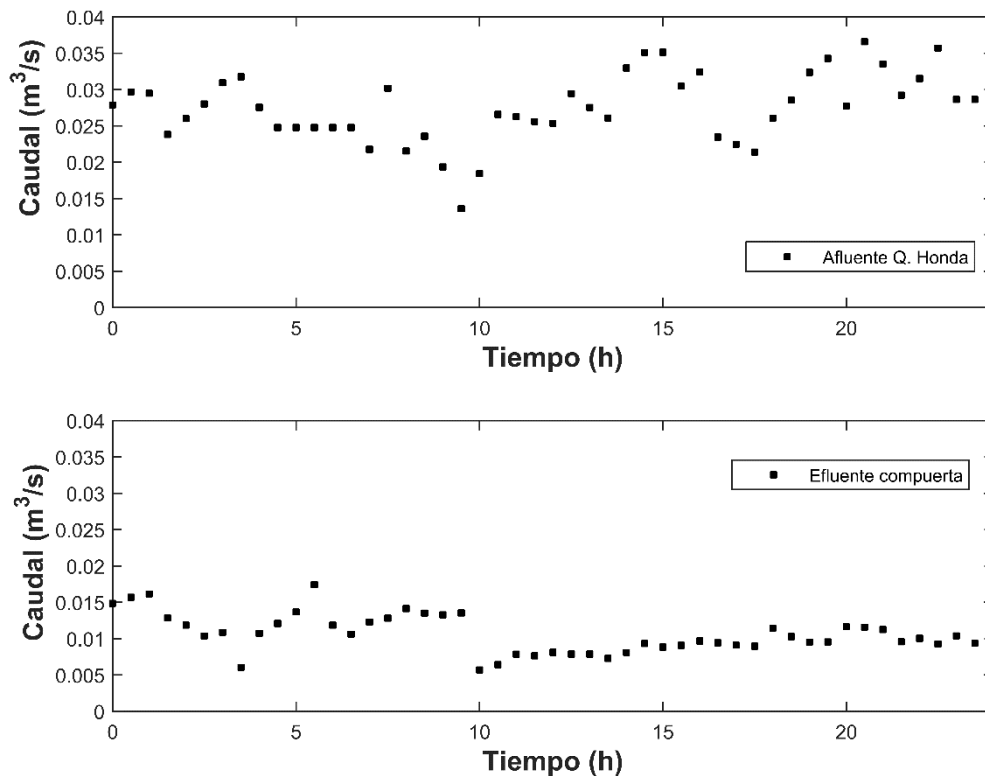


Figura 6.7. Evolución temporal horario del caudal afluente y efluente al Lago Sochagota, 14 y 15 de marzo de 2015 – Año seco. Elaboración propia. Fuente: Proagua y Uniboyacá, 2015.

### 6.1.6 Condiciones climáticas

A continuación se describe la evolución temporal diaria de la precipitación, la evaporación y la condición de viento. Tanto la *precipitación* como la *evaporación* pueden generar un efecto importante sobre la variación del nivel del Lago Sochagota, máxime cuando las profundidades medias de la columna de agua son de alrededor de 2.5 m, los aportes desde la cuenca son escasos y la extensión de la zona permanentemente inundada es, junto con el área de drenaje de las cuencas y de cultivo, considerables.

Los registros de estas variables han sido obtenidos de la estación de referencia (24035170) Tunguavita del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales IDEAM. Esta estación se encuentra localizada 1 km aguas arriba del punto de descarga de la quebrada Honda al Lago Sochagota (sector sur). La evaporación total durante el ciclo de gestión es 1345.70 mm, mientras que la precipitación alcanza un total de 728.04 mm (año seco). Los registros de precipitación total y mensual del año 2015 son comparables con los alcanzados en los años 1983, 1997 y 2009, que se tipifican en una condición de fenómeno de El Niño muy fuerte. La variabilidad temporal diaria de la precipitación y de la evaporación se representan en la Figura 6.8.

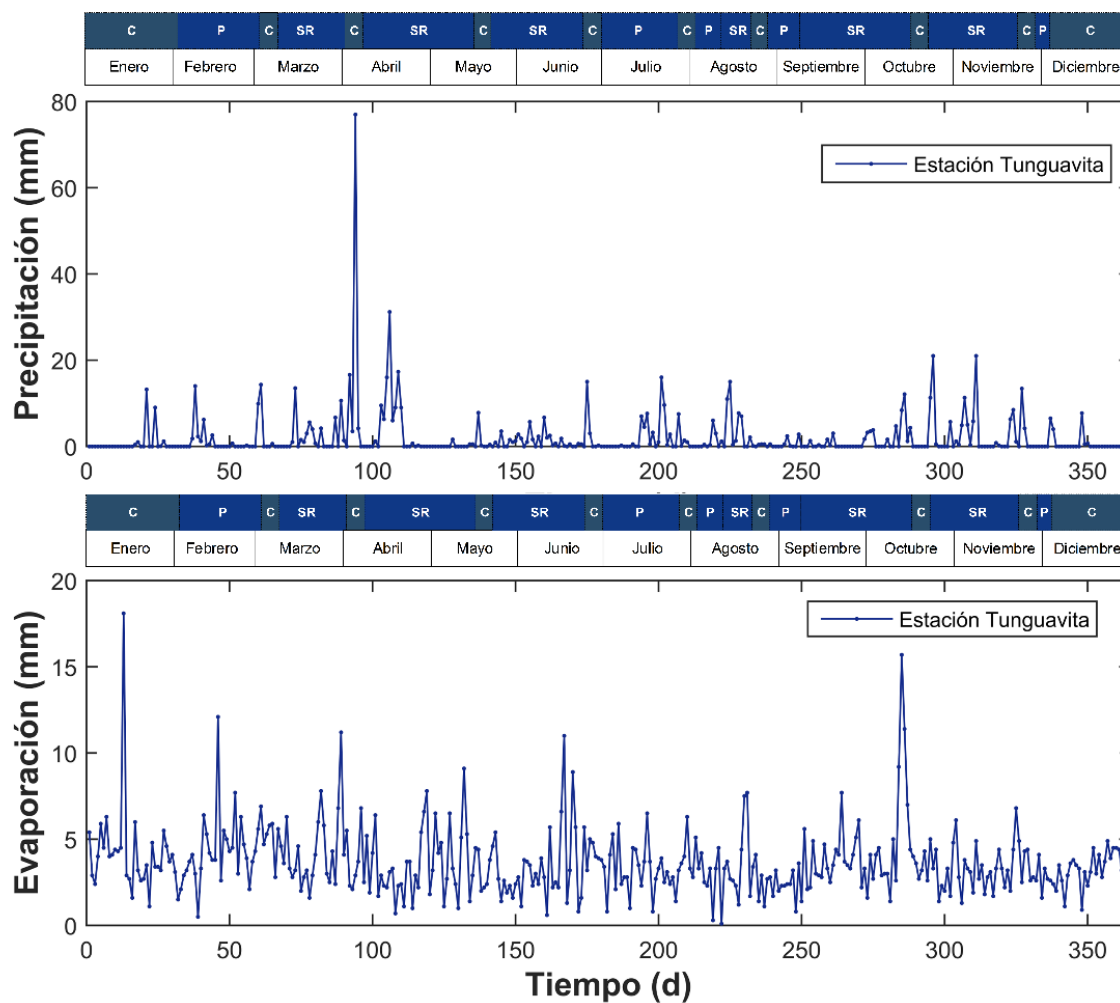


Figura 6.8. Evolución temporal diaria de la precipitación (sup.) y la evaporación (inf.) en el periodo del 1 de enero al 31 de diciembre de 2015 – Año seco<sup>7</sup>.

Por otro lado, el *viento* ha sido caracterizado a partir de los registros horarios de la estación meteorológica Tinguavita (Figura 6.9). La distribución de frecuencia, en función de la dirección y la velocidad del viento, durante el año 2015 se representan junto con la serie temporal de velocidades máximas horarias a lo largo de dicho año.

<sup>7</sup> Base de datos del IDEAM en la estación Tinguavita del IDEAM.

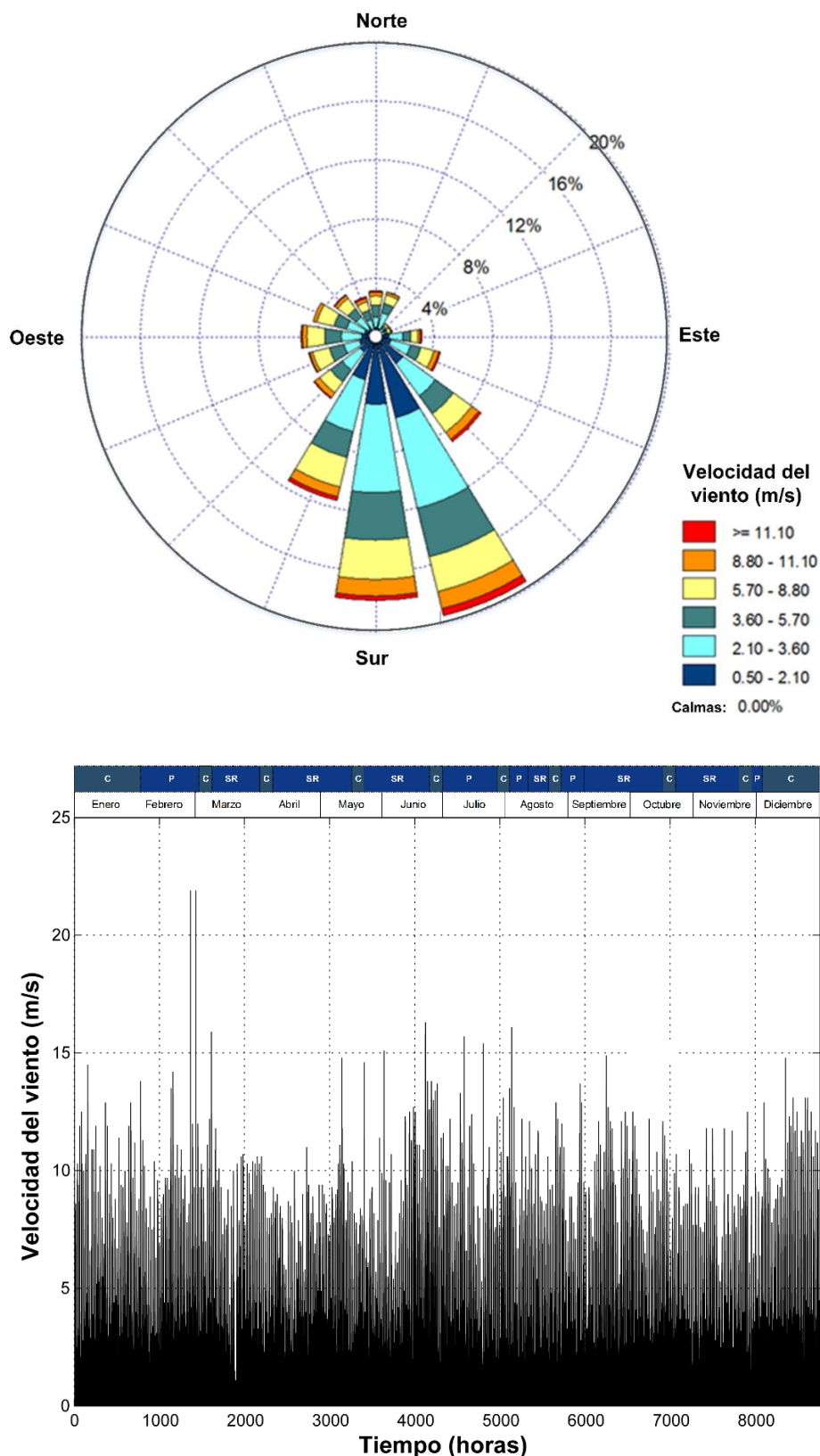


Figura 6.9. Rosa de los vientos (sup) y velocidades máximas horarias (inf.) en la estación meteorológica Tunguavita durante el periodo 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco. Elaboración propia, herramienta WRPLOT View 8.0<sup>8</sup>.

<sup>8</sup> Base de datos del IDEAM.

6.1.7 Condiciones de operación

La apertura o cierre de la compuerta conllevan a una variación del nivel en el interior del humedal, afectando a la hidrodinámica y, en consecuencia, reduciendo o incrementando los efectos de salinización por dilución o acumulación de sales en el Lago Sochagota.

El distrito de riego cuenta con un calendario diario de apertura y cierre de la compuerta del lago (Figura 6.10). Así como, de las compuertas y bombes que regulan el flujo desde los tanques (dársenas) que almacenan el agua termomineral tras su uso por el sector turístico. Estos tanques (dos) se encuentran en el sector nor-este a menos de 100 y 1000 m. del lago, respectivamente. En dicho calendario refleja la apertura o cierre de las compuertas, que se representa en la Figura 6.10. De igual modo, Usochicamocha registra el nivel y la conductividad en el río en la unidad Holanda (Figura 6.11), localizada a 4.5 km aguas abajo de la estación La Siberia.

En cuanto a la gestión actual de apertura y cierre de la compuerta del lago, se encuentran condiciones que pueden comprometer de manera importante la renovación del humedal. La compuerta se encuentra cerrada el 100% del ciclo de gestión, siendo el único flujo de salida el resultado de una fuga existente en la base de la estructura de regulación; para la que se ha medido un caudal entre 2 y 11 l/s (0.002 – 0.011 m³/s) (Figura 6.7, inf.).

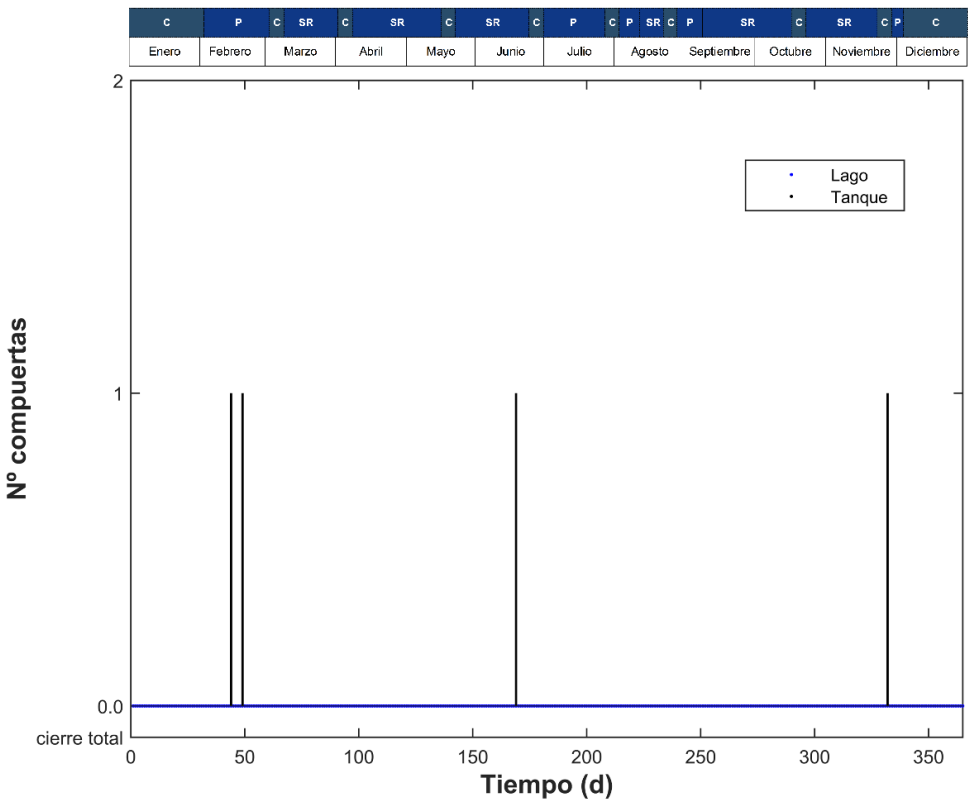


Figura 6.10. Régimen de apertura de compuertas en el efluente del lago, y en los tanques de regulación de aguas termominerales, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

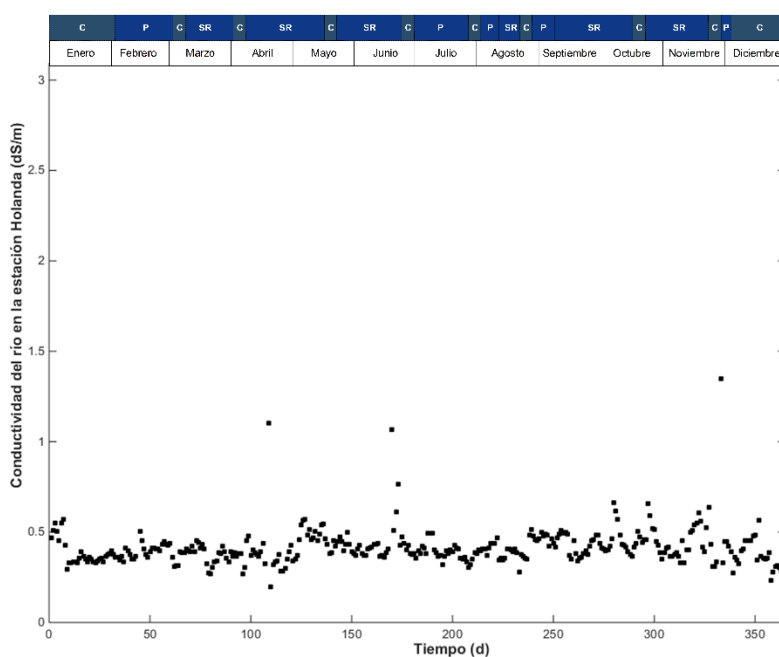


Figura 6.11. Evaluación temporal diaria de la conductividad en el río Chicamocha en la estación Holanda<sup>9</sup>, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

Durante el ciclo de gestión se dispone de información de conductividad en el río durante el 98.9% de los días del año. Los días sin información (4) se corresponden en su mayoría (3), a los periodos de apertura de la compuerta en el tanque de almacenamiento de aguas termominerales (Figura 6.10), excepto para el dato faltante en el mes de abril, periodo de máximas precipitaciones en la cuenca.

### 6.1.8 Calidad ambiental

El Lago Sochagota puede tipificarse, con base en su calidad promedio en el año 2015, como un sistema hipereutrófico (Figura 6.12) y mesosalino. La conductividad y salinidad en el lago Sochagota, la quebrada Honda y las fuentes termominerales, empleadas en esta aplicación metodológica se obtienen a partir de los estudios adelantados por la Fundación Proagua para la Autoridad Ambiental y los registros históricos descritos en el mismo informe<sup>10</sup>.

El Lago Sochagota registra valores de conductividad (salinidad<sup>11</sup>) promedio diario de los registros disponibles en el año 2015 de 11.3 dS/m a 20.7 °C (7.1 ups) (Capítulo 2). Los mínimos y máximos en las estaciones de calidad oscilan entre 2.44 y 35.01 dS/m. Los

<sup>9</sup> No se dispone de registros de la temperatura de medición de la conductividad en la estación Holanda. La temperatura del agua en el río (24.7°C) es correspondiente con el promedio de 4 campañas realizadas durante el año 2015 por la Autoridad Ambiental en la estación La Siberia (Corpoboyacá, 2015).

<sup>10</sup> Inderena - Corporación Universitaria de Boyacá (1987). Estudio de contaminación del lago Sochagota y su cuenca. Ambytec (2008). Estudio de calidad hídrica y biótica del lago Sochagota- Municipio de Paipa. Aranguren Riaño, N. J., & Rodríguez Zambrano, A. (Diciembre de 2010). Estructura del zooplankton del Lago Sochagota (Paipa Boyacá): Análisis en dos épocas climáticas contrastantes. Ciencia en Desarrollo, 3 (1), 135-148.

<sup>11</sup> Salinidad calculada en función de la temperatura y extendida a condiciones de baja salinidad a partir del modelo de la Unesco (APHA, 1998; Association for the Physical Sciences of the Sea, 2010). Ups. Unidades prácticas de salinidad.

mínimos históricos<sup>12</sup> corresponden a 2.5 dS/m a 21.2 °C (1.4 ups). Mediciones realizadas por la Empresa de Servicios Públicos de Paipa en el lago durante el mes de mayo de 2016 presentan registros de conductividad en el lago que oscilan entre 11.7 y 13.3 dS/m y la salinidad varía entre 6.7 y 7.7 ups.

Los valores de conductividad (salinidad) registrados en la quebrada Honda en el año 2015 oscilan entre 4.93 dS/m y 25.30 dS/m en época de mayores (abril) y menores (agosto) precipitaciones, respectivamente. Los registrados en las fuentes termales, termominerales, mineralizadas y similares, cercanas al lago, oscilan entre 0.108 dS/m a 18°C y 43 dS/m a 52°C, con un valor medio anual de 23.4 dS/m (11.3 ups) a 36.8°C.

En las Figura 6.12, 6.13 y 6.14 se representa la variabilidad temporal (intermensual) y espacial (desviación estándar de 8 estaciones) correspondientes a tres indicadores de calidad ampliamente utilizados en la evaluación de las dinámicas de eutrofización: clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto, respectivamente. Además, se representa también la variabilidad temporal y espacial de la salinidad (cloruros) en función del ciclo agrícola (Figura 6.15).

Se observa diferencia en las concentraciones de los indicadores de calidad (clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto) comparando las campañas realizadas en abril y agosto:

- i) Los registros máximos de clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto (106% de su concentración de saturación) se observan en el mes de abril, en este mes se registran precipitaciones máximas anuales (Figura 6.8) y posibles flujos desde la cuenca; menor evaporación (Figura 6.8) y viento, comparados con el mes de agosto (Figura 6.9) y mayor variabilidad en la temperatura ambiente (Figura 6.18); en relación con el ciclo agrícola, en este mes ocurren la siembra y el riego de cultivos, debido a la mayor oferta de agua por precipitación.
- ii) El mes de agosto registra menores concentraciones de clorofila a, fósforo total y oxígeno disuelto. Durante este periodo se registran valores bajos de precipitación, menor temperatura ambiente y del agua del lago (Figura 5.18) comparados con el mes de abril. Por el contrario, la evaporación (Figura 6.8) y la velocidad del viento (Figura 6.9) presentan mayores valores que en el mes de mayor precipitación.
- iii) Los valores promedio de oxígeno en la campaña de agosto se corresponden con un 72% de su concentración de saturación; las concentraciones mínimas se registran a la profundidad del disco de Secchi con valores de 57% de la concentración de saturación, comparables con los mínimos registrados en el mes de noviembre en la zona central del lago y a la profundidad media de la columna de agua.

En cuanto a la variabilidad espacial:

---

<sup>12</sup> El valor corresponde al promedio en seis estaciones de calidad registrado el 25 de abril de 2008 por la empresa AmbyTec.

- i) Considerando los valores promedio intermensuales del coeficiente de variación, éste es mayor en el fósforo total (181%), comparado con la clorofila a (41%) y el oxígeno disuelto (21%).
- ii) Teniendo en cuenta la desviación estándar, la máxima variabilidad espacial en el fósforo total y en la clorofila a se presenta en el mes de abril. Sin embargo, para la clorofila a, el coeficiente de variación máximo se alcanza en el mes de agosto (C.V: 45%), mientras que en el fósforo total se registra en el mes de mayores precipitaciones (C.V: 275%). En abril la mayor variabilidad en el fósforo total se registra en las muestras tomadas por debajo de la profundidad del disco de Secchi (C.V: 220%).
- iii) El coeficiente de variación anual, es mayor en el fósforo total (201%), comparado con la clorofila a (56%) y el oxígeno disuelto (22%). Esto indica que la variabilidad espacial es del mismo orden de magnitud que la variabilidad temporal en estas campañas y estaciones.
- iv) En el mes de mayores precipitaciones (abril), comparando la distribución de las concentraciones en función de la profundidad de toma de la muestra, el coeficiente de variación del fósforo total y el oxígeno disuelto, es mayor en profundidad (220% y 32%) que en superficie (32% y 14%), respectivamente. Por el contrario, en el mes de agosto la variabilidad en función de la profundidad es similar para estas variables, fósforo total (Sup.: 117% y Prof.: 112%) y oxígeno disuelto (Sup.: 15% y Prof.: 20%).

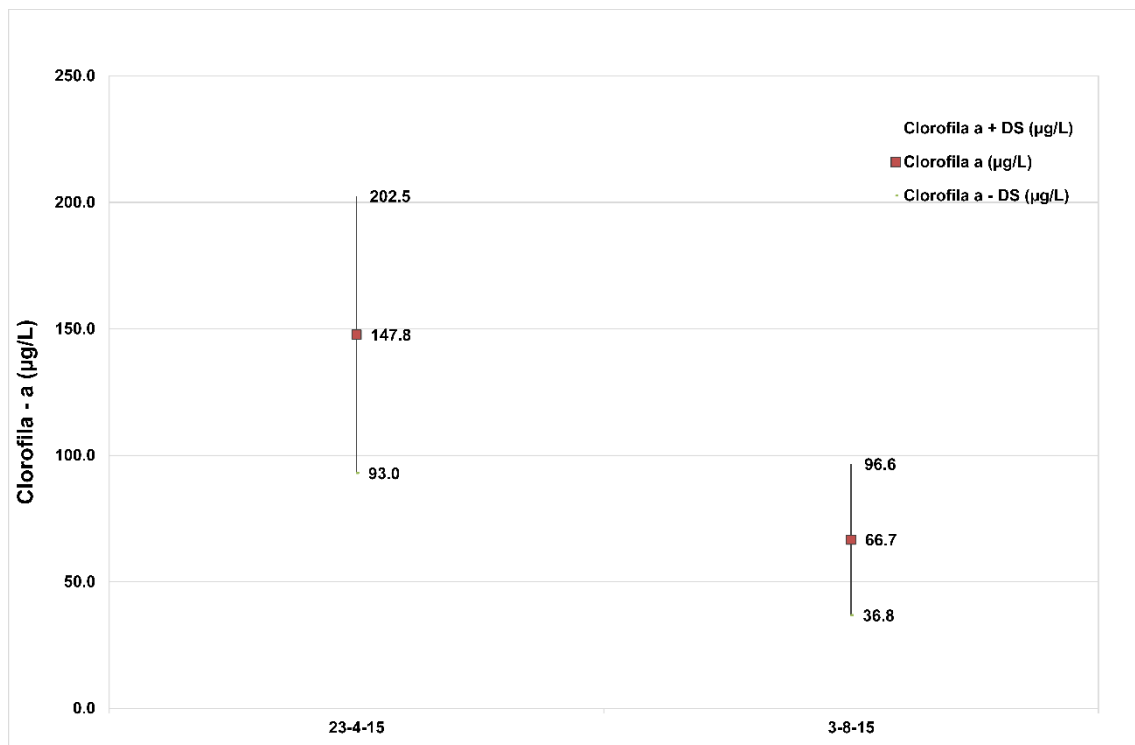


Figura 6.12. Representación del valor medio y la desviación estándar (DS) de la concentración de la clorofila a en 8 estaciones de calidad en el Lago Sochagota, campañas realizadas el 23 de abril y el 3 de agosto de 2015 – Año seco<sup>13</sup>.

<sup>13</sup> Base de datos del estudio de la Fundación Proagua para Corpoboyacá.

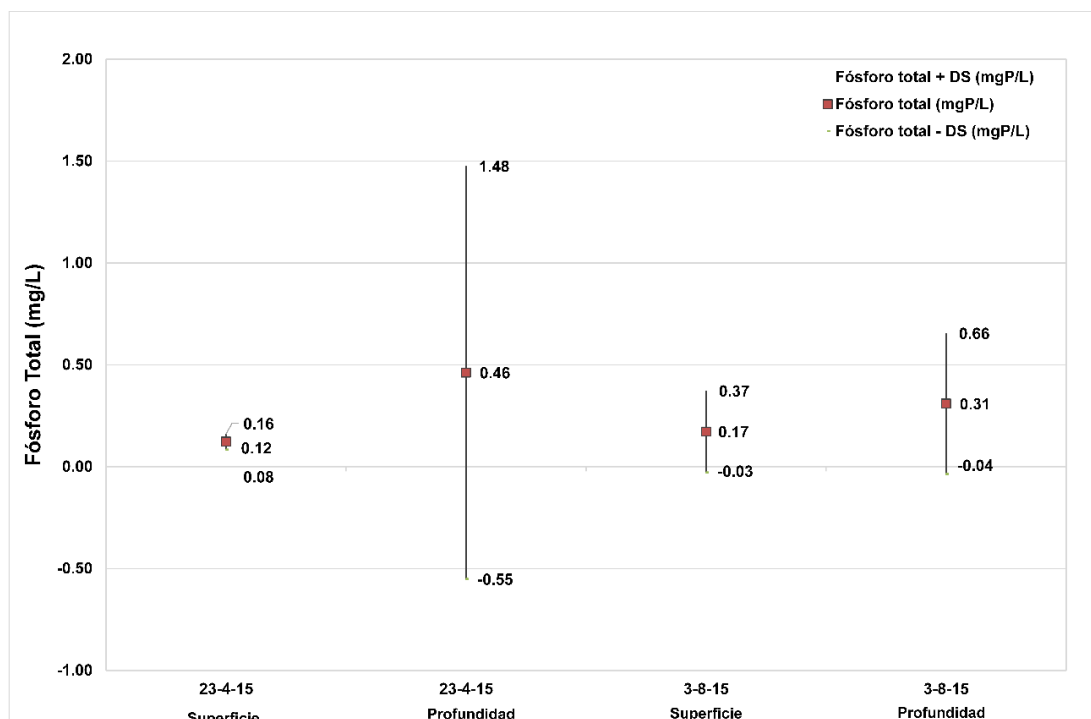


Figura 6.13. Representación del valor medio y la desviación estándar (DS) de la concentración de fósforo total en 8 estaciones de calidad en el Lago Sochagota, campañas realizadas el 23 de abril y el 3 de agosto de 2015 – Año seco<sup>13</sup>.

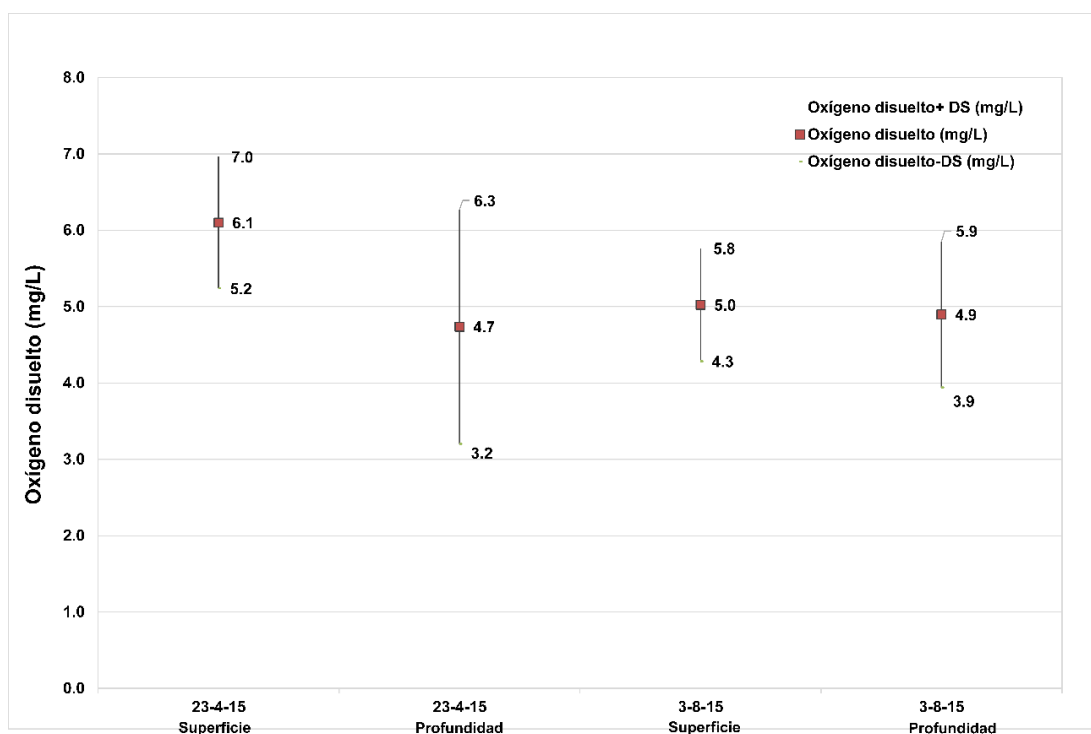


Figura 6.14. Representación del valor medio y la desviación estándar (DS) de la concentración de oxígeno disuelto en 8 estaciones de calidad en el Lago Sochagota, campañas realizadas el 23 de abril y el 3 de agosto de 2015 – Año seco<sup>13</sup>.

En relación con la concentración de cloruros (Figura 6.15):

- i) Se observa variabilidad temporal intermensual (C.V: 28%), siendo espacialmente mayor en agosto (C.V: 42%) comparado con abril (C.V: 13%).
- ii) En el mes de mayores precipitaciones (abril), comparando la distribución de las concentraciones en función de la profundidad de toma de la muestra, el coeficiente de variación es mayor en profundidad (17%) que en superficie (9%). Por el contrario, en el mes de agosto la variabilidad en función de la profundidad es similar (Sup.: 41% y Prof.: 46%).
- iii) Los registros máximos de cloruros se registran en el mes de menores precipitaciones, mayor evaporación y velocidad del viento. Las concentraciones promedio se incrementan en cerca del 52% al comparar el mes de agosto con el mes de mayor precipitación (abril).
- iv) El ascenso en la concentración de cloruros ocurre de forma simultánea con el descenso en la concentración de clorofila a (Figura 6.12) y oxígeno disuelto (Figura 6.14) en estos dos meses las labores agrícolas incluyen la siembra y el riego de los cultivos.
- v) El coeficiente de variación de los cloruros (28%) es bajo comparado con el alcanzado por la clorofila a (41%) y el fósforo total (181%) en su dimensión temporal intermensual, sin embargo, es mayor que el coeficiente de variación del oxígeno disuelto (21%). Espacialmente, el comportamiento es similar en cuanto a la distribución de los coeficientes de variación, siendo mayores para el fósforo total (201%) y la clorofila a (56%), comparados con los cloruros (42%) y el oxígeno disuelto (22%).

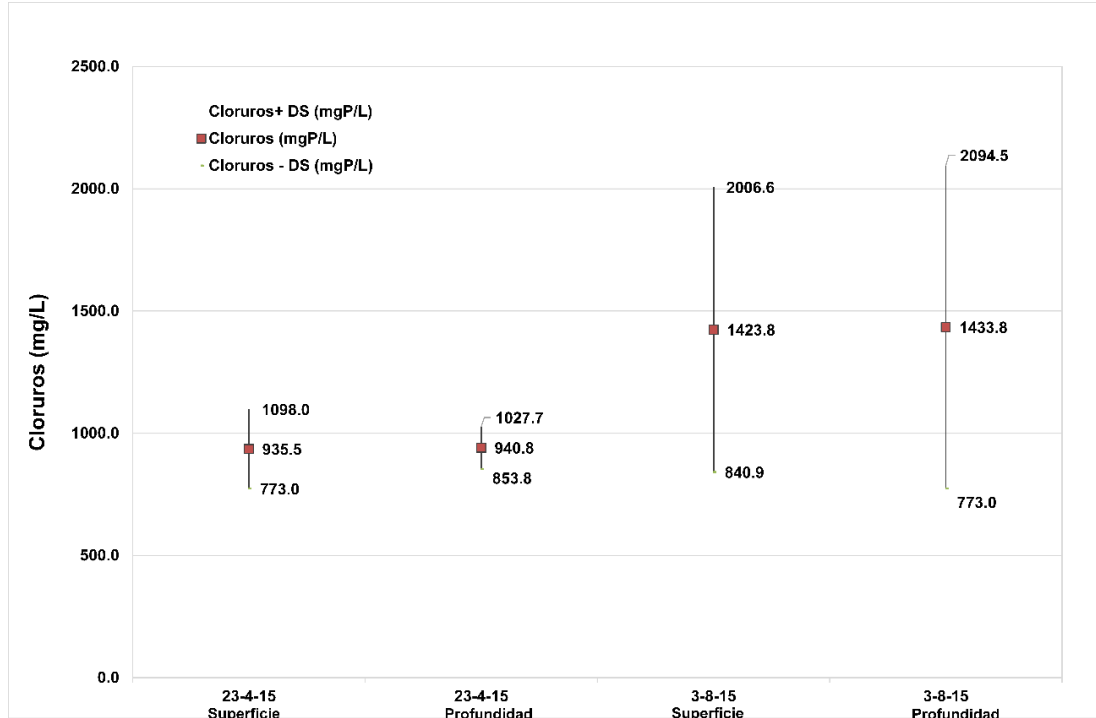


Figura 6.15. Representación del valor medio y la desviación estándar (DS) de la concentración de oxígeno disuelto en 8 estaciones de calidad en el Lago Sochagota, campañas realizadas el 23 de abril y el 3 de agosto de 2015 (sup.) – Año seco y en las campañas del 14 y 15 de marzo y el 29 de noviembre de 2015<sup>13</sup>.

La conductividad es una variable de calidad que se registra en cuatro campañas de medición durante el ciclo de gestión. La distribución de los registros de conductividad<sup>14</sup> a 25°C en las campañas desarrolladas en los meses de abril, agosto y noviembre se encuentran alrededor de la mediana (Figura 6.16). Empleando la mediana como medida de tendencia central de las series, se puede observar que el sistema presenta conductividad más alta en los meses de agosto y noviembre. Los valores mínimos se alcanzan en el mes de abril, seguido del mes de marzo.

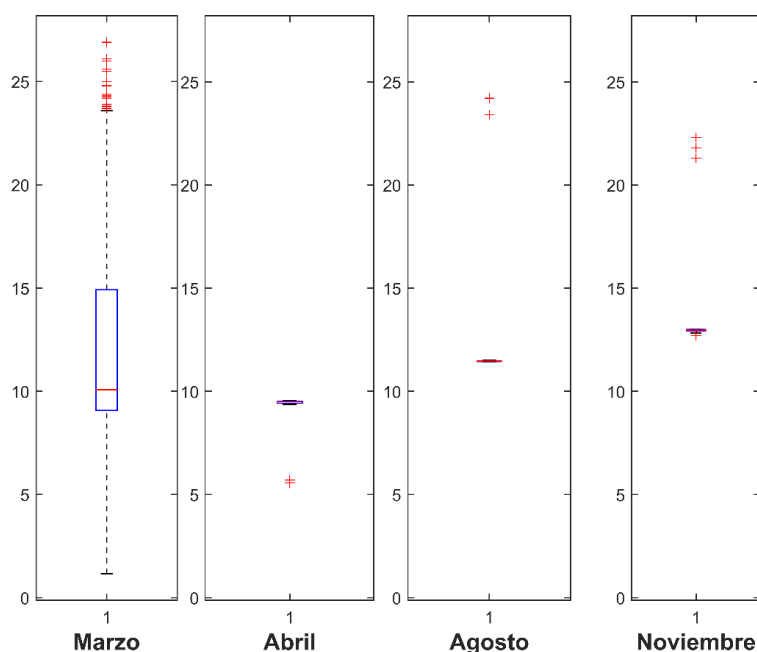


Figura 6.16. Diagramas de distribución (cajas y bigotes) para la conductividad en el Lago Sochagota (dS/m) durante el ciclo de gestión. Campañas realizadas el 14 y 15 de marzo en 4 estaciones, el 23 de abril, el 3 de agosto y el 29 de noviembre en 8 estaciones de medición a 25°C<sup>13</sup>.

Se observa en todas las campañas valores de conductividad que se alejan de la mediana. En abril, el mes de mayor precipitación, presenta registros con conductividades bajas en la estación más próxima a la desembocadura de quebrada Honda en el humedal. Siendo este el mes que presenta los valores mínimos intermensuales durante el ciclo de gestión. En agosto y noviembre, los valores máximos de conductividad se presentan en la desembocadura de quebrada Honda en el humedal, siendo mínima la variabilidad de la concentración en las demás estaciones. Una menor cercanía en los registros de la conductividad del mes de marzo, responde a la variabilidad horaria y espacial que se reportó en la campaña de 24 horas en los puntos de entrada (SS1-35) y salida del lago (SS7-47), del sector nor-oeste (SS3-39) y sur-este (SS2-37)<sup>15</sup>, véase Figura 6.17 y Figura 2.6.

En marzo, se registran conductividades altas en la estación más próxima a la desembocadura de quebrada Honda, comparadas con las registradas en las demás

<sup>14</sup> Se ha utilizado la ecuación 4.40 recogida en el Capítulo 4 para representar a una temperatura de 25°C los registros de conductividad.

<sup>15</sup> Base de datos proporcionada por la Universidad de Boyacá en el estudio realizado con la Fundación Proagua y Corpoboyacá en el año 2015.

estaciones de evaluación. Durante esta campaña se presentó un evento de precipitación en la cuenca que se refleja en el aumento de la conductividad en la quebrada Honda y en el descenso en la conductividad del humedal (entrada del lago). Los registros más bajos de conductividad se detectan en la estación nor-oeste, zona que se caracteriza por su cercanía a 19 afloramientos de agua subterránea que se emplean principalmente para uso doméstico y pecuario. En la estación del sector sur-este y de la salida del lago se registran conductividades de alrededor de 10 dS/m que difieren de los registrados en la entrada del sistema (quebrada Honda y entrada del lago).

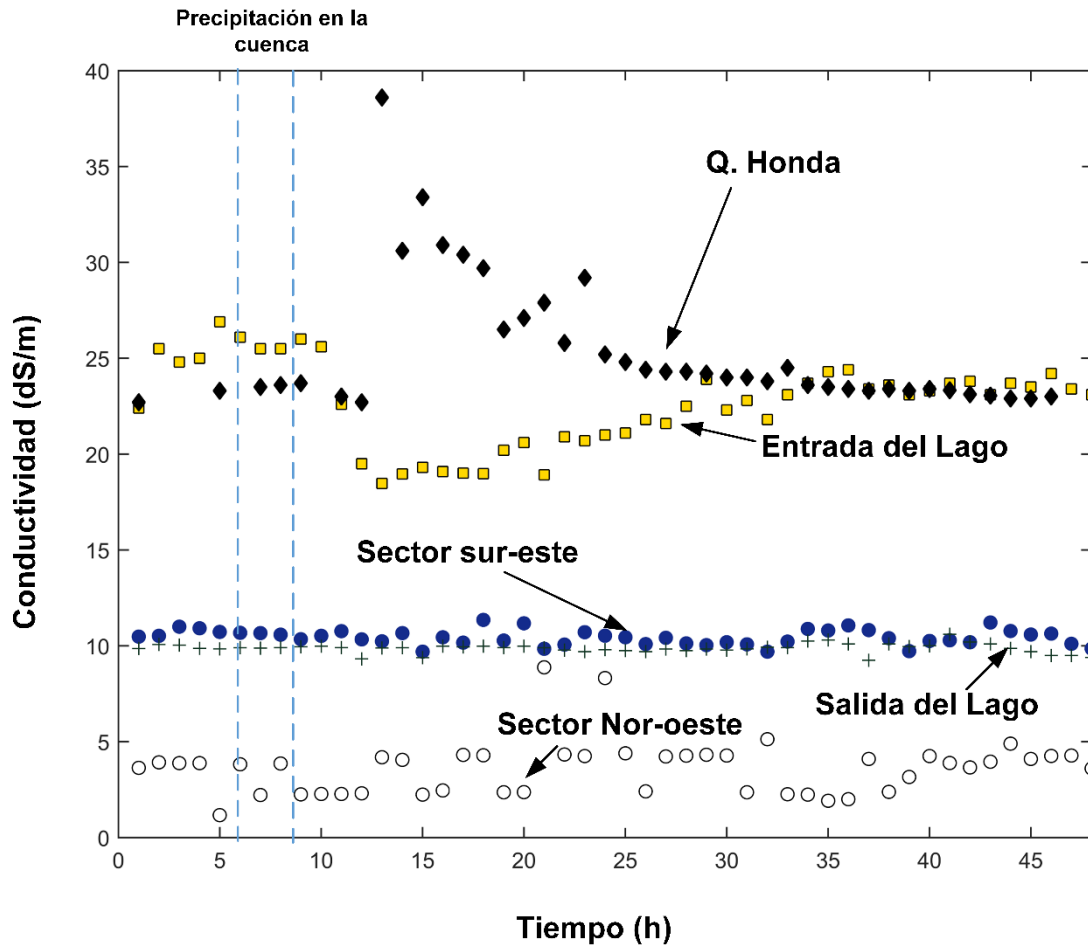


Figura 6.17. Evolución temporal horaria de la conductividad en el lago Sochagota (dS/m) a temperatura de medición, en 4 estaciones de calidad, en los días 14 y 15 de marzo de 2015.

El rango de variabilidad de la temperatura ambiente (Figura 6.18) es similar en todas las campañas y oscila entre 13 y 17°C. Mientras que el rango de variabilidad espacial de la temperatura del agua presenta valores que oscilan entre 16 y 28°C. El rango de temperatura del agua en quebrada Honda durante las jornadas de evaluación oscila entre 12 y 22°C, en los afloramientos cercanos al lago entre 17.5 y 52°C en los meses de abril y agosto en los que se realizó su caracterización y, en los vertidos de piscinas termales en el área de influencia del lago entre 21 y 31°C (agosto). Por lo tanto, es necesario considerar el aporte de agua de origen termal como parte de los factores de variabilidad que inciden en el sistema.

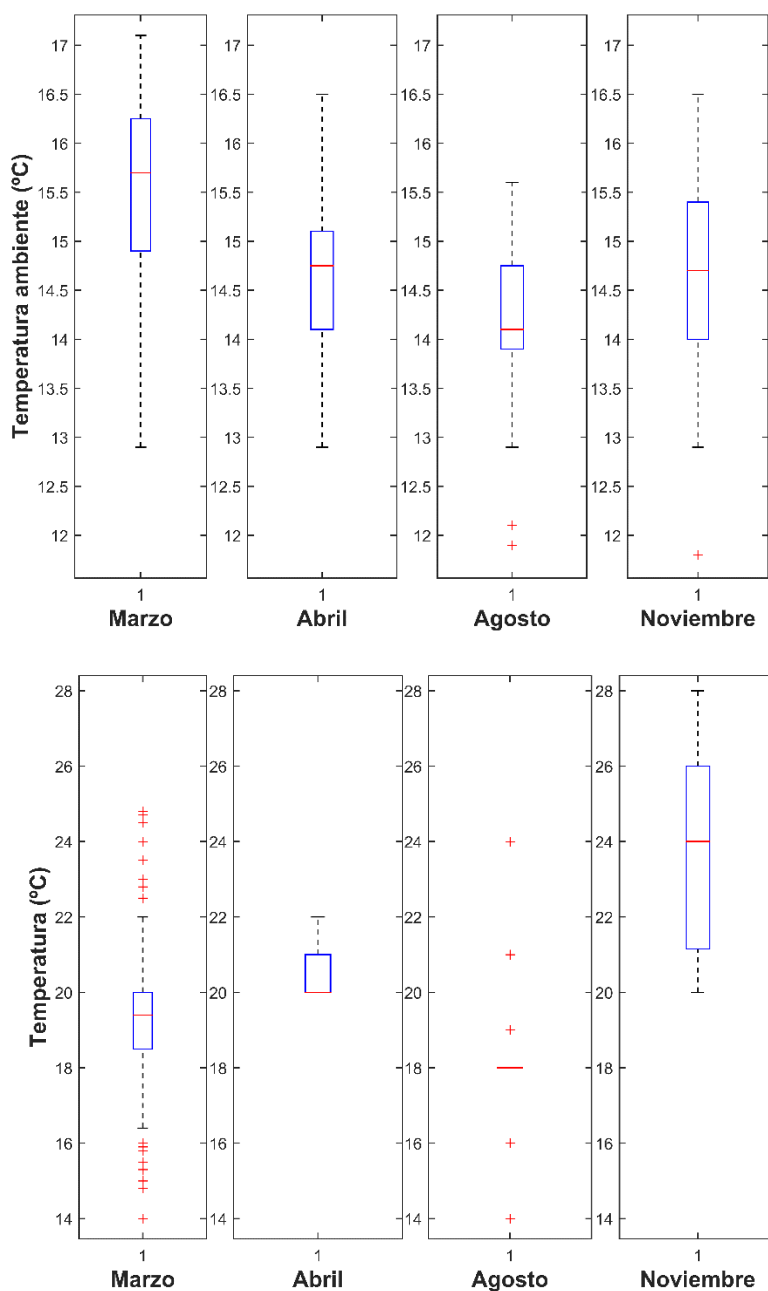


Figura 6.18. Diagramas de distribución (cajas y bigotes) para la temperatura ambiente (sup.) y en el Lago Sochagota (inf.) durante el ciclo de gestión. Campañas realizadas los días 14 y 15 de marzo en 4 estaciones, 23 de abril, 3 de agosto 3 y 29 de noviembre en 8 estaciones de medición<sup>16</sup>.

Al comparar la temperatura ambiente y la temperatura del agua (Figura 6.18), se observa en los meses de abril, agosto y noviembre una relación directa. Así por ejemplo, la disminución en la temperatura ambiente coincide con la disminución en la temperatura en el lago (abril y agosto), y el aumento en la temperatura ambiente entre agosto y noviembre, también concuerda con un aumento en la temperatura del lago. El mes de

<sup>16</sup> Bases de datos proporcionados por Corpoboyacá del estudio adelantado con la Fundación Proagua en el año 2015.

marzo se excluye del análisis pues los registros de temperatura del lago incluyen la variabilidad durante el día. Por lo anterior, la variabilidad de la temperatura ambiente se incluye como un factor complementario que incide en la dinámica del sistema durante el ciclo de gestión.

#### **6.1.9 Efectos**

Las condiciones físicas, morfológicas, hidrológicas, climáticas, de calidad y de operación descritas anteriormente, permiten anticipar posibles efectos que pueden comprometer la sostenibilidad de los subsistemas natural y humano. Estas características se vinculan a través de la hidrodinámica del sistema y se analizan con fines de gestión en función de los descriptores estratégicos que constituyen indicadores de los tres efectos potenciales: eutrofización, salinización y déficit hídrico.

## 6.2 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE HERRAMIENTAS NUMÉRICAS

Las herramientas numéricas descritas en el Capítulo 4 para su aplicación en el humedal continental: modelo de cajas MSL-S y modelo tridimensional Delft3D se emplean para simular la hidrodinámica del sistema, los procesos de transporte de sales disueltas y la evolución de sustancias conservativas, que exige el cálculo de los descriptores estratégicos. La información incluida en la descripción del sistema se emplea como datos de partida de dichas herramientas.

A continuación, se describe el proceso de calibración y validación de cada una de las herramientas de modelización empleadas en la aplicación de la metodología OSSEM en el Lago Sochagota.

### 6.2.1 Calibración del modelo de cajas MSL-S

El modelo simplificado (MSL-S), propuesto por Díaz et al., (2015), ha sido adaptado (véase Capítulo 4) para representar la dinámica temporal del Lago Sochagota durante el ciclo de gestión (2015). A continuación se describe brevemente el proceso de calibración desarrollado.

El nivel del agua en el Lago Sochagota constituye la variable de referencia del proceso de calibración del modelo (Figura 6.4). El nivel obtenido mediante modelización con MSL-S se compara con los valores registrados en la compuerta, referidos a la cota más profunda del humedal (2489.28 msnm). Para establecer el grado de ajuste entre el nivel del agua medido y simulado, al igual que se realizaba en la Albufera de Valencia (Capítulo 5), se emplean los siguientes criterios estadísticos (Tabla 5.1): i) diferencia total entre los niveles registrados y simulados ( $D_L$ ); ii) el coeficiente de correlación entre los dos conjuntos de niveles ( $R^2$ ); iii) la eficiencia del modelo (CE) (Nash & Sutcliffe, 1970); y, iv) el error relativo ( $E_r$ ).

El proceso de calibración y ajuste del modelo tiene en cuenta los siguientes factores: i) el coeficiente de contracción de la descarga en la compuerta ( $C_c$ ) y su efecto en el caudal efluente del lago; y, ii) el balance hídrico en el humedal. Se complementa el estudio con un análisis de sensibilidad de la altura de la abertura de la compuerta ( $a$ ) para verificar la respuesta del modelo a diferentes condiciones de operación.

En la Tabla 6.1 se describen los rangos en los cuales oscila cada una de los factores de calibración y las condiciones en las cuales se realiza el proceso de simulación para evaluar el ajuste del modelo. Las condiciones de simulación descritas incluyen: el grado de apertura de la compuerta ( $a$ ), el coeficiente de contracción de la descarga de la compuerta ( $C_c$ ) y el caudal afluente y efluente al sistema. Todas las simulaciones durante el proceso de calibración incluyen el efecto de las variables ambientales: precipitación, evaporación y temperatura durante el ciclo de gestión, de acuerdo con la información registrada por el IDEAM en la estación de referencia Tunguavita en el año 2015.

Tabla 6.1. Parámetros y condiciones de simulación para la calibración del nivel del agua en el modelo simplificado (MSL-S).

| Variable                                                                                    | Rango                             | $n_d$ | Observaciones                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |
|---------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|-------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Coeficiente de contracción en la descarga de la compuerta                                   | $C_c$ : [0.275 – 0.624]           | 365   | Condiciones del periodo de evaluación: apertura de la compuerta (a): 0.0012 m, se simula una fuga en la compuerta, ésta permanece cerrada durante todo el periodo de calibración que se corresponde con el ciclo de gestión; caudal afluente obtenido por balance en el cambio de almacenamiento, con una única entrada por quebrada Honda; caudal efluente simulado mediante la condición de compuerta deslizante vertical y plana en función de la altura de la lámina de agua en el sistema (Chow, 1959).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Altura de abertura de la compuerta (Análisis de sensibilidad)                               | (a): [0 - 0.0015] m               | 365   | Condiciones del periodo de evaluación: Se realizó análisis de sensibilidad con valores que oscilan entre 0 y 125% del valor inicial de (a): 0.0012 m; coeficiente de descarga $C_c$ : 0.28; caudal obtenido por balance en el cambio de almacenamiento, única entrada por quebrada Honda; caudal efluente simulado mediante la condición de compuerta deslizante vertical y plana en función de la altura de la lámina de agua en el sistema (Chow, 1959).                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Flujos desde o hacia el acuífero, aportes de origen termomineral o escorrentía superficial. | +/-[0.0 – 0.10] m <sup>3</sup> /s | 365   | Condiciones del periodo de evaluación: caudal efluente simulado mediante la condición de compuerta deslizante vertical y plana en función de la altura de la lámina de agua en el sistema (Ven Te Chow, 1994); (a): 0.0012 y $C_c$ : 0.42; Se parte del cambio en el volumen de almacenamiento del humedal (dV/dt) y se obtienen los valores negativos, que se consideran salidas de caudal en el sistema. Los valores superiores o iguales a cero se consideran aportes al sistema. Por aproximaciones sucesivas se incluyen flujos (+/-) que permiten reducir el error relativo y maximizar la eficiencia del modelo para representar el nivel en el humedal; estos flujos tienen en cuenta posibles aportes por escorrentía superficial o subterránea en época de mayor precipitación y/o flujos constantes a través de la interacción con el acuífero libre y/o de origen termomineral. |

(a): grado de apertura de la compuerta, distancia en vertical desde la cota de fondo o cierre para un ancho de la compuerta de 2.3 m;  $n_d$ : número de días de simulación continua;  $C_c$ : coeficiente de contracción del área de descarga en función de la altura de la lámina de agua en la compuerta.

Los parámetros de inicio de la simulación en el proceso de calibración se corresponden con el coeficiente de descarga a través de la compuerta ( $C_c$ : 0.624) y altura de la abertura de la compuerta (a: 0.0012 m) obtenidos por Díaz et al., (2015) en el modelo simplificado del lago<sup>17</sup>.

Los resultados del análisis de sensibilidad del grado de apertura de la compuerta (a) indican que un cambio de un 10% del parámetro (a) genera una diferencia del 0.1% en el error relativo entre el nivel observado y el simulado con el modelo MSL-S. La disminución en la apertura de la compuerta genera también reducción en el caudal. El efecto de apertura de la compuerta en el caudal, es variable en función del nivel en el sistema. Al cambiar la apertura de la compuerta entre un 10% y un 20% del valor de (a), el caudal puede variar entre un 20% y un 30% con respecto al caudal inicial.

Con base en estos resultados se considera que el modelo de la compuerta es muy sensible a la modificación en el grado de apertura de la compuerta, por lo tanto, se procede a la calibración del coeficiente de contracción ( $C_c$ ) manteniendo constante la apertura de la compuerta (a: 0.0012 m).

<sup>17</sup> Modelo calibrado con base en registros de nivel y caudal durante 24 horas de aforo, cada 30 minutos (Figura 6.7).

Una vez calibrado el coeficiente de descarga ( $C_c$ : 0.42), se calcula el valor del caudal que ingresa a través de quebrada Honda y el que sale del sistema (Figura 6.19). Se parte de la condición que el caudal afluente al lago es aportado únicamente por la subcuenca de la quebrada Honda y el efluente corresponde al flujo a través de la compuerta, lo cual se refleja en el balance o cambio en el volumen de almacenamiento ( $dV/dt$ ) y en la diferencia entre el caudal afluente y efluente.

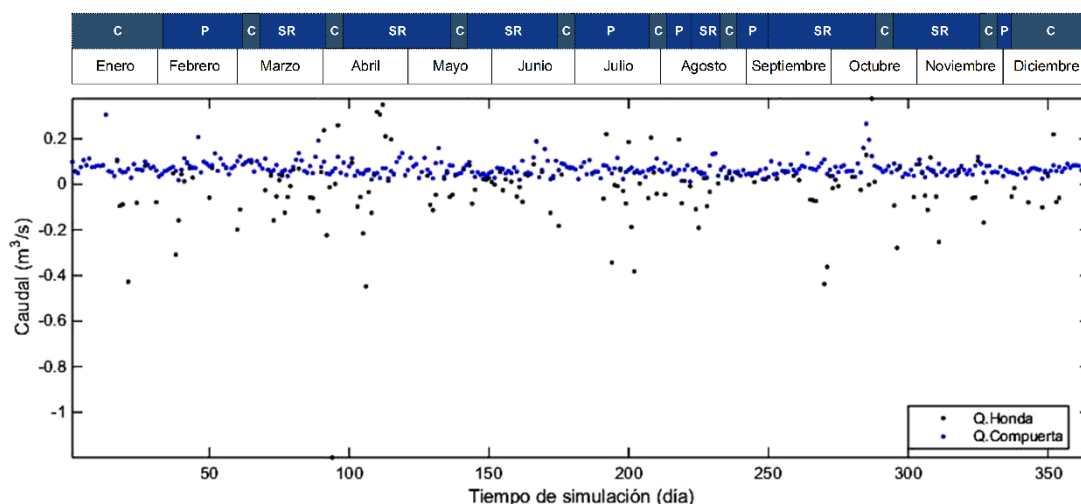


Figura 6.19. Condición inicial previa al proceso de calibración del flujo: caudales afluente y efluente total simulados en el Lago Sochagota mediante el cambio en el almacenamiento ( $dV/dt$ ) incluyendo el balance de precipitación (P) y evaporación (E) y el flujo de salida a través de la compuerta. 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

Las condiciones de precipitación (P), evaporación (E) durante el ciclo de gestión se incluyen en el balance del caudal, pues se observa que la diferencia entre estas variables (P-E) durante el ciclo de gestión es predominantemente negativa, significando esto que la evaporación puede ejercer un efecto en el descenso del nivel de agua en el lago. El cambio en el almacenamiento tiene en cuenta el efecto de la dinámica del balance de flujos al final del día ( $\Delta T_c$ ), lo cual es importante para considerar el efecto de dilución en el cálculo de los descriptores estratégicos.

Al inicio del proceso de calibración (Tabla 6.2), el error relativo es el estadístico que satisface los criterios de confiabilidad del modelo (Tabla 5.1), con lo cual, los parámetros de simulación deben ser ajustados para representar y simular adecuadamente el ciclo de gestión.

El caudal (Figura 6.19) calculado a partir del cambio en el almacenamiento permite estimar el caudal afluente (valores positivos) y el efluente no reflejado en la simulación del flujo en la compuerta (valores negativos). El proceso de ajuste se lleva a cabo considerando los registros de nivel y caudal durante el ciclo de gestión. Se ajusta por aproximaciones sucesivas el flujo de entrada, con el fin de maximizar la confiabilidad y correlación del modelo (CE y  $R^2$ ) y reducir las diferencias entre el nivel observado y el simulado (Tabla 6.2).

Tabla 6.2. Resultados del proceso de calibración para el modelo de cajas (MSL – S).

| Variable de calibración                                    | Mejor condición                                                 | Evaluación de criterios de ajuste                                                                                    | Días de simulación (n <sub>d</sub> ) |
|------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
| Condición inicial sin calibración                          | a:0.0012 m; C <sub>c</sub> : 0.624                              | D <sub>L</sub> : 9.89 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.60<br>CE: -5.7 (no aceptable)<br>Er: 2.79% (confiable) | 1                                    |
| Coefficiente de contracción de la descarga en la compuerta | C <sub>c</sub> : 0.42                                           | D <sub>L</sub> : 0.67 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.81<br>CE: 0.55 (conveniente)<br>Er: 2.76% (confiable)  | 365                                  |
| Caudal adicional al encontrado con el balance (dV/dt)      | 0.0092 m <sup>3</sup> /s durante T <sub>c</sub><br>(Figura 6.9) | D <sub>L</sub> : 0.017 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.99<br>CE: 0.99 (excelente)<br>Er: 0.37% (confiable)   | 365                                  |

Los parámetros del modelo obtenidos tras el proceso de calibración, así como, el grado de ajuste entre el nivel del agua simulado y registrado se presentan en la Tabla 6.2 y en la Figura 6.20 y 6.21 (b, c). Nótese el efecto del ajuste del caudal en el coeficiente de correlación (R<sup>2</sup>: 0.99), la eficiencia del modelo (CE: 0.99) y la reducción en el error relativo (Er: 0.37%).

Por la naturaleza del modelo MSL-S, este ajuste en el caudal se introduce como un caudal distribuido en tres tipos de aportes (quebrada Honda, escorrentía superficial y otros flujos, dentro de los cuales se incluyen aportes subsuperficiales o de origen termomineral) y dos detracciones (compuerta y otros flujos: hacia el acuífero, evapotranspiración, riego en zonas cercanas al lago).

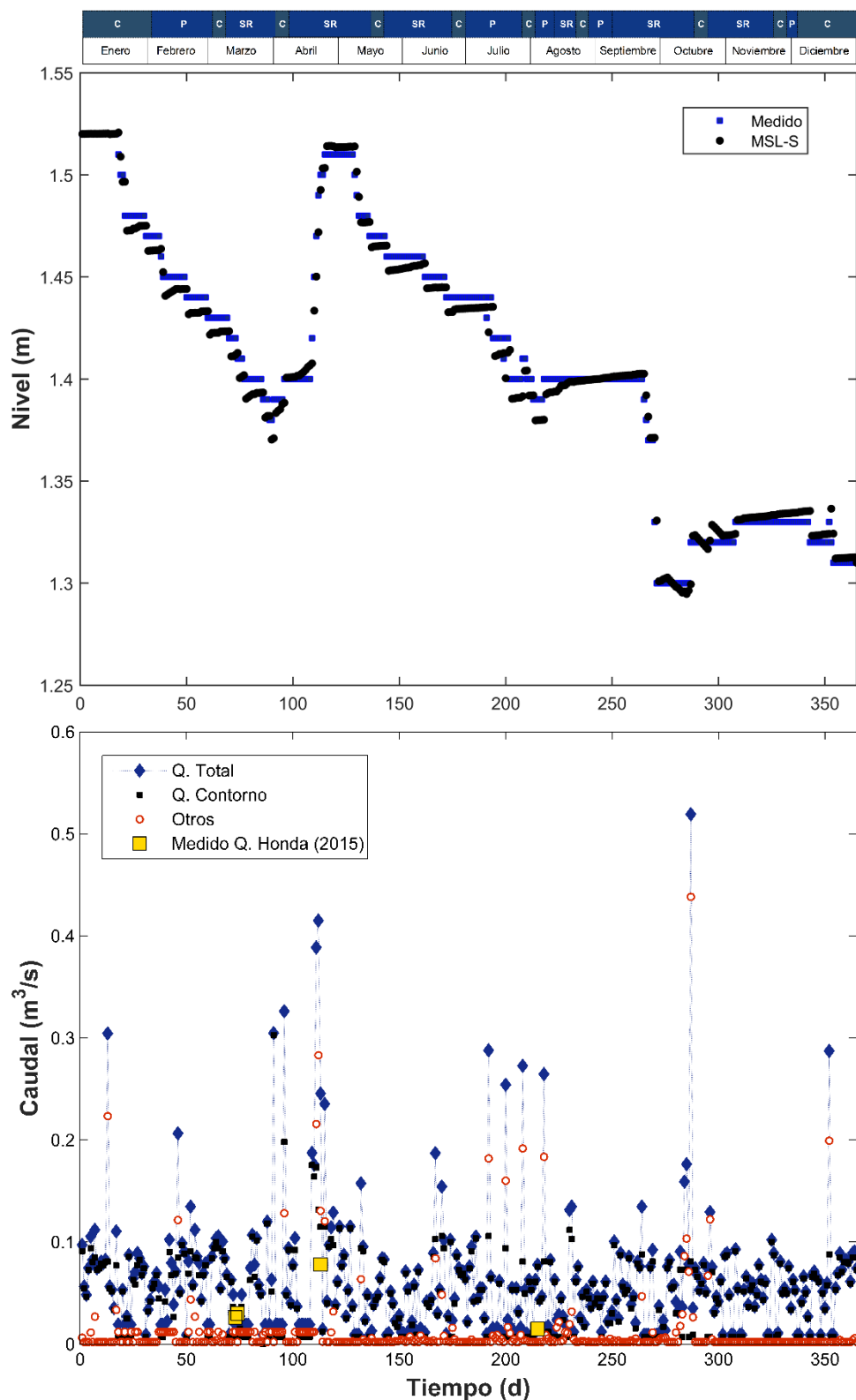


Figura 6.20. Evolución temporal diaria de: niveles medidos y simulados en el humedal (sup.) en la zona de la compuerta (cota: 2490.31 m.s.n.m); caudal afluente al lago medido en quebrada Honda y caudal ajustado al final del proceso de calibración y ajuste (inf.). 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

## 6.2.2 Validación del modelo de cajas MSL-S

El proceso de validación tiene en cuenta los caudales medidos en la quebrada Honda y en la compuerta durante el año 2015 (Figura 6.21., a) para evaluar la representatividad del modelo MSL-S con respecto a las condiciones medias de caudal y salinidad. El caudal afluente al lago se compara también con los registros de caudal del año 2009 (Figura 6.6) en la estación el Molino del IDEAM. Se utiliza este año por ser el más cercano con registros de caudal disponible en quebrada Honda y precipitación anual (745 mm) similar a la alcanzada en el año 2015 (728 mm), compartiendo además la condición de fenómeno de El Niño (muy fuerte) observada durante el ciclo de gestión.

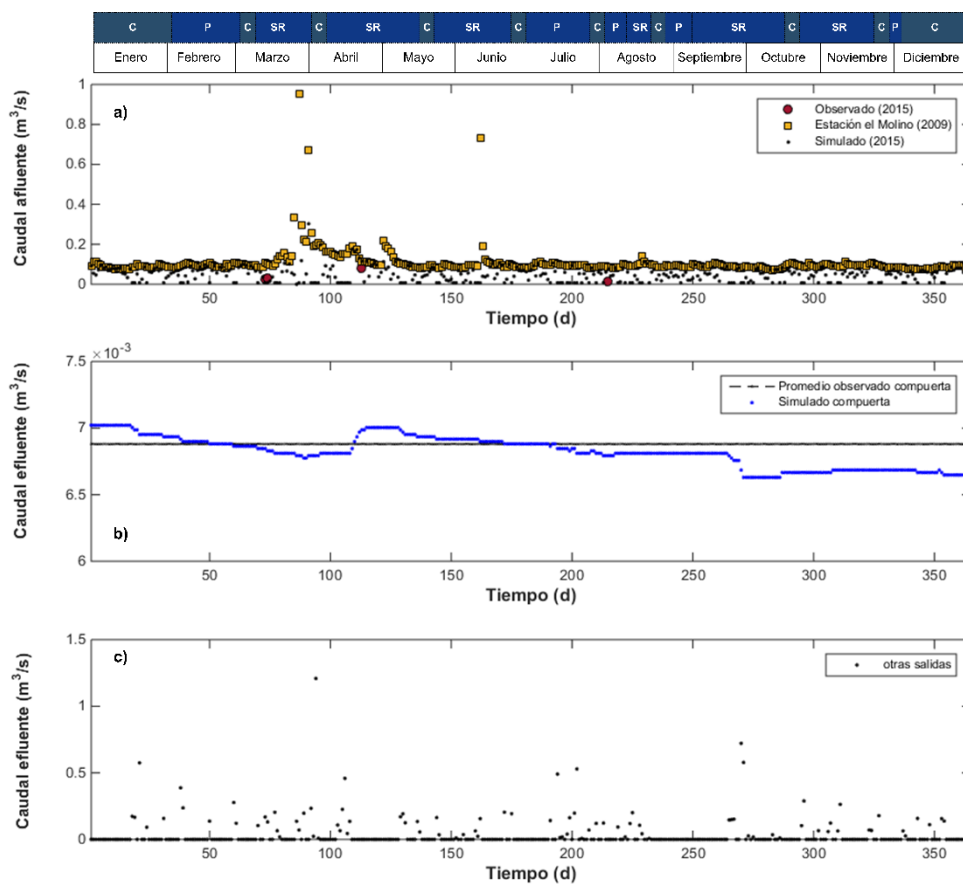


Figura 6.21. Evolución temporal diaria de: a) caudales en la quebrada Honda medidos en los años 2009, 2015 y simulados durante el ciclo de gestión; b) caudal efluente medido y simulado en la compuerta del Lago Sochagota durante el periodo 1 de enero a 31 de diciembre de 2015; c) caudal efluente diferente a los flujos a través de la compuerta.

En cuanto al caudal efluente a través de la compuerta (Figura 6.21.b y Figura 6.21.c), la simulación se aproxima a los valores medios observados y responde a los cambios de nivel durante el ciclo de gestión. Debido a la escasa información medida durante el ciclo de gestión, tal y como se llevó a cabo en la Albufera de Valencia (Capítulo 5), no es posible una validación estadística de los caudales tanto en el efluente como en la condición de contorno (afluente quebrada Honda).

Se observa (Figura 6.21.a) que la serie de caudales simulados en la quebrada Honda, presenta valores cercanos a los mínimos registrados en el año 2009. Los caudales simulados en quebrada Honda y la precipitación durante el ciclo de gestión son en promedio  $0.050 \text{ m}^3/\text{s}$  y  $1.99 \text{ mm}/\text{día}$ , próximos a los mínimos registrados en el año 2009 ( $0.077 \text{ m}^3/\text{s}$ ) con una precipitación media anual de  $2.04 \text{ mm}/\text{día}$ . Los caudales aforados en el año 2015 se encuentran dentro del rango de valores de caudales medidos en 2009 y simulados en 2015. El caudal máximo aforado del 14 de marzo en la campaña de 24 horas (Figura 6.7) se corresponde con un valor de  $0.075 \text{ m}^3/\text{s}$  y una precipitación de  $13.5 \text{ mm}/\text{día}$ , encontrándose por debajo de los valores medios observados en el año 2009.

En el trayecto (5.5 Km) entre la estación el Molino y la zona de entrada de quebrada Honda al humedal (estación de aforo), se encuentra el complejo turístico que se beneficia del recurso termomineral en balnearios, piscinas y similares, además de pastizales y abrevaderos del ganado vacuno, ovino y equino de las fincas de este sector rural del municipio de Paipa. El uso del suelo en este sector supone una demanda del recurso hídrico, que puede disminuir el caudal afluente al humedal. De igual forma, es posible el aporte por vertidos procedentes de la actividad turística y doméstica, entre otros, de origen minero, agrícola y pecuario. Es necesario considerar en estudios complementarios la demanda de agua en el trayecto entre las estaciones de aforo del Molino y del afluente al lago, así como, el tiempo de respuesta de la subcuenca ante eventos de precipitación para comprender las posibles diferencias y similitudes entre las series de caudal.

El valor máximo de caudal simulado en el año 2015 ( $0.52 \text{ m}^3/\text{s}$ ) se presenta durante el mes de abril correspondiente con la precipitación máxima ( $77 \text{ mm}/\text{día}$ , 20/04/2015). Igualmente, las precipitaciones máximas diarias en el año 2009, se registran entre los meses de marzo y abril<sup>18</sup>. El día 31 de marzo de 2009 se registró un caudal correspondiente a  $0.67 \text{ m}^3/\text{s}$  (precipitación máxima:  $26.4 \text{ mm}/\text{día}$ ); con valores máximos anuales de caudal ( $0.95 \text{ m}^3/\text{s}$ , 28/03/2009) que ocurren antes del evento de precipitación máxima. Por todo ello, es necesario considerar en estudios complementarios, posibles aportes al cauce de la quebrada Honda (aguas termales, termominerales, aguas residuales, etc.) y el tiempo de respuesta de la cuenca y del lago ante eventos de precipitación.

El aporte de flujos al Lago Sochagota que superan los valores de la serie de la estación El Molino (Figura 6.21, a), se han asociado con flujos por escorrentía cuando coinciden con eventos de precipitación durante el ciclo de gestión (finales de abril, junio, julio, agosto, octubre). En el caso de que los aportes no sean antecedidos por eventos de lluvia, estos flujos se relacionan con vertidos puntuales o distribuidos (superficial o subsuperficial) en el perímetro o al interior del lago (véase Figura 6.22), principalmente en los sectores sur-este y nor-oeste, en donde se ha identificado rebose del alcantarillado perimetral y afloramientos de agua termomineral en cercanías o dentro del humedal.

---

<sup>18</sup> Base de datos histórica del IDEAM en la estación el Molino.

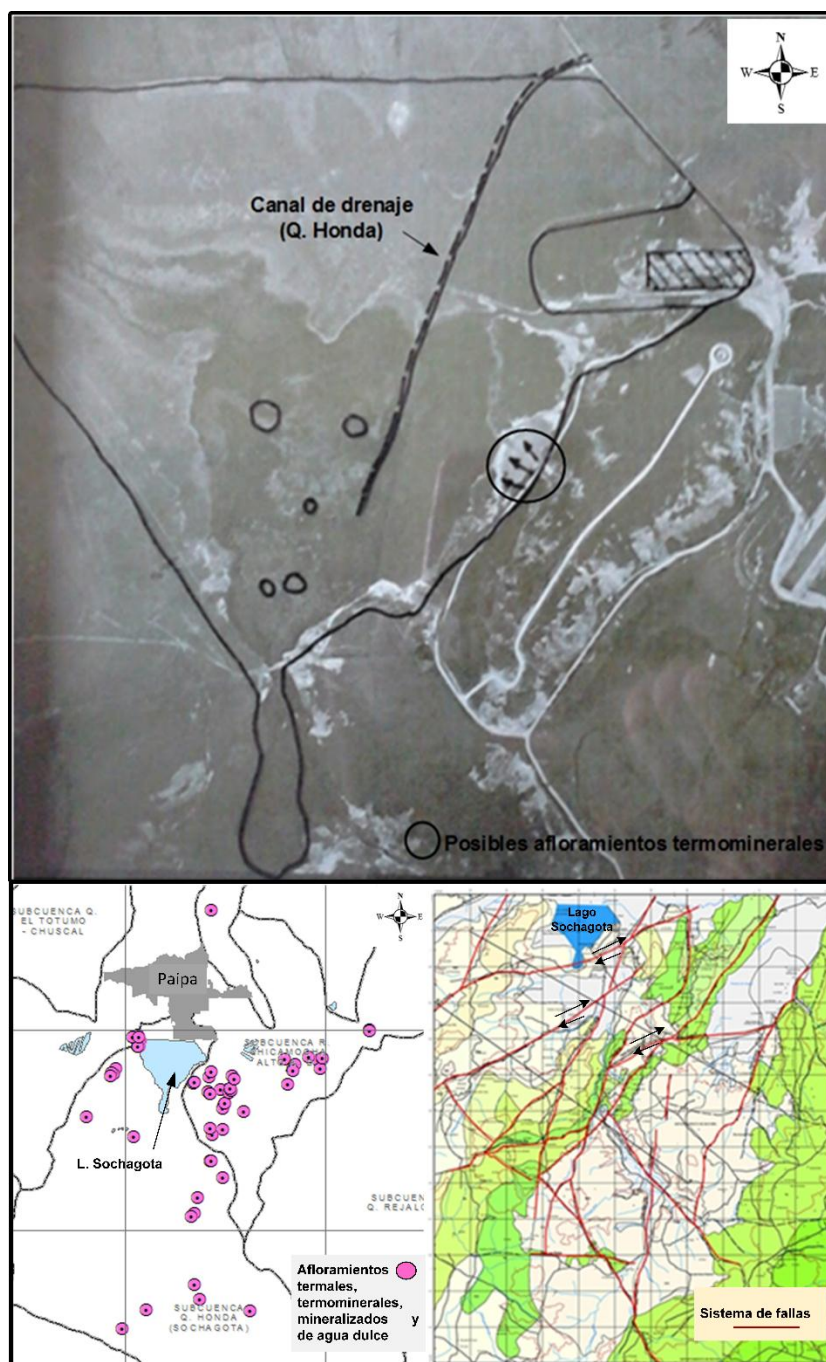


Figura 6.22. Localización de posibles afloramientos termominerales en el Lago Sochagota y en su área de influencia: i) Vuelo IGAC C780, julio 25 de 1956. Fotografía aérea N°224 (sup.); ii) Inventario de afloramientos subterráneos (inf., izq.); iii) disposición y control estructural de las zonas de descarga en puntos de intersección de fallas geológicas (inf., der).<sup>19</sup>

Por la naturaleza del acuífero (libre) que sustenta la zona ocupada por el lago, es posible una dinámica de intercambio entre estos compartimientos, que se refleja en los flujos de entrada y salida del sistema (Figura 6.21, a y c y Figura 6.17). El intercambio potencial

<sup>19</sup> Plan de manejo del lago Sochagota y su área circundante realizado por Corpoboyacá en el año 1998. Diagnóstico geológico del área geotérmica de Paipa realizado por la Fundación Proagua en el año 2015.

con el acuífero libre puede explicarse considerando: a) la preexistencia de afloramientos en la zona de inundación que hoy ocupa el lago; y, b) el inventario de 70 afloramientos de agua termal, termomineral, mineralizada y dulce en el municipio de Paipa y en la subcuenca de la quebrada Honda, de los cuales existen al menos 25 pozos y nacimientos de origen subterráneo en las inmediaciones del lago, localizados, principalmente, en los sectores nor-oeste y sur (Corpoboyacá, 2015). Así mismo, es importante considerar la evapotranspiración en el humedal y las dinámicas de riego en su área de influencia.

Por lo anterior, cobra importancia maximizar el ajuste entre el registro de niveles observados y simulados, para detectar posibles aportes o detracciones en el sistema durante el ciclo de gestión. Por todo ello, es recomendable complementar el estudio a partir de un análisis de incertidumbre de las variables involucradas en el balance (cambio en el almacenamiento), en los tiempos de respuesta de la subcuenca frente a eventos de precipitación y la verificación en campo de la interacción del acuífero con el humedal y la evaluación de los caudales de riego en el área de influencia del sistema.

La validación de MSL-S contempla también la evaluación del modelo de salinidad (Figura 6.24). Éste considera los aportes, las detracciones, el efecto del cambio en el almacenamiento y la temperatura, como factores que inciden en la dinámica de almacenamiento o intercambio de las sales disueltas con los compartimentos conexos. En la Figura 6.23 se representa la distribución de la salinidad (a 25°C) calculada mediante la adaptación del modelo de la UNESCO<sup>20</sup> en función de la temperatura (UNESCO, 1981). Al comparar los resultados del modelo de salinidad (Figura 6.23), con los correspondientes registros de conductividad (Figura 6.16) se observa el mismo patrón de variabilidad intermensual en las dos distribuciones.

El 95% de los registros presenta diferencias mínimas con las mediciones in situ (DL: 1.83), el 5% restante (3 registros) muestra diferencias con las mediciones en campo de mayor magnitud (DL: 31.2). Estas muestras se corresponden con la zona de entrada de la quebrada Honda al humedal, la quebrada Honda y el sector centro-oeste del lago. Dentro de las características de calidad que comparten estos tres puntos se encuentra la elevada concentración de hierro total (275.6 - 536.40 ppm), sodio (789 - 1695 ppm), pH y concentración de oxígeno disuelto inferior al valor medio en el sistema.

Para validar la correspondencia entre los registros de conductividad y la salinidad calculada mediante el modelo de la UNESCO en el sistema termomineral, se diseñó y desarrolló una jornada de campo<sup>21</sup> que incluye la medición simultánea de estas variables. Al comparar las series de salinidad medidas, con los valores calculados a partir de la conductividad y la temperatura de medición, el error relativo del modelo es 3.4%, la eficiencia CE es 0.79, el coeficiente de correlación  $R^2$  0.90 con un total de 56 registros.

---

<sup>20</sup> APHA, 1998; Association for the Physical Sciences of the Sea, 2010. Ups. Unidades prácticas de salinidad, véase Capítulo 4.

<sup>21</sup> El diseño de muestreo se realizó en desarrollo de la presente Tesis con apoyo de investigadores de la Universidad de Boyacá en el año 2016. El diseño fue por conglomerados, con un 90% de confianza y tomando como criterio de zonificación la distribución batimétrica proporcionada por Corpoboyacá. El número total de puntos en la jornada de evaluación fue 21 e incluyó 19 estaciones de calidad en el lago, en tres profundidades localizadas al 25%, 50% y 75% de la columna de agua.

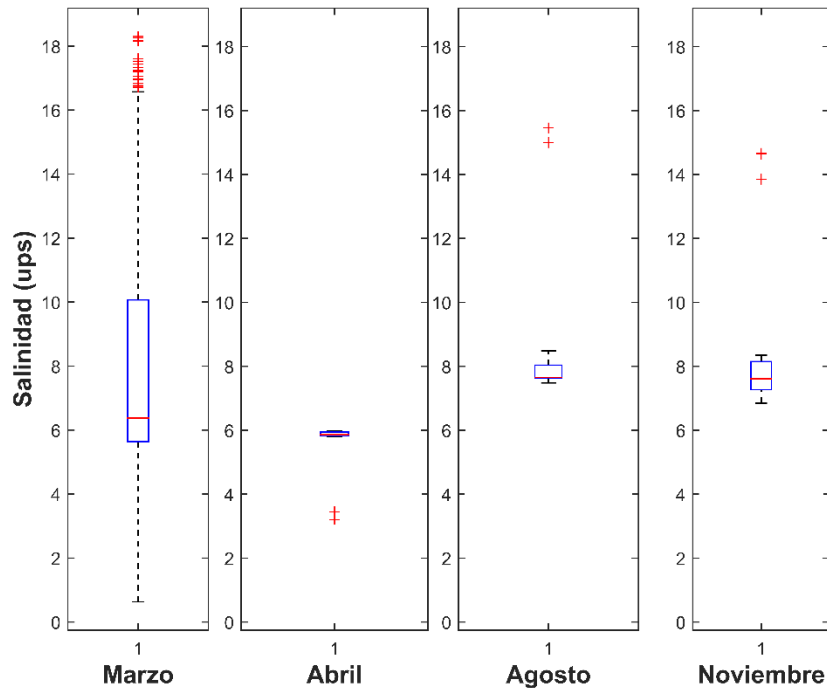


Figura 6.23. Diagramas de distribución (cajas y bigotes) para la salinidad (ups) en el Lago Sochagota durante el ciclo de gestión. Campañas realizadas los días 14 y 15 de marzo en 4 estaciones, 23 de abril, 3 de agosto y 29 de noviembre en 8 estaciones de medición a 25°C<sup>22</sup>.

El valor de inicio de la simulación (10.16 dS/m a 20°C, 6.45 ‰) se corresponde con el promedio del mes de marzo en las estaciones del sector sur-este y salida del Lago Sochagota (Figura 6.17). En la condición de contorno se construye una serie temporal en la cual se realiza el balance de masas de los flujos de entrada al sistema y las concentraciones de iones disueltos relacionados en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3. Concentración de iones disueltos en los flujos de entrada al Lago Sochagota.

| Tipo de flujo                                                             | Conductividad (dS/m) | Temperatura (°C) | Salinidad a 25°C (‰) | Observación                                                                                                                      |
|---------------------------------------------------------------------------|----------------------|------------------|----------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Quebrada Honda                                                            | 25.32                | 16.31            | 18.87                | Tiempo seco P=0, promedio en el mes de marzo (24 h).                                                                             |
| Quebrada Honda                                                            | 4.93                 | 18.0             | 3.09                 | Tiempo de lluvia P>0, registro del mes de abril.                                                                                 |
| Aportes pluviales o subterráneos de baja concentración de iones disueltos | 0.108                | 18.0             | 0.06                 | Mínimo medido en afloramientos sector nor-occidental. Comparables con registros en aguas lluvias (Rajeev, Rajput, & Gupta, 2016) |
| Aportes de naturaleza termal o termomineral                               | 23.4                 | 36.8             | 11.29                | Promedio anual en los afloramientos del sector sur, sur-este y nor-oeste del lago                                                |

<sup>22</sup> Salinidad calculada a partir de la información representada en las Figuras 6.16 y 6.18.

En relación con la simulación de la salinidad durante el ciclo de gestión (Figura 6.24), se observa una adecuada respuesta del modelo a la variabilidad asociada al cambio en el almacenamiento, precipitación, evaporación, temperatura y características de calidad de los aportes. Los valores de salinidad simulados se encuentran dentro del rango medido en el lago durante el año 2015. Los datos observados se corresponden con el valor medio (14 registros en cada serie) en los meses de abril (5.9 ups), agosto (7.7 ups) y noviembre (7.5 ups), en 7 estaciones de calidad y dos profundidades (superficie y por debajo de la profundidad del disco de Secchi). Se han omitido del cálculo del promedio, la serie del mes de marzo (6.3 ups) para descartar el efecto de variabilidad diaria, así como, la estación de la desembocadura de la quebrada Honda en el humedal debido a la variabilidad local que presenta.

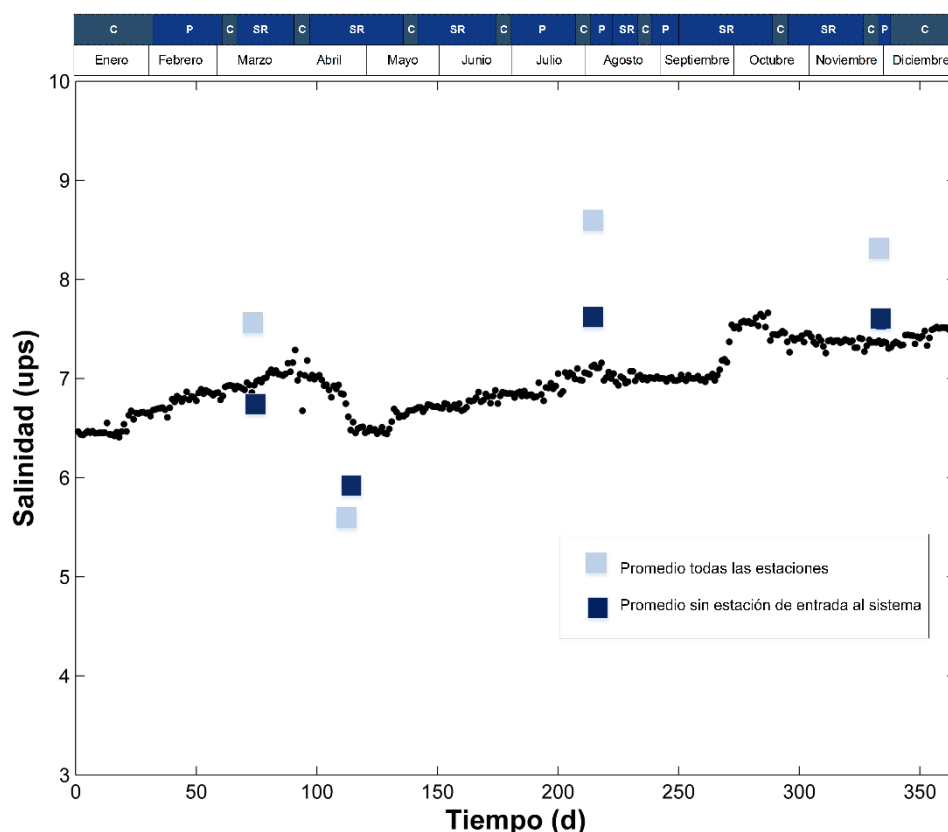


Figura 6.24. Variabilidad temporal diaria de la salinidad (a 25°C) en el Lago Sochagota durante el ciclo de gestión empleando el Modelo MSL-S y valores medios en 4 campañas realizadas, 1 de enero a 31 de diciembre de 2015.

Es importante resaltar que se ha tenido en cuenta el efecto de la dilución diaria en el modelo de salinidad (Figura 6.25). Para el cálculo de la concentración se considera la masa en el sistema y el volumen del lago al final del día ( $\Delta T_c$ ). Se observa que, omitir el efecto de la dilución diaria resulta en incrementos de salinidad que superan los registrados en las campañas de medición realizadas durante el ciclo de gestión.

Estudios en lagunas costeras subtropicales (Sumner & Belaineh, 2005) presentan resultados que respaldan la inclusión del efecto de la precipitación y la evaporación en los cambios de salinidad y, por lo tanto, el efecto de la dilución. De otra parte, se ha

tenido en cuenta el efecto de la variabilidad diaria en la temperatura ambiente, considerando un factor de proporcionalidad asociado al valor diario de temperatura y a su promedio anual. Este factor afecta a la temperatura de los flujos de entrada (Tabla 6.3) durante el ciclo de gestión. Sin embargo, se requiere profundizar mediante estudios complementarios, que incluyan junto con el balance de materia, el efecto local de la temperatura y el balance de energía en el sistema por su efecto potencial en la salinidad.

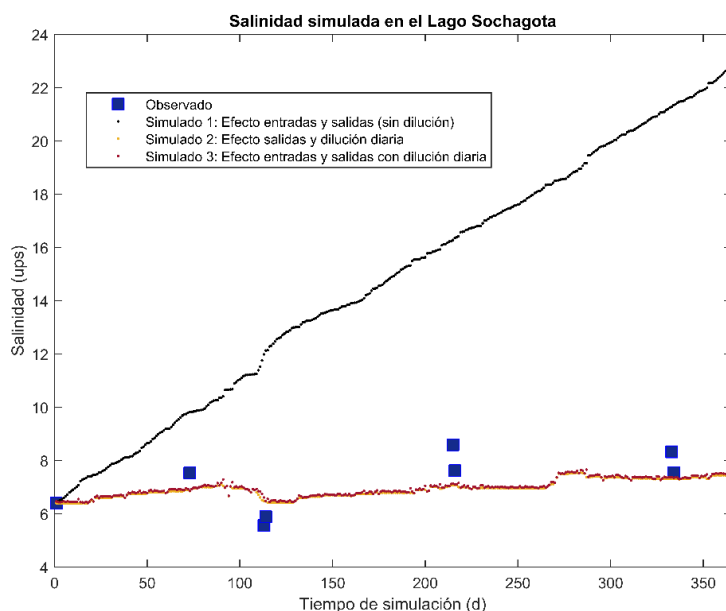


Figura 6.25. Evolución temporal diaria de la salinidad en el Lago Sochagota teniendo en cuenta el efecto de la dilución, de los flujos de entrada y salida, empleando el Modelo MSL-S, 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 (a 25°C).

### 6.2.3 Calibración y validación del modelo tridimensional Delft3D

El modelo tridimensional Delft3D (Deltares, 2014) constituye la herramienta empleada para el desarrollo del modelo hidrodinámico del Lago Sochagota y su aplicación en el cálculo de los descriptores estratégicos propuestos en la metodología OSSEM la información utilizada en el proceso de calibración y validación del modelo Delft3d, al igual que en el modelo MSL-S, corresponde a las bases de datos y a los registros históricos proporcionados por el IDEAM, Corpoboyacá, la Fundación Proagua, Usochicamocha y la Universidad de Boyacá en los años 2015 y 2017 .

Con base en la información histórica del sistema y de los registros de las variables de calidad durante el ciclo de gestión (Figuras 6.12, 6.13, 6.14, 6.15 y 6.16), se formula el modelo hidrodinámico en su aplicación bidimensional: una capa  $\sigma$  (Figura 4.6) y en coordenadas cartesianas. Esta representación bidimensional se justifica considerando que el coeficiente de variación espacial de los registros de calidad, medidos en superficie y a la profundidad del disco de Secchi, son del mismo orden de magnitud. Por otra parte, la variabilidad en la dimensión temporal es similar en orden de magnitud a la encontrada en la distribución en superficie y en la columna de agua.

Las condiciones de inicio de la simulación en Delft3D se corresponden con las series de caudal y salinidad obtenidos con el modelo MSL-S (Figura 6.20 y Tabla 6.4). La condición de contorno (Figura 6.3) representa los aportes que ingresan al sistema en el sector sur del Lago Sochagota, éstos incluyen los caudales correspondientes a la cuenca de la quebrada Honda: caudal base, escorrentía superficial y subsuperficial, vertidos de origen doméstico, agrícola, minero y turístico derivado del uso del recurso hidrotermal dentro de los límites del sistema (Figura 6.1).

El caudal efluente (Figura 6.21) se divide en la serie obtenida mediante la simulación en MSL-S para el flujo a través de la compuerta y los flujos complementarios que se distribuyen espacialmente. Para la distribución de los aportes o detracciones que constituyen los flujos complementarios (Figura 6.20) dentro del dominio de cálculo se ha tenido en cuenta: la información hidrogeológica disponible (Figura 6.22), la distribución batimétrica, la pendiente del terreno, las condiciones constructivas de los límites físicos que delimitan el perímetro del lago, la localización de las áreas de riego potencial y las zonas con vegetación macrófita (Figura 6.26), que se complementan con la información de calidad en las estaciones de medición durante el ciclo de gestión.

Durante el proceso de calibración se ajusta y valida el nivel del agua en el lago (Tabla 6.5) y la distribución de los puntos correspondientes a los aportes y detracciones que complementan a la condición de contorno (Figura 6.26). A este respecto, en el sector sur-este se han identificado posibles afloramientos (Figura 6.22) que datan de la época previa a la construcción del lago. La naturaleza permeable del sustrato, constituye información de referencia que permite asociar esta zona como un área potencial de intercambio con el acuífero (sector denominado La Playa). En el sector nor-oeste, la disminución de la conductividad (Figura 6.17), se suma al inventario de afloramientos de origen termal, termomineral y de agua dulce realizado por Corpoboyacá en el año 2015, como elementos de análisis que sugieren el posible ingreso de flujos de origen subterráneo en estas zonas.

Para la distribución de los flujos de salida (Figura 6.21, c) no asociados con la condición de operación de la compuerta (Figura 6.10), se ha priorizado su localización cerca del perímetro del lago, considerando factores como el uso actual del recurso (riego de pastos, principalmente en los meses más secos), la presencia de acequias con flujo permanente en el sector norte del lago y la pendiente del sistema, así como, las zonas en donde puede presentarse evapotranspiración y consumo de agua asociados a la vegetación emergente (macrófitas, en las zonas de entrada y salida del lago).

Como parte de la caracterización del sistema se compara el área superficial correspondiente al dominio de cálculo en Delft3D y en el modelo MSL-S (Figura 6.26), encontrando para el inicio del ciclo de gestión (nivel máximo) un área 14.4% mayor en el modelo Delft3D que en el modelo de cajas ( $2.43 \times 10^5 \text{ m}^2$ ).

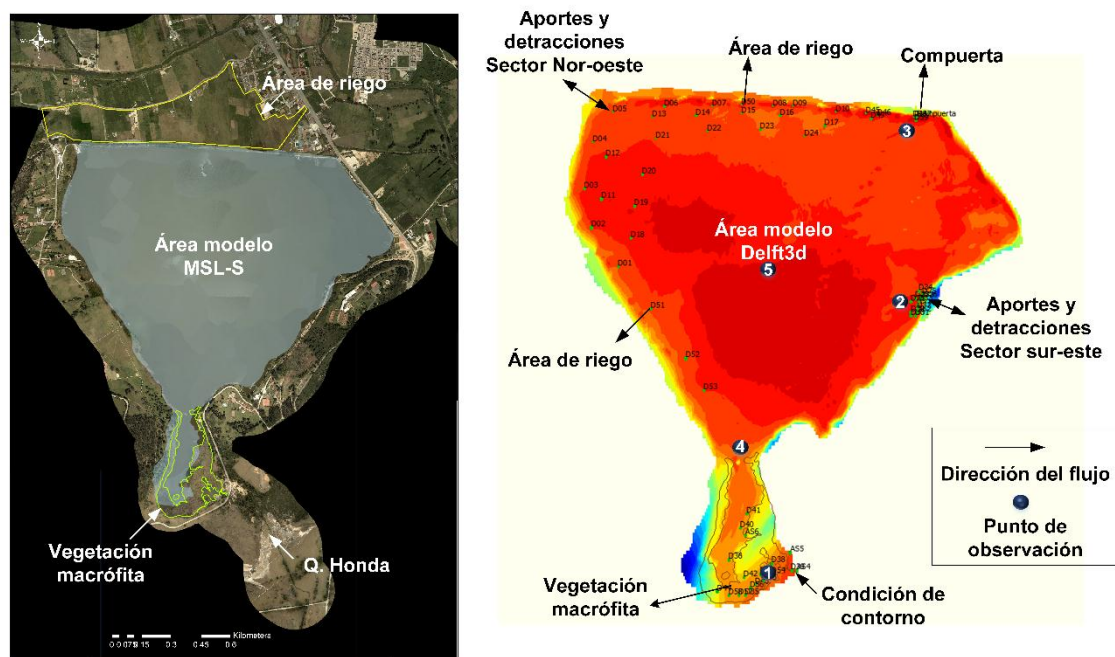


Figura 6.26. Distribución de los aportes y detracciones en el dominio de cálculo asociado al Lago Sochagota en el modelo hidrodinámico Delft3D (der.); Área de riego actual, localización de vegetación macrófita en el lago Sochagota y comparación de los dominios de cálculo asociados con los modelos MSL-S (izq.) y Delft3D (der.).

El proceso de calibración y validación llevado a cabo incluye los siguientes estudios: i) calibración de los coeficientes de difusividad y viscosidad de remolino; ii) calibración del coeficiente de rugosidad de Manning; y, iii) calibración y validación de la constante del humedal ( $K_{sfh}$ ) para considerar los efectos potenciales de coagulación, floculación, sedimentación, adsorción y absorción de iones en solución en el sistema. Las condiciones bajo las cuales se realizan los estudios se resumen en la Tabla 6.5.

Tabla 6.5. Parámetros y condiciones de simulación para la calibración del modelo hidrodinámico Delft3D.

| Estudio                                                                                          | Rango                                                                                              | $n_d$ | Observaciones                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| calibración de los coeficientes de difusividad ( $D_H$ ) y viscosidad ( $\epsilon$ ) de remolino | K: [0.05 - 0.15]<br>$\sigma_t$ : [0.7 - 1]<br>$\epsilon$ : [0.04 - 0.12]<br>$D_H$ : [0.055 - 0.17] | 365   | Condiciones del periodo de evaluación: Una capa (modelo bidimensional). Paso de tiempo: 0.5 min, según criterio de Courant-Friedrichs-Lewy. Las tensiones de Reynolds se modelan usando el concepto de viscosidad de remolino; $\Delta x$ : 7 m (mínimo); u: valor promedio medido en la quebrada Honda 100 m aguas arriba de la condición de contorno (0.111 m/s). Se emplea la expresión de Elder para calcular el coeficiente de viscosidad turbulenta horizontal $D_H$ . El número de Prandtl $\sigma_t < 1$ se selecciona considerando el posible efecto de fuentes termales en el dominio (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.); Simulación con y sin incluir las tensiones climáticas precipitación, evaporación y viento. |
| calibración del coeficiente de rugosidad de Manning ( $n$ )                                      | $n$ : [0.03 - 0.2]                                                                                 | 365   | Condiciones del periodo de evaluación: $\epsilon$ : 0.077; $D_H$ : 0.111. Coeficiente de rugosidad de Manning uniforme en el dominio (0.045) y diferenciando la rugosidad en la zona ocupada por vegetación macrófita del resto del lago. Rango del coeficiente de rugosidad para considerar el efecto de la distribución de la vegetación en la velocidad y la morfodinámica (Mattocks & Forbes (2008); Vastila (2015); Marjoribanks et. al., 2016; Verschoren et al., 2016; Chow, 1959). Simulación para evaluar el efecto de las tensiones climáticas viento, precipitación y evaporación.                                                                                                                                                     |
| calibración y validación de la constante del humedal ( $K_{sfh}$ )                               | $[3.6 \times 10^{-7} - 5.3 \times 10^{-1}]$<br>d-1                                                 | 365   | Condiciones del periodo de evaluación: $\epsilon$ : 0.077; $D_H$ : 0.111; $n$ : 0.045 y $n$ en el humedal: 0.2; Se emplea el módulo hidrodinámico y se utiliza el modelo de transporte para introducir una constante de decaimiento de primer orden. Se calcula la constante $K_{sfh}$ . Estos efectos se han evaluado a escala de laboratorio por la Universidad de Boyacá a partir de muestras del sedimento y mediante el uso del agua del lago como potencial agente coagulante-floculante. A escala piloto se han registrado cambios en la conductividad de entrada y salida en humedales de flujo libre y subsuperficial (Maine et al., 2017).                                                                                              |

$\Delta t$ : paso de tiempo (min); H: profundidad del agua (m); g: aceleración de la gravedad ( $m/s^2$ ); K: constante para el cálculo de la viscosidad de remolino;  $\Delta x$ ,  $\Delta y$ : tamaño de la celda característico (m); u: velocidad característica del flujo (m/s);  $\epsilon$ : coeficiente de viscosidad horizontal ( $m^2/s$ );  $D_H$ : coeficiente de difusión horizontal ( $m^2/s$ );  $K_{sfh}$ : constante que tiene en cuenta los efectos potenciales de sedimentación, floculación, adsorción y absorción que pueden ocurrir en el humedal (1/d).

La Tabla 6.5 se presenta una síntesis de las condiciones de evaluación de los coeficientes de difusividad y viscosidad de remolino. Como resultado del primer estudio, se definen el coeficiente de viscosidad (0.077  $m^2/s$ ) y difusividad de remolino (0.111  $m^2/s$ ). El grado de ajuste entre el nivel del lago medido y simulado (Tabla 6.6), se emplea para evaluar el proceso de calibración y el efecto de la precipitación y la evaporación en el sistema mediante el uso de los siguientes criterios estadísticos (Tabla 6.1): i) diferencia total entre los niveles registrados y simulados (DL); ii) el coeficiente de correlación entre los dos conjuntos de niveles ( $R^2$ ); iii) la eficiencia del modelo (CE) (Nash & Sutcliffe, 1970); y, iv) el error relativo (Er); los estadísticos se evalúan durante el ciclo de gestión (365 días).

Tabla 6.6. Resultados del proceso de calibración para el modelo Delft3D.

| Estudio                                                                  | Condición                                                                                                                                                                                                                            | Criterios de ajuste                                                                                                      | Variable de respuesta                                       |
|--------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|
| Calibración de los coeficientes de difusividad y viscosidad de remolino  | K: 0.10<br>$\sigma_t$ : 0.7<br>$\varepsilon$ : 0.077 (m <sup>2</sup> /s).<br>D <sub>m</sub> :0.111 (m <sup>2</sup> /s).<br>n:0.045 uniforme<br>Sin precipitación y evaporación                                                       | D <sub>L</sub> : 37.98 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.47<br>CE: -24.7 (no aceptable)<br>Er: 21 % (no confiable) | Nivel del agua en la zona de la compuerta (2490.31 m.s.n.m) |
|                                                                          | $\varepsilon$ : 0.077 (m <sup>2</sup> /s); D <sub>m</sub> :0.111 (m <sup>2</sup> /s).<br>n:0.045 uniforme<br>Precipitación y evaporación incluidas                                                                                   | D <sub>L</sub> : 0.43 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.99<br>CE: 0.70 (bueno)<br>Er: 1.35 % (confiable)           | Nivel del agua en la zona de la compuerta (2490.31 m.s.n.m) |
| Coeficiente de rugosidad de Manning                                      | n:0.045 en la zona interna del humedal y n:0.2 en la zona de entrada al lago<br>Precipitación y evaporación incluidas; $\varepsilon$ : 0.077 (m <sup>2</sup> /s);<br>D <sub>m</sub> :0.111 (m <sup>2</sup> /s) y ajuste en el flujo. | D <sub>L</sub> : 0.017 (m <sup>2</sup> )<br>R <sup>2</sup> : 0.99<br>CE: 0.99 (excelente)<br>Er: 0.38 % (confiable)      | Nivel del agua en la zona de la compuerta (2490.31 m.s.n.m) |
| Calibración y validación de la constante del humedal (K <sub>sft</sub> ) | K <sub>sft</sub> :1x10 <sup>-3</sup> d-1<br>Incluye la condición de viento, evaporación y precipitación.                                                                                                                             | Figura 6.28<br>Figura 6.29                                                                                               | Salinidad                                                   |

La definición del coeficiente de rugosidad ha tenido en cuenta la presencia de vegetación emergente (Figura 6.26), la batimetría del sistema), la profundidad y distribución de los sedimentos en el lago y los antecedentes encontrados en estudios hidráulicos, hidrológicos y de modelación hidrodinámica en sistemas hídricos que exhiben características similares al Lago Sochagota; que resaltan la importancia de la vegetación en la velocidad y la morfodinámica, y evidencian la dinámica espacio-temporal de la rugosidad (Mattocks & Forbes, 2008; Västilä, 2015; Marjoribanks et al., 2016; Verschoren et al., 2016; Chow, 1959). En la Tabla 6.5 se presenta una síntesis de las condiciones de evaluación de los coeficientes de rugosidad de Manning.

Como resultado del segundo estudio, se define el coeficiente de rugosidad de Manning en la zona interna del lago (0.045) y en la zona próxima a la condición de contorno (zona de transición de la quebrada Honda al lago) (0.2) (Tabla 6.6). En la Figura 6.27 se representa la distribución de caudales en la condición de contorno y su efecto en el nivel del lago. El caudal efluente corresponde al calculado con el modelo MSL-S (Figura 6.21) distribuido en los puntos representados en la Figura 6.26. Al igual que en el caso del modelo MSL-S (Tabla 6.3), la distribución temporal y espacial de caudales en el modelo Delft3D es representativa del ciclo de gestión y presenta un excelente grado de ajuste (Tabla 6.6). El error relativo comparando ambos modelos, difiere en 0.01%. Los resultados proporcionados por Delft3D, al igual que con el modelo MSL-S, alcanzan coeficientes de correlación y de eficiencia de 0.99, que representan una diferencia en el nivel de 0.017 m<sup>2</sup> durante el año 2015.

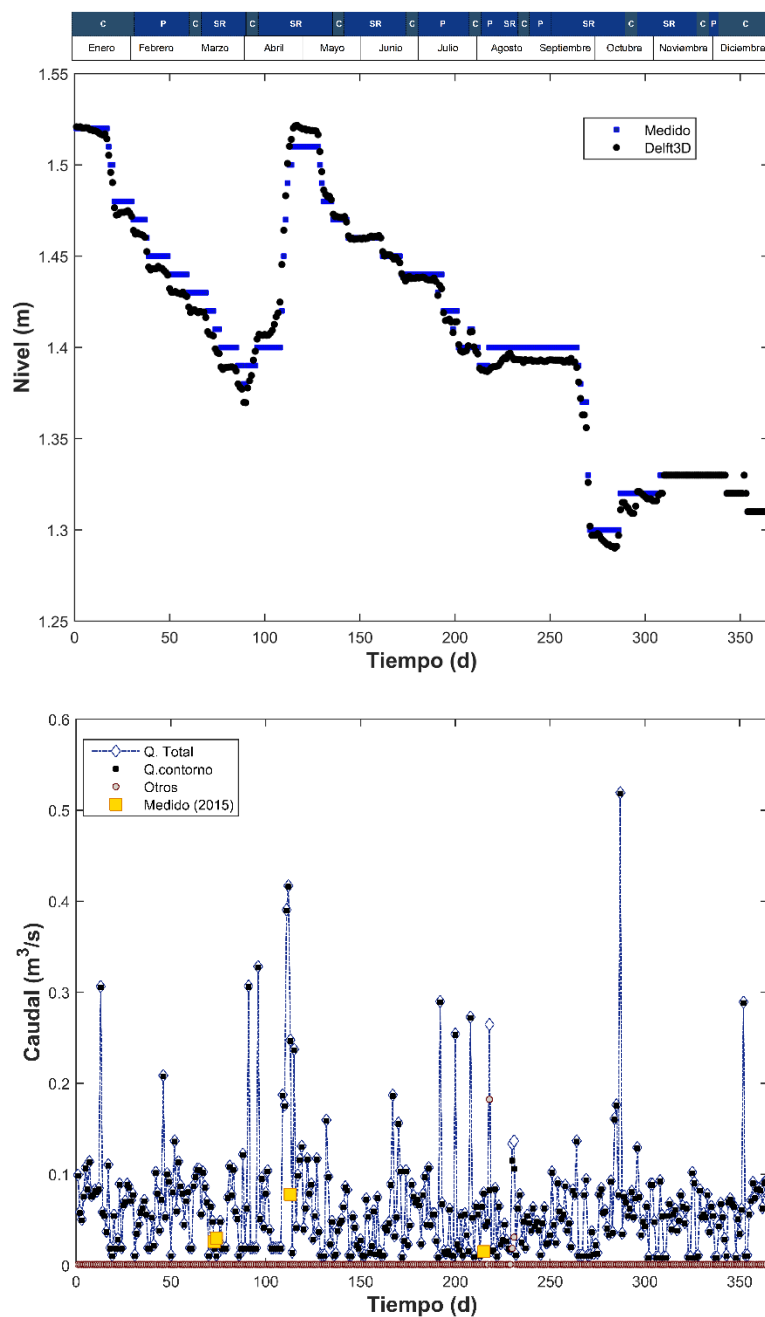


Figura 6.27. Evolución temporal diaria de: Niveles medidos y simulados en el humedal (sup.) en la zona de la compuerta (cota: 2490.31 m.s.n.m); Caudal afluente al lago medido en quebrada Honda y caudal al final del proceso de calibración y ajuste (inf.). 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

Finalmente, en la Tabla 6.5 se presenta una síntesis de las condiciones de evaluación y calibración de la constante del humedal  $K_{sfh}$ . Esta constante ha sido introducida para reflejar las dinámicas potenciales de sedimentación, floculación, absorción, co-precipitación con sedimentos cohesivos y adsorción, entre otros procesos, que ocurren en humedales naturales y construidos (oxidación, volatilización, etc.) y que pueden modificar la concentración de iones disueltos en el humedal (Deltares, 2014; Maine et al., 2017; Huser et al., 2016; Machado et al., 2017; Liang et al., 2017; Stephansen et al., 2014; Wu, Kuschik, Brix, Vymazal, & Dong, 2014; Nivala et al., 2013). Con base en los

registros de conductividad en humedales de flujo libre y subsuperficial a escala piloto (Maine et al., 2017), expresados en ups, mediante la adaptación descrita en el Capítulo 4, se obtiene el rango de variación de la constante (Tabla 6.5). Este rango se adopta como referencia para la realización de las simulaciones para la calibración y la validación de la constante ( $K_{sfh}$ ). Las formulaciones y modelos empleados para definir el rango de variación de  $K_{sfh}$  incluyen una cinética de primer orden (EPA, 2000) y adaptaciones en humedales derivadas en función del área, la longitud y el origen o la concentración geogénica (Kadlec & Knight, 1996; Arias, Brix, & Johansen, 2003; Stephansen et al., 2014). Esta constante es comparable con las constantes de decaimiento obtenidas en humedales de flujo libre y subsuperficial para variables de calidad tales como demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales o microcontaminantes (Matamoras et al., 2012; Usaquén & Correal, 2012).

Como resultado de este tercer estudio, se define la constante del humedal  $K_{sfh}$  en un valor de  $1 \times 10^{-3}$  1/día (Tabla 6.6). La validación de los resultados se ilustra en las Figuras 6.28 y 6.29. En la Figura 6.28 se representan los resultados del modelo de salinidad en cuatro sectores: la zona de entrada al lago (P1), el sector sur - este (P2), el centro del lago (P5) y la salida cerca de la compuerta (P3) (Figura 6.26). Se observa una respuesta del modelo comparable con los valores medidos, siendo mayor la proximidad entre estos en el periodo de menor precipitación (Figura 6.8) o de mayor evaporación y viento (Figura 6.9) en la segunda mitad del año.

El modelo permite representar la variabilidad diaria y espacial, compárense las Figuras 6.15 y 6.16 en la dimensión temporal con la Figura 6.28, y, en su distribución espacial la Figura 6.17 con los puntos P1, P4 y P5 que delimitan la zona de entrada al sistema y su transición hacia la zona más profunda del lago (Figura 6.29). Se observa en el primer punto (P1), la variabilidad temporal en las concentraciones de sal y la cercanía entre las curvas que representan el efecto conjunto del viento, la precipitación y la evaporación en la entrada al sistema. Esta situación transita hacia una condición que diferencia las series de salinidad en el punto P4. Al no tener en cuenta el efecto de la constante, la salinidad se incrementa, superando los registros medidos en el sistema, por el contrario si las variables climáticas no ejercen tensión, la salinidad disminuye, alcanzando registros cercanos a los medidos en época de mayores precipitaciones. Por otra parte, si no se considera la tensión del viento, la salinidad tiende a aumentar.

En el centro del lago (P5, Figura 6.26) la variabilidad en la salinidad se reduce comparada con la zona de ingreso al sistema (Figura 6.29). En este caso el efecto del viento es similar al que ejercen la precipitación y la evaporación. Estos resultados validan la adecuada selección de las tensiones climáticas consideradas en la calibración del sistema (precipitación, evaporación y viento) permitiendo reflejar la dinámica del lago espacial y temporalmente, en el dominio de cálculo y durante el ciclo de gestión.

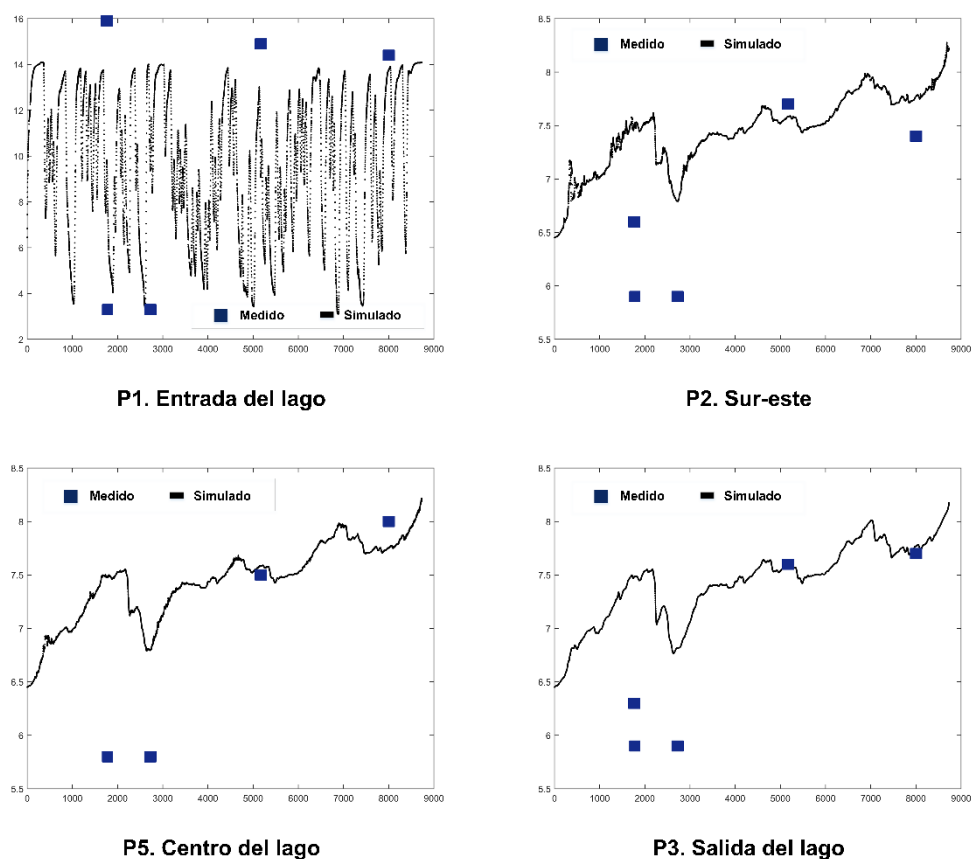


Figura 6.28. Variabilidad temporal horaria de la salinidad en el Lago Sochagota simulada y medida en cuatro puntos de observación, considerando el efecto de las tensiones climáticas (precipitación, evaporación, viento) y la constante  $K_{sfh}$ , 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

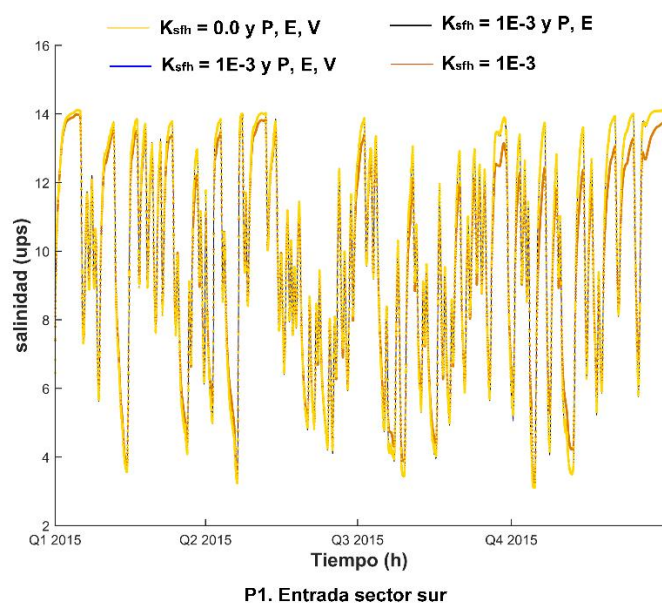


Figura 6.29. Variabilidad temporal horaria y efecto de las variables climáticas: precipitación, evaporación y viento y la constante  $K_{sfh}$  en la salinidad del Lago Sochagota (zona de entrada al sistema), 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

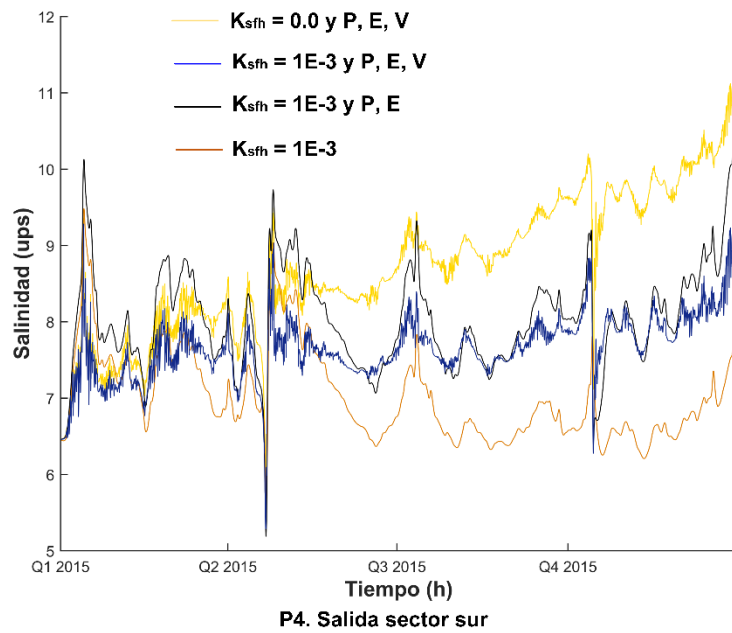


Figura 6.30. Variabilidad temporal horaria y efecto de las variables climáticas: precipitación, evaporación y viento y la constante  $K_{sfh}$  en la salinidad del lago Sochagota (zona de transición luego de la zona de vegetación macrófita), 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

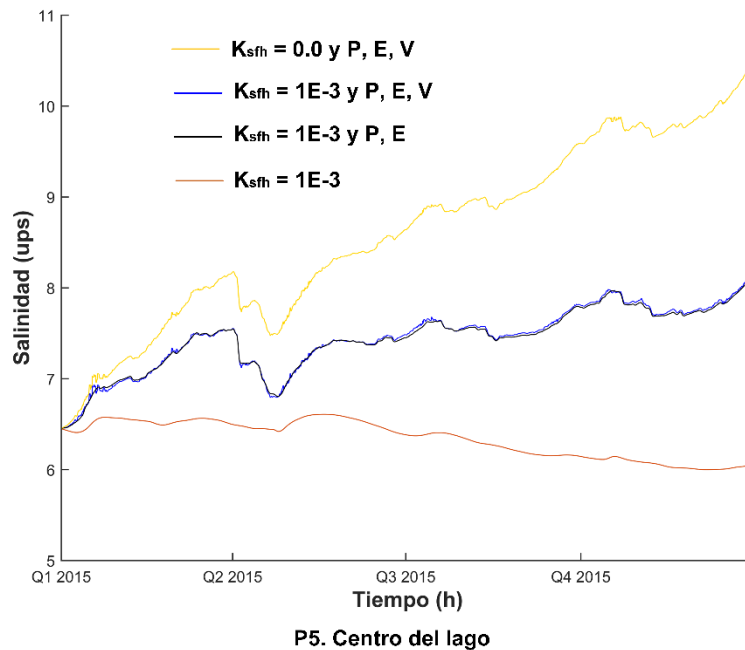


Figura 6.31. Variabilidad temporal horaria y efecto de las variables climáticas: precipitación, evaporación y viento y la constante  $K_{sfh}$  en la salinidad del lago Sochagota (zona central del lago), 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

#### 6.2.4 Corrientes hidrodinámicas obtenidas mediante el modelo Delft3D.

La evaluación de la velocidad obtenida con el modelo Delft3d se ilustra en Figura 6.32 empleando para ello, días representativos de los meses de abril y agosto, en los que se registran y se superponen las tensiones asociadas a la precipitación, la evaporación y el viento (Figuras 6.8 y 6.9).

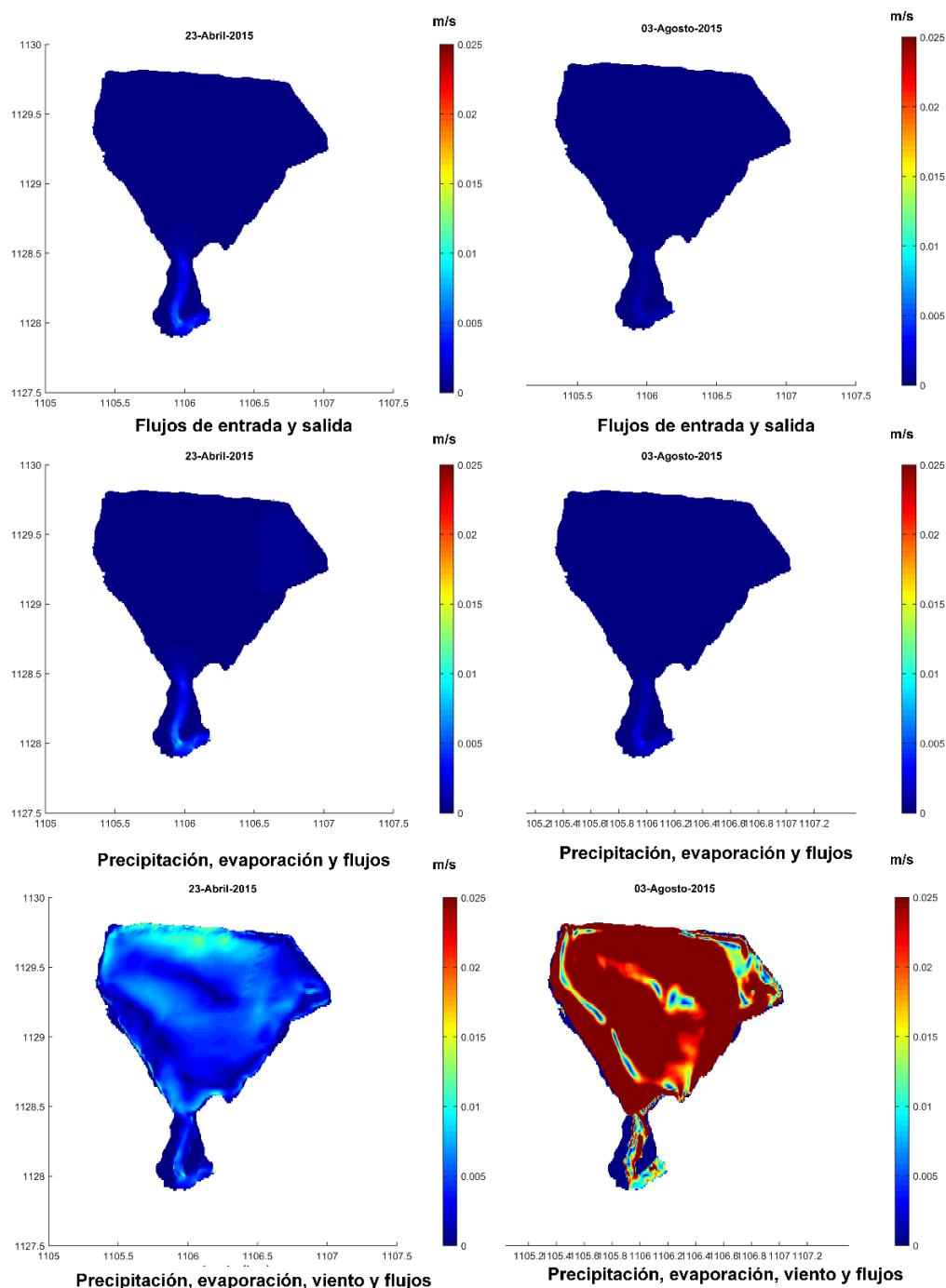


Figura 6.32. Velocidad promedio en vertical de las corrientes simuladas con el modelo Delft3d, considerando el efecto de los flujos de entrada y salida, precipitación, evaporación y viento en el lago Sochagota; días representativos de épocas de mayor precipitación (abril) y menores precipitaciones (agosto), 2015 – Año seco.

Con el fin de identificar el efecto de cada una de las tensiones que actúan sobre el sistema, se hace uso de la herramienta Delft3d. Se observa que la principal tensión que ejerce un efecto en las corrientes es el viento. Los valores máximos de velocidad de la corriente 0.025 m/s sugieren condiciones propicias para la sedimentación y se identifican en la zona central del lago en el mes de agosto. La magnitud y dirección de la velocidad, así como la formación de corrientes en dirección opuesta a la dirección del flujo en la condición de contorno, es un patrón que se detecta en la campaña de medición de velocidad (en superficie) realizada en febrero de 2017 por la Universidad de Boyacá; la zona de evaluación de las corrientes se realiza cerca de la zona de transición entre el área ocupada por la vegetación macrófita y la zona central del lago Sochagota. Por otra parte, el efecto de los aportes y detracciones, de la precipitación y la evaporación se detectan (Figura 6.32) al comparar los meses de mayores y menores precipitaciones.

### 6.3 CÁLCULO Y VALORACIÓN DE DESCRIPTORES ESTRATÉGICOS

El segundo paso de la metodología OSSEM contempla el cálculo y valoración de los descriptores estratégicos relacionados con cada uno de los efectos socio-ecológicos: potencial de renovación ( $P_R$ ), potencial de salinización ( $P_S$ ) y potencial de déficit hídrico ( $P_{WD}$ ) se calculan y valoran a continuación (Paso 2).

Los descriptores estratégicos se calculan en el Lago Sochagota teniendo en cuenta su cambio o comportamiento a escala diaria durante el ciclo de gestión de 2015. Por un lado, se valora cada uno de los descriptores a nivel global, haciendo uso del modelo de cajas MSL-S y del modelo tridimensional Delft3D. Por otro lado, se valora cada uno de los descriptores estratégicos a nivel local haciendo uso del modelo Delft3D en su versión bidimensional. Posteriormente, se valora la susceptibilidad conjunta mediante el índice OSI.

#### 6.3.1 Cálculo y valoración del potencial de renovación

Al igual que en la aplicación de OSSEM a la Albufera de Valencia, en este apartado se abordan las siguientes etapas:

- i) el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la eutrofización mediante el establecimiento de escenarios hipotéticos, haciendo uso del modelo de cajas (MSL-S);
- ii) el estudio de la evolución temporal del descriptor a escala global haciendo uso tanto del modelo de cajas (MSL-S) como del modelo tridimensional Delft3D en su versión bidimensional;
- iii) el estudio de la variabilidad espacio-temporal del descriptor a escala local haciendo uso del modelo Delft3D.

##### 6.3.1.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a eutrofización

La capacidad de renovación (potencial de renovación,  $P_R$ ) permite evaluar la susceptibilidad del Lago Sochagota frente a la eutrofización. El modelo de cajas (MSL-S) se emplea para definir los límites o umbrales requeridos para evaluar la susceptibilidad del humedal a eutrofizarse. La respuesta del humedal a los casos hipotéticos de operación se recogen en la Tabla 6.7. Estos 9 escenarios permiten definir los límites entre las categorías de susceptibilidad.  $P_{R1}$  se corresponde con el límite entre las categorías de susceptibilidad muy alta y alta, obteniéndose un valor de -1.40% como valor mínimo de los escenarios entre E1 y E9.  $P_{R2}$  marca el valor de transición entre las categorías alta y moderada, obteniéndose un valor de -0.39%. Finalmente,  $P_{R3}$  define el límite entre la categoría de susceptibilidad moderada y la condición de baja

susceptibilidad frente a la eutrofización, obteniéndose un valor de 5.79% como valor máximo de todos los escenarios hipotéticos.

Tabla 6.7. Límites de referencia del potencial de renovación ( $P_R$ ) para el Lago Sochagota.

| Escenario | $Q_r$ ( $\cdot 10^{-2}$ ) | $Q_e$ | $\eta_b$ | P  | E    | $P_R$ | Límite                                                  |
|-----------|---------------------------|-------|----------|----|------|-------|---------------------------------------------------------|
| E1        | 0.92                      | 0     | 2.33     | 0  | 18.1 | -1.40 | $P_{R1}$ : -1.40<br>$P_{R2}$ : -0.39<br>$P_{R3}$ : 5.79 |
| E2        |                           |       | 2.44     |    |      | -1.30 |                                                         |
| E3        |                           |       | 2.55     |    |      | -1.21 |                                                         |
| E4        | 6.36                      | 3.043 | 2.33     | 0  | 0    | -0.05 |                                                         |
| E5        |                           |       | 2.44     |    |      | -0.25 |                                                         |
| E6        |                           |       | 2.55     |    |      | -0.39 |                                                         |
| E7        | 0                         | 0     | 2.33     | 77 | 0.1  | 5.79  |                                                         |
| E8        |                           |       | 2.44     |    |      | 5.40  |                                                         |
| E9        |                           |       | 2.55     |    |      | 5.06  |                                                         |

$Q_r$ : aportes de caudal al humedal ( $m^3/s$ );  $Q_e$ : caudal de salida del humedal o grado de apertura de compuertas;  $\eta_b$ : superficie libre o nivel en el interior del humedal (m); P: precipitación (m); E: evaporación (m);  $P_R$ : límite del potencial de renovación de referencia (i) en cada categoría (%). (\*) Debido al cierre de la compuerta, el nivel en el exterior no genera efecto en la hidrodinámica del sistema de forma directa.

### 6.3.1.2 Escala global: evolución temporal del potencial de renovación

A continuación, haciendo uso de los datos de partida antes descritos en el Apartado 6.1, se calcula el potencial de renovación diario para todo el humedal, haciendo uso del modelo MSL-S y el modelo Delft3D anteriormente calibrados y validados (véase Apartado 6.2).

En la Figura 6.33 se representa la evolución diaria del potencial de renovación durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) haciendo uso del modelo de cajas (MSL-S). La práctica totalidad de los días (99.5%, 363 días) del ciclo de gestión se categoriza con moderada susceptibilidad a eutrofizarse. Exclusivamente dos días se clasifican en otra categoría, en categoría alta, representando el 0.5% de los días del ciclo de gestión. Estos dos días, detectados en marzo y en septiembre, pese a categorizarse con susceptibilidad alta, sus valores de potencial de renovación se encuentran muy próximos al umbral de la categoría de susceptibilidad moderada. Cabe destacar que en abril se observa el valor máximo del potencial de renovación, próximo al umbral de categoría baja. En la mayoría de los días se registran potenciales de renovación próximos a cero.

Al analizar los registros diarios a escala mensual, representando el valor medio y la desviación estándar para cada uno de los meses del ciclo de gestión, se observa que los meses con más variabilidad corresponden a abril y octubre (Figura 6.34). Durante el ciclo de gestión la actividad agrícola es permanente, particularmente en estos dos meses, las etapas de riego y cosecha caracterizan la dinámica agrícola. El mes abril registra los máximos aportes por precipitación (Figura 6.8), a diferencia de octubre en el que la evaporación es máxima.

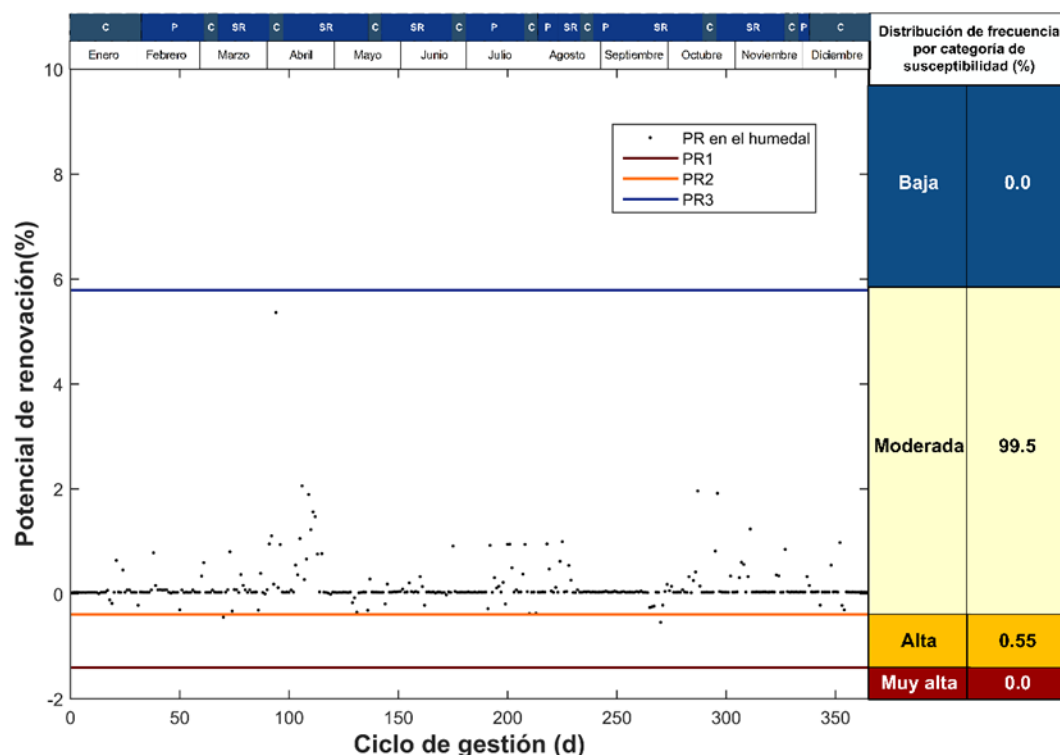


Figura 6.33. Evolución temporal diaria del potencial de renovación global y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad frente a la eutrofización, haciendo uso del modelo MSL-S, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

En cuanto a la dinámica del potencial de renovación global, se observa en las Figuras 6.33 y 6.34 que durante el mes de abril, éste guarda correspondencia con el ascenso en el nivel del lago (Figura 6.4) y con el caudal que ingresa y sale del lago (Figura 6.21). En el mes de abril el balance de la precipitación frente a la evaporación es positivo (Figura 6.8), lo cual conduce a un mayor potencial de renovación por el efecto conjunto de dilución e intercambio de flujos: con la cuenca de la quebrada Honda (aportes) y a través de la compuerta cuyo caudal tiende a ser mayor que su promedio anual en respuesta al ascenso en el nivel del lago (Figura 6.21.b).

Por otro lado, en el mes de octubre se observa el descenso en el potencial de renovación comparado con el mes de abril, lo cual guarda correspondencia con el comportamiento del nivel del lago y de los caudales afluentes y efluentes del sistema. El descenso en el nivel del lago se refleja en la disminución del caudal a través de la compuerta, pero al aumento de otros flujos de salida (Figura 6.21.c) se suma la evaporación, que alcanza su nivel máximo en este periodo (Figura 6.8).

En los meses de marzo y septiembre se presentan días puntuales en la categoría de susceptibilidad alta, con registros cercanos a cero o negativos. En el mes de marzo, el nivel desciende y, por lo tanto, también lo hace el caudal de salida a través de la compuerta. Este hecho se explica por el balance de precipitación y evaporación, que aunque es positivo (Figura 6.8), se refleja en menores aportes de caudal procedentes de la cuenca (Figura 6.20) comparados con el mes de mayores precipitaciones (abril). En septiembre, se registran los valores promedio mensual y diario, más bajos del

potencial de renovación durante el ciclo de gestión. En este mes el nivel del lago tiende a descender hasta alcanzar el mínimo anual (Figura 6.20), el balance de la precipitación y la evaporación tiende a cero o a valores negativos (Figura 6.8), los flujos de salida a través de la compuerta descienden por debajo del promedio anual (Figura 6.21.b) y el balance de los flujos de entrada y salida tiende a cero (Figura 6.20 y 6.21.c).

Finalmente, en relación con los resultados obtenidos con el modelo de cajas, cabe destacar que, el potencial de renovación, a excepción de los meses de abril y octubre (Figura 6.34), se caracteriza por presentar baja variabilidad diaria y mensual, y los valores promedio mensual se encuentran en casi la totalidad del ciclo de gestión sobre el límite de la categoría de susceptibilidad moderada. Tal y como se ha comentado anteriormente, la compuerta que regula el flujo hacia el río Chicamocha se encuentra cerrada, sin embargo, la fuga que se detecta en esta estructura, junto con otros flujos de salida, contribuyen con su renovación. Esta condición es similar a la encontrada en la Albufera de Valencia (Capítulo 5), en la cual se detectó mayor potencial de renovación en zonas con flujos de baja magnitud y continuos en el tiempo, comparados con periodos en donde se presentan caudales de corta duración y mayor magnitud.

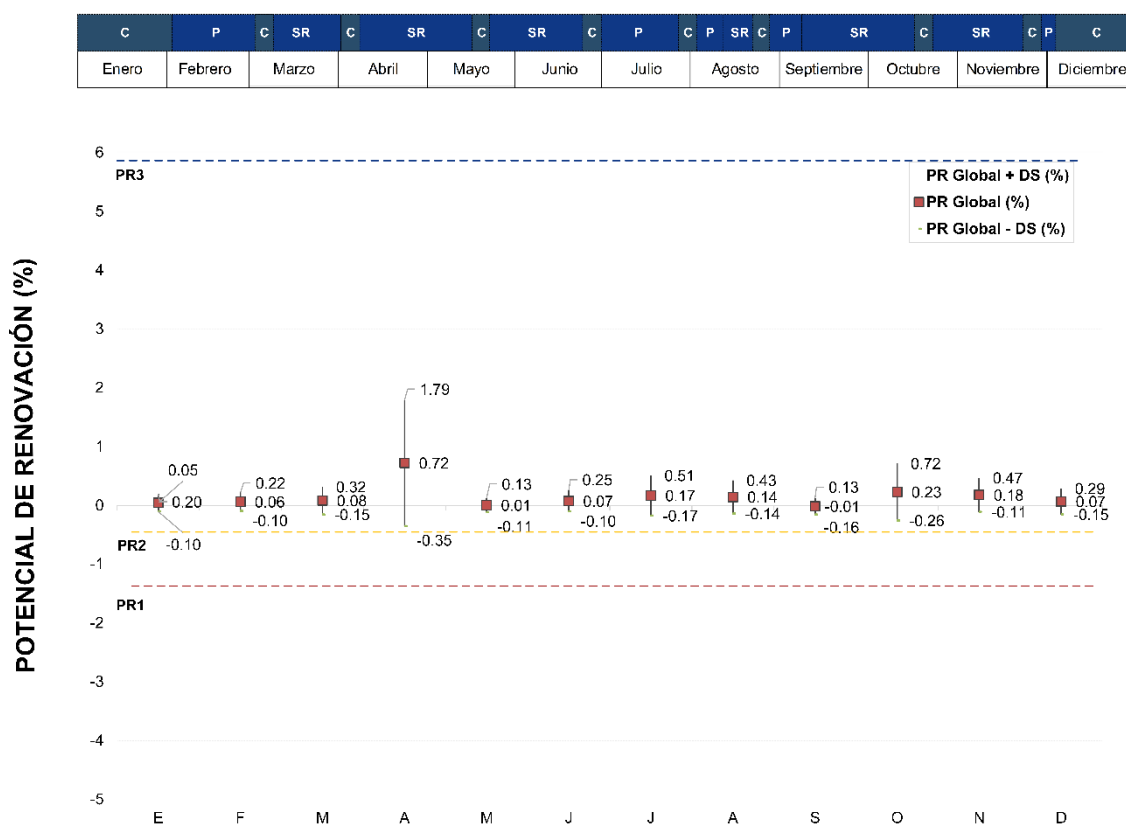


Figura 6.34. Evolución temporal mensual del potencial de renovación global haciendo uso del modelo MSL-S, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco. Promedio mensual (PR) y desviación estándar (DS).

De manera adicional a los resultados obtenidos mediante el modelo de cajas MSL-S, en la Figura 6.35 se representa la evolución del potencial de renovación durante el ciclo de

gestión ( $T_c$ ) haciendo uso del modelo Delft3D. En este caso, el 100% de los días del ciclo de gestión se categorizan con susceptibilidad moderada. Al igual que ocurría con el modelo de cajas, la mayoría de los días se registran potenciales de renovación próximos a cero y superiores al límite de la categoría moderada (Tabla 6.7). Haciendo uso del modelo Delft3D también se detectan los valores máximos de potencial de renovación durante el mes de abril y los mínimos en el mes de septiembre.

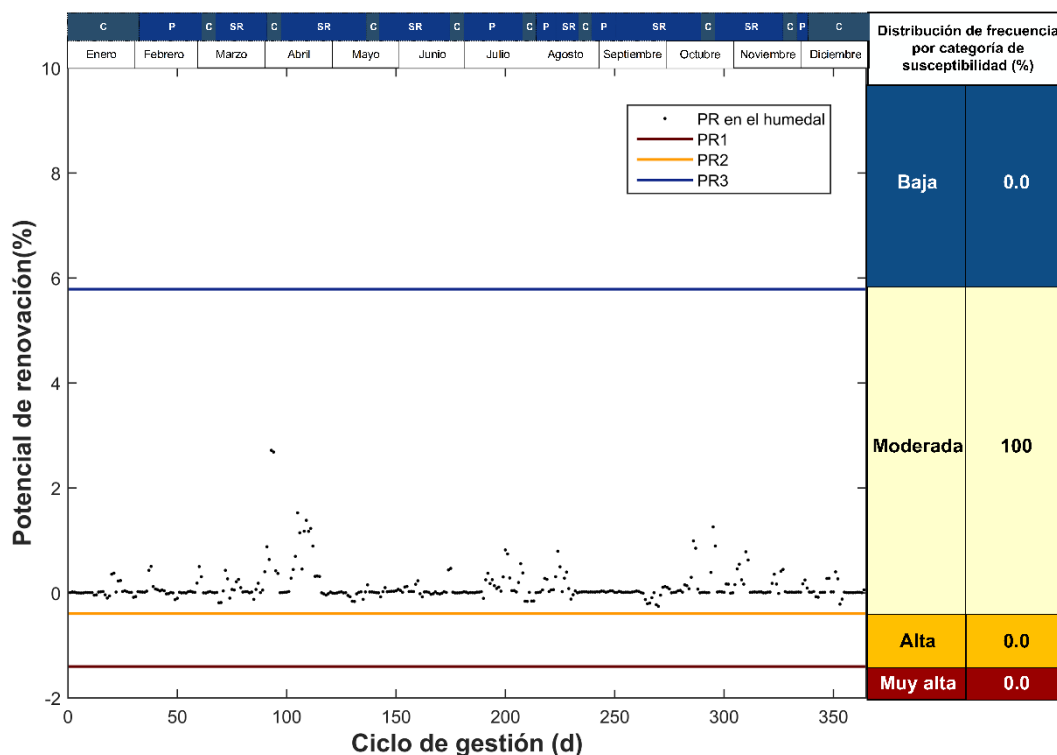


Figura 6.35. Evolución temporal diaria del potencial de renovación global y distribución de frecuencia por categoría de susceptibilidad a eutrofización, haciendo uso del modelo tridimensional Delft3d, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

En la Figura 6.36 se representa la variación del promedio mensual del potencial de renovación durante el ciclo de gestión. Al igual que ocurría con los potenciales de renovación calculados mediante el uso del modelo de cajas, el mes de abril es el mes con más variabilidad en sus registros y los valores mínimos se registran en el mes de septiembre. En este último caso, el viento (Figura 6.9) constituye el principal factor que diferencia los resultados con los encontrados mediante el modelo de cajas. A este respecto, se observa en el promedio del mes de septiembre (Figura 6.36), que se registran valores negativos de potencial de renovación (-0.01%), que comparados con los alcanzados en el mismo periodo (-0.02%) mediante el modelo MSL-S (Figura 6.34) sugieren que el viento podría favorecer el potencial de renovación diario (Figuras 6.33 y 6.35) y mensual.

Cabe descartar que, los valores medios mensuales globales obtenidos con uno y otro modelo son muy similares. Por lo que, si el objetivo de la gestión ambiental no tuviera

una componente espacial, el uso del modelo MSL-S para el cálculo del potencial de renovación sería totalmente válido y suficiente.

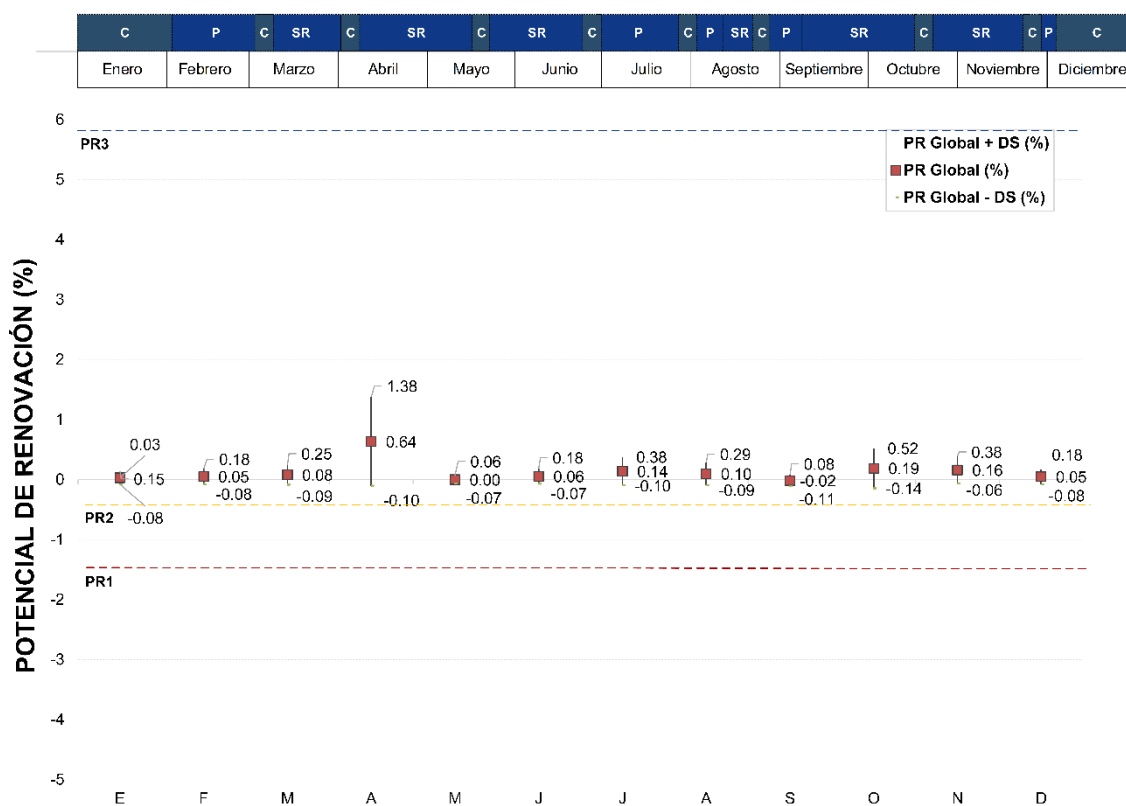


Figura 6.36. Evolución temporal mensual del potencial de renovación global haciendo uso del modelo Delft3D, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco. Promedio mensual (PR) y desviación estándar (DS).

A modo de conclusión, en relación con el potencial de renovación global, la condición predominante durante el ciclo de gestión en el Lago Sochagota se tipifica en la categoría de susceptibilidad moderada, concepto que se obtiene mediante el cálculo del descriptor, tanto con el modelo de cajas (MSL-S) como con el modelo Delft3D. Al igual que ocurría en la Albufera de Valencia, el potencial de renovación refleja el efecto sinérgico de las tensiones naturales y antropogénicas que ocurren en el sistema y, le confieren susceptibilidad a presentar problemas de eutrofización moderada. Estos efectos pueden llegar a ser mitigados mediante la aplicación de medidas y acciones dirigidas a potenciar la renovación del humedal.

### 6.3.1.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de renovación

A continuación, haciendo uso de los datos de partida antes descritos en el Apartado 6.1, se calcula el potencial de renovación diario para cada celda (escala local) con apoyo en el modelo Delft3D, en su versión bidimensional, previamente calibrado y validado (véase Apartado 6.2).

De acuerdo con la metodología descrita (Capítulo 3), se obtiene el valor promedio del potencial de renovación a escala de celda, el cual es representativo de las dinámicas espaciales en el sistema durante el ciclo de gestión en el Lago Sochagota. En la Figura 6.37 se representa el valor promedio del potencial de renovación a escala de celda durante el año 2015 y su distribución espacial por categorías de susceptibilidad a eutrofización. El mayor porcentaje de las celdas del dominio presenta una categoría de susceptibilidad moderada (93.74%) y en menor proporción se encuentran celdas tipificadas en las categorías baja (6.23%) y alta (0.02%); en la categoría de susceptibilidad muy alta no se registran celdas.

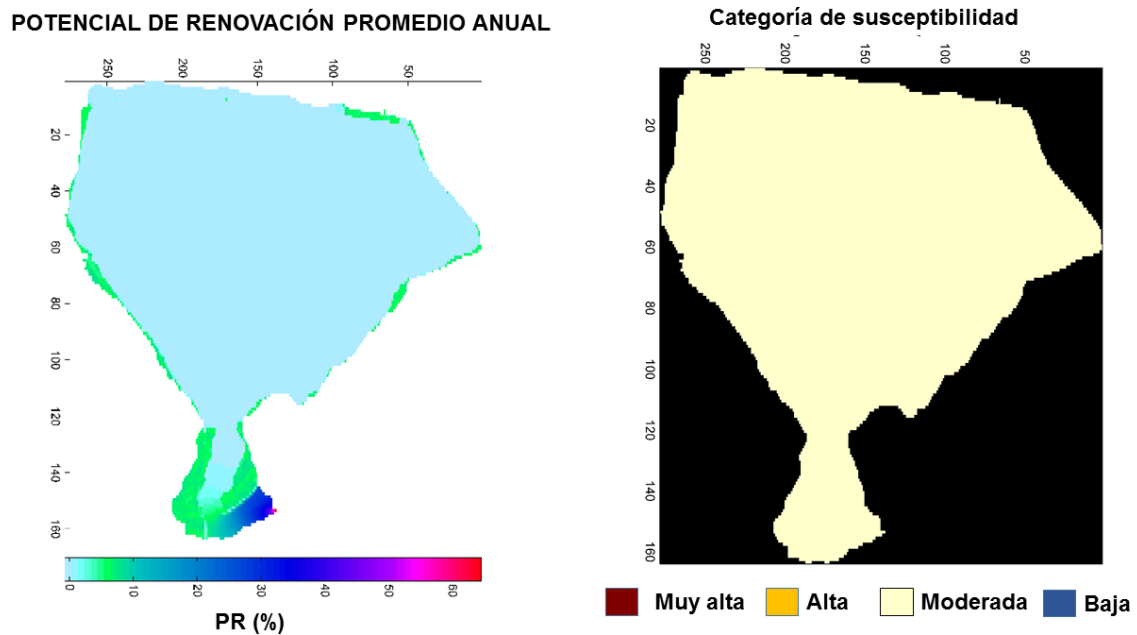


Figura 6.37. Variabilidad espacial del potencial de renovación local promedio anual ( $P_R$ ) y categorización de la susceptibilidad a eutrofización en el lago Sochagota, valor medio en el ciclo de gestión, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 ( $T_c$ ).

Haciendo uso de la Tabla 3.11, se obtiene la categoría de susceptibilidad global en el humedal, que se corresponde con la condición moderada. Esta categoría guarda relación con la valoración de la susceptibilidad a escala global encontrada anteriormente. Las zonas de mayor potencial de renovación se corresponden con la entrada y salida del lago y, con el área ocupada por la vegetación macrófita (Figura 6.26).

La zona central del lago y el canal que permite el ingreso del flujo al sistema, se encuentran en la categoría de susceptibilidad moderada, distribución espacial que se relaciona con el patrón de la velocidad de la corriente. En la Figura 6.32 se identifica el efecto de las tensiones climáticas (precipitación, evaporación) y, el efecto del viento, que podría favorecer el incremento en las velocidades registradas. Pese a ello, la magnitud de la velocidad del viento (0.025 m/s) podría favorecer también procesos de sedimentación.

Finalmente, se identifica en la Figura 6.37 una zona localizada al norte y al este del lago, de menor potencial de renovación comprada con el centro del lago. Se encuentra en la Figura 6.26, correspondencia espacial con las detracciones que representan los flujos potenciales hacia las áreas de riego, zonas de posible intercambio con el acuífero libre o en las cuales, puede presentarse fugas por la naturaleza del material constructivo de la barrera física que delimita el lago. Esta observación es importante, porque permite valorar el efecto de flujos de intercambio distribuidos o realizados de forma puntual en el sistema.

### 6.3.2 Cálculo y valoración del potencial de salinización

Al igual que con el potencial de renovación, este apartado se organiza en tres secciones:

- i) el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la salinización;
- ii) el estudio de la evolución temporal del descriptor a nivel global;
- iii) el estudio de la variabilidad espacio-temporal del descriptor a nivel local.

Para obtener el potencial de salinización se ha calculado la concentración de sales disueltas, global y localmente, durante el ciclo de gestión bajo las siguientes consideraciones:

- i) los principales aportes de caudal se realizan a través de la quebrada Honda y las aguas termales, termominerales y similares. La concentración de sales se asume variable para la condición de contorno (véase el Apartado 6.2) y constante en los flujos que representan el aporte de origen subterráneo;
- ii) la concentración de sales durante la época de mayor precipitación se asume constante durante el ciclo de gestión y equivalente a la mínima registrada en la quebrada Honda. Los aportes de dichos flujos se introducen durante los días en los cuales la precipitación es mayor que cero. En los días que la precipitación es igual a cero, la concentración se considera como el promedio obtenido en la campaña de 24 horas (véase Figuras 6.7 y 6.17);
- iii) se asume despreciable el aporte de sales por precipitación directa en el lago y la evaporación ejerce efecto sobre la concentración de sales a través de su efecto en el volumen del humedal;
- iv) la temperatura del agua en el humedal responde a los cambios en la temperatura ambiente proporcionalmente al factor<sup>1</sup>  $F: T_{amb}/T_{med}$ ;
- v) en el caudal total se reflejan los aportes (+) y detracciones (-) y de esta forma se traslada el efecto de aumento o disminución de la carga de sales disueltas durante el ciclo de gestión;
- vi) el cambio en el volumen de almacenamiento durante cada  $\Delta T_c$  ejerce un efecto en la salinidad del sistema;
- vii) se asume con base en registros históricos una conductividad mínima o geogénica en el Lago Sochagota ( $S_o$ ) de 2.5 dS/m a 21.2 °C (1.4 ups);
- viii) la salinidad en los aportes de flujo y en el humedal, se calculan a 25°C empleando la adaptación del modelo de la UNESCO (1986), considerando como variables de entrada la conductividad y la temperatura del agua.

A continuación se presentan los umbrales o límites de referencia bajo los cuales se valora la susceptibilidad a salinización en el Lago Sochagota.

---

<sup>1</sup> F: Factor que refleja en la temperatura de los flujos que ingresan y en el humedal el cambio en la temperatura ambiente;  $T_{amb}$ : Temperatura ambiente promedio diaria;  $T_{med}$ : Temperatura ambiente media durante el ciclo de gestión.

---

### 6.3.2.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad a la salinización

Las salinidades de referencia se establecen considerando los principales cultivos que se desarrollan en las inmediaciones del lago y en su área de influencia, que son: pastos, frutales (durazno, ciruela, manzana, pera), cebolla, patata (papa), maíz, arveja, tomate, remolacha, entre otros (Tabla 6.8). Para el Lago Sochagota se consideran los frutales y la cebolla como los cultivos más sensibles. Una vez identificados los cultivos más sensibles, se calcula la salinidad de referencia en el agua de riego que, en este caso, se corresponde con el recurso hídrico almacenado en el Lago Sochagota.

Tabla 6.8. Conductividad eléctrica del extracto saturado del suelo, en cultivos que se desarrollan en proximidades del Lago Sochagota.

| Tipo de cultivo                                               | $E_c$ (dS/m) | $E_{ce}$ (dS/m) | Observación                                                                                                                                                            |
|---------------------------------------------------------------|--------------|-----------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Pastos (MS)                                                   | 4            | 3.5             | Los cultivos menos tolerantes a la salinidad son los frutales y las hortalizas. La mayoría de cultivos no presenta inconvenientes para una conductividad de 0.75 dS/m. |
| Frutales (S,MS)                                               | 3            | 1.2             |                                                                                                                                                                        |
| Cebolla (S)                                                   | 4            | 1.0             |                                                                                                                                                                        |
| Papa (MS)                                                     | 6            | 1.5             |                                                                                                                                                                        |
| Maíz (MS)                                                     | 6            | 1.7             |                                                                                                                                                                        |
| Arveja (S,MS)                                                 | 4            | 3.0             |                                                                                                                                                                        |
| Tomate (MS)                                                   | 8            | 1.7 - 2.5       |                                                                                                                                                                        |
| Remolacha (MT)                                                | 16           | 4.0             |                                                                                                                                                                        |
| Otros: hortalizas (S), lechuga (MS), frijol (S), repollo (MS) | 3-7          | 1.0 – 1.8       |                                                                                                                                                                        |

Fuente: Bouwer & Idelovitch, 1987; FAO., 1985.

El cálculo de las salinidades de referencia ( $S_{R1}$ ,  $S_{R2}$ ,  $S_{R3}$ ) se realiza con un valor para la constante de reducción ( $K_R$ ) de 0.83. Para estimar esta constante se ha asumido una eficiencia de riego ( $E_i$ ) del orden del 80% en el cultivo de mayor extensión, equivalente a una fracción de lixiviación ( $F_L$ ) de 0.2.

$$K_R = \frac{5 \times F_L}{(1 + F_L)} = 0.83$$

$$S_{R1} = K_R \times E_c = 0.83E_c = 0.83 \times 3.0 = 2.5 \text{ dS/m}$$

$$S_{R2} = K_R \times E_{ce} = 0.83E_{ce} = 0.83 \times 1.0 = 0.83 \text{ dS/m}$$

$$S_{R3} = 0.75 \text{ dS/m}$$

Con base en la tolerancia a la salinidad se obtienen los potenciales de salinización máximos ( $P_{smax1}$ ,  $P_{smax2}$  y  $P_{smax3}$ ) que representan los límites entre las categorías de susceptibilidad: muy alta - alta, alta – moderada y moderada - baja, respectivamente.

Los potenciales máximos se calculan tomando como referentes ( $S_{R1}$ ,  $S_{R2}$ ,  $S_{R3}$ ) y la salinidad mínima durante el ciclo de gestión ( $S_o$ : 2.7 dS/m) y se presentan a continuación:

$$P_{smax1} = \frac{(S_{R1}-S_o)}{S_o} \times 100 = \frac{(2.5-2.7)}{2.7} \times 100 = -7.4\%$$

$$P_{smax2} = \frac{(S_{R2}-S_o)}{S_o} \times 100 = \frac{(0.83-2.7)}{2.7} \times 100 = -69.3\%$$

$$P_{smax3} = \frac{(S_{R3}-S_o)}{S_o} \times 100 = \frac{(0.75-2.7)}{2.7} \times 100 = -72.2\%$$

### 6.3.2.2 Escala global: evolución temporal del potencial de salinización

A continuación, haciendo uso de los datos de partida previamente descritos en el Apartado 6.1, se calcula el potencial de salinización diario para todo el humedal, haciendo uso del modelo de cajas MSL-S y del modelo Delft3D. En la Figura 6.38 se representa la evolución diaria del potencial de salinización durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) haciendo uso del modelo de cajas (MSL-S). Tal y como puede observarse, el 100% de los días del ciclo de gestión presenta una susceptibilidad muy alta a que el lago se salinice y afecte a los cultivos más sensibles e incluso a los más tolerantes.

El potencial de salinización responde a la dinámica de flujos de quebrada Honda y a los aportes de aguas termales, termominerales y similares (Figura 6.20 y 6.21). La precipitación y evaporación durante el ciclo de gestión se refleja en el potencial de salinización mínimo y máximo, durante los meses de abril (máxima precipitación) y octubre (máxima evaporación), respectivamente (Figura 6.8). El cierre de la compuerta se refleja en el incremento de la salinidad durante el periodo de evaluación (Figura 6.10), lo cual sugiere la potencial acumulación de sales en el humedal durante el ciclo de gestión (Figura 6.15). Los periodos con mayor potencial de salinización se identifican en septiembre y octubre, coincidiendo con los registros de nivel del humedal mínimos durante el ciclo de gestión (Figura 6.4).

Estos valores máximos y mínimos registrados durante el ciclo de gestión no suponen un cambio en la categorización de la susceptibilidad que presenta el lago a la salinización, pero responden a las dinámicas estacionales, al efecto de dilución por incremento en el volumen de almacenamiento (véase Apartado 6.2.1, Figura 6.24) y a las condiciones geogénicas propias del sistema.

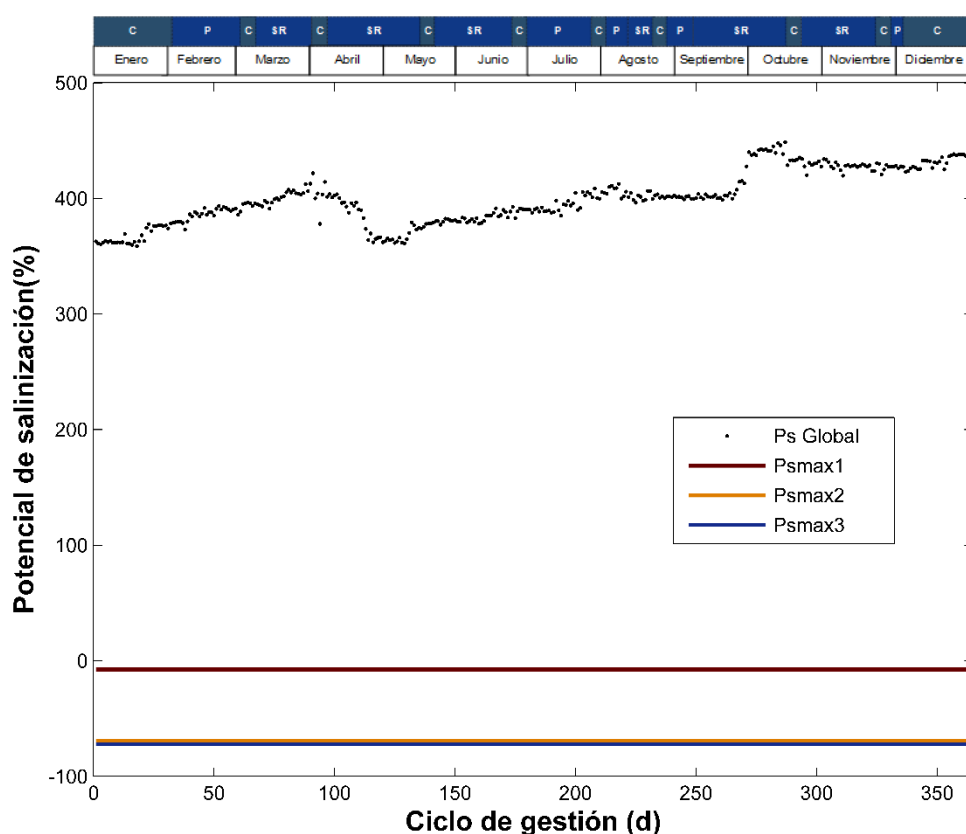


Figura 6.38. Evolución temporal diaria del potencial de salinización global en el Lago Sochagota, haciendo uso del modelo MSL-S, durante el periodo de 1 de enero al 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

Se observa como el potencial de salinización se encuentra en un rango entre 350 y 450%, lo que conlleva a una susceptibilidad muy alta y al incremento de iones en solución en el sistema que pueden afectar al sector agrícola y turístico. El uso directo del agua para riego puede incidir en la reducción de la productividad de los cultivos. Tal y como se observa en la Tabla 6.8, todos los cultivos presentarían susceptibilidad de salinización por el uso directo del agua del lago bajo las condiciones actuales de salinidad y podrían alcanzar como mínimo pérdidas en la productividad de sus cultivos por encima del 50%. El único cultivo que podría admitir el uso directo del recurso sería la remolacha, sin embargo, la reducción en la productividad o el rendimiento de este cultivo podría alcanzar valores de, al menos, un 10%.

En relación con el sector turístico, la concentración de sales disueltas puede alcanzar concentraciones cercanas a 6.4 ‰, esta concentración supera los valores de referencia recomendados por la FAO para la carpa común, *Cyprinus Carpio*. Esta especie fue introducida al Lago Sochagota y se han registrado episodios de mortandad en los años 1986, 1991, 1998 y 2016 (Datos proporcionados por Red Vital, Empresa de Servicios Públicos). Esta especie es considerada vulnerable según la lista roja de IUCN en algunas zonas de Europa. El mejor crecimiento de la carpa se obtiene cuando la temperatura del agua está en el intervalo 23°C y 30°C, condición que satisface el Lago

Sochagota. Los peces pueden sobrevivir períodos de inviernos fríos y salinidades de hasta alrededor de 5‰. La gama de pH óptimo es 6.5-9.0. La especie puede sobrevivir bajas concentraciones de oxígeno (0.3-0.5 mg/l), así como, súper saturación (FAO Fisheries and Aquaculture Department, 1801).

De manera adicional a los resultados obtenidos mediante el modelo de cajas MSL-S, en la Figura 6.39 se representa la evolución diaria del potencial de salinización durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) haciendo uso del modelo Delft3D. Al igual que ocurría con el modelo de cajas, todos los días del ciclo de gestión presentan una muy alta susceptibilidad a que el lago pueda salinizarse. Los valores se encuentran, de la misma forma que los resultados obtenidos por el modelo MSL-S, muy por encima del umbral establecido entre las categorías muy alta y alta susceptibilidad. Los valores presentan una variabilidad muy similar, no obstante se registran valores superiores de potencial de salinización, llegándose a alcanzar el 500% de potencial de salinización para los últimos días del ciclo de gestión estudiado. Al igual que ocurría con el modelo de cajas, los meses de enero y abril presentan los valores de potencial de salinización menores, de alrededor de 350%. En estas condiciones y bajo la condición de uso directo del agua para riego, todos los cultivos identificados, incluso los más tolerantes (remolacha), podrían presentar pérdidas en el rendimiento de los cultivos, superiores al 50%.

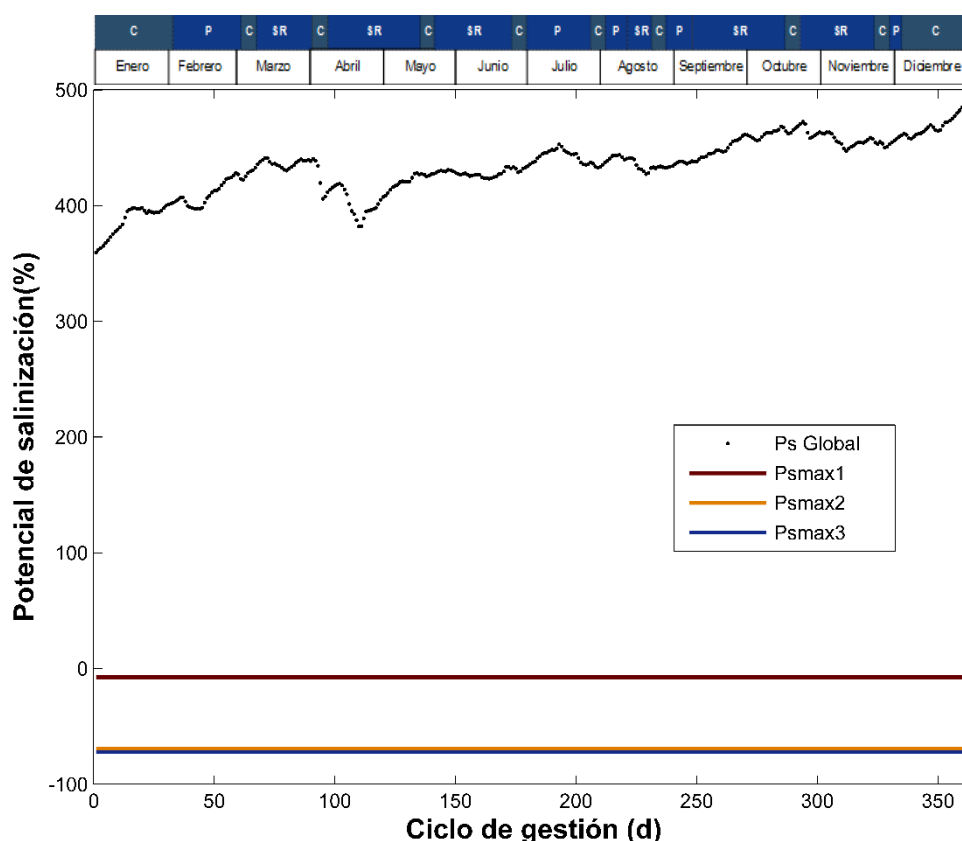


Figura 6.39. Evolución temporal diaria del potencial de renovación global en el Lago Sochagota, haciendo uso del modelo Delft3D, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

A modo de conclusión, en relación con el potencial de salinización global, la condición predominante durante el ciclo de gestión en el Lago Sochagota se tipifica en la categoría de susceptibilidad muy alta, resultado que se obtiene mediante el cálculo del descriptor, tanto con el modelo de cajas MSL-S como con el modelo Delft3D. El potencial de salinización refleja el efecto sinérgico de las tensiones naturales y antropogénicas que ocurren en el sistema, la elevada salinidad que presenta el lago y la sensibilidad frente a la salinización que tienen los cultivos que se desarrollan en sus inmediaciones. Por todo ello, el Lago Sochagota presenta una muy alta susceptibilidad a presentar problemas de salinización. Estos efectos pueden llegar a ser mitigados mediante estrategias de uso indirecto del agua del lago, previa dilución o reducción de su salinidad. Como alternativa, el uso de técnicas de riego más eficientes puede ser evaluado mediante la metodología OSSEM y, en particular, el cálculo de los límites del potencial de salinización es sensible a estas modificaciones a través de la constante  $K_R$ , que refleja la eficiencia del uso del recurso, entre ellos la técnica de riego utilizada.

Cabe resaltar que ambos modelos proporcionan resultados muy parecidos. Por lo tanto, a efectos de gestión de propuestas preliminares para la mejora de la susceptibilidad frente a la salinización, el uso del modelo de cajas sería completamente válido. Una vez seleccionada la medida más idónea sería conveniente realizar un estudio detallado con el uso de herramientas numéricas más sofisticadas como el modelo Delft3D que permitieran confirmar los resultados obtenidos por el modelo de cajas.

#### **6.3.2.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de salinización**

A continuación, haciendo uso de los datos de partida antes descritos en el Apartado 6.1, se calcula el potencial de salinización diario para cada celda (escala local) con apoyo en el modelo Delft3D anteriormente calibrado y validado (véase Apartado 6.2).

De acuerdo con la metodología descrita (Capítulo 3), se obtiene el valor promedio del potencial de salinización a escala de celda, el cual es representativo de las dinámicas espaciales en el sistema durante el ciclo de gestión en el Lago Sochagota. En la Figura 6.40 se representa el valor promedio del potencial de salinización a escala de celda durante el año 2015 y su distribución espacial por categoría de susceptibilidad. La totalidad de las celdas del dominio presenta una categoría de susceptibilidad muy alta. Esta categoría guarda relación con la valoración de la susceptibilidad a escala global encontrada anteriormente.

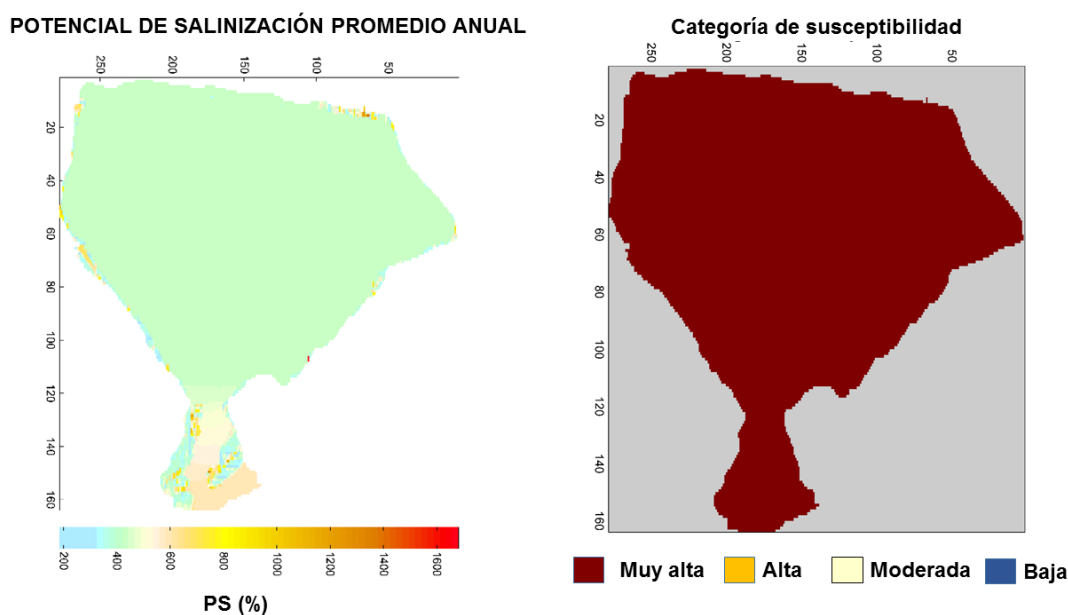


Figura 6.40. Variabilidad espacial del potencial de salinización local promedio anual ( $P_R$ ) y categorización de la susceptibilidad a eutrofización en el Lago Sochagota, valor medio en el ciclo de gestión, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 ( $T_c$ ).

La zona central del lago presenta valores de potencial de salinización inferiores (Figura 6.40), que los encontrados en la zona de salida del lago o en las áreas donde se localiza la vegetación macrófita en el humedal. En la salida de esta zona de transición (Figura 6.26, punto 4 sector sur), se identifica el efecto de las tensiones climáticas (precipitación, evaporación) y, en especial el efecto del viento, que de manera sinérgica con la constante de decaimiento  $K_{sfh}$ , favorecen a un aumento en el potencial de salinización durante el ciclo de gestión, con efectos apreciables en los meses de abril y octubre (Figura 6.30).

Como se describió anteriormente, en el mes abril se registran los máximos aportes por precipitación (Figura 6.8), a diferencia del mes de octubre en el que la evaporación es máxima. El efecto de la evaporación en este mes se visualiza en la evolución temporal del potencial de salinización global (Figura 6.39) y en las Figuras 6.30 (punto 4) y 6.31 (punto 5). El comportamiento de la salinidad en el punto de observación número 4 (zona de entrada-transición) comparado con el número 5 (centro del lago), difiere en los siguientes aspectos:

- i) en la zona de transición se identifica tanto en la serie temporal (Figura 6.30) como espacialmente (Figura 6.40), reducción en la concentración de iones en solución, siendo mayor el efecto en las zonas de menor velocidad (Figura 6.32);
- ii) en la zona central del lago se observa un leve incremento cuando se introduce el efecto del viento en el modelo de salinidad (Figura 6.31), este efecto es mayor si se considera nula la constante  $K_{sfh}$ , que representa los efectos potenciales asociados con la sedimentación, co-precipitación con sólidos en suspensión, coagulación-floculación, adsorción, absorción, entre otros procesos que potencialmente pueden ocurrir en los humedales, y en

particular en el Lago Sochagota, pueden vincularse con la baja velocidad de las corrientes y su trayectoria, las altas concentraciones de iones en solución y su potencial co-precipitación, saturación (véase Figura 6.39, octubre - noviembre), entre otros servicios ecosistémicos, como los de regulación y de soporte.

### 6.3.3 Cálculo y valoración del potencial de déficit hídrico

Al igual que los dos descriptores anteriores, este apartado se organiza en tres secciones:

- i) el cálculo de los umbrales para la valoración de la susceptibilidad al déficit hídrico;
- ii) el estudio de la evolución temporal del descriptor a nivel global;
- iii) el estudio de la variabilidad espacio-temporal del descriptor a nivel local.

#### 6.3.3.1 Umbrales para la valoración de la susceptibilidad al déficit hídrico

Tal y como se explicaba en el estudio realizado en la Albufera de Valencia, el nivel de referencia a partir del cual se calcula el potencial de déficit hídrico y los límites para las categorías de susceptibilidad se corresponde con el nivel crítico ( $\eta_c$ ). Este valor se ha calculado como el promedio del nivel medido en el lago, cuando el balance de precipitación y evaporación tiende a cero ( $P-E \cong 0$ ) y en periodos en los que la actividad crítica (agrícola) demanda agua en las diferentes etapas del cultivo, obteniendo un nivel crítico de 2.46m (cota: 2491.74 msnm)<sup>1</sup>. Por otra parte, el cálculo de los límites de cada categoría de susceptibilidad ha contemplado la definición del caudal máximo (Tabla 6.9), es decir, la condición en la que el caudal de salida a través de la compuerta constituye un factor limitante<sup>2</sup> para la calidad del sistema conexo (río Chicamocha). En este caso el caudal máximo se vincula con la condición operativa de la estructura de regulación (compuerta), pero también con los umbrales del potencial de salinización calculados para el río Chicamocha en función de su salinidad de referencia (conductividad mínima, Figura 6.11).

El modelo de cajas (MSL-S) se emplea para calcular los límites o umbrales requeridos para evaluar la susceptibilidad diaria y global del humedal a déficit hídrico.

Los niveles de referencia ( $L_{R1}$ ,  $L_{R2}$ ,  $L_{R3}$ ) se obtienen mediante la simulación de los casos hipotéticos descritos en la Tabla 6.9, empleando el modelo de cajas (MSL-S) para un periodo de 24 horas de operación.

Tabla 6.9. Límites de referencia del potencial de déficit hídrico ( $P_{wd}$ ) para el lago Sochagota.

| Escenario | $Q_r$ | $Q_e$  | $\eta_b$ | $\eta_o$ | P  | E    | Límite           |
|-----------|-------|--------|----------|----------|----|------|------------------|
| E1        | 0.009 | 0.0320 | 2.46     | 0.44     | 0  | 18.1 | $L_{R1}$ : 2.443 |
| E2        | 0.064 | 0.0465 | 2.46     | 0.73     | 0  | 0    | $L_{R2}$ : 2.464 |
| E3        | 0.519 | 0.3936 | 2.46     | 1.44     | 77 | 0.1  | $L_{R3}$ : 2.569 |

$Q_r$ : aportes de caudal al humedal ( $m^3/s$ );  $Q_e$ : caudal de salida del humedal o grado de apertura de compuertas (a:1.12 m);  $Q_{emáx}$ : caudal máximo de salida del humedal equivalente al 100% de apertura de la compuerta;  $\eta_b$ : superficie libre o nivel en el interior del humedal (m) con respecto a la zona más profunda;  $\eta_o$ : superficie libre o nivel en el exterior del humedal (m) en el río Chicamocha; P: precipitación (mm); E: evaporación (mm);  $L_{Ri}$ : límite del potencial de déficit hídrico (i) en cada categoría (%).

<sup>1</sup> Se ha verificado que este nivel permita el desarrollo de las actividades que ocurren en el lago (turismo, navegación) y el nivel del agua en la zona de humedal.

<sup>2</sup> La conexión entre el Lago Sochagota y el río Chicamocha representan un caso de uso indirecto del lago en la actividad agrícola.

Los niveles de referencia permiten obtener los umbrales de las categorías de susceptibilidad, empleando las siguientes expresiones:

$$P_{Wd1} = \frac{L_{R1} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{2.443 - 2.46}{2.46} \times 100 = -0.7 \cdot 10^{-3}\%$$

$$P_{Wd2} = \frac{L_{R2} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{2.464 - 2.46}{2.46} \times 100 = 0.15 \cdot 10^{-3}\%$$

$$P_{Wd3} = \frac{L_{R3} - \eta_c}{\eta_c} \times 100 = \frac{2.569 - 2.46}{2.46} \times 100 = 4.36 \cdot 10^{-3}\%$$

### 6.3.3.2 Escala global: evolución temporal del potencial de déficit hídrico

En la Figura 6.41 se representa la evolución temporal del potencial de déficit hídrico diario durante el ciclo de gestión ( $T_c$ ) y los límites de cada categoría. El potencial de déficit hídrico se ha calculado con el nivel medido en el Lago Sochagota durante el ciclo de gestión. El potencial de déficit hídrico responde a la dinámica de flujos desde la quebrada Honda, la precipitación, la evaporación y los afloramientos subterráneos y superficiales, entre otras posibles detracciones asociadas con las necesidades básicas de agua en los cultivos del área cercana al lago y de la vegetación emergente en el mismo.

La susceptibilidad frente a déficit hídrico del lago en el ciclo de gestión varía transitando entre las categorías moderada y muy alta (Figura 6.41). Los valores máximos se registran para los meses de enero y mayo, mientras que los meses con niveles inferiores de potencial de déficit hídrico se registran en septiembre. Al iniciar el ciclo de gestión, los meses de enero y febrero presentan una susceptibilidad moderada, reduciéndose su potencial de déficit hídrico en el mes de marzo, categorizándose con una susceptibilidad alta e incluso muy alta. Posteriormente, el mes de abril transita desde una susceptibilidad muy alta a sufrir déficit hídrico, a una susceptibilidad moderada en los meses de mayo y junio. Finalmente, los últimos meses del ciclo de gestión presentan otra vez una muy alta susceptibilidad al déficit hídrico. Los registros de potencial que se aproximan a la categoría de susceptibilidad baja se corresponden con periodos en los que los flujos directos sobre el área de influencia en el lago y el efecto de la precipitación contribuyen positiva y sinérgicamente para aumentar el volumen de almacenamiento y el nivel en el sistema. Por el contrario, en el trimestre final del año se presentan condiciones que se caracterizan por susceptibilidad muy alta a déficit hídrico, en el que se suman a la tensión por evaporación, la demanda de agua para satisfacer las necesidades básicas de los cultivos.

La variabilidad entre las categorías de susceptibilidad se ve reflejado en la distribución de frecuencia por categoría a lo largo del ciclo de gestión. De esta manera, la categoría

más frecuente en el ciclo de gestión estudiada es la categoría muy alta con un 54.6% de los días. Por el contrario, no se registra ningún día con un potencial de déficit hídrico con categoría baja. La categoría moderada es la más frecuente tras la categoría alta con un 39.0% de los días en esta categoría. Finalmente, el 6.4% restante se corresponde con la categoría de alta susceptibilidad frente a déficit hídrico.

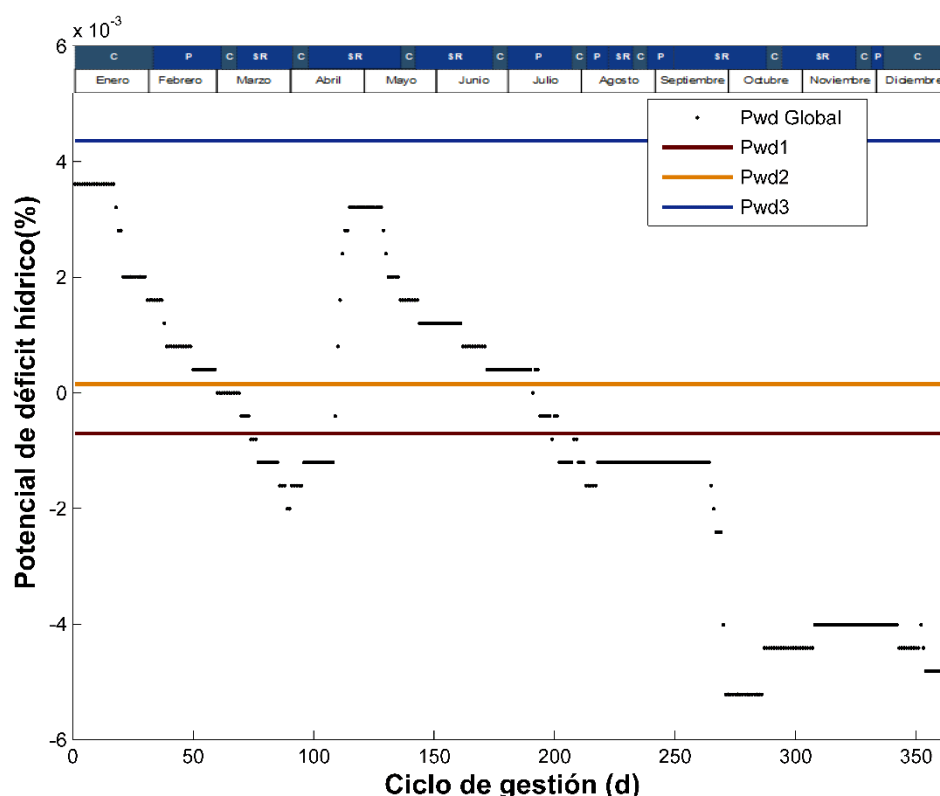


Figura 6.41. Evolución temporal diaria del potencial de déficit hídrico en el Lago Sochagota, límites de referencia (P<sub>wd1</sub>, P<sub>wd2</sub>, P<sub>wd3</sub>), durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco.

Por otro lado, el nivel del lago influye en otras actividades antrópicas desarrolladas en el mismo. Así, dicho nivel no debe superar la cota (2491.56 m.s.n.m, equivalente a un potencial de déficit hídrico de  $7 \times 10^{-3}\%$ ) para garantizar un borde libre de 0.50 m. Este valor fue definido históricamente con el fin de garantizar la operación de los muelles y zonas de embarque (p. ej. uso recreativo de contacto secundario). En cuanto a la navegabilidad dentro del lago (barco, lancha), el descenso en la lámina de agua condiciona alcanzar una lámina mínima de operación. En este sentido, la columna de agua presenta registros que oscilan entre 1.3 y 2.2 m en el ciclo de gestión, por lo tanto, se considera como valor mínimo la cota 2491.81 m.s.n.m. que corresponde a una lámina de 1.5 m en la zona cercana a la compuerta y a un potencial de déficit hídrico de  $-2.8 \times 10^{-3}\%$ . Por lo anterior, los límites calculados permiten identificar periodos críticos para la actividad agrícola de uso indirecto, y para la actividad turística que se beneficia directamente de los servicios culturales que ofrece el humedal.

### 6.3.3.3 Escala local: evolución espacio-temporal del potencial de déficit hídrico

A continuación, haciendo uso de los datos de partida antes descritos en el Apartado 6.1, se calcula el potencial de salinización diario para cada celda (escala local) con apoyo en el modelo Delft3D anteriormente calibrado y validado (véase Apartado 6.2).

De acuerdo con la metodología descrita (Capítulo 3) se obtiene el valor promedio del potencial de déficit hídrico a escala de celda, el cual es representativo de las dinámicas espaciales en el sistema durante el ciclo de gestión en el Lago Sochagota. En la Figura 6.42 se representa el valor promedio del potencial de déficit hídrico a escala de celda durante el año 2015 y su distribución espacial por categoría de susceptibilidad. La totalidad de las celdas del dominio presenta una categoría de susceptibilidad muy alta. Esta categoría guarda relación con la valoración de la susceptibilidad a escala global encontrada anteriormente.

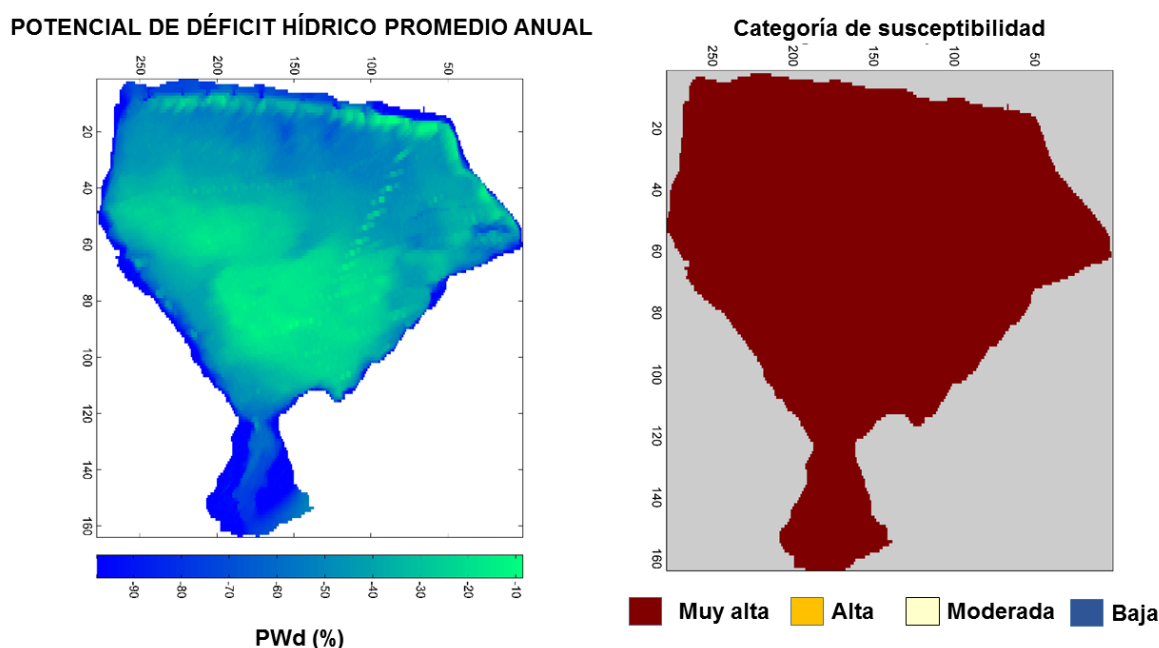


Figura 6.42. Variabilidad espacial del potencial de déficit hídrico local promedio anual ( $P_R$ ) y categorización de la susceptibilidad a eutrofización en el lago Sochagota, valor medio en el ciclo de gestión, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 ( $T_c$ ).

La zona más somera corresponde al área de salida de quebrada Honda al Lago Sochagota (Figura 6.42 y 6.43). En esta zona se desarrolla vegetación hidrófita y puede ser tipificado como un humedal de flujo superficial con lámina de agua que oscila entre 0.40 y 0.80 m, de acuerdo con los registros de la campaña de campo realizada en el mes de octubre de 2016. Esta zona, al igual que todo el humedal, se tipifica en la categoría de susceptibilidad muy alta a déficit hídrico (Figura 6.42).

La zona de transición entre el humedal (Figura 6.43) y el canal de navegación alcanza niveles batimétricos cercanos a la cota 2491.34 m.s.n.m., equivalente a un potencial de déficit hídrico global de  $16 \times 10^{-3}\%$ . Un descenso en el nivel cercano a esta cota puede limitar el desarrollo de las condiciones de inundación permanente en el sustrato del humedal. En humedales de flujo libre y subsuperficial, la altura de la lámina de agua constituye un factor importante que se relaciona con criterios de diseño y operación de humedales (Maine et al., 2017). Los humedales ofrecen múltiples servicios y presentan potencialidad en el tratamiento de aguas salinas (Liang et al., 2017). Por lo tanto, en escenarios de gestión es recomendable evaluar las condiciones de operación que contribuyen con potencializar los servicios que estos ofrecen, como estrategia conjunta para la sincronización de los indicadores y la maximización de los objetivos socio-ecológicos del humedal.

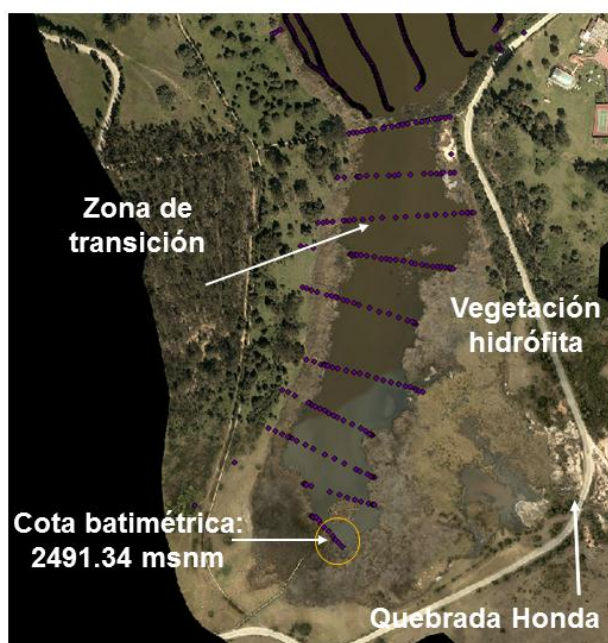


Figura 6.43. Zona de desembocadura de la quebrada Honda al Lago Sochagota. Imagen satelital proporcionada por Corpoboyacá.

## 6.4 EVALUACIÓN DE LA GESTIÓN AMBIENTAL

Una vez calculados los descriptores estratégicos (potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico), se integran mediante el índice de susceptibilidad conjunta (OSI, *Overall Susceptibility Index*) con el fin de evaluar el cumplimiento de los objetivos y proponer las posibles acciones de mejora en la gestión del sistema (Paso 3). Con base en los resultados de OSI y su distribución de frecuencias, se evalúa la gestión ambiental en el periodo o ciclo de gestión.

Este apartado se estructura en dos secciones:

- a) La gestión ambiental a escala global teniendo en cuenta los resultados obtenidos mediante el modelo de cajas MSL-S y el modelo Delft3D;
- b) La gestión ambiental a escala local a partir de los resultados obtenidos en la evolución espacio-temporal de los descriptores.

### 6.4.1 Gestión ambiental global: evolución temporal

La evaluación de la gestión ambiental en el Lago Sochagota se realiza mediante el cálculo del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) a partir de la integración de los tres descriptores estratégicos: potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico en función de su categorización (muy alta, alta, moderada, baja).

El índice de susceptibilidad conjunta OSI del Lago Sochagota se representa en las Figura 6.44 y 6.45, para el modelo de cajas MSL-S y el modelo Delft3D utilizados, respectivamente.

- **Modelo de cajas MSL-S**

A escala global, durante el ciclo de gestión, el Lago Sochagota presenta un mayor número de días con susceptibilidad moderada a eutrofización y muy alta a salinización y déficit hídrico (Figura 6.44, Tabla 6.10).

En función de la distribución de frecuencia del OSI diario, de acuerdo con la Tabla 3.11, la categorización del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) integrado durante el ciclo de gestión permite tipificar el humedal en la categoría de susceptibilidad alta. Esta categoría refleja la valoración global de cada uno de los descriptores estratégicos (Tabla 6.10); dos de los descriptores, el potencial de salinización y el potencial de déficit hídrico, presentan susceptibilidad muy alta y solo uno de ellos, el potencial de renovación, susceptibilidad moderada. La susceptibilidad conjunta se tipifica en la categoría alta, con 61.0% de los días del ciclo de gestión en esta condición. El resto de los días, con un 39%, presentan susceptibilidad global moderada.

Tabla 6.10. Distribución de frecuencia (%) para los potenciales diarios de renovación, de salinización, de déficit hídrico e índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en el Lago Sochagota durante T<sub>c</sub> – Modelo MSL-S.

| Modelo de cajas |                         |                           |                              |      |
|-----------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------|------|
| Categoría       | Potencial de renovación | Potencial de salinización | Potencial de déficit hídrico | OSI  |
| Muy alta        | 0.0                     | 100.0                     | 54.6                         | 0.0  |
| Alta            | 0.5                     | 0.0                       | 6.4                          | 61.0 |
| Moderada        | 99.5                    | 0.0                       | 39.0                         | 39.0 |
| Baja            | 0.0                     | 0.0                       | 0.0                          | 0.0  |

Tal y como puede observarse en el Figura 6.44 el índice OSI transita entre dos categorías de susceptibilidad; entre las categorías alta y moderada, marcado principalmente por el potencial de déficit hídrico. Tal y como puede observarse, los primeros meses presentan una susceptibilidad moderada, que pasa a alta y vuelve a una susceptibilidad moderada hasta aproximadamente la mitad del ciclo de gestión, para mantenerse en una susceptibilidad alta para los últimos meses del ciclo de gestión.

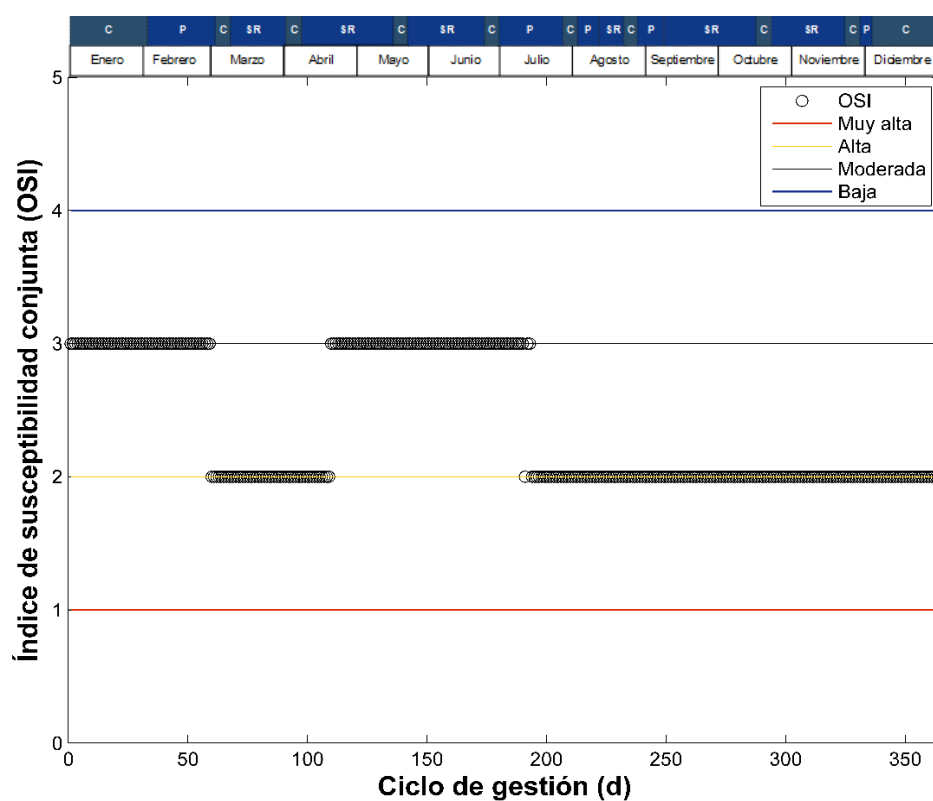


Figura 6.44. Índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en el Lago Sochagota, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco, modelo de cajas MSL-S.

- **Modelo Delft3D**

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos con el modelo Delft3D a escala global, durante el ciclo de gestión, el Lago Sochagota presenta porcentajes muy similares para

la distribución de las frecuencias de los potenciales diarios a los obtenidos para el modelo de cajas MSL-S (Figura 6.44, Tabla 6.10). El potencial de renovación presenta un 100% de los días clasificados en susceptibilidad moderada, mientras que el 100% de los días presentan una muy alta susceptibilidad a la salinización. Finalmente, debido a que el potencial de déficit hídrico se computa con los datos medidos en el lago, los porcentajes son idénticos para ambos modelos numéricos. La susceptibilidad conjunta se tipifica en la categoría alta, con el 61% de los días del ciclo de gestión en esta condición.

Tabla 6.11. Distribución de frecuencia (%) para los potenciales diarios de renovación, de salinización, de déficit hídrico e índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en el Lago Sochagota durante T<sub>c</sub>- Modelo Delft3D.

| Modelo bidimensional |                         |                           |                              |          |
|----------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------|----------|
| Categoría            | Potencial de renovación | Potencial de salinización | Potencial de déficit hídrico | OSI      |
| Muy alta             | 0.0                     | 100.0                     | 54.7                         | 0.0      |
| Alta                 | 0.0                     | 0.0                       | 6.3                          | 61.0     |
| Moderada             | 100.0                   | 0.0                       | 39.0                         | 39.0     |
| Baja                 | 0.0                     | 0.0                       | 0.0                          | 0.0      |
| Susceptibilidad      | Moderada                | Muy alta                  | Muy alta                     | Moderada |

Tal y como puede observarse en la Figura 6.45 el índice OSI, tal y como ocurría con el modelo de cajas, transita entre dos categorías de susceptibilidad; entre las categorías alta y moderada, marcado principalmente por el potencial de déficit hídrico.

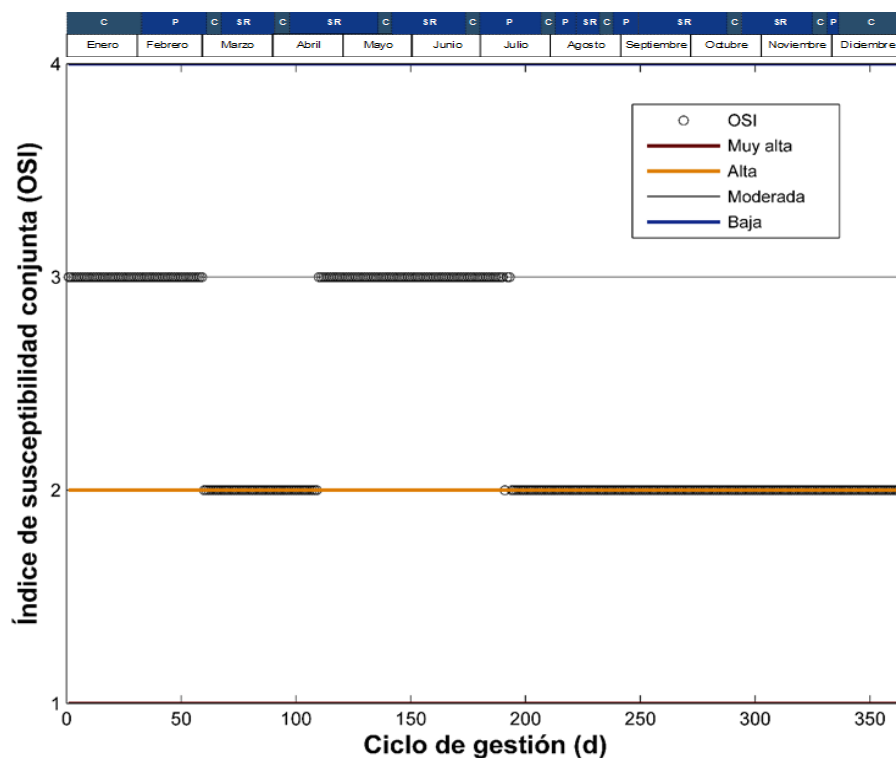


Figura 6.45. Índice de susceptibilidad conjunta (OSI) en el Lago Sochagota, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco, modelo Delft3D.

## 6.4.2 Gestión ambiental local: evolución espacial

La evaluación de la gestión ambiental en el Lago Sochagota se realiza mediante el cálculo del índice de susceptibilidad conjunta (OSI) a partir de la integración de los tres descriptores estratégicos: potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico en función de su categorización (muy alta, alta, moderada, baja).

El índice de susceptibilidad conjunta OSI del Lago Sochagota se representa en la Figura 6.46, para el modelo Delft3D. Mediante el uso de la Tabla 3.10, se verifica la categoría de susceptibilidad encontrada mediante la integración de los descriptores y corresponde a la susceptibilidad conjunta alta. Al igual que en la evaluación del humedal costero, la categoría de susceptibilidad obtenida mediante los modelos de cajas, y bidimensionales o tridimensionales, tanto en la escalas global como local, son consistentes entre sí.

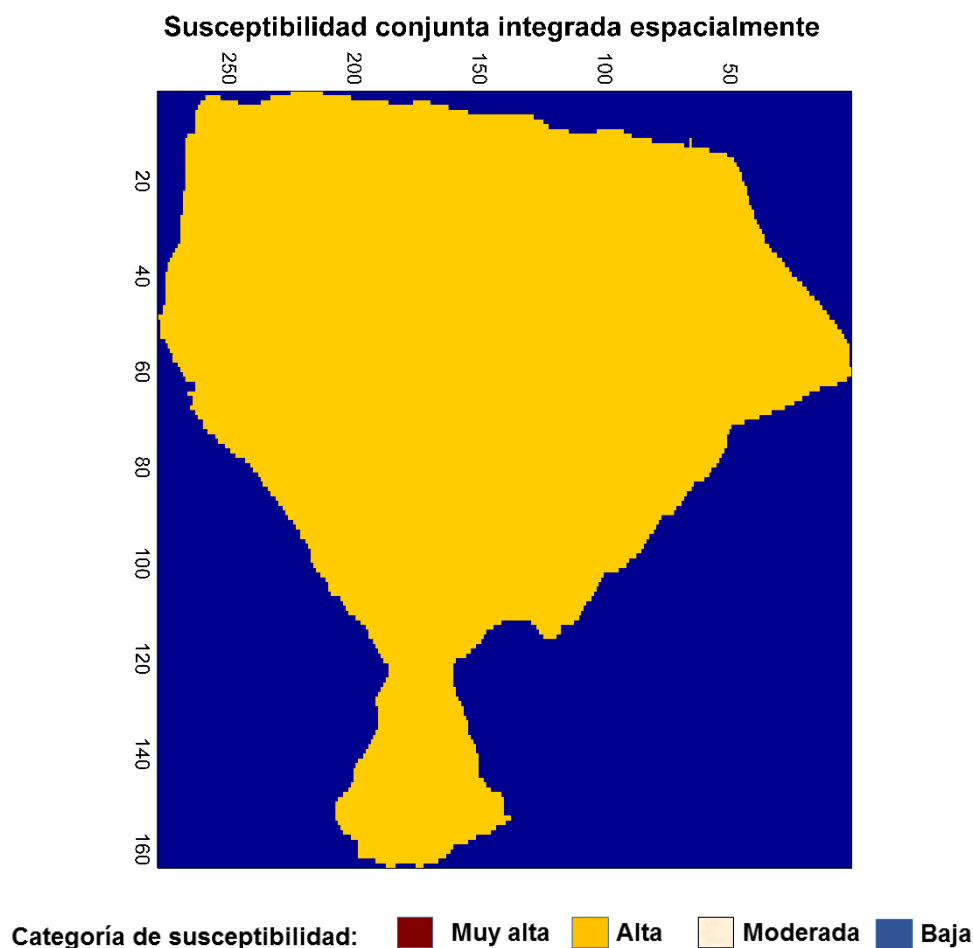


Figura 6.46. Índice de susceptibilidad local conjunta (OSI) en el Lago Sochagota, durante el periodo de 1 de enero a 31 de diciembre de 2015 – Año seco, modelo Delft3D.

La evaluación de los descriptores y su integración mediante el índice OSI permiten valorar y categorizar la gestión del lago, la cual no es sostenible para el humedal. Las estrategias de gestión deben priorizar el manejo de la naturaleza salina del recurso

hídrico empleado para uso agrícola de forma directa e indirecta, la búsqueda de fuentes alternativas para satisfacer las necesidades hídricas asociadas a los cultivos menos tolerantes a la salinidad. Por ello, es necesario abordar regionalmente la gestión del sistema, buscando optimizar los flujos de entrada y salida al lago, con estrategias que incluyan la gestión desde la cuenca y la laminación del flujo de salida, hasta alcanzar límites de tolerancia apropiados para disminuir la susceptibilidad del sistema socio-ecológico en su conjunto.



# Capítulo 7.

## Conclusiones y futuras líneas de investigación

---

En este capítulo se recogen las conclusiones derivadas del trabajo de investigación desarrollado en la presente Tesis Doctoral y se plantean futuras líneas y retos de investigación. Se exponen los principales elementos de análisis que han sido considerados en la validación de la metodología propuesta mediante su aplicación en los humedales costero y continental. Además, se hace hincapié en los aportes y la realimentación metodológica que ha supuesto cada estudio. Se realizan recomendaciones en cuanto al uso de herramientas numéricas y la potencialidad de aplicación de la metodología frente a otras presiones y en nuevos escenarios de aplicación, tomando como referentes los contextos europeo y latinoamericano en que ha sido aplicada la metodología.

Finalmente, las futuras líneas de investigación se orientan hacia la identificación de los principales pilares que sustentan la propuesta metodológica y sus aportes potenciales para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas.

---

## 7. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

### 7.1 CONCLUSIONES

La presente Tesis Doctoral ha abordado el desarrollo y validación de una metodología para la gestión ambiental de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas. Los resultados obtenidos permiten obtener conclusiones derivadas del objetivo general y de los objetivos específicos establecidos:

- Enfoque metodológico OSSEM:
  - La metodología presenta un enfoque sistémico, multicriterio que, desde una perspectiva de gestión, reconoce las necesidades, las interacciones y las singularidades de los humedales, conceptualizados como sistemas socio-ecológicos con potencialidad de ofrecer servicios ecosistémicos de regulación, provisión, soporte y culturales.
  - Los humedales están sometidos a tensiones socio-ecológicas que se definen como el conjunto de características intrínsecas del humedal y que, sinérgicamente con las presiones naturales y antropogénicas a las cuales está expuesto, le confieren un estado y una condición de susceptibilidad.
  - Las tensiones socio-ecológicas pueden generar efectos en los humedales y se evalúan mediante descriptores estratégicos. Estos descriptores representan el nexo entre los intereses y necesidades sociales (subsistema humano) y las restricciones o potencialidades del subsistema natural (ambiental).
  - Las principales tensiones priorizadas en la metodología son: i) las inducidas por la hidromorfología e hidrodinámica del sistema (batimetría, área, cambio en el volumen de almacenamiento, condición de mezcla, transporte, etc.); ii) las asociadas a condiciones hidroclimáticas (precipitación, evaporación, viento, aportes y detracciones); iii) la naturaleza y tipología del humedal (natural, construido, calidad asociada, naturaleza geogénica, etc.); y, iv) las actividades que se desarrollan dentro de los límites del sistema y los servicios ecosistémicos que ofrece (actividades, cantidad y calidad del recurso, potencialidades).
  - La singularidad de cada humedal se refleja en el cálculo de los límites de cada descriptor estratégico. Los límites se establecen en función de las tensiones socio-ecológicas que se reflejan en la respuesta del sistema, bajo escenarios hipotéticos y condicionantes críticos de operación (nivel crítico, actividad crítica, caudales máximos y mínimos, etc.).

▪ Desarrollo de la metodología OSSEM:

- La metodología desarrollada permite valorar la susceptibilidad del sistema a presentar cambios en su renovación, concentración de iones disueltos y disponibilidad de agua, que se reflejan en efectos potenciales de eutrofización, salinización y déficit hídrico. En función de su valoración los efectos potenciales en el humedal (sistema socio-ecológico) pueden ser positivos o negativos.
- Cada uno de los descriptores desarrollados -potencial de renovación, potencial de salinización y potencial de déficit hídrico- permiten la valoración global del sistema en la dimensión temporal y la valoración local (a nivel de celda), mediante la evolución espacio-temporal de cada descriptor y su efecto asociado.
- La metodología desarrollada es flexible y permite establecer estrategias de gestión adaptables a las políticas ambientales y necesidades de la zona de estudio: i) dirigidas a modificar la susceptibilidad global o local, particular a cada efecto (eutrofización, salinización, déficit hídrico) y a su efecto conjunto mediante la valoración y análisis del índice OSI; ii) a escala temporal, detectando los periodos más susceptibles a una condición no sostenible; y, iii) a escala espacio-temporal, identificando las zonas y los periodos más propensos a presentar efectos que comprometan su sostenibilidad.
- Los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología son fácilmente interpretables facilitando su comprensión en diferentes contextos y por todos los actores involucrados en la toma de decisiones y gestión del humedal.
- La metodología es versátil pudiéndose aplicar a cualquier humedal sometido a presiones agrícolas, costero o continental, y de cualquier parte del mundo.

▪ Desarrollo, selección y adaptación de herramientas numéricas:

- El uso de modelos unidimensionales y bidimensionales ofrece una gran potencialidad en el cálculo de los descriptores y como herramientas en la gestión de humedales costeros y continentales sometidos a presiones agrícolas, tanto en su evaluación a escala global como local.
- Los modelos de cajas representan el máximo o mínimo potencial que los descriptores pueden alcanzar en condiciones ideales de mezcla completa. El uso de modelos de resolución espacial e hidrodinámica más compleja (bidimensionales o tridimensionales) permite identificar qué tanto se acerca o aleja el sistema de dicha condición hipotética de mezcla. Esto ofrece elementos de análisis para seleccionar el tipo de herramienta y nivel de discretización requerido en cada etapa del proceso de gestión, por ejemplo, en la identificación de estrategias o en su diseño

detallado, optimizando así el proceso de cálculo, valoración y análisis que requiere la metodología propuesta.

- Cuando se introducen variables complementarias entre modelos, por ejemplo, condiciones climáticas (viento, precipitación, evaporación), la relación entre los potenciales calculados con modelos de mezcla completa, permiten identificar el efecto de las tensiones y cómo éstas pueden incidir en los descriptores, en su valoración y evaluación de su gestión.
- Los modelos numéricos simplificados ofrecen notables ventajas en cuanto a los esfuerzos computacionales que demandan durante el proceso de calibración, validación y cálculo de los descriptores estratégicos en humedales costeros y continentales; su uso facilita la transición o desarrollo, calibración y validación de modelos de mayor complejidad, lo cual permite orientar los esfuerzos de ajuste a parámetros sensibles, tales como, los coeficientes de difusividad, viscosidad, rugosidad y factores que reflejen adecuadamente la dinámica del cambio en la salinidad, entre otros. De otra parte, permiten simular adecuadamente la salinidad si se tiene en cuenta el efecto de dilución inducido por el balance de flujos y el cambio en el almacenamiento al final de cada paso de tiempo ( $\Delta T_c$ ).
- El uso de modelos simplificados se recomienda para: i) la detección temprana de efectos potenciales de eutrofización, salinización y déficit hídrico; ii) en los sistemas que presenten baja variabilidad espacial, comparada con la variabilidad temporal, considerando registros históricos de indicadores de su estado ecológico o de los parámetros del modelo; iii) en la formulación de estrategias con ciclos de gestión de mediano o largo plazo, previa identificación de factores de seguridad derivados de su comparación con modelos hidrodinámicos que incluyan de forma más detallada los factores de tensión socio-ecológica.
- El uso de modelos numéricos con resolución espacio-temporal ofrece ventajas en la modelización de humedales costeros y continentales; y se recomienda su uso: i) en la modelización de humedales en zonas en las cuales las diferencias morfológicas revistan importancia en función de los objetivos de gestión (ej. humedales de ribera, lacustres, estuarinos, zonas y áreas protegidas, etc.); ii) cuando se requiera versatilidad en la representación espacial de fenómenos asociados con el transporte, difusión, floculación, sedimentación, adsorción o absorción de iones en solución; iii) cuando la variabilidad espacial sea mayor o igual a la variabilidad temporal considerando registros históricos de indicadores de su estado ecológico o de los parámetros del modelo; iv) en el diseño de actuaciones que requieran la regulación hidrodinámica con sistemas conexos; v) en la modelación de humedales con aportes de orígenes diversos o que puedan incidir en su condición de salinización (ej. aguas termominerales, residuales, etc.); vi) cuando se requiera adoptar medidas de gestión o protección especial en zonas estratégicas del sistema.

▪ Validación de OSSEM en un humedal costero:

- La metodología OSSEM aplicada al humedal costero (Albufera de Valencia), refleja la condición real del sistema durante el ciclo de gestión. El sistema es hipereutrófico y oligohalino, condiciones que se reflejan en el cálculo y valoración del potencial de renovación y de salinización.
- El cálculo de los descriptores estratégicos en el humedal costero, permite la evaluación de la sostenibilidad del sistema durante el ciclo de gestión, ofreciendo resultados similares tanto en la aplicación metodológica a escala global como local y haciendo uso de modelos simplificados unidimensionales (MoCa-n) y bidimensionales (H2D, H2DZ y Renova).
- La integración de los descriptores estratégicos a través del índice OSI, refleja que la gestión del sistema tiende a no ser sostenible, tanto para la actividad agrícola como para los objetivos ambientales de la Albufera y su área de influencia. La aplicación de la metodología revela que la susceptibilidad a la eutrofización y a la salinización es alta, mientras que al déficit hídrico es moderada, con lo cual, el sistema presenta una susceptibilidad conjunta alta.
- La susceptibilidad global y local a eutrofización es alta durante más del 60% del ciclo de gestión y en más del 87% del área del humedal. Esto se explica porque: i) los flujos provenientes de las acequias superan en magnitud y frecuencia a los flujos de salida del sistema; ii) las corrientes asociadas a los flujos de intercambio presentan velocidades inferiores a 0.2 m/s y, junto con el viento y las tensiones morfológicas, inducen corrientes a lo largo de la línea de tierra y vórtices; iii) las tensiones hidrológicas, morfológicas, climáticas y operativas limitan la renovación; y, iv) la zona de interacción entre las acequias y la Albufera presenta susceptibilidad baja y de pequeña extensión.
- El potencial de salinización es alto durante todo el ciclo de gestión. Lo cual se refleja en la pérdida de productividad en los cultivos, condición identificada y validada por los usuarios del recurso. Se ha considerado una distribución espacial de la salinidad homogénea y uniforme en el sistema, debido a su bajo coeficiente de variación, condición que para escenarios futuros de gestión puede ser diferente y puede requerir una evaluación a escala local detallada. La estrategia prioritaria frente al potencial de salinización en el sistema es la búsqueda de fuentes alternativas para los usuarios agrícolas con los cultivos críticos, permitiendo redefinir los límites del descriptor, y buscando aproximarse a la condición geogénica o mínima posible en el sistema, favoreciendo el desarrollo de cultivos más tolerantes a la naturaleza salina del recurso.
- El potencial de déficit hídrico es moderado durante el 54.8% del ciclo de gestión, sin embargo, es un indicador clave para la definición de estrategias de gestión conjunta: i) en los periodos de susceptibilidad muy alta se requiere aumentar el nivel y en consecuencia el área de expansión del humedal, hasta alcanzar como mínimo, la categoría de susceptibilidad moderada, y con el fin de compensar el efecto que las variables climáticas ejercen en este periodo (p. ej. finalización de la cosecha, octubre); ii) durante el periodo de labrado del terreno la

susceptibilidad es alta, el nivel desciende y por ello, se requiere una optimización (reducción) en el número compuertas abiertas, pues se está perdiendo en corto tiempo potencialidad de renovación al concentrar la apertura del sistema en pocas semanas (enero), siendo favorables el aporte natural por precipitación (en los tres meses previos) y el descenso en el nivel medio del mar (en el mismo periodo); iii) durante el periodo de siembra y riego, se requiere alcanzar la condición de susceptibilidad moderada, aumentando la lámina de riego (p. ej. aguas residuales tratadas), favoreciendo simultáneamente la gestión en la potencial salinización del sistema en esta etapa del cultivo; iv) reducir la susceptibilidad a déficit hídrico durante el periodo de desarrollo del cultivo, evaluando detalladamente las necesidades reales de aplicación de fertilizantes o fitosanitarios y reconociendo el potencial servicio en la movilización de nutrientes y biorremediación que ofrece la Albufera, como alternativa de fertirriego y estrategia conjunta de reducción de la eutrofización.

- Los descriptores estratégicos calculados mediante el modelo simplificado han sido obtenidos mediante la aplicación de la metodología OSSEM, permitiendo valorar el efecto de las tensiones socio-ecológicas y, su efecto conjunto, mediante su integración y valoración a través del índice OSI, tanto en sus dimensiones temporal como espacial.

▪ Validación de OSSEM en un humedal continental:

- La metodología OSSEM aplicada al humedal continental (Lago Sochagota), refleja la condición real del sistema durante el actual ciclo de gestión. El sistema ha sido tipificado como hipereutrófico y mesosalino, condiciones que se reflejan en el cálculo y valoración del potencial de renovación y de salinización en periodos específicos del ciclo de gestión.
- El cálculo de los descriptores estratégicos, en el humedal continental, permite la evaluación de la sostenibilidad del sistema durante el ciclo de gestión, ofreciendo resultados similares tanto en la aplicación metodológica a escala global como local y haciendo uso de modelos simplificados (MSL-S) y tridimensionales en su versión bidimensional (Delft3D). En el modelo MSL-S solamente se ha tenido en cuenta el efecto de la dilución en el modelo de salinidad, considerando el cambio en el almacenamiento al final de cada día, encontrando resultados similares a los obtenidos con el modelo Delft3D. Estudios en lagunas costeras (Sumner, & Belaine, 2005) presentan resultados que respaldan el efecto de la precipitación y la evaporación en los cambios de salinidad y, por lo tanto, el efecto de la dilución.
- La integración de los descriptores estratégicos a través del índice OSI, refleja que la gestión del sistema tiende a no ser sostenible, tanto para la actividad agrícola como para los objetivos ambientales y turísticos del lago. La aplicación de la metodología revela que la susceptibilidad a salinización y déficit hídrico es muy alta, mientras que a eutrofización es moderada, con lo cual, el sistema presenta una susceptibilidad conjunta alta y su gestión tiende a no ser sostenible.

- La susceptibilidad global y local a eutrofización es moderada durante más del 99% del ciclo de gestión y en más del 93% del área del humedal. Esto se explica porque: i) los flujos que ingresan al sistema en forma continua (aporte de la cuenca, flujos subterráneos, etc.) contribuyen con la renovación, compensando los flujos de salida del sistema (evaporación, riego, fugas); ii) las corrientes asociadas a los flujos de intercambio presentan velocidades cercanas a 0.2 m/s y, junto con el viento y las tensiones morfológicas, inducen corrientes que contribuyen con las dinámicas de transporte y mezcla en el sistema, aspecto que se refleja en la proximidad de los potenciales de renovación calculados con los modelos de mezcla completa y tridimensional en su aplicación bidimensional; iv) las tensiones hidrológicas, morfológicas, climáticas (evaporación) y operativas (cierre de compuerta) reducen la renovación, sin embargo, los flujos distribuidos y de baja magnitud contribuyen con la mitigación de este efecto; v) las áreas de susceptibilidad baja a eutrofización, se corresponden con zonas en las que la rugosidad y la distribución de flujos de salida, asociada a la hidrodinámica en el sistema, favorecen el potencial de renovación; las áreas así delimitadas por el potencial de renovación, coinciden con zonas en donde se desarrolla la vegetación macrófita existente en el lago y con zonas de intercambio potencial localizadas en el perímetro del sistema (potenciales flujos distribuidos).
- El potencial de salinización es muy alto durante todo el ciclo de gestión, lo que puede afectar tanto al sector turístico, que encuentra en la mortandad de peces (*Cyprinus Carpio*) un indicador de las condiciones de posible contaminación del lago, como a la productividad en los cultivos que se benefician del riego directo o indirecto dentro de los límites del sistema. Esta preocupación ha sido identificada y validada por los usuarios del recurso en el distrito de riego mediante instrumentos de participación comunitaria<sup>1</sup>. La variabilidad espacial del potencial de salinización no es homogénea, ni uniforme en el sistema, sin embargo su categorización supera los límites de referencia de la categoría muy alta. En este caso la estrategia prioritaria es la búsqueda de fuentes alternativas para los usuarios agrícolas que utilizan de forma directa el agua para riego, la dilución o tratamiento del agua previo uso, sumado al aumento en la eficiencia de riego.
- El potencial de déficit hídrico es muy alto durante casi el 60% del ciclo de gestión en todo el humedal. Este indicador es clave para la gestión conjunta del humedal, lo cual se facilita mediante la definición de los límites del potencial de salinización con un enfoque socio-ecológico y por su relación con el potencial de renovación y de déficit hídrico: i) en los periodos de susceptibilidad muy alta se requiere aumentar el nivel hasta alcanzar como mínimo la categoría de susceptibilidad moderada, debido al efecto que ejercen las variables climáticas ejercen; ii) mediante la optimización en la apertura de la compuerta, evaluando alternativas de laminación del flujo frente a la gestión de apertura por pulsos de caudal máximo, por su efecto en el potencialidad de renovación y en el sistema

<sup>1</sup> Estudio realizado con la comunidad de la unidad Holanda, adscrita al distrito de riego en la zona cercana al lago Sochagota. Investigación realizada entre la Universidad de Boyacá y la Universidad de Wageningen en desarrollo de la Tesis de Maestría de la estudiante Judith Snethlage, en desarrollo del macro proyecto: Modelo Integrado de Gestión del lago Sochagota y las aguas termales del municipio de Paipa en el área de influencia del distrito de riego de Usochicamocho.

receptor, entre otros. iii) identificando los periodos en los que el aporte natural por precipitación favorece a las condiciones en el lago y a los periodos de riego para sincronizar los flujos de descarga; iv) durante el periodo de siembra y riego, se requiere alcanzar la condición de susceptibilidad moderada, aumentando la lámina de riego; lo que favorecería a la gestión simultánea del potencial salinización y de déficit hídrico; v) evaluar alternativas para aumentar la eficiencia en el sistema de riego, favoreciendo la presión que ejerce el sector agrícola por demanda de recurso en la fuente receptora y continuar en la evaluación de los servicios ecosistémicos, tales como, la movilización de nutrientes que ofrece el lago Sochagota como alternativa de fertirriego y estrategia conjunta de reducción de la eutrofización y la salinización del sistema.

## 7.2 FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN.

El desarrollo de la presente Tesis Doctoral se orientó a resolver la siguiente pregunta general:

*¿Cómo se puede evaluar la gestión ambiental de sistemas socio-ecológicos sometidos a presiones agrícolas?*

Los resultados y alcances obtenidos sugieren interrogantes que constituyen elementos de análisis y futuras líneas de investigación, entre ellos:

- *¿Cómo deben sincronizarse los descriptores estratégicos con el fin de maximizar la sostenibilidad del sistema?;*
- *¿De qué manera se relacionan los descriptores con los procesos, funciones y servicios ecosistémicos que ocurren en el humedal y en sus sistemas conexos?;*
- *¿Qué utilidad presenta la metodología en la evaluación de sistemas con información escasa o dispersa?;*
- *¿En humedales no sometidos a presiones agrícolas es necesario el uso de indicadores socio-ecológicos complementarios o diferentes?;*
- *¿Es posible la evaluación de los indicadores estratégicos y la aplicación de la metodología OSSEM con la participación y el empoderamiento de la comunidad (autoridad ambiental, sociedad civil, etc.)?.*

Con respecto al primer interrogante se plantea el reto de la evaluación conjunta de los descriptores en escenarios de gestión a medio y largo plazo, así como, la sincronización de la gestión en contextos regionales:

- i) la evaluación de escenarios de gestión y su efecto en los descriptores estratégicos y en el índice OSI, considerando que los descriptores pueden tener un efecto sinérgico;
- ii) la evaluación de la sensibilidad en los límites de los descriptores estratégicos, bajo la actuación de tensiones climáticas que ejerzan efecto en el balance de flujo de calor, por su efecto potencial en los tres descriptores estratégicos de renovación, salinización y déficit hídrico.
- iii) la evaluación de los límites de los descriptores en escenarios de gestión a medio y largo plazo.

En el segundo aspecto, se plantea el reto de evaluar la aplicabilidad de los descriptores estratégicos y de la metodología OSSEM en la valoración de servicios ecosistémicos de regulación, soporte, provisión y culturales. Así por ejemplo, es conveniente profundizar en:

- i) el estudio de la cinética y las dinámicas de floculación, sedimentación, adsorción y absorción de iones en solución (sales, metales, etc.) en humedales y su relación con los descriptores estratégicos en sus dimensiones temporal y espacial;
- ii) el efecto de la estratificación térmica, salina o de corrientes de densidad en los potenciales de renovación, salinización y déficit hídrico a escala temporal y espacial.
- iii) las relaciones de los potenciales de renovación, salinización y déficit hídrico con variables de interés ambiental (físico-químicas y biológicas), en diferentes compartimentos (agua, sedimento) o la utilidad del índice OSI en la definición de umbrales o límites de referencia como apoyo a la evaluación de variables ambientales en ecosistemas singulares.

En tercer lugar, la validación, adaptación o identificación de potencialidades de la metodología para el análisis de humedales con información escasa o dispersa conduce a los siguientes retos:

- i) la identificación temprana y prevención de efectos de eutrofización, salinización, déficit hídrico, mediante la valoración de los indicadores estratégicos en estudios de impacto ambiental;
- ii) el diseño, priorización y optimización de programas de vigilancia y control del medio acuático y, en la caracterización de las tensiones socio-ecológicas en periodos y áreas estratégicas vinculadas con los objetivos de gestión;
- iii) la evaluación de infraestructuras de regulación y el diseño de estrategias y actuaciones de gestión;
- iv) la orientación en respuestas frente a preguntas de investigadores en el área, tales como, la relación entre humedales, especies invasoras y salud de las poblaciones adyacentes; el efecto de la deforestación en la dinámica de los humedales; el efecto de los humedales en la regulación hidrodinámica de avenidas o flujos máximos, entre otros;
- v) la evaluación de los potenciales y del índice OSI en la zonificación ambiental de sistemas hídricos: en la identificación o el diseño de áreas de protección y restauración de humedales, definición de cotas de inundación o de déficit hídrico que comprometan ecosistemas estratégicos; caudales y niveles mínimos o ecológicos, el efecto de la evapotranspiración en sistemas de humedales, entre otros.

En relación con el cuarto interrogante, la validación, adaptación o identificación de descriptores estratégicos en sistemas socio-ecológicos sometidos a presiones en donde la actividad crítica sea diferente de la agricultura se plantean las siguientes líneas:

- i) la validación, adaptación y sincronización del índice OSI en sistemas socio-ecológicos en los que la actividad agrícola forme parte de las tensiones en el sistema y se requiera priorizar el uso del recurso compartido;
- ii) la relación entre los potenciales y la dinámica de transporte de sedimentos y metales asociados con actividades tales como: minería, piscicultura o las de tipo industrial;

- iii) la inclusión del efecto en los descriptores estratégicos en sistemas de naturaleza no salina o flujos naturales o geogénicos de diversos orígenes.

En el último elemento de análisis se plantea un gran reto: aplicar la metodología involucrando a la comunidad en cada uno de sus pasos, desde la definición de objetivos y metas socio-ecológicas, el diseño de estrategias y actuaciones de gestión, hasta lograr el empoderamiento y apropiación de los principios de sostenibilidad que subyacen la metodología OSSEM.



## 8. Referencias

---

### a

- Abdelrhman, M. A. (2005). Simplified modeling of flushing and residence times in 42 embayments in New England, USA, with special attention to Greenwich Bay, Rhode Island. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62, 339-351. doi: 10.1016/j.ecss.2004.09.021.
- Abdelrhman, M. A. (2007). Embayment characteristic time and biology via tidal prism model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(4), 742-755. doi: 10.1016/j.ecss.2007.05.008.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. (FAO, Ed.). Roma. Obtenido de: <ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/idp56s.pdf>.
- American Public Health Association (APHA). (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20<sup>th</sup> Ed.). Washington, DC.
- Andersen, O. B. (1995) Global ocean tides from ERS-1 and TOPEX/Poseidon. *Journal Geophysics Research*, 100, 25 249–25 259.
- Andrade, Á., & Navarrete, F. (2004). Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico. Serie Manuales de Educación y Capacitación Ambiental, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - PNUMA - Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Red de Formación Ambiental. México. 111pp. Obtenido de: <http://www.ucipfg.com/Repositorio/MGAP/MGAP-11/semana1/andrade01.pdf>.
- Association for the Physical Sciences of the Sea. (2010). The international thermodynamic equation of seawater – 2010: Calculation and use of thermodynamic properties Intergovernmental Oceanographic Commission. 218pp. Obtenido de: <http://unesdoc.unesco.org/images/0018/001881/188170e.pdf>.
- Astel, A. M., Bigus, K., Obolewski, K., & Glińska-Lewczuk, K. (2016). Spatiotemporal assessment of water chemistry in intermittently open/closed coastal lakes of Southern Baltic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 182 (A), 47-59. doi: 10.1016/j.ecss.2016.09.010.
- Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M., & Gregory, A. J. (2011). Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 215–226. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.12.012.
- Awad, M. H., Al-Tapir, O. A., Al-Nabulsi, Y.A. (1996). The influence of irrigation water salinity and fertilizer management on the yield of Alfalfa (*Medicago sativa* L.). *Agricultural Water Management* 31, 105–114. doi: 10.1016/0378-3774(95)01229-X.
-

## **b**

- Bachand, P. A. M., Bachand, S., Fleck, J., Anderson, F., & Windham-Myers, L. (2014). Differentiating transpiration from evaporation in seasonal agricultural wetlands and the link to advective fluxes in the root zone. *Science of The Total Environment*, 484, 232–248. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.11.026.
- Baker, D. B. (1993). The Lake Erie Agroecosystem Program: water quality assessments. In *Agriculture and the Environment*, 46(1-4), 197-215. doi: 10.1016/B978-0-444-89800-5.50018-X.
- Bárcena, J. F. (2015). Desarrollo de una metodología para delimitar zonas de mezcla de vertidos industriales en estuarios. Tesis Doctoral. Santander, Cantabria, España: Universidad de Cantabria.
- Barco, L. M., & Méndez, M. (2010). Identificación de las características hidrológicas y sanitarias del Lago Sochagota y de fuentes de agua termomineral en el municipio de Paipa, Boyacá. 56pp.
- Bastón, S. (2008). Propagación de ondas largas en cuerpos de agua semiconfinados. Universidad de Cantabria. Tesis Doctoral. Santander, Cantabria, España: Universidad de Cantabria.
- Billen, G., & Garnier, J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106(1), 148–160. doi:10.1016/j.marchem.2006.12.017
- Blevins , R. (1992). *Applied fluid dynamics handbook*. Krieger Publishing Company. 558pp.
- Bolin, B., & Rodhe, H. (1973). A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs. *Tellus*, 25(1), 58-62. doi: 10.1111/j.2153-3490.1973.tb01594.x.
- Bouman, B. A. M., & Tuong, T. P. (2001). Field water management to save water and increase its productivity in irrigated rice. *Agricultural Water Management* 49(1), 11–30. doi: 10.1016/S0378-3774(00)00128-1.
- Bouwer, H., & Idelovitch, E. (1987). Quality Requirements for Irrigation with Sewage Water. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 113(4), 516–535. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9437(1987)113:4(516).
- Bricker, S.B., Ferreira, J.G., & Simas, T. (2003). An Integrated Methodology for Assessment of Estuarine Trophic Status. *Ecological Modelling*, 169(1), 39–60. doi:10.1016/S0304-3800(03)00199-6.
- Brown, L. C. & Barnwell Jr, T. O. (1987). *Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS*. EPA/600/3-87/007. 204pp.

## **C**

- Cadavid, J. H. (2006). *Hidráulida de Canales. Fundamentos*. Universidad EAFIT. 392pp.

- 
- Canet, R., Chaves, C., Pomares, F., & Albiach, R. (2003). Agricultural use of sediments from the Albufera Lake (eastern Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(1), 29–36. doi: 10.1016/S0167-8809(02)00171-8.
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., & Schulz, C.-J. (2013). Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Environmental Pollution*, 173, 157–167. doi: 10.1016/j.envpol.2012.10.011.
- Casini, M., Mocenni, C., Paoletti, S., & Pranzo, M. (2015). Decision support system development for integrated management of European coastal lagoons. *Environmental Modelling and Software*, 64, 47–57. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.11.008.
- Chow, V. T. (1959). *Open Channel Hydraulics*. 700pp. Obtenido de: <http://krishikosh.egranth.ac.in/handle/1/2034176>.
- Cloern, J. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223–253. doi: 10.3354/meps210223.
- Comino, E., Bottero, M., Pomarico, S., & Rosso, M. (2016). The combined use of Spatial Multicriteria Evaluation and stakeholders analysis for supporting the ecological planning of a river basin. *Land Use Policy*, 58, 183–195. doi: 10.1016/j.landusepol.2016.07.026.
- Comisión Europea. (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). (2003). Las aportaciones al lago de L'Albufera. Informe complementario para el Banco Europeo de inversiones sobre la conducción Júcar-Vinalopo. Comunidad Valenciana de España.
- Corpoboyacá & Universidad Pontificia Bolivariana. (2015). Guía Metodológica para la determinación de módulos de consumo de agua para sector industrial, pecuario, agrícola, energético, de servicios y determinación de metas de reducción de pérdidas en los sectores recreativo y hotelero en jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de Boyacá.
- Corwin, D. L., Rhoades, J. D., & Šimůnek, J. (2007). Leaching requirement for soil salinity control: Steady-state versus transient models. *Agricultural Water Management*, 90(3), 165–180. doi: 10.1016/j.agwat.2007.02.007.
- Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C., & LaRoe, E. T. (1979). *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United State*. Washington. D.C. Obtenido de: <https://www.fws.gov/wetlands/Documents/Classification-of-Wetlands-and-Deepwater-Habitats-of-the-United-States.pdf>.
- Cruz, R. C., Monreal, M. A., & Nikolaevich, S. (2008). Efecto de los vórtices en sistemas acuáticos y su relación con la química, biología y geología. *Interciencia*, 33(10), 741–746. Obtenido de: <http://www.redalyc.org/pdf/339/33931006.pdf>.
- Cucco, A., & Umgiesser, G. (2006). Modeling the Venice Lagoon residence time. *Ecological Modelling*, 193, 34-51. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.07.043.
-

Cvetkovic, M., & Chow-Fraser, P. (2011). Use of ecological indicators to assess the quality of Great Lakes coastal wetlands. *Ecological Indicators*, 11(6), 1609–1622. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.04.005.

## d

DANE. (2015). Proyección de población en municipios 2005 - 2020. Obtenido de: [https://www.dane.gov.co/files/.../poblacion/...20/ProyeccionMunicipios2005\\_2020.xls](https://www.dane.gov.co/files/.../poblacion/...20/ProyeccionMunicipios2005_2020.xls).

De Lange, H.J., Sala, S., Vighi, M., & Faber, J.H. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment — A review and perspectives. *Science of The Total Environment* 408, 3871–3879. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.11.009.

del Barrio, P., García, A., García-Alba, J., Álvarez, C., & Revilla, J. A. (2012). A model for describing the eutrophication in a heavily regulated coastal lagoon. Application to the Albufera of Valencia (Spain). *Journal of Environmental Management*, 112, 340–352. doi:10.1016/j.jenvman.2012.08.019.

Deltares. (2014). Delft3D-FLOW: User Manual. 684pp. Obtenido de: [www.deltaressystem.nl](http://www.deltaressystem.nl).

Díaz, J., Usaquén, O. L., & Viasus, L. M. (2015). Modelo simplificado de calidad, hidrodinámico y de gestión para el lago sochagota del municipio de paipa. Informe técnico, Corpoboyacá, Fundación Proagua, Tunja.

Dinius, S. H. (1987). Desing of an index of water quality. *Journal of the American Water Resources Association*, 23(11), 833-843. doi: 10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x.

Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32(5), 1455–1462. Doi: 10.1016/S0043-1354(97)00370-9.

Dolbeth, M., Stålnacke, P., Alves, F. L., Sousa, L. P., Gooch, G. D., Khokhlov, V., Ressurreição, A. (2016). An integrated Pan-European perspective on coastal Lagoons management through a mosaic-DPSIR approach. *Scientific Reports*, 6, 19400. doi: 10.1038/srep19400.

Domingo, A. M. (2011). *Apuntes de Mecánica de Fluidos*. Madrid. Obtenido de: <http://oa.upm.es/6934/1/amd-apuntes-fluidos.pdf>

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, Naiman, C., R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., & Sullivan, C.A. (2005). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Review* 81, 163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950.

Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J.-M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Oudou, C. (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396–407. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.08.007.

## e

- EPA. (2000). Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Obtenido de <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL>.
- EPA. (2008). United States Environmental Protection Agency, Indicator development for Estuaries. 138pp. EPA, Washington, DC.

## f

- FAO Fisheries and Aquaculture Department. (1801). Identidad Perfil. Obtenido de: <http://www.fishbase.se/summary/Cyprinus-carpio.html>.
- FAO. (1985). Agricultural Drainage Water Management in Arid and Semi-Arid Areas. Obtenido de: <http://www.fao.org/docrep/005/y4263e/y4263e0e.html>.
- FAO. (2017). Averting risks to the food chain. Roma. 108pp. Obtenido de: <http://www.fao.org/3/b-i6538e.pdf>.
- Ferreira, J. G., Bricker, S. B., & Simas, T. C. (2007). Application and sensitivity testing of a eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. *Journal of Environmental Management*, 82, 433–445. doi: 10.1016/j.jenvman.2006.01.003.
- Ferreira, J. G., Wolff, W. J., Simas, T. C., & Bricker, S. B. (2005). Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology? *Ecological Modelling*, 187, 513–523. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.013.
- Finlayson, C.M., D'Cruz, R. (2005). Inland water systems. In: *Millennium Ecosystem Assessment, Conditions and Trends*, Island Press, Washington, DC, 68 pp.
- Forero, A. L., & Usaquén, O. L. (1999). Evaluación de un Humedal Artificial de Flujo Subsuperficial como Postratamiento de un reactor UASB ubicado en la planta piloto de UniBoyacá. Tunja, Boyacá, Colombia: Trabajo de grado (Ingeniera Sanitaria y Ambiental. Universidad de Boyacá.

## g

- Gallegos, C. L., Werdell, P. J., & McClain, C. R. (2011). Long-term changes in light scattering in Chesapeake Bay inferred from Secchi depth, light attenuation, and remote sensing measurements. *Journal of Geophysical Research*, 116, C00H08. doi: 10.1029/2011JC007160.
- Gallopín, G. C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16(3), 293–303. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2006.02.004.
- García, E., & Cabrejas, M. (1996). Medio Ambiente y conflicto social: el caso de la Albufera de Valencia' en *Política y sociedad*, nº 23 septiembre-diciembre.
- García, G., & Muñoz-Vera, A. (2015). Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 249–263. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.08.042.

- García-Alba, J., Gómez, A. G., del Barrio, P., García, A., & Álvarez, C. (2014). Hydrodynamic modelling of a regulated Mediterranean coastal lagoon, the Albufera of Valencia (Spain). *Journal of Hydroinformatics*, 16(5), 1062–1076. doi: 10.2166/hydro.2014.071.
- Generalitat Valenciana, Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente. (2015). Albufera de Valencia - Generalitat Valenciana. Obtenido de: <http://www.agroambient.gva.es/web/biodiversidad/albufera-de-valencia>.
- Gentile, J. H., Harwell, M. A., Cropper Jr., W., Harwell, C. C., DeAngelis, D., Davis, S., Ogden, J. C., & Lirman, D. (2001). Ecological conceptual models: framework and case study on ecosystem management for South Florida sustainability. *Science of the Total Environment* 274, 231–253. doi: 10.1016/S0048-9697(01)00746-X.
- Gharibreza, M., Raj, J. K., Yusoff, I., Ashraf, M. A., Othman, Z., & Tahir, W. Z. W. M. (2013). Effects of agricultural projects on nutrient levels in Lake Bera (Tasek Bera), Peninsular Malaysia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 165, 19–27. doi: 10.1016/j.agee.2012.12.004.
- Giordani, G., Zaldívar, J. M., & Viaroli, P. (2009). Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological Indicators*, 9: 982–99. doi: 10.1016/j.ecolind.2008.11.007.
- Gómez, A. G., Juanes, J. A., Ondiviela, B., & Revilla, J. A. (2014). Assessment of susceptibility to pollution in littoral waters using the concept of recovery time. *Marine Pollution Bulletin*, 81, 140–148. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.004.
- Grattan, S. R., & Maas, E. V. (1988). Effect of salinity on phosphate accumulation and injury in soybean. *Plant and Soil*, 105(1), 25–32. doi: 10.1007/BF02371139.
- Gregory, A. J., Atkins, J. P., Burdon, D., & Elliott, M. (2013). A problem structuring method for ecosystem-based management: The DPSIR modelling process. *European Journal of Operational Research*, 227(3), 558–569. doi: 10.1016/j.ejor.2012.11.020.
- Grobicki, A., Chalmers, C., Jennings, E., Jones, T., & Peck, D. (2016). An Introduction to the Ramsar Convention on Wetlands About the Convention on Wetlands, 108pp. Obtenido de: [http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1\\_5ed\\_introductiontoconvention\\_e.pdf](http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1_5ed_introductiontoconvention_e.pdf).
- Grygoruk, M., & Rannow, S. (2017). Mind the gap! Lessons from science-based stakeholder dialogue in climate-adapted management of wetlands. *Journal of Environmental Management*, 186, 108–119. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.10.066.
- Guo, W., Huo, S., & Ding, W. (2015). Historical record of human impact in a lake of northern China: Magnetic susceptibility, nutrients, heavy metals and OCPs. *Ecological Indicators*, 57, 74–81. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.04.019.
- Guohua Xu, H.M. (1999). Advances in chloride nutrition of plants. *Advances in Agronomy* 68, 97–110 (110A, 110B, 111–150). doi: 10.1016/S0065-2113(08)60844-5.

## h

- Harburg, E., Erfurt, J. C., Chape, C., Hauenstein, L. S., Schull, W. J., & Schork, M. A. (1973). Socioecological stressor areas and black-white blood pressure: Detroit. *Journal Chronic Dis.* 26(9):595–611.
- Hertwich, E. G., Salem, J., Sonnemann, G., & der Voet, van. (2010). Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production. 112pp. A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management. Obtenido de: [http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1262xPAPriorityProductsAndMaterials\\_Report.pdf](http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1262xPAPriorityProductsAndMaterials_Report.pdf).
- Hope, B.K., (2006). An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International* 32, 983–995. doi: 10.1016/j.envint.2006.06.005.
- Huser, B. J., Egemose, S., Harper, H., Hupfer, M., Jensen, H., Pilgrim, K. M., ... Futter, M. (2016). Longevity and effectiveness of aluminum addition to reduce sediment phosphorus release and restore lake water quality. *Water Research*, 97, 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.051>.

## i

- IHCantabria (2009). Estudio de los efectos del saneamiento sobre las aguas de l'Albufera. Santander.
- Inderena. Corporación Universitaria de Boyacá. (1987). Estudio de contaminación del Lago Sochagota y su cuenca. Tunja.
- Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) - PRONATTA. (1977). *Principales pastos de corte en Colombia. Su manejo y capacidad de sostenimiento*. (Produmedios, Ed.). Santafé de Bogotá. [https://doi.org/Boletín técnico No. 49](https://doi.org/Boletín_técnico_No._49).
- International assessment of agricultural knowledge, science & technology for development (IAASTD). (2009). Synthesis Report International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development Agriculture Crossroads Agriculture Crossroads at a at a Crossroads Crossroads Crossroads. Washington, DC. Obtenido de: <http://web.unep.org/search/index.php?q=Agriculture&sa.x=0&sa.y=0&sa=go%21&cx=007059379654755265211%3Ajkngxjgnyii&cof=forid%3A11>.
- IOC, SCOR, & IAPSO. (2010). The international thermodynamic equation of seawater – 2010: Calculation and use of thermodynamic properties Intergovernmental Oceanographic Commission (Manuals an). Obtenido de: <http://unesdoc.unesco.org/images/0018/001881/188170e.pdf>.

## k

- Kannel, P. R., Kanel, S. R., Lee, S., Lee, Y-S., & Gan, T. Y. (2011): A review of public domain water quality models for simulating dissolved oxygen in rivers and streams. *Environmental Modeling and Assessment* 16(2):183–204. doi: 10.1007/s10666-010-9235-1.

- Kadlec, R.H., Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers CRC, New York, 893 pp.
- Kitamura, Y., Yano, T., Honna, T., Yamamoto, S., & Inosako, K. (2006). Causes of farmland salinization and remedial measures in the Aral Sea basin—research on water management to prevent secondary salinization in rice-based cropping system in arid land. *Agricultural Water Management* 85, 1–14. doi: 10.1016/j.agwat.2006.03.007.
- Kitsiou, D., & Karydis, M. (2011). Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environment International*, 37(4), 778–801. doi: 10.1016/j.envint.2011.02.004.
- Kondratyev, S., Gronskeya, T., Ignatieva, N., Blinova, I., Telesh, I., & Yefremova, L. (2002). Assessment of present state of water resources of Lake Ladoga and its drainage basin using Sustainable Development indicators. *Ecological Indicators*, 2(1), 79–92. doi: 10.1016/S1470-160X(02)00049-3
- Kong, X., Dong, L., He, W., Wang, Q., Mooij, W. M., & Xu, F. (2015). Estimation of the long-term nutrient budget and thresholds of regime shift for a large shallow lake in China. *Ecological Indicators*, 52, 231–244. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.12.005.
- I**
- Lamon, E. C., Malve, O., & Pietiläinen, O.-P. (2008). Lake classification to enhance prediction of eutrophication endpoints in Finnish lakes. *Environmental Modelling & Software*, 23(7), 938–947. doi: 10.1016/j.envsoft.2007.10.008.
- Lara, C. R., Díaz, J., Forero, A. L., & Usaqué, O. L. (2002). *Postratamiento del efluente de un reactor UASB por medio de un humedal artificial*. Tunja, Boyacá, Colombia: Ediciones Uniboyacá.
- Lee, G. F. (1973). Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. *Water Research*, 7(1), 111–128. doi: 10.1016/0043-1354(73)90156-5.
- Letey, J., & Feng, G. L. (2007). Dynamic versus steady-state approaches to evaluate irrigation management of saline waters. *Agricultural Water Management*, 91(1), 1–10. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.02.014>.
- Letey, J., Hoffman, G. J., Hopmans, J. W., Grattan, S. R., Suarez, D., Corwin, D. L., Amrhein, C. (2011). Evaluation of soil salinity leaching requirement guidelines. doi: 10.1016/j.agwat.2010.08.009.
- Liang, Y., Zhu, H., Bañuelos, G., Yan, B., Zhou, Q., Yu, X., & Cheng, X. (2017). Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 98, 275–285. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.005.
- Lindim, C., Becker, A., Grüneberg, B., & Fischer, H. (2015). Modelling the effects of nutrient loads reduction and testing the N and P control paradigm in a German shallow lake. *Ecological Engineering*, 82, 415–427. doi: 10.1016/j.ecoleng.2015.05.009.
- Llorens, E., Comas, J., Martí, E., Riera, J.L., Sabater, F., & Poch, M. (2009). Integrating empirical and heuristic knowledge in a KBS to approach stream eutrophication. *Ecological Modelling*, 2162–2172. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2009.06.012.
-

- Loka, D. A., & Oosterhuis, D. M. (2014). Water-deficit stress effects on pistil biochemistry and leaf physiology in cotton (*Gossypium hirsutum*, L.). *South African Journal of Botany*, 93, 131–136. doi: 10.1016/j.sajb.2014.03.019.
- Loucks, D. P. (1995). Developing and implementing decision support systems: a critique and a challenge. *Journal of the American Water Resources Association*, 31(4), 571–582. doi: 10.1111/j.1752-1688.1995.tb03384.x.
- Luers, A.L. (2005). The surface of vulnerability: an analytical framework for examining environmental change. *Global Environmental Change* 15, 214–223.

## m

- Maas, E. V., & Poss, J. A. (1989). Salt sensitivity of wheat at various growth stages. *Irrigation Science*, 10(1), 29–40. doi: 10.1007/BF00266155.
- Machado, A. I., Beretta, M., Fragoso, R., & Duarte, E. (2017). Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 187, 560–570. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.11.015.
- Maine, M. A., Hadad, H. R., Sánchez, G. C., Di Luca, G. A., Mufarrege, M. M., Caffaratti, S. E., & Pedro, M. C. (2017). Long-term performance of two free-water surface wetlands for metallurgical effluent treatment. *Ecological Engineering*, 98, 372–377. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.005>.
- Mandal, S., Goswami, A. R., Mukhopadhyay, S. K., & Ray, S. (2015). Simulation model of phosphorus dynamics of an eutrophic impoundment – East Calcutta Wetlands, a Ramsar site in India. *Ecological Modelling*, 306, 226–239. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.07.008.
- Marjoribanks, T. I., Hardy, R. J., Lane, S. N., & Tancock, M. J. (2016). Patch-scale representation of vegetation within hydraulic models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(5), 699–710. doi: 10.1002/esp.4015.
- Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., & Regidor, M. C. (2013). The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering*, 50, 52–61. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.029.
- MASHAV, CINADCO (2005). Curso Internacional: Tratamiento de aguas residuales y su reúso en el agro. Ministerio de Relaciones Exteriores, Centro de Cooperación internacional MASHAV. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, Centro de Cooperación Internacional para el Desarrollo Agrícola CINADCO. Shefayim, Israel.
- Matamoras, V., Nguyen, L. X. Arias, C. A., Salvadó, V., & Brix, H. (2012). Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: A microcosm experiment, *Chemosphere*, 88(10), 1257–1264, doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.04.004.
- Mateos, L., & Araus, J. L. (2016). Hydrological, engineering, agronomical, breeding and physiological pathways for the effective and efficient use of water in agriculture. *Agricultural Water Management*, 164, 190–196. doi: 10.1016/j.agwat.2015.10.017

- Mattocks, C., & Forbes, C. (2008). A real-time, event-triggered storm surge forecasting system for the state of North Carolina. *Ocean Modelling*, 25(3), 95–119. doi: 10.1016/j.ocemod.2008.06.008.
- McLusky, D.S., & Elliot, M. (2007). Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 359–363. doi: 10.1016/j.ecss.2006.08.025.
- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A.J., Mee, L.D., Vermaat, J.E., Artioli, Y., Humborg, C., & Wulff, F. (2009). How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine Coastal Shelf Science*, 82 (4), 583–596 doi: 10.1016/j.ecss.2009.02.017.
- Miller, R. L., & McPherson, B.F. (1991). Estimating estuarine flushing and residence times in Charlotte Harbor, Florida, via salt balance and a box model. *Limnology and Oceanography*, 36(3), 602–612. doi: 10.4319/lo.1991.36.3.0602.
- Miller, R., Bradford, W. L., & Peters, N. E. (1988). Specific Conductance: Theoretical Considerations and Application to Analytical Quality Control. 23pp. Obtenido de: <http://pubs.usgs.gov/wsp/2311/report.pdf>.
- Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. (2012). *Anuario estadístico de frutas y hortalizas 2007-2011 y sus calendarios de siembras y cosechas*. Bogotá. Retrieved from <http://es.slideshare.net/tizabeth/anuario-estadistico-de-frutas-y-hortalizas-2011>.
- Monsen, N. E., Cloern, J. E., & Lucas, L. V. (2002). A comment on the use of flushing time, residence time, an age as transport time scales. *Limnology and Oceanography*, 47(5), 1545–1553. doi: 10.4319/lo.2002.47.5.1545.
- Mudge, S. M., Icely, J. D., & Newton, A. (2008). Residence times in a hypersaline lagoon: using salinity as a tracer. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 77, 278–284. doi: 10.1016/j.ecss.2007.09.032.

## n

- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282–290. doi: 10.1016/0022-1694(70)90255-6.
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A. C., Colijn, F., Zaldívar, J.M. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 95–122. doi: 10.1016/j.ecss.2013.05.023.
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., van Afferden, M., & Müller, R. (2013). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 544–554. doi: doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.028.
- Nobre, N. A., Ferreira J. G., Nunes, J. P., Yan, X., Bricker, S., Corner, R., Groom, S. Gu, H., Hawkins, A. J. S., Hutson, R., & Lan, D. (2010). Assessment of coastal management options by means of multilayered ecosystem models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87, 43–62. doi: 10.1016/j.ecss.2009.12.013.

## O

- OECD. (1982). *Eutrophication of Waters. Monitoring. Assessment and Control*. Organization for Economic Cooperation and Development. 154pp. Paris.
- OECD. (1993). *OECD Environmental Indicators. Development, Measurement and Use*. Reference paper. 37pp.
- Oliveira, A., Fortunato, A.B., & Rego, J.R.L. (2006). Effect of morphological changes on the hydrodynamics and flushing properties of the Óbidos lagoon (Portugal). *Continental Shelf Research*, 26: 917-942. doi: 10.1016/j.csr.2006.02.011.
- Onandia, G., Gudimov, A., Miracle, M. R., & Arhonditsis, G. (2015). Towards the development of a biogeochemical model for addressing the eutrophication problems in the shallow hypertrophic lagoon of Albufera de Valencia. Spain. *Ecological Informatics*. 26. 70–89. doi: 10.1016/j.ecoinf.2015.01.004.
- Orfila, A., Jordi, A., Basterretxea, G., Vizoso, G., Marbà, N., Duarte, C. M., Werner, F. E., & Tintoré, J. (2005). Residence time and *Posidonia oceanica* in Cabrera Archipelago National Park, Spain. *Continental Shelf Research*, 25, 1339-1352. doi: 10.1016/j.csr.2005.01.004.

## P

- Packett, R., Dougall, C., Rohde, K., & Noble, R. (2009). Agricultural lands are hot-spots for annual runoff polluting the southern Great Barrier Reef lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 58(7), 976–986. doi: 10.1016/j.marpolbul.2009.02.017.
- Pascual-Aguilar, J., Andreu, V., & Picó, Y. (2013). An environmental forensic procedure to analyse anthropogenic pressures of urban origin on surface water of protected coastal agro-environmental wetlands (L'Albufera de Valencia Natural Park, Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 263, 214–223. doi: 10.1016/j.jhazmat.2013.07.052.
- Pavlineri, N., Skoulikidis, N. T., & Tsihrintzis, V. A. (2017). Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chemical Engineering Journal*. doi: 10.1016/j.cej.2016.09.140.
- Peng, S., Gao, X., Yang, S., Yang, J., & Zhang, H. (2015). Water requirement pattern for tobacco and its response to water deficit in Guizhou Province. *Water Science and Engineering*, 8(2), 96–101. doi: 10.1016/j.wse.2015.04.001.
- Phillips, O.M., (1957). On the generation of waves by turbulent wind. *Journal Fluid Mechanics*. 2 (5): pp. 417-445. doi: <https://doi.org/10.1017/S0022112057000233>
- Ponader, K. C., Charles, D. F., & Belton, T. J. (2007). Diatom-based TP and TN inference models and indices for monitoring nutrient enrichment of New Jersey streams. *Ecological Indicators*, 7(1), 79–93. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.10.003.
- Programas de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). (2017). *Objetivos de Desarrollo Sostenible | UNDP. Obtenido de:* <http://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals.html>.

## q

Quintero-Jaramillo, A., Murillo-Arango, J., & Cerón-Salazar, X. W. (2017). Use of thermal water as a natural coagulant for domestic wastewater sustainable treatment. *Revista Facultad de Ingeniería (Rev. Fac. Ing.)*. *Revista Facultad de Ingeniería (Rev. Fac. Ing.)*, 26(2644), 33–43.

## r

Ramsar, FAO, & IWMI. (2014). Día mundial de los humedales - humedales y agricultura: juntos en pro del crecimiento. Obtenido de: [http://www.bizkaia21.eus/fitxategiak/09/bizkaia21/Bizkaia\\_Maitea/pdf/152/Humedales-y-agricultura.pdf](http://www.bizkaia21.eus/fitxategiak/09/bizkaia21/Bizkaia_Maitea/pdf/152/Humedales-y-agricultura.pdf).

Ramsar. (2014). Improving water quality in the Albufera de Valencia Ramsar Site, Ramsar. Obtenido de: <http://www.ramsar.org/es/node/45652>.

Rast, W., & Lee, G. F. (1978). Summary Analysis Of The North American (US Portion) OCED Eutrophication Project: Nutrient Loading - Lake Response Relationships And Trophic State Indices.

Rajeev, P., Rajput, P., & Gupta, T. (2016). Chemical characteristics of aerosol and rain water during an El Niño and PDO influenced Indian summer monsoon. *Atmospheric Environment*, 145, 192–200. doi: 10.1016/j.atmosenv.2016.09.026.

Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental Obtenido de: <http://www.boe.es>.

Red Natura 2000. (n.d.). L'Albufera de Valencia. Obtenido de: <http://albufera.valencia.es/es/protegela/red-natura-2000>.

Reichert, P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L., & Vanrolleghem, P. (2001). River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. *Water Science & Technology*, 43(5), 11-30.

Rocha, J., Roebeling, P., & Rial-Rivas, M. E. (2015). Assessing the impacts of sustainable agricultural practices for water quality improvements in the Vouga catchment (Portugal) using the SWAT model. *Science of The Total Environment*, 536, 48–58. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.038.

Rodi, W. (1984). Turbulence models and their application in hydraulics. A state-of-the-art review. IAHR. 30pp.

Rodrigo, M. A., Martín, M., Rojo, C., Gargallo, S., Segura, M., & Oliver, N. (2013). The role of eutrophication reduction of two small man-made Mediterranean lagoons in the context of a broader remediation system: Effects on water quality and plankton contribution. *Ecological Engineering*, 61, 371–382. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.038.

Roldán, G. (1992). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Medellín: Universidad de Antioquia.

- Romo, S., & Garc, A. (2008). Tendencias del fitoplancton en el lago de la Albufera de Valencia y recuperacion implicaciones para su ecologia. gestion. Limnetica. 27(1).
- Romo, S., Villena, M.J., Sahuquillo, M., Soria, J.M., Gimenez, M., Alfonso, T., Vicente, E., & Miracle, M.R. (2005). Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? *Freshwater Biology* 50, 1706–1717. doi: 10.1111/j.1365-2427.2005.01432.x.

## S

- Sánchez, A. (2011). Conceptos básicos de gestión ambiental y desarrollo sustentable. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Asociación para el desarrollo integral de la región de Misantla, S y G editores.
- Shannon, M. C., & Grieve, C. M. (1999). Tolerance of vegetable crops to salinity. *Scientia Horticulturae*, 78, 5–38.
- Smolders, S., Plancke, Y., Ides, S., Meire, P., & Temmerman, S. (2015). Role of intertidal wetlands for tidal and storm tide attenuation along a confined estuary: a model study. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci*, 15, 1659–1675. doi: 10.5194/nhess-15-1659-2015.
- Soldano, Á. (2009). National Commission on Space Activities (CONAE), Sustainable Development Department of the General Secretariat of the Organization of American States (OAS). Obtenido de: <http://www.rimd.org/advf/documentos/4921a360071e58.79575639.pdf>.
- Soria, J. M., & Vicente, E. (2002). Estudio de los aportes hídricos al Parque Natural de la Albufera de Valencia. *Limnetica*, 21, 105–115.
- Soria, J. M., Sahuquillo, M., & Miracle, R. (2005). Relaciones entre las aportaciones a la zona regable del río Júcar y la conductividad de la Albufera de Valencia. *Limnetica*, 24, 155–160.
- Stephansen, D. A., Nielsen, A. H., Hvitved-Jacobsen, T., Arias, C. A., Brix, H., & Vollertsen, J. (2014). Distribution of metals in fauna, flora and sediments of wet detention ponds and natural shallow lakes. *Ecological Engineering*, 66, 43–51. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.05.007.
- Strain, P. M., & Yeats, P. A. (1999). The Relationships between Chemical Measures and Potential Predictors of the Eutrophication Status of Inlets. *Marine Pollution Bulletin*, 38(12), 1163–1170. doi: 10.1016/S0025-326X(99)00151-4.
- Sueishi, T., Morioka, T., & Fernandez, A. L. (1988). Integrated approach to bay eutrophication by river basin interrelation analysis. In *water pollution control in Asia*, 49–55. doi: 10.1016/B978-0-08-036884-9.50014-4.
- Sumner, D. M., & Belaine, G. (2005). Evaporation, precipitation, and associated salinity changes at a humid, subtropical estuary. *Estuaries*, 28(6), 844–855. doi: 10.1007/BF02696014.

## t

- Takeoka, H. (1984). Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea. *Continental Shelf Research*, 3(3), 311-326. doi: 10.1016/0278-4343(84)90014-1.
- Tarchitzky, J. (2005). *Curso Internacional: Tratamiento de aguas servidas y su reuso en el agro*. 77pp. Tel-Aviv, Israel.
- ten Brink, P., Russi, D., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster J., Kumar R., & Davidson, N. (2013). *La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad relativa al agua y los humedales*. Resumen ejecutivo. 16pp.
- Tett, P., Gilpin, L., Svendsen, H., Erlandsson, C. P., Larsson, U., Kratzer, S., & Scory, S. (2003). Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research*. 23. 1635–1671. doi: 10.1016/j.csr.2003.06.013.
- Thieu, V., Billen, G., & Garnier, J. (2009). Nutrient transfer in three contrasting NW European watersheds: the Seine, Somme, and Scheldt Rivers. A comparative application of the Seneque/Riverstrahler mode. *Water Research*, 1740–1754. doi: 10.1016/j.watres.2009.01.014.
- Thomann, R.V., & Mueller, J.A. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper & Rowe, Publishers, Inc., Nueva York, NY.
- Torabi, A. H., & Kløve, B. (2017). Design of environmental flow regimes to maintain lakes and wetlands in regions with high seasonal irrigation demand. *Ecological Engineering*, 100, 120–129. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.12.015.
- Torréton, J.-P., Rochelle-Newall, E., Jouon, A., Faure, V., Jacquet, S., & Douillet, P. (2007). Correspondence between the distribution of hydrodynamic time parameters and the distribution of biological and chemical variables in a semi-enclosed coral reef lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(4), 766-776. doi: 10.1016/j.ecss.2007.05.018.
- Tran, L. T. (2009). Determine the most influencing stressors and the most susceptible resources for environmental integrated assessment. *Ecological Modelling*, 220(18), 2335-2340. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.06.013.
- Tye, A. M., Rawlins, B. G., Rushton, J. C., & Price, R. (2016). Understanding the controls on sediment-P interactions and dynamics along a non-tidal river system in a rural–urban catchment: The River Nene. *Applied Geochemistry*, 66, 219–233. doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.12.014.

## u

- UICN. (2000). *Vision for water and nature. A world strategy for conservation and sustainable management of water resources in the 21st. century*. 69pp. Obtenido de: <http://www.rivernet.org/general/docs/VisionWaterNature.pdf>
- UNESCO. (1981). *Background papers and supporting data on the international equation of state 1980*. Technical Report 38. UNESCO.

- UNESCO. (1981b). The practical salinity scale 1978 and the international equation of state of seawater 1980. The technical Report 36. Tenth report of the Joint Panel on Oceanographic Tables and Standards. Sidney, B.C, Canada.: Unesco.
- Ungar, I. A. (1996). Effect of salinity on seed germination, growth, and ion accumulation of *Atriplex patula* (chenopodiaceae). *American Journal of Botany*, 83(5), 604–607.
- United Nations Educational, & Scientific and Cultural Organization. (2012). Managing Water under Uncertainty and Risk UN-Water Report on Integrated Approaches in the Development, Management and Use of Water. 407pp. Paris. Obtenido de: <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/pdf/WWDR4> Volume 1-Managing Water under Uncertainty and Risk.pdf
- Universidad de Cantabria, Universidad Politécnica de Valencia, Universidad de Málaga. (2006). Desarrollo de un sistema integral del sistema hidráulico Júcar – Albufera.
- Usaquén, O. L., & Correal R. (2012). Evaluación de las condiciones de operación hidráulica y de la carga orgánica como criterios de diseño de humedales de flujo subsuperficial. En: Conferencia Panamericana en sistemas de humedales, para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Pereira, Colombia: Universidad Tecnológica de Pereira.
- Usaquén, O. L., Gómez, A. G., García, A., Álvarez, C., & Revilla, J. A. (2012). Methodology to assess sustainable management of water resources in coastal lagoons with agricultural uses: An application to the Albufera lagoon of Valencia (Eastern Spain). *Ecological Indicators*, 13(1), 129-143. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.05.019.
- Usaquén, O. L., Gómez, A. G., García-Alba, J., & García, A. (2014). Methodology of temporal and spatial assessment of eutrophication susceptibility at coastal lagoons. Presentado en: Limnología 2014 Congress, Santander, España.

## V

- Valladares, F., Vilagrosa, A., Peñuelas, J., Ogaya, R., Julio, J., Corcuera, L., & Sisó, S. (2004). Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. *Water*, 163–190. doi: 10.1534/genetics.109.102798.
- Västilä, K. (2015). Flow–plant–sediment interactions: Vegetative resistance modeling and cohesive sediment processes. Helsinki: Aalto University publication series. Obtenido de: <https://aaltodoc.aalto.fi>.
- Verhoeven, J. T. A., Arheimer, B., Yin, C., & Hefting, M. M. (2006). Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution* 21 (2), (2), 96–103. doi: 10.1016/j.tree.2005.11.015.
- Verschoren, V., Meire, D., Schoelynck, J., Buis, K., Bal, K. D., Troch, P., & Temmerman, S. (2016). Resistance and reconfiguration of natural flexible submerged vegetation in hydrodynamic river modelling. *Environmental Fluid Mechanics*, 16(1), 245–265. doi: 10.1007/s10652-015-9432-1.
- Vollenweider, R.A., (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. *Science of the Total Environment Supplement* 2, 1-20. doi: 10.1016/B978-0-444-89990-3.50011-0.

## W

- Welch, E. B. (1988). In-lake eutrophication control: progress and limitations. In *Water Pollution Control in Asia*, 37–44. doi: 10.1016/B978-0-08-036884-9.50012-0.
- White, E. (1983). Lake eutrophication in New Zealand—a comparison with other countries of the organisation for economic co-operation and development. New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*. 17(4), 437–444. doi: 10.1080/00288330.1983.9516018.
- White, P. J., & Broadley, M. R. (2001). Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. *Annals of Botany*, 88(6), 967–988. doi: 10.1006/anbo.2001.1540.
- World Health Organization (WHO). (2017). Climate change and human health. Land degradation and desertification. Obtenido de: <http://www.who.int/globalchange/ecosystems/desert/en/>.
- Wu, S., Kuschik, P., Brix, H., Vymazal, J., & Dong, R. (2014). Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, 57, 40–55. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>.

## X

- Xu, G., Magen, H., Tarchitzky, J., & Kafkafi, U. (2000). Advances in chloride nutrition of plants. *Advances in Agronomy*, 68, 97–110. doi: 10.1016/S0065-2113(08)60844-5.

## y

- Yli-Viikari, A., Hietala-Koivu, R., Huusela-Veistola, E., Hyvönen, T., Perälä, P., & Turtola, E. (2007). Evaluating agri-environmental indicators (AEIs)-Use and limitations of international indicators at national level. *Ecological Indicators*, 7(1), 150–163. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.11.005.

## Z

- Zaldívar-Jiménez, A., Ladrón-de-Guevara-Porras, P., Pérez-Ceballos, R., Díaz-Mondragón, S., & Rosado-Solórzano, R. (2017). US-Mexico joint gulf of Mexico large marine ecosystem based assessment and management: Experience in community involvement and mangrove wetland restoration in Términos lagoon, Mexico. *Environmental Development*. En prensa. doi: 10.1016/j.envdev.2017.02.007.
- Zeileňáková, M., & Zvijáková, L. (2017). Risk analysis within environmental impact assessment of proposed construction activity. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 76–89. doi: 10.1016/j.eiar.2016.10.003.
- Zhai, X., Piwpuan, N., Arias, C. A., Headley, T., & Brix, H. (2013). Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed

- wetland systems? *Ecological Engineering*, 61(B), 555–563. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.02.014.
- Zia, H., Harris, N. R., Merrett, G. V., Rivers, M., & Coles, N. (2013). The impact of agricultural activities on water quality: A case for collaborative catchment-scale management using integrated wireless sensor networks. *Computers and Electronics in Agriculture*, 96, 126–138. doi: 10.1016/j.compag.2013.05.001.
- Zimmerman, J. T. F. (1976). Mixing and flushing of tidal embayments in the western Dutch Wadden Sea. Part I: Distribution of salinity and calculation of mixing time scales. *Netherlands Journal of Sea Research*, 10, 149-191. doi: 10.1016/0077-7579(76)90013-2.