

6. DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

6.1. Dinámica de la cuña salina

Se ha analizado la dinámica de la cuña salina del río Ebro en base a observaciones de campo y simulaciones numéricas. Con respecto a los datos registrados en diversas campañas cabe decir que son escasos y que si bien permiten formularse una idea general del funcionamiento de la cuña, son insuficientes para contemplar todos los factores involucrados, lo que justifica una cierta dispersión en las conclusiones aportadas por los distintos autores.

Por su parte, las simulaciones efectuadas se han realizado previo calibrado de un modelo unidimensional bicapa. Cabe decir que los resultados del calibrado y de las simulaciones concuerdan satisfactoriamente con las observaciones, por lo que pueden extrapolarse algunas conclusiones a partir del proceso de modelado.

Teniendo en cuenta ambos factores (datos de campo y simulaciones) puede afirmarse que la dinámica de la cuña salina depende fundamentalmente del caudal medio diario del río y de la batimetría ya que, en función del caudal, la cuña se localiza en 5 posiciones: Amposta, Isla de Gracia, zona intermedia entre Gracia y Migjorn, Migjorn y ausencia de cuña. Otros factores también influyen en la posición de la cuña aunque con menor importancia, incidiendo sobre todo en la variabilidad observada tanto en las medidas como en las simulaciones. Estos factores son elevación del nivel del mar y variabilidad del caudal, tanto durante el día como en los días anteriores. Otro factor como el viento, interviene fundamentalmente en la turbulencia y el mayor o menor grado de mezclado de las dos capas, por lo que puede condicionar el grado de salinidad de la capa superior, especialmente para caudales relativamente bajos ($Q < 300 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$).

En la tabla VI.1 se muestran las posiciones de la cuña y los rangos de variación de los caudales que dan lugar a dichas posiciones, basados en las campañas de medidas y las simulaciones numéricas.

Puede apreciarse que los valores de los caudales coinciden apreciablemente en todos los casos analizados, lo que indica la bondad de las simulaciones numéricas realizadas.

Para diversos caudales se ha buscado mediante simulación numérica el punto donde se estabiliza la cuña. Así, para caudales de $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ la cuña se estabiliza en los alrededores

de Amposta. Para caudales algo superiores (130 y 150 m³s⁻¹) la cuña permanece confinada alrededor de la Isla de Gracia. Caudales de hasta 300 m³s⁻¹ hacen que la cuña permanezca en un punto intermedio entre Gracia y Migjorn, mientras que caudales del orden de 350 m³s⁻¹ hacen que la cuña se establezca en los alrededores de Migjorn.

Tabla VI.1. Posiciones de la cuña y rangos de caudales (mediciones y simulaciones) que dan lugar a las mismas

Posición	Q (m ³ s ⁻¹) medidas	Q (m ³ s ⁻¹) simulaciones dinámicas	Q (m ³ s ⁻¹) simulaciones estacionarias
Amposta	80 a 150	< 150	< 130
Isla de Gracia	100 a 250	130 a 200	130-150
Km 12	180 a 280	200 a 300	300
Migjorn	250 a 400	300 a 400	350
Sin cuña	>400	> 400	> 400

Asimismo, utilizando también la simulación numérica, se han determinado los tiempos necesarios para barrer la cuña del estuario en función de su posición inicial, utilizando caudales de 500 y 600 m³s⁻¹. En la tabla VI.2 se resumen los tiempos y la cantidad de agua necesarios para limpiar la cuña en distintas posiciones.

Tabla VI.2. Tiempos y caudales necesarios para expulsar la cuña en función de su posición inicial y del caudal

Posición cuña (Km)	Q (m ³ s ⁻¹)	Tiempo expulsión	Hm ³ necesarios
28.8 – Amposta	500	4 días y 4 h.	180.0
28.8 – Amposta	600	3 días y 16 h.	190.1
18-20 – Gracia	500	2 días y 20 h.	122.4
18-20 – Gracia	600	1 día y 20 h.	95.0
6 – Migjorn	500	1 día y 12 h.	64.8
6 – Migjorn	600	1 día	51.8

Salvo en el caso de Amposta, se constata que se precisan menos volúmenes de agua regulada para barrer la cuña del estuario con caudales de 600 m³s⁻¹ que con caudales de 500 m³s⁻¹.

También mediante simulación numérica, se ha analizado el posible efecto del cambio climático sobre la dinámica de la cuña. Así, un incremento del nivel del mar de +0.50 m

produciría una mayor penetración de la cuña, que puede resumirse en los siguientes valores (tabla VI.3).

Tabla VI.3. % de permanencia de la cuña en distintos puntos obtenido mediante simulación de las condiciones de 1999 y las mismas condiciones con una elevación del nivel del mar de +0.50 m

Punto	% permanencia cuña (1999)	% permanencia. Cuña (1999+0.50 m)	% incremento
Amposta	36.6	57.9	58.2
Isla de Gracia	58.4	71.4	22.3
Migjorn	73.3	85.9	17.2

Puede apreciarse que para la serie analizada (Enero 1999 – Febrero 2000) el incremento del nivel del mar daría lugar a que la cuña estuviese presente en Amposta un 57.9% (7 meses) del tiempo en lugar de un 36.6% (4.4 meses), lo que supone un incremento del 58.2%. En Gracia pasaría de un 58.4% del tiempo (7 meses) a un 71.4% (8.6 meses), lo que implica un aumento del 22.3%. Finalmente, en Migjorn el incremento de la presencia de la cuña se sentiría menos, ya que sería de un 17.2%, pasando de un 73.3% del tiempo (8.8 meses) a un 85.9% (10.3 meses).

En consecuencia, se comprueba que una elevación significativa del nivel del mar incrementaría sustancialmente el tiempo de permanencia y la longitud de la cuña salina en el estuario del río Ebro, notándose un mayor incremento en los puntos más alejados de la desembocadura. Además, el agua salobre llegaría hasta las cercanías de Tortosa, con PSU superiores a 20 el 39.4% del tiempo anual (considerando el año 1999 como base) y superiores a 15 el 61.7% del año. Asimismo, dicha elevación de nivel hace que el caudal necesario para expulsar la cuña salina del estuario pase de 400 m³/s (aproximadamente) a 500 m³/s, lo que también implicaría un incremento de los caudales para barrer la cuña una vez fija en una determinada posición.

Este incremento del nivel haría que las posiciones de la cuña bajo caudal constante también sufriesen modificaciones. Así, para un caudal de 100 m³/s la cuña seguiría permaneciendo en Amposta, pero la salinidad del agua en la capa inferior se incrementaría en los alrededores de Amposta y aguas arriba, aumentando su salobridad.

Para un caudal de 130 m³s⁻¹ el incremento de +0.5 m del nivel del mar desplazaría la cuña de los alrededores de la Isla de Gracia a las cercanías de Amposta. Para caudales constantes

de 150 a 300 m³s⁻¹ la sobreelevación produciría un avance de la cuña hasta la Isla Sapinya, mientras que para caudales de 350 m³/s la cuña avanzaría desde Migjorn hasta el Km 12

Finalmente, se ha analizado el efecto de la reducción de caudales sobre la dinámica de la cuña salina. Se ha comprobado que la regulación debida a las presas tiene un fuerte impacto sobre el comportamiento de la cuña, especialmente si se comparan los caudales de principios y finales del siglo XX. A principios de siglo, cuando prácticamente no existía regulación, el caudal anual era bastante superior al actual, por lo que la cuña salina era expulsada del estuario durante periodos más largos. No obstante, esta falta de regulación provocaba caudales extremadamente bajos en verano, especialmente durante los años muy secos, por lo que la cuña salina podía avanzar más allá de Amposta, cosa que no sucede en la actualidad. En la tabla VI.4 se resumen los tiempos de penetración de la cuña salina en el estuario para distintos años de principios y de finales del siglo XX.

Tabla VI.4. Tiempo de penetración (%) de la cuña salina para 5 simulaciones distintas.

Penetración de la cuña salina	1919	1931	1913-1931 (año promediado)	1999	1990-1999 (año promediado)
Fuera del estuario	55.24%	40.79%	62.69%	4.48%	17.15%
1 < L < 5 km.	14.54%	12.98%	8.18%	18.38%	13.58%
5 < L < 10 km.	4.84%	2.70%	2.02%	4.53%	5.35%
10 < L < 15 km.	9.66%	5.62%	13.35%	16.00%	24.41%
15 < L < 20 km.	14.62%	8.69%	13.62%	11.43%	9.83%
20 < L < 25 km.	1.10%	4.71%	0.14%	32.56%	22.00%
L > 25 km.	0.00%	24.51%	0.00%	12.62%	7.68%
Máxima (km.)	24.832	38.85	20.521	28.399	25.484

Las reducciones de caudal que provocaría el PHN, reducirían enormemente el tiempo en que la cuña salina permanece fuera del estuario, y sobre todo incrementarían el tiempo de permanencia de la cuña salina en las cercanías de Amposta, tal como puede apreciarse en la tabla VI.5.

Tabla VI.5. Tiempo de penetración (%) de la cuña salina durante 1999 y para el periodo comprendido entre 1990 y 1999 con y sin reducción de caudal.

Penetración de la cuña salina L	1999 sin reducción	1990-99 sin reducción	1999 con reducción de 1050 Hm ³	1990-99 con reducción de 1050 Hm ³
Fuera del estuario	4.48%	17.15%	0.00%	10.79%
1 < L < 5 km.	18.38%	13.58%	7.64%	9.65%
5 < L < 10 km.	4.53%	5.35%	3.65%	4.11%
10 < L < 15 km.	16.00%	24.41%	23.46%	31.78%
15 < L < 20 km.	11.43%	9.83%	14.72%	11.75%
20 < L < 25 km.	32.56%	22.00%	14.09%	7.78%
L > 25 km.	12.62%	7.68%	36.44%	24.14%
Máxima (km.)	28.399	25.484	31.244	32.1

Resumiendo todo lo anterior y considerando la situación actual, en base a los datos de campo existentes y a las simulaciones numéricas realizadas, se puede concluir que, en la mayoría de las ocasiones y para situaciones prolongadas de caudales, la dinámica de la cuña en función de los caudales viene dada, en general, por la tabla VI.6.

Tabla VI.6. Posiciones de la cuña y rangos de caudales que dan lugar a las mismas

Posición	Q (m ³ s ⁻¹)
Amposta	< 130
Isla de Gracia - Sapinya	130 a 200
Km 12	200 a 300
Migjorn	300 a 400
Sin cuña	>400

6.2. Flujos de nutrientes

6.2.1. Nitrógeno Total.

Con respecto al modelado de los nutrientes, se decidió como se ha indicado en el capítulo 5, unir en el NT las especies analizadas del Nitrógeno. Se observa que el NH₄ en la capa inferior muestra hasta un 29% del total con respecto al 5% de la capa superior; esta diferencia puede ser ocasionada por la presencia de materia orgánica en el fondo en descomposición, lo que provoca un aumento de las concentraciones del NH₄.

Los resultados del modelo para el NT en la capa superior, muestran cierta tendencia a ajustarse a los valores medidos en el campo, sin embargo, en los periodos donde se carece de muestras, el modelo tiende a sobreestimar, en mayo-junio y entre octubre y febrero, posiblemente debido al efecto de la influencia de las descargas. Las mayores diferencias se observan en la capa inferior para R5 y R6.

Los diagramas de salinidad-nutriente del NT muestran en todas las estaciones de la capa superior un comportamiento que puede ser interpretado como de pérdida del aporte del Nitrógeno del estuario al mar si se toman como valores de la concentración del río propiamente dicho los de la estación R6. Ésta pérdida se hace más evidente cuando el agua del río comienza a hacerse salobre (a partir de los 6-8 psu) por efecto de la mezcla con el agua de la capa inferior al ir acercándose a la interfase, donde se llevan a cabo diferentes procesos bio-geo-químicos que afectan las concentraciones del NT, tales como el mayor consumo por parte del fitoplancton. Los diagramas de la capa inferior muestran un comportamiento más conservativo, donde la concentración del NT disminuye al ir aumentando la salinidad. Sin embargo en las estaciones R5 y R6 que en el estudio corresponden extremo de la cuña, se observa un pico de la concentración del NT en las salinidades propiamente marinas (alrededor de los 38 psu) que puede ser atribuido a la liberación de Nitrógeno por parte del sedimento y la descomposición de la materia orgánica.

6.2.2. Fósforo soluble reactivo.

El modelado del PSR en la capa superior siempre sobreestima los valores medidos en el campo. El PSR tiene un comportamiento muy complejo en el medio acuático, es muy influenciado por cambios de temperatura, pH, los sedimentos en suspensión y el propio fitoplancton. En la capa inferior se observa en las estaciones R1 y R4 una mayor concordancia entre los resultados del modelo y los medidos en el campo, con los mismos cambios en los periodos carentes de muestras como en el caso del NT. Solamente en las estaciones R5 y R6 los valores medidos en el campo en las campañas PIONEER II y III son mayores a los obtenidos en el modelo. Los diagramas salinidad-nutriente del PSR en la capa superior muestran una nube de puntos en la zona donde el agua comienza a ser salobre, lo que indica que todos los procesos a los que se ve sometida la concentración del PSR se llevan a cabo en ese nivel. La capa inferior muestra un comportamiento casi conservativo con respecto a la salinidad, aunque se ve cierta reactividad en la columna de agua, presentando un pico en las estaciones más alejadas de la boca del estuario, similar al del NT, y al igual que este puede ser atribuido de nuevo a procesos llevados a cabo en el sedimento, además de la descomposición de la materia orgánica a la liberación de PSR por parte de los sedimentos.

6.2.3. Ácido Ortosilícico

El caso del modelado del ac. Ortosilicio es un poco mas complicado, ya que esta directamente relacionado con el fitoplancton (diatomeas), que presentan una fuerte estacionalidad durante el año, ya que su presencia y abundancia depende de las concentraciones de nutrientes, la temperatura y la turbidez del agua.

En los resultados del modelado de la capa superior, se observa que el modelo generalmente subestima los valores medidos en el campo, mientras que las mayores concentraciones de ac. Ortosilícico medidas se observan en verano y otoño. Lo mismo sucede en el caso de la capa inferior, aunque las concentraciones medidas son mucho menores que las de agua dulce, se observa el mismo comportamiento. Cabe suponer que en el caso del Ac. Ortosilícico, el modelo no es muy adecuado, ya que se tienen que tomar en cuenta muchos otros parámetros para obtener resultados mas satisfactorios.

Los diagramas salinidad-nutriente del ac. Ortosilícico muestran un comportamiento muy similar al del NT, con una perdida del aporte del nutriente conforme el agua del río se va acercando a la desembodura, mientras que en la capa inferior muestra un comportamiento conservativo, con el pico de concentraciones en las estaciones mas alejadas de la boca. El comportamiento del Ac. Ortosilícico en el estuario y en presencia de una cuña salina esta condicionado por diversos factores. La presencia de una haloclina muy marcada con una capa de materia orgánica sobre esta haloclina, bloquea el hundimiento del fitoplancton del río a la capa inferior, su descomposición es a mayor velocidad en el verano por el aumento de temperatura. Se puede atribuir un enriquecimiento en la capa marina cerca de la cabeza del estuario al sílice disuelto proveniente del hundimiento y descomposición del fitoplancton del río.

Se ha observado en el modelado de la dispersión de los nutrientes ciertas debilidades en cuanto los resultados obtenidos. Ciertamente, la falta de un muestreo más extensivo en el tiempo influye considerablemente en que los resultados del modelo no sean enteramente satisfactorios. A su vez el uso de coeficientes de decaimiento obtenidos en bibliografía hace más complicado la interpretación de resultados. Algunos autores mencionan la importancia de calcular coeficientes de decaimiento específicos para cada sistema, ya que cada uno tiene sus particularidades. Los aportes totales de nutrientes a lo largo del año obtenidos por el modelo, carecen de elementos suficientes para ser considerados como correctos, por todas las razones arriba mencionadas, ya que los resultados de los flujos obtenidos con los datos de la campaña (NT 36443.75, PSR 332.5 y Ac. Ortosilícico 12555.25 mmol·s⁻¹) y el modelo

(NT 110485.76, PSR 1730 y Ac. Ortosilícico 4803 mmol·s⁻¹) son diferentes, sobre todo en el caso del NT y el PSR. Por todo ello se consideran mas válidos los valores de los flujos anuales obtenidos a partir de los resultados medidos en el campo aunque solo sean una aproximación ya que solo son algunos cuantos días de muestreo en que los que se ha basado para el cálculo del aporte anual de nutrientes por parte del estuario.

6.3. Conclusiones generales.

El calibrado del modelo de la cuña salina produce satisfactoriamente el comportamiento de la misma a lo largo del periodo de estudio, lo que permite extraer conclusiones sobre la dinámica de la cuña.

La dinámica de la cuña salina depende fundamentalmente del caudal del río y de la batimetría, como ya se ha indicado en la bibliografía. Sin embargo, del análisis de los datos y de los resultados de las simulaciones, se desprende que el caudal ecológico debería de ser del orden de los 130 m³s⁻¹ en lugar de los 100 m³s⁻¹ previstos, ya que con caudales inferiores al primer valor la cuña puede llegar hasta Amposta, en lugar de permanecer en la Isla de Gracia.

La simulación del cambio climático deja ver un mayor tiempo de penetración de la cuña salina y un mayor tiempo de permanencia dentro del río de la misma, con los consiguientes efectos para el equilibrio del sistema estuarino. Cabe mencionar el hecho de que una subida del nivel del mar se traduciría en un mayor incremento de la presencia de la cuña salina en zonas mas alejadas de la desembocadura (cercanías a Amposta).

La reducción de caudales prevista por el PHN reduciría enormemente el tiempo en que la cuña esta fuera del estuario, y prolongaría la presencia de la cuña en las cercanías de Amposta.

El modelado de la dispersión de nutrientes no cumple satisfactoriamente los resultados esperados, debido a falta de mediciones mas continuas a lo largo del año y a la falta de coeficientes de decaimiento específicos para el sistema estuarino del Ebro. Para determinar los flujos de nutrientes del Río Ebro e mejor utilizar los datos de las mediciones, ya que son mas fiables que los resultados del modelo. Los valores de flujos de nutrientes son específicamente fiables en el caso del Nitrógeno, ya este nutriente tiene un comportamiento bastante conservativo (salvo en la fracción del Amonio). Por el contrario, los valores de Fósforo y Silicio son orientativos, debido a que las extrapolaciones efectuadas son solo una aproximación a la realidad.

6.4. Recomendaciones

Sería recomendable una revisión de los valores propuestos del llamado caudal ecológico del PHN con el objeto de mantener el equilibrio ecológico e hidrológico en una zona tan característica como es el estuario del Ebro. Un valor de $130 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ parece más razonable que los $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ propuesto.

También sería deseable la planificación de un programa de seguimiento a largo plazo de las condiciones hidrodinámicas y biogeoquímicas del estuario para monitorear los cambios que se producen en el sistema y que pueden alterar su equilibrio.

Finalmente, para poder modelar el comportamiento de los nutrientes sería necesario obtener mediante diversos estudios, coeficientes de decaimiento específicos para los nutrientes en el estuario del Río Ebro.

