

RELACIONES CONDUCTIVIDAD-CONCENTRACION IONICA EN LAS AGUAS DE LAS LAGUNAS SALINAS ESPAÑOLAS

M. Florín, L. Maltchik, S. Mollá, J. Balsa y C. Montes

Laboratorio de Limnología, Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España

Palabras clave: La Mancha, Depresión del Ebro, Depresión del Guadalquivir, lagunas salinas, conductividad, concentración iónica total, salinidad, total de sólidos disueltos, análisis de regresión.

ABSTRACT

The relationships between conductivity and concentration of total dissolved solids (TDS) and salinity was investigated in 115 samples from 62 Spanish lakes mainly distributed throughout the three principal inland saline lakes districts in Spain: La Mancha, Ebro river basin, and Guadalquivir river basin, over a wide range of salinity (TDS between 2.6 and 290.6 g/l) and ionic composition. Regression analysis revealed that statistically significant relationships exist, especially when considering separately every lakes district. Nevertheless, relationships for different ranges of total ionic concentration were less significant. It suggests that understanding of these relationships should be also referred to the integration of complex features of hydrochemical functioning (which are usually common within lakes districts), and not only to parameters traditionally measured, such as temperature and total ionic concentration.

INTRODUCCION

Disponer de factores de conversión que relacionen la conductividad con alguna medida directa de la concentración iónica como la salinidad (suma de, al menos, los ocho iones mayoritarios) o el total de sólidos disueltos (resíduo seco filtrable a 105 °C) es una herramienta de trabajo muy útil para el desarrollo de estudios relacionados con los lagos salinos. La determinación de la concentración iónica a partir de la conductividad permite obtener estimas en campo de una forma inmediata, rápida, fácil y económica (Hammer 1986).

En la mayoría de las aguas naturales se ha encontrado que multiplicando la conductividad (en $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25 °C), por un factor ordinariamente en el rango de 0.55 a 0.7, el producto es igual al total de sólidos disueltos (en miligramos/litro) (APHA 1985). Según esta misma fuente, para aguas altamente salinas el factor puede ser mayor de 0.7.

En general, puede decirse que no existe un factor universalmente válido (Williams 1966, 1981; Hammer 1978), debiendo analizarse las relaciones existentes entre conductividad y concentración iónica prácticamente para cada caso.

Dado que España posee un importante número de lagunas salinas (Montes & Martino 1987, Comín & Alonso 1988), y que durante los últimos años están siendo estudiadas desde muy diferentes puntos de vista (Comín *et al.* 1983, Baltanás *et al.* 1990, Guerrero *et al.* 1991), sería de gran utilidad contar con una relación comprensiva entre conductividad y

alguna medida directa de la concentración iónica. El objetivo de este trabajo es el análisis de un gran número de muestras tomadas en las lagunas salinas españolas, abarcando un amplio rango de concentración y composición iónicas del agua, con la finalidad de estudiar las relaciones que posteriormente servirán para obtener los factores de conversión entre ambas variables.

MATERIAL Y METODOS

Lagunas estudiadas.- Se estudiaron 62 lagunas salinas españolas, que constituyen prácticamente la totalidad de nuestro patrimonio natural de este tipo de sistemas. Estas lagunas se visitaron entre 1984 y 1990 en varias ocasiones, en distintos momentos de un ciclo anual y en estadíos hidrológicos extremos de inundación o sequía, intentando abarcar el máximo rango posible de variación en la concentración y composición iónicas de sus aguas.

Variables medidas.- La conductividad se midió en miliSiemens/centímetro (mS/cm) con un conductímetro modelo INSTRAN 10 con compensación automática de la temperatura. Antes de las mediciones se calibraba a 25 °C con soluciones estándar de KCl con un valor de conductividad lo más parecido posible al de la muestra que se iba a medir.

Las variables seleccionadas como indicadores directas de la concentración iónica fueron el total de sólidos disueltos y la salinidad. En ambos casos su uso se encuentra muy extendido, lo que facilita la aplicación de los resultados que aquí se presentan. Por otra parte, su procedimiento de análisis es menos sensible a propiedades de las aguas como la diversidad de composición iónica y la turbiedad, muy peculiares en las aguas de las lagunas estudiadas y que influyen mucho en la medida de otras variables indicadoras de la concentración iónica: clorosidad y refringencia, respectivamente (Herteaux 1988).

El total de sólidos disueltos se estimó como residuo seco filtrable a 105 °C, medido en gramos/litro (g/l). Para evitar pérdidas por ebullición, se calentaron submuestras de agua a 70 °C hasta la evaporación total del líquido, y luego se mantuvieron a 105 °C, machacando las sales, hasta obtener un peso constante, lo que ocurría al cabo de 7-10 días.

La salinidad se estimó como la suma de las concentraciones (en g/l) de los ocho iones mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) determinadas por los métodos más apropiados para el análisis químico de aguas salinas (Bernués *et al.* 1992).

Tratamiento matemático de los datos.- Para describir las relaciones entre conductividad y total de sólidos disueltos y salinidad se empleó el análisis de regresión. Se comprobó el ajuste de las ecuaciones así obtenidas a los datos reales empleando los tipos de modelos de regresión más comunes: lineal, multiplicativo, exponencial y recíproco.

Los datos procedentes de muestras con un error analítico significativo no se incluyeron en el cálculo de las ecuaciones de regresión. Se considera que este error existe cuando el valor absoluto de la relación $100 \cdot [\Sigma \text{cationes} - \Sigma \text{aniones}] / \Sigma \text{iones}$ es mayor del 10 % (Custodio & Llamas 1983), expresadas las concentraciones en miliequivalentes/litro. No obstante, un reducido número de muestras con un error mayor sí fué incluido, por ser muy representativas de un tipo hidroquímico específico.

Se realizó un filtro adicional para evitar una excesiva asimetría en el número de muestras procedentes de distintas lagunas (Hammer 1978), seleccionando sólo una (la más representativa), dos (valores extremos de concentración iónica), o tres (valores extremos y

un valor intermedio) muestras de cada laguna.

Debido a la heterogeneidad hidroquímica presente en el conjunto de datos, éste se dividió en subconjuntos supuestamente más homogéneos, definidos según rangos de conductividad y distribución geográfica de las lagunas. Se aplicó análisis de regresión al conjunto global de datos y a los distintos subconjuntos así definidos. La hipótesis de partida era que las ecuaciones de regresión calculadas para estos subconjuntos serían estadísticamente más significativas y representarían mejor las tendencias reales de los datos.

La subdivisión según rangos de conductividad se realizó recurriendo al análisis de la distribución de frecuencias de esta variable, interpretando las anomalías en la monotonía de la misma (fig. 1) por la existencia, en realidad, de dos o más distribuciones yuxtapuestas (Sokal & Rohlf, 1979). De acuerdo con ello, los subconjuntos seleccionados fueron: muestras con menos de 23 mS/cm de conductividad, muestras con una conductividad de entre 23 y 55 mS/cm, y muestras con más de 55 mS/cm.

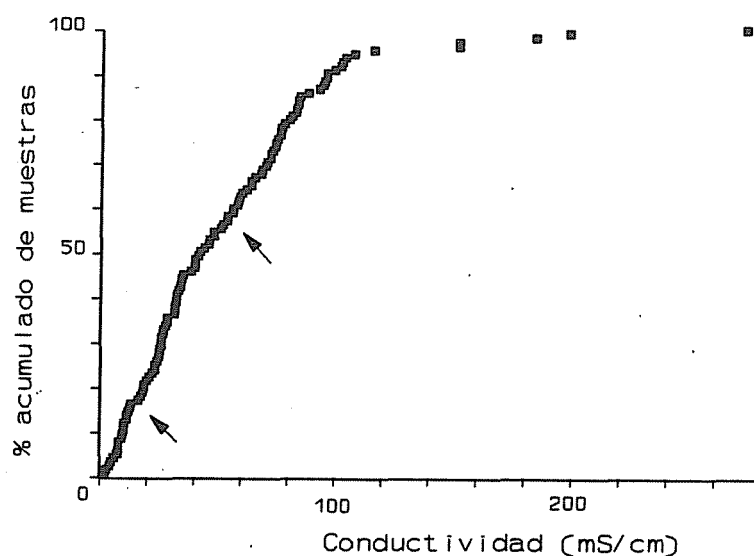


Figura 1. Distribución de frecuencias de la conductividad (N=115). La monotonía de la misma se ve alterada por varias anomalías, las más significativas de las cuales son las que se dan en torno a 23 y 55 mS/cm (flechas).

En cuanto a la distribución geográfica, los subconjuntos se definieron de acuerdo con los tres sectores principales de lagunas salinas españolas: La Mancha, Depresión del Ebro y Depresión del Guadalquivir.

Finalmente, para satisfacer las asunciones del análisis de regresión, se exploró la normalidad de las variables utilizadas, de acuerdo con Snedecor & Cochran (1976). Cuando fué necesario se transformaron las variables siguiendo las indicaciones de estos autores y las de Sokal & Rohlf (1979).

RESULTADOS

Los gráficos de las ecuaciones de regresión más significativas y sus características se incluyen en la fig. 2.

Las ecuaciones calculadas para las relaciones entre la conductividad y la salinidad (coeficiente de correlación, $r=0.95$; fig. 2a), y entre la conductividad y el total de sólidos disueltos ($r=0.94$) para el conjunto global de datos son muy significativas (nivel de probabilidad menor de 10^{-5}). Aunque, por simplificación, los intervalos de confianza no se representaron en la fig. 2a, es interesante hacer notar que éstos se "ensanchan" a medida que la concentración iónica aumenta, lo que sugiere que la indeterminación del modelo es mayor para las aguas más salinas.

En cuanto a los subconjuntos de datos definidos según rangos de conductividad, la correlación entre la conductividad y las variables indicadoras de la concentración iónica es claramente menor que la calculada para el conjunto global de datos (coeficientes de correlación $r=0.75$ entre conductividad y salinidad para aguas con menos de 23 mS/cm, $r=0.65$ entre conductividad y total de sólidos disueltos para aguas con una conductividad de entre 23 y 55 mS/cm, y $r=-0.77$ entre conductividad y salinidad para aguas con más de 55 mS/cm). Además, las ecuaciones de regresión correspondientes son menos significativas estadísticamente (los valores del nivel de probabilidad asociado a cada modelo son 10^{-5} , $4 \cdot 10^{-5}$ y $< 10^{-5}$, respectivamente).

En contraste, los modelos de regresión obtenidos para los subconjuntos de datos definidos según la distribución geográfica de las lagunas sí permiten obtener resultados equiparables o mejores que los obtenidos para el conjunto global de datos. Así, la correlación entre conductividad y total de sólidos disueltos para las aguas de la Depresión del Ebro es claramente más alta ($r=0.97$, fig. 2b) que para el conjunto de lagunas salinas españolas. En el caso de las aguas manchegas, la correlación entre conductividad y salinidad ($r=0.95$, fig. 2c) es tan alta como la correspondiente al conjunto global, aunque el error estándar de la estimación es mayor. Lo contrario ocurre para las aguas de la Depresión del Guadalquivir ($r=0.94$, fig. 2d) (ligeramente menor coeficiente de correlación, acompañado de un menor error estándar). Por otra parte, estos modelos son estadísticamente tan significativos como el correspondiente al conjunto global de datos, ya que el nivel de probabilidad asociado a cada uno es menor de 10^{-5} .

De acuerdo con estos resultados y, en conjunto, la validez de los modelos calculados para subconjuntos de datos definidos según criterios geográficos es mayor que la del modelo global calculado para todas las lagunas salinas españolas. Además, hay que tener en cuenta que el número de muestras es del orden de 3 a 5 veces mayor en el conjunto global, lo que tiende intrínsecamente a hacer más significativas las ecuaciones de regresión correspondientes, en relación con subconjuntos con menor número de datos.

El alto error estándar relativo del modelo calculado para las aguas manchegas se debe, de nuevo, a la heterogeneidad de las lagunas estudiadas, que se agrupan básicamente en dos sectores: provincia de Albacete y cuencas de los ríos Záncara y Cigüela. Por su parte, este último sector constituye una verdadera encrucijada geológica donde confluyen las tres Españas litológicas: silíceas, calizas y arcillosas, lo que se traduce en la gran diversidad hidroquímica de sus sistemas palustres. Calculado el coeficiente de correlación de Spearman (corr. no lineal) para la relación entre conductividad y salinidad de las aguas manchegas, éste es el más alto de los calculados para todas las relaciones estudiadas ($r_s=0.96$), siendo

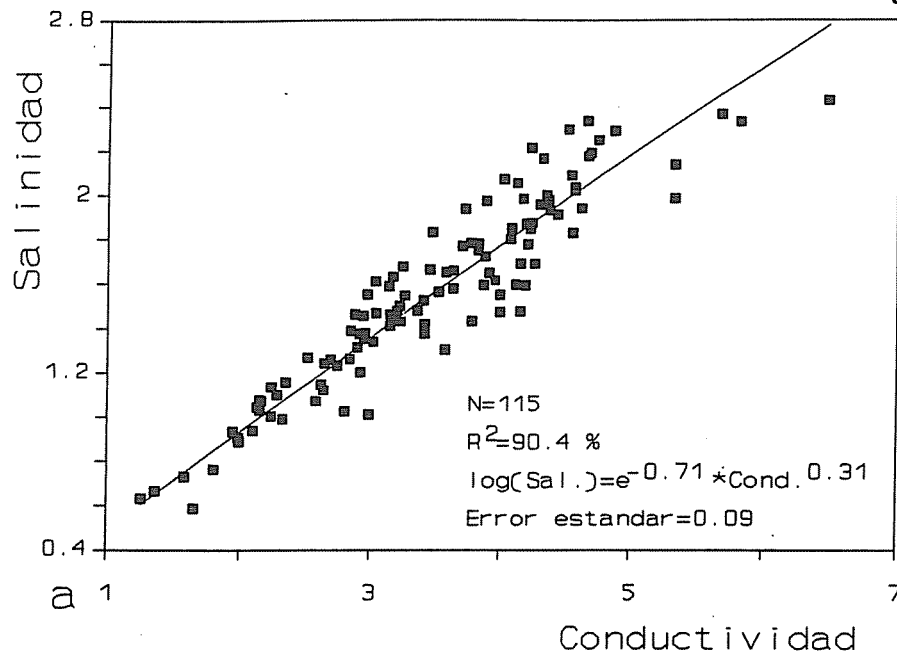
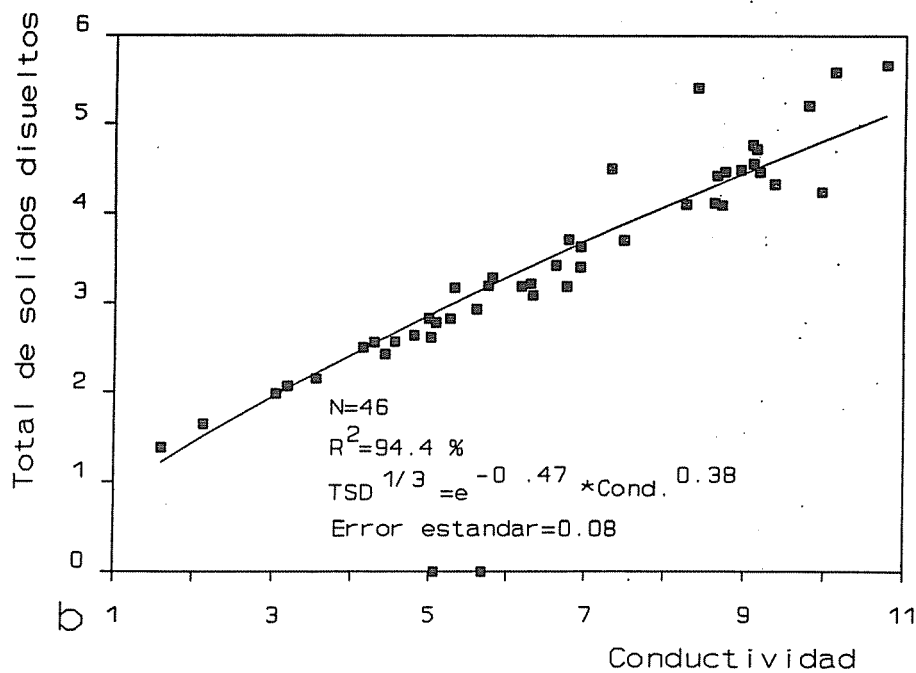


Figura 2. Regresiones conductividad-salinidad y conductividad-total de sólidos disueltos más significativas. a) Conjunto global de datos, b) Depresión del Ebro, c) La Mancha, d) Depresión del Guadalquivir. R^2 equivale al coeficiente de correlación de Pearson (r), al cuadrado y en tanto por cien. Las ecuaciones integran las transformaciones de las variables.



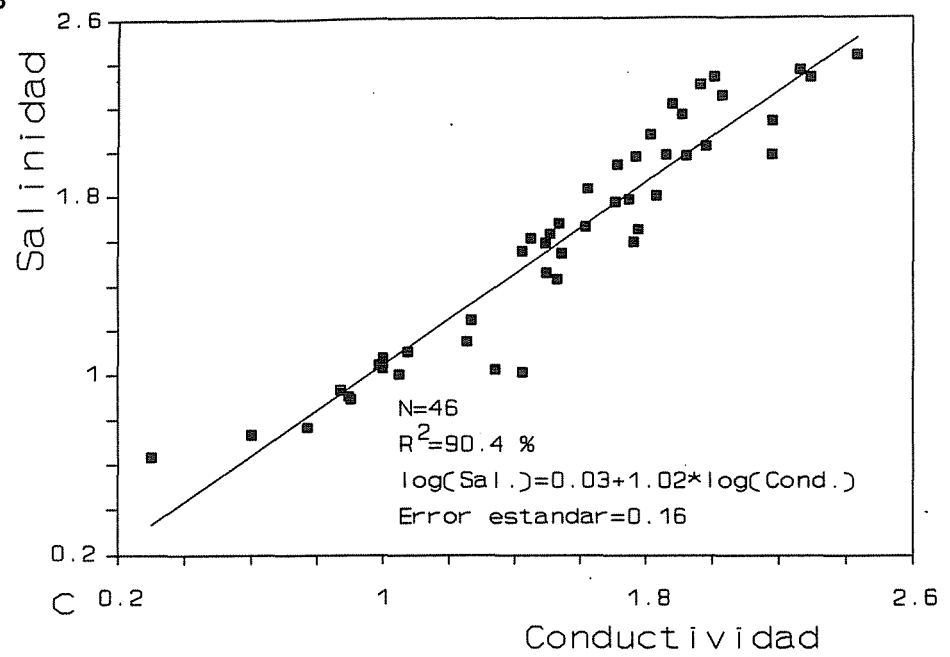
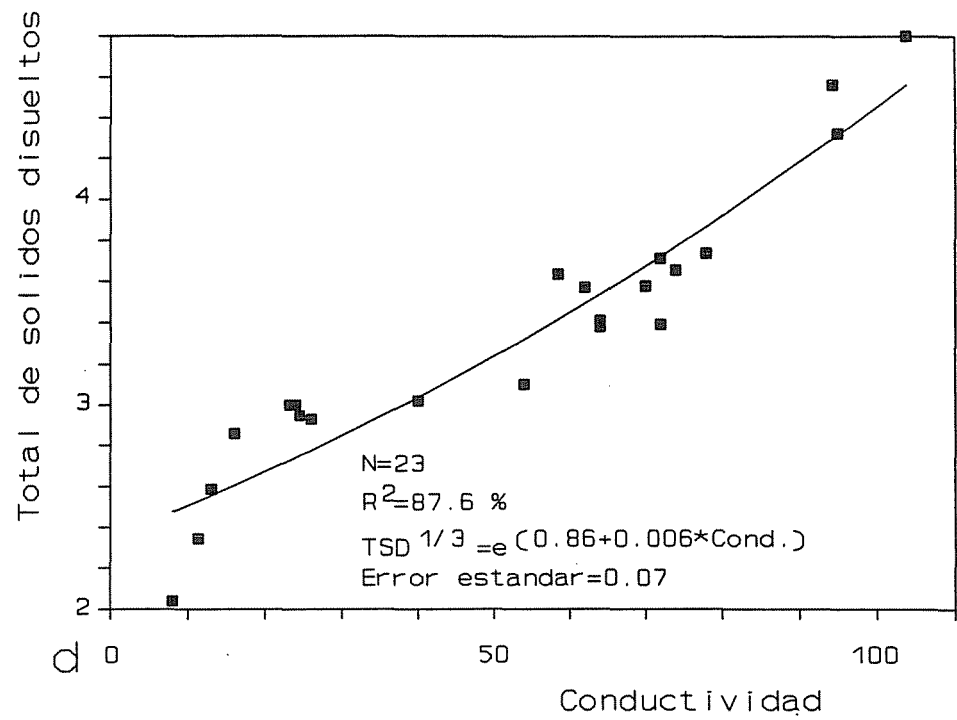


Figura 2. (continuación)



también más alto que el correspondiente coeficiente de correlación lineal. Esto revela la existencia de una relación compleja entre estas variables, más significativa que la calculada, que podría investigarse con modelos de regresión tipo polinómico.

En cuanto a las lagunas de la Depresión del Guadalquivir, su gran homogeneidad hidroquímica (son predominantemente clorurado-sódicas) justifica el bajo valor del error estándar de la ecuación de regresión entre la conductividad y el total de sólidos disueltos. Sin embargo, un número de muestras más alto redundaría en la mejora del modelo, contribuyendo a conseguir una correlación más alta.

DISCUSION

Los resultados obtenidos confirman la hipótesis acerca de que una alta correlación entre la conductividad y las variables indicadoras de la concentración iónica de un conjunto dado de aguas salinas naturales se ve favorecida por una mayor homogeneidad química de las mismas. Sin embargo, el concepto de homogeneidad química que se deriva de estos resultados parece diferente del que se ha venido utilizando en el mismo contexto.

Williams (1966, 1981) encuentra una correlación lineal muy alta (coeficiente de correlación, $r=0.94$) entre conductividad y total de sólidos disueltos para 62 muestras de agua de 41 lagos australianos en las que el total de sólidos disueltos varía entre 0.5 y 370 g/l. Este autor atribuye una alta correlación para aguas tan salinas a la homogeneidad de las aguas australianas en cuanto a su composición iónica.

Complementariamente, Hammer (1978) encontró coeficientes de correlación lineal $r=0.852$ entre conductividad y salinidad y $r=0.864$ entre conductividad y total de sólidos disueltos, para 60 lagos canadienses con salinidad entre 2.23 y 342.8 g/l y composición iónica variable.

La comparación de los resultados obtenidos para el conjunto de lagunas salinas españolas y los subconjuntos definidos según los rangos de conductividad y la distribución geográfica sugiere que las relaciones entre conductividad y concentración iónica no sólo dependen de los parámetros tradicionalmente considerados (concentración iónica, temperatura y composición iónica). La influencia de la distribución geográfica refleja la de los ciclos geoquímicos correspondientes, que determinan el funcionamiento hidroquímico de lagos y lagunas salinos, cuyas señas de identidad son más complejas que meras diferencias de concentración y/o composición iónicas.

Finalmente, los modelos calculados para el conjunto de lagunas salinas españolas y para cada sector geográfico se ajustan mejor a los datos que modelos exclusivamente de tipo lineal aplicados a aguas con un rango de concentración iónica y diversidad hidroquímica comparables (Hammer 1978). En el caso del estudio que nos ocupa, la mejor representación de la variabilidad contenida en los datos no siempre se alcanzó con modelos de tipo lineal, lo que sugiere que una mayor flexibilidad en la selección del tipo de modelo contribuye a establecer mejor las relaciones entre la conductividad y la concentración iónica de las aguas salinas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado, en parte, gracias a la financiación de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología para el proyecto cuya referencia es NAT90-0721-C02-01.

BIBLIOGRAFIA

- APHA (Amer. Publ. Health Assoc.). 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th ed.
- Baltanás A., C. Montes & P. Martino. 1990. Distribution patterns of ostracods in Iberian saline lakes. Influence of ecological factors. Hydrobiologia 197: 207-220.
- Bernués M., C. Montes & F. Moya. (1992). Métodos para el análisis químico de las aguas dulces y saladas. Laboratorio de Limnología de la Universidad Autónoma de Madrid.
- Comín F., M. Alonso, P. López & M. Comelles. 1983. Limnology of Gallocanta lake, northeastern Spain. Hydrobiologia 105: 207-221.
- Comín F. & M. Alonso. 1988. Spanish salt lakes. Their chemistry and biota. Hydrobiologia 158: 237-245.
- Custodio E. & M.R. Llamas. 1983. Hidrología subterránea. Tomo I. Ediciones Omega, Barcelona. 1157 pp.
- Guerrero M.C., B. Vidondo & C. Montes. 1991. Physico-chemical characteristics of a permanent Spanish hypersaline lake: La Salada de Chiprana (NE Spain). Hydrobiologia (en prensa).
- Hammer U.T. 1978. The saline lakes of Saskatchewan III. Chemical characterization. Int. Revue ges. Hydrobiol. 63(3): 311-335.
- Hammer U.T. 1986. Saline lake ecosystems of the world. Junk Publ. 616 pp.
- Herteaux P. 1988. Mesure de la salinité des eaux naturelles en hydrologie et en hydrobiologie. Essai pour une standardisation de l'expression des résultats. Ecologia Mediterranea 14(3/4): 149-166.
- Montes C. & P. Martino. 1987. Las lagunas salinas españolas. En: Bases Científicas para la Protección de los Humedales en España, pp. 95-145. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Madrid. 284 pp.
- Snedecor G.W. & W.G. Cochran. 1976. Statistical methods. Iowa State University Press, Ames. 593 pp.
- Sokal R.R. & F.J. Rohlf. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. H. Blume Ediciones, Madrid. 832 pp.
- Williams W.W. 1966. Conductivity and the concentration of total dissolved solids in Australian lakes. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 17: 169-176.
- Williams W.W. 1981. The limnology of saline lakes in Western Victoria. A review of some recent studies. Hydrobiologia 82: 233-259.