

LOS SEDIMENTOS Y SU INCIDENCIA EN LA EUTROFIZACIÓN DE LOS EMBALSES. CASO DEL RÍO LOZOYA

María Pilar López

FLUMEN. Departamento de Ecología, Facultad de Biología
Universidad de Barcelona, Avda. Diagonal, 645, 08028 Barcelona
marilopez@ub.edu

Resumen: Una adecuada gestión de los embalses requiere conocer el compartimento sedimentario tanto desde el punto de vista estructural como dinámico. El sedimento juega un papel fundamental en el proceso de eutrofización por ser uno de los compartimentos más activos en el ciclo biogeoquímico de los nutrientes. Además, los procesos de sedimentación de partículas en el embalse determinarán los cambios en la naturaleza del material transportado por el río. Se examinan la estructura y composición del sedimento, en un sistema de cinco embalses en cadena en el río Lozoya, en relación a los diversos procesos implicados en la biogeoquímica sedimentaria: aportes, transformación en el sedimento y retorno hacia el agua. Se intenta con ello predecir las situaciones de mayor riesgo de eutrofización, así como proponer medidas encaminadas a disminuir dichos riesgos.

INTRODUCCIÓN

El sedimento de los embalses desempeña un papel crucial en la dinámica de estos sistemas tanto desde el punto de vista hidrológico como biológico. Su interés a nivel ecológico reside en que, por un parte, el sedimento es un importante registro de información, al reflejar los procesos que tienen lugar en el conjunto de la cuenca hidrográfica. Por otra parte, el sedimento no es un mero compartimento inactivo, sino que es la sede de numerosos procesos biogeoquímicos que determinan el ciclo global de los elementos, no solo a escala del embalse, sino de toda la cuenca.

En términos de gestión, podemos destacar dos problemas fundamentales asociados al compartimento sedimentario: En primer lugar, la sedimentación y acumulación de material particulado en el fondo del embalse. La acumulación de sólidos en el embalse comporta por una parte aspectos negativos como son la merma de la capacidad de almacenamiento hídrico, o la disminución de la cantidad de sedimentos aportados al tramo fluvial posterior a la presa y los cambios en la naturaleza y origen de los mismos (Loizeau *et al.*, 1997). Al mismo tiempo, la acumulación de sedimentos en los embalses tiene también aspectos positivos como la retención de nutrientes y metales contaminantes, que reduce la contaminación en el tramo fluvial posterior a la presa. El segundo problema asociado al sedimento es

su comportamiento como fuente de nutrientes biodisponibles. La producción fitoplanctónica de lagos y embalses está directamente relacionada con la concentración de nitrógeno y fósforo disueltos, de tal forma que un incremento de la concentración de estos nutrientes a menudo conlleva un incremento de la biomasa algal, en un proceso conocido como eutrofización. Concretamente, numerosos estudios han identificado el fósforo como el nutriente crítico que limita la producción lacustre. Además, la presencia de bajas concentraciones de nitrógeno asociadas a una elevada concentración de fósforo puede comportar el desarrollo de proliferaciones de cianofíceas (Johnston and Jacoby, 2003, Nurnberg *et al.*, 2003, Wang *et al.*, 2005), que generan graves problemas para la utilización de las reservas hídricas. El retorno de fosfato disuelto desde el sedimento, (denominado como carga interna) ha sido asimismo ampliamente documentado desde hace décadas (Bostrom *et al.*, 1988, Nurnberg, 1998). En muchos casos, la carga interna de fósforo determina una eutrofización continuada incluso después de reducir los aportes externos, minimizando la eficacia de dichas medidas correctoras (Nurnberg *et al.*, 1986, Abrams and Jarrell, 1995).

Así pues, una adecuada gestión de los embalses, que evite o reduzca los problemas asociados a la eutrofia, requiere conocer el compartimento sedimentario, tanto desde el punto de vista es-

tructural como dinámico. Este conocimiento no sólo proporciona una valiosa información general aplicable a la gestión de los embalses, sino que también permite optimizar el diseño experimental necesario para cuantificar con precisión los distintos procesos implicados en la dinámica de los nutrientes en el ecosistema.

Este enfoque se ha aplicado al estudio de cinco embalses en cadena ubicados en la cuenca del río Lozoya (Figura 1). El principal objetivo de este estudio es caracterizar la estructura y composición química del sedimento, con el fin de establecer su posible papel en la eutrofización de los embalses y poder así diseñar las medidas más eficientes para prevenir los episodios de eutrofización.

APORTES AL COMPARTIMENTO SEDIMENTARIO

Los materiales que llegan al sedimento pueden tener tres diferentes orígenes (Sagemans and Lyon, 2004): A) materiales alóctonos, es decir aquellos procedentes de la cuenca por la meteorización del suelo y/o de la roca; B) materiales autóctonos biogénicos formados en el propio embalse como resultado de la actividad de los organismos; C) materiales autóctonos precipitados en el propio embalse de forma abiótica debido a cambios en el pH y/o el E_H .

Materiales alóctonos

Los aportes alóctonos corresponden a materiales formados en la cuenca que son transportados por el río y sedimentan al llegar al embalse

y reducirse la velocidad del agua. Este tipo de material apenas sufre modificaciones en la masa de agua del embalse (aunque sí se transforma durante su transporte por el río). Los materiales alóctonos son generalmente de carácter refractario, ya que los materiales más lábiles se degradan rápidamente durante el transporte fluvial. En las cuencas silíceas, como la del Lozoya, predominan los silicatos (cuarzo o arcillas), aunque también se encuentran presentes de forma minoritaria otras fases minerales, así como una cierta proporción de materia orgánica de origen terrestre.

La sedimentación del material alóctono depende fundamentalmente de su estructura física (tamaño de grano) y de la hidrodinámica del sistema. La presencia de presas afecta principalmente al transporte de partículas de mayor tamaño (cantos, gravas y arenas), mientras que la fracción más fina ($<4\text{mm}$) apenas se ve afectada (Anselmetti *et al.*, 2007). En general, los materiales más gruesos tienden a sedimentar en la cola del embalse mientras que los de menor tamaño de grano (limos) sedimentan en la zona de menor velocidad del agua, cerca de la presa. La granulometría a lo largo del curso de río Lozoya muestra claramente esta pauta (Figura 2). Es de destacar que en los embalses conectados en cadena, las presas de los embalses superiores retienen de forma eficiente buena parte del material transportado por el río, disminuyendo así los aportes alóctonos a los embalses situados aguas abajo, que solo reciben los materiales de textura más fina (arcillas) que no han sido retenidos previamente.

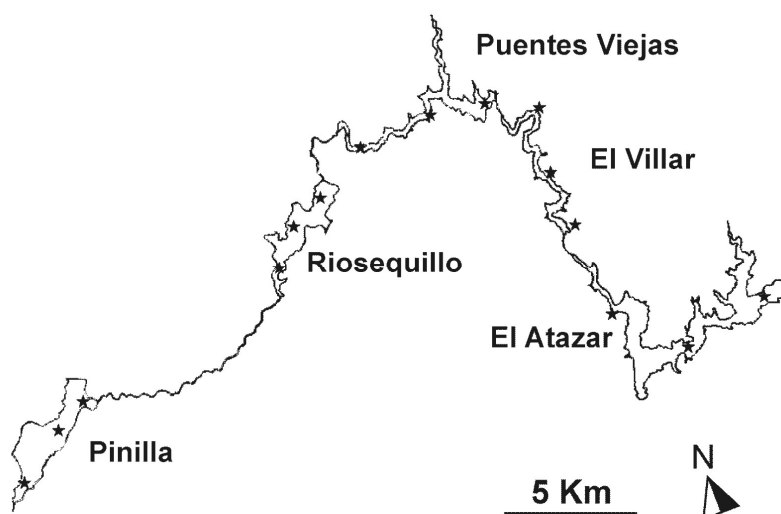


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en los cinco embalses del sistema Lozoya. El río fluye desde Pinilla hacia El Atazar. En cada embalse se muestreó el sedimento en tres estaciones: una en la cola, otra en el centro y otra cerca de la presa

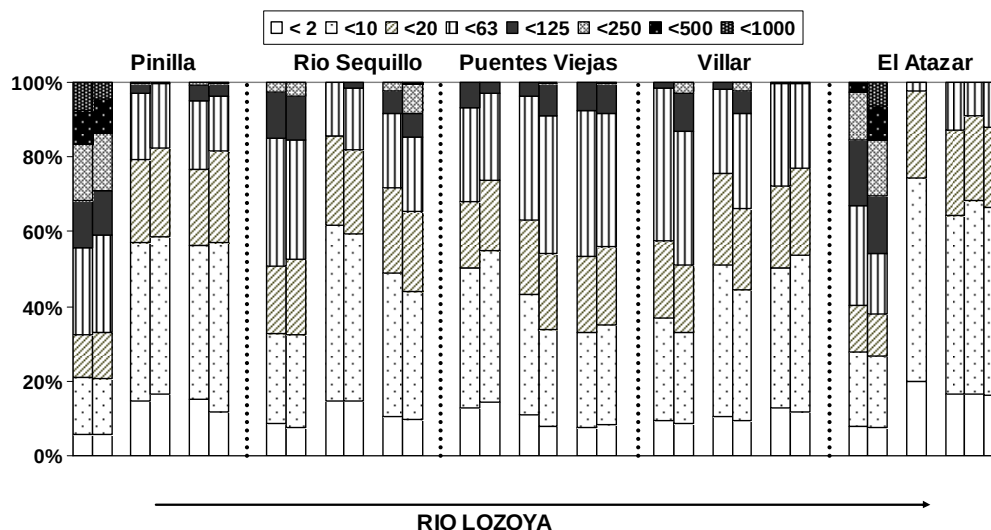


Figura 2. Porcentaje de los distintos tamaños de partículas en el sedimento a lo largo de los cinco embalses del sistema Lozoya. Cada barra corresponde a una réplica. Los valores se han ordenado según el curso del río

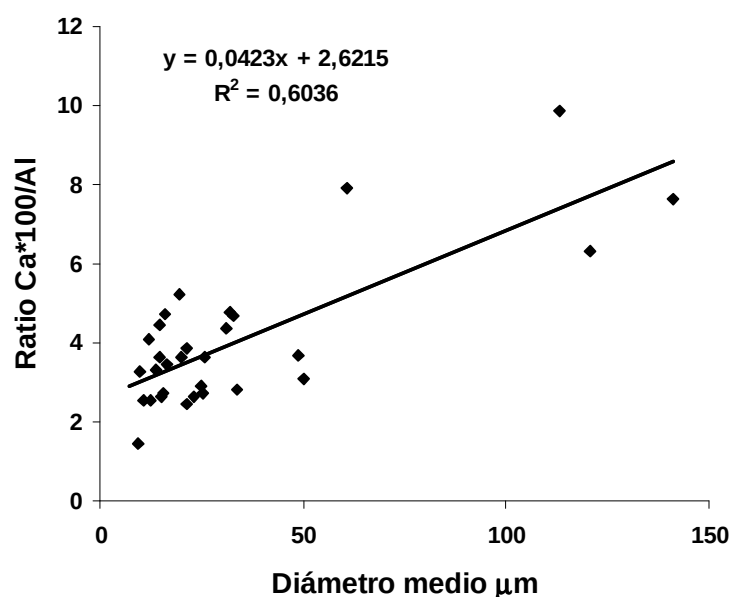
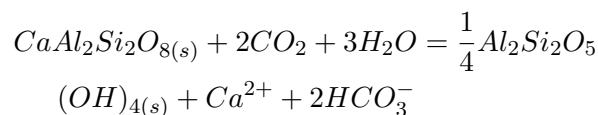


Figura 3. Correlación entre la concentración normalizada de calcio y el diámetro medio de las partículas de sedimento en los sedimentos del sistema Lozoya. Cada punto corresponde a una réplica

El tamaño de las partículas alóctonas de naturaleza inorgánica está determinado en gran parte por el proceso de meteorización de las rocas. Este proceso no sólo implica una disminución del tamaño medio de las partículas sino también un cambio en su composición química. Así en los embalses del río Lozoya, la concentración de calcio en sedimento y su variabilidad a lo largo del eje fluvial puede relacionarse con la meteorización de los silicatos de calcio (principalmente anortita), que transcurre según la reacción

(Tardy *et al.*, 2004):



En la cola del embalse de cabecera, Pinilla, la concentración normalizada de calcio (cociente Ca/Al) presenta un valor de 0,09 idéntico al de las rocas silíceas (Wedepohl, 1995). Después, la proporción de calcio disminuye a lo largo del eje fluvial hasta un valor de 0,04 en El Atazar (Lo-

pez *et al.*, 2006). Esta disminución puede asociarse a la acumulación de material progresivamente más meteorizado, y por tanto de menor tamaño, y al mismo tiempo empobrecido en calcio. De hecho, la concentración normalizada de Ca está significativamente correlacionada con el diámetro de las partículas del sedimento (Figura 3), mostrando la interrelación entre estructura física y composición.

En cuanto a la materia orgánica de origen alóctono, puede reconocerse en parte por su elevado cociente C/N dado que se trata mayoritariamente de restos de vegetación terrestre parcialmente degradada durante el transporte fluvial. Una fracción importante de la misma tiende también a acumularse en los embalses de cabecera y, dentro de cada embalse, en la zona más próxima a la cola (Figura 4, gráfico inferior).

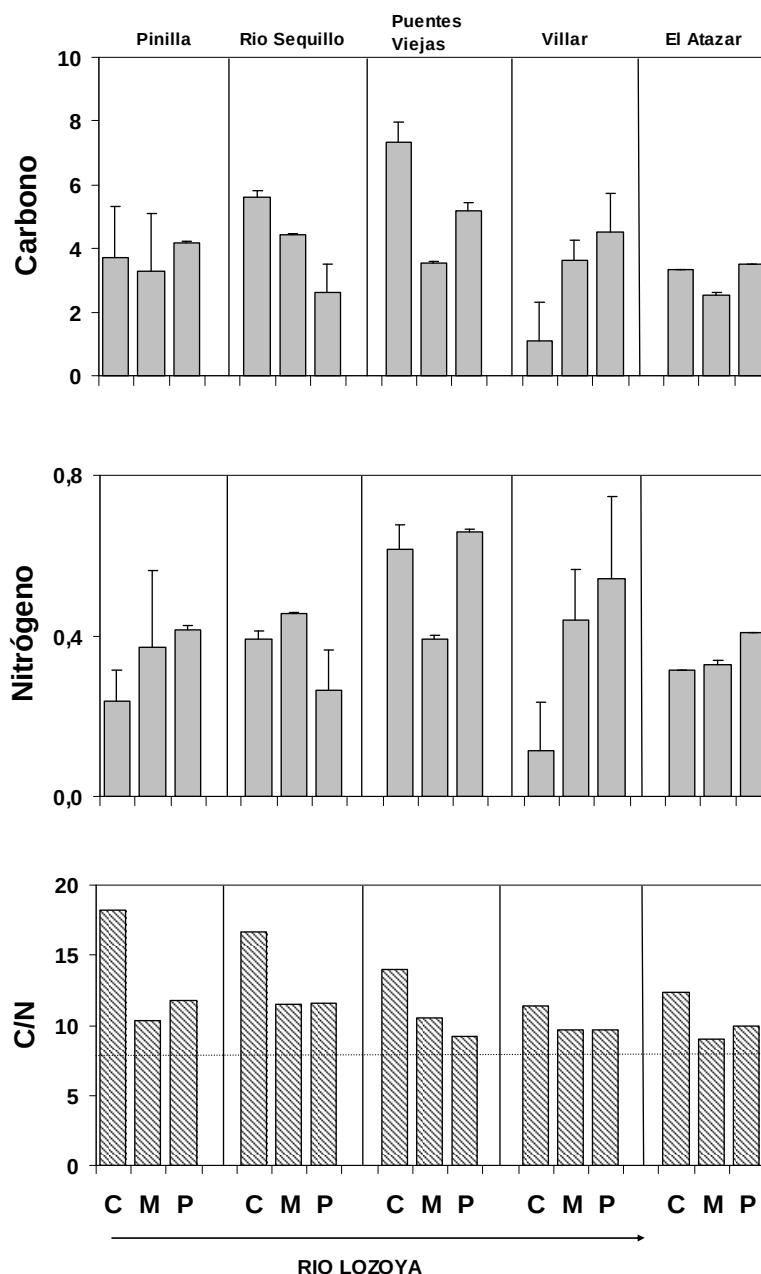


Figura 4. Concentración de carbono y nitrógeno en sedimento en mg-at.g^{-1} a lo largo de los embalses del sistema Lozoya. La figura inferior muestra la variación a lo largo del mismo eje de la relación estequiométrica C/N. Las letras C, M, P se refieren a la ubicación del punto de muestreo (cola, centro y presa respectivamente). La línea horizontal discontinua del gráfico inferior indica la proporción C/N en el fitoplancton

En relación al fósforo, la mayor parte del fósforo inorgánico alóctono llega en forma de carbonato-fluorapatito detrítico (P-CFAPdet) procedente de la erosión de la cuenca. Por su estructura cristalina el CFAP presenta una solubilidad muy baja y no pasa a la forma disuelta durante el transporte por el río. La fracción que representa el CFAP respecto al fósforo total del sedimento es variable. Aunque en el caso del sistema Lozoya no se analizaron las diferentes formas de fósforo en sedimento, en otros sistemas el P-CFAP representa más del 10 % del fósforo total y se encuentra asociado por lo general a la fracción más gruesa del sedimento (Armengol *et al.*, 1986, López, 2004).

Materiales autóctonos de origen abiótico

Un segundo tipo de aportes al sedimento corresponde a los aportes autóctonos abióticos, es decir material particulado que se forma en el propio embalse debido a cambios en las condiciones químicas. Este proceso afecta de forma muy importante a la formación de fósforo particulado por adsorción y/o coprecipitación de fósforo disuelto sobre partículas de carbonato cálcico (P~Ca) o de oxi-hidróxido férrico (P~Fe) (Figura 5). En cuencas calcáreas, el incremento del pH asociado a la actividad fitoplanctónica puede producir una precipitación de carbonato cálcico (calcita) en el agua superficial. La presencia de concentraciones moderadas de fósforo disuelto determina que una parte del mismo coprecipite con la calcita y sedimente en forma particulada inorgánica (López and Morgui, 1992, Effler *et al.*, 1993, Nurnberg, 1998). Por otra parte, en presencia de oxi-hidróxidos de hierro el fósforo disuelto puede pasar a la forma particulada por un proceso de adsorción. La capacidad de adsor-

ción de las partículas depende de la superficie específica, muy elevada en los óxidos férricos, y de su edad, teniendo mayor capacidad las de formación reciente (Lijklema, 1980, López *et al.*, 1996).

En las cuencas silíceas, el hierro se encuentra estrechamente asociado al aluminio en forma de óxidos metálicos resultantes de la meteorización química. Como resultado de dicho proceso, las aguas procedentes de la región silícea contienen una cantidad significativa de hierro en disolución, que habitualmente precipita al entrar en el embalse como resultado de su interacción con el oxígeno disuelto. La variación de la concentración de Fe en el sedimento de los embalses del sistema Lozoya muestra una acumulación en las proximidades de la presa en especial en los tres embalses situados aguas abajo (Figura 6). Los resultados indican que una fracción importante del hierro presente en el sedimento corresponde a material autóctono de grano muy fino que sedimenta en las zonas de menor velocidad del agua (Lopez *et al.*, 2006).

La variabilidad de la concentración normalizada de Fe (cociente Fe/Al) en sedimento a lo largo del sistema Lozoya coincide notablemente con la variabilidad en la concentración de fósforo (Figura 7). Es de destacar que los niveles de fósforo en el sedimento de estos embalses son considerablemente elevados, incluso comparados con los niveles habituales de los sistemas silíceos que presentan un valor medio cercano a los $40 \mu\text{g-at}\cdot\text{g}^{-1}$ (López and Morgui, 1993). Ello concuerda con el hecho de que los oxi-hidróxidos de hierro de este sistema sean de origen autóctono (es decir, se trata de material de origen reciente), ya que en este caso es de esperar una elevada capacidad de adsorción.

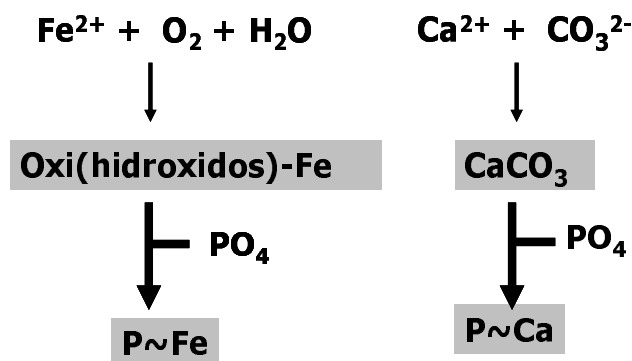


Figura 5. Principales reacciones que determinan la formación de fósforo inorgánico particulado en los sistemas acuáticos

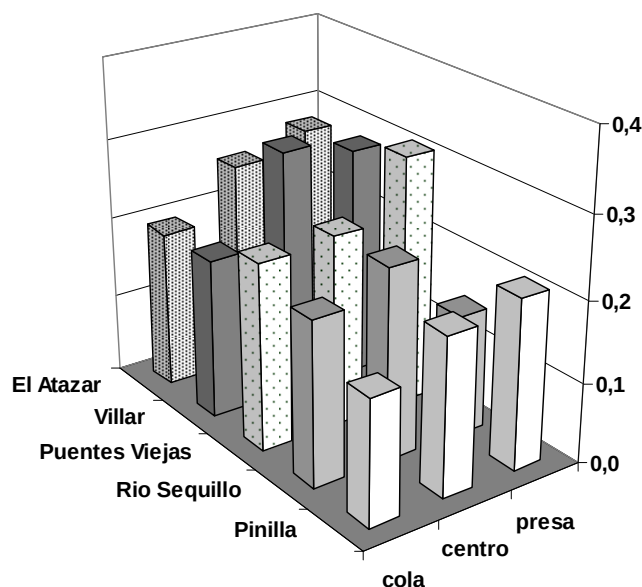


Figura 6. Variación de la concentración normalizada de hierro ($[Fe]/[Al]$) en átomos en el sedimento de los embalses del sistema Lozoya. Las barras corresponden a la media de dos réplicas

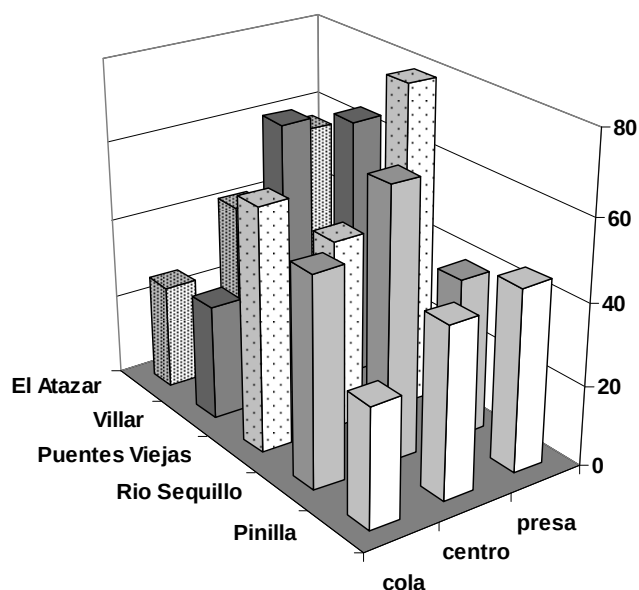


Figura 7. Variación de la concentración de fósforo en $\mu\text{g-at}\cdot\text{g}^{-1}$ en átomos en el sedimento de los embalses del sistema Lozoya. Las barras corresponden a la media de dos réplicas

Materiales autóctonos de origen biótico

Los elementos más afectados por la acumulación de materiales de origen biótico son los constituyentes mayoritarios de la materia orgánica: carbono, nitrógeno y fósforo. En cuencas calcáreas, carbono y fósforo pueden proceder también de materiales precipitados abióticamente, en cambio en cuencas silíceas, la presencia de carbono inorgánico en forma de carbonatos es

mucho más reducida y sólo el fósforo presenta un origen abiótico significativo. La sedimentación de materia orgánica formada mediante la producción primaria (principalmente fitoplanctónica) en el propio embalse, es el aporte principal de carbono y nitrógeno al sedimento, en especial en las zonas próximas a la presa y en los embalses situados aguas abajo (Figura 4, gráficos superiores) en donde la sedimentación de material alóctonos es menos factible.

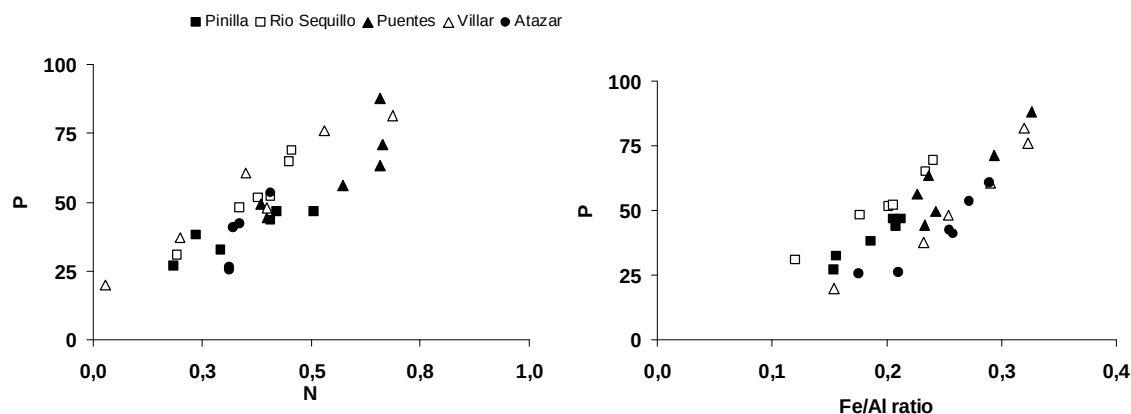


Figura 8. Relación entre la concentración de fósforo en sedimento en $\mu\text{g-at}\cdot\text{g}^{-1}$ y la concentración de N en $\text{mg-at}\cdot\text{g}^{-1}$ (izquierda) y el cociente Fe/Al en átomos (derecha) en los embalses del sistema Lozoya

En los embalses del sistema Lozoya, la concentración de fósforo en sedimento muestra un patrón de variación muy similar al del nitrógeno y el carbono, lo que podría interpretarse como un origen orgánico del fósforo sedimentario. Sin embargo, como ya se ha mencionado previamente, el fósforo del sedimento también presenta un patrón de variación muy similar al de la concentración normalizada de hierro, y de hecho las correlaciones P-N y P-Fe/Al son ambas altamente significativas (Figura 8). A fin de establecer cuál de las dos variables, nitrógeno asociado a los procesos bióticos o Fe/Al asociado a los procesos abióticos, resulta más determinante para explicar la variabilidad de la concentración de fósforo, aplicamos un análisis de regresión múltiple utilizando N y Fe/Al como variables descriptores de la concentración de fósforo (López *et al.*, 2009). Los resultados obtenidos indican que en Pini-lla, Río Sequillo, El Villar y El Atazar más del 90 % de la variabilidad del fósforo se explica por la variabilidad del cociente Fe/Al, no aportando el nitrógeno explicación adicional. Tan solo en el embalse de Puentes Viejas las dos variables, Fe/Al y N, explican el 95 % de la variabilidad del P. Ello indica que, en conjunto, la mayor parte del fósforo acumulado en el sedimento de los embalses del sistema Lozoya es de origen autóctono y se encuentra asociado a los oxi-hidróxidos de Fe. Tan solo en el embalse de Puentes Viejas una parte del fósforo sedimentario aparece asociada a la sedimentación de materia orgánica.

CICLOS BIOGEOQUÍMICOS: PROCESOS EN EL SEDIMENTO Y RETORNO

El sedimento no es meramente un compartimento inactivo en el que se acumulan materiales

procedentes de la cuenca o del agua. Es también la sede de numerosos procesos autogénicos, tanto químicos como biológicos, que determinan la transformación de los compuestos sedimentados e implican su inmovilización definitiva o por el contrario su retorno al compartimento acuoso (Figura 9).

El fósforo inorgánico asociado a calcio o a hierro en el sedimento se encuentra en equilibrio con el fosfato disuelto en el agua intersticial. Además, en el sedimento el proceso de descomposición de la materia orgánica mediado por organismos bacterianos implica una liberación de fosfato disuelto, que pasa a incorporarse al agua intersticial. Dependiendo de las características de la matriz sedimentaria se establecerá una concentración de equilibrio resultado de todos los procesos que actúan simultáneamente (descomposición, adsorción y precipitación). Cuando dicha concentración de equilibrio supera la concentración en el agua profunda, se produce un flujo de fosfato desde el sedimento hacia el agua por difusión. Por el contrario si la concentración de equilibrio en el agua intersticial es inferior a la del agua profunda, el flujo por difusión se produce en el sentido desde el agua hacia el sedimento.

Aunque los mecanismos que determinan el retorno de fosfato desde el sedimento hacia el agua son muy complejos y por tanto difíciles de predecir, existen determinadas situaciones en las que es previsible un mayor flujo de fósforo desde el compartimento sedimentario.

En condiciones de anoxia hipolimnética la descomposición de la materia orgánica transcurre a través de vías anaeróbicas, utilizándose aceptores de electrones distintos al oxígeno. En pre-

sencia de NO_3 la vía metabólica preferente es la desnitrificación que mantiene el potencial redox a un nivel moderadamente reductor. Una vez agotado el NO_3 el potencial redox disminuye alcanzándose los valores que permiten la reducción del Fe^{3+} y la consiguiente solubilización de los oxido-hidróxidos de hierro (Figura 10). El resultado de esta reacción es por una parte la imposibilidad de retención del fosfato liberado por la descomposición de la materia orgánica sobre partículas férricas, al mismo tiempo que el fosfato previamente adsorbido sobre este tipo de partículas retorna al agua. Esta secuencia de reacciones de oxidación-reducción es la razón por la que la disponibilidad de elevadas concentraciones de nitrato en el sedimento actúa como limitante a la liberación de fosfato desde el sedimento (Bostrom *et al.*, 1988).

Cuando el potencial redox alcanza valores muy

reductores comienza la sulfato-reducción siempre que haya sulfato disponible. La existencia de elevadas tasas de reducción de sulfatos conlleva a su vez una consecuencia indirecta sobre el ciclo del fósforo: en presencia de hierro reducido (Fe^{2+}) y sulfuro (S^{2-}) se produce la precipitación de sulfuro de hierro amorfo que es altamente insoluble. Ello implica la inmovilización en el sedimento del hierro que ya no puede alcanzar el agua mediante el transporte por difusión. De esta forma se minimiza la posterior formación de oxi-hidróxido férrico (cuando el Fe^{2+} alcanza la zona aeróbica) y la consiguiente retirada de fosfato disuelto por adsorción. Es por este motivo que, en general, se considera que el riesgo de eutrofización es mayor en los sistemas acuáticos ubicados en cuencas con abundante sulfato (Caraco *et al.*, 1993).

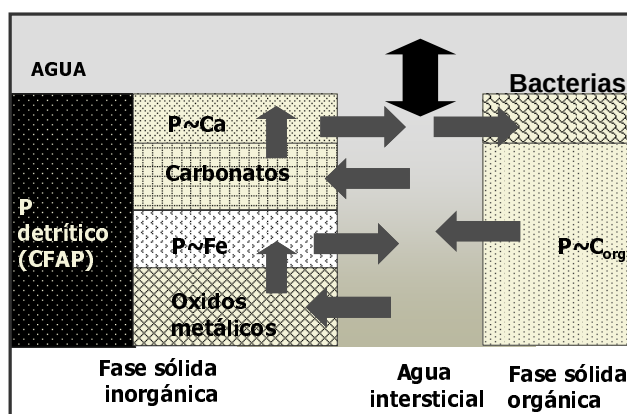


Figura 9. Esquema de las diversas reacciones químicas y biológicas que afectan a la concentración de fósforo en el compartimento sedimentario

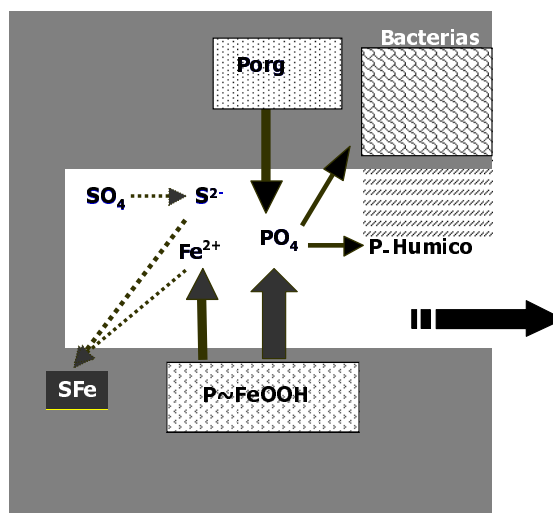


Figura 10. Principales reacciones que determinan el retorno de fósforo disuelto desde el sedimento en condiciones anóxicas

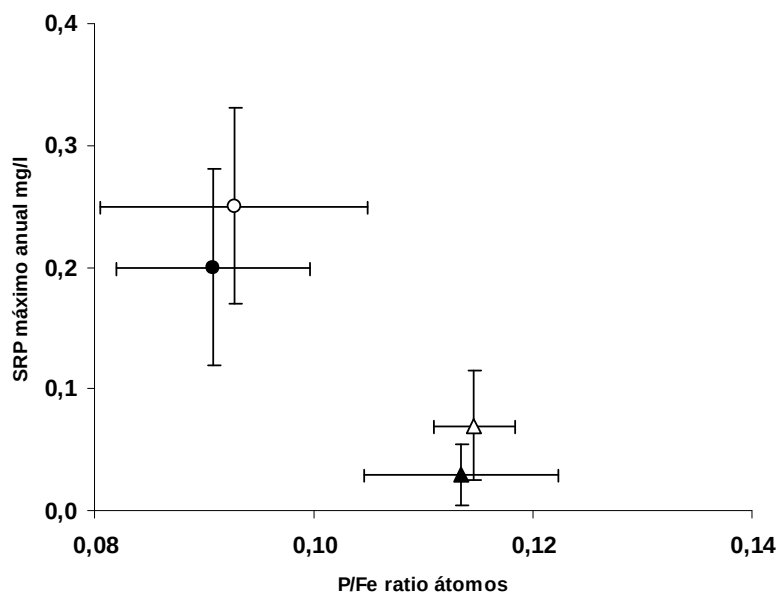


Figura 11. Relación entre la media de la concentración anual máxima de fosfato disuelto durante la última década y el cociente elemental P/Fe en sedimento. Se muestra además la desviación estándar de ambas variables. Círculo blanco: Pinilla; Círculo negro: Río Sequillo; Triángulo blanco: Villar; Triángulo negro: EL Atazar. Faltan los datos correspondientes al embalse de Puentes Viejas del que no se posee información suficiente acerca de la concentración de fosfato en el agua

Sin embargo, el retorno de fosfato desde el sedimento puede verse reducido, aun en condiciones anóxicas, como consecuencia de otros factores. Así por ejemplo, en ciertos casos se ha observado una asimilación del fosfato procedente del sedimento por parte de la comunidad bacteriana de la interfase sedimentaria (Gachter and Meyer, 1993). Asimismo, en sistemas en los que existe una elevada concentración de materiales húmicos en la interfase agua/sedimento, estos pueden retener una fracción importante del fosfato en forma de coloides (López, 2004).

A fin de establecer la relación entre las concentraciones de fósforo en agua y sedimento en los embalses del sistema Lozoya, se ha comparado la media de la concentración anual máxima de fosfato disuelto (SRP) durante los últimos 10 años en cada embalse (Urrutia, comunicación personal) con el promedio de la relación estequiométrica P/Fe en el sedimento superficial. En principio, dada la asociación del fósforo sedimentario con los oxi-hidróxidos de hierro, podría esperarse una correlación positiva entre la concentración en agua y el cociente atómico P/Fe, ya que cuanto mayor es éste, más saturados se encuentran los oxi-hidróxidos de hierro y el fosfato queda menos retenido en la fase sólida pasando a la fase disuelta (Jensen *et al.*, 1992). Sin embargo, como puede apreciarse en la Figura 11, en los embalses del sistema Lozoya se

observa una relación inversa. Aunque el número de datos es insuficiente para establecer una correlación significativa, los resultados apuntan a que el sedimento de dichos embalses aun no se encuentra saturado en relación al P, por lo que una mayor concentración relativa de fósforo en sedimento (mayor P/Fe) va asociada a una menor concentración en el agua. De hecho, la concentración de fosfato en el agua es inferior a la esperada en función de la cantidad de fósforo presente en el sedimento. Ello podría ser debido a una capacidad de adsorción muy elevada, lo que concuerda con el origen autóctono del oxi-hidróxido férrico en este sistema. Tal y como ya se ha mencionado previamente, la capacidad de adsorción es muy superior en las partículas recién formadas, lo que explicaría la elevada capacidad de retención de los sedimentos del sistema Lozoya.

RECOMENDACIONES DE GESTIÓN EN BASE A LAS CARACTERÍSTICAS DEL SEDIMENTO

Los resultados obtenidos nos permiten considerar que el ciclo del fósforo en los embalses del sistema Lozoya se halla en gran parte condicionado por la elevada capacidad de retención del sedimento. Las características geoquímicas de la cuenca y la dinámica del sistema, favorecen la

acumulación de una elevada cantidad de fósforo en el sedimento, especialmente en los embalses situados en el tramo superior del río. Ello a su vez determina la baja concentración de fosfato disuelto presente en el agua del embalse de El Atazar situado al final de la serie de embalses.

En función de la estructura física y la composición del sedimento de estos embalses se pueden prever dos situaciones en las que el riesgo de eutrofización se ve incrementado. Por un lado, el hecho de que la mayor parte del fosfato aparezca asociado a partículas de oxi-hidroxido férrico implica que en situaciones de anoxia hipolimnética deberá esperarse una elevada carga interna de fosfato desde el sedimento. Resulta pues deseable minimizar al máximo la aparición de este tipo de situaciones gestionando adecuadamente el trasvase de agua entre embalses.

Una segunda situación en la que es previsible un retorno importante de fósforo desde el sedimento hacia el agua, es la que se da en condiciones de elevado caudal. En este caso, las partículas más finas, con un elevado contenido en fósforo, pueden resuspenderse en el agua (aun en condiciones aeróbicas) y ser transportadas aguas abajo. Como el mecanismo de adsorción es reversible, en contacto con una masa de agua con una baja concentración de fósforo disuelto, el fósforo adsorbido sobre las partículas tiende a desorberse para alcanzar el nuevo equilibrio. Por lo general, El Atazar es un embalse oligo-mesotrófico, con una baja concentración de clorofila (concentración media en el 2004: $7,5 \mu\text{g.l}^{-1}$) y de fósforo en el agua (concentración media de fósforo total en el agua en el 2004: $0,60 \mu\text{mol.l}^{-1}$). Sin embargo, esporádicamente se producen proliferaciones de una cianofícea, *Planktothrix rubescens* que generan graves problemas en la gestión del embalse. Puesto que las proliferaciones de esta especie se han producido con posterioridad a episodios de lluvias intensas, el mecanismo de resuspensión y desorción asociada parece ser el responsable de este fenómeno.

Un posible sistema para disminuir el riesgo de proliferaciones planctónicas sería minimizar el aporte desde los embalses superiores hacia El Atazar en situaciones de elevado caudal, utilizando el embalse de Villar (precedente al de El Atazar) como un mecanismo de decantación que prevenga la llegada de material particulado fino.

REFERENCIAS

- Abrams, M.M. y Jarrell, W.M., (1995). Soil-phosphorus as a potential nonpoint-source for elevated stream phosphorus levels. *J. Environ. Qual.*, 24, 132–138.
- Anselmetti, F.S., Buhler, R., Finger, D., Girardclos, S., Lancini, A., Rellstab, C. y Sturm, M., (2007). Effects of alpine hydropower dams on particle transport and lacustrine sedimentation. *Aquat. Sci.*, 69, 179–198.
- Armengol, J., Crespo, M., Morgui, J.A. y Vidal, A., (1986). Phosphorus budgets and forms of phosphorus in the Sau reservoir sediment - an interpretation of the limnological record. *Hydrobiologia*, 143, 331–336.
- Bostrom, B., Andersen, J.M., Fleischer, S. y Jansson, M., (1988). Exchange of phosphorus across the sediment - Water interface. *Hydrobiologia*, 170, 229–244.
- Caraco, N.F., Cole, J.J. y Likens, G.E., (1993). Sulfate control of phosphorus availability in lakes - A test and reevaluation of Hasler and Einsele model. *Hydrobiologia*, 253, 275–280.
- Effler, S.W., Auer, M.T., Penn, M.R. y Driscoll, C.T., (1993). On the regulation of sediment phosphorus release by calcium-phosphorus minerals in Onondaga Lake, New York (USA). *Hydrobiologia*, 253, 376.
- Gachter, R. y Meyer, J.S., (1993). The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, 253, 103–121.
- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. y Skytthe, A., (1992). Iron-phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 235, 731–743.
- Johnston, B.R. y Jacoby, J.M., (2003). Cyanobacterial toxicity and migration in a mesotrophic lake in western Washington, USA. *Hydrobiologia*, 495, 79–91.
- Lijklema, L., (1980). Interaction of orthophosphate with iron(III) and aluminum hydroxides. *Environ. Sci. Technol.*, 14, 537–541.
- Loizeau, J.L., Dominik, J., Luzzi, T. y Vernet, J.P., (1997). Sediment core correlation and mapping of sediment accumulation rates in Lake Geneva (Switzerland, France) using volume magnetic susceptibility. *J. Great Lakes Res.*, 23, 391–402.
- López, P., (2004). Spatial distribution of sedimentary P pools in a Mediterranean coast

- tal lagoon 'Albufera d'es Grau' (Minorca Island, Spain). *Mar. Geol.*, 203, 161–176.
- López, P., Lluch, X., Vidal, M. y Morgui, J.A., (1996). Adsorption of phosphorus on sediments of the balearic islands (Spain) related to their composition. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 42, 185–196.
- López, P. y Morgui, J.A., (1993). Factors influencing fractional phosphorus composition in sediments of Spanish reservoirs. *Hydrobiologia*, 253, 73–82.
- López, P. y Morgui, J.A., (1992). Phosphate and calcium-carbonate saturation in a stratified coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 228, 55–63.
- López, P., Marcé, R., Ordóñez, J., Urrutia, I. y Armengol, J., (2009). Sedimentary phosphorus in a cascade of five reservoirs (Lozoya River, Central Spain). *Lake Reserv. Manage.*, 25, 39–48.
- López, P., Navarro, E., Marcé, R., Ordóñez, J. y Armengol, J., (2006). Elemental ratios in sediments as indicators of ecological processes in Spanish reservoirs. *Limnetica* 25, 499–512.
- Nurnberg, G.K., 1998. Prediction of annual and seasonal phosphorus concentrations in stratified and polymictic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 43, 1544–1552.
- Nurnberg, G.K., LaZerte, B.D. y Olding, D.D., (2003). An artificially induced *Planktothrix rubescens* surface bloom in a small kettle lake in Southern Ontario compared to blooms world-wide. *Lake Reserv. Manage.*, 19, 307–322.
- Nurnberg, G.K., Shaw, M., Dillon, P.J. y McQueen, D.J., (1986). Internal Phosphorus Load in an Oligotrophic Precambrian Shield Lake with an Anoxic Hypolimnion. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43:574–580.
- Sageman, B.B. y Lyons, T.W., (2004). Geochemistry of fine-grained sediments and sedimentary rocks. En *Treatise on Geochemistry*, Vol. 7, F. MacKenzie (ed.), 115–158, Elsevier Publ.
- Tardy, Y., Bustillo, V. y Boeglin, J.L., (2004). Geochemistry applied to the watershed survey: hydrograph separation, erosion and soil dynamics: A case study: the basin of the Niger River, Africa. Vol. 19, pp. 469, 2004), *Appl. Geochem.*, 19, 817–817.
- Wang, S.H., Dzialowski, A.R., Meyer, J.O., deNoyelles, F., Lim, N.C., Spotts, W.W. y Huggins, D.G., (2005). Relationships between cyanobacterial production and the physical and chemical properties of a Midwestern Reservoir, USA. *Hydrobiologia*, 541, 29–43.
- Wedepohl, K.H., (1995). The Composition of the Continental-Crust. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 59, 1217–1232.