

El uso del suelo en las cuencas de captación condiciona la calidad del agua en embalses del sudeste peninsular ibérico

Land-use on the watershed determines the quality of water in south-eastern Iberian Peninsula reservoirs

Elizabeth León-Palmero^{1a1*}, Isabel Reche^{1a2} y Rafael Morales-Baquero^{1a3}

^{a1}Instituto del Agua y Departamento de Ecología, Universidad de Granada, 18071 Granada, España.

E-mail: ^{a1}eleonpalmero@ugr.es, ^{a2}ireche@ugr.es, ^{a3}rmorales@ugr.es

*Autor para correspondencia

Recibido: 27/05/2021

Aceptado: 18/06/2021

Publicado: 31/07/2021

Citar como: León-Palmero, E., Reche, I., Morales-Baquero, R. 2021. Land-use on the watershed determines the quality of water in south-eastern Iberian Peninsula reservoirs. *Ingeniería del agua*, 25(3), 205-213. <https://doi.org/10.4995/ia.2021.15690>

RESUMEN

Se examinan los contenidos de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y las relaciones NT/PT, en 12 embalses del sur-este de la Península Ibérica, con objeto de indagar en la influencia del uso del suelo en las cuencas de captación sobre el estado trófico de estos sistemas. Los embalses mostraron relaciones NT/PT que indican limitación por P o co-limitación según el sistema considerado. Según los análisis de regresión en árbol univariados efectuados, sólo el porcentaje de áreas cultivadas clasifica significativamente a los embalses por sus contenidos en P y N, mientras el porcentaje de áreas urbanas agrupa, además, a los embalses por los contenidos en N. La relación positiva encontrada entre el porcentaje de áreas cultivadas y el estado trófico de los embalses, cuantificado según el índice de Carlson (TSI), indica un deterioro en la calidad del agua en los embalses inducido por la actividad agrícola.

Palabras clave | nitrógeno, fósforo, uso del suelo, agricultura, áreas urbanas, estado trófico, embalses.

ABSTRACT

We studied the total nitrogen (TN) concentration, the total phosphorus (TP) concentration, and the TN/TP ratios in 12 reservoirs located in the southern Iberian Peninsula, to study the influence of land-use in the reservoir watershed on the trophic status of these systems. The TN/TP ratios indicated limitation by P or co-limitation depending on the system. Only the percentage of agriculture areas significantly classified the reservoirs by their P and N concentrations, while the percentage of urban areas also grouped the reservoirs by their N contents, according to the univariate tree regression analyses. We found a positive relationship between the percentage of agriculture areas and the trophic state of the reservoirs, according to the Carlson index (TSI), that indicates a deterioration in water quality in the reservoirs induced by agricultural activity.

Key words | nitrogen, phosphorus, land use, agriculture, urban areas, trophic status, reservoirs.

INTRODUCCIÓN

Las características físicas, químicas y biológicas de las aguas continentales superficiales determinan su calidad, y por tanto, condicionan el uso que de ellas hace la sociedad. Dichas características dependen de una pléyade de factores climáticos, geológicos, morfológicos, etc., que, entre otros efectos, condicionan los aportes de nutrientes desde la cuenca de captación a los lagos y los embalses y, en consecuencia, su estado trófico (Vollenweider, 1989). Esto permite vincular el deterioro de la calidad del agua de dichos sistemas con las perturbaciones humanas en el paisaje que incrementan la concentración de nutrientes en la escorrentía, deterioro conocido como eutrofización. Este es uno de los problemas ambientales que tienen más prevalencia globalmente, a pesar de los esfuerzos de décadas de investigación y de la adopción de medidas preventivas (Smith and Schindler, 2009).

En los embalses los efectos de las perturbaciones del paisaje pueden ser especialmente pronunciados ya que tienden a tener mayor cuenca de captación y mayor proporción área de la cuenca de captación/área superficial de la lámina de agua (AC/AS) que los lagos naturales, incrementando la materia orgánica, inorgánica y nutrientes que reciben (Thorton, et al, 1990; Tong y Chen, 2002; Knoll et al, 2015; Hayes et al, 2017; Prats-Rodríguez et al, 2019). El estudio de las perturbaciones mencionadas es importante precisamente en la Península Ibérica donde los embalses son muy numerosos (más de 1200, sólo en España) y representan una reserva hídrica fundamental para las necesidades de la sociedad. Los principales nutrientes que determinan el estado trófico de lagos y embalses son nitrógeno (N) y fósforo (P), pero la disponibilidad relativa de uno u otro tiene importantes efectos en las comunidades biológicas, tanto cuantitativos como cualitativos, y consecuentemente, en la calidad del agua. Así, la relación entre el N total (NT) y el P total (PT) tiende a ser alta en sistemas oligotróficos y baja en sistemas eutróficos (Downing y McCauley, 1992).

La actividad humana altera profundamente la forma en la que los suelos exportan el N y el P. De forma natural, los terrenos tienden a retener el P, de ciclo biogeoquímico simple y fácilmente capturado por los organismos, y exportar en mayor medida el N, de ciclo biogeoquímico más complejo y con formas móviles en los suelos. Así, la escorrentía de los suelos en terrenos no fertilizados tiene relaciones NT/PT, en masa, del orden de 274, pero entre 20 y 60 en cultivos fertilizados y de sólo alrededor de 5 en las aguas residuales o la escorrentía urbana (Downing y McCauley, 1992). Esta secuencia de valores refleja el incremento en la disponibilidad del P que se provoca con la fertilización de los cultivos para la producción de alimentos, y el consumo y descomposición en las áreas urbanas de los alimentos producidos, que libera el P retenido por los organismos. Por otra parte, desde el logro de la síntesis del amoníaco por el proceso Haber-Bosch, la disponibilidad de N para la fertilización de los cultivos es prácticamente ilimitada y ha ocasionado un aumento de los compuestos nitrogenados en los ecosistemas terrestres como nunca antes se ha registrado en la historia de la Biosfera (Rockström, et al. 2009). Por tanto, según lo expuesto, cabe esperar diferencias en los aportes de N y P a los embalses en función del uso del suelo que hace la actividad humana en sus cuencas de captación.

El objeto de este trabajo es el de examinar las relaciones NT/PT en 12 embalses del sur-este de la Península Ibérica, que difieren en su edad y sus características físicas, químicas y tróficas, para indagar la influencia del uso del suelo en las cuencas de captación sobre los aportes de N y P y el estado trófico de estos sistemas.

MATERIAL Y MÉTODOS

La Figura 1 muestra la localización de los embalses estudiados y la Tabla 1 algunas de sus características morfológicas y de las cuencas de captación. Mapas detallados de las cuencas de captación y cauces fluviales en estos embalses pueden encontrarse en León-Palmero et al. (2020). Entre julio de 2016 y julio de 2017 cada embalse se muestreó en dos periodos: uno durante la estratificación estival y el otro durante la mezcla otoñal. En cada ocasión, se tomaron medidas pelágicas superficiales de NT, PT, Clorofila-a y la transparencia del agua con un disco de Secchi blanco de 20 cm. Las muestras para nitrógeno total se acidificaron con ácido fosfórico (pH final < 2) y se analizaron mediante oxidación catalítica a alta temperatura con un analizador Shidmazu (modelo TOC-V SCH) acoplado a un analizador de nitrógeno (TNM-1) (Álvarez-Salgado y Miller, 1998). La concentración de fósforo total se midió por triplicado usando el método de azul de molibdeno tras digestión con una mezcla de persulfato potásico y ácido bórico a 120 °C (APHA, 1992). La concentración de clorofila-a se determinó filtrando de 500 a 2000 mL de agua por un filtro de fibra de vidrio GF/F de 0.7 µm de luz de poro. El material particulado retenido se sometió a extracción con metanol al 95 % en la oscuridad



Figura 1 | Localización de los embalses estudiados. Más detalles sobre las cuencas de captación y cauces fluviales en León-Palmero *et al.* (2020).

a 4 °C durante 24 h. La absorción de los pigmentos obtenidos se midió con un espectrofotómetro Perkin-Elmer UV-Lambda 40 a 665 nm con corrección de luz dispersada a 750 nm (APHA, 1992).

Tabla 1 | Algunas características de los embalses estudiados y de sus cuencas de captación.

| Embalse | Año de construcción | Altitud (m) | Volumen (hm ³) | Superficie (ha) | Sup. captación (km ²) | % Calizas y dolomías | % silíceos | % carbonatados | % urbano | % cultivos |
|--------------|---------------------|-------------|----------------------------|-----------------|-----------------------------------|----------------------|------------|----------------|----------|------------|
| Cubillas | 1956 | 640 | 19 | 194 | 626 | 97 | 0,62 | 2,42 | 1 | 64 |
| Colomera | 1990 | 810 | 40 | 249 | 245 | 95 | 5,03 | 0,00 | 0,94 | 62 |
| Negratín | 1984 | 618 | 567 | 2170 | 3877 | 50 | 5,80 | 7,56 | 0,58 | 45 |
| La Bolera | 1967 | 950 | 53 | 265 | 163 | 47 | 0,00 | 47,89 | 0 | 3 |
| Bermejales | 1958 | 852 | 103 | 562 | 375 | 17 | 47,26 | 0,00 | 0,38 | 30 |
| Iznájar | 1969 | 425 | 981 | 2522 | 5000 | 74 | 11,28 | 2,44 | 3,25 | 58 |
| Fco. Abellán | 1991 | 942 | 58 | 231 | 184 | 37 | 22,37 | 27,79 | 0,93 | 14 |
| Béznar | 1986 | 486 | 53 | 170 | 347 | 17 | 52,44 | 14,89 | 2,48 | 32 |
| S. Clemente | 1990 | 1050 | 118 | 622 | 574 | 68 | 0,00 | 23,77 | 0,12 | 12 |
| El Portillo | 1999 | 920 | 33 | 143 | 113 | 71 | 0,00 | 27,57 | 0,04 | 4 |
| Rules | 2003 | 239 | 111 | 309 | 732 | 14 | 72,92 | 7,43 | 1,12 | 24 |
| Jándula | 1932 | 350 | 322 | 1350 | 1547 | 41 | 90,57 | 0,00 | 1,13 | 19 |

El análisis de las cuencas de captación se realizó mediante el software ArcGIS® (ESRI, 2012), bajo la licencia de la Universidad de Granada, utilizando las bases de datos de: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente; Infraestructura de Datos Espaciales de Andalucía (IDEA Andalucía) y Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM). Así, se pudieron determinar los porcentajes de superficies en las respectivas cuencas de captación con diferentes litologías, por un lado, y usos del suelo, por otro.

Para buscar las variables de la cuenca de captación de los embalses (variables predictoras) que más influyen en sus contenidos de NT y PT (como variables dependientes), e identificar los valores umbrales de las variables predictoras que mejor discriminan los embalses según sus contenidos de las variables dependientes, se construyeron árboles de regresión univariados. Estos árboles de regresión son un método de separación dicotómica en el que un conjunto de objetos, en nuestro caso embalses, es dividido progresivamente en los subconjuntos que reducen la variabilidad de la variable dependiente de forma más significativa. Este tipo de regresión permite conocer de forma muy intuitiva las interacciones entre las variables predictoras y proporciona una clara imagen de la estructura de los datos (Crawley, 2002). Otra ventaja de los árboles de regresión es que son insensibles a los valores atípicos

y a la multicolinealidad. Para realizar estos árboles usamos el programa Statistica® con validación cruzada, para evitar el exceso de ajuste, deteniendo el número de divisiones en el árbol más simple que muestra la mejor precisión promedio en la clasificación. Las 7 variables que se usaron como predictoras fueron: 3 según la naturaleza de los suelos, % calizas y dolomías, % suelos silíceos y % suelos carbonatados; 2 según el uso del suelo, % área urbana (con tres categorías: <0.5 ; $0.5 < x < 1.5$ y $1.5 <$) y % áreas cultivadas; y 2 como variables morfogénicas, edad del embalse y relación AC/AS. Las variables dependientes se transformaron logarítmicamente para normalizar sus distribuciones. También usamos el programa R (R Core Team, 2019) para el análisis de datos.

La calidad de las aguas de los embalses se estableció mediante el índice de estado trófico (Carlson, 1977).

RESULTADOS

Las variables estudiadas presentan un amplio rango de valores entre los embalses. El NT varía entre 169.5 y 4532.6 μgNL^{-1} , mientras el PT oscila entre 4.0 y 57.3 μgPL^{-1} (Tabla 2). Los promedios de ambas variables en los embalses, durante los periodos de mezcla y estratificación, no mostraron diferencias significativas entre ambos periodos, de acuerdo con los test estadísticos pareados que hemos hecho. Este resultado indica que los contenidos de N y P son propios de cada sistema, más allá de las diferencias estacionales. La relación NT/PT (en masa) varió entre 10.1 y 453.9 lo que sugiere grandes diferencias en la limitación por N o P entre los embalses. La Figura 2 muestra que todos nuestros embalses se sitúan por encima de la relación NT/PT=9 que es el valor por debajo del cual los lagos muestran claras señales de limitación por N (Guilford and Hecky, 2000). La mayor parte de nuestros embalses se situó por encima de la relación NT/PT=22, indicando limitación por P.

Los análisis de regresión en árbol realizados para explicar los contenidos en NT y PT de los embalses, usando siete variables de la cuenca de captación como predictoras (ver métodos), muestra que, en el caso del NT, sólo entran en el modelo el porcentaje del área dedicado a cultivo y el porcentaje de áreas urbanas. El análisis (Figura 3A), origina un árbol de tres ramas en el que la primera división, que reduce la varianza original en un 43 %, se produce por el porcentaje de cultivos en la cuenca de captación, que diferencia tres embalses ($n=3 \times 2=6$), con más del 52 % de cultivos, del resto. Estos embalses presentan los contenidos en NT más elevados. La segunda división se produce por el porcentaje de áreas urbanas en la cuenca y separa a un embalse que tiene más del 1.5 % de áreas urbanas de los otros 8, que presentan, como grupo, el promedio de contenido en NT más bajo.

Tabla 2 | Concentraciones pelágicas superficiales de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) en los doce embalses estudiados durante la estratificación estival y la mezcla invernal.

| Embalse | NT (μgNL^{-1}) | | PT (μgPL^{-1}) | |
|--------------|-----------------------------|--------|-----------------------------|--------|
| | Estratificación | Mezcla | Estratificación | Mezcla |
| Cubillas | 785.8 | 1502.9 | 57.3 | 18.9 |
| Colomera | 2547.8 | 1595.4 | 20.1 | 7.1 |
| Negratín | 271.7 | 263.3 | 18.6 | 6.5 |
| La Bolera | 169.5 | 435.6 | 16.7 | 6.8 |
| Bermejales | 347.4 | 439.8 | 7.7 | 8.1 |
| Iznájar | 4217.4 | 4532.6 | 9.3 | 27.3 |
| Fco. Abellán | 372.6 | 414.6 | 6.8 | 9.0 |
| Béznar | 928.6 | 1767.6 | 16.1 | 29.4 |
| S. Clemente | 327.8 | 502.8 | 7.4 | 7.1 |
| El Portillo | 225.5 | 505.6 | 5.0 | 11.2 |
| Rules | 364.2 | 554.7 | 14.2 | 13.3 |
| Jándula | 235.3 | 484.6 | 4.0 | 4.3 |

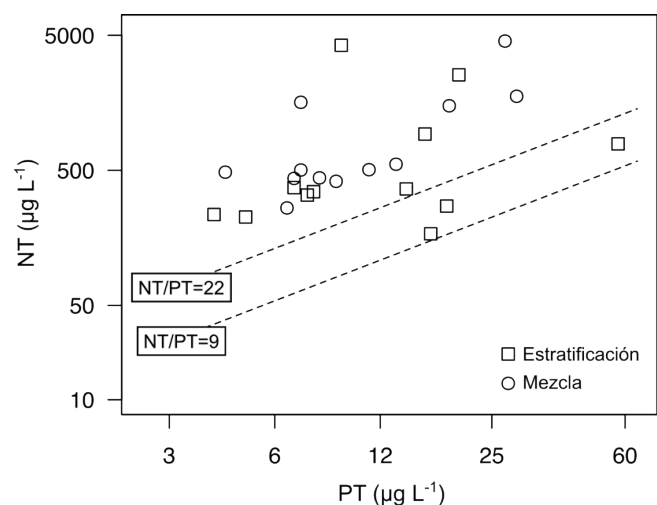


Figura 2 | Concentraciones de NT y PT en los embalses estudiados. Las líneas discontinuas muestran las relaciones NT/PT umbrales para la limitación de N ($\text{NT/PT} < 9$) o P ($\text{NT/PT} > 22$) según Guilford y Hecky (2000). Tanto la concentración de NT, como la de PT se muestran en escala logarítmica.

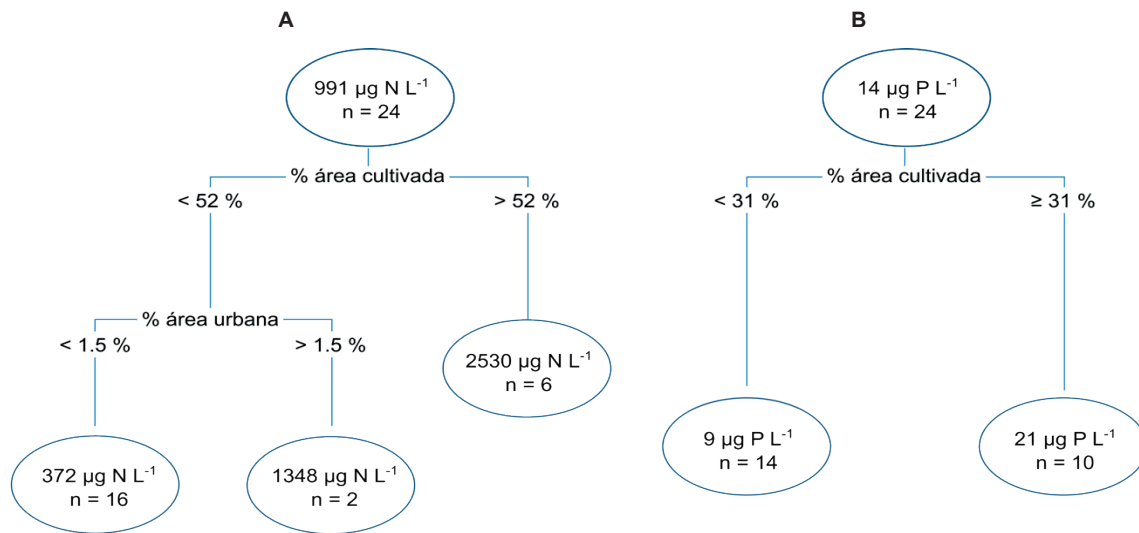


Figura 3 | Análisis de regresión en árbol que muestra las variables significativas predictoras de los contenidos de NT (A) y PT (B) en los embalses estudiados (en estratificación y en mezcla). La altura de las ramas se corresponde con la reducción relativa de la varianza en cada división. En cada una de estas se muestra el valor medio del nutriente en el grupo formado y el número de elementos que lo forma.

En el caso del PT, el análisis (Figura 3B) produce un árbol de sólo dos ramas, que se dividen por el porcentaje de área cultivada en las cuencas de captación, única variable predictor que entra en el modelo. La división, que supone una reducción de la varianza original del 71 %, separa 5 embalses, que presentan más del 31 % de su cuenca de captación ocupada por cultivos, del resto y tienen el promedio de PT más elevado.

Las Figuras 4 y 5 muestran el efecto de los cultivos y las áreas urbanas sobre los contenidos de NT y PT en los embalses. Los análisis de regresión efectuados muestran un efecto positivo muy significativo sobre los contenidos de ambos nutrientes (Figura 4), aunque el efecto del área cultivada se manifiesta más acusadamente sobre el NT (el coeficiente de regresión es 0.013 en el N, frente al 0.006 del P) y, además, los cultivos explican mejor la variabilidad del NT que del PT (coeficiente de determinación

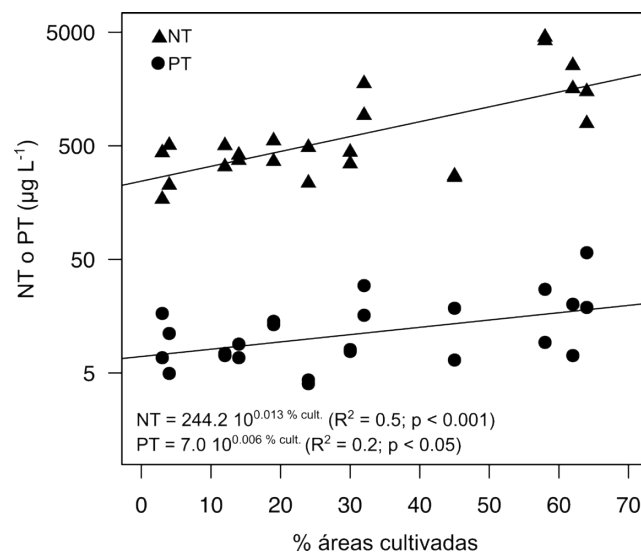


Figura 4 | Relación entre el % de cultivos en las cuencas de captación y los contenidos en NT y PT en los embalses. Tanto la concentración de NT, como la de PT se muestran en escala logarítmica.

de 0.5 en el N frente a 0.2 del P). Como consecuencia, conforme aumenta el porcentaje de cultivos en las cuencas tienden a subir en las razones NT/PT en los embalses. Las áreas urbanas, a pesar del pequeño porcentaje que ocupan de las cuencas de captación, también presentan un efecto considerable sobre los contenidos de NT y PT (Figura 5). Es notable el caso del N; los embalses con más del 1.5% de áreas urbanas en las cuencas presentan un fuerte incremento en NT.

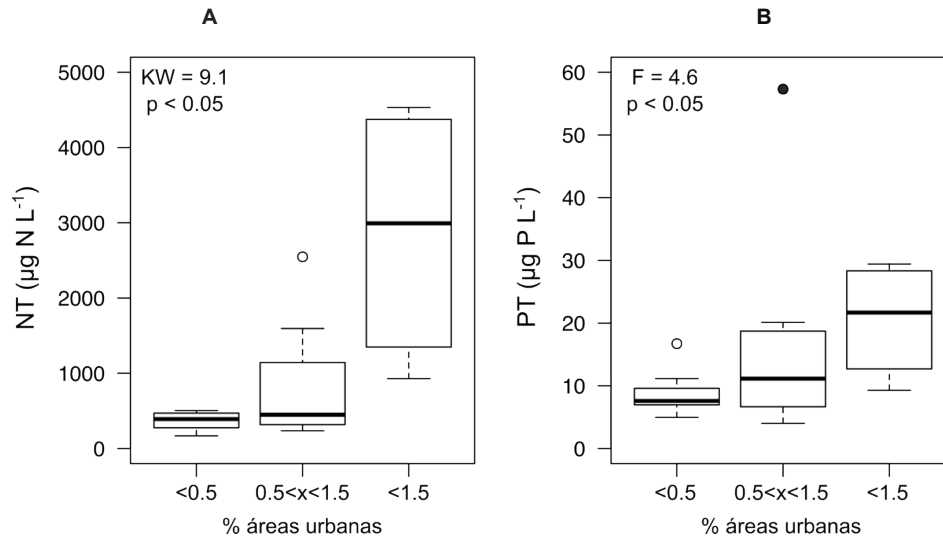


Figura 5 | Valores medianos, percentiles y extremos de NT (A) y PT (B) en los embalses, agrupados según tres categorías del % de áreas urbanas en las cuencas. Los grupos son significativamente diferentes de acuerdo con los test de Kruskal-Wallis (KW) y ANOVA (F) realizados. El valor máximo alcanzado en Cubillas ($57.3 \mu\text{g-P L}^{-1}$) fue considerado un valor atípico (B).

El porcentaje de cultivos en las cuencas es la única variable predictora que entra en los modelos de regresión en árbol tanto para el N como para el P. Su efecto sobre la calidad del agua de los embalses, cuantificada según el índice de estado trófico (TSI) de Carlson (1977), se muestra en la Figura 6. Como se puede apreciar, el aumento de la proporción de cultivos en las cuencas de captación incrementa de forma significativa el estado trófico de los embalses que varían desde la oligotrofia hacia la eutrofia.

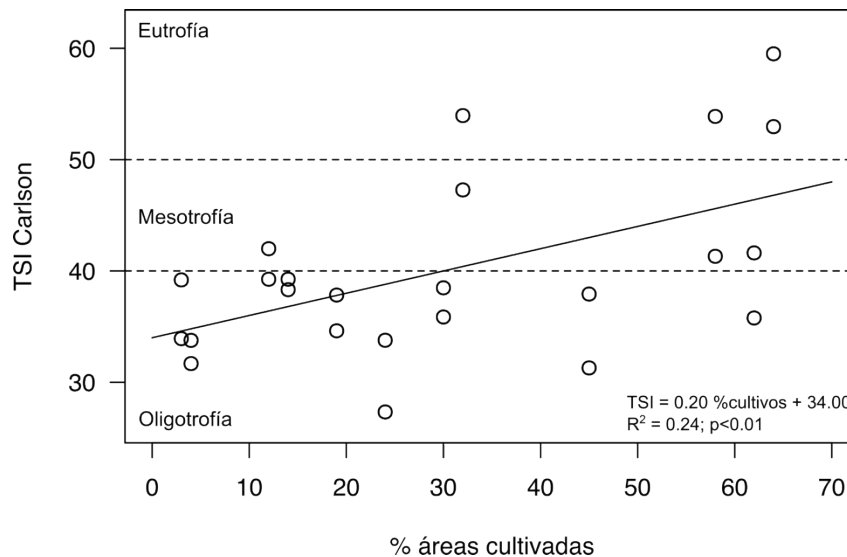


Figura 6 | Índice de estado trófico (TSI) de Carlson en función del porcentaje de área cultivada en la cuenca de captación de cada embalse.

DISCUSION

Aunque nuestro estudio comprende sólo 12 embalses, su diversidad de tipos y cuencas de captación, ya observados previamente (León-Palmero *et al.*, 2019), cubren un espectro suficientemente amplio que permite explorar las relaciones entre las variables de la cuenca y los nutrientes. Así, las concentraciones de NT que encontramos en nuestros embalses tienen un rango de variabilidad comparable al de conjuntos de sistemas lenticos mucho más amplios, como los rangos de variación de NT en 109 embalses de Ohio ($130\text{-}5300 \mu\text{g N L}^{-1}$), aunque con menos variabilidad de PT en nuestro caso que en dichos embalses ($11\text{-}715 \mu\text{g PL}^{-1}$) (Knoll *et al.*, 2015). Las relaciones NT/PT de nuestros embalses (entre 10.1 y 452.9) también muestran una amplia variabilidad. Si tomamos como referencia los límites indicados por Guilford and Hecky (2000) (Figura 2), los valores encontrados sugieren tanto limitación por N en unos embalses, y como co-limitación en otros. Es interesante señalar que los valores más bajos de NT/PT aparecen en la época de estratificación. En esta época, el aislamiento del epilimnion induce el agotamiento de los nutrientes en esa zona, en especial del más escaso, como reflejan nuestras muestras que son superficiales.

Según los resultados de los análisis de regresión en árbol efectuados, los contenidos en N y P de los embalses están fuertemente condicionados por la actividad humana. De todas las variables de la cuenca de captación que hemos considerado, sólo las dos que reflejan la intervención humana: porcentaje de cultivos y porcentaje de áreas urbanas son las que producen la mejor división de los embalses, y de ellas el porcentaje de cultivo es la única que entra en los modelos de regresión tanto para el N como para el P. Estudios recientes también señalan fuertes relaciones entre el uso antrópico del suelo y los contenidos de N y P de las aguas continentales. Así, un análisis regional de la calidad del agua superficial en el estado de Ohio (USA) demostró que la agricultura y las aguas urbanas producen mucho más N y P que otras superficies de las cuencas de captación (Tong y Chen, 2002). Por otro lado, el porcentaje de suelo agrícola es la principal variable de la cuenca que predice el estado trófico de 109 embalses de ese estado americano (Knoll *et al.*, 2015).

La actividad agrícola se manifiesta en nuestros resultados, que muestran aumentos en los contenidos de P y N en los embalses según se incrementa el porcentaje de áreas agrícolas en la cuenca. Este resultado es esperable dado que la fertilización de los cultivos introduce N y P. Sin embargo, las pendientes de las regresiones obtenidas muestran que el N aumenta más que el P para un mismo aumento de la superficie de la cuenca dedicada a cultivos, sugiriendo que se retiene en la cuenca más P que nitrógeno durante la escorrentía. En esta misma línea, la revisión de Downing y McCauley (1992) sobre las proporciones NT/PT de diferentes fuentes potenciales de estos nutrientes, encuentra que los fertilizantes tienen relaciones NT/PT en torno a 7.9, una proporción que se ajusta a las necesidades de los cultivos, pero la escorrentía de los terrenos agrícolas tiene razones NT/PT entre 20 y 60, reflejando, probablemente, la mayor movilidad de los compuestos de N frente a los de P y la mayor retención de este por los suelos.

El porcentaje de áreas urbanas también ha mostrado un efecto significativo sobre las concentraciones de N y P en los embalses estudiados, aunque esta variable no entra como predictora de los contenidos de P en los embalses en la división producida por el análisis de regresión en árbol que hemos realizado. Este resultado puede sorprender, dado que las relaciones NT/PT de las aguas residuales urbanas, entre 2.8 y 10 (Downing y McCauley, 1992), indican que los aportes urbanos son más ricos en P que la escorrentía agrícola. Sin embargo, la proporción de áreas urbanas en las cuencas de captación es muy pequeña y, además, los núcleos urbanos no suelen estar cerca de los embalses. Ambos factores, junto con la comentada mayor capacidad de retención del P que muestran los suelos, pueden explicar la pérdida de peso de las áreas urbanas al predecir el P que se encuentra en los embalses.

El efecto de las áreas cultivadas en las cuencas de captación se manifiesta finalmente en la calidad de las aguas de los embalses, como demuestra la relación que hemos encontrado entre esa variable predictora y el índice de estado trófico de Carlson (1977). Este índice agrupa, en un solo valor, tres variables relacionadas con la calidad del agua: transparencias del agua, concentración de PT y concentración de clorofila-a, y se ha usado para establecer las principales categorías tróficas: oligotrófico ($\text{TSI} < 40$), mesotrófico ($40 < \text{TSI} < 50$) y eutrófico ($50 < \text{TSI}$) (Carlson, 1977). Nuestros resultados reflejan claramente la influencia de las áreas cultivadas, cuya proporción en las cuencas (entre el 3% y el 64%, Tabla 1) explica un 24% aproximadamente de la variabilidad en el estado trófico de los embalses (Figura 6).

CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta lo restringido del área peninsular donde se sitúan los sistemas estudiados, el sudeste ibérico aparece como un área heterogénea en tipos de paisaje que ha permitido establecer relaciones entre las características de los embalses y las de las cuencas que los alimentan. Las áreas agrícolas, donde se producen los alimentos, y los núcleos urbanos, donde se concentra, consume y degrada lo producido en vastas extensiones de terreno, son dos intervenciones humanas de primer orden en las cuencas de captación de las aguas continentales, cuyos efectos hemos podido apreciar en los 12 embalses estudiados. Estas actividades implican la incorporación de N y P de fuentes externas a las cuencas de captación, rompiendo los ciclos biogeoquímicos naturales de estos elementos, que tienden a acumularse en los embalses. La rotura es especialmente aguda en el caso del N. El proceso Haber-Bosch, de síntesis del amoníaco, ha proporcionado a la humanidad una fuente inagotable de este elemento y propiciado el uso desmedido de los fertilizantes. Por su parte el transporte del P, desde los pocos depósitos mundiales de rocas fosfatadas, hasta los lugares donde se producen y distribuyen los fertilizantes, supone la rotura del ciclo natural de este elemento. En este caso, el recurso es limitado y no tiene sustituto para la producción de alimentos. En consecuencia, los resultados del presente trabajo respaldan la necesidad de mejorar la eficacia en la fertilización de los cultivos y de recuperar los nutrientes en las plantas de tratamiento de las aguas residuales. En el caso del P, es necesario el desarrollo de una ingeniería que permita recuperar este elemento en una forma que sea fácilmente utilizable para la confección de fertilizantes.

AGRADECIMIENTOS

La financiación para el presente trabajo fue obtenida del Ministerio de Economía y Competitividad (HERA, CGL2014-52362-R), por el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades (CRONOS RTI2018-098849-B-I00), y fondos FEDER. E.L-P. tuvo un contrato predoctoral de Formación del Profesorado Universitario (FPU014/02917).

REFERENCIAS

- Álvarez-Salgado, X.A., Miller, A.E.J. 1998. Simultaneous determination of dissolved organic carbon and total dissolved nitrogen in seawater by high temperature catalytic oxidation: conditions for precise shipboard measurements, *Marine Chemistry*, 62(3), 325–333. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(98\)00037-1](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(98)00037-1)
- American Public Health Association (APHA) 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater* Washington, DC, USA: American Public Health Association. 18th edn. Edited by A.E. Greenberg, L.S. Clesceri, y A.D. Eaton.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22, 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Crawley, M.J. 2002. *Statistical computing. An introduction to data analysis using S-Plus*. Wiley, Chichester.
- Downing, J.A., McCauley, E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, 37(5), 936–945. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.5.0936>
- Hayes, N.M., Deemer, B.R., Corman, J.R., Razavi, N.R., Strock, K.E. 2017. Key differences between lakes and reservoirs modify climate signals: A case for a new conceptual model. *Limnology and Oceanography Letter*; 2(2), 47–62. <https://doi.org/10.1002/lo2.10036>
- Guildford, S.J., Hecky, R.E. 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45(6), 1213–1223. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>
- Knoll, L.B., Hagenbuch, E.J., Stevens, M.H., Vanni, M.J., Renwick, W.H., Denlinger, J.C., Hale, R.S., Gonzalez, M.J. 2015. Predicting eutrophication status in reservoirs at large spatial scales using landscape and morphometric variables. *Inland Waters*, 5, 203–214. <https://doi.org/10.5268/IW-5.3.812>

- León-Palmero, E., Reche, I., Morales-Baquero, R. 2019. Atenuación de luz en embalses del sur-este de la Península Ibérica. *Ingeniería del Agua*, 23(1), 65–75. <https://doi.org/10.4995/ia.2019.10655>
- León-Palmero, E., Morales-Baquero, R., Reche, I. 2020. Greenhouse gas fluxes from reservoirs determined by watershed lithology, morphometry, and anthropogenic pressure. *Environmental Research Letters*, 15(4), 044012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7467>
- Prats-Rodríguez, J., Morales-Baquero, R., Dolz-Ripollés, J., Armengol-Bachero, J. 2014. Aportaciones de la limnología a la gestión de embalses. *Ingeniería del Agua*, 18(1), 83–97. <https://doi.org/10.4995/ia.2014.3145>
- R Core Team. 2019. R: *A Language and Environment for Statistical Computing* Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.R-project.org/>.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin, III, E. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. De Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. Foley. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2), 32. <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Smith, V.H., Schindler D.W. 2009. Eutrophication science: where do we go from there? *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>
- Thornton, K.W., Kimmel B.L., Payne F.E. (eds.) 1990. *Reservoir limnology: Ecological perspectives*. John Wiley & Sons.
- Tong, S.T.Y., Chen, W. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66, 377–393. <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0593>
- Vollenweider, R.A. 1989. Eutrophication. In: *Global Freshwater Quality-A First Assessment*. (Meybeck, M., D. Chapman, and R. Helmer eds). World Health Organization and the United Nations Environmental Programme, 107–120.