

**FITORREMEDIACION DE AGUAS CONTAMINADAS CON NITRATO (II):
INFLUENCIA DE LA CANTIDAD DE NITRATO SOBRE LA EFICIENCIA DE SU
ELIMINACIÓN EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUA ESTANCADA
UTILIZANDO *Limnobium laevigatum* (Hydrocharitaceae))**

Mario L. Aimar*, Guillermo Morera, Stella M. Formica, Juan J. Cantero, Ana M. Vázquez, Andrea Bonino y Gabriel Capello.

* Cátedra de Química Aplicada, Fac. de Cs. Ex. Fis. y Nat, Universidad Nacional de Córdoba, Ciudad Universitaria (X5016GCA) Vélez Sársfield 1611, Córdoba Capital, ARGENTINA. E-mail: mlaimar@efn.uncor.edu

Introducción:

Desde 1970, la contaminación del agua con nitratos (NO_3^-) se ha convertido en un problema ambiental importante [1-2] debido a que su concentración en los acuíferos se ha incrementado a un nivel que puede resultar una amenaza para la salud pública. Altas concentraciones de NO_3^- pueden causar metahemoglobinemia y cáncer [3-4], además del impacto ambiental negativo (eutrofización) sobre las aguas superficiales [5].

El NO_3^- presente en aguas contaminadas puede ser eliminado mediante la utilización de procesos de fitorremediación [6]. Las macrófitas (y sus microorganismos asociados en la rizósfera) absorben y utilizan al NO_3^- para fijarlo en sus tejidos conformando diversos compuestos químicos esenciales para la planta. En consecuencia, cuando las plantas acuáticas son cosechadas, el NO_3^- presente en el agua será removido por la cantidad que ellas han absorbido y procesado.

Limnobium laevigatum (Humb. y Bonpl. Willd ex.) Heine (Hydrocharitaceae) es una planta flotante que se la puede encontrar en estado silvestre en estanques y ríos de Sur América. En el caso particular de Córdoba, es común su observación en lagos y arroyos de montaña. Hasta el presente, no hay reportes de estudios tendientes a determinar su capacidad para eliminar nitratos del agua. Por este motivo y con el doble propósito de, en primer lugar desarrollar sistemas para la fitorremediación de aguas contaminadas con NO_3^- utilizando macrófitas nativas de nuestra Provincia, y en segundo lugar, determinar si estas plantas acuáticas podrían servir como agentes naturales depuradores de NO_3^- en las aguas de los ríos y lagos donde crecen, se realizaron estudios tendientes a establecer su capacidad para reducir / eliminar la concentración de nitrato presente en aguas sintetizadas en el laboratorio mediante la utilización de un sistema de tratamiento de agua estancada (STAE).

Experimental:

Los experimentos se realizaron utilizando diferentes niveles de agua contaminada con nitratos empleando para ello 100 g de planta. Las soluciones de nitrato se prepararon en cinco concentraciones diferentes (50, 75, 100, 200 y 300 mg/L de NO_3^- , un litro de solución para cada experiencia realizada por triplicado). Las plantas limpias, se introdujeron en vasos de plástico cilíndricos (diámetro: 10.3 cm, altura: 18 cm, Capacidad: 1,5 L), con las raíces sumergidas en 1 litro de solución. Todos los experimentos fueron realizados por triplicado y se condujeron a una temperatura de $(24 \pm 1)^\circ\text{C}$, durante un fotoperíodo de 12 h con una intensidad de iluminación de $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (iluminación artificial). Experimentos de control se realizaron también con las mismas concentraciones de solución de nitrato, pero sin el agregado de plantas, además de experiencias de control utilizando plantas acuáticas, en una solución sin nitratos. La concentración de nitratos se midió cada 24 horas utilizando el método del

ácido cromotrópico [7]. Las determinación se realizaron por triplicado (n = 3) sobre cada muestra.

Resultados y discusión:

Los resultados obtenidos se pueden observar en la a continuación en la Figura 1:

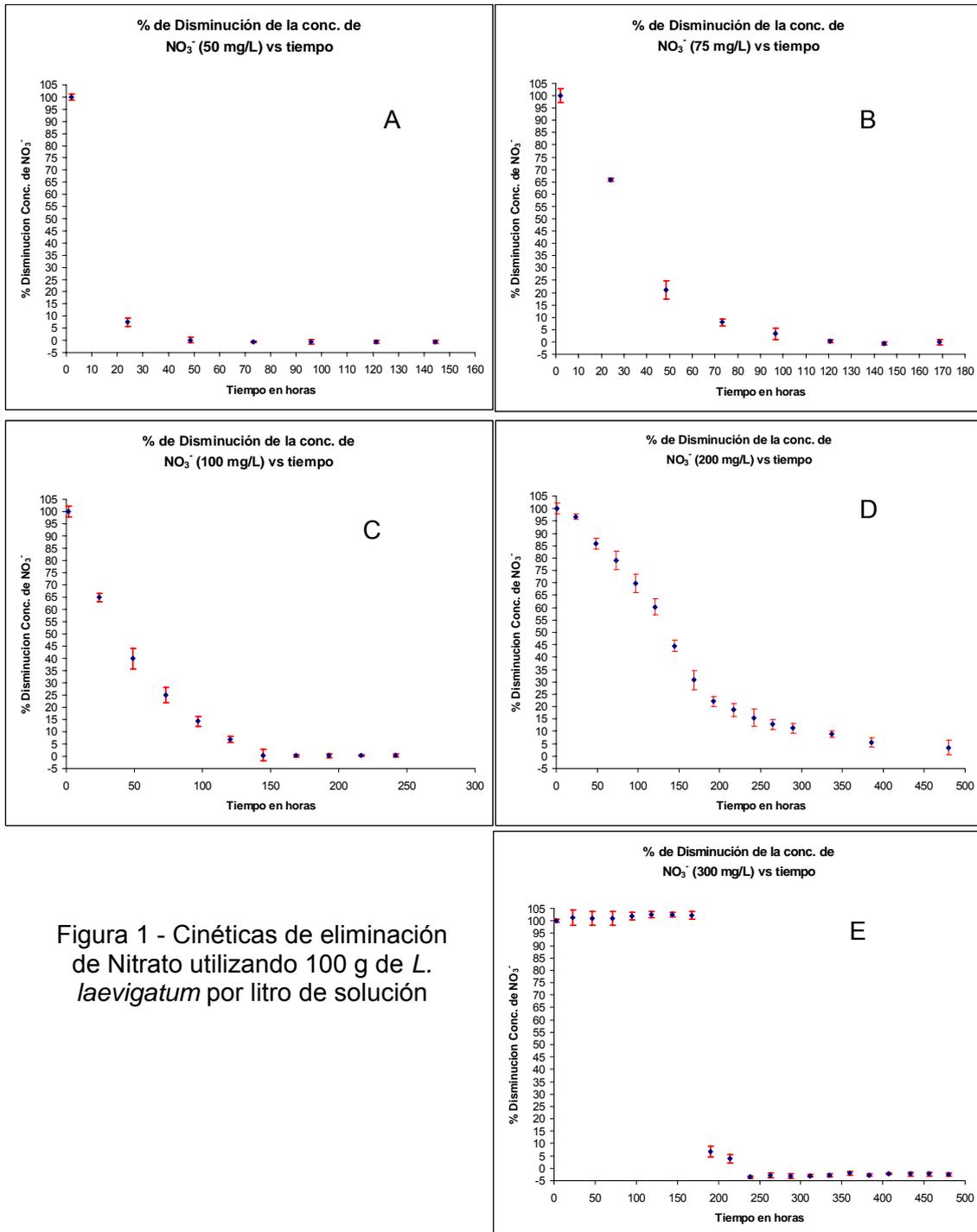


Figura 1 - Cinéticas de eliminación de Nitrato utilizando 100 g de *L. laevigatum* por litro de solución

Como se puede observar en la Figura 1 el rasgo más sobresaliente de los resultados es que independientemente de la concentración de Nitrato de la solución, éste es siempre eliminado en más de un 99%.

Es de destacar que a medida que la concentración de NO_3^- aumenta, la velocidad de la eliminación disminuye excepto para la solución de 300 mg/L (Figura 1E). En este caso se observa un remarcable periodo de latencia (aproximadamente 7 días) hasta que la planta comienza a consumir el nitrato el cual disminuye abruptamente en su concentración (disminución > 99%) a los 9 días. Este periodo de latencia no se observa en las concentraciones mas bajas (Figura 1A, 2B y 2C), no obstante a la concentración de 200 mg/L de N-NO_3^- pareciera que se insinúa el comienzo de un periodo de tiempo en el que la planta no lo extrae en toda su capacidad.

Por otra parte, para el caso de la solución de 50 mg/L de Nitrato (figura 1A), aproximadamente a las 48 hs se ha eliminado totalmente; para la solución de 75 mg/L (figura 1B) esta situación se observa a las 120 hs. Para la solución de 100 mg/L (figura 1C) a las 144 hs se ha eliminado totalmente el nitrato de la solución, mientras que para la solución de 200 mg/L (figura 1D) esta situación se observa recién a las 480 hs.

Es de destacar que en las soluciones utilizadas como blancos (solución de nitrato sin el agregado de planta y agua sin el agregado de nitrato y con el agregado de 100 g de *L. laevigatum*) las concentraciones de NO_3^- permanecieron prácticamente invariables. Es decir: ≈ 0 mg/L de N-NO_3^- para el blanco de agua con el agregado de planta y ≈ 50 mg/L, ≈ 75 mg/L, ≈ 100 mg/L, ≈ 200 mg/L y ≈ 300 mg/L de N-NO_3^- para cada solución de nitrato respectivamente sin el agregado de planta.

Conclusiones

Utilizando un STAE y trabajando a una cantidad fija de 100 g de *L. laevigatum* por Litro de solución, esta planta demostró poseer una excelente capacidad para la eliminación de diferentes concentraciones de N-NO_3^- : en todas las experiencias realizadas la concentración de este contaminante disminuyó más de un 99%. No obstante, a medida que la concentración de NO_3^- aumenta, las cinéticas de eliminación se hacen más lentas evidenciándose el comienzo de efectos tóxicos.

Bibliografía:

- [1] R.F. Spalding and M.E. Exner, Occurrence of Nitrate in groundwater: a review. J. Environ. Qual. 22 (1993) 392-402.
- [2] M.O. Rivett, J.W.N. Smith, S.R. Buss and P. Morgan, Nitrate occurrence and attenuation in the major aquifers of England and Wales. Q. J. Eng. Geol. Hydrogeol. 40(4) (2007) 335-352.
- [3] A. M. Fan and V.E. Steinberg, Health implications of Nitrate and nitrite in drinking water: an update on methemoglobinemia occurrence and reproductive and developmental toxicity. Regul. Toxicol. Pharm. 23(1) (1996) 35-43.
- [4] H. Höring and D. Chapman, Nitrates and Nitrites in Drinking Water in: World Health Organization Drinking Water Series IWA Publishing, London (2004).
- [5] P.M. Vitousek, J.D. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D.W. Schindler, W.H. Schlesinger and D.G. Tilman, Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecol. Appl. 7(3) (1997) 737-750.
- [6] T. Ingersoll and L.A. Baker, Nitrate removal in wetland microcosms. Water Res., 32 (1998) 677-684.
- [7] Norma Venezolana COVENIN 2193-84. Agua potable: Determinación de Nitratos. consultar <http://www.sencamer.gob.ve/sencamer/normas/2193-84.pdf> último acceso Octubre de 2011.