

RELEVANCIA DE LOS PROCESOS DE AUTODEPURACIÓN EN LA REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

Arias, J.D.; Benítez, G.A.; Rivas, E.M; Wrent, P.; de Silóniz y M.I. y Peinado, J. M.
Departamento de Microbiología, Facultad de Biología, Universidad Complutense, 28040 Madrid. (peinado@bio.ucm.es)

Introducción

La autodepuración o autorregeneración de aguas contaminadas es un proceso que consiste en la inactivación selectiva de las bacterias patógenas presentes en el agua, sin necesidad de ninguna intervención externa. Se trata de un proceso biológico conocido desde hace más de 100 años, gracias a los trabajos, entre otros, del Dr. E. H. Hankin. Este médico inglés, estudioso del cólera en la India, describió que la bacteria *Vibrio cholerae*, causante de la enfermedad mortal del cólera, moría a las tres horas de ser inoculada en agua del Ganges, la misma bacteria continuaba viva después de 48 horas en agua destilada (Hankin, 1896). El desarrollo de las aplicaciones tecnológicas potenciales que ofrece el proceso biológico de la autodepuración, requiere la elaboración de un modelo matemático predictivo de la inactivación bacteriana que nos permita, en primer lugar, integrarlo dentro del proceso de tratamiento terciario integral. En segundo lugar también es importante un modelo predictivo para la evaluación cuantitativa de riesgos, un abordaje esencial en la reutilización de las aguas regeneradas. Y en tercer lugar, y no por ello menos importante, un modelo matemático, no puramente empírico, sino relativamente estructurado, es decir, con una estructura matemática basada en los fenómenos biológicos responsables del proceso puede ser una herramienta metodológica muy eficaz para analizar y comprender de forma sistemática los mecanismos subyacentes.

Objetivos

1. Desarrollar y validar un modelo matemático general, que describa las diferentes cinéticas de inactivación observadas en los diversos efluentes, secundarios y terciarios, y que esté basado, al menos parcialmente, en las características de los mecanismos biológicos subyacentes al proceso.
2. Cuantificar la capacidad de autodepuración de efluentes con diferentes tratamientos experimentales, utilizando el modelo validado, y relacionar los cambios observados en los parámetros del modelo con los tratamientos aplicados.
3. Cuantificar y analizar el efecto de los tratamientos terciarios industriales sobre la capacidad de autodepuración.

Resultados y discusión

- *Desarrollo y validación de un modelo matemático que describa la cinética de inactivación de E. coli en aguas.*

El modelo asume que la inactivación microbiana es el resultado de la incapacidad de la célula para resistir la agresión impuesta por algún tipo de estrés, después de cierto tiempo. Y asume también que la población es heterogénea, es decir, que cada célula tarda un tiempo diferente en morir. Si la población es suficientemente grande, de forma que la distribución de los tiempos de muerte celulares pueda ser caracterizada por una función continua, la curva de supervivencia puede ser descrita por una ecuación conocida como la función de distribución de Weibull:

$$N/N_0 = \exp(-bt^n)$$

Tomando logaritmos obtenemos

$$\log N = \log N_0 - bt^n$$

en la que $b = B/n10$. Obtenemos por tanto una ecuación sencilla con sólo dos parámetros, b , que suele ser llamado coeficiente de localización y n , llamado coeficiente de forma ya que la curva correspondiente a la ecuación es convexa cuando n es mayor que 1 y cóncava cuando es menor que 1. Cuando n es igual a 1 la ecuación de Weibull se convierte en la típica ecuación exponencial negativa. La cinética de inactivación de primer orden se puede considerar por tanto como un caso específico de la ecuación de Weibull en el que n es igual a 1. El valor de n representa también la distribución de la sensibilidad de las células al factor que causa su inactivación. Cuando n es menor que 1, esta sensibilidad es grande y por tanto las más sensibles o accesibles al factor morirán rápidamente, acumulándose las más resistentes que tardarán en morir más, dando lugar a la cola en el gráfico de la supervivencia. Un valor de n mayor que uno implica un mecanismo de inactivación diferente, en el que las células tardan menos tiempo en morir a medida que pasa el tiempo. Una posible explicación biológica de este mecanismo sería la acumulación de daños celulares, que se irían acumulando hasta tomar la célula inviable.

La validez del modelo anterior para medir la capacidad de autodepuración de un agua se puede medir inoculándole una población de *Escherichia coli* o cualquier otra especie que queramos ensayar, hasta alcanzar una población inicial cercana a las 10^7 UFC/ml. La inoculación se realiza para elevar la población inicial de los efluentes secundarios, que no suele superar las 10^6 UFC/ml, y poder estudiar la cinética de desaparición con mayor precisión, ya que el análisis microbiológico de poblaciones pequeñas, cercanas al límite de detección de los métodos empleados, implica una mayor incertidumbre de los datos. Se incubó en ausencia de luz, con agitación y a temperatura controlada (28°C) para mantener constante el efecto inducido por estas variables ambientales (Barcina y otr., 1986; González, 1995). El recuento de viables se realiza por siembra de 1 ml de efluente en placas de Chromocult, un medio de cultivo diferencial para *E. coli*. Se utilizaron efluentes secundarios de las EDAR de Madrid, recogidos en verano (MAD1) y otoño (MAD2) y de invierno en Cantabria (CAN1).

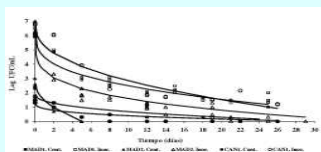


Figura 1. Cinética de la inactivación de *E.coli* en efluentes secundarios (Control) e inoculados (Inoc.). La línea continua representa el ajuste del modelo matemático tipo Weibull. Los efluentes proceden de las EDAR de Madrid (MAD) y Cantabria (CAN).

- *Efecto de la eliminación de la microbiota acompañante y de los compuestos termosensibles sobre la capacidad de autodepuración de los efluentes secundarios.*

Para comprobar nuestra hipótesis de que las diferentes cinéticas encontradas en la literatura se deben a la acción predominante de factores diversos con mecanismos de acción diferentes procedimos a eliminar secuencialmente estos factores. Para eliminar la microbiota acompañante, centrifugamos (3500 rpm, 10 minutos) y filtramos (Millipore, 0,22 µm) los efluentes (CF). Para inactivar compuestos termosensibles calentamos los efluentes centrifugados y filtrados a 100°C durante 5 minutos (CFT). Estos efluentes tratados y los efluentes sin tratar como control, fueron inoculados e incubados como hemos descrito más arriba para medir su capacidad de autodepuración. Los resultados se muestran en las figuras 2 y 3.

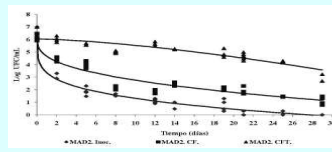


Figura 2. Efecto de la eliminación de los factores inactivantes sobre la cinética de inactivación de *E. coli* en efluentes secundarios inoculados de una EDAR de Madrid (MAD2). Efluente sin tratamiento (Inoc.). Efluente centrifugado y filtrado (CF). Efluente centrifugado, filtrado y tratado térmicamente (CFT). La línea continua representa el ajuste del modelo matemático tipo Weibull.

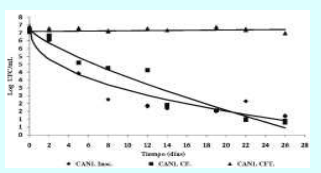


Figura 3. Efluente secundario de Cantabria inoculado (CAN1, Inoc.) y efecto de los tratamientos experimentales del mismo (centrifugación y filtración, CF y centrifugación y filtración más tratamiento térmico, CFT) sobre la cinética de inactivación de *E.coli*. La línea continua representa el ajuste del modelo matemático tipo Weibull.

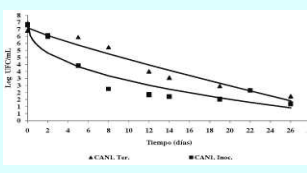


Figura 4. Efecto de un tratamiento terciario (microfiltración) realizado en la EDAR de Cantabria (CAN1) sobre el mismo efluente secundario de la figura 3. El tratamiento experimental equivalente sería la centrifugación y filtración (CF). La línea continua representa el ajuste del modelo matemático tipo Weibull.

- *Efecto de un tratamiento terciario (microfiltración) sobre la capacidad depuradora de un efluente secundario.*

Los resultados anteriores apuntaban a que los tratamientos terciarios harían disminuir la capacidad de autodepuración del agua. Hemos iniciado una serie de experimentos para cuantificar éste efecto. Aquí mostramos (Fig. 4) el efecto de un tratamiento de microfiltración sobre la capacidad autodepuradora de un efluente de la EDAR de Cantabria.

Conclusiones

1. Metodológicamente, el modelo matemático basado en la distribución de Weibull que proponemos puede ser empleado para describir la cinética de inactivación de las bacterias entéricas en aguas residuales, con la ventaja de que una sola ecuación permite describir las diferentes formas cinéticas observadas en los distintos tipos de aguas.
2. Científicamente, los resultados de la aplicación del modelo apoyan la hipótesis de que las diferentes cinéticas de inactivación observadas se deben a la acción de diferentes factores.
3. Tecnológicamente, hemos comprobado que una regeneración exhaustiva elimina los factores de autodepuración del agua, tornándola indefensa antes potenciales recontaminaciones, lo que constituye un riesgo potencial que debe ser tenido en cuenta, por ejemplo en el relleno de acuíferos cercanos a núcleos urbanos.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido financiado por el proyecto Consolider Tragua (CSD2006-00044)

Referencias

Barcina, I.; González, J.M.; Iriberrí, J. and Egea, L. (1991): Role of protozoa in the regulation of enteric bacteria population in sea water. *Marine Microbiol Food Webs*, 5: 179-187.
Crane, S.R., Moore, J.A. (1985): Modelling enteric bacteria die-off: a Review. *Water, Air and Soil Pollution* 27:411-439.
González, J.M. (1995): Modelling enteric bacteria survival in aquatic systems. *Hydrobiologia*, 316:109-116.
Hankin, E.H. (1896): L'action bactericide des eaux de la Jumna et du Gange sur le vibron du cholera. *Annales de l'Institut Pasteur*, 10: 511-
Liao, C.-H. and Schollenberger, L.M. (2003): Survability and long term preservation of bacteria in water in phosphate-buffered saline. *Letters in Applied Microbiology*, 37: 45-50.



Patrocinadores:

Co-patrocinadores: ETSIIM

Colaboradores: Depuración de Aguas del Mediterraneo y Área Metropolitana de Barcelona/Entitat del Medi Ambient

Organización: ADECAAGUA, ASERSA, IMDEA AGUA, TRAGUA CONSOLIDER y Universidad de Alcalá