

Remoción de Percloroetileno en Reactores Anaerobios Continuos de Mezcla Completa y Lecho Fluidizado

Paola Zárate-Segura (1); Noemí Rinderknecht-Seijas (2); Sergio Caffarel-Méndez (3); Jaime García-Mena (1 *).



RESUMEN

El Tetracloroetileno, también conocido como Percloroetileno (PCE), es un compuesto órgano-clorado, tóxico, potencialmente carcinogénico y mutagénico, usado ampliamente en el lavado en seco de telas y como desengrasante de metales. Por ello se le ha dado gran importancia al estudio de las posibles estrategias para su remoción. El objetivo de este trabajo fue determinar el desempeño en la remoción de PCE y materia orgánica en un reactor anaerobio de lecho fluidizado (RANLEF) y en dos reactores de mezcla completa (RMC) en ambiente metanogénico a escala laboratorio. Primero se operaron los biorreactores con metanol como fuente de carbono

en ambiente metanogénico sin PCE, una segunda fase de operación fue la aclimatación al xenobiótico, en dos etapas con 20 y 40 mg/L PCE en el afluente, y una tercera fase de operación en estado estable con PCE en la alimentación. Los tiempos de retención hidráulica fueron de un día para el RANLEF y de 15 días para los RMC. La concentración de PCE en la alimentación tuvo un efecto negativo significativo sobre el desempeño del tipo de reactor RMC, mas no sobre el RANLEF. Este patrón se confirmó durante la operación en estado estable con los tres reactores en la tercera fase. Nuestros resultados indican que el RANLEF es un reactor más robusto y atractivo que los RMC para su aplicación en la remoción de PCE.

Acerca de los autores...

(1) CINVESTAV-IPN. Departamento de Biotecnología y Bioingeniería. Grupo de Biotecnología Ambiental y Procesos Anaerobios. E-mail: hectorpoggi2001@yahoo.com

(1 *) CINVESTAV-IPN. Departamento de Genética y Biología Molecular.

(2) ES/QIE-IPN. Departamento de Química, División de Ciencias Básicas.

(3) TESE. Grupo de Investigación y Desarrollo en Ingeniería de Procesos y Ambiental (GIDIPA).

Edificio "J" Lab. 3. E-mail: scaffarel@tese.edu.mx

Palabras claves: anaerobio, lecho fluidizado, mezcla completa, percloroetileno, reactores continuos, remoción.

ABSTRACT

Tetrachloroethylene, also known as perchloroethylene (PCE), is a toxic halogenated aliphatic hydrocarbon compound, potentially carcinogenic and mutagenic, used worldwide as a dry-cleaning and degreasing agent. As a result, PCE removal from polluted soils and waters is receiving greater attention. The aim of this work was to determine PCE and organic matter removals from wastewater by means of a lab-scale fluidized bed anaerobic reactor (RANLEF) and two complete mix reactors (RMC), all of them in methanogenic conditions at 37°C. First, the bioreactors were operated with methanol as a sole source of carbon in methanogenic ambiance without PCE. In a second phase, the reactors were acclimated to PCE in two stages, with 20 and 40 mg/L PCE in the influent. A third phase of steady state operation was conducted with 40 mg/L PCE in the feed. Hydraulic retention times were one day for the RANLEF and 15 days for the RMC. Concentration of PCE in the feed had a significant negative effect on the RMC performance; this was not observed with the RANLEF. This pattern was confirmed during the operation of the three reactors in the third stage at steady state. Our results show that RANLEF performance was superior and resulted in a more attractive alternative than RMC for PCE removal.

INTRODUCCIÓN

Dentro de los contaminantes orgánicos clorados catalogados como peligrosos, se encuentra el tetracloroetileno, también conocido como percloroetileno o PCE. Este compuesto ha sido usado por más de 50 años por su efectividad como solvente, así como por algunas características favorables como son no ser inflamable y no contribuir a la destrucción de ozono en la atmósfera.¹ El PCE ha sido uno de los solventes primarios usados en tintorerías, en la limpieza de metales, como solvente desengrasante y en aerosoles,² registrando una demanda de 156,000 toneladas métricas en 1998 a nivel mundial.¹

El percloroetileno es considerado recalcitrante en ambiente aerobio.³ Su transformación biótica se lleva a cabo generalmente en ambientes anaerobios.⁴ En los estudios realizados se han encontrado diversas interacciones microbianas que presentan en común la remoción de PCE. En algunos estudios se han usado cepas aisladas de arqueas y bacterias deshalorespiradoras. Estas últimas llevan a cabo la reducción con el uso de compuestos clorados como aceptores de electrones en procesos de respiración anaerobia, como Dehalospirillum multivorans,^{5,6,7} Dehalococcoides ethenogenes,^{8,9} Desulfotobacterium sp.¹⁰ También se han utilizado consorcios anaerobios^{3,11,12,13,14,15} que realizan la deshalogenación secuencial reductiva del PCE.

En la mayoría de los casos en donde se ha apreciado la remoción de PCE con consorcios metanogénicos, se ha visto que a bajas concentraciones del PCE hay un aumento en la decloración reductiva, pero hay acumulación de dicloroetileno (DC) y de cloruro de vinilo (CV)^{3,11,12,14,15} debido a que no se puede reducir a eteno o transformarlo hasta metano.

La remoción de PCE con consorcios anaerobios metanogénicos se ve influenciada por el tipo de donador de electrones. Se ha utilizado acetato,¹¹ metanol,¹³ etanol,⁵ propionato, butirato,¹⁶ acetona, mezclas de fuentes de carbono,^{3,11,14,17,18} teniendo que la fuente de carbono con mayor remoción del PCE ha sido el metanol¹⁴. Otros factores que inciden en la remoción del PCE son la edad del consorcio adaptado al contaminante y el origen de éste.^{16,17}

Se ha propuesto el uso de reactores de mantos de lodos granulares (UASB) para la remoción de PCE,¹⁴ así como de reactores de mezcla completa,^{4,16} o de reactores de lecho empacado.³ El desempeño de los sistemas se ha visto influenciado por la relación DQO/PCE, así como por el tiempo de residencia hidráulico, y la concentración de PCE en el afluente.

El objetivo de este trabajo fue evaluar y comparar el desempeño de un reactor de lecho fluidizado y de reactores de mezcla completa sobre la remoción de PCE en ambiente metanogénico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Reactores

La operación de los biorreactores se dividió en tres fases, cada una con diferentes condiciones de operación, como se describe en la Tabla 1 y Figura 1A. Se operaron dos reactores de mezcla completa, con una capacidad de 2.5 L, y tiempo de residencia hidráulico (TRH) de 15 d. Se operó también un reactor de lecho fluidizado con una capacidad de 3.5 L, volumen de operación (V_{op}) de 2.8 L, volumen de lecho fluidizado de 0.5 L, TRH= 1 d. Las biopartículas llevaron como soporte carbón activado de 1.4 mm de diámetro promedio. Los reactores fueron alimentados con agua residual sintética con la siguiente composición (en g/L): Metanol 0.791, K_2HPO_4 3.5, KH_2PO_4 2.7, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.005, $FeCl_2$ 0.0005, $CaCl_2$ 0.0005, $CoCl_2$ 0.0001, $(NH_4)_3PO_4$ 0.0084. Se suplementó con $NaHCO_3$ comercial (0.4 g/L) para proveer alcalinidad y amortiguamiento del medio a un pH cercano a la neutralidad. Todos los reactores estuvieron a 37°C.

Análisis

Las determinaciones de demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos volátiles (SSV), pH, alcalinidad y cloruros se realizaron de acuerdo con APHA-AWWA-WPCF.¹⁹ El metano en el biogás se determinó por cromatografía de gases en un cromatógrafo GOW-MAC serie 580, con detector de conductividad térmica (CG-DCT).²⁰ El factor α se determinó a partir de las alcalinidades.²¹ Las determinaciones de percloroetileno se efectuaron mediante la técnica cromatográfica con volatilización al espacio gaseoso (headspace).¹³

	RANLEF ^a			RMC 1 ^b			RMC 2 ^c		
	B_v ^d	π_v ^e	PCE ^f	B_v ^d	π_v ^e	PCE ^f	B_v ^d	π_v ^e	PCE ^f
Fase 1	1	0	0	0.066	0	0	0.066	0	0
Fase 2 Etapa1	1	20	20	0.066	1.33	20	0.066	1.33	20
Fase 2 Etapa2	1	40	40	0.066	2.66	40	0.066	2.66	40
Fase 3	1	40	40	0.066	1.33	20	0.066	2.66	40

TABLA 1. Operación de los biorreactores en ambiente metanogénico

Notas. En todas las fases los reactores se operaron en isoconcentración con 1000 mg COD-Metanol/L en el afluente; ^a PCE Percloroetileno. ^b Reactor de lecho fluidizado (RANLEF), operando con HTR= 1d, V_{op} = 2.8L, 37°C; ^c Reactor de mezcla completa (RMC 1) operando con HTR= 15 d, V_{op} = 2.5L, 37°C; ^d Reactor de mezcla completa (RMC 2) operando con HTR= 15 d, V_{op} = 2.5L, 37°C; ^e B_v Carga volumétrica de materia orgánica (gCOD/Ld); ^f π_v Carga volumétrica de percloroetileno (mg PCE/L d); ^g Concentración de PCE en la alimentación, en mg/L; ^h En la etapa de aclimatación a una concentración alta el reactor RMC 2 se operó sólo por 10 días con 40 mg PCE/L, regresando a una concentración de 20 mg PCE/L.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar en la Tabla 2, durante la primera fase de operación el desempeño de los reactores se caracterizó por una alta eficiencia de remoción de materia orgánica (η_{DQO}) en el RANLEF, mientras que en los RMC fue sustancialmente menor (Tabla 2).

Fase	1	2		3	Reactor
		Etapa 1	Etapa 1		
η_{PCE} (%) ^a	-----	60.54 ± 3.89	80.57 ± .13	98.81±9.54	RANLEF
	-----	51.72±2.81	80.8 ±2.34 ^f	98.66±7.45 ^f	CM 1
	-----	52.73±1.12	62.50±3.42	98.62±6.53	CM 2
η_{DQO} (%) ^b	91.47± 5.16	96.21 ± 2.40	94.33± .72	94.30±4.48	RANLEF
	96.2 ±2.10	76.20 ±3.33	92.70 ± 10 ^f	93.30±7.35 ^f	CM 1
	83.7 ±2.15	70.93 ±3.80	77.20±3.72	76.67±8.53	CM 2
_Cl (mg/L) ^c	-----	8.99 ±0.56	11.69±1.02	11.72±1.00	RANLEF
	-----	8.99 ±0.83	9.24±0.90 ^f	9.94±1.03 ^f	CM 1
	-----	8.79 ±0.83	7.95 ±0.11	7.49±0.22	CM 2
α ^d	0.26±0.02	0.24 ±0.02	0.29 ±0.02	0.30±0.21	RANLEF
	0.26 ±0.018	0.28 ±0.02	0.25±0.02 ^f	0.26±0.20 ^f	CM 1
	0.23 ±0.02	0.24 ± 0.02	0.31±0.02	0.33±0.29	CM 2
CH ₄ (%)	44.50±4.24	35.75±3.14	64.14±3.13	70.20±5.45	RANLEF
	44.50 ±4.24	35.75 ±3.15	30.40±4.44 ^f	40.30±2.78 ^f	CM 1
	40.40 ±4.00	27.03±3.2.18	20.30±2.56	30.30±2.35	CM 2
I_g (L/L.d) ^e	0.37 ±0.01	0.30 ±0.02	0.41 ±0.02	0.42 ±0.02	RANLEF
	0.102 ± 0.01	0.104±0.01	0.10±0.01 ^f	0.11 ±0.02 ^f	CM 1
	0.064±0.005	0.065±0.006	0.014±0.001	0.014±0.001	CM 2

TABLA 2. Desempeño promedio de los reactores

Notas. ^a Eficiencia de remoción de Percloroetileno (PCE), ^b Eficiencia de remoción de materia orgánica, ^c Incremento de cloruros, ^d Índice alfa, ^e Productividad de biogás (L biogás/Lreactor d), ^f se volvió a operar a 20 mg PCE/L en la alimentación. Las condiciones de operación se muestran en la Tabla 1.

En la segunda fase de operación, primera etapa (con 20 mg PCE/L en la alimentación), la remoción de materia orgánica (Figura 1 B) no tuvo cambios significativos en el RANLEF, mientras que en los RMC1 y RMC2 se observó una disminución importante. El buen desempeño observado en el RANLEF podría explicarse por el efecto de protección difusional que la conformación de las biopartículas otorga a la biomasa adherida al soporte cuando forma gradientes de concentración a lo largo de la biopartícula misma,^{13,22} fenómeno que no existe en los RMC pues la biomasa se encuentra como flóculos suspendidos. Además, la carga de PCE (π_v) afecta a la remoción de materia orgánica, la cual sirve como donadora de electrones para la deshalogenación del xenobiótico. Este efecto se manifestó claramente durante el paso de la fase 1 a la 2 para los RMC, al disminuir la eficiencia de remoción de materia orgánica, efecto que no se presentó de la misma forma en el RANLEF.^{11,14,17} La eficiencia de remoción de PCE fue superior en el RANLEF que en los RMC durante la etapa 1 de la fase 2.

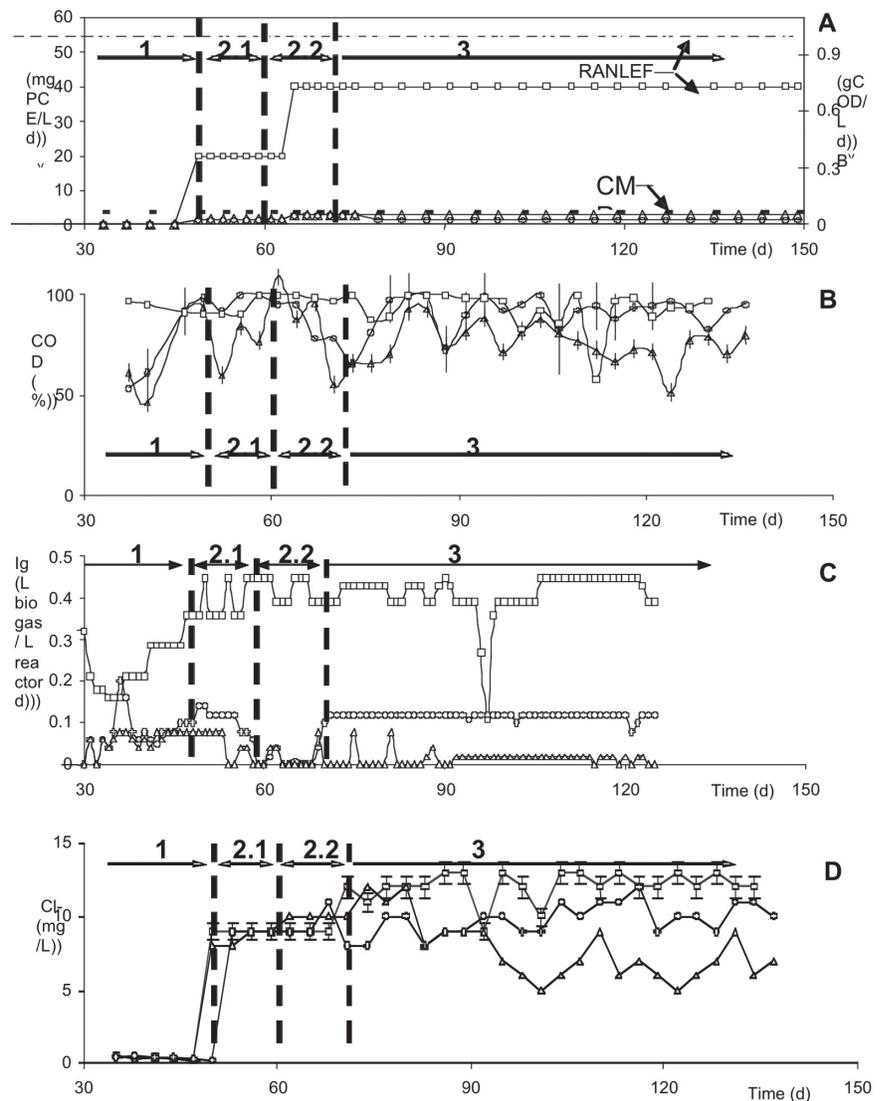


FIGURA 1. Desempeño de los reactores en las diferentes fases en ambiente metanogénico. □ RANLEF, ○ RMC 1, △ RMC 2: (A): Bv Carga volumétrica de materia orgánica (gDQO/Ld) y Carga volumétrica de percloroetileno (mg PCE/L d) durante la operación de los reactores; (B) Evolución de remoción de DQO durante la operación de los reactores; (C) Productividad de biogás durante la operación de los reactores; (D) Incremento de cloruros durante la operación de los reactores. Para condiciones de operación y alimentación ver Tabla 1.

Kennes et al.¹⁶ obtuvieron 99% de remoción de PCE en minirreactores en lote con lodo anaerobio granular, a un tiempo de incubación de 6 d y una concentración de PCE similar al estudio en esta fase; su volumen de operación fue aproximadamente 20 veces menor. Comparativamente los sistemas de nuestro estudio presentaron un buen desempeño.

La aparición de cloruros esperada en los biorreactores, con base en el cálculo estequiométrico, en la 2ª fase 1ª etapa sería de 17.10 mg/L suponiendo descloración total del PCE. En nuestro caso, se llevó aproximadamente al 50% del total (Figura 1D), con lo que podríamos inferir que la ruta está llegando hasta la aparición de DCE, que es lo más comúnmente observado en ambiente metanogénico.^{5,11} No obstante, otros trabajos manejan una descloración hasta CV debido a las bajas concentraciones de PCE en el sistema, así como al enriquecimiento del medio con otras fuentes de carbono como suplemento de electrones.^{4,11,15}

El factor α^{21} estuvo en esta fase, para los tres reactores, dentro de los valores recomendados para los sistemas metanogénicos (0.1-0.3). El contenido de metano en el biogás generado en los sistemas fue relativamente bajo (27-35%) comparado con otros estudios reportados para la remoción de PCE que oscilan en valores de 66%.

En la segunda fase de operación, segunda etapa, con 40 mg PCE/L en la alimentación para todos los reactores, se observó un efecto drástico negativo en el funcionamiento de los reactores de mezcla completa (Figura 1 B,C). Se procedió entonces a trabajar el RMC1 con 20 mg PCE/L en la alimentación. Se observó un aumento en la remoción del PCE para el RANLEF y el RMC1, mientras que para el RMC2 no hubo cambio significativo. Este comportamiento en RANLEF y RMC1 podría explicarse por el tiempo de aclimatación transcurrido hasta ese momento del experimento (aprox. 80 d) (Figura 1 B,C), mientras que para el RMC2 esta eficiencia relativamente baja de remoción de PCE pudo deberse al aumento en π_v (1.33 a 2.66), lo que probablemente generó un efecto tóxico en la biomasa suspendida. La η_{DQO} no sufrió cambio significativo para el RANLEF y RMC2, mientras que se presentó un aumento para el RMC1, debido probablemente al tiempo de aclimatación.

Durante la 2ª etapa de la fase 2. los reactores presentaron una eficiencia comparable con Prakash & Gupta,¹⁴ quienes reportaron un valor del 97% tanto de remoción de materia orgánica como de PCE. Yang & McCarty²³ reportan remociones de 62% para el PCE trabajando en minirreactores por lote, con concentraciones 10 veces mayores que las utilizadas en este estudio, sin embargo el TRH fue de 1.2 y 14 veces mayor que los RMC's y RANLEF, respectivamente. López-Navarrete et

al,¹³ reportaron η_{PCE} de 78% en ambiente metanogénico en minirreactores por lote, siendo el volumen de sus sistemas 15 y 22 veces menores (RMC y RANLEF) y un tiempo de incubación de 8 d. Wu et al.²⁴ observaron una remoción en el orden de 80% para PCE, teniendo volúmenes en un orden de magnitud 10 veces menor a éste, así como el uso de lodos anaerobios suspendidos.

Los valores bajos de remoción de PCE que se observaron en los reactores de mezcla completa y principalmente en el reactor RMC2 debido al efecto tóxico del PCE a altas concentraciones en el sistema, ha sido observado en relaciones mayores PCE:DQO para compuestos alifáticos clorados.²⁵ Un efecto general del aumento de concentración de PCE fue la disminución de metano contenido en el biogás, así como la disminución de la productividad de biogás Ig; esto pudo deberse a la competencia que existe entre la deshalogenación del PCE y la producción de metano.^{12,23,25}

De acuerdo a un balance de cloruros en los biorreactores, la descloración teórica máxima en la fase 2, etapa 2, redundaría en una aparición de cloruros para el RANLEF y RMC2 de 34.2mg/L, y para el RMC1 de 17.1mg/L. Con base en los resultados obtenidos, parece ser que los sistemas llegan hasta una descloración parcial del PCE de 32, 30 y 20% en el RANLEF, RMC1 y RMC2, respectivamente, con una posible aparición de tricloroetileno (TCE) y DC, lo que concordaría con lo reportado en ambiente metanogénico en investigaciones anteriores.^{3,11,14}

En la tercera fase, operando los sistemas con 40 mg PCE /L, los reactores se mantuvieron en estado estacionario, teniendo altas remociones de materia orgánica, sin embargo la remoción de DQO en el RMC2 fue significativamente más baja, así como los valores de las variables representativas de la metanogénesis. Esto pudo deberse al valor más alto de

π_v (Tabla 1), lo que mantuvo un efecto tóxico sobre la biomasa suspendida de dicho reactor. La eficiencia de remoción de PCE en los tres sistemas aumentó significativamente con respecto a la etapa anterior, alcanzando valores de 98% en promedio. Este incremento se debió probablemente a la aclimatación de los sistemas con respecto al tiempo de experimento (140 d aproximadamente). Durante la tercera fase, los reactores fueron más eficientes en la remoción de PCE y materia orgánica en comparación con otros estudios.^{13,14,15,23}

CONCLUSIONES

Durante el período de operación de los reactores con metanol como fuente de carbono (Carga Orgánica (B_v) de 1 gDQO/Ld y 0.066 gDQO/Ld para el RANLEF y RMCs, respectivamente) y sin xenobiótico, los sistemas estudiados se comportaron de manera similar, con altos valores de remoción de materia orgánica.

En la fase 3 la remoción de PCE estuvo en valores cercanos y altos para los tres sistemas, mientras que la remoción de materia orgánica para el reactor de lecho fluidizado fue significativamente mayor a la presentada por el RMC2, lo que confirma una mayor estabilidad del reactor de lecho fluidizado.

En cuanto al reactor de mezcla completa operando a baja concentración de PCE (RMC1), se observó una mayor estabilidad con respecto al de alta concentración, manteniendo buenos promedios de remoción de materia orgánica y PCE.

La concentración de PCE en la alimentación tuvo un efecto negativo significativo sobre el desempeño del tipo de reactor RMC, mas no sobre el RANLEF, confirmándose durante la operación de los reactores en estado estable.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo otorgado por el CONACYT y el CoSNET (Proyecto 1013.04-P).

Asimismo, a la compañía Stat-Ease Inc. por la concesión de una licencia gratuita del programa Design-Expert v. 6.0. ©

REFERENCIAS...

¹CEPA (Canadian Environmental Protection Act). 1993. "Tetra chloroethylene Priority Substances List Assessment Report". *Canadian Environmental Protection Act. Canada*. 55p.

²HSIA (Halogenated Solvents Industry Alliance). November 1999. "Perchloroethylene Halogenated Solvents Industry Alliance". 6p.

³Vogel T & Mc Carty. 1985. "Biotransformation of tetrachloroethylene to Trichloroethylene, Dichloroethylene, Vinyl Chloride, and Carbon Dioxide under Methanogenic conditions". *Appl. Environ. Microbiol.* 49 (5):1080-1083.

⁴van Eekert, M.H.A. 1999. "Gratuitous dechlorination of chloroethanes by methanogenic granular sludge". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 51:46-52.

⁵Cirpka A., Windfuhr C., Bish G., Granzow S., Scholz-Maramatsu, & Kobus H. 1999. "Microbial Reductive Dechlorination in Large-scale Sandbox Model". *J. Environ. Eng. 125* (9): 861-870.

⁶Höbert C, Christiansen N, Arvin E & Ahring B. 1998. "Improved Dechlorinating Performance of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors by Incorporation of Dehalospirillum multivorans into granular sludge". *Appl. Environ. Microbiol.* 64(5): 1860-1863.

⁷Neuman A, Wolfarth G & Diekert G. 1996. "Purification and Characterization of Tetrachloroethene Reductive Dehalogenase from Dehalospirillum multivorans". *J. Biol. Chem.* 271(28): 16515-16519.

⁸Damborsky J. 1999. "Tetrachloroethene-Dehalogenating Bacteria". *Folia Microbiol.* 44 (3): 247-262.

⁹Duhamel M, Wehr S, Yu L, Rizvi H, Seepesad D, Dworatzek S, Cox E, & Edwards E. 2002. "Comparison of anaerobic dechlorinating enrichment cultures maintained on tetrachloroethene, trichloroethene, cis-dichloroethene and vinyl chloride". *Water. Res.* 36:4193-4202.

¹⁰ Suyama A, Iwakiry R, Keiichirou K, Tokunaga T, Sera N & Furukawa K. 2001. "Isolation and Characterization of Desulfobacterium sp. strain Y15 Capable of Efficient Dehalogenation of Tetrachloroethene and Polychloroethanes". *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 65 (7): 1474-1481.

¹¹ Chang Y, Hatsu M., Jung K., Yoo Y., & Takamizawa K. 1998. "Degradation of variety of halogenated Aliphatic Compounds by an Anaerobic Mixed Culture". *J. Ferment Bioeng.* 6 (4): 410-412.

¹² Cope N. & Hughes J. 2001. "Biologically-Enhanced Removal of PCE from NAPL Sources Zones". *Environ Sci. Technol.* 35: 2014-2021.

¹³ López-Navarrete, Z.; Ríos-Leal, E.; Esparza-García, F.; Thalasso, F.; Buitrón, G.; Poggi-Valardo, H.M. (2002). Removal of chlorophenols and chlorinated aliphatics in simultaneous methanogenic-denitrification systems. In: Thomas O, Degource-Dumas JR, Le-Cloirec P, Englande A (Eds). Proceedings of the 5th. IWA International Conference of the Chemical Industry Group. Ed. EMN, pp. 157-166. Nimes, France.

¹⁴ Prakash & Gupta S. 2000. "Effect of Carbon Source on PCE Dehalogenation". *J. Environ. Eng.* 127 (7): 622-628.

¹⁵ Wu W, Kitagawa M, Taniguchi S, and Jain M. 1998. "Anaerobic Dechlorination of Perchloroethylene (PCE) in

Soil by a Dechlorinating Microbial Consortium". *J. Ferment. Bioeng.* 86 (6):588-594.

¹⁶ Kennes C., Veiga M., Bhatnagar L. 1998. "Methanogenic and perchloroethylene-dechlorinating activity of anaerobic granular sludge". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 50 484-488.

¹⁷ Leahy J., & Shreve G. 2000. "The effect of organic carbon source on the sequential reductive dehalogenation of tetrachloroethylene in landfill leachates". *Water. Res.* 34 (8) 2390-2396.

¹⁸ Mayor D., McMaster M., & Cox E. 2002. "Field Demonstration of successful Bioaugmentation to Achieve Dechlorination of Tetrachloroetheno to etheno". *Environ. Sci. Technol.* 36:5106-5116.

¹⁹ APHA-AWWA-WPCF 1981. "Standard Methods for the examination of waters and wastewaters". *APHA-AWWA-WPCF* 15th edition. Washington, DC.USA.

²⁰ Poggi-Valardo H.M., Rodríguez-Vázquez R., Fernández-Villagómez G., Esparza-García F. 1997 "Inhibition of mesophilic solid substrate anaerobic digestion by ammonia nitrogen". *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 47: 284-291.

²¹ Ripley E, Boyle, C. & Converse C. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. *J. Water Poll Control Fed.* 58(5):406-411.

²² Estrada-Vázquez, C., Macarie, H., Kato, M. T., Rodríguez-Vázquez, R. & Poggi-Valardo H. M. 2001. "Resistencia a la Exposición al Oxígeno de Lodos Anaerobios Suspendidos". *Interciencia* 26(11), 547 553.

²³ Yang Y. & McCarty P. 2000. "Biologically enhanced dissolution of Tetrachloroethene DNAPL" *Environ. Sci. Technol.* 34:2979-2984.

²⁴ Wu Y., Tatsumoto H. and Aikawa M. 2000. "Modeling of Tetrachloroethylene Degradation by anaerobic Granular Biological Activated Carbon". *J. Health Science* 46(6):434-440.

²⁵ Rodríguez N. and Sanz J. 1998. "Response an Anaerobic Granular Sludge to Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons in Different Conditions". *J. Ferment. Bioeng.* 86(2): 226-232.

NOTACIÓN

B _v	Carga volumétrica de materia orgánica
CV	Cloruro de vinilo
DC	Dicloroetileno
DQO	Materia orgánica
I _g	Productividad de biogás
PCE	Tetracloroetileno o Percloroetileno
RANLEF	Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado
RMC	Reactor de mezcla completa
TCE	Tricloroetileno
TRH	Tiempo de Residencia Hidráulico
V _{LEFD}	Volumen de lecho fluidizado
V _{op}	Volumen de operación

CARACTERES GRIEGOS

α	Factor alfa
Δ	Incremento
η	Eficiencia de remoción
π _v	Carga volumétrica de Percloroetileno