

Biorremocão de Am-241 e Cs-137 de rejeitos radioativos líquidos por consórcios bacterianos

Rafael Vicente de Pádua Ferreira, Josenilson B de Lima, Mirella C. Gomes, Tania R. Borba, Maria Helena Bellini, Júlio Takehiro Marumo e Solange Kazumi Sakata

Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN – CNEN/SP
rpadua@ipen.br, sksakata@ipen.br, jblima@ipen.br, mbmarumo@ipen.br,
jtmarumo@ipen.br

Resumo Gerenciar os rejeitos radioativos implica em minimizar os impactos ambientais através de tratamento adequado. Diante deste desafio, pesquisas têm sido realizadas no sentido de desenvolver técnicas cada vez mais simples e de menor custo. O objetivo deste estudo foi o de avaliar a capacidade de dois consórcios bacterianos de áreas impactadas em remover o Am-241 e Cs-137 de rejeitos radioativos líquidos. Os experimentos indicaram que os dois consórcios estudados foram capazes de remover 100% do Cs-137 e do Am-241 presentes no rejeito partir de 4 dias de contato. Estes resultados sugerem que a biorremocão, com os consórcios selecionados, pode ser uma técnica viável para o tratamento de rejeitos radioativos líquidos contendo Am-241 e Cs-137.

1 Introdução

Hoje em dia, a tecnologia nuclear vai bem além de gerar energia elétrica, atualmente pode-se usufruir de suas vantagens na agricultura, indústria, diagnósticos, terapias da medicina, dentre outros. No entanto, todos esses benefícios geram rejeitos radioativos que devem ser tratado de forma correta e apropriada para garantir a segurança do homem e do meio ambiente. Dentre os rejeitos radioativos, os líquidos são os mais difíceis de serem tratados, pois em sua maioria, são soluções contendo pequenas concentrações de radionuclídeos. As técnicas convencionais de remoção destes íons, tais como precipitação, resinas de troca- iônica e processos eletroquímicos são incapazes de remover pequenas concentrações de íons de grandes volumes de resíduos e, além de serem, muitas vezes caros e operacionalmente difíceis [1].

A busca por novas alternativas de tratamento desses rejeitos que levem em consideração o baixo custo e a eficiência é um desafio a ser superado, já que, cuidados adicionais devem ser considerados por se tratar de rejeitos radioativos que estão em estado físico de fácil dispersão.

Nas últimas décadas, a busca por novas tecnologias envolvendo o tratamento de rejeitos radioativos visando principalmente à diminuição de volume tem direcionado a atenção para a biossorção. Esta técnica pode ser definida como a remoção de substâncias em soluções por um material biológico. Os biossorventes mais utilizados

são os micro-organismos [2,3,4], resíduos agrícolas [5,6] biopolímeros de polissacarídeos [7] e algas [8]. A capacidade de biossorção pode ser explicada por interações entre os metais e a biomassa levando a ligação de ambos. A interação entre a biomassa e os metais é dependente de grupos funcionais contidos nas paredes das células dos microrganismos e ou biopolímeros, podendo-se citar grupos carboxílicos, aminoácidos, fosfato, sulfato, entre outros [9].

Entre as biomassas destacam-se os micro-organismos, pois possuem a capacidade de degradar poluentes orgânicos, complexar, transportar e transformar metais, metalóides e radionuclídeos, contribuindo para o processo de remoção total [10].

A biorremediação pode ser um método viável, barato, eficaz e de fácil aplicação para o tratamento de rejeitos radioativos líquidos armazenados na gestão de rejeitos radioativos do IPEN-CNEN/SP. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade de consórcios bacterianos selecionados de áreas impactadas em remover o Am-241 e Cs-137 de rejeitos radioativos líquidos.

2 Materiais e Métodos

Neste trabalho foram feitas a seleção e a adaptação de dois consórcio bacterianos provenientes de áreas impactadas, e a realização de experimentos de biorremediação de Am-241 e Cs-137 de rejeitos radioativos líquidos.

2.1 Seleção e adaptação dos consórcios bacterianos

Os consórcios bacterianos foram obtidos a partir da água de lixiviação do bota-fora da mina de urânio Ossamu Utsumi de Caldas (Minas Gerais, Brasil) e do sedimento do canal de São Sebastião (São Paulo, Brasil).

Estes locais foram escolhidos por serem áreas impactadas. No caso, a mina de urânio de Caldas foi a primeira instalação para a produção de concentrado de urânio no Brasil e operou entre 1982-1995. Os resíduos gerados durante as atividades de mineração são uma fonte de drenagem ácida que promove a solubilização de urânio, tório, rádio e elementos estáveis, como o manganês, ferro, zinco e flúor [11, 12].

O Canal de São Sebastião, localizado no litoral norte do Estado de São Paulo, é o terminal petrolífero mais importante do Brasil e onde está localizado o porto de cargas secas, com um berço para navios de carga. Desde a sua inauguração em 1974 até 1997, ocorreram 305 vazamentos de óleo [13].

A seleção e adaptação dos consórcios bacterianos foram realizadas pela adição de 1,0 g do sedimento ou 1,0 mL da amostra de água em meio mineral, com 0,5% de n- dodecano, tributilfosfato (TBP) e acetato de etila como fonte de carbono. O meio mineral é composto por 1,0 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 0,2 g KH_2PO_4 , 1,6 g K_2HPO_4 , 0,2 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,1 g NaCl, 0,01 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,02 g $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e 1000 mL de água deionizada, sendo o pH final ajustado para 4 [14].

2.2 Experimentos de biorremocão

O rejeito radioativo líquido utilizado neste trabalho é composto principalmente por acetato de etila, tributilfosfato (TBP), Am-241 e Cs-137.

Inicialmente foi determinada a concentração inibitória mínima (CIM) capaz de inibir o crescimento microbiano no rejeito radioativo. A CIM foi realizada pelo método de macro diluição em caldo, conforme recomendado pelo “National Committee for Clinical Laboratories Standards” [15].

Para os experimentos de biorremocão, os inóculos de cada consórcio foram incubados em 1,0 mL de cultura em meio mineral contendo 1000 ppm de TBP, acetato de etila e n-dodecano a 30 °C em um agitador rotatório (150 rpm). Quando o crescimento bacteriano chegou a densidade de 3×10^8 UFC / mL, as células foram separadas por centrifugação (3.000 rpm por 20 minutos), e os pellets lavados duas vezes com solução fisiológica salina (NaCl 0,85%) e ressuspensas no mesmo meio até que atingisse $1,5 \times 10^8$ UFC/mL.

Alíquotas de 1,0 mL deste meio foram distribuídos em frascos de 50 mL de vidro, contendo meio mineral e concentração rejeito radioativo mais próxima da CIM para cada consórcio. As culturas foram incubadas a 30°C em agitador rotatório (150 rpm) durante 2, 4, 10, 20 dias. Após os tempos de contato, 1 mL das soluções foram separadas e colocadas em frascos de polietileno de 20mL para contagem da radiação residual em espectrômetro de radiação gama, marca Canberra, modelo GX2518. Todos os experimentos foram realizados em duplicata.

3. Resultados

A concentração do rejeito capaz de inibir o crescimento situa-se entre 16% e 32% para as comunidades Bia Lago e São Sebastião.

Os resultados obtidos dos experimentos de biossorção de Am-241 e Cs-137 por consórcios bacterianos isolados da mina de urânio Ossamu Utsumi de Caldas (BL) e do sedimento do canal de São Sebastião (SS) estão apresentados na Figura 1a e 1b.

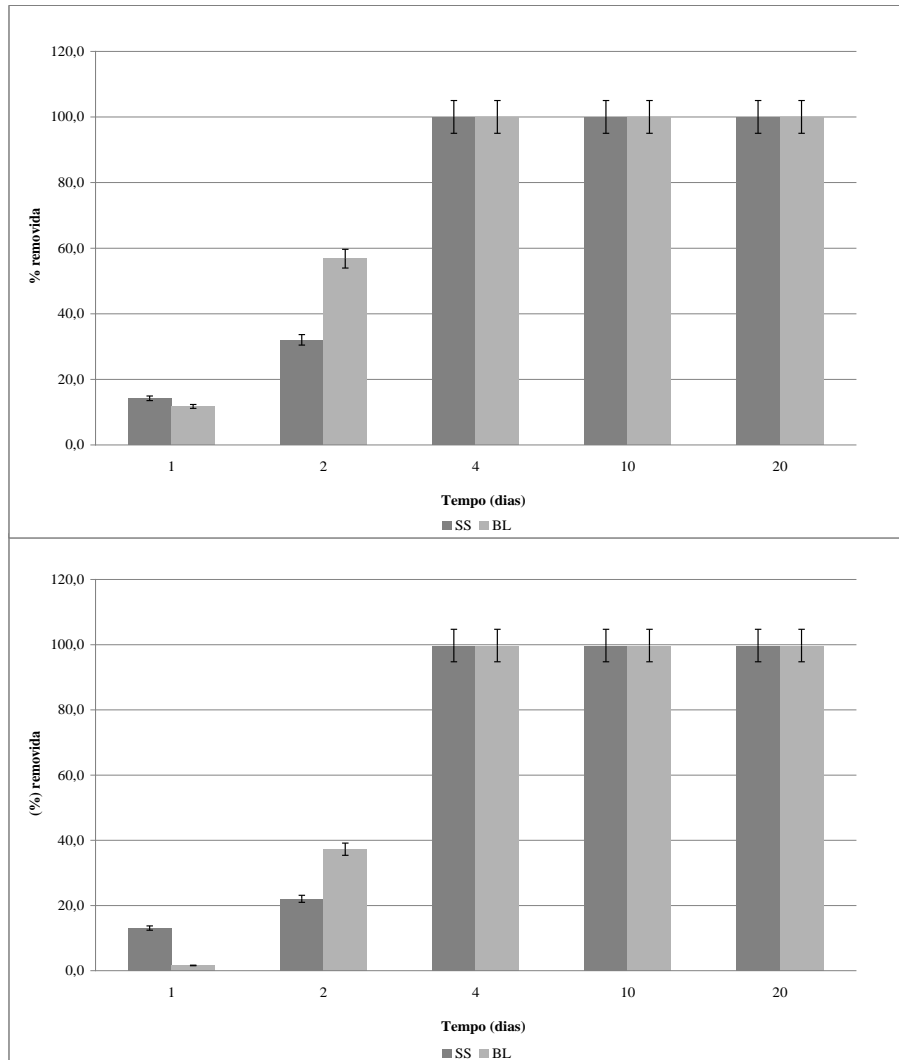


Fig. 1. Biorremoco de (a) Am-241 e (b) Cs-137 por consórcio bacterianos

Pela primeira vez   descrita na literatura a remoo de Am-241 e Cs-137 por biomassa bacteriana em uma mesma soluço. Pode-se observar que o consórcio obtido da mina de urânio apresentou uma remoo mais rápida dos íons de Am-241 e de Cs-137, com dois dias de contato, esse consórcio, retirou $56,7 \pm 0,8\%$ do Am-241 e $37,2 \pm 2,2\%$ do Cs-137 enquanto que o consórcio obtido do sedimento de São Sebastião removeu apenas $22,0 \pm 7,8\%$ do Am-241 e $32,0 \pm 0,4\%$ do Cs-137 no

mesmo período. Provavelmente, o período de adaptação do consórcio bacteriano de BL foi menor que o de SS, resultando em uma maior remoção de Am-241 e Cs-137 em um período de tempo menor. Após quatro dias de contato ambos os consórcios bacterianos removeram 100% do Cs-137 e do Am-241.

4 Conclusão

Os consórcios bacterianos avaliados neste trabalho possuem a capacidade de remover Am-241 e Cs-137 de rejeitos radioativos líquidos. Assim, a biorremediação, com os consórcios selecionados, pode ser uma técnica viável para o tratamento de rejeitos radioativos líquidos contendo Am-241 e Cs-137.

Referências

1. IAEA -International Atomic Energy Agency. Combined methods for liquid radioactive waste treatment. TECDOC-1336, 2003 Vienna
2. Sundar K, Mukherjee A, Sadiq M, Chandrasekaran N. Cr (III) bioremoval capacities of indigenous and adapted bacterial strains from Palar river basin, J Hazard Mater. 187(1-3), 2011 p.553-61
3. Ma, Y., Lin, J., Zhang, C., Ren, Y., & Lin, J. Cd(II) and As (III) bioaccumulation by recombinant escherichia coli expressing oligomeric human metallothioneins. Journal of Hazardous Materials, 185(2-3), 2011 p.1605-1608
4. Martins, M., Faleiro, M. L., da Costa, A. M. R., Chaves, S., Tenreiro, R., Matos, A. P., et al. Mechanism of uranium (VI) removal by two anaerobic bacterial communities. Journal of Hazardous Materials, 184(1-3), 2010 p.89-96
5. Witek-Krowiak, A., Szafran, R. G., & Modelski, S. Attractive and low cost sorbents for heavy metals removal. Przemysl Chemiczny, v.90(1), 2011 p.128-131
6. Blázquez, G., Martín-Lara, M. A., Tenorio, G., & Calero, M. Batch biosorption of lead(II) from aqueous solutions by olive tree pruning waste: Equilibrium, kinetics and thermodynamic study. Chemical Engineering Journal, v.168(1), 2011 p.170-177
7. Li, Y., Liu, F., Xia, B., Du, Q., Zhang, P., Wang, D. Removal of copper from aqueous solution by carbon nanotube/calcium alginate composites. Journal of Hazardous Materials, v.177(1-3), 2010 p. 876-880
8. Bermúdez, Y. G., Rico, I. L. R., Bermúdez, O. G., & Guibal, E.. Nickel biosorption using gracilaria caudata and sargassum muticum. Chemical Engineering Journal, v.166(1), 2011 p. 122-131
9. Naja, G., Deneux-Mustin, S., Mustin, C., Rouiller, J., Munier-Lamy, C., Leding, M., Peterson, K. and Allard, B. Effects of pH and ionic strength on the adsorption of Cs, Sr, Eu, Zn, Cd and Hg by *Pseudomonas putida*. Water, Air, and Soil Pollution, v. 93, 1999 p.367-381
10. Gadd, G. M. Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. J Chem Technol Biotechnol v.84, 2009 p.13-28
11. Amaral, E. C. S.; Azevedo, H. L. P; Mendonca, A. H. Pre-operational environmental survey at the uranium mine and mill site, Pocos de Caldas, Minas Gerais. The Science Of The Total Environment, Brazil, v. 48 (4-5), 1985 p.257-266
12. Fernandes, H.M.; Veiga, L. H. S.; F Ranklin, M. R.; Prado, V. C. S.; Taddei, J. F. Environmental impact assessment of uranium mining and milling facilities: A study case at the Pocos de Caldas uranium mining and milling site, Brazil. J. Geoch. Expl., v.52(1-2), 1995 p. 161-173

13. Medeiros, P. M.; Bicego, M. C. Investigation of natural and anthropogenic hydrocarbon inputs in sediments using geochemical markers. II. Sao Sebastiao, SP-Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 49, 2004, p. 11-12.
14. Paje, M. L., Neilan, B., Couperwhite, I., A *Rhodococcus* species that thrives on medium saturated with liquid benzene. *Microbiol*, v.143, 1997, p.2975-2981.
15. NCCLS - National Committee For Clinical Laboratory Standards. Methods for dilution antimicrobial susceptibility tests for bacteria that grow aerobically. 2003, Approved standard M7-A5.