

6가 크롬의 환원에 미치는 토착미생물의 영향

이성은¹⁾ · 이진수¹⁾ · 전효택¹⁾ · 이종운²⁾

1. 서 론

크롬은 피혁처리, 염색공업, 제련, 철강 및 무기화학 등의 산업분야에서 다양하게 이용된다. 이러한 산업활동을 통해서 많은 양의 크롬을 함유한 폐수들이 발생된다(Wang and Shen, 1995). 그리고 약 170,000 톤의 크롬 폐기물이 매년 방출된다(Gadd and White, 1993). 따라서 이러한 크롬의 다양한 이용으로 인해서, 크롬을 함유한 폐기물들이 적절한 처리 없이 환경으로 노출되어 심각한 문제를 야기시킬 수 있다. 크롬은 자연계에서 낮은 농도로도 생물체에 암, 돌연변이 등을 유발하기 때문에 미국, 영국, 캐나다 등의 많은 나라에서 독성 물질로 간주하고 있다(Hedgecote, 1994). 자연계에서 크롬은 주로 3가와 6가의 형태로 존재하는데, 6가 크롬은 물에 대한 용해성이 크고, 독성을 나타내고 있으며 강력한 산화제이기 때문에 암을 유발할 수 있다(Yassi et al., 1988). 이에 반하여 3가 크롬은 독성과 이동도가 낮고, 주로 중성의 pH에서 불용성 산화물의 형태인 침전물로 존재한다. 따라서 중성의 pH에서 3가 크롬은 침전물의 형태로 주로 존재하므로 자연계의 유입이 어렵기 때문에, 6가 크롬을 3가 크롬으로 환원시켜 제거하는 방법이 이용될 수 있다. 최근 들어서 토양과 퇴적물을 대상으로 6가 크롬을 환원시키는 생물학적 방법 중에서 미생물을 이용한 방법이 많이 보고되고 있다(Bradley and Anna, 1998, Tamara et al., 2000, Anna et al., 2002). 그러나 6가 크롬 환원과 관련되는 다양한 환경에서의 자연적 미생물의 development, diversity, activity 등에 영향을 주는 환경적 요인들과 오염 수준에 대한 연구가 미흡하다.

따라서 본 연구에서는 공장폐수의 영향으로 크롬의 함량이 높은 퇴적물을 대상으로 하여 혐기성, 호기성 조건 하에서 6가 크롬의 환원에 미치는 토착미생물의 영향을 알아보고, 이를 통해서 독성 원소인 크롬의 자연저감 가능성을 확인하고자 하였다.

2. 연구방법

퇴적물은 2004년 6월에 경기도 동두천시에 위치한 염색공업단지 인근의 수계에서 채취되었다. 퇴적물 시료는 대기 중 산소와의 접촉을 차단한 상태로 이동되어 보관되었다. 퇴적물 내의 크롬 및 중금속 원소의 총합량을 알아보기 위해서 왕수분해를 한 후, AAS를 이용하여 분석하였다. 미생물을 배양하기 위한 배지로, Postgate medium C(Postgate, 1984)를 사용하였고, 탄소원으로 lactate를 이용하였다. 퇴적물 초기의 pH인 7.3 ± 0.2 를 유지하였다.

주요어 : 크롬, 6가 크롬, 환원, 토착미생물

1) 서울대학교 지구환경시스템공학부 (ese0831@snu.ac.kr)

2) 전남대학교 건설지구환경공학부

퇴적물 시료 20 ml을 접종물로 하여 200 ml 배지에 접종하고, 30°C, 150 rpm에서 일주일 간 배양한 후에, 다시 순수한 배지 200 ml에 이 배양액 20 ml을 접종하여 일주일동안 동일

한 조건에서 배양하였다. 이러한 배양 과정을 연속적으로 3단계 실시한 후에, 최종 배양액을 접종물로 하여 순수배지에 옮긴 후, 일정한 시간 간격에 따라 Cr, Cr(VI), Fe, Fe(II), SO_4^{2-} , protein 등의 함량을 정량하였다. 접종과 시료 채취는 혐기성과 호기성 조건에서 각각 수행하였다.

Cr(VI)의 농도는 colorimetric diphenylcarbazide (DPC) method를 사용하여 UV-vis spectrometer로 540 nm 파장에서 정량하였다. Protein은 Coomassie blue reaction을 이용하여 UV-vis spectrometer로 595 nm 파장에서 정량하였다(Daniels, 1994). Fe(II)는 phenanthroline method를 이용하여 510 nm 파장에서 UV-vis spectrometer로 측정하였다. SO_4^{2-} 는 IC로 Cr과 Fe는 AAS로 각각 정량화하였다.

3. 결론 및 토의

퇴적물을 대상으로 왕수분해 한 결과, 크롬의 총합량이 약 700 mg/kg으로 나타나 OME(Persaud et al., 1989)에서 제시한 허용한계치(111 mg/kg)보다 매우 높은 함량을 나타내어 오염된 상태임을 알 수 있었다. 이전 연구(이성은 등, 2004)에서 혐기성조건에서, 6가 크롬이 토착미생물을 접종한 후 96시간까지 빠르게 환원되어 약 99%가 환원된 결과가 보고된 바 있다. 이러한 결과를 바탕으로 처음으로 주입된 6가 크롬이 환원된 후에, 다시 연속적으로 6가 크롬이 주입되었을 때도 토착미생물의 영향으로 인한 환원이 일어나는 지를 알아보았다. 그 결과, 이전의 연구(이성은 등, 2004)에서 6가 크롬의 초기주입 결과 96시간까지 대부분 환원되었던 것과는 다르게, 초기 주입 후 240시간까지 환원이 일어났다(Fig. 1). 이것은 퇴적물의 불균질적 특성으로 인하여 다양한 토착미생물들 중, 6가 크롬의 환원에 관여하는 미생물의 활동도 다양하기 때문인 것으로 사료된다. 또한, 추가로 주입된 6가 크롬도 360시간이 지난 후에 6가 크롬의 99%가 환원되어 감소되는 것을 확인하였다. 이는 초기의 6가 크롬 주입 후 완전히 환원되어 걸리는 시간보다 약 1.5배 시간이 더 걸리는 것으로 확인되었다(Fig. 1).

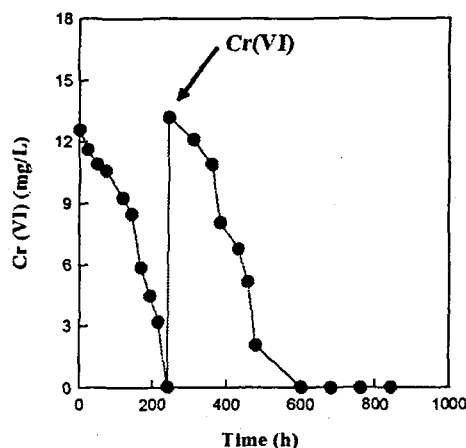


Fig. 1. Cr(VI) reduction by the enrichment culture under anaerobic condition.

또한 미생물을 접종하지 않은 control의 경우, 시간이 경과함에 따라서 상대적으로 일정한 6가 크롬의 농도를 나타내고 있었다.

이러한 혐기성조건의 결과를 바탕으로 동일한 과정에 대하여 호기성조건의 연구도 수행하였다. 그 결과, 미생물을 접종한 경우 약 700 시간까지 6가 크롬의 함량이 감소하였고, 또한 크롬의 총함량도 유사한 경향을 보여주고 있다. 즉 6가 크롬의 초기농도(24 mg/kg)에서 43% 환원된 것으로 나타났다. 미생물을 접종하지 않은 시료의 경우, 초기 100시간까지 그 함량이 13 % 줄어들었고, 그 이후의 시간부터 관찰시간(912 시간)까지는 일정한 농도를 유지하였다. 따라서 초기 100시간까지는 6가 크롬이 화학적인 반응에 의해서 환원된 것으로 간주할 수 있고, 그 이후에 줄어든 30 %에 대해서만 미생물의 영향으로 파악된다. 2가 철의 함량을 분석해본 결과, 미생물 접종 여부에 관계없이 200 시간까지 줄어들다가 그 이후에는 일정한 농도를 유지하는 결과를 나타내었다. 이것은 호기성 환경에서 약 200 시간까지 자연적인 철산화 과정이 일어난 것으로 생각된다. 따라서 초기 100-200 시간까지는 크롬이 철산화물에 흡착되어 6가 크롬이 감소하는 것으로 판단된다. 또한 protein의 함량도 혐기성 조건에서의 결과와 유사하게(이성은, 2004) 미생물 접종 여부에 관계없이, 특정한 변화 양상을 확인하지 못했다. 따라서 이번 연구에서 수행된 호기성 환경에서의 6가 크롬의 환원은 detoxification 인 것으로 판단된다.

따라서 이러한 토착미생물이 6가 크롬의 환원에 미치는 영향을 잘 활용하여, 크롬으로 오염된 퇴적물에서 미생물을 이용한 처리에 보다 중요한 방향을 제시 할 수 있다.

4. 참고문헌

- 이성은, 이진수, 전효택, 이종운, 2004, 공장폐수로 오염된 퇴적물내 Cr(VI) 거동에 관한 지구미생물학적 연구, 한국지구시스템공학회 추계학술발표회 논문집, p.11-14.
- Anna Y.O., Chris A.F. and Bradley M.T., 2002, Sulfur disproportionation by the facultative anaerobe *Pantoea agglomerans* SP1 as a mechanism for chromium(VI) reduction, *Geomicrobiology J.* 19:121-132.
- Daniels, L., Hanson, R.S., Phillips, J.A., 1994, Chemical analysis. In: Gerhardt, P., Murray, R.G.E., Wood, W.A., Krieg, N.R. (Eds.), *Methods for general and molecular bacteriology*. American Society for Microbiology, Washington DC, pp. 512-554.
- Gadd GM, White C., 1993, Microbial treatment of metal pollution—a working biotechnology? *Trends Biotechnol* 11:353-359.
- Hedgcock, S., 1994, Prioritization and standards for hazardous chemicals, In: Calow, P. (Ed.), *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 378-382.
- Marsh T.L., Leon, N.M., and McInerney, M.J., 2000, Physiochemical factors affecting chromate reduction by aquifer materials, *Geomicrobiology J.*17:291-303.
- Persaud, D., R. Jaagumagi and A. Hayton, 1989, Development of provincial sediment quality guidelines. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Aquatic Biology Section, Toronto, Ontario, Canada.
- Postgate, J.R., 1984, *The sulphate-reducing bacteria*, 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 208.
- Tebo B.M. and Obraztsova A.Y., 1998, Sulfate-reducing bacteria grows with Cr(VI), U(VI), Mn(IV), and Fe(III) as electron acceptors, *FEMS Microbiology Letters* 162,

193-198.

Wang YT and Shen H., 1995, Bacterial reduction of hexavalent chromium, *J Ind Microbiol* 14:159-163.

Yassi, A. and E. Niebor., 1988, Carcinogenicity of chromium compounds, p.514-530. In J. O. Nriagu and E. Nieboer(ed.), *Chromium in the natural and human environments*. John Wiley and Sons, New York, N.Y.