

염화에텐류 화합물 및 전자공여체가 VC 탈염소화 속도에 미치는 영향

이일수·박영구*·배재호**†·Lewis Semprini

오래곤주립대학교 화학생물환경공학과

* 강원대학교 환경방재공학과

** 인하대학교 환경공학과

(2007년 11월 2일 접수 ; 2007년 12월 18일 채택)

The Effect of Chlorinated Ethenes and Electron Donor on VC Dehalogenation Rate

Il-Su Lee · Young-Koo Park* · Jae-Ho Bae** · Lewis Semprini

School of Chemical, Bio, and Environmental Engineering, Oregon State University, Corvallis, Oregon, 97331-3212, USA

**Department of Environmental Disaster Prevention Engineering, Kangwon National University, Samcheok 245-711, Korea*

***Department of Environmental Engineering, Inha University, Incheon 402-751, Korea
(Received November 2, 2007 ; Accepted December 18, 2007)*

Abstract : Anaerobic reductive dehalogenation of perchloroethene (PCE) was studied with lactate as the electron donor in a continuously stirred tank reactor (CSTR) inoculated with a mixed culture previously shown to dehalogenate vinyl chloride (VC). *cis*-1,2-dichloroethene (cDCE) was the dominant intermediate at relatively long cell retention times (>56 days) and the electron acceptor to electron donor molar ratio (PCE:lactate) of 1:2. cDCE was transformed to VC completely at the PCE to lactate molar ratio of 1:4, and the final products of PCE dehalogenation were VC (80%) and ethene (20%). VC dehalogenation was inhibited by cDCE dehalogenation. Propionate produced from the fermentation of lactate might be used as electron donor for the dehalogenation. Batch experiments were performed to evaluate the effects of increased hydrogen, VC, and trichloroethene (TCE) on VC dehalogenation which is the rate-limiting step in PCE dehalogenation. The addition of TCE increased the VC dehalogenation rate more than an increase in the H₂ concentration, which suggests that the introduction of TCE induces the production of an enzyme that can cometabolize VC.

Keywords : perchloroethene (PCE), vinyl chloride (VC), continuously stirred tank reactor (CSTR), *cis*-1,2-dichloroethene (cDCE), trichloroethene (TCE), cometabolism, lactate, hydrogen

† 주저자 (e-mail: jhb@inha.ac.kr)

1. 서론

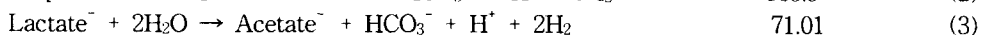
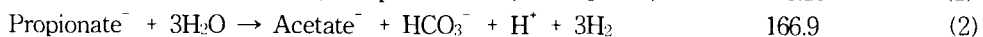
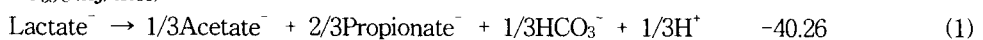
Tetrachloroethene (perchloroethen, PCE)와 trichloroethene (TCE)는 기기 및 전자부품의 탈지제, 의류의 드라이 크리닝 용매 및 화학합성을 위한 중간생성물 제조 등 광범위하게 이용되는 산업용 유기용매이지만, 무계획적인 매립처리와 폐기물 저류조, 지하 저장탱크 및 파이프 등의 부적절한 관리로 인하여 이들 물질은 지하수를 오염시키고 있다[1]. PCE 또는 TCE로 오염된 지하수에서 자연감쇄 또는 공동대사 등에 의해서 cis-1,2-dichlorinated ethane (cDCE) 또는 vinyl chloride (VC)로의 부분적인 탈염소화 반응이 발생하지만, 이들의 분해에 관여하는 미생물 및 효소들의 제한적인 존재로 인하여 자연계에서 그 분해속도는 매우 느리다. 현재까지 염화에텐류 화합물로 오염된 지역의 생물학적 복원시 제거효율과 경제성을 향상시키기 위한 많은 연구가 진행되어 왔다. 이런 방법들 중의 하나가 혐기성 환원성 탈염소화 공정이다[2,3]. 환원성 탈염소화에서 염화에텐류 화합물들은 전자수용체로 이용되며, PCE는 이 반응을 통해서 TCE, cDCE, VC 및 에텐으로 환원된다. 환원성 탈염소화 과정에서 cDCE와 더불어 VC는 축적되기 쉬우며[4], PCE, TCE, 그리고 cDCE의 탈염소화에 의해 크게 저해된

는 미생물을 이용한 bioaugmentation 등 공학적 해결 방법들이 완전한 탈염소화를 위하여 요구되며[11,12], VC의 축적을 해결하기 위해서 VC 탈염소화에 미치는 영향인자들에 대한 평가가 필요하다.

수소는 환원성 탈염소화를 위한 주요 전자공여체이며 수소의 이용가능성은 완전한 탈염소화를 위한 제한인자 중의 하나이다. PCE의 환원성 탈염소화를 위하여 락트산염, 피루브산염, 프로피온산염, 에탄올, 부틸산염, 벤조산염 등 발효과정을 통하여 수소를 공급할 수 있는 전자공여체에 대한 많은 연구들이 진행되어 왔다[13,14]. 그러나 환원성 탈염소화반응 이외에도 탈질, 철환원, 황산염 환원, 메탄생성 및 아세트산생성 등의 환원반응에도 수소가 전자공여체로 사용될 수 있기 때문에 이들 반응들간 수소에 대한 경쟁이 존재하며[3,15], 탈염소화를 위한 전자공여체가 부족한 원인일 될 수 있다. Yang and McCarty[16]는 수소문턱농도와 전자공여체인 유기화합물질들의 발효시 열역학적 특징들로부터 프로피온산염과 biomass가 보다 느리게 수소를 공급함으로써 탈염소화에 유리한 전자공여체라고 보고하였다.

락트산염 다음과 같이 발효되어 중간생성물로 프로피온산염, 최종적으로 수소와 아세트산염을 생성한다.

$$\Delta G_{35^{\circ}\text{C}}(\text{kJ/mol})$$



다고 보고되고 있다[5,6]. 이는 PCE를 에텐으로 완전히 탈염소화할 수 있는 미생물의 부족과 VC 탈염소화 반응의 높은 K_s 값 등 동역학적 특성에 기인한다고 알려져 있다[6-8]. Yu and Semprini[6]는 그들의 탈염소화 혼합균(PM culture)을 이용한 동역학적 특성에 관한 연구에서, 전체 혼합균 중에서 75%가 VC를 에텐으로 공동대사하는 *Dehalococcoides*균이라고 보고하였다. VC는 염화에텐류 화합물 중에서 가장 독성이 강하고 발암성 물질로 알려져 있기 때문에[9] 미국에서는 2 $\mu\text{g/L}$ 의 최대오염기준치(maximum contaminant level, MCL)로 규제하고 있다[10]. 따라서 전자공여체의 공급 또는 PCE를 에텐으로의 완전한 탈염소화 능력이 있

식 (2) 및 (3)에 나타낸 바와 같이 Gibb's free energy로부터 프로피온산염이 수소와 아세트산염으로 전환되기 위해서는 매우 낮은 수소농도를 요구함을 알 수 있다.

높은 수소문턱농도를 요구하는 반응들에 대해 탈염소화 반응이 유리한 수소농도 조건을 유지하기 위해서는 회분식 보다는 연속식 반응기를 이용한 처리가 유리함을 보고하였다. 현재까지 탈염소화에 대한 많은 연구가 컬럼 반응기와 회분식 반응기를 이용하여 진행되었다. 그러나 낮은 농도에서도 독성을 미칠 수 있는 염화에텐류 화합물의 특성으로부터 점오염원으로 배출되는 적은 양의 고농도 지하수 오염물질을 처리하기 위해서 CSTR의 이용도 고려할 수 있

다.

본 연구에서는 락트산염 및 수소를 전자공여체로 이용하여 PCE의 탈염소화 특징을 평가하기 위하여 혐기성 CSTR이 운전되었으며, 전자수용체인 VC농도 및 TCE 탈염소화시 발현되는 효소, 그리고 증가된 수소농도가 VC 탈염소화에 미치는 영향을 평가하기 위한 회분식 실험들이 수행되었다.

2. 실험방법

2.1. 미생물 및 농화방법

본 연구에 이용된 PCE 탈염소화 혼합미생물 (PM culture)은 Point Mugu Naval Weapon Facility (CA, USA)의 대수층물질로부터 채취되었으며, gray chlorobutyl rubber septa (Wheaton Industries, Millville, NJ, USA)로 밀봉된 1.2 L (운전부피: 1.0 L) bottle에서 농화되었다. 미생물에 대한 자세한 농화방법[17]과 성장 media의 조성[15]은 다른 논문들에 자세히 설명되어 있다. 이 혼합미생물은 농화초기에는 매우 활발한 메탄생성 능력을 보였으나[18], 고농도의 PCE와 TCE를 이용한 2-3년간의 농화과정에서 메탄생성 능력을 손실한 것으로 보인다.

CSTR과 회분식 실험의 PCE 탈염소화 과정 중 염화에텐류 화합물의 분석을 위한 gaschromatography (GC) 검량선 작성을 위하여 PCE (99.9%, spectrophotometric grade), TCE (99.9%), cDCE (97%) (Acros Organics, Pittsburgh, PA, USA), VC (99.5%) 및 에텐 (99.5%) (Aldrich Chemical, Milwaukee, WI, USA)이 사용되었다.

2.2. 반응기 운전

완전 혼합형 반응조(continuously stirred tank reactor, CSTR)의 운전은 다음과 같이 준비하였다. 전자 수용체와 공여체로 각각 PCE와 락트산염을 공급하며 탈염소화 능력이 2년동안 유지되었던 0.2 L의 탈염소화 혼합균을 2 L의 media[15]가 담긴 2.5 L 혐기성 반응기에 식중하였으며, 400 μmol 의 PCE와 800 μmol 의 락트산염을 첨가하였다. 락트산염의 양은 발효를 통하여 락트산염으로부터 생성될 수 있는 수소농도(식 3)에 기초하여 결정되었다. 1몰의 PCE가

에텐으로 탈염소화될 때 요구되는 전자 당량 (electron equivalent, e^- eq.)은 8 e^- eq.이고, 1 몰의 락트산염으로부터 최종적으로 생성될 수 있는 수소의 양은 2몰, 즉 4 e^- eq.이므로, PCE와 락트산염의 양론비는 1: 2 이다.

약 80일 동안 PCE와 락트산염을 회분식으로 공급하여 농화한 탈염소화 혼합균을 anaerobic glove box에서 5.6 L의 CSTR에 식중한 후 headspace를 없애기 위하여 반응기를 media[15]로 채웠다. CSTR은 $20 \pm 2^\circ\text{C}$ 의 조건에서 1 mM의 PCE와 2-4.7 mM의 락트산염을 함유하는 유입수를 연속적으로 주입하여 운전하였다(Fig. 1). CSTR의 미생물 체류시간은 100일에서 56일로 점차적으로 감소시켰으며, 유출수는 회분식 실험을 위한 식중액으로 이용하였다.

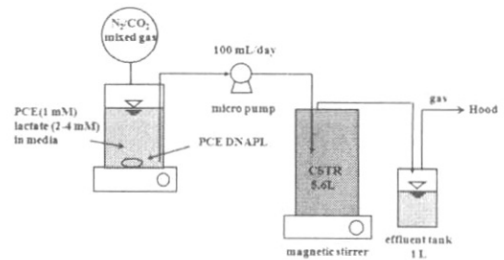


Fig. 1. Continuously stirred tank reactor operation.

2.3. 회분식 실험

회분식 실험을 위한 120 mL serum bottles에 70 mL의 CSTR 유출수를 넣고 혐기성 조건을 유지하기 위하여 rubber stoppers (Bellco Glass, Vineland, NJ, USA)로 밀봉하였다. Rubber stopper에 흡착된 염화에텐류 화합물의 양은 5% 미만으로 알려져 있다[19]. 식중 후, CSTR로부터 미생물과 함께 전달된 VC와 에텐을 75% N_2 /25% CO_2 를 이용하여 제거하였으며, 각 회분식 실험의 목적에 따라 PCE, TCE, cDCE, VC가 전자수용체로, 락트산염과 수소가 전자공여체로 첨가되었다. 모든 회분식 microcosms는 200 rpm의 교반기 위에서 배양되었다(20°C). PCE를 포함한 모든 염화에텐들의 기상 및 액상 농도는 헨리상수를 이용하여 계산하였다(PCE:0.545; TCE:0.2964; cDCE:0.1224; VC:0.903; 에텐:8)[20]. 회분식 실험에 이용된 전자수용체 및 공여체 농도는 Table 1

Table 1. Electron Donors and Acceptors in the Batch Experiments

	Electron donor		Electron acceptor		Remarks
Case I	H ₂	223 μmol	VC	27 μmol	
				53 μmol	
				107 μmol	
				166 μmol	
Case II	H ₂	223 μmol	PCE	20 μmol	
			TCE	20 μmol	
Case III	lactate	561 μmol	PCE	20 μmol	
	H ₂	223 μmol			

에 제시한 바와 같다.

Case I에서는 VC 농도를 이전 실험에서 밝혀진 VC 탈염소화에 대한 Ks인 612 μM [6] 전후로 공급하여 전자수용체인 VC농도가 VC 탈염소화 속도에 미치는 영향을 살펴보았으며, 전자공여체로는 5 mL의 수소(223 μmol of H₂ \times 2 μe^- eq./1 μmol of H₂ = 446 μe^- eq.), VC 농도는 236-1,438 μM 의 범위였다.

Case II에서는 VC보다 더 염소화된 TCE를 첨가하여 TCE 탈염소화시 발현되는 효소가 VC 탈염소화에 미치는 영향을 평가하였으며, 전자공여체와 수용체로 각각 수소(446 μe^- eq.)와 PCE (20 μmol of PCE \times 4 μmol of H₂/1 μmol of PCE \times 2 μe^- eq./1 μmol of H₂ = 160 μe^- eq.) 및 TCE (20 μmol of TCE \times 3 μmol of H₂/1 μmol of TCE \times 2 μe^- eq./1 μmol of H₂ = 120 μe^- eq.)가 사용되었다. 증가된 수소 농도가 VC 탈염소화 속도에 미치는 영향을 살펴보기 위한 Case III에서는 전자공여체로 락트산염(561 μmol of lactate \times 14 μe^- eq./ μmol of lactate = 6,732 μe^- eq.)과 수소(446 μe^- eq.), 그리고 전자수용체로는 PCE (160 μe^- eq.)가 사용되었다.

2.4. 분석 방법

CSTR 및 회분식 microcosms내의 염화에틸류 화합물의 농도는 FID (flame ionization detector)와 GS-Q 컬럼(30 m \times 0.53 mm, J&W Scientific, Folsom, CA, USA)이 장착된 HP-6890GC (Hewlett Packard, CA, USA)를

이용하여 분석하였으며, Carrier gas로는 헬륨이 이용되었다(15 mL/min). GC 오븐 온도조건은 150 $^{\circ}\text{C}$ 에서 2분, 220 $^{\circ}\text{C}$ 까지 45 $^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 으로 승온, 220 $^{\circ}\text{C}$ 에서 2분이었다. 수소농도는 TCD (thermal conductivity detector)와 Carbonxen 1000 컬럼(15 ft \times 1/8 in, Supelco, Bellefonte, PA, USA)가 장착된 HP-5890GC를 220 $^{\circ}\text{C}$ 등온, carrier gas로 아르곤 가스(15 mL/min)를 사용하여 분석하였다. 염화에틸류 화합물과 수소농도의 분석을 위하여 각각 100 μL 의 가스시료를 이용하였다. GC-TCD에 의한 수소검출한계는 4 nM (수용액 농도)이었다. 락트산염, 아세트산염 및 프로피온산염은 UV/VIS 검출기와 Alltech Prevail Organic acid 컬럼이 장착된 HPLC (high pressure liquid chromatography, Dionex 500, CA, USA)를 이용하여 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. CSTR 운전

CSTR 운전결과 PCE 탈염소화와 락트산염 분해에 의한 유기산들의 변화를 Fig. 2.에 나타내었다.

락트산염이 1 mM PCE를 에탄으로 완전히 탈염소화시키기 위하여 이론적으로 필요한 양만큼만(2 mM) 첨가되었던 CSTR 운전초기(미생물 체류시간 56일 이상)에는 탈염소화가 불완

전하여 cDCE와 VC의 축적과 함께 첨가된 PCE도 일부 잔류하였다. 이 시기에 검출된 에텐은 미생물의 농화를 위하여 CSTR 반응기를 회분식으로 운전할 때 생성된 것들로 연속식 운전으로의 전환에 따른 결과와는 상관이 없는 것으로 보이며, cDCE가 주요 생성물인 것으로부터 TCE의 탈염소화 속도가 cDCE의 VC로의 탈염소화 속도보다 빠르다는 것을 알 수 있다 [6,18].

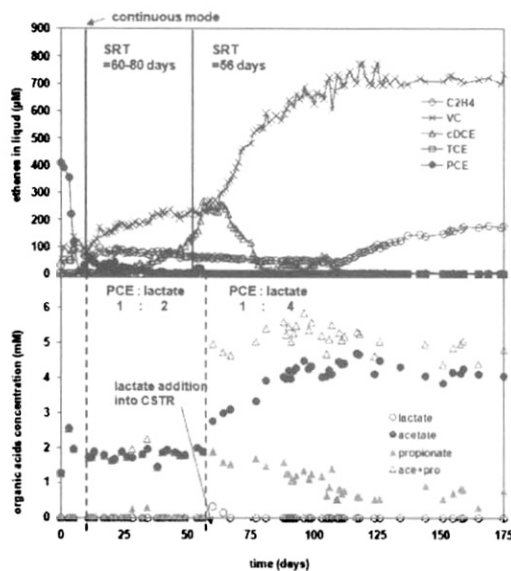


Fig. 2. CSTR operation results: (a) chlorinated ethenes; (b) organic acids.

CSTR과 유입수내 락트산염의 농도를 각각 3 mM과 4 mM로 증가시킨 후(55일), cDCE는 급격히 감소하고 VC 농도가 증가하였다. 이러한 결과는 비록 락트산염이 양론적으로 요구되는 만큼 첨가되었지만 CSTR 운전초기에 cDCE의 축적이 전자공여체의 부족에 기인하였음을 의미한다. 이 같은 현상이 나타난 것은 전자공여체로 첨가된 락트산염의 발효시 생성된 수소가 탈염소화와 더불어 media에 미량으로 첨가된 황산염이나 철염의 환원에 이용되었기 때문일 수 있다[15].

에텐은 cDCE가 모두 VC로 전환되기 전인 110일까지는 생성되지 않았다. 이는 cDCE 탈염소화에 대한 Ks가 VC의 그것보다 매우 낮기 때문에 cDCE의 존재가 VC의 에텐으로의 탈염

소화를 매우 저해한다는 이전의 연구결과와 일치한다[6,18]. 56일의 미생물 체류시간과 1:4의 PCE와 락트산염의 비에서 PCE 탈염소화의 최종 생성물로서의 VC와 에텐의 조성비는 80%와 20%이었다.

유입수내 락트산염의 농도를 증가시키기 전까지 CSTR내 주요 유기산이 아세트산이었으며 프로피온산염이 검출되지 않은 것으로부터 락트산염의 완전한 발효가 진행되었음을 알 수 있다. 락트산염 농도를 증가시킨 후, CSTR내 프로피온산염 농도는 매우 빠르게 증가하였지만 아세트산염 농도의 증가는 느리게 진행되었다. 이는 반응의 열역학적 특성으로부터 예측되어진 바와 같이 프로피온산염의 아세트산염과 수소로의 발효는 매우 느리게 진행되었기 때문이다. 이러한 분해 특성으로 인하여 프로피온산염은 탈염소화 시스템내 수소를 느리게 방출하는 수소 전구물질로 알려져 있다[16].

3.2. VC 농도에 따른 VC 탈염소화 속도의 변화(Case I)

연속반응기 운전결과 양론보다 2배의 락트산염을 첨가하였음에도 불구하고 PCE탈염소화 생성물로 VC가 700 μM 로 가장 높아 VC의 탈염소화가 느리게 진행됨을 알 수 있었다. VC의 축적은 환원성 탈염소화 공정의 가장 큰 단점 중의 하나이다. 비록 VC를 전자공여체로 이용하여 성장할 수 있는 몇몇 순수균들이 보고되었지만, VC 탈염소화 과정은 전체 탈염소화 반응에서 속도 제한단계로 알려져 있다. 이와 같이 낮은 VC 탈염소화 속도는 전자공여체 또는 효소의 제한 등이 원인일 수 있으며, 낮은 전자 수용체 농도에 기인할 수도 있다. 이전의 실험에서 VC 탈염소화의 반속도 상수(Ks)는 612 μM 로 VC를 공동대사하는 것으로 알려진 *Dehalococcoides ethenogens*의 그것과 유사하다고 보고되었기 때문에[6], 보고된 Ks보다 높은 농도의 VC를 이용한 회분식 실험을 수행하였다. 실험은 첨가된 VC의 탈염소화에 필요한 양(54-331 $\mu\text{e}^- \text{eq.}$)보다 충분한 양의 수소(446 $\mu\text{e}^- \text{eq.}$)가 전자공여체로 공급하여 초기 VC 농도가 탈염소화 속도에 미치는 영향을 파악하였다.

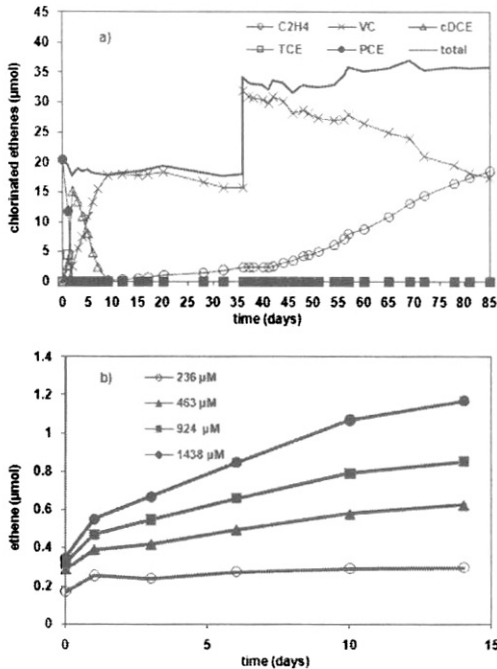


Fig. 3. Variations of VC dehalogenation rate at the different initial VC concentrations.

Fig. 3(a)에는 VC첨가 전후의 에텐생성 속도 변화에 대해서 나타내었다.

초기 첨가된 20 μmol의 PCE의 환원성 탈염소화에 의하여 생성된 VC 농도(~280 μM)에서는 VC로부터의 에텐생성 속도가 1.2 μmol/L-day이었으나, VC 첨가에 의하여 VC 농도가 500 μM로 증가하자 에텐생성 속도는 5.7 μmol/L-day로 증가하였다. 실험기간동안 수소농도는 10 μM로 유지되었다.

여러 VC농도에서의 에텐생성 속도를 비교한 Fig. 3(b)에서 에텐생성 속도가 초기 VC농도에 비례함을 알 수 있다. 이와 같이 VC 농도의 증가에 따라 탈염소화 속도가 증가한 것은 VC의 환원성 탈염소화가 높은 Ks값을 요구하며 낮은 VC농도가 느린 탈염소화 속도의 원인일 수 있음을 보여준다. 또한 Fig. 3(a)와 (b)에서 유사한 VC농도(각각 457과 463 μM)에서의 에텐생성 속도를 비교해 보면 5.7 μmol/L-day와 0.35 μmol/L-day로 VC를 첨가한 후에 PCE 탈염소화가 더 높은 속도를 나타냄으로써 PCE 탈염소화가 에텐으로 탈염소화되는 과정에서 VC

탈염소화에 관여하는 효소가 생성되었음을 추론할 수 있다.

3.3. TCE의 탈염소화가 VC 탈염소화에 미치는 영향(Case II)

환원성 탈염소화시 VC의 전구물질 중의 하나인 TCE의 탈염소화가 VC 탈염소화속도에 미치는 영향을 평가한 결과는 Fig. 4에 나타난 바와 같다.

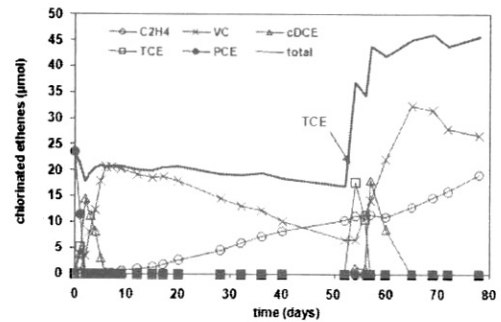


Fig. 4. Effects of TCE dehalogenation on the VC dehalogenation.

초기 PCE 첨가 후 VC로부터의 에텐생성 속도는 3.7 μmol/L-day이었다. TCE 첨가 후 TCE와 cDCE가 탈염소화 되는 동안 에텐생성은 중지되어, 이것들의 탈염소화가 VC의 탈염소화를 저해하였음을 알 수 있다.^{5,6)} TCE와 cDCE가 탈염소화된 후 에텐생성 속도는 6.4 μmol/L-day로 증가하여 VC 탈염소화에 TCE 또는 cDCE 탈염소화 효소가 관여하고 있음을 알 수 있으며, 이는 Maymo-Gatell et al. (1999)[5]의 연구 결과와 일치한다.

3.4. 전자공여체 공급량이 VC 탈염소화에 미치는 영향 (Case III)

Case III에서는 VC 탈염소화가 진행되는 동안 전자공여체로 수소를 첨가하며 증가된 전자공여체가 VC의 에텐으로의 탈염소화 속도에 미치는 영향을 평가하였다(Fig. 5). 실험초기에 전자수용체로 20 μmol의 PCE (160 μe⁻ eq.)와 전자공여체로 0.561 mmol의 락트산염(6,732 μe⁻ eq.)이 첨가되었다. 비록 락트산염 발효에 의해 생성된 대부분의 전자들이 프로피온산염(2,576 μe⁻ eq.)로 전달되었지만, 0.112 mmol의 아세트산염이 생성된 것으로부터 약 672 μe⁻ eq.

(0.336 mmol of H₂)의 전자가 수소로 전달되어 초기에 첨가된 PCE의 탈염소화에 부족하지 않은 양의 수소가 공급되었음을 알 수 있다. 이때 에텐 생성속도는 3.15 μmol/L-day이었으며, 28일 이후에 첨가한 H₂는 VC 탈염소화에 아무런 영향을 주지 못하였다. 이는 느린 VC 탈염소화 속도의 원인이 전자공여체의 부족이 아니라 효소의 부족 또는 반속도 상수보다 낮은 VC 농도에 기인하였음을 보여준다.

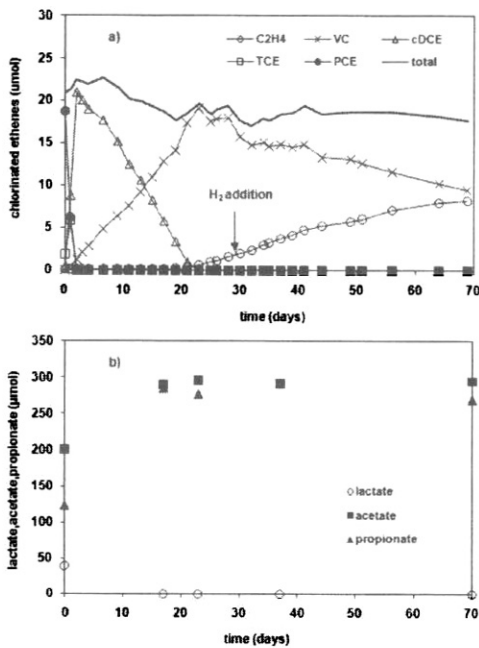


Fig. 5. Effects of H₂ addition on the VC dehalogenation: a) Chlorinated ethenes; b) Organic acids.

4. 결론

1. CSTR 운전결과 락트산염의 분해로 부터 생성된 프로피온산염은 PCE 탈염소화를 위한 전자공여체로 이용될 수 있으며, cDCE의 탈염소화는 VC의 탈염소화 과정을 크게 저해하였다.
2. 전자공여체인 수소가 제한되지 않은 조건에서 VC 탈염소화 속도는 VC 농도에 비례함을 알 수 있으며, 느린 VC 탈염소화 속도는 실험에 사용된 염화에텐류 화합물의 농도가

낮았기 때문으로 판단된다. 따라서 K_s보다 높은 VC 농도에서는 VC 탈염소화 속도가 증가될 것으로 예상된다.

3. VC 탈염소화에는 TCE 탈염소화 효소가 관여하는 것으로 보여지며, 이는 PCE-ase와 TCE, cDCE 및 VC를 탈염소화할 수 있는 TCE-ase를 가지는 *Dehalococcoides ethenogens*의 특징과 유사한 것으로 판단된다.
4. PM culture를 이용한 PCE 탈염소화에서 VC 탈염소화 과정은 공동대사로 판단되며, VC 축적을 해결하기 위해서는 VC 탈염소화 균을 증가시키기 위한 bioaugmentation 또는 VC 탈염소화에 관여하는 효소의 증가가 필요하다.

감사의 글

이 논문은 2006년 정부(교육인적자원부)의 재원으로 한국학술진흥재단의 지원을 받아 수행된 연구임. (KRF-2006-214-D00093)

참고문헌

1. J. J. Westrick, J. W. Mello, and R. F. J. Thomas, Groundwater supply survey, *J. Am. Water Works Assoc.*, **76**(5), 52 (1984).
2. C. Holliger, G. Schra, A. J. M. Stams, and A. J. B. Zehnder, A highly purified enrichment culture couples the reductive dechlorination of tetrachloroethene to growth, *Appl. Environ. Microbiol.*, **59**(9), 2991 (1993).
3. P. L. McCarty, Breathing with chlorinated solvents, *Science*, **276**, 1521 (1997).
4. D. M. Major, M. L. McMaster, E. E. Cox, E. A. Edwards, S. M. Dworatzek, E. R. Hendrickson, M. G. Starr, J. A. Payne, and L. W. Buonamici, Field demonstration of successful bioaugmentation to achieve dechlorination of tetrachloroethene to ethane. *Environ. Sci. Technol.*, **36**, 5106 (2002).

5. X. Maymo-Gatell, T. Anguish, and S. H. Zinder, Reductive dechlorination of chlorinated ethenes and 1,2 dichloroethane by "*Dehalococcoides ethenogens*" 195, *Appl. Environ. Microbiol.*, **65**(7), 3108 (1999).
6. S. Yu and L. Semprini, Kinetics and modeling of reductive dechlorination at high PCE and TCE concentration. *Biotech Bioeng.*, **88**(4), 451 (2004).
7. E. R. Hendrickson, J. A. Payne, R. M. Young, M. G. Starr, M. P. Perry, S. Fahnestock, D. E. Ellis, and R. C. Ebersole, Molecular analysis of *Dehalococcoides* 16S ribosomal DNA from chloroethene contaminated sites through North America and Europe. *Appl. Environ. Microbiol.*, **68**, 485 (2002).
8. J. K. Magnuson, R. V. Stern, J. M. Gossett, S. J. Zinder, and D. R. Burris, Reductive dechlorination of tetrachloroethene to ethene by a two component enzyme pathway, *Appl. Environ. Microbiol.*, **64**(4), 1270 (1998).
9. J. F. Furguson and J. M. H. Pietari, Anaerobic transformations and bioremediation of chlorinated solvents, *Environ. Pollut.*, **107**, 209 (2000).
10. Federal Register, Code of Federal Regulation, Protection of the Environment, Parts 141 & 142, pp. 46885-46904 (1985).
11. D. E. Ellis, E. J. Lutz, J. M. Odom, R. J. Buchanan, C. L. Bartlett, M. D. Lee, M. R. Harkness, and K. A. Deweerd, Bioaugmentation for Accelerated In Situ Anaerobic Bioremediation, *Environ Sci Technol.* **34**, 2254 (2000).
12. M. R. Harkness, A. A. Bracco, M. J. Jr. Brennan, K. A. Deweerd, and J. L. Spivack, Use of bioaugmentation to stimulated complete reductive dechlorination of of trichloroethene in Dover soil columns, *Environ. Sci. Technol.*, **33**, 1100 (1999).
13. J. Z. He, K. M. Ritalahti, K. L. Yang, S. S. Koenigsberg, and F. E. Löffler, Detoxification of vinyl chloride to ethene coupled to growth of an anaerobic bacterium, *Nature*, **424**, 62 (2003).
14. D. E. Fennell, J. M. Gossett, and S. H. Zinder, Comparison of butyric acid, ethanol, lactic acid, and propionic acid as hydrogen donors for reductive dechlorination of tetrachloroethene, *Environ. Sci. Technol.*, **31**(3), 918 (1997).
15. Y. Yang and P. L. McCarty, Competition for hydrogen within a chlorinated solvent dehalogenating anaerobic mixed culture, *Environ. Sci. Technol.*, **32**, 3591 (1998).
16. Y. Yang and P. L. McCarty, Biomass, oleate, and other possible substrates for chloroethene reductive dehalogenation, *Bioremediation Journal*, **4**(2), 125 (2000).
17. S. Yu, M. E. Dolan and L. Semprini, Kinetics and inhibition of chlorinated ethylenes by two different mixed cultures. *Environ Sci Technol*, **39**, 195 (2005).
18. S. Yu and L. Semprini, Comparison of trichloroethylene reductive dehalogenation by microbial communities stimulated on silicon based organic compounds as slow release anaerobic substrates, *Water Res.*, **36**, 4985 (2002).
19. Yang, Y. and McCarty, P.L., "Biologically enhanced dissolution of tetrachlorethene DNAPL," *Environ. Sci. Technol.*, **34**(22), 2979 (2000).
20. J. M. Gossett, Measurement of Henry's law constants for C₁, C₂ chlorinated hydrocarbons, *Environ. Sci. Technol.*, **21**(2), 202 (1987).