

## 방향족화합물의 혐기성 분해 (Anaerobic degradation of aromatic compounds)

김 종 설

울산대학교 자연과학대학 화학·생명과학부

### 서론

방향족화합물은 자연에 널리 분포하며, 중요한 발생원은 식물체의 리그닌, 방향족아미노산, 이차대사물질 등이다. 또한 생산, 사용되는 합성 방향족화합물의 종류와 양도 증가하고 있으며, 많은 경우 환경에 유입되어 자연적으로 생성되는 방향족화합물의 pool에 합해진다. 여러 방향족화합물 중에서 특히 다환 혹은 할로겐치환 방향족화합물은 발암성을 포함한 여러 인체독성을 나타내며, 대체로 물에 잘 녹지 않고 지질친화성이 높아서 혐기성 서식처로 분배되어 들어가기 쉽다.

미생물은 생태계에서 물질순환에 중요한 역할을 하며, 미생물에 의한 분해는 환경에서 방향족화합물을 제거하는 중요한 과정으로 탄소순환의 일부이다. 이러한 미생물의 활성을 이용하여 오염을 줄이고 환경에의 손상을 최소화하기 위한 기술개발에 많은 관심이 모아지고 있다. 여러 미생물이 환경에 유입된 다양한 종류의 합성 방향족화합물에 적응하여, 이러한 물질을 탄소원, 에너지원으로 이용하거나 혹은 폭넓은 기질특이성을 갖는 효소를 발현하여 탄소/에너지대사와 관련 없이 분해하기도 한다. 호기성 미생물에 의한 방향족화합물의 분해는 그동안 광범위한 연구의 대상이었다. 산소의 존재 하에 방향족탄화수소를 탄소원, 에너지원으로 이용하여 분해하는 다양한 미생물이 알려졌으며 새롭게 분리되고 있다. 최근에는 전체 탄소순환에 있어서 혐기성 미생물에 의한 물질변환의 보충적인 역할이 인식되면서, 혐기성 조건에서 방향족 오염물질의 분해에 관한 많은 연구가 이루어지고 있다.

혐기성 환경은 호수와 해양의 퇴적토, 심수층(hypolimnion), 동물의 소화관과 같이 미생물의 활성에 의해 유기물이 분해되고 산소가 매우 제한적으로 공급되는 곳에서 발달한다(Schink, 1988). 산소가 없는 절대혐기성 조건에서 benzoate, phenylacetate, phenylpropionate, 그리고 cinnamic acid와 같은 방향족화합물이 미생물에 의해 메탄과 CO<sub>2</sub>로 완전히 분해될 수 있다는 사실은 이미 1930년대에 보고되었다(Tarvin과 Buswell, 1934). 1970년대 후반에 catechol과 phenol의 혐기성 분해가 엄격한 실험조건에서 다시 확인되었으며(Healy와 Young, 1978), 1980년대 이후 여러 방향족화합물의 혐기성 분해가 자세히 밝혀지게 되었다. 현재까지 산소가 없는 혐기성 조건에서 방향족화합물을 분해할 수 있는 능력은 원핵생물에서만 찾아지고 있다. 혐기성

의 방향족화합물 분해는 현재 질산염 환원, 황산염 환원, Fe(III)와 Mn(IV)의 환원, 발효/메탄생성의 조건에서, 그리고 anoxygenic photometabolism의 과정에서 일어나는 것으로 알려지고 있다. 이 글에서는 단환 방향족화합물 중에서 benzene, 다환 방향족탄화수소, 그리고 할로겐치환 방향족화합물을 중심으로 혐기성 미생물에 의한 방향족화합물의 분해과정을 살펴보고자 하였다. 지방족탄화수소의 혐기성 분해과정은 다루지 않았다.

### 미생물의 혐기성 분해 반응

혐기성 분해의 여러 문제를 이해하기 위해서는 산소가 직접 혹은 간접으로 간여하는 반응의 종류와 이러한 반응 중에서 산소가 없을 경우에는 일어날 수 없는 것을 살펴볼 필요가 있다(Schink, 1988). 유기물의 분해과정에서 산소는 두 가지 서로 다른 기능을 수행한다. 하나는 유기탄소의 산화과정에서 나오는 전자의 최종수용체로 작용하는 것이고, 다른 하나는 기질분자에 대한 일차적 공격의 직접적인 산화제로서 작용하는 것이다. 산소가 없는 환경에서, 질산염(nitrate), Fe(III)와 Mn(IV)와 같은 금속이온, 황산염(sulfate), 혹은 중탄산염(bicarbonate) 등 다른 산화된 화합물들이 최종전자수용체로서의 기능을 대신 수행할 수 있다. 하지만 이러한 전자수용체들이 두 번째의 기능(즉, 산소가 중요한 기질의 일차전환과정에 산화제로 작용하는 역할)을 대신할 수 없으며, 혐기성 분해의 첫 번째 반응단계가 호기성 과정과 차이가 있다. 산소첨가효소(oxygenase)는 상대적으로 안정한 기질에 산소원자를 결합시켜 공격하는 효소이다. Oxygenase는 산소분자의 산소원자가 기질에 결합하는 수에 따라 일산소첨가효소(monooxygenase)와 이산소첨가효소(dioxygenase)로 구분된다. Monooxygenase는 수산화효소(hydroxylase) 혹은 혼합기능산소첨가효소(mixed function oxygenase)로도 불린다. 산소의 존재 하에서 일어날 수 있는 광범위한 반응은 주로 monooxygenase의 다양한 활성에 의해 가능하며, 따라서 산소가 없는 조건에서 일어날 수 있는 반응의 범위는 상당히 제약된다. 혐기성 조건에서 일어날 수 있는 반응에는 수소첨가(hydrogenation), 탈수소(dehydrogenation), 수첨가(hydration), 탈수(dehydration), 가수분해(hydrolysis), 축합(condensation), photoreaction, carboxylation, decarboxylation, 탄소골격의 탈리 반응과 재배열 등이 있다(Schink, 1988). 방향족화합물의 분해는 dioxygenase의 작용과

매우 밀접한 관련이 있어, 오랫동안 방향족화합물의 혐기성 분해는 불가능하다고 은연중에 생각되었다. 산소가 없는 조건에서 방향족화합물의 벤젠고리는 주로 환원형 반응에 의해 불안정화된다.

혐기성 환경에서 미생물의 성장을 제한하는 주된 요소는, 혐기성 미생물로 하여금 비교적 풍부하게 존재하는 환원된 기질의 산화를 가능하게 하는 전자수용체이다. 여러 연구자들이, 탈할로겐 반응에 관여하는 미생물이 할로겐치환 방향족화합물을 혐기성 호흡에서의 또 다른 전자수용체로 사용할 수 있다고 제안하였으며(Mohn과 Tiedje, 1992), 열역학적 계산도 할로겐치환 화합물의 환원형 탈할로겐 반응에서 이용가능한 에너지가 미생물의 성장에 필요한 양을 충족시킴을 보여준다(Dolfing과 Beurskens, 1995). 탈할로겐 반응은 전자를 필요로 하며, 이러한 전자를 할로겐치환 화합물에 전달할 수 있는 효소적 능력을 보유한 미생물에게는 이러한 화합물이 자원이 된다. 이와 같이 호흡의 전자 전달계에서 할로겐치환 화합물의 환원형 탈할로겐 반응을 통해 유리되는 에너지를 미생물이 이용하는 능력을 halorespiration로 부른다.

혐기성 분해과정은 대개 호기성에서의 분해와 비교하여 속도가 늦고 효율이 낮기 때문에 방향족화합물로 오염된 지역의 생물학적 복원에의 이용은 산소공급이 제한적이거나 쉽게 공급할 수 없는 지역에 적절할 것이다. 혐기성 분해활성을 이용한 생물학적 복원은 호기성에서와 비교하여 산소를 공급할 필요가 없어서 경제적이고 환경의 교란을 줄일 수 있으며, *in situ*의 적용이 쉽다는 이점을 지닌다. 또한 지표면아래의 오염지역의 경우 호기성에 비해 혐기성의 환경이 보다 더 광범위하다는 점이 혐기성 분해반응을 더욱 중요하게 한다. 방향족화합물을 혐기성 분해하는 여러 세균이 알려지고 있지만, 아직 혐기성의 오염된 토양과 퇴적토의 생물공학적인 처리를 위한 가장 적합한 산화환원조건에 대한 정보는 부족한 형편이다. 만약 방향족탄화수소의 혐기성 생분해가 다양한 전자수용체의 조건에서 유도될 수 있는 것으로 밝혀진다면, 오염된 퇴적토에 질산염이나 황산염과 같은 혐기성 전자수용체를 첨가함으로써 방향족화합물의 생분해를 촉진시키는 것이 가능할 수 있다.

### 단환 방향족화합물

Benzene, toluene, xylenes, ethylbenzene, benzoate, phthalates, phenol, cresols, hydroxybenzoates, catechol 등 다양한 단환 방향족탄화수소가 혐기성 조건에서 분해된다. 단환 방향족화합물의 혐기성 분해는 benzene을 중심으로 간략히 살펴보고자 하며, 산소 혹은 알킬(alkyl) 치환 단환 방향족화합물의 혐기성 분해와 대사경로의 자세한 내용은 최근에 발표된 여러 review 논문을 참고하기 바란다(Schink 등, 2000; Harwood 등, 1999; Heider 등, 1999; Colberg와 Young, 1995). Benzene의 혐기성 분해는 황산염 환원(Lovley 등, 1995; Kazumi 등, 1997; Nales 등, 1998; Edwards와 Grbic-Galic, 1992), Fe(III) 환원(Lovley 등,

1996; Kazumi 등, 1997; Nales 등, 1998), 메탄생성(Weiner와 Lovley, 1998; Kazumi 등, 1997), 그리고 질산염 환원(Burland와 Edwards, 1999; Nales 등, 1998)의 조건에서 확인되었다. 황산염 환원과 질산염 환원의 조건에서 benzene은 대부분 CO<sub>2</sub>로 산화되었으며, 메탄생성조건에서는 CO<sub>2</sub>외에 메탄으로의 무기화(mineralization)가 일어나고 있다. Benzene의 혐기성 분해에 관한 연구는 대부분 담수, 하구, 해양 퇴적토나 지하수 microcosm의 농화배양을 통해 이루어졌으며, 아직 benzene 혐기성 분해세균의 순수분리에 관한 보고는 없다.

혐기성 세균에 의한 방향족화합물의 분해는 모든 기질이 동일한 전략을 따르는 것은 아님을 보여준다(Schink 등, 2000). 발효세균, 황산염 환원 세균, 그리고 질산염 환원 세균을 비교해 보면 혐기성 조건에서 방향족화합물의 분해를 위해 여러 전략이 가능함을 나타내고 있다. 관여하는 세균의 에너지 상태와 그 세균이 이용할 수 있는 전자수용체의 산화환원전위에 의해 어떠한 전략을 취할 것인가가 크게 좌우된다. 단환 방향족화합물은 3가지의 주요한 대사경로, 즉, benzoyl-CoA 경로, resorcinol 경로, 그리고 phloroglucinol 경로에 의해 혐기성 분해된다. 이러한 3가지 대사경로의 공통점은 benzene 고리가 산화보다는 환원에 의해 불안정화된다는 것이다. 가장 일반적이고 많은 연구가 진행된 것은 benzoyl-CoA 경로로, benzoyl-CoA 환원효소가 중요한 역할을 한다. 최근에는 hydroxyhydroquinone이 중요한 중간 대사산물인 새로운 경로도 알려지고 있으며(Schink 등, 2000), benzene 고리의 안정성을 극복하기 위해 환원보다는 산화의 방법을 사용하고 있다.

### 다환 방향족탄화수소

다환 방향족탄화수소는 지구환경의 도처에 존재하는 오염물질이다. 이들은 석유·석탄의 구성성분으로 화석연료의 연소, 원유의 정제, 석유화학제품의 생산 및 사용과정에서 주로 생성된다. 대체로 난분해성이며 다환 방향족탄화수소의 일부는 돌연변이원성과 발암성 등의 인체 위해성을 나타내고 있어, 이들 물질이 환경에서 어떻게 변화되는가는 환경문제의 주요 관심사이다. 다환 방향족탄화수소의 생분해를 제약하는 요인중의 하나는 물에 대한 용해도가 매우 낮아서 생물이용도(bioavailability)가 제한된다는 점이다. 벤젠고리가 4개 이하인 다환 방향족탄화수소는 대개 호기성 조건에서 미생물에 의해 생분해된다. 다환 방향족탄화수소의 호기성 생분해는 dioxygenase가 대체로 바깥쪽의 벤젠고리를 공격하여 catechol과 같은 구조를 만들면서 시작된다. 또 다른 dioxygenase의 작용으로 catechol의 *ortho* 혹은 *meta* 위치에 산소가 결합하면서 고리가 끊어지게 된다. 많은 호기성 다환 방향족탄화수소 분해 미생물이 분리되어 그 특성이 알려져 있으며, 중요한 반응을 매개하는 효소의 유전자에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다.

호기성 생분해에 비해 산소가 없는 혐기성 환경에서 다환 방향족탄화수소의 생분해에 대해서는 아직 연구의 결과가 많이 축

적되지 않았으며, 혐기성의 생분해 경로와 분해의 중간산물에 대해서도 논란이 있다. 하지만, 최근 여러 혐기성 조건에서 다환 방향족탄화수소의 분해가 확인되고 있고 혐기성 분해미생물도 분리되고 있다(표 1). 1988년에 naphthalene과 같은 저분자의 다환 방향족탄화수소가 질산염을 전자수용체로 제공한 혐기성의 탈질 조건에서 수주간의 적응기후 미생물에 의해 분해됨이 보고되었다(Mihelcic과 Luthy, 1988a, b). 뒤이어 Al-Bashir 등(1990)은  $^{14}\text{C}$ 로 표지된 naphthalene을 이용한 실험에서, naphthalene의  $\text{CO}_2$ 로의 무기화(mineralization)가 탈질 조건에서 일어나며, 질산염의 소비와 pH의 증가가 같이 진행됨을 밝혔다. 혐기성의 퇴적토 column을 이용한 실험에서, 질산염 혹은  $\text{Mn(IV)}$ 이 전자수용체로 공급될 경우 naphthalene의 부분적인 분해가 관찰되었으며, 황산염의 경우 공급되는 naphthalene의 대부분이 분해되었으며, 분해산물은  $\text{CO}_2$ 였다(Langenhoff 등, 1996). 연안 해양의 퇴적토의 경우 일반적으로 황산염 환원(경우에 따라서는  $\text{Fe(III)}$ 와  $\text{Mn(IV)}$ 의 환원)이 유기물 분해의 중요한 과정이다. 따라서 다환 방향족탄화수소가 황산염환원의 조건에서 분해된다면 이러한 환경에서 미생물의 활성이 다환 방향족탄화수소의 제거에 중요한 역할을 할 것으로 기대할 수 있다. Coates 등(1996)

은 다환 방향족탄화수소로 심하게 오염된 항만의 퇴적토에 [ $^{14}\text{C}$ ]naphthalene과 [ $^{14}\text{C}$ ]phenanthrene을 첨가하고 절대혐기성 조건에서 배양한 결과 이들 화합물이  $^{14}\text{CO}_2$ 로 산화되며, 이러한 다환 방향족탄화수소의 분해는 황산염 환원과 관련이 있음을 관찰하였다. Naphthalene과 phenanthrene 외에 methylnaphthalene, fluorene, fluoranthene 등도 황산염 환원의 조건에서 동일한 지역의 퇴적토 미생물에 의해  $\text{CO}_2$ 로 산화되었으나 pyrene과 benzo[a]pyrene의 혐기성 분해는 관찰되지 않았다(Coates 등, 1997). 같은 연구에서 benzene을 혐기성 분해하는 퇴적토의 미생물 군집이 naphthalene을 혐기성 분해하지 못하였으며, 서로 다른 미생물 개체군이 관여함을 암시하고 있다(Coates 등, 1997). 석탄산(creosote)과 비슷하게 제조한 다환 방향족탄화수소의 혼합물을 첨가한 혐기성 조건의 농화배양에서, naphthalene, methylnaphthalene, biphenyl, 2,6-dimethylnaphthalene, anthraquinone의 제한된 분해가 메탄생성조건에서 관찰되었다(Genthner 등, 1997). 한편 Zhang과 Young(1997)은 황산염 환원 조건에서 naphthalene과 phenanthrene을  $\text{CO}_2$ 로 무기화(mineralization)하는 해양에서 유래한 미생물 consortia를 최소배지에의 계대배양을 통하여 유지할 수 있었다. 또한 [ $^{13}\text{C}$ ]bicarbonate와 naphthalene

표 1. 혐기성 분해가 확인된 다환 방향족탄화수소

Compound	Conditions	References
naphthalene	질산염 환원	Mihelcic과 Luthy(1988a, b); Al-Bashir 등(1990); Rockne와 Strand(1998); Rockne 등(2000)
	황산염 환원	Langenhoff 등(1996); Coates 등(1996); Zhang과 Young(1997); Bedessen 등(1997); Rockne와 Strand(1998); Meckenstock 등(2000)
	메탄생성	Genthner 등(1997)
	$\text{Mn(IV)}$ 환원	Langenhoff 등(1996)
phenanthrene	질산염 환원	McNally 등(1998); Rockne와 Strand(1998)
	황산염 환원	Coates 등(1996); Zhang과 Young(1997); Rockne와 Strand(1998)
anthracene	질산염 환원	McNally 등(1998)
pyrene	질산염 환원	McNally 등(1998)
fluorene	황산염 환원	Coates 등(1997)
biphenyl	질산염 환원	Rockne와 Strand(1998)
	황산염 환원	Rockne와 Strand(1998)
	메탄생성	Genthner 등(1997)
methylnaphthalene	황산염 환원	Coates 등(1997); Meckenstock 등(2000)
	메탄생성	Genthner 등(1997)
dimethylnaphthalene	메탄생성	Genthner 등(1997)
naphthoic acid	황산염 환원	Meckenstock 등(2000)
acenaphthene	질산염 환원	Mihelcic과 Luthy(1988a, b)
anthraquinone	메탄생성	Genthner 등(1997)
fluoranthene	황산염 환원	Coates 등(1997)

혹은 [<sup>13</sup>C]bicarbonate와 phenanthrene을 첨가한 농화배양에서 각각 2-naphthoate 혹은 phenanthrenecarboxylic acid가 중간대 사산물로 생성되며 이들 중간대사물질이 consortia의 탄소원으로 사용될 수 있음에 기초하여, 이 황산염 환원 consortia에 의한 혐기성 분해의 최초 반응이 다환 방향족탄화수소에 CO<sub>2</sub>가 결합하는 carboxylation이라고 보고하였다(Zhang and Young, 1997). 다른 연구자들은 coal tar로 오염된 지역으로부터 naphthalene을 CO<sub>2</sub>로 혐기성 분해하는 황산염 환원 microcosm을 농화배양하였으며, 이 배양에서 naphthol이 형성되는 것으로 미루어 hydroxylation 반응이 혐기성 naphthalene 분해의 첫 단계로 추측하였다(Bedessem 등, 1997). 이 연구에서는 어떤 naphthol 이성체가 생성되는지, 그리고 microcosm이 naphthol을 탄소원으로 이용하여 성장할 수 있는지는 밝히지 않았다(Bedessem 등, 1997). 벤젠고리가 3개 혹은 4개인 다환 방향족탄화수소 (anthracene, phenanthrene, pyrene)의 혐기성 탈질조건에서의 생분해도 보고되고 있다(McNally 등, 1998). 이 연구는 이전에 분리된 호기성 조건에서 다환 방향족탄화수소를 이용하여 성장하며, 혐기성의 탈질조건에서도 성장이 가능하다고 확인된 3가지의 세균을 이용하여 진행되었다(McNally 등, 1998). Fluidized bed reactor로 행한 농화배양 실험에서, naphthalene, biphenyl, phenanthrene의 혐기성 분해가 질산염 환원 및 황산염 환원과 함께 진행됨이 확인되었다(Rockne와 Strand, 1998). 질산염 환원 조건에서의 분해속도가 황산염 환원 조건에 비해 10배정도 크게 나타났으며, 이러한 배양에서 구한 다환 방향족탄화수소의 혐기성 분해속도는 알려진 호기성 분해속도에 비해 10~100배 정도 낮았다(Rockne와 Strand, 1998). 최근에는 naphthalene을 혐기성 분해하는 탈질 미생물의 consortium으로부터, 질산염의 존재 하에서 naphthalene을 유일한 탄소원 및 에너지원으로 사용하면서 성장하는 혐기성 세균들이 순수분리되었다(Rockne 등,

2000). 16S rRNA의 서열에 기초한 계통발생학적 분석에서, 이들 세균은 *Pseudomonas stutzeri*와 *Vibrio pelagius*와 매우 밀접하게 위치해 있었다(Rockne 등, 2000). Naphthalene을 혐기성 분해하는 황산염 환원 농화배양의 기질이용시험에서, naphthalene 외에 2-methylnaphthalene, 1-naphthoic acid, 2-naphthoic acid, phenylacetic acid, benzoic acid, cyclohexanecarboxylic acid, cyclohex-1-ene-carboxylic acid가 황산염을 전자수용체로 사용하면서 산화될 수 있었다(Meckenstock 등, 2000). Naphthalene을 기질로 이용한 모든 배양에서 2-naphthoic acid가 축적되었으며, 1,2,3,4-tetrahydro-2-naphthoic acid와 같은 환원된 2-naphthoic acid의 유도체들도 확인되었다. 이러한 관찰에 기초하여 이들 연구자들은 방향족 고리의 단계적인 환원이 벤젠고리가 끊어지기 전에 일어나며, 혐기성 naphthalene 분해의 첫 단계는 carboxylation에 의한 naphthalene 분자의 활성화로 추정하고 있다(Meckenstock 등, 2000).

### 할로겐치환 방향족화합물

환경에서의 분해가 혐기성 미생물의 활성화에 의해 많은 영향을 받는 것이 chlorophenols, chlorobenzenes, chlorobenzoates, polychlorinated biphenyls(PCBs), polychlorinated dibenzo-p-dioxins(PCDDs), polychlorinated dibenzofurans(PCDFs)와 같은 할로겐치환 방향족화합물이다. 혐기성 조건에서 할로겐치환 방향족화합물의 분해는 대부분 환원형 탈할로겐 반응에 의해 시작된다(Mohn과 Tiedje, 1992). 환원형 탈할로겐 반응은 할로겐치환 화합물의 할로겐이 분자로부터 분리되면서 전자 두개가 들어가는 과정으로 정의되며, 할로겐치환 방향족화합물의 경우 보통 할로겐이 수소원자로 치환되는 hydrogenolysis를 말한다(Mohn과 Tiedje, 1992). 환원형 탈할로겐 반응은 열역학적으로 발열 반응이며 전자공여체를 필요로 하고 할로겐원자가 할로겐음이온

표 2. 순수분리된 혐기성 할로겐치환 방향족화합물 탈할로겐 세균

Strain	Original substrate	References
<i>Desulfomonile tiedje</i>	3-chlorobenzoate	Shelton과 Tiedje, 1984
DCB-2	chlorophenol( <i>ortho</i> 염소 제거)	Madsen과 Licht, 1992
2CP-1	2-chlorophenol → phenol	Cole 등, 1994
<i>Desulfitobacterium dehalogenans</i> JW/IU-DC1	2,4-dichlorophenol ( <i>ortho</i> 염소 제거)	Utkin 등, 1994
<i>Desulfitobacterium hafniense</i>	chlorophenols	Christiansen과 Ahring, 1996
<i>Desulfitobacterium frappieri</i> strain PCP-1T	pentachlorophenol → 3-chlorophenol	Bouchard 등, 1996
<i>Desulfitobacterium</i> sp. strain PCE1	2-chlorophenol, 2,4,6-trichlorophenol( <i>ortho</i> 염소 제거)	Gerritse 등, 1996
<i>Desulfitobacterium chlororespirans</i>	chlorophenol ( <i>ortho</i> 염소 제거)	Sanford 등, 1996
<i>Desulfovibrio</i> strain TBP-1	2,4,6-tribromophenol → phenol	Boyle 등, 1999
strain 3CB-1	3-halobenzoate → CO <sub>2</sub>	Häggbloom과 Young, 1999
<i>Desulfovibrio dechloracetivorans</i> strain SF3	2-chlorophenol → phenol	Sun 등, 2000

으로 분리되어 H<sup>+</sup>를 생성하게 된다. 환원형 탈할로겐 반응의 결과 대체로 독성과 잔류성이 감소하고 호기성 세균에 의해 보다 쉽게 분해될 수 있는 화합물이 생성되기 때문에, 할로겐치환 방향족화합물로 오염된 환경의 정화에 탈할로겐 미생물의 활성을 이용하려는 연구가 활발히 진행되고 있다(Mohn and Tiedje, 1992; Bedard와 Quensen, 1995; Sufli타와 Townsend, 1995). 한편 할로겐치환 방향족화합물의 benzene 고리를 분해하기 위해서는 치환된 할로겐의 제거가 먼저 일어나야 하는 것으로 생각되고 있다(Sufli타와 Townsend, 1995). 순수분리된 할로겐치환 방향족화합물의 혐기성 탈할로겐 세균을 표 2에 정리하였다.

### Chlorinated phenols

Chlorinated phenols의 환원형 탈할로겐 반응은 Ide 등(1972)에 의해 처음 제안되었으며, 혐기성 분해에서의 주된 반응이다. 메탄생성조건에서 chlorinated phenols의 분해는 환원형 탈할로겐 반응으로 시작되고, 주로 *ortho* 위치의 염소가 먼저 제거되거나 미생물군집에 따라 탈할로겐 반응의 경로는 달라지기도 하며, 탈할로겐 반응이 불완전하여 di-, tri-, 혹은 tetrachlorophenols가 축적되기도 한다. Chlorophenol의 탈할로겐 반응에 관여하는 세균에는 DCB-2(Madsen과 Licht, 1992), *Desulfitobacterium dehalogenans*(Utkin 등, 1994), 2CP-1(Cole 등, 1994), *Desulfitobacterium* sp. strain PCE-1(Gerritse 등, 1996), *Desulfitobacterium frappieri*(Bouchard 등, 1996), *Desulfitobacterium hafniense*(Christiansen과 Ahring, 1996), *Desulfitobacterium chlororespirans*(Sanford 등, 1996), *Desulfovibrio dechloracetivorans*(Sun 등, 2000) 등이 알려져 있다. DCB-2는 그람양성의 포자생성세균으로 여러 chlorophenol에서 *ortho*와 *meta* 위치의 염소를 제거하지만, 탈할로겐 반응이 이 세균의 성장에 도움을 주는지는 분명하지 않다(Madsen과 Licht, 1992). 그람양성세균인 *D. dehalogenans*는 메탄생성의 호수 퇴적토로부터 분리되었으며, 아황산염, 티오황산염, 황을 전자수용체로 이용하고, 2,4-dichlorophenol로부터 *ortho* 위치의 염소를 떼어내며 이러한 탈할로겐 반응이 성장에 도움을 주는 것으로 여겨진다(Utkin 등, 1994). 그람음성세균인 2CP-1은 탈할로겐반응에 의해 2-chlorophenol에서 염소를 제거하여 phenol을 생성하며 성장한다(Cole 등, 1994). *Desulfitobacterium* sp. strain PCE-1은 tetrachloroethene의 염소를 제거하는 농화배양에서 분리되었으며, chlorophenol의 *ortho* 위치 염소를 제거한다(Gerritse 등, 1996). *D. frappieri*는 메탄생성의 consortium으로부터 분리되었으며 포자를 형성하는 그람양성의 세균으로, 16S rRNA의 분석 결과 *D. dehalogenans*와 95%의 상동성을 갖는 것으로 나타났으며, pentachlorophenol에서 *ortho*, *meta*, *para* 위치의 염소를 제거하여 3-chlorophenol을 생성한다(Bouchard 등, 1996). *D. chlororespirans*는, 2,3-dichlorophenol에서 3-chlorophenol로의 탈할로겐 반응과 뒤이은 phenol과 메탄으로의 혐기성 분해 반응을 수행하는 농화배양에서 분리되었으며, 여러 chlorophenol과

bromophenol로부터 할로겐을 제거할 수 있었고, 3-chloro-4-hydroxybenzoate를 이용한 실험에서 이 화합물을 전자수용체로, lactate를 전자공여체로 이용하면서 성장함을 확인할 수 있었다(Sanford 등, 1996). 16S rRNA의 분석결과는 *D. chlororespirans*가 *D. dehalogenans*와 97.2%의 상동성을 갖는 것으로 나타났다(Sanford 등, 1996). *D. dechloracetivorans*는 해양의 퇴적토로부터 최근 분리되었으며, 아세트산을 탄소원과 전자공여체로 이용하면서 2-chlorophenol의 탈할로겐 반응에 의해 성장하나, 황산염을 전자수용체로 사용하지는 못하였다(Sun 등, 2000). Boyle 등(1999)은 하구 퇴적토로부터 lactate를 전자공여체로 이용하여 bromophenol의 *ortho*와 *para* 위치의 할로겐을 제거하며 성장하는 절대혐기성 세균(*Desulfovibrio* strain TBP-1)을 분리하였으며, monochlorophenol, fluorophenol, iodophenol에 대한 탈할로겐 활성은 이 균주에서 찾아지지 않았다.

메탄생성조건이 다양한 할로겐치환 방향족화합물의 생분해를 촉진한다는 것은 잘 밝혀져 있다. 많은 연구들이, 질산염, 황산염과 같은 전자수용체가 혐기성 미생물 군집에 의한 할로겐치환 방향족화합물의 분해를 억제하며, 이는 주로 환원형 탈할로겐 반응의 억제에 따른 것으로 보고하고 있다(Mohn과 Tiedje, 1992; Sufli타와 Townsend, 1995). 일반적으로 메탄생성조건에서 2-, 3-, 혹은 4-chlorophenol의 분해는, 먼저 환원형 탈할로겐 반응에 의해 phenol이 생성되고, *para*-carboxylation과 탈수반응에 의해 4-hydroxybenzoate를 거쳐 benzoate로 변환 후 방향족 고리의 절단과 CO<sub>2</sub>와 메탄으로의 최종적인 무기화가 진행된다. 최근 2-chlorophenol을 첨가한 메탄생성의 퇴적토 미생물 배양에서, phenol과 benzoate의 일시적인 생성과 함께 3-chlorobenzoate의 축적이 관찰되었다(Becker 등, 1999). 즉, 환원형 탈할로겐 반응에 의해 phenol을 거쳐 무기화되는 경로와 함께, 2-chlorophenol의 *para*-carboxylation에 의해 3-chloro-4-hydroxybenzoate가 만들어진 후, 뒤이은 탈수반응에 의해 3-chlorobenzoate가 생성되는 또 다른 경로를 추정할 수 있다(Becker 등, 1999). 아직 2-chlorophenol의 혐기성 분해가 환원형 탈할로겐 반응에 의한 분해경로를 따를 것인지 혹은 최초의 carboxylation에 의한 경로로 진행될 것인지를 결정하는 환경요소는 알려져 있지 않으며, 3-chlorobenzoate의 축적은 혐기성 미생물을 이용하여 chlorophenol를 제거하는 데 잠재적인 장애가 될 수 있다.

2-, 3-, 혹은 4-chlorophenol의 경우, 메탄생성 외에 황산염 환원(Häggbloom과 Young, 1990, 1995; Häggbloom 등, 1993)과 Fe(III) 환원(Kazumi 등, 1995b)과 같은 혐기성 조건에서 CO<sub>2</sub>로의 무기화가 관찰되었다. 하지만 질산염 환원과 직접적으로 연결된 chlorophenol의 분해는 알려지지 않았다.

### Chlorinated benzoates

Chlorobenzoate는 메탄생성조건에서 환원형 탈할로겐 반응에 의해 benzoate로 되며, CO<sub>2</sub>와 메탄으로 최종 분해된다(Horowitz 등, 1983). 탈할로겐 세균인 *Desulfomonile tiedjei*는 3-

chlorobenzoate를 분해하는 메탄생성조건외의 농화배양에서 분리되었다(Shelton과 Tiedje, 1984). *D. tiedjei*은 할로겐치환 방향족화합물의 탈할로겐 세균 중 최초로 분리되었으며 황산염 환원 세균에 속한다. 이 세균에 대한 연구결과는 환원형 탈할로겐 반응이 에너지를 생성하는 혐기성 호흡과정임을 강하게 제안하고 있다(Dolfing, 1990). 다른 혐기성 조건에서의 chlorobenzoate 분해는 많은 경우 chlorophenol과 함께 연구되었다. 2-, 3-, 혹은 4-chlorobenzoate의 CO<sub>2</sub>로의 무기화는 질산염 환원, 황산염 환원, 그리고 Fe(III) 환원의 조건에서 모두 관찰되었다(Häggblom 등, 1993; Kazumi 등, 1995a,b; Häggblom과 Young, 1999). 대체로 질산염 환원 조건에서 다른 조건에 비해 보다 빠른 속도로 분해가 이루어졌으며, 질산염 환원 조건에서는 3-chlorobenzoate와 4-chlorobenzoate의 분해가 2-chlorobenzoate에 비해 빠르게 진행되는 것으로 나타났다. 황산염 환원 조건에서 3-chlorobenzoate와 4-chlorobenzoate가 분해되었고, Fe(III) 환원 조건에서는 3-chlorobenzoate의 분해만 확인되었다. 최근 3-chlorobenzoate를 유일한 탄소와 에너지원으로, 질산염을 최종 전자수용체로 이용하여 성장하는 세균(3CB-1)이 농화배양으로부터 분리되었다(Häggblom과 Young, 1999). 이 세균은 탈질 세균으로 3-chlorobenzoate 외에 3-bromobenzoate, 3-iodobenzoate, 3-hydroxybenzoate 등을 질산염의 환원과 수반하여 CO<sub>2</sub>로 분해하였으나, 2- 혹은 4-chlorobenzoate는 이용하지 못하였다.

**Chlorinated benzenes**

Chlorobenzoate와 chlorophenol를 제외한 다른 할로겐치환 방향족화합물의 혐기성 분해 및 환원형 탈할로겐 반응에 대한 결과는 대부분 농화배양으로부터 얻어진 것이다. Chlorinated benzenes는 유기용매, 살충제, 농약 혹은 다른 화합물생산의 중간체로 널리 사용되고 있다. Chlorobenzene의 환원형 탈할로겐 반응은 주로 메탄생성조건에서 관찰되며, 해양 퇴적토 미생물의 배양에서는 황산염 환원 조건에서도 확인되었다(Beurskens 등, 1995; Middeldorp 등, 1997). 염소가 두 개 이상 치환된 chlorobenzene에서 가능한 19개의 탈할로겐 반응 중 열역학적으로 가장 높은 에너지를 발생할 수 있는 7개의 반응만이 농화배양에서 관찰되었으며, 이는 탈할로겐 반응의 경로와 열역학적 에너지사이의 상관관계가 있음을 보여준다(Beurskens 등, 1995). 메탄생성의 chlorobenzene 탈할로겐 미생물의 농화배양이 PCBs와 PCDDs의 염소도 탈할로겐 반응에 의해 제거할 수 있었으며(Middeldorp 등, 1997), chlorobenzene에서 benzene으로의 완전한 탈할로겐 화도 보고되었다(Nowak 등, 1996). 혐기성-호기성의 생물반응기에서 chlorobenzene이 CO<sub>2</sub>로 분해된다는 연구결과는 있지만(Fatpure와 Vogel, 1991), 혐기성 조건에서 chlorobenzene의 CO<sub>2</sub>로의 무기화는 확인되지 않았으며, chlorobenzene의 환원형 탈할로겐 반응에 관여하는 미생물도 분리하지 못하고 있다.

**PCBs**

PCBs는 염소의 수 및 위치에 따라 이론적으로 209가지의 서로 다른 congener가 존재할 수 있으며, 상업적으로는 60에서 90가지의 분자를 포함하는 혼합물의 형태로 생산되었다. 물리·화학적 안정성 때문에 미생물에 의한 호기성, 혐기성의 분해과정이 오염된 환경에서 PCBs를 파괴하는 주된 경로이지만, 생분해가 제한적이어서 완전한 detoxication에 장애가 되고 있다. 일반적으로 호기성 분해는 biphenyl 고리에 치환된 염소 수에 의해 제약되며, 분해에 biphenyl과 같은 기질의 첨가를 필요로 한다.

혐기성 조건에서는 환원형 탈할로겐 반응에 의해, PCBs의 염소 수가 많은 congener 농도는 감소되고 염소 수가 줄어든 congener 농도가 증가하게 되어 각 congener의 상대적인 농도는 변하게 된다(Bedard와 Quensen, 1995). PCBs의 환원형 탈할로겐 반응은 주로 *meta* 및 *para* 위치의 염소를 제거하며, *ortho* 위치의 염소의 제거도 보고되었다(Wu 등, 1998). 다양한 탈할로겐 활성이 PCBs로 오염된 토양과 퇴적토, 그리고 실험실 배양에서 관찰되며, 서로 다른 탈할로겐 미생물 혹은 서로 다른 consortium에 따른 것으로 추측하고 있다. 하지만 현재까지 PCBs의 탈할로겐 반응에 관여하는 미생물을 분리하려는 노력들은 성공하지 못하였고, 관여하는 미생물의 생리에 관한 정보도 많이 부족하다(Bedard와 Quensen, 1995). Chlorophenol의 *ortho* 위치 염소를 제거하는 *Desulfitobacterium dehalogenans*가 hydroxylated PCBs로부터 염소를 제거한다고 보고되었으며(Wiegel 등, 1999), 분리되는 할로겐치환 방향족화합물의 탈할로겐 세균의 수가 증가함에 따라 PCBs의 혐기성 탈할로겐 활성을 지니는 세균도 찾아질 것이다.

PCBs 탈할로겐 미생물의 성장은 PCBs의 환원형 탈할로겐 반응의 진행과정과 밀접한 관련이 있었으며, 탈할로겐 반응의 성장 수율도 *D. tiedjei*에 의한 3-chlorobenzoate의 탈할로겐 반응과 유사하였다(Kim과 Rhee, 1997). PCBs 탈할로겐 미생물과 메탄생성 세균 및 황산염 환원 세균과의 상호작용에 관한 연구에서, 황산염 환원 세균은 탈할로겐 반응에 아무런 영향을 미치지 않았지만, 메탄생성 세균의 성장을 억제하였을 경우 2,3,2',5', 2,5,2',5', 2,5,2'-chlorobiphenyl 등의 congener에서 *meta* 위치의 염소를 더 이상 제거하지 못하였다(Kim과 Rhee, 1999). 이러한 결과는 메탄생성 세균의 일부가 *meta* 위치의 염소를 제거하는 탈할로겐 미생물이거나 혹은 탈할로겐 미생물의 활성에 메탄생성 세균이 필요함을 의미한다. 한편 오염된 퇴적토에 bromobiphenyl 혹은 특정 PCBs의 congener를 첨가하여 PCBs 탈할로겐 반응의 활성을 촉진할 수 있었으며(Bedard 등, 1998; Van Dort 등, 1997), 이러한 결과는 적절한 기질을 사용하여 탈할로겐 미생물의 성장과 탈할로겐 반응의 활성을 촉진할 수 있다는 가능성을 보여준다.

현재까지 혐기성 조건에서 PCBs의 biphenyl 고리의 절단과 최종적인 CO<sub>2</sub>와 메탄으로의 무기화과정이 일어나는지는 확인되지 않았으며, PCBs의 탈할로겐 반응이 진행되는 조건에서 biphenyl의 혐기성 분해에 관한 보고도 없다. 하지만 biphenyl이 질산염

환원, 황산염 환원, 메탄생성의 혐기성 조건에서 분해됨이 확인되었으며(Rockne와 Strand, 1998; Genthner 등, 1997), 혐기성의 PCBs 오염 환경에서 환원형 탈할로겐 반응에 뒤이은 biphenyl의 무기물화가 일어날 수 있다고 가정할 수 있다.

#### PCDDs와 PCDFs

PCDDs와 PCDFs는 PCBs의 경우와는 달리 상업적으로 대량 생산된 적은 없었다. 미생물에 의한 PCDDs의 탈할로겐 반응이 메탄생성 조건의 퇴적토에서 일어남이 보고되었으며(Adriaen와 Grbic-Galic, 1994; Beurskens 등, 1995), 환원형 탈할로겐 반응의 경로는 2,3,7,8 위치에 염소를 갖는 congener에서 찾아지는 peri-dechlorination과 2,3,7,8 위치에 염소가 치환되지 않은 congener에서의 peri-/lateral-dechlorination의 두 가지를 보여준다. Peri-dechlorination에서는 2,3,7,8-tetraCDD가 일시적으로 축적될 수 있으며, 1,2,3,4-tetraCDD를 사용한 배양에서 2,3 위치에 염소를 지닌 congener가 축적되기도 하였다(Beurskens 등, 1995). 오염된 환경에서 PCDDs는 매우 낮은 농도로 존재하기 때문에, 혐기성 조건에서 미생물이 PCDDs를 에너지생성을 위한 호흡의 전자수용체로 사용할 수 있는지는 분명하지 않다.

#### Fluorinated benzoates

염소치환 방향족화합물에 비해 불소치환 방향족화합물의 혐기성 분해에 관한 연구는 많지 않다. 최근 질산염 환원, 황산염 환원, Fe(III) 환원, 그리고 메탄생성의 조건에서, mono-fluorophenol 혹은 mono-fluorobenzoate를 기질로 첨가하여 하구 퇴적토 미생물을 농화배양한 결과, 2-fluorobenzoate와 4-fluorobenzoate는 질산염 환원 조건에서 CO<sub>2</sub>로 산화되었으나 3-fluorobenzoate는 분해되지 않았으며, fluorophenol의 분해는 조사한 어떤 혐기성 조건에서도 관찰되지 않았고, 질산염 환원을 제외한 나머지의 혐기성 조건에서의 fluorobenzoate의 분해도 일어나지 않았다(Vargas 등, 2000). 질산염 환원의 농화배양으로부터 질산염을 환원하면서 2-fluorobenzoate와 4-fluorobenzoate를 CO<sub>2</sub>로 산화시켜 성장하는 *Pseudomonas stutzeri*와 rRNA의 서열이 매우 유사한 2개의 균주가 분리되었다(Vargas 등, 2000). 분리한 탈질 세균은 fluorobenzoate에 특이적이었으며, 다른 할로겐원소(Cl, Br, I)로 치환된 benzoate는 이용하지 않았다.

#### 참고문헌

- Adriaens, P. and D. Grbic-Galic. 1994. Reductive dechlorination of PCDD/F by anaerobic cultures and sediments. *Chemosphere* 29:2253-2259.
- Al-Bashir, B., T. Cseh, R. Leduc and R. Samson. 1990. Effect of soil/contaminant interactions on the biodegradation of naphthalene in flooded soil under denitrifying conditions. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 34:414-419.
- Becker, J.G., D.A. Stahl and B.E. Rittmann. 1999. Reductive dehalogenation and conversion of 2-chlorophenol to 3-chlorobenzoate in a methanogenic sediment community: implications for predicting the environmental fate of chlorinated pollutants. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:5169-5172.
- Bedard, D.L. and J.F. Quensen, III. 1995. Microbial reductive dechlorination of polychlorinated biphenyls, p.127-216. In Young, L.Y. and C.E. Cerniglia (eds.), Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals, Wiley-Liss, New York, N.Y., USA.
- Bedard, D.L., H. Van Dort and K.A. DeWeerd. 1998. Brominated biphenyls prime extensive microbial reductive dehalogenation of Aroclor 1260 in Housatonic River sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 64:1786-1795.
- Bedessem, M.E., N.G. Swoboda-Colberg and P.J.S. Colberg. 1997. Naphthalene mineralization coupled to sulfate reduction in aquifer-derived enrichments. *FEMS Microbiol. Lett.* 152:213-218.
- Beurskens, J.E.M., C.G.C. Dekker, H. van den Heuvel, M. Swart, J. de Wolf and J. Dolfing. 1994. Dechlorination of chlorinated benzenes by an anaerobic microbial consortium that selectively mediates the thermodynamic most favorable reactions. *Environ. Sci. Technol.* 28:701-706.
- Beurskens, J.E.M., M. Toussaint, J. de Wolf, J.M.D. van der Steen, P.C. Slot, L.C.M. Commandeur and J.R. Parsons. 1995. Dehalogenation of chlorinated dioxins by an anaerobic microbial consortium from sediment. *Environ. Toxicol. Chem.* 14:939-943.
- Bouchard, B., R. Beaudet, R. Villemur, G. McSween, F. Lepine and J.G. Bisailon. 1996. Isolation and characterization of *Desulfotobacterium frappieri* sp. nov., an anaerobic bacterium which reductively dechlorinates pentachlorophenol to 3-chlorophenol. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 46:1010-1015.
- Boyle, A.W., C.D. Phelps and L.Y. Young. 1999. Isolation from estuarine sediments of a *Desulfovibrio* strain which can grow on lactate coupled to the reductive dehalogenation of 2,4,6-tribromophenol. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:1133-1140.
- Burland, S.M. and E.A. Edwards. 1999. Anaerobic benzene biodegradation linked to nitrate reduction. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:529-533.
- Christiansen, N. and B.K. Ahring. 1996. *Desulfotobacterium hafniense* sp. nov., an anaerobic, reductively dechlorinating bacterium. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 46:442-448.
- Coates, J.D., R.T. Anderson and D.R. Lovley. 1996.

- Oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons under sulfate-reducing conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**:1099-1101.
14. Coates, J.D., J. Woodward, J. Allen, P. Philp and D.R. Lovley. 1997. Anaerobic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons and alkanes in petroleum-contaminated marine harbor sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**:3589-3593.
  15. Colberg, P.J.S. and L.Y. Young. 1995. Anaerobic degradation of nonhalogenated homocyclic aromatic compounds coupled with nitrate, iron, or sulfate reduction. p. 307-330. In Young, L.Y. and C.E. Cerniglia(eds.), *Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals*, Wiley-Liss, New York, N.Y., USA.
  16. Cole, J.R., A.L. Cascarelli, W.W. Mohn and J.M. Tiedje. 1994. Isolation and characterization of a novel bacterium growing via reductive dehalogenation of 2-chlorophenol. *Appl. Environ. Microbiol.* **60**:3536-3542.
  17. Dolfing, J. 1990. Reductive dechlorination of 3-chlorobenzoate is coupled to ATP production and growth in an anaerobic bacterium, strain DCB-1. *Arch. Microbiol.* **153**:264-266.
  18. Dolfing, J. and J.E.M. Beurskens. 1995. The microbial logic and environmental significance of reductive dehalogenation. *Adv. Microb. Ecol.* **14**:143-206.
  19. Edwards, E.A. and D. Grbic-Galic. 1992. Complete mineralization of benzene by aquifer microorganisms under strictly anaerobic conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* **58**:2663-2666.
  20. Fathepure, B.Z. and T.M. Vogel. 1991. Complete degradation of polychlorinated hydrocarbons by a two-stage biofilm reactor. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**:3418-3422.
  21. Genthner, B.R.S., G.T. Townsend, S.E. Lantz and J.G. Mueller. 1997. Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbon components of creosote under anaerobic enrichment conditions. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32**:99-105.
  22. Gerritse, J., V. Renard, T.M.P. Gomes, P.A. Lawson, M.D. Collins and J.C. Gottschal. 1996. *Desulfitobacterium* sp. strain PCE1, an anaerobic bacterium that can grow by reductive dechlorination of tetrachloroethene or ortho-chlorinated phenols. *Arch. Microbiol.* **165**:132-140.
  23. Häggblom, M.M. and L.Y. Young. 1990. Chlorophenol degradation coupled to sulfate reduction. *Appl. Environ. Microbiol.* **56**:3255-3260.
  24. Häggblom, M.M., M.D. Rivera and L.Y. Young. 1993. Influence of alternative electron acceptors on the anaerobic biodegradability of chlorinated phenols and benzoic acids. *Appl. Environ. Microbiol.* **59**:1162-1167.
  25. Häggblom, M.M. and L.Y. Young. 1995. Anaerobic degradation of halogenated phenols by sulfate-reducing consortia. *Appl. Environ. Microbiol.* **61**:1546-1550.
  26. Häggblom, M.M. and L.Y. Young. 1999. Anaerobic degradation of 3-halobenzoates by a denitrifying bacterium. *Arch. Microbiol.* **171**:230-236.
  27. Harwood, C.S., G. Burchhardt, H. Herrmann and G. Fuchs. 1999. Anaerobic metabolism of aromatic compounds via the benzoyl-CoA pathway. *FEMS Microbiol. Rev.* **22**:439-458.
  28. Healy, J.B. Jr. and L.Y. Young. 1978. Catechol and phenol degradation by a methanogenic population of bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* **35**:216-218.
  29. Heider, J., A.M. Spormann, H.R. Beller and F. Widdel. 1999. Anaerobic bacterial metabolism of hydrocarbons. *FEMS Microbiol. Rev.* **22**:459-473.
  30. Horowitz, A., J.M. Sufliata and J.M. Tiedje. 1983. Reductive dehalogenations of halobenzoates by anaerobic lake sediment microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.* **45**:1459-1465.
  31. Ide, A., Y. Niki, F. Sakamoto, I. Watanabe and H. Watanabe. 1972. Decomposition of pentachlorophenol in paddy soil. *Agric. Biol. Chem.* **36**:1937-1944.
  32. Kazumi, J., M.M. Häggblom and L.Y. Young. 1995a. Diversity of anaerobic microbial processes in chlorobenzoate degradation: nitrate, iron, sulfate and carbonate as electron acceptors. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **43**:929-936.
  33. Kazumi, J., M.M. Häggblom and L.Y. Young. 1995b. Degradation of monochlorinated and nonchlorinated aromatic compounds under iron-reducing conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* **61**:4069-4073.
  34. Kazumi, J., M.E. Caldwell, J.M. Sufliata, D.R. Lovley and L.Y. Young. 1997. Anaerobic degradation of benzene in diverse anoxic environments. *Environ. Sci. Technol.* **31**:813-818.
  35. Kim, J. and G-Y. Rhee. 1997. Population dynamics of polychlorinated biphenyl-dechlorinating microorganisms in contaminated sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**:1771-1776.
  36. Kim, J. and G-Y. Rhee. 1999. Reductive dechlorination of polychlorinated biphenyls: interactions of dechlorinating microorganisms with methanogens and sulfate reducers. *Environ. Toxicol. Chem.* **18**:2696-2702.
  37. Langenhoff, A.A.M., A.J.B. Zehnder and G. Schraa. 1996. Behavior of toluene, benzene and naphthalene under



- anaerobic conditions in sediment columns. *Biodegradation* 7:267-274.
38. Lovley, D.R., J.D. Coates, J.C. Woodward and E.J.P. Phillips. 1995. Benzene oxidation coupled to sulfate reduction. *Appl. Environ. Microbiol.* 61:953-958.
  39. Lovley, D.R., J.C. Woodward and F.H. Chapelle. 1996. Rapid anaerobic benzene oxidation with a variety of chelated Fe(III) forms. *Appl. Environ. Microbiol.* 62:288-291.
  40. Madsen, T. and D. Licht. 1992. Isolation and characterization of an anaerobic chlorophenol-transforming bacterium. *Appl. Environ. Microbiol.* 58:2874-2878.
  41. McNally, D.L., J.R. Mihelcic and D.R. Lueking. 1998. Biodegradation of three- and four-ring polycyclic aromatic hydrocarbons under aerobic and denitrifying conditions. *Environ. Sci. Technol.* 32:2633-2639.
  42. Meckenstock, R.U., E. Annweiler, W. Michaelis, H.H. Richnow and B. Schink. 2000. Anaerobic naphthalene degradation by a sulfate-reducing enrichment culture. *Appl. Environ. Microbiol.* 66:2743-2747.
  43. Middeldorp, P.J.M., J. De Worf, A.J.B. Zehnder and G. Schraa. 1997. Enrichment and properties of 1,2,4-trichlorobenzene-dechlorinating methanogenic microbial consortium. *Appl. Environ. Microbiol.* 63:1225-1229.
  44. Mihelcic, J.R. and R.G. Luthy. 1988a. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds under various redox conditions in soil-water systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 54:1182-1187.
  45. Mihelcic, J.R. and R.G. Luthy. 1988b. Microbial degradation of acenaphthene and naphthalene under denitrification conditions in soil-water systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 54:1188-1198.
  46. Mohn, W.W. and J.M. Tiedje. 1992. Microbial reductive dehalogenation. *Microbiol. Rev.* 56:482-507.
  47. Nales, M., B.J. Butler and E.A. Edwards. 1998. Anaerobic benzene biodegradation: a microcosm survey. *Bioremed. J.* 2:125-144.
  48. Nowak, J., N.H. Kirsch, W. Hegemann and H.-J. Stan. 1996. Total reductive dechlorination of chlorobenzenes to benzene by a methanogenic mixed culture enriched from Saale river sediment. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 45:700-709.
  49. Rockne, K.J. and S.E. Strand. 1998. Biodegradation of bicyclic and polycyclic aromatic hydrocarbons in anaerobic enrichments. *Environ. Sci. Technol.* 32:3962-3967.
  50. Rockne, K.J., J.C. Chee-Sanford, R.A. Sanford, B.P. Hedlund, J.T. Staley and S.E. Strand. 2000. Anaerobic naphthalene degradation by microbial pure cultures under nitrate-reducing conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 66:1595-1601.
  51. Sanford, R.A., J.R. Cole, F.E. Löffler and J.M. Tiedje. 1996. Characterization of *Desulfotobacterium chlororespirans* sp. nov., which grows by coupling the oxidation of lactate to the reductive dechlorination of 3-chloro-4-hydroxybenzoate. *Appl. Environ. Microbiol.* 62:3800-3808.
  52. Schink, B. 1988. Principles and limits of anaerobic degradation: environmental and technological aspects. p. 771-846. In Zehnder, A.J.B. (ed.), *Biology of anaerobic microorganisms*, Wiley-Liss, New York, N.Y., USA.
  53. Schink, B., B. Philipp and J. Müller. 2000. Anaerobic degradation of phenolic compounds. *Naturwissenschaften* 87:12-23.
  54. Shelton, D.R. and J.M. Tiedje. 1984. Isolation and partial characterization of bacteria in an anaerobic consortium that mineralizes 3-chlorobenzoic acid. *Appl. Environ. Microbiol.* 47:850-857.
  55. Suffita, J.M. and G.T. Townsend. 1995. The microbial ecology and physiology of aryl dehalogenation reactions and implications for bioremediation. p. 243-268. In Young, L.Y. and C.E. Cerniglia(eds.), *Microbial transformation and degradation of toxic organic chemicals*, Wiley-Liss, New York, N.Y., USA.
  56. Sun, B., J.R. Cole, R.A. Sanford and J.M. Tiedje. 2000. Isolation and characterization of *Desulfovibrio dechloracetivorans* sp. nov., a marine dechlorinating bacterium growing by coupling the oxidation of acetate to the reductive dechlorination of 2-chlorophenol. *Appl. Environ. Microbiol.* 66:2408-2413.
  57. Tarvin, D. and A.M. Buswell. 1934. The methane fermentation of organic acids and carbohydrates. *J. Am. Chem. Soc.* 56:1751-1755.
  58. Utkin, I., C. Woese and J. Wiegel. 1994. Isolation and characterization of *Desulfotobacterium dehalogenans* gen. nov., sp. nov., an anaerobic bacterium which reductively dechlorinates chlorophenolic compounds. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 44:612-619.
  59. Van Dort, H.M., L.A. Smullen, R.J. May and D.L. Bedard. 1997. Priming microbial meta-dechlorination of polychlorinated biphenyls that have persisted in Housatonic River sediments for decades. *Environ. Sci. Technol.* 31:3300-3307.
  60. Vargas, C., B. Song, M. Camps and M.M. Häggblom.

2000. Anaerobic degradation of fluorinated aromatic compounds. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **53**:342-347.

61. Weiner, J.M. and D.R. Lovley. 1998. Rapid benzene degradation in methanogenic sediments from a petroleum-contaminated aquifer. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**:1937-1939.

62. Wiegel, J., X. Zhang and Q. Wu. 1999. Anaerobic dehalogenation of hydroxylated polychlorinated biphenyls by *Desulfitobacterium dehalogenans*. *Appl. Environ. Microbiol.* **65**:2217-2221.

63. Wu, Q., K.R. Sowers and H.D. May. 1998. Microbial reductive dechlorination of Aroclor 1260 in anaerobic slurries of estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**:1052-1058.

64. Zhang, X. and L.Y. Young. 1997. Carboxylation as an initial reaction in the anaerobic metabolism of naphthalene

and phenanthrene by sulfidogenic consortia. *Appl. Environ. Microbiol.* **63**:4759-4764.



김 종 설

1987년 서울대학교 자연과학대학 미생물학과 졸업

1987-1992년 대응제약 중앙연구소 연구원

1997년 미국 뉴욕주립대학교 보건대학원 환경학과(이학박사)

1997년 미국 뉴욕주 보건성 연구소 박사후 연구원

1997-현재 울산대학교 화학·생명과학부 조교수