

세균의 혼합배양에 의한 Aroclor 의 생분해

김치경* · 김문식⁺ · 고영희¹

충북대학교 자연대 미생물학과, 한국과학기술연구원 유전공학센터

Biodegradation of Aroclor by Mixed Cultivation of Bacteria

Kim, Chi-Kyung*, Moon-Sik Kim and Yung-Hee Kho¹

Department of Microbiology, College of Natural Sciences,
Chungbuk National University, Cheongju 360-763, Korea,

¹Genetic Engineering Center, KIST, P.O. Box 17, Daeduk Science Town 305-333, Korea

The biodegradation of Aroclor 1242 was investigated by the mixed cultivation of the natural bacterial isolates and a genetically engineered microorganism (GEM). The natural strain of MS-1003 degraded the Aroclor 1242 through the *ortho*-cleavage pathway, while the other strains through the *meta*-cleavage pathway. When the MS-1003 strain was additionally inoculated into the 1 day culture of the DJ-26 strain and then cultivated for 2 days, the Aroclor was degraded up to 86% and resulted in increase of the *meta*-cleavage product. But in the MS-1003 culture inoculated with the DJ-26, degradation of the Aroclor was limited to the level of each pure culture. By the mixed cultivation of the DJ-26 strain together with the DJ-12 or its GEM strain of DF-10, which degrades the Aroclor through the *meta*-cleavage pathway, degradation of the Aroclor as well as production of the *meta*-cleavage compound were lower than those of each pure culture. The degradation of Aroclor 1242 by the GEM strain was not improved over the parental strain. Therefore, a form of cometabolism of Aroclor 1242 was found in the mixed culture of the DJ-26 and MS-1003 strains which degrade the Aroclor through the different metabolic pathway, but in the mixed culture of the DJ-26 and DJ-12 strains degrading Aroclor 1242 through the same pathway, a kind of competition for the substrate was observed.

유기합성기술의 발달에 의하여 생산되는 수많은 염소화 유기화합물질들은 여러 가지 산업제품에 활용되므로, 이들 물질에 의한 환경오염은 날로 심각해지고 있다. 특히 polychlorinated biphenyls(PCBs) 물질은 1929년에 처음으로 상업생산이 시작된 이래 현재에는 세계적으로 연간 약 2백만톤이 생산되고 있어(13), 수질 뿐 아니라 토양환경에 널리 유출 오염되고 있는 실정이다. 이 PCBs 물질들은 bioaccumulation 되고 lipophilic한 특성 때문에, 자연계에서 각종 생물체에 축적되어 생식기능의 장애 및 기타 여러 가지 역작용을 초래하고 있다.

Hansen 등(10)은 닭의 간장과 돼지의 지방질에 PCBs의 혼합물질인 Aroclor 1242가 축적되어 있을 뿐 아니라, 이 물질들은 매우 느리게 분해되면서 장 기관의 기능에 장애를 준다고 보고하였다. 또, Ghosal 등(9)은 사람을 위시하여 고등동물이 이들 물질을 다량 또는 계속적으로 섭취할 때에는 암과 돌연변이를 유발시킨다고 보고한 바 있다. 더욱이 자연계에 오염된 PCBs 물질들은 잘 분해되지 않고 축적된다는 점에서 그 문제점은 더욱 심각해지고 있는데, Furukawa 등(8)과 Furukawa와 Miyazaki(7)가 자연계에서 여러 가지 세균에 의한 이 물질의 분해에 관하여 조사 연구한 바 있다. 국내에서도 Kim 등(15)에 의하여 *Pseudomonas* spp.에 의한 Aroclor 1242와 Aroclor 1254의 분해특성에 대하여 보고하였지만, 이 물질의 완전분해는 여러 단계의 복잡한

Key words: Biodegradation, aroclor, mixed culture, bacteria

*Corresponding author

⁺현주소: 포항공대 생명과학과

과정을 통하여 이루어지기 때문에 미생물에 의한 분해과정은 미생물의 종류에 따라 상이하다고 알려져 있다. Furukawa와 Miyazaki(7)는 biphenyl 및 chlorobiphenyl의 분해유전자를 *Pseudomonas pseudoalcaligenes*에서 cloning 하였으나, 이 물질의 분해과정이 복잡한 만큼 각 분해단계에 관여하는 유전자들을 모두 한 균수속에 재조합시키기에는 한계가 있다고 했다.

그 반면에, Horvath와 Alexander(12) 그리고 Ahmed와 Foght(1)는 자연계에 오염된 PCBs를 제거하기 위하여 몇 가지 종류의 미생물을 함께 이용하는 혼합배양 방법으로 연구한 바 있다. 그 후 Liu(19)는 하폐수를 이용하여 Aroclor 1221의 생분해를 연구하였으며, Novick과 Alexander(20)는 세균의 cometabolism에 의하여 Propachlor, Alachlor 그리고 cycloate 등의 염소 유기화합물질을 분해시키는 연구를 하였고, Clark 등(5)은 세균의 혼합배양을 이용하여 토양에 오염된 PCBs의 분해작용을 연구 보고한 바 있다. 그리고 Kohler 등(17)은 여러 가지 세균의 혼합배양에 의하여 Aroclor 1254의 분해를 촉진시켰고, Kilpi 등(13)은 *Pseudomonas* sp.와 *Nocardia*의 혼합배양에 의하여 Aroclor 1221의 분해효과를 증대시켰다고 보고하였다. 그러나 유전공학 기법으로 개발한 Aroclor의 분해균주에 의해서나 자연계 분리균주의 혼합배양에 의하여 Aroclor의 분해제거는 아직 실용적인 단계에 이르지 못하고 있다.

그러므로 본 연구에서는 전보(14,15)에서 확인한 Aroclor 1242 및 1254의 분해균주로부터 유전공학 기법으로 변형시킨 균주(genetically engineered microorganism, GEM)를 제조하여, 자연계로부터 분리한 Aroclor 분해균주와 함께 이들을 혼합배양함으로써 Aroclor의 분해효과를 비교 실험하였다.

재료 및 방법

실험 세균

본 연구에서는 Aroclor 분해세균으로 Kim 등(15)의 보고에서와 같이 자연계로부터 분리한 DJ-12, DJ-26, MS-1003, HK-100, HK-123 균주를 사용하였다. 그리고 DJ-12 균주로부터 Aroclor 1242의 분해 plasmid인 pDJ121을 분리하여 Lee 등(18)이 보고한 방법에 따라 *EcoRI* 제한효소로 절단한 후 vector plasmid인 pKT230에 재조합시켰다. 이 recombinant plasmid인 pDK450을 *Pseudomonas putida* KT2440에 cloning시켜 얻은 DF-10이라는 GEM 균주도 함께 사용하였다. 각 균주들의 Aroclor의 분해특성은 Table 1에서와 같다.

Aroclors

염소화 정도가 상이한 polychlorinated biphenyls (PCBs)의 congener mixture인 Aroclor 1242와 Aroclor 1254를 Monsanto Chemical Co. (St. Louis, MO)로부터 구입하여 각 균주에 의한 Aroclor 분해를 연구하였다. 그 조성은 Kim 등(15)의 보고에서와 같다.

균주의 배양

각 균주의 Aroclor 1242의 분해능과 함께, 이를 탄소 및 energy 원으로 이용하는 균체의 증식은 MM2 최소배지(16)를 사용하여 실험하였으며, 필요에 따라 Kim 등(15)이 보고한 바와 같이 Luria-Bertani(LB) 완전배지도 사용하였다.

Aroclor 1242 또는 1254를 0.3, 0.5 그리고 1.0 mg/ml의 농도로 첨가한 MM2 액체배지(pH 7.0)에 각 실험 균주를 10^8 - 10^9 /ml로 단일 또는 혼합 접종하여 30°C의 rotary shaking incubator에서 진탕배양하였다(5, 13). Aroclor의 분해 뿐만 아니라 분해산물의 생성을 일정시간에 따라 측정하였고, UV-VIS spectrophotometer

Table 1. Bacterial strains used in this study

Strains	Phenotypes	Identified species
DJ-12	Aroclor 1242+, 4CB+, 4CBA+	<i>Pseudomonas</i> sp.
DJ-26	Aroclor 1242+, 4CB+, 4CBA+	<i>Pseudomonas</i> sp.
HK-100	Aroclor 1242+, 4CB+,	<i>Achromobacter</i> sp.
HK-123	Aroclor 1242+, 4CB+, Aroclor 1254+	<i>Pseudomonas</i> sp.
MS-1003	Aroclor 1242+, 4CB+, 4CBA+	<i>Alcaligenes</i> sp.
DF-10 ^a	Aroclor 1242+, 4CB+, 4CBA+	Cloned strain

^aObtained by transformation of the recombinant plasmid of pDK450 into *P. putida* KT2440. The pDK450 was constructed by ligation of *EcoRI* fragments of the vector, pTK230, and pDJ121 isolated from the strain of DJ-12 (18).

(Shimadzu Co., UV-240, Kyoto, Japan)를 이용하여 600 nm에서 배양액의 흡광도를 측정함으로써 각 균체의 증식을 추정하였다(14).

Aroclor의 분해 검정

각 균주의 배양액을 일정시간에 따라 채취하여 Furukawa와 Matsumura(6), Furukawa 등(8), Brunner 등(4) 그리고 Bedard 등(3)의 방법을 병용하여 Aroclor의 분해 및 분해산물의 생성을 검정하였다. 각 배양액을 pore size가 0.2 μm 인 cellulose nitrate membrane filter로 여과한 후 Shimadzu Co.의 UV-VIS spectrophotometer로 scanning spectra를 조사하는 동시에, 255 nm에서 Aroclor 1242의 분해량을 그리고 400 nm에서 그 분해산물인 *meta*-cleavage compound의 생성량을 측정하였다.

결과 및 고찰

단일 균주에 의한 Aroclor의 분해

각 균주들에 의한 Aroclor 1242의 분해작용을 3-5일간 MM2 액체배지에서 검정한 결과는 Table 2에서와 같다. 실험에 사용한 균주 중 DJ-12, DJ-26, HK-100 그리고 HK-123은 배양 3일 후 약 81-85%의 Aroclor가 분해되었으며, 이는 Bedard 등(3)이 *Alcaligenes eutrophus*를 이용하여 2일간 배양함으로써 81%의 분해효과를 얻었던 결과와 유사하였다. 그러나 MS-1003은 배양 1일부터 분해가 빠르게 일어났지만 3일 이후에는 완만해져서 77%에 머물렀다. 그 결과 생성되는 분해산물인 황색의 *meta*-cleavage compound는 Table 3에서와 같이 MS-1003 균주를 제외하고 다른 균주들은 모두 배양 2일 이후부터 생성되기 시작하였으나, MS-1003 균주는 Aroclor 1242의 분해도 완만하거나와 400 nm에서 최대 흡광도를 나타내는 *meta*-cleavage product도 전혀 생성되지 않았다. 이와 같은 결과는 Fig. 1에서와 같이 3일간의 배양액에 대한 UV-scanning spectra에서도 동일한 결과를 얻었다. 즉, Aroclor 1242는 각 균주의 배양에 의하여 255 nm에서 급격히 분해 감소되었으나, 분해산물에 의한 400 nm에서의 흡광도는 MS-1003 균주에서만 전혀 나타나지 않았다.

그러므로 MS-1003 이외의 균주들은 Furukawa 등(8)이 보고한 바와 같이 황색의 *meta*-cleavage compound인 2-hydroxy-6-oxo-6-phenylhexa-2,4-dienoic acid를 생성하는 것으로 보아 *meta*-cleavage pathway

Table 2. Degradation of Aroclor 1242 by the pure or mixed cultivation of the bacterial strains in MM2 liquid culture.

Strains	A_{255} of the culture during incubation for (d):					
	0	1	2	3	4	5
DJ-26	3.75	3.70	1.14	0.54	0.53	0.51
MS-1003	3.75	2.97	0.88	0.84	0.80	0.69
DJ-12	3.70	3.60	0.71	0.59	0.58	0.58
DF-10	3.70	3.68	1.00	0.80	0.69	0.65
HK-100	3.75	3.71	1.50	0.62	- ^c	-
HK-123	3.75	3.71	1.72	0.70	-	-
DJ-26 + MS-1003 ^a	3.75	3.70	0.81	0.52	0.42	0.39
MS-1003 + DJ-26 ^b	3.75	2.97	1.32	0.88	0.72	0.51
DJ-26 + DJ-12	3.75	3.68	1.15	0.58	0.56	0.54
DJ-26 + DF-10	3.75	3.59	1.04	0.64	0.63	0.60

^aMS-1003 strain was inoculated to the culture of DJ-26 1 day after the beginning of incubation.

^bDJ-26 strain was inoculated to the culture of MS-1003 1 day after the beginning of incubation.

^cNot determined.

에 의하여 Aroclor 1242를 분해하는데 반하여, MS-1003 균주는 *ortho*-cleavage pathway에 의하여 Aroclor 1242를 분해한다는 것을 알 수 있었다.

자연계로부터 분리한 DJ-12 균주로부터 Aroclor 1242의 분해유전자를 가지고 있는 pDJ121 plasmid를 분리하여 *EcoRI*으로 digestion하고, pKT230을 vector로 사용하여 재조합시킨 pDK450 plasmid를 *Pseudomonas putida* KT2440에 transformation함으로써 GEM 균주인 DF-10을 얻었을 때, 이 균주의 Aroclor 1242의 분해능은 Table 2에서와 같이 그 parental strain인 DJ-12보다 조금 떨어졌으며 3일의 배양 후 *meta*-cleavage compound의 생성은 Table 3과 Fig. 1(III)에서와 같이 거의 비슷하였다.

Furukawa와 Miyazaki(7)는 chlorobiphenyl의 분해 유전자를 *Pseudomonas*에서 cloning했을 때 2,3-dihydroxybiphenyl dioxygenase의 작용은 약 2배로 증가되었으나, *meta*-cleavage compound hydrolase의 기능은 오히려 감소되었다고 보고하였다. 또 Shields 등(21)은 4-chlorobiphenyl(4CB)의 분해유전자를 *Alcaligenes*와 *Acinetobacter* spp.에서 cloning했을 때 4CB의 mineralization 능력이 불안정한 경우가 많았다고 보고한 바와 같이, 유전공학 기법에 의하여 개발하는

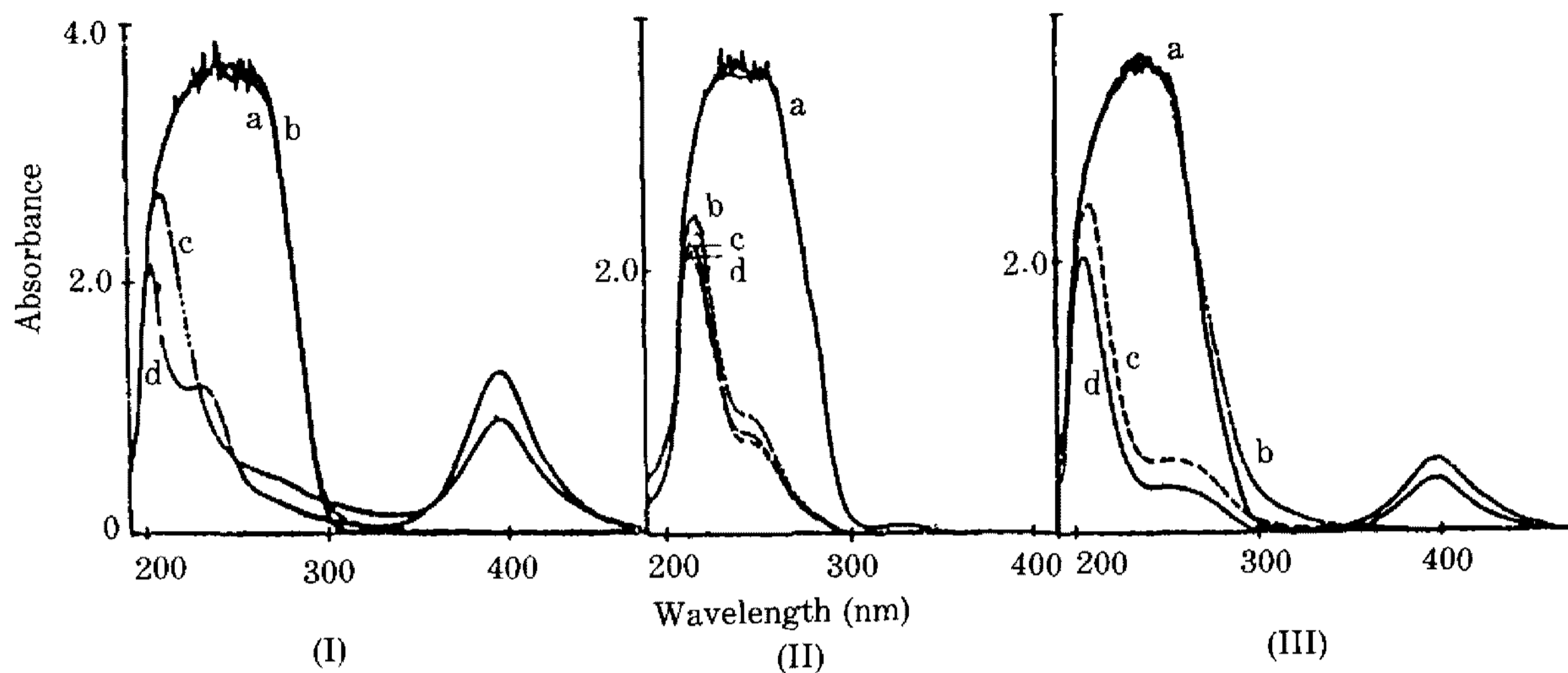


Fig. 1. UV-scanning spectra of Aroclor 1242 and its catabolites in the single cultures of DJ-26(I), MS-1003(II), and DF-10(III) during 3 days of incubation.

a, b, c, and d represent the cultures of 0 time, 1 day, 2 day, and 3 day, respectively

PCBs의 분해균주만으로는 PCBs의 total degradation이 아직은 불가능한 상태라고 하겠다.

혼합 배양에 의한 Aroclor의 분해

단일균주의 배양에 의한 Aroclor 1242의 분해에 비하여 혼합배양에 의한 분해효과를 측정하기 위하여 *meta*-cleavage pathway를 이용하는 DJ-26 균주와 *ortho*-cleavage pathway를 이용하는 MS-1003을 혼합배양시켰다. 우선 DJ-26 균주를 Aroclor 1242와 함께 MM2 액체배지에 접종하여 1일간 배양한 후 MS-1003 균주를 접종했을 때에는, Table 2에서와 같이 배양 2일 이후부터 왕성한 분해작용이 일어나 3일에 약 80% 그리고 5일에는 약 90%의 분해가 일어났다. 그 결과 분해산물로 생성되는 *meta*-cleavage compound는 Table 3과 Fig. 2에서와 같이 제 4일까지는 완만하였으나 제 5일에는 단일균주에 의한 생성량보다 훨씬 높았다. Kilpi (13)은 biphenyl을 분해하여 생성되는 황색의 *meta*-cleavage product가 *Pseudomonas* sp. 만으로는 더이상 분해되지 않았지만, biphenyl을 분해하지 못하는 *Nocardia* 균주와 혼합배양할 때에는 분해가 계속되어 chlorobenzoate가 생성되었다고 했다.

그러나 MS-1003 균주를 먼저 접종하여 1일간 배양한 후 DJ-26 균주를 접종했을 때에는 Aroclor 1242의 분해는 Table 2에서와 같이 DJ-26이나 MS-1003을 단일균주로 접종했을 때에 비하여 큰 차이가 없었고, 그 결과 생성되는 *meta*-cleavage compound의 양도 Table 3에서와 같이 DJ-26 단일균주에 의한 생성량에 훨씬 못 미

쳤다. Bedard 등(2)이 PCBs의 분해에 대하여 cometabolize할 수 있는 미생물은 종의 특성에 따라 다르다고 지적했듯이, 본 실험에서도 Aroclor 1242의 분해에 대한 혼합배양의 효과는 분해경로가 다른 균주라도 접종하는 순서에 따라 cometabolism의 효과가 달라졌다. 이는 미생물이 생산하는 분해효소가 작용하는 기질의 특이성에 의하여 분해작용이 저하될 수 있다는 것을 의미하는 것이다.

Clark 등(5)은 토양과 하천의 sediment로부터 분리한 *Alcaligenes* spp. 균주들을 혼합배양했을 때 염소화 정도가 낮은 PCBs일수록 분해가 높았으며, 염소화 정도가 높더라도 acetate를 cosubstrate로 첨가하면 cometabolism에 의한 PCBs의 분해율을 높일 수 있었다고 보고했다. 또 Brunner 등(4)도 *Acinetobacter*의 PCBs 분해능은 biphenyl을 cosubstrate로 첨가함으로써 Aroclor 1242의 분해를 증가시켰다고 하였으나, 본 연구에서는 균주의 혼합배양과 함께 cosubstrate의 첨가 실험은 하지 못했다.

또 자연계 분리균주인 DJ-26과 DJ-12 균주를 혼합배양했을 때에는 Table 2에서와 같이 Aroclor 1242의 분해가 DJ-26이나 DF-10의 단일균주를 배양했을 때에 비하여 큰 차이가 없었으며, 그 결과 생성되는 *meta*-cleavage compound의 양은 Table 3에서와 같이 오히려 감소되었다. 이와 같은 결과는 DJ-26과 GEM 균주인 DF-10을 혼합배양했을 때에도 같은 결과를 얻었으며, 4일간의 혼합배양액에 대한 UV-scanning spectra도 Fig. 3에서와 같이 동일하게 나타났다.

Table 3. Production of *meta*-cleavage compound by the pure or mixed cultivation of the bacterial strains in MM2 liquid culture

Strains	A_{400} of the culture during incubation for (d):					
	0	1	2	3	4	5
DJ-26	0	0	0.78	0.90	0.93	0.91
MS-1003	0	0	0	0	0	0
DJ-12	0	0	0.30	0.50	0.51	0.51
DF-10	0	0	0.35	0.56	0.54	0.55
HK-100	0	0	0.37	0.84	- ^c	-
HK-123	0	0	0.42	0.89	-	-
DJ-26 + MS-1003 ^a	0	0	0.22	0.25	0.27	1.04
MS-1003 + DJ-26 ^b	0	0	0.15	0.23	0.31	0.56
DJ-26 + DJ-12	0	0	0.38	0.44	0.45	0.48
DJ-26 + DF-10	0	0	0.29	0.35	0.36	0.36

^aMS-1003 strain was inoculated to the culture of DJ-26 1 day after the beginning of incubation.

^bDJ-26 strain was inoculated to the culture of MS-1003 1 day after the beginning of incubation.

^cNot determined.

이와 같은 결과로 볼 때, 본 실험에서 사용했던 유전자조작 균주 (GEM)인 DF-10의 Aroclor 1242에 대한 분해능은 그 parental strain보다 우월하지 못했을 뿐 아니라, DJ-26과 함께 혼합배양했을 때 Aroclor 1242의 분해효과도 떨어졌다. 그리고 *meta*-cleavage pathway에 의하여 Aroclor 1242를 분해하는 균주들 사이에서는 혼합배양에 의한 분해효과가 없었다. 이는 탄소 및 energy 원으로 이용하는 기질인 Aroclor 뿐 아니라 그 이외의 생리 생태학적인 niche에 대한 경쟁관계가 작용하고 있음을 의미하는 것이다. 그러나 Bedard 등(3)은 혼합배양시에 우선 anaerobic incubation에 의한 dechlorination 처리를 하는 것이 더욱 효과가 있다고 지적했으나, 본 실험에서는 고려하지 못하였다.

혼합 배양에 의한 Aroclor의 분해와 균체의 증식

세균의 혼합배양에 의한 Aroclor 1242의 분해작용은 그 균주가 이용하는 분해경로에 따라 그 효과가 달라진다는 것을 확인함으로써, 혼합배양에 의한 Aroclor의 분해작용과 균체의 증식과의 연관성을 실험하였고 그 결과를 단일균주의 결과와 비교 분석하였다. Aroclor 1242가 포함되어 있는 MM2 액체배지에서 DJ-26 균주와 MS-1003 균주를 혼합배양했을 때, Aroclor의 분해는

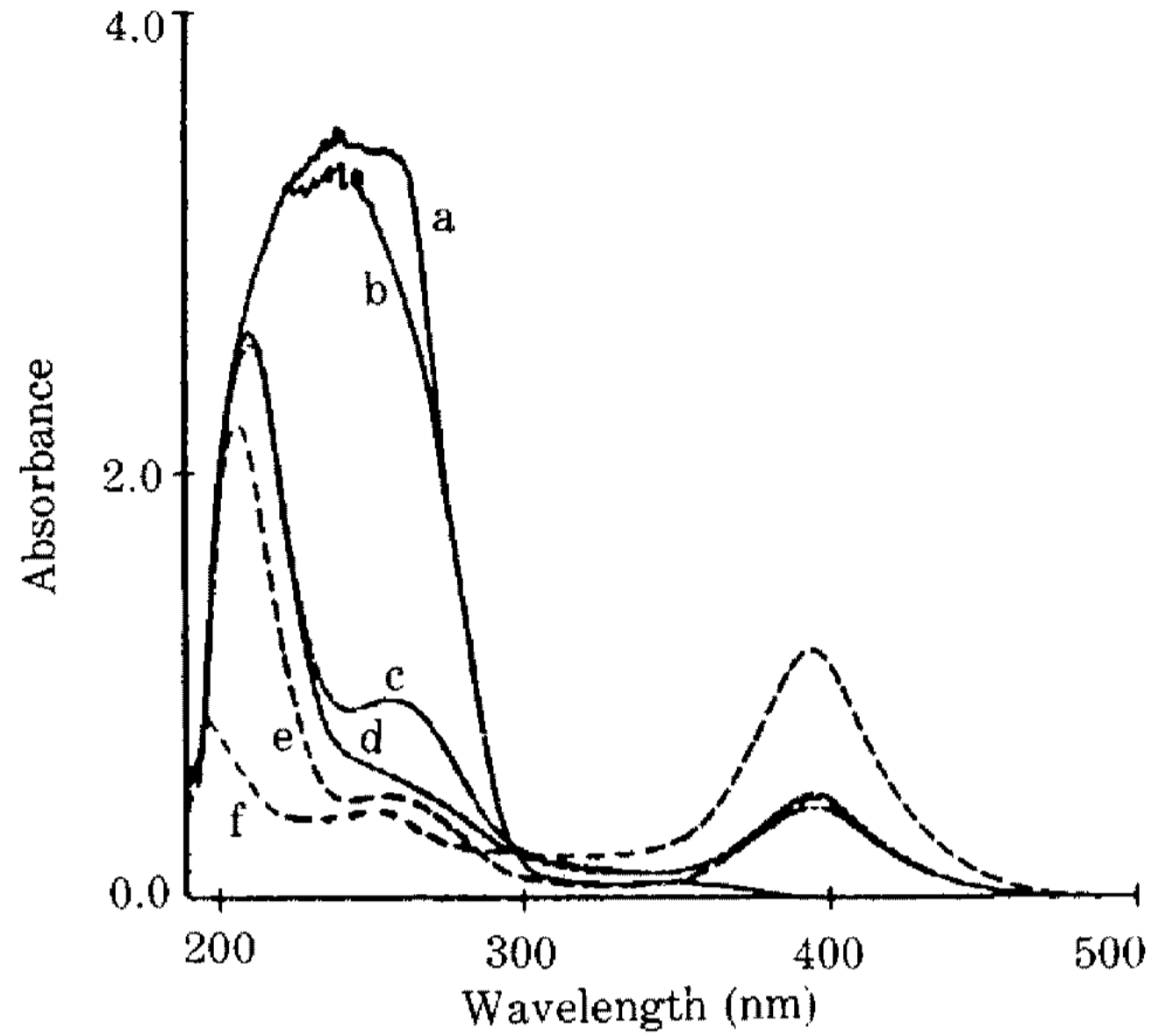


Fig. 2. UV-scanning spectra of Aroclor 1242 and its catabolites in the mixed culture of DJ-26 and MS-1003 during 5 days of incubation.

a, 0 time; b, 1 day; c, 2 day; d, 3 day; e, 4 day; f, 5 day culture

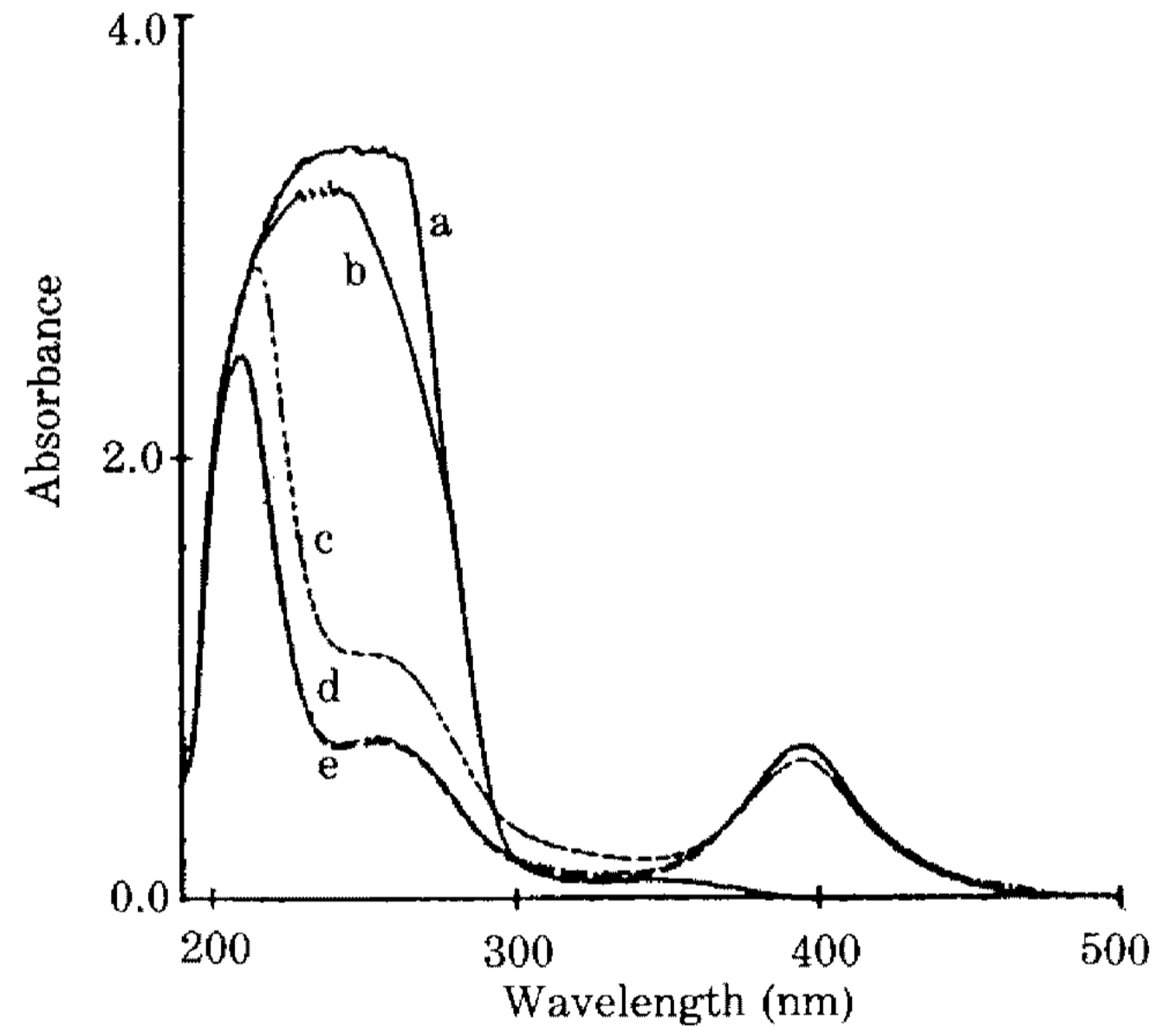


Fig. 3. UV-scanning spectra of Aroclor 1242 and its catabolites in the mixed culture of DJ-26 and DF-10 during 4 days of incubation.

a, 0 time; b, 1 day; c, 2 day; d, 3 day; e, 4 day culture

Fig. 4에서와 같이 배양 1일 이후부터 단일균주에 의한 분해보다 조금 우수하였으며, 균체의 증식도 단일균주를 배양했을 때보다 많이 증가하였다. 이는 혼합배양에 의한 Aroclor 1242의 분해작용에서와 같이, 균체의 증식도 *meta*-cleavage pathway의 DJ-26 균주와 *ortho*-cleavage pathway의 MS-1003 균주가 Aroclor 1242를 cometabolism에 의하여 탄소 및 energy 원으로 더욱

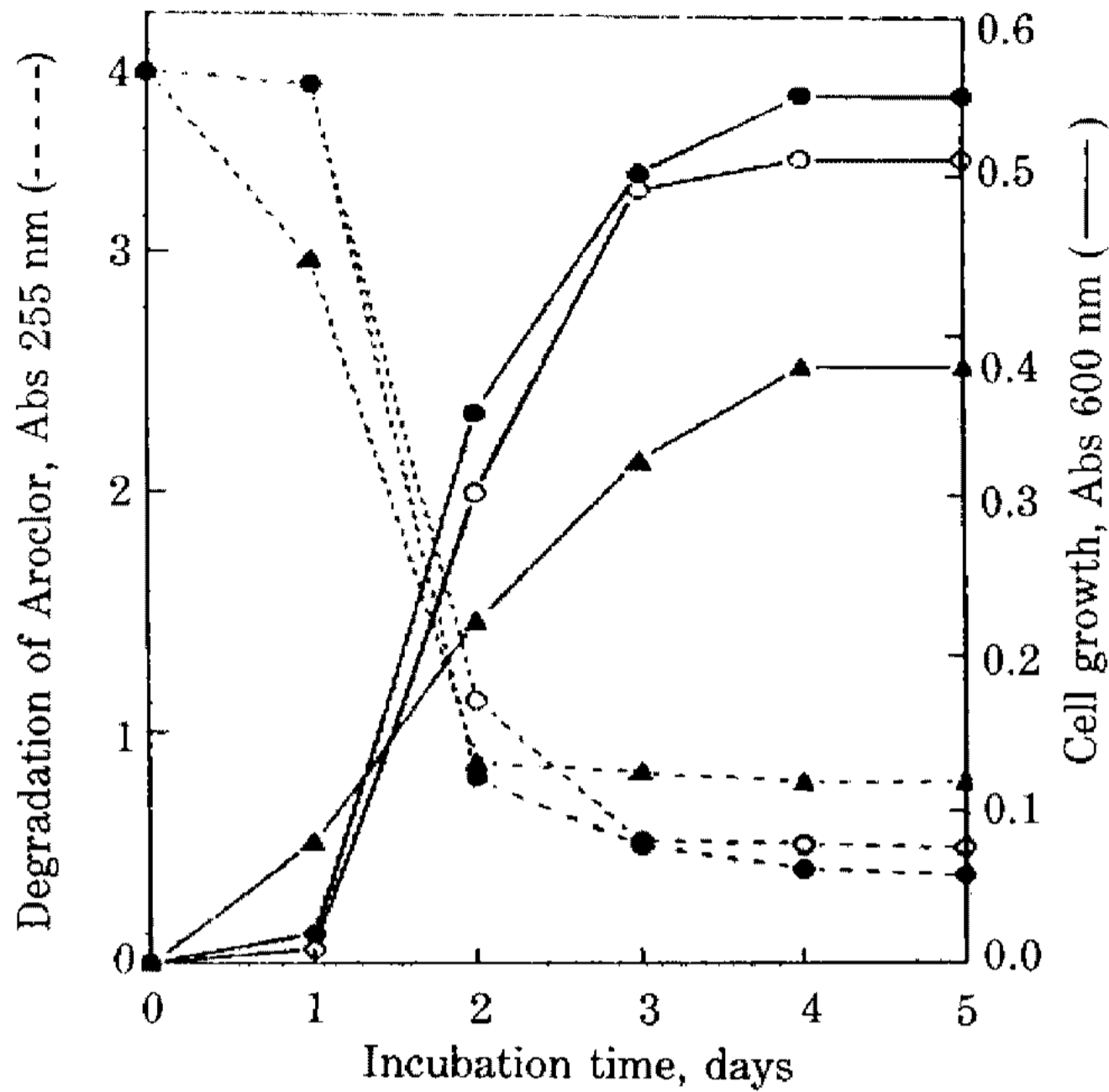


Fig. 4. Degradation of Aroclor 1242 and growth of the bacteria by pure or mixed cultivation in the MM2 liquid medium containing Aroclor 1242.
DJ-26 (○); MS-1003 (▲); DJ-26 and MS-1003 (●)

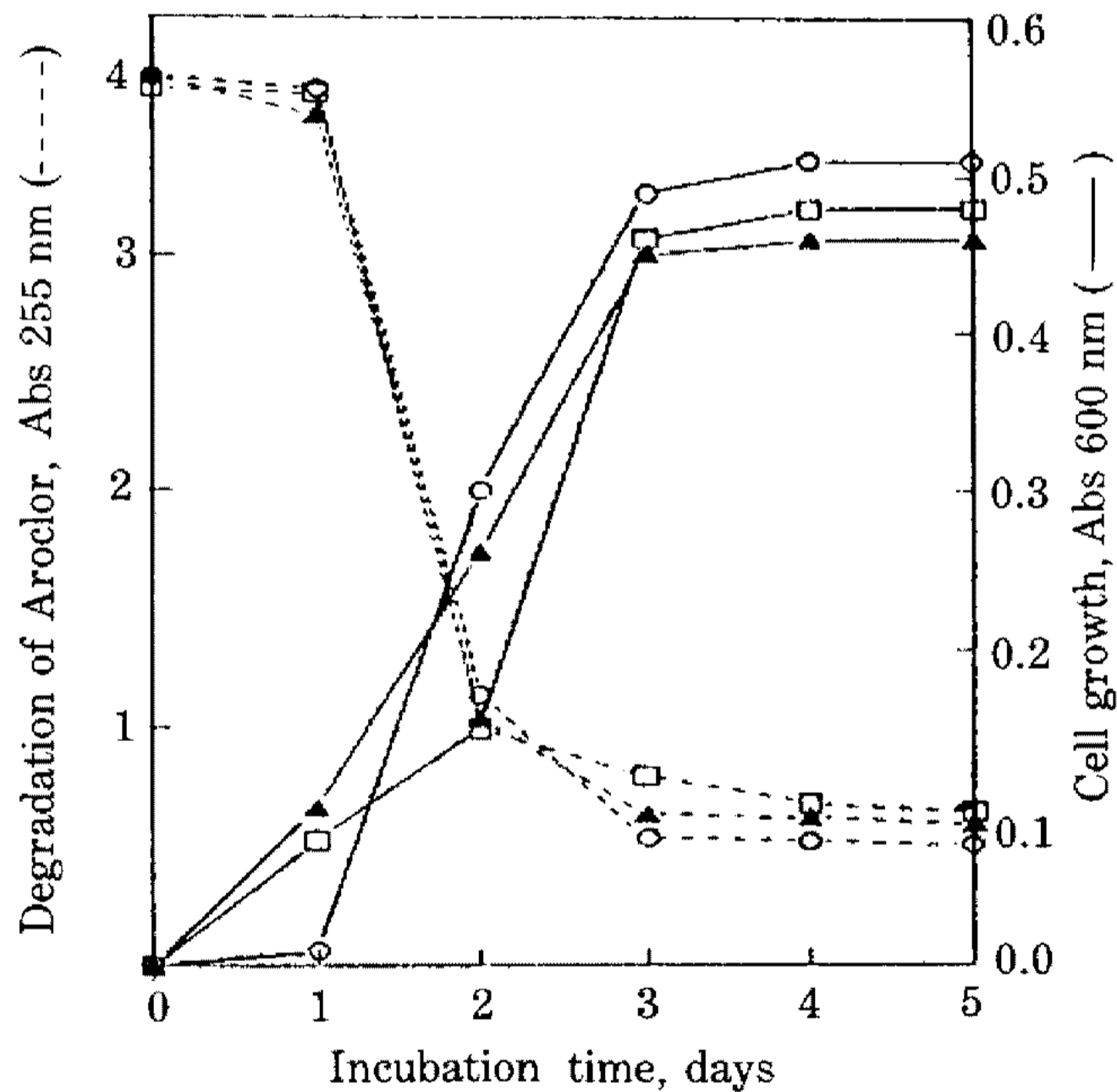


Fig. 5. Degradation of Aroclor 1242 and growth of the bacteria by pure or mixed cultivation in the MM2 liquid medium containing Aroclor 1242.
DJ-26 (○); DF-10 (□); DJ-26 and DF-10 (▲)

효과있게 이용하기 때문이라는 것을 의미하는 것이다. Kohler 등(17)이 *Acinetobacter* 와 *Athrobacter* 의 혼합배양에 의한 Aroclor 1254 의 분해실험에서 균주의 성장상태에 따라 Aroclor 의 분해가 크게 달라졌다고 지적한 바와 같이, 본 실험에서 시행한 1 일간의 접종시간의

차이는 Aroclor 1242 의 분해작용을 증진시키는데 영향이 있었다고 생각된다. 그러나 혼합배양을 할 때 두 균주의 성장을 구분하여 측정하지는 못하였다.

그러나 똑같이 *meta*-cleavage pathway 에 의하여 Aroclor 1242 를 분해하는 DJ-26 균주와 GEM 균주인 DF-10 을 혼합배양했을 때에는, Fig.5 에서와 같이 단일균주로 배양했을 때에 비하여 Aroclor 의 분해작용에는 큰 차이가 없었지만 균체의 증식에 있어서는 혼합배양의 경우에 오히려 단일균주의 배양에서보다 떨어졌다. 이와 같은 결과로부터 Aroclor 의 분해경로가 동일한 균주들을 혼합배양할 때에는 기질에 대한 경쟁관계나 antagonism 이 작용하여 그 분해작용이 저하될 뿐 아니라 균체의 증식도 감소된다는 것을 확인하였다.

요 약

유독성 오염물질인 polychlorinated biphenyls (PCBs) 의 상업제품인 Aroclor 1242 의 분해에 대하여 자연계로부터 분리한 세균과 함께 유전공학적 기법으로 변형시킨 균주를 이용하여 혼합배양에 의한 분해효과를 조사하고, 단일균주의 배양에 의한 결과와 비교 연구하였다. *meta*-cleavage pathway 에 의하여 Aroclor 1242 를 분해하는 DJ-26 균주로 1 일간 배양한 후 *ortho*-cleavage pathway 의 MS-1003 균주를 혼합배양했을 때 Aroclor 1242 의 분해는 크게 향상되었으며, 그 결과 분해산물로 *meta*-cleavage compound 가 많이 생성된 것은 분해과정에서 상이한 두 균주에 의한 cometabolism 의 효과라고 생각된다. 그러나 두 균주의 접종순서를 바꾸었을 때에는 그 효과가 단일균주를 배양했을 때의 수준에 그쳤다. 또 *meta*-cleavage pathway 로 Aroclor 1242 를 분해하는 DJ-26 과 DJ-12 균주 또는 DJ-12 균주로부터 유전공학적 기법으로 변형시킨 DF-10 균주와 DJ-26 균주를 혼합배양했을 때에는, Aroclor 1242 의 분해 뿐 아니라 그 결과 생성되는 *meta*-cleavage compound 의 양은 단일균주를 각각 배양했을 때의 수준에 못 미치므로서, 이는 기질에 대한 두 균주의 경쟁작용에 의한 결과인 것으로 판단된다. 그리고 본 연구에서 사용한 유전공학적 기법으로 변형시킨 DF-10 균주는 그 parental strain 에 비하여 Aroclor 1242 의 분해능이 개선되지 못하였다.

감사의 말

본 연구는 한국과학재단의 1989-1990 년도 목적기초연구비에 의하여 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

1. Ahmed, M. and D.D. Focht: *Can. J. Microbiol.* **19**, 47 (1979).
2. Bedard, D.L., R. Unterman, L.H. Bopp, M.J. Brennan, M.L. Haberl and C. Johnson: *Appl. Environ. Microbiol.* **51**, 761 (1986).
3. Bedard, D.L., R.E. Wagner, M.J. Brennan, M.L. Haberl and J.F. Brown: *Appl. Environ. Microbiol.* **53**, 1094 (1987).
4. Brunner, W., F.H. Sutherland and D.D. Focht: *J. Environ. Qual.* **14**, 324 (1985).
5. Clark, R.R., E.S.K. Chian and R.A. Griffin: *Appl. Environ. Microbiol.* **37**, 680 (1979).
6. Furukawa, K. and F. Matsumura: *J. Agric. Food Chem.* **24**, 251 (1976).
7. Furukawa, K. and T. Miyazaki: *J. Bacteriol.* **166**, 392 (1986).
8. Furukawa, K., N. Tomizuka and A. Kamibayashi: *Appl. Environ. Microbiol.* **46**, 140 (1983).
9. Ghosal, D., I.S. You, D.K. Chatterjee and A.M. Chakrabarty: *Science* **228**, 135 (1985).
10. Hansen, L.G., G.M. Louis, T. Tuinstra, C.A. Kan, J.T. Johan, W.A. Strik and J.H. Koeman: *J. Agric. Food Chem.* **31**, 254 (1983).
11. Haugland, R.A., D.J. Schlemm, R.P. Lyons, III, P.R. Sferra and A.M. Chakrabarty: *Appl. Environ. Microbiol.* **56**, 1357 (1990).
12. Horvath, R.S. and M. Alexander: *Appl. Microbiol.* **20**, 254 (1970).
13. Kilpi, S., K. Hinberg, K. Yrjala and V. Backstrom: *FEMS. Microbiol. Ecol.* **53**, 19 (1988).
14. Kim, C.K. and M.S. Kim: *Kor. J. Microbiol.* **28**, 145 (1990).
15. Kim, M.S., C.K. Kim and J.K. Lee: *Genet. Eng. Res.* **3**, 211 (1989).
16. Kiyohara, H., N. Kazutaka and Y. Keiji: *Appl. Environ. Microbiol.* **43**, 454 (1982).
17. Kohler, H., D. Kohler and D.D. Focht: *Appl. Environ. Microbiol.* **54**, 1940 (1988).
18. Lee, I.K., J.W. Kim and C.K. Kim: *Kor. J. Microbiol.* **28**, 41 (1990).
19. Liu, D.: *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **27**, 695 (1981).
20. Novick, N. and M. Alexander: *Appl. Environ. Microbiol.* **49**, 737 (1985).
21. Shields, M.S., S.W. Hooper and G.S. Sayler: *J. Bacteriol.* **163**, 882 (1985).

(Received September 28, 1990)