

환경 중 플라스틱 가소제의 생분해에 대한 최근 연구 동향 리뷰

서유진¹, 한후빈¹, 조은혜^{1,2,3*}

A Review of Recent Research on Biodegradation of Plastic Additives in the Environment

Yu Jin Seo ¹, Hoo Bin Han ¹ and Eun Hea Jho ^{1,2,3*}

¹전남대학교 농화학과, ²전남대학교 농생명화학과, ³환경블라인드스팟연구소

¹Department of Agricultural Chemistry, Chonnam National University, Gwangju 61186, Korea,

²Department of Agricultural and Biological Chemistry, Chonnam National University, Gwangju 61186,

Korea, ³Center of SEBIS (Strategic Solutions for Environmental Blindspots in the Interest of Society), Seoul 03760, Korea

* Correspondence: ejho001@jnu.ac.kr

Abstract: Plastic additives, which impart various functional properties to plastics, are susceptible to environmental release upon plastic waste disposal. Although these additives are subject to environmental degradation, our understanding of the degradation processes involved remains limited. This review summarizes recent studies on the presence, degradation, and ecotoxicity of four plastic additive groups (i.e., phthalates, bisphenols, organic phosphate esters (OPE), and brominated flame retardants (BFR)) to identify future research directions. More studies have reported environmental residues of phthalates and bisphenols than of OPE and BFR. Biodegradation studies primarily focused on identifying the optimal removal conditions by examining various influencing factors, such as initial additive concentration, temperature, and pH. Also, most studies have largely focused on biodegradation of a single additive compound by single microbial species. While the toxic effects of parent compounds of different plastic additives have been reported, studies on the changes in the toxicity of plastic additives after biodegradation were limited. Therefore, future studies on plastic additives should take into account the diversity of additives and the co-occurrence of different additives and microorganisms to enhance understanding of plastic additive biodegradation in the environment.

Keywords: Bisphenols, Brominated flame retardants, Organic phosphate esters, Phthalates, Plastic additives

<https://doi.org/10.5338/KJEA.2024.43.16>

Korean J. Environ. Agric. 2024, 43, 159-173

Received: August 6, 2024

Revised: September 24, 2024

Accepted: October 7, 2024

Published: October 14, 2024

Online ISSN: 2233-4173

Print ISSN: 1225-3537



© The Korean Society of Environmental Agriculture 2024



This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

서론

플라스틱 가소제는 자동차 산업부터 의료 및 소비자 제품에 이르기까지 다양한 분야에 사용되는 플라스틱 제품의 유연성, 내구성 및 신축성 향상을 위해 사용된다 [1]. 가소제 산업은 전 세계적으로 플라스틱의 사용과 함께 성장했고[2], 현재 유연

제, 난연제, 산화 방지제 등 약 10,000여 개의 화학물질이 가소제로 사용되고 있다[3].

가소제는 플라스틱과 공유 결합하지 않기 때문에 환경으로 쉽게 방출될 수 있다[4]. 여러 가소제 물질 중 환경에서 흔히 검출되는 물질에는 프탈레이트 에스터(phthalic acid esters, PAEs) 계열 물질인 디부틸 프탈레이트(dibutyl phthalate, DBP), 디에틸헥실 프탈레이트(diethylhexyl phthalate, DEHP) 등과 비스페놀류 가소제인 비스페놀 A (bisphenol A, BPA), 알킬 페놀류 가소제인 노닐페놀(nonylphenol, NP)과 옥틸페놀(octylphenol, OP) 등이 있다[5]. 이 중 프탈레이트류 가소제는 폴리염화비닐(polyvinyl chloride, PVC), 폴리에틸렌(polyethylene, PE), 폴리프로필렌(polypropylene, PP), 폴리에틸렌 테레프탈레이트(polyethylene terephthalate, PET) 등 여러 플라스틱 종류에서 용출되는 것으로 보고되었다[6-8].

기존 연구들은 주로 환경 중 플라스틱 가소제 물질의 발생, 분포 및 독성 영향에 대한 내용에 초점을 맞추고 있다[5,9]. 환경에서 검출되는 플라스틱 가소제 성분의 저감은 주로 자연 분해 과정에 의해 이루어진다. 하지만 가소제 물질의 환경 중 분해 관련 연구는 상대적으로 적은 편이다. 따라서 이 리뷰 논문은 다양한 가소제 물질 중 사용량이 상대적으로 많은 프탈레이트류 가소제, 비스페놀류 가소제, 브롬화 난연제(brominated flame retardant, BFR) 및 유기 인산 에스터(organophosphate esters, OPE) 가소제에 중점을 두고, 이들의 환경 중 생물학적 분해에 대한 기존 연구를 정리하였다. Figure 1은 각 대상 물질 그룹에 속한 화학물질의 화학구조를 보여준다. 환경 중에서 이들 가소제 물질의 분해로 인한 생태독성 영향 변화와 관련된 연구도 함께 정리하였다. 이를 통해 환경 중 검출되는 플라스틱 가소제 성분 물질의 관리를 위해 앞으로 연구가 나아갈 방향도 제안하였다.

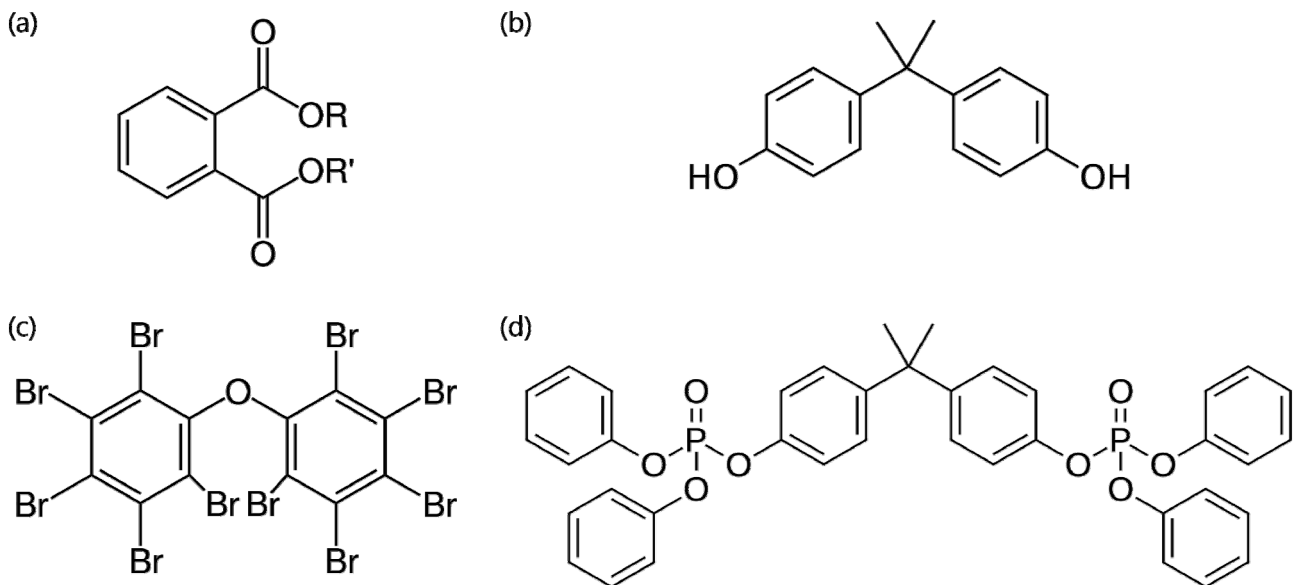


Figure 1. Chemical structures of (a) orthophthalates (<https://en.wikipedia.org/wiki/Phthalates#/media/File:Phthalates.svg>), (b) bisphenol A (https://en.wikipedia.org/wiki/Bisphenol_A#/media/File:Bisphenol-A-Skeletal.svg), (c) decabromodiphenyl ether (https://en.wikipedia.org/wiki/Decabromodiphenyl_ether#/media/File:Decabromodiphenyl_ether.svg), and (d) bisphenol A diphenyl phosphate (https://en.wikipedia.org/wiki/Organophosphate#/media/File:Bisphenol_A_diphenyl_phosphate.svg).

문헌조사 방법

Web of Science에서 ‘phthalate*’, ‘bisphenol*’, ‘organophosphate esters’, ‘brominated flame retardant*’, ‘DBP’, ‘DEHP’, ‘BPA’, ‘BPS’, ‘BPB’, ‘TPHP’, ‘TCPP’, ‘DBDPE’, ‘TBBPA’, ‘TCEP’, ‘PBT’, ‘PBBA’, ‘HBB’, ‘TBCO’, ‘occurrence’, ‘distribution’, ‘degrad*’, ‘biodegrad*’, ‘toxic*’, ‘acute’, ‘chronic’, ‘mechanism’, ‘metabol*’, ‘pathway’ 등의 키워드를 조합하여 관련 문헌을 검색하였고, 연구 기간은 2019년에서 2024년으로 제한하여 검색함으로 최근 연구에 초점을 맞추었다.

환경 중 주요 플라스틱 가소제 검출 현황

프탈레이트류 가소제

프탈레이트류 가소제는 플라스틱 제품에 많이 사용되는 첨가제 중 하나이며, 플라스틱의 유연성을 높이기 위해 포장재, 장난감, 의료기기, 화장품, 의류 등 다양한 제품에 사용되고 있어, 플라스틱 제품 사용과 폐기는 프탈레이트류 물질에 의한 환경오염 문제를 야기할 수 있다[10,11]. 프탈레이트류 물질은 대기, 물, 하수 슬러지, 토양, 퇴적물 등 다양한 환경 매체에서 검출되었다[12-15]. 플라스틱 가소제로 사용되는 프탈레이트류 물질 중 가장 일반적으로 환경에서 검출되는 물질은 DBP와 DEHP이다[16, 17]. 또한, 여러 국가에서 채취한 다양한 환경 시료로부터 프탈레이트류 물질이 검출되어 플라스틱 가소제 성분의 환경 중 잔류는 지리적으로 한 지역에 국한된 문제가 아닌 전 세계적인 문제라는 것을 알 수 있다. 예를 들어, 국내 연안 해역 50곳에서 채취한 시료에서 DBP, DEHP, 디메틸 프탈레이트(dimethyl phthalate; DMP), 디에틸헥실 테레프탈레이트(diethylhexyl terephthalate; DEHT) 등이 검출되었다[18]. 중국 동부 지역에서는 대기 시료에서 $0.1 \text{ ng/m}^3 \sim 28.025 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, 토양 시료에서 $3.28 \text{ } \mu\text{g/kg} \sim 18.10 \text{ mg/kg}$, 먹는 물 시료에서 $0.014 \sim 85.99 \text{ } \mu\text{g/L}$ 의 DEHP가 검출되었다[19]. 또한, 미국식품의약국(U.S. Food and Drug Administration, FDA)에서 제시하는 생수 내 DEHP 허용 수준은 $6.0 \text{ } \mu\text{g/L}$ 이나, 2017년부터 2019년 사이 전 세계적으로 생수에서 DEHP가 검출되었으며, 이 중 태국 생수 시료에서 가장 높은 양($64.0 \text{ } \mu\text{g/L}$)이 검출되기도 하였다[20]. 다양한 플라스틱 제품을 사용하는 생활환경에서 배출되는 하수의 슬러지에서 DBP와 DEHP가 검출되었고, 이는 프탈레이트류 물질을 포함하는 하수 슬러지를 농경지 토양에 비료 등으로 사용할 경우 토양도 프탈레이트류 물질로 오염될 수 있음을 의미한다[21]. 특히, DBP와 그 대사산물은 해수 시료와 수생 생물 시료에서 유의미한 양이 검출되었고, 이는 생물에 프탈레이트류 물질이 축적됨을 의미한다[22,23]. 이렇게 환경에 존재하는 프탈레이트류 물질은 수생 생물뿐 아니라, 먹이 사슬을 통해 인체에 축적되어 내분비 교란과 생식독성 및 발달 장애를 유발하는 것으로 알려져 있다[24].

비스페놀류 가소제

비스페놀류 가소제도 프탈레이트류와 마찬가지로 플라스틱의 유연성을 증가시키기 위해 사용되는 가소제 중 하나이다[25]. 환경에서 가장 흔히 검출되는 BPA는 내분비 교란, 신경독성 등 유해한 영향을 나타낼 수 있다[26]. 이에 BPA를 대체할 수 있는 유사체들이 만들어졌고, 그 예로 비스페놀 AF (bisphenol AF, BPAF), 비스페놀 F (bisphenol F, BPF), 비스페놀 S (bisphenol S, BPS) 등이 있다. 이 비스페놀 유사체들은 에폭시 수지(epoxy resin) 및 폴리카보네이트(polycarbonate, PC) 제조에 사용되는 물질이다[26]. 비스페놀류 가소제는 토양, 수계, 대기 환경에서 모두 검출되는 것으로 나타났다[27]. 중국, 인도, 일본, 한국의 지표수에서 검출되었고, 이 중 BPF, BPS, BPAF가 많이 검출되었다[26]. 중국에서 조사한 30개 토양 시료에서 14종의 비스페놀류 가소제가 검출되었고, 그 중 BPA는 22개 시료에서 검출되어 가장 흔히 검출되는 물질이었다[28]. 마찬가지로 대기 환경에서 채취한 289개의 대기 시료에서 BPF, BPA 및 BPS가 검출된 시료 수는 각각 총 시료 수의 80.3%, 98.3%, 87.2%였다[29].

브롬화 난연제

브롬화 난연제(BFR)는 난연성을 부여하기 위해 전자기기, 섬유, 의류 등에 광범위하게 첨가되는 가소제이다[30]. BFR은 재활용 플라스틱으로 제작된 제품에도 존재할 수 있다는 우려가 있고, 중국에서는 어린이용 플라스틱에 존재하는 것이 확인되기도 하였다[31]. 또한, 여러 주방용품에서도 ng/g 수준의 BFR이 검출되었다[30]. 중국에서 채취한 농경지 토양 시료 54개에서도 테트라브로모벤조에이트(tetrabromobenzoate, TBB), 헥사브로모벤젠(hexabromobenzene, HBB), 데카브로모디페닐에탄(decabromodiphenyl ethane, DBDPE)이 검출되었고, 각 물질의 평균값은 0.14 ng/kg , 12.62 ng/kg , 177.21 ng/kg 으로 나타났다[32]. 이러한 브롬화 난연제는 인체에 신경 장애, 발달 장애, 생식 장애와 같은 영향을 가질 수 있으나, 아직 환경 내 잔류 등 관련 연구가 부족한 편이다[33].

유기 인산 에스터 가소제

유기 인산 에스터(OPE)는 다양한 제품에서 난연제 및 가소제로 널리 사용되고 있다. OPE는 플라스틱에 비반응성 첨가제로 사용되기 때문에 환경으로 침출될 수 있는 가능성이 크다[34]. OPE 중 트리에틸 인산염(triethyl phosphate, TEP), 산화 트리페닐

포스핀(triphenylphosphine oxide, TPPO)은 PE와 PP에서 용출되기도 하였다[7]. 베트남 하노이의 호수 및 강 시료 37개에서 트리(클로로에틸) 인산염[tris(2-chloroethyl) phosphate; TCEP], 트리스(1,3-디클로로-2-프로필) 인산염[tri(1,3-dichloro-2-propyl)phosphate; TDCPP] 등 8가지 OPE가 검출되었다[35]. OPE는 신경독성, 피부 자극, 피부염, 내분비 장애 등 인간에게 유해한 영향을 가지므로 환경 중 잔류 등 관련 연구가 더 필요하다[36].

프탈레이트류 가소제의 생물학적 분해 기작 및 영향 인자

일반적으로 프탈레이트류 물질의 생분해는 프탈레이트 에스테라아제(phthalate esterase)에 의해 에스터 결합이 분해되면서 시작되고, 분해산물로 프탈레이트 모노에스테르(phthalate monoesters, PME)와 프탈산(phthalic acid, PA) 등이 생성된다[37]. 이후 호기성 조건에서 PA는 프로토키테추산(protochloric acid; PCA)[37,38], 3,4-디히드록시 벤조에이트(3,4-dihydroxybenzoate)를 거쳐 벤젠 고리가 열린 후, 트리카르복시산(tricarboxylic acid, TCA) 회로에 들어간다[17]. 혐기성 조건에서 PA는 프탈로일-조효소 A (phthaloyl-CoA), 벤조일-조효소 A (benzoyl-CoA), 사이클헥사-1,5-다이엔-1-카르복실-조효소 A (cyclo-hexa-1,5-diene-1-carboxyl-CoA)를 거쳐 벤젠 고리가 열린 후 아세틸-조효소 A (acetyl-CoA)와 이산화탄소 또는 메탄이 생성된다[38,39]. 예를 들어, DBP는 β -산화를 통해 DEP가 되거나 에스테라아제에 의해 가수분해되어 모노부틸 프탈레이트(monobutyl phthalate, MBP)로 분해된다. DEP 역시 동일한 과정을 통해 모노에틸 프탈레이트(monoethyl phthalate, MEP)로 분해될 수 있고, MBP와 MEP 모두 가수분해효소에 의해 PA로 분해된다. 그 후 PA는 탈카복실화되어 PCA로 분해된다[40]. DEHP는 β -산화를 통해 DEP를 거쳐 DMP로 분해되거나[37,41], 가수분해를 통해 모노에틸헥실 프탈레이트(monoethylhexyl phthalate, MEHP)로 분해된다[37,41]. MEHP와 DMP는 가수분해를 통해 PA로 분해되고, PA는 탈카복실화를 통해 PCA로 분해된다[37,41]. 또한, DEHP는 가수분해를 통해 2-에틸헥사놀(2-ethylhexanol, 2-EH)로 전환될 수도 있으며, 2-EH는 산화과정을 통해 2-에틸헥사노산(2-ethylhexanoic acid, 2-EHA)으로 전환될 수 있다[42].

생물학적 분해는 환경 중 내분비 교란물질(endocrine disrupting chemicals, EDCs)을 제거하는 주요 기작으로 온도, pH, 미생물, 산소량, 기질로 사용되는 프탈레이트류 물질의 구조 및 초기 농도 등 여러 요인에 의해 영향을 받는다[40,43]. 환경 중 프탈레이트류 물질의 생물학적 분해는 상대적으로 처리 비용이 낮고 환경 교란이 적어 환경적 안전성을 가진다는 장점이 있다[44,45]. Table 1은 프탈레이트류 물질의 생물학적 분해와 관련된 기존 연구를 보여준다. 다양한 단일 균주 또는 여러 미생물의 컨소시엄을 이용한 분해 연구가 이루어졌으나, 대부분 실제 환경 중에서 검출되는 DBP나 DEHP 농도보다 높은 농도로 미생물 배지 또는 토양 시료에서 분해 실험을 진행하였고, 짧게는 수일에서 길게는 30~70일 동안 분해하였을 때 80~100%의 처리효율을 보였다(Table 1). 또한, 토양에서의 분해가 액체 미생물 배지에서의 분해보다 오랜 기간이 소요되는 경향을 보였다(Table 1). 예를 들어, 50 mg/L DEHP를 함유한 무기 염 배지(mineral salt medium)에서는 3시간 이내에 100% 분해되었으나, 50 mg/kg DEHP로 오염된 토양에서는 1~2일간의 짧은 지연 단계를 거쳐 5일 후 약 >80%가 분해되고, 이후 5~30일 사이는 느린 분해 과정을 통해 최대 91.8%가 분해되었다[42]. 토양에서의 상대적으로 느린 분해는 프탈레이트류 물질이 PA로 분해되고 축적되어 토양의 pH를 감소시켜 프탈레이트류 물질의 분해를 방해하기 때문으로 일부 설명할 수 있다[46]. 미생물을 이용한 생물학적 복원 외에도 식물 복원 방법을 토양 내 DEHP를 분해한 연구 사례도 있다[47].

프탈레이트류 물질의 생물학적 분해는 환경적 요인(예: 온도, pH, 초기농도, 미생물 종류 등) 및 화학적 요인(예: 초기농도, 물질의 구조 등) 등 다양한 요인에 영향을 받는다(Table 1). 예를 들어, *Bacillus* sp. MY156 균주를 이용한 DBP 분해 효율은 25°C일 때보다(63.6%) 40°C일 때(98.8%) 높았다[40]. 미생물 대사 과정에서 pH 조건은 산화환원 전위, 미생물 성장 및 효소 활성에 영향을 미치는 중요 요소로[48], 프탈레이트류 물질의 분해율은 대부분 pH 6.0~8.0 범위에서 높았고, 이보다 pH가 낮거나 높을수록 분해율이 감소하는 경향을 보였다(Table 1). 또한, 25°C일 때, DBP가 단독으로 존재할 때(63.6%)보다 DEP와 공존할 때(96.6%) DBP 분해율이 증가하였다[40]. 이는 대부분의 기존 연구가 단일 미생물을 이용해 이루어지고 있지만, 실제 환경에서는 혼합 오염물질이 존재하기 때문에 미생물을 이용한 생물학적 복원의 실제 활용에 있어 가지는 의미가 크다. 뿐만 아니라, 단일 균주를 이용할 때와 혼합 균주를 이용했을 때 분해율이 다를 수 있다[49]. 예를 들어, *Glutamicibacter* sp. ZJUTW 단일 균주는 DBP를 100% 분해하는 데 24시간이 걸렸으나, *Glutamicibacter* sp. ZJUTW와 *Cupriavidus* sp. LH1의 혼합 균주는 20시간 이내에 DBP를 100% 분해하였다[49]. *Gordonia* sp. GZ-YC7 단일 균주의 경우, 48시간 후 DEHP 분해율이 84.2%였으나, *Gordonia* sp.

GZ-YC7과 *Cupriavidus* sp. LH1의 혼합 균주는 24시간 후 87.3%의 분해율을 보였고, 48시간 후 100% 분해율을 보였다[49].

초기농도의 경우, 일반적으로 농도가 증가함에 따라 분해율이 저감하는 경향을 보인다(Table 1). 예를 들어, DBP의 초기 농도가 5 mg/L일 때는 5일 후 분해율이 98.9%였지만, 100 mg/L일 때는 분해율이 88.3%로 감소하였다[50]. 마찬가지로, DBP 농도가 50 mg/L에서 1000 mg/L로 증가할 때 DBP 분해율이 29.9%에서 25.2%로 감소하는 경향을 보였다[51]. 다만, 대상물질의 초기농도가 높을수록 분해 속도가 빨라 분해가 더 효율적으로 이루어질 수 있다[51]. 예를 들어, DBP의 초기 농도가 50 mg/L에서 1000 mg/L로 증가할 때 초기 3시간 동안의 분해 속도는 4.98 mg/L/hr에서 84.07 mg/L/hr로 증가하여 고농도일 때 분해가 더 효율적으로 일어남을 확인하였다[51]. 또한, 한 연구에서는 25~37°C의 온도 범위에서는 온도의 영향보다 DEHP의 초기 농도가 분해 효율에 미치는 영향이 더 크다고 보고된 바 있다[45]. 프탈레이트류 물질은 결사슬 길이가 길수록 상대적으로 분해가 어렵다[17].

Table 1. Previous studies on the microbial degradation of phthalate esters (PAEs)

Microbial species	Medium	Concentration and chemical	Other conditions	Degradation efficiency	Detected intermediate metabolites	Reference
<i>Acinetobacter baumannii</i> DP-2	Mineral salt medium	10 mg/L DBP	1-20% inoculum	>90% after 5 d	DMP, MBP, PA	[50]
		10 mg/L DBP	5-100 g/L NaCl	97.8% (highest) at 5 g/L NaCl, 50% (lowest) at 100 g/L NaCl		
		5-200 mg/L DBP	17.4% inoculum; 5 g/L NaCl	98.9% (at 5 mg/L) to 88.3% (at 100 mg/L) after 120 h		
<i>Arthrobacter</i> sp. ZJUTW	Basic inorganic salt medium	1000 mg/L DBP	4% inoculum; pH 8.0; 30°C	>89.5% in 18 h	Not provided	[51]
		50-1000 mg/L DBP	4% inoculum	25.2-38.2% in 3 h		
<i>Bacillus</i> sp. MY156	Brucella selective medium	50-500 mg/L DBP	pH 7-10	99.9% (highest) at pH 7	DEP, MBP, PA, PCA	[40]
			25-40°C	63.6% at 25°C, 98.8% at 40°C		
		inoculum OD ₆₀₀ 0.2-1.0	increasing with increase from 0.2 to 0.6, no further increase from 0.6 to 1.0			
		50-500 mg/L DBP	>94.7% in 5 d at 500 mg/L, 100% in 60 h at 300 mg/L			
<i>Bacillus</i> sp. MY156	Modified basal salt medium	300 mg/L DBP mixed with 100 mg/L DEP	pH 4-10	inhibited at acidic pH (4-7) and stimulated at alkaline pH (8-10)	MEHP, PA, PCA	[41]
			25-40°C	96.6% at 25°C, 93.2% at 40°C		
		100 mg/L DEHP	pH 3-10	>97% in 5 d, 99.2% (highest) at pH 8		
<i>Bacillus</i> sp. MY156	Modified basal salt medium	50-600 mg/L DEHP	temperature 25-40°C	highest at 30°C after 3 d	MEHP, PA, PCA	[41]
				>95% at 50-500 mg/L after 5 d, <65% at 600 mg/L after 5 d, 99.2% (highest) at 300 mg/L		
<i>Bacillus</i> sp. DRL1	Soil (nutrient soil : vermiculite = 1:1 v/v)	300 mg/kg DEHP	Rice inoculated with DRL1 grown in the soil; 25°C	83.9% in 30 d	MEHP, PA, PCA	[47]
<i>Bacillus megaterium</i> YJB3	Mineral salt medium	200 mg/L DBP	0-1.5 g/L acetate; 1.0-5.0% inoculum; 20-40°C; pH 5.0-8.0	>82.5% in 5 d	MBP, PA	[52]
<i>Comamonadaceae</i> + <i>Alcaligenaceae</i> + <i>Pseudomonadaceae</i>	Mineral salt medium	150-550 mg/L DEHP	pH 6-8; 25-37°C	99.07% (highest) at pH 7.3 and 31.4°C and 420 mg/L DEHP	MEHP, PA, 2-EH	[45]
		100-3000 mg/L DEHP	Not mentioned	>90% in 2 d at 100-1500 mg/L DEHP >50% in 2 d at 3000 mg/L DEHP		

Microbial species	Medium	Concentration and chemical	Other conditions	Degradation efficiency	Detected intermediate metabolites	Reference
<i>Glutamicibacter</i> sp. ZJUTW + <i>Cupriavidus</i> sp. LH1	Mineral inorganic salt medium	500 mg/L DBP	30°C	100% after 20 h		
<i>Gordonia</i> sp. GZ-YC7 + <i>Cupriavidus</i> sp. LH1	Soil	500 mg/kg DBP	30°C; soil pH 5.98	100% after 6 d		
<i>Glutamicibacter</i> sp. ZJUTW + <i>Cupriavidus</i> sp. LH1	Mineral inorganic salt medium	1000 mg/L DEHP	30°C	100% after 48 h	Not provided	[49]
<i>Gordonia</i> sp. GZ-YC7 + <i>Cupriavidus</i> sp. LH1	Soil	500 mg/kg DBP	30°C; soil pH 5.98	70.8% in 14 d		
<i>Glutamicibacter</i> sp. ZJUTW	Mineral salt medium	500 mg/L DBP	Not mentioned	100% in 24 h		
<i>Gordonia terrae</i> RL-JC02	Mineral salt medium	50 mg/L DEHP	pH: 6.0, 7.0; temperature: 30°C; salinity: 2-6% (w/v)	100% in 3 d	MEHP, PA, PCA, 2-EH, 2-EHA	[42]
	red soil (contaminated with DEHP)	50 mg/kg DEHP	pH: 5.5-5.9; temperature: 30°C; relative humidity: 60%; presence or absence: sterilization, RL-JC02	91.8% in 30 d	MEHP, PA, PCA, 2-EH, 2-EHA	
<i>Gordonia</i> sp. Sh6 + <i>Pseudomonas</i> sp. ShA	Mineral salt medium	500 mg/L DBP	1% inoculum	>99% in 3 d	MBP, PA	[53]
		500 mg/L DEHP		97.7% in 3 d	MEHP, PA	
<i>Pseudomonas</i> sp. DNB-S1	Soil, mineral salt medium	20 mg/kg DBP	preparation immobilized bacteria n-HAP/SA+DNB-S1 incubated at 25°C water content 60% add DBP	20 mg/kg DBP: 93.34% after 70 days 500 mg/L DBP: 69.9% after 70 days	MBP, PA	[46]

Note: dibutyl phthalate (DBP), diethylhexyl phthalate (DEHP), dimethyl phthalate (DMP), monobutyl phthalate (MBP), phthalic acid (PA), diethyl phthalate (DEP), monoethylhexyl phthalate (MEHP), protocatechuic acid (PCA), 2-ethylhexanol (2-EH), 2-ethylhexanoic acid (2-EHA), nano-hydroxyapatite (n-HAP), sodium alginate (SA).

비스페놀류 가소제의 생물학적 분해 기작 및 영향 인자

일반적으로 BPA의 생물학적 분해는 수산화(hydroxylation) 과정으로 시작된다. 이후 산화 과정(oxidation), 결합의 절단(cleavage), 가수분해(hydrolysis), 탈수 과정(dehydration) 등으로 인해 분해 산물이 생성된다. 예를 들어, 슬러지에서 분리한 *Proteus mirabilis*는 다양한 경로로 BPA를 분해할 수 있고, 모든 분해 경로의 시작은 수산화 과정이었다[54]. 이러한 수산화 과정으로 생성된 분해 산물에는 2-(3,4-디하이드록시페닐)-2-(4-하이드록시페닐)프로피온산[2-(3,4-dihydroxyphenyl)-2-(4-hydroxyphenyl)propanoic acid]와 4-(2-(4-하이드록시페닐)프로판-2-일)벤젠-1,2-디올[4-(2-(4-hydroxyphenyl)propan-2-yl)benzene-1,2-diol]이 있었고, 이후 절단 및 가수분해 과정을 거쳐 피루브산(aceto pyruvate), 페놀(phenol) 등의 분해 산물을 생성하였다[54]. *Rhodococcus equi* DSSKP-R-001에 의한 BPA 분해 과정 역시 수산화 과정으로 시작하여 2,2-비스(4-하이드록시페닐)-1-프로판올[2,2-bis(4-hydroxyphenyl)-1-propanol]과 1,2-비스(4-하이드록시페닐)-2-프로판올[1,2-bis(4-hydroxyphenyl)-2-propanol]을 생성하고, 산화 과정과 절단 과정을 거쳐 4-하이드록시벤조산(4-hydroxybenzoic acid; HBA), 4-하이드록시아세토펜(4-hydroxyacetophenone; HAP), 4-하이드록시벤즈알데하이드(4-hydroxybenzaldehyde)를 생성하였다[53]. 곰팡이인 *Trametes hirsuta* La-7의 경우도 수산화 과정을 거쳐 BPA가 1,2-비스(4-하이드록시페닐)-2-프로판올[1,2-bis(4-hydroxyphenyl)-2-propanol]을 생성하였고, 탈수 과정과 산화 과정을 거쳐 HAP과 4-하이드록시벤즈알데하이드(4-hydroxybenzaldehyde)을 생성하였다[56]. 여러 분해 산물들 중 HAP과 4-hydroxybenzaldehyde는 여러 연구에서 언급된 분해산물이다[55-59].

기존 연구에서는 미생물 종, 온도, pH, 가소제 농도, 분해 시간 등 비스페놀류 가소제의 생물학적 분해에 영향을 주는 다양한 인자에 대한 결과를 보고하고 있고, 이를 Table 2에 정리하였다[57,60,61]. 프탈레이트류 물질과 마찬가지로 기존 BPA의 생물학적 분해 연구는 주로 미생물 배지에서 이루어졌고, 최대 96시간 분해 실험을 통해 11~100%의 분해율을 확인하였다(Table 2). 대부분의 비스페놀류 가소제의 생물학적 분해는 가소제의 농도가 높아질수록 분해 효율이 떨어지는 것으로 확인되었다[55]. 예를

들어, BPA가 5 mg/L일 때 51.2%였던 분해율이 40 mg/L일 때는 28.2%로 감소하였고, 50 mg/L일 때는 19.5%로 감소하였다[55]. 또한, 다른 연구에서는 10 mg/L BPA가 15시간 후 거의 다 분해되었으나, 1000 mg/L의 경우 72시간 후에도 7% 정도의 분해율을 보여 농도가 증가함에 따라 분해율이 감소함을 보여주었다[57]. BPA 분해율은 pH에 따라서도 달라질 수 있고, pH 변화에 따른 경향보다는 최적 분해율을 가지는 pH 조건을 가지는 것으로 나타났다[60,61]. 예를 들어, 곰팡이의 한 종류인 *Funalia trogii*는 pH 4.5, 5.5 및 6.5에서 각각 87%, 99.3% 및 75%의 BPA (초기농도 50 mg/L) 분해율을 나타냈다[62]. 다른 연구에서 *Pseudomonas* sp. BG12는 pH 7에서 35%였던 분해율이 pH 8에서 60%로 증가했고, pH 8에서 가장 높은 분해율을 가졌다[61]. 그 외에도 BPA의 분해율은 미생물 종에 영향을 받기도 한다[54,58]. 슬러지에서 분리한 미생물 *P. aeruginosa*, *Proteus mirabilis*, *P. stutzeri* 및 *P. aeruginosa*의 72시간 후 BPA 분해율은 각각 80.6%, 89.2%, 85.3% 및 86.2%로 미생물 종에 따라 분해율이 달랐다[54].

Table 2. Previous studies on the microbial degradation of bisphenol A

Microbial species	Medium	Concentration	Experimental conditions	Degradation efficiency	Detected intermediate metabolites	Reference
<i>Rhodococcus equi</i> DSSKP-R-001	MSM	5, 40, 50 mg/L	-	51.2, 28.2, 19.52%	-	[55]
<i>Acinetobacter</i> sp. K1MN	BSM	100 mg/L	pH 7.2 pH 3-8	20±3% in 15 d 4-21%	-	[61]
<i>Pseudomonas</i> sp. BG12	BSM	100 mg/L	pH 7.2 pH 3-8	36±2% in 15 d 4-60%	-	
<i>Lactococcus lactis</i> ; <i>Bacillus subtilis</i> ; <i>Lactobacillus plantarum</i> ; <i>Enterococcus faecalis</i> ; <i>Saccharomyces cerevisiae</i> JD47-13C S288C	BSM	50 ug/L	-	39.1% in 96 h; 41.6% in 96 h; 44.2% in 96 h 45.3% in 96 h	HQ, HBA, HAP, PP	[58]
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ; <i>Pseudomonas stutzeri</i> ; <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ; <i>Proteus mirabilis</i>	LB	20 mg/L	-	80.6% in 72 h; 85.3% in 72 h; 86.2% in 72 h; 89.2% in 72 h;	3,5-dihydroxyhex- 2-enedioic acid, Aceto pyruvate	[54]
<i>Funalia trogii</i>	SSF	50 mg/L	pH 4.5, 5.5, 6.5	87, 99.3, 75% in 30 min	-	[62]
<i>Sphingobium</i> sp. YC-JY1	TEM	100 mg/L	pH 5-8.5; 15-35°C	15-100% 22.4-97.1%	-	[60]
<i>Pseudomonas putida</i> strain YC-AE1	LB	10-1000 mg/L	-	7-100% in 72 h	HAP	[57]
<i>Bacillus subtilis</i> P74	TSB	10 mg/L	-	92.7% in 48 h	HAP, HQ, Catechol	[59]
<i>Bacillus subtilis</i> EU334108.1			-	94.8% in 72 h		
<i>Citrobacter freundii</i> KP844456.1	MSM	100 ug/L	-	91.1% in 72 h		[63]
<i>Citrobacter</i> sp. KF733674.1			-	88.9% in 72 h		
<i>Trametes hirsuta</i> La-7	LCM	0.5 mmol/L	-	97% in 4 d		[56]
CA-immobilized <i>Phanerochaete chrysosporium</i> 40299	Nitrogen-limited synthetic growth medium	20 mg/L	-	100% in 72 h		[64]

Note: mineral basal medium (MSM), basal salt medium (BSM), Luria-Bertani medium (LB), solid state fermentation (SSF), Trace element medium (TEM), tryptic soy broth medium (TSB), liquid culture medium (LCM), hydroquinone (HQ), 4-hydroxybenzoic acid (HBA), 4-hydroxyacetophenone (HAP), 4-iso-propylphenol (PP)

유기 인산 에스터의 생물학적 분해 기작 및 영향 인자

유기 인산 에스터 중 트리페닐 인산염(triphenyl phosphate; TPHP)은 생물학적 분해를 거쳐 디페닐 인산염(diphenyl phos-

phate; DPHP), 모노페닐 인산염(monophenyl phosphate; PHP)을 생성하고, 이 두 물질은 대표적인 TPHP의 가수분해 생성물로 알려져 있다[65]. DPHP와 PHP는 인산염과 벤젠 고리 사이의 에스터 결합이 깨지면서 형성된다[66]. 이외에도 모노하이드록실화 TPHP (monohydroxylated TPHP; OH-TPHP), 디하이드록실화 TPHP (dihydroxylated TPHP; 2OH-TPHP) 등의 여러 분해 산물이 생성될 수 있고, OH-TPHP는 TPHP의 산화 과정으로 인해 생성된다[67]. 이와 같이 유기인산 에스터 가소제의 분해 경로에는 가수분해, 하이드록실화, 모노하이드록실화, 산화 과정 등의 여러 과정이 포함된다[67]. 유기 인산 가소제의 생물학적 분해에 관한 기존 연구는 Table 3에 정리하였다. 여러 종의 미생물로 구성된 컨소시엄을 이용한 TPHP 분해에서 분해 산물로 OH-TPHP와 2OH-TPHP가 생성되었고, 이는 메틸기전이효소(methyltransferase)에 의한 메틸화 과정을 통해 이뤄진다[66]. TPHP의 분해에는 OH-TPHP와 2OH-TPHP가 공통적으로 생성되었다[66,67].

TPHP의 경우 다양한 조건에서 수행한 기존 연구들이 보고한 분해율은 22.3%에서 100%의 범위를 보였지만[65,66], 유기인산 에스터에 속하는 트리스 (2-클로로프로필) 포스페이트(tris (2-chloropropyl) phosphate; TCPP)의 경우는 보고된 분해율이 38.5%로, TPHP에 비해 생물학적 분해가 잘 이뤄지지 않는 것을 확인할 수 있다[68]. 프탈레이트류와 비스페놀류 물질에 비해 아직 많은 연구가 이루어지지 않았지만, 가소제 농도, 온도, pH와 같은 인자가 유기인산 에스터 가소제의 생물학적 분해에 미치는 영향을 확인하였다(Table 3). 유기인산 에스터도 다른 가소제들과 비슷하게 가소제 농도가 증가할수록 분해 효율이 떨어지는 경향을 보였다[65-67]. 예를 들어, *Aspergillus sydowii* FJH-1을 이용한 TPHP 분해의 경우, TPHP 농도가 20 mg/L일 때 분해율은 $\geq 90\%$ 였으나, 50 mg/L에서는 76.1%, 100 mg/L에서는 56.2%로 분해율이 감소하였다[65]. 토양에서 분리한 컨소시엄 GYY의 경우도 TPHP 농도가 1.5~3 $\mu\text{mol/L}$ 일 때 분해율은 100%였으나 15, 30, 60 $\mu\text{mol/L}$ 일 때는 각각 54.5, 34.8, 22.3%로 감소하였다[66]. 유기인산 가소제는 pH 6~7 범위에서 가장 높은 분해율을 보였다(Table 3). 컨소시엄 GYY의 경우 pH 6~7 범위에서 가장 높은 80%의 TPHP 분해를 보여주었고[66], *Pycnoporus sanguineus*에 의한 TPHP의 분해도 pH 9 (23.5%)보다 pH 6 (62.8%)에서 높았다[67]. *Aspergillus sydowii* FJH-1에 의한 TPHP의 분해는 pH 4~9 범위에서 90% 이상의 분해율을 보여주었다[65].

Table 3. Previous studies on the microbial degradation of organophosphate esters (OPEs) and brominated flame retardant (BFRs)

Plasticizer type	Microbial species	Medium	Concentration	Experimental conditions	Degradation efficiency	Detected intermediate metabolites	Reference
TPHP	Consortium GYY (<i>Pseudarthrobacter</i> 79.6%, <i>Sphingopyxis</i> 9.1%, <i>Pseudomonas</i> 1.1% and others)	MSM	3 $\mu\text{mol/L}$	-	95% in 4 h	DPHP, PHP, OH-TPHP, 2OH-TPHP	[66]
			1.5, 3, 15, 30, 60 $\mu\text{mol/L}$	pH 6-7 30°C	80% 92.2%		
OPEs	TPHP <i>Aspergillus sydowii</i> FJH-1	MSM	5 mg/L	30°C, 40°C	94.72, 68.3%	DPHP, PHP	[65]
			20, 50, 100 mg/L	pH 4-9	$\geq 90\%$		
			5 mg/L	-	$\geq 90\%$, 76.1, 56.2%		
TPHP	<i>Pycnoporus sanguineus</i>	LCM	1, 5, 10 mg/L	pH 6, 9	62.8, 23.5% 48, 65, 55%	OH-TPHP, 2OH-TPHP, methylated TPHP	[67]
TCPP	<i>Providencia rettgeri</i>	MSM	1 mg/L	-	38.5%		[68]
DBDPE	<i>Pleurotus ostreatus</i>	Liquid medium	5, 10, 20, 25, 50 mg/L	-	47.7, 46.9, 43.2, 38.2, 22.8% in 120 h		[69]
BFRs	TBBPA <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	MSM	2 mg/L	pH 7	46.4%		[70]
			2 mg/L	pH 4, 5, 9	<10%		
			1, 2, 5-20 mg/L	-	35.6, 47.5, 20%		
TBBPA	<i>Irpex lacteus</i> F17	MSM	20 mg/L	pH 4, 5	74.2, 75.3%		[72]
HBCD	<i>Rhodospseudomonas palustris</i> YSC3	Modified van Niel medium	1, 2, 5 mg/L	-	81.5, 48.7, 23.9%	PBCDOHs, PBCDEs	[71]

Note: triphenyl phosphate (TPHP), tri(2-chloropropyl) phosphate (TCPP), decabromodiphenyl ethane (DBDPE), tetrabromobisphenol A (TBBPA), hexabromocyclododecane (HBCD), diphenyl phosphate (DPHP), monophenyl phosphate (PHP), monohydroxylated TPHP (OH-TPHP), dihydroxylated TPHP (2OH-TPHP), pentabromocyclododecanols (PBCDOHs), pentabromocyclododecenes (PBCDEs)

브롬화 난연제의 생물학적 분해 기작 및 영향 인자

일반적으로 브롬화 난연제의 분해는 탈브롬화 과정으로 시작된다[69]. 테트라브로모비스페놀 A (tetrabromobisphenol A; TBBPA)의 분해산물에는 삼브로화 비스페놀 A (tribrominated bisphenol A; Tri-BBPA), 모노디브로화 비스페놀 A (monodibrominated bisphenol A; mono-BBPA), BPA가 있다[70]. 여기서 앞서 언급된 비스페놀류 가소제에 속하는 BPA가 분해 산물로 나타난 것을 확인할 수 있고, 이는 탈브롬화 반응에 의한 것일 수 있다[70]. 다른 브롬화 난연제인 DBDPE의 분해 산물로 탈브롬화 생성물, 수산화 생성물, 산화 생성물 등이 보고되었고, 이는 DBDPE의 분해 경로에 탈브롬화 과정, 수산화 과정 및 산화 과정이 포함됨을 의미한다[69]. 헥사브로모사이클로도데칸(hexabromocyclododecane; HBCD)의 분해에서는 펜타브로모사이클로도데칸올(pentabromocyclododecanols; PBCDOH)과 펜타브로모사이클로도데센(pentabromocyclododecenes; PBCDE)이 생성되고, PBCDOH가 먼저 생성된 후 다시 분해되어 PBCDE가 생성된다[71].

브롬화 난연제도 마찬가지로 다른 가소제들과 비슷하게 대상 물질, pH, 온도 등에 따라 생물학적 분해가 영향을 받을 수 있다. 기존 연구에서는 가소제의 초기 농도와 pH가 분해에 미치는 영향을 연구하였다(Table 3). 기존 연구에서 브롬화 난연제의 초기 농도가 증가함에 따라 분해율이 감소함을 보고하였다. 예를 들어, 데카브로모디페닐 에탄(decabromodiphenyl ethane; DBDPE)의 농도가 5 mg/L에서 50 mg/L로 증가할 때 분해율이 47.7%에서 22.8%까지 감소하였다[69]. 다른 가소제인 TBBPA도 농도가 1, 2 mg/L에서는 각각 35.6, 47.5%의 분해율을 보였으나, 더 높은 농도인 5~20 mg/L 범위에서는 분해율이 20%로 감소하였다[70]. 다른 가소제인 HBCD의 경우, 1 mg/L일 때 분해율이 81.5%였으나, 5 mg/L일 때는 23.9%로 감소하였다[72]. 브롬화 난연제의 분해는 pH 조건에도 영향을 받는다(Table 3). 특히, 분해 미생물에 따라 같은 pH 조건에서도 분해율이 다를 수 있다(Table 3). 예를 들어, TBBPA는 pH 7에서 46.4%의 분해율을 보였으나, pH 4, 5, 9에서는 10% 미만으로 분해되었다[70]. 다른 연구에서 *Irpex lacteus* F17에 의한 TBBPA 분해는 pH 4에서 74.2%의 분해율을, pH 5에서 75.3%의 분해율을 보여 산성의 pH 조건에서 비슷한 분해율을 보였고, 같은 pH 조건에서 *P. aeruginosa*보다는 높은 분해율을 가졌다[72].

플라스틱 가소제 물질의 생태 독성 영향

프탈레이트류 가소제의 독성 영향

다양한 생물에서의 프탈레이트류 가소제의 독성 영향 연구가 보고된 바 있다. 제브라피시(*Danio rerio*) 배아를 250 µg/L의 DEHP와 DBP에 96시간 노출한 결과 DBP군에서 16.4%, DEHP 군에서 8.9%의 개체가 구부러진 척추를 가졌다[73]. 또한, DEHP의 분해 산물인 2-EH는 신경독성을 유발하는데, 제브라피시 배아에 노출시킨 경우 아세틸콜린 에스테라아제(acetylcholine esterase, AChE)의 활성 증가가 관찰되었으며, 모하합물보다 독성이 더 강했다[74]. 물벼룩(*Daphnia magna*)을 프탈레이트류 물질에 14일간 노출한 결과, 신체 길이가 감소하였고 DEP (10 µM), DEHP (1 µM) 및 DBP (1~10 µM)는 물벼룩 수명에 부정적인 영향을 가졌다[73]. DBP (0, 50, 250, 500 mg/kg/day)를 임신 중인 생쥐에 노출시켜 태아 발달 독성을 평가한 결과, 수컷 자손의 시상하부에서 성장교세포가 활성화되어 신경독성이 야기되었다[74]. 또한, 임신 중인 생쥐에 DBP (0.5, 5, 75 mg/kg/day)를 노출시켜 태어난 지 56일 후 성숙한 수컷 자손의 부고환을 채취하여 조직 분석한 결과, 정자 형성에 장애가 발생하였다[77]. DEHP (200 mg/kg)가 첨가된 사료와 폴리스티렌(polystyrene, PS, 100 mg/L)이 첨가된 물을 준비하여 4개 그룹(대조군, PS 그룹, DEHP 그룹, PS-DEHP 그룹)으로 나누어 암컷 생쥐에 대한 독성 영향을 조사한 결과, PS와 DEHP 모두 난소와 과립막세포 및 DNA에서 산화 스트레스를 유발하여 손상을 일으켰고 혼합 노출의 경우엔 단일 노출보다 더 많은 손상을 일으켰다[78].

비스페놀류 가소제의 독성 영향

비스페놀류 가소제 물질에 대한 생태독성 평가는 많은 편으로, BPA가 가장 많이 연구되었다[79-82]. 최근 연구들은 BPA 유사체인 BPS, BPB 등의 독성 영향에 관한 결과도 보고되고 있다[82,83]. 비스페놀류 가소제의 만성 독성을 확인하는 경우 생식 능력을 평가하고, 급성 독성의 경우 사망률을 평가한다[84,85]. 독성 평가에 사용하는 생물 종은 대부분 수생 생물로, 가장 많이 쓰이는 생물 종은 제브라피쉬(*D. rerio*)로 비스페놀류 가소제뿐만 아니라 여러 물질의 독성 평가에 사용되는 생물 종이다[86].

제브라피쉬에 대한 BPA의 반수치사량(lethal dose 50; LC₅₀)은 6.22 mg/L였다[85]. 이 외에도 아프리카밭뜯개구리(*Xenopus laevis*)를 이용하여 BPA와 그 유사체인 BPB의 독성을 비교하였을 때, BPA는 35 µM에서, BPB는 15 µM에서 치사율이 100%였고, 이는 BPB가 BPA보다 더 높은 독성을 가짐을 의미한다[82]. 따라서 BPA를 대체하기 위한 유사물질에 대한 독성 연구도 더 필요하다.

유기 인산 에스터 및 브롬화 난연제의 독성 영향

유기 인산 에스터의 독성 평가 연구도 TCPP, TPHP를 이용한 경우가 많았다. 그 중에서도 TCPP는 급성 독성, TPHP는 만성 독성에 대한 결과가 많았다[87,88]. 그 중 제브라피쉬는 급성 및 만성 독성 평가에서 사용되었다[89]. TCPP 농도가 증가하면 제브라피쉬의 기형률도 12.3~42.4%로 함께 증가하였다[90]. 브롬화 난연제 중 TBCO의 경우 가소제의 농도 증가에 따라 제브라피쉬의 사망률은 18.5%부터 71.0%까지, 심박수 감소율은 20.8%에서 64.4%까지 증가하였다[91]. 지중해 담치(*Mytilus galloprovincialis*)를 사용하여 TCPP의 체내 축적을 연구한 결과, 0.10±0.02 nmol/(g fat weight)가 조직 내에 축적된 것으로 확인되었다[86]. 유령 멧게(*Ciona intestinalis*)를 이용한 TCPP 독성 평가에서는 반수영향농도(half maximal effective concentration; EC₅₀)는 51.16 µg/mL, LC₅₀은 66.18 µg/mL로 보고되었다[92].

향후 연구 제언

사용 후 환경 중으로 유입된 플라스틱은 함유하고 있는 다양한 플라스틱 가소제 성분을 유출할 수 있다. 기존 연구에서도 다양한 가소제 성분들이 환경 중에서 검출됨을 보고하였고, 본 리뷰는 여러 플라스틱 가소제 성분들 중에서도 프탈레이트류, 비스페놀류, 유기 인산 에스터 및 브롬화 난연제에 초점을 맞추어 환경 중 검출, 생물학적 분해, 그리고 생태 독성 영향에 관한 연구 동향을 제시하였다.

본 리뷰에서 다룬 네 가지 가소제 그룹 중에서 프탈레이트류와 비스페놀류 가소제의 검출 연구가 유기 인산 에스터 및 브롬화 난연제의 검출 연구에 비해 더 많이 수행되었다. 또한, 다양한 조건에서 미생물을 이용한 플라스틱 가소제 성분들의 분해율을 확인하는 연구에 대해서도 프탈레이트류와 비스페놀류 가소제의 생물학적 분해 연구에 비해 유기 인산 에스터와 브롬화 난연제의 생물학적 분해 연구는 상대적으로 적은 편이었다. 이는 프탈레이트류와 비스페놀류 가소제를 제외한 유기 인산 에스터와 브롬화 난연제와 같은 다른 가소제 물질에 대한 검출 및 생물학적 분해에 대한 연구가 더 필요함을 의미한다. 특히, 미생물 컨소시엄을 이용한 연구도 최근 이루어지기 시작했으나, 플라스틱 가소제의 생물학적 분해 연구는 주로 단일 미생물 종을 이용해 이루어졌다. 환경 중에는 다양한 미생물이 공존하기 때문에 앞으로는 미생물 군집을 이용한 연구가 더 많이 필요하다. 더불어, 단일 가소제의 분해 연구에서 나아가 앞으로는 다양한 가소제 성분이 혼합되어 있는 혼합물을 대상으로 한 연구도 필요하다. 기존 연구들은 대부분은 환경에서 검출되는 농도보다 높은 농도로 연구를 수행하였기 때문에, 실제 환경에 존재하는 낮은 농도에서의 분해 연구를 통한 특성을 이해할 필요도 있다. 프탈레이트류, 비스페놀류, 유기 인산 에스터 가소제와 및 브롬화 난연제 모두 모화합물은 생태 독성 영향을 가지는 것이 보고되었으나, 이들의 분해 후 독성 변화 또는 분해 산물에 대한 독성 영향에 대한 연구가 매우 부족하다. 비스페놀류 가소제의 경우, 가장 흔히 사용되는 BPA를 대체하기 위한 여러 물질들이 개발되었지만, 대체 물질들에 대한 생물학적 분해 및 독성 연구는 부족하다. 따라서 앞으로 환경 중 플라스틱 가소제 성분의 연구는 플라스틱 가소제의 다양성을 더 고려하고, 가소제 성분의 검출 농도, 검출되는 가소제 물질의 다양성, 가소제 물질 분해 미생물의 종류 등 실제 환경 조건을 더 반영하여 연구가 수행될 필요가 있다. 또한, 실제 환경 중에서 가소제 물질의 분해가 생태계에 미치는 영향에 대해 더 많은 연구가 이루어질 필요가 있다. 생물학적 분해와 같은 자연 분해 과정은 환경 중 플라스틱 가소제 성분 물질 저감에 중요하기 때문에 생물학적 분해 특성을 잘 파악할 수 있도록 지속적인 연구가 필요하다.

Data Availability: All data are available in the main text or in the Supplementary Information.

Author Contributions: E.H.J. conceived and designed the research, supervised the review paper writing process, and revised and edited the manuscript; Y.J.S. reviewed the literature and wrote and revised sections on the environmental status, biological

degradation mechanisms, influencing factors, and toxic effects of bisphenols, organophosphate esters, and brominated flame retardants; H.B.H. reviewed the literature and wrote and revised sections on the environmental status, biological degradation mechanisms, influencing factors, and toxic effects of phthalate esters.

Notes: The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgments: This work was supported by the National Research Foundation of Korea (NRF) grant funded by the Korea government (MSIT) (No. RS-2023-00217228). This work was also supported by the NRF (NRF-2021R1A2C4001746).

Additional Information:

Supplementary information The online version contains supplementary material available at <https://doi.org/10.5338/KJEA.2024.43.16>

Correspondence and requests for materials should be addressed to Eun Hea Jho.

Peer review information Korean Journal of Environmental Agriculture thanks the anonymous reviewers for their contribution to the peer review of this work.

Reprints and permissions information is available at <http://www.korseaj.org>

References

1. Suderman N, Isa MIN, Sarbon NM (2018) The effect of plasticizers on the functional properties of biodegradable gelatin-based film: A review. *Food Bioscience* 24, 111-119. <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2018.06.006>.
2. Rahman M, Brazel C (2004) The plasticizer market: an assessment of traditional plasticizers and research trends to meet new challenges. *Progress in Polymer Science* 29, 1223-1248. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2004.10.001>.
3. Ockenden A, Northcott GL, Tremblay LA, Simon KS (2022) Disentangling the influence of microplastics and their chemical additives on a model detritivore system. *Environmental Pollution*, 307, 119558. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119558>.
4. Pires A, Cuccaro A, Sole M, Freitas R (2022) Micro(nano)plastics and plastic additives effects in marine annelids: A literature review. *Environmental Research*, 214, 113642. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113642>.
5. Bolívar-Subirats G, Rivetti C, Cortina-Puig M, Barata C, Lacorte S (2021) Occurrence, toxicity and risk assessment of plastic additives in Besos river, Spain. *Chemosphere* 263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128022>.
6. Paluselli A, Fauvelle V, Galgani F, Sempere R (2019) Phthalate release from plastic fragments and degradation in seawater. *Environmental Science and Technology*, 53, 166-175. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05083>.
7. Qiu SQ, Huang GY, Fang GZ, Li XP, Lei DQ, Shi WJ, Xie L, Ying GG (2022) Chemical characteristics and toxicological effects of leachates from plastics under simulated seawater and fish digest. *Water Research*, 209, 117892. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117892>.
8. Li C, Tang KHD (2022) Effects of pH and temperature on the leaching of di(2-Ethylhexyl) phthalate and di-n-butyl phthalate from microplastics in simulated marine environment. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 13(3) 269. <https://doi.org/10.33263/briac133.269>.
9. Tun TZ, Kunisue T, Tanabe S, Prudente M, Subramanian A, Sudaryanto A, Viet PH, Nakata H (2022) Microplastics in dumping site soils from six Asian countries as a source of plastic additives. *Science of the Total Environment*, 806, 150912. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150912>.
10. Prasad B, Prasad KS, Dave H, Das A, Asodariya G, Talati N, Swain S, Kapse S (2022) Cumulative human exposure and environmental occurrence of phthalate esters: A global perspective. *Environmental Research*, 210, 112987. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112987>.
11. Shen J, Yang W, Zhu W, Che J, Ding H, Song F, Zhang W, Jiang P, Xu W et al. (2023) Preparation and characterisation of photoresponsive molecularly imprinting polymer nanoparticles with hollow structure for extraction and enrichment of dibutyl phthalate. *Reactive and Functional Polymers*, 186. <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2023.105536>.
12. Zolfaghari M, Drogui P, Seyhi B, Brar SK, Buelna G, Dube R (2014) Occurrence, fate and effects of di(2-ethylhexyl) phthalate in wastewater treatment plants: a review. *Environmental Pollution* 194, 281-293. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.014>.
13. Huang J, Li X, Ma M, Li D (2017) Removal of di-(2-ethylhexyl) phthalate from aqueous solution by UV/peroxymonosulfate: Influencing factors and reaction pathways. *Chemical Engineering Journal*, 314, 182-191. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.12.095>.
14. Lü H, Mo CH, Zhao HM, Xiang L, Katsoyiannis A, Li YW, Cai QY, Wong MH (2018) Soil contamination and sources of phthalates and its health risk in China: A review. *Environmental Research*, 164, 417-429. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.03.013>.
15. Philip JM, Aravind UK, Aravindakumar CT (2018) Emerging contaminants in Indian environmental matrices - A review. *Chemosphere*, 190, 307-326. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.120>.

16. Pang X, Skillen N, Gunaratne N, Rooney DW, Robertson PKJ (2021) Removal of phthalates from aqueous solution by semiconductor photocatalysis: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123461. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123461>.
17. Puri M, Gandhi K, Kumar MS (2023) The occurrence, fate, toxicity, and biodegradation of phthalate esters: An overview. *Water Environment Research*, 95, e10832. <https://doi.org/10.1002/wer.10832>.
18. Lee YS, Lim JE, Lee S, Moon HB (2020) Phthalates and non-phthalate plasticizers in sediment from Korean coastal waters: Occurrence, spatial distribution, and ecological risks. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111119. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111119>.
19. Gao X, Cui L, Mu Y, Li J, Zhang Z, Zhang H, Xing F, Duan L, Yang J (2023) Cumulative health risk in children and adolescents exposed to bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). *Environmental Research*, 237, 116865. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116865>.
20. Tumu K, Vorst K, Curtzwiler G (2023) Endocrine modulating chemicals in food packaging: A review of phthalates and bisphenols. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 22, 1337-1359. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.13113>.
21. Billings A, Jones KC, Pereira MG, Spurgeon DJ (2021) Plasticisers in the terrestrial environment: sources, occurrence and fate. *Environmental Chemistry*, 18, 111-130. <https://doi.org/10.1071/en21033>.
22. Hu H, Mao L, Fang S, Xie J, Zhao M, Jin H (2020) Occurrence of phthalic acid esters in marine organisms from Hangzhou Bay, China: Implications for human exposure. *Science of the Total Environment*, 721, 137605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137605>.
23. You JJ, Liu H, Zhang RR, Pan QF, Sun AL, Zhang ZM, Shi XZ (2022) Development and application of tricolor ratiometric fluorescence sensor based on molecularly imprinted nanoparticles for visual detection of dibutyl phthalate in seawater and fish samples. *Science of the Total Environment*, 848, 157675. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157675>.
24. Imparato C, Bifulco A, Silvestri B, Vitiello G (2022) Recent advances in endocrine disrupting compounds degradation through metal oxide-based nanomaterials. *Catalysts*, 12. <https://doi.org/10.3390/catal12030289>.
25. Gunaalan K, Fabbri E, Capolupo M (2020) The hidden threat of plastic leachates: A critical review on their impacts on aquatic organisms. *Water Research*, 184, 116170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116170>.
26. Liu J, Zhang L, Lu G, Jiang R, Yan Z, Li Y (2021) Occurrence, toxicity and ecological risk of Bisphenol A analogues in aquatic environment - A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208, 111481. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111481>.
27. Hahladakis JN, Velis CA, Weber R, Iacovidou E, Purnell P (2018) An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179-199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>.
28. Xu Y, Hu A, Li Y, He Y, Xu J, Lu Z (2021) Determination and occurrence of bisphenol A and thirteen structural analogs in soil. *Chemosphere*, 277, 130232. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130232>.
29. Zhu Q, Wang M, Jia J, Hu Y, Wang X, Liao C, Jiang G (2020) Occurrence, distribution, and human exposure of several endocrine-disrupting chemicals in indoor dust: A nationwide study. *Environmental Science and Technology*, 54, 11333-11343. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04299>.
30. Kuang J, Abdallah MA, Harrad S (2018) Brominated flame retardants in black plastic kitchen utensils: Concentrations and human exposure implications. *Science of the Total Environment*, 610-611, 1138-1146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.173>.
31. Fatunsin OT, Oluseyi TO, Drage D, Abdallah MA, Turner A, Harrad S (2020) Children's exposure to hazardous brominated flame retardants in plastic toys. *Science of the Total Environment*, 720, 137623. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137623>.
32. Tholley MS, George LY, Fu M, Qiao Z, Wang G, Ling S, Peng C, Zhang W, Ye C et al. (2023) Occurrence, spatial distribution, and risk assessment of brominated flame retardants in farmland soils of typical provinces in China. *Chemosphere*, 313, 137356. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137356>.
33. Feiteiro J, Mariana M, Cairrão E (2021) Health toxicity effects of brominated flame retardants: From environmental to human exposure. *Environmental Pollution*, 285, 117475. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117475>.
34. Wan W, Zhang S, Huang H, Wu T (2016) Occurrence and distribution of organophosphorus esters in soils and wheat plants in a plastic waste treatment area in China. *Environmental Pollution*, 214, 349-353. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.038>.
35. Truong DA, Trinh HT, Le GT, Phan TQ, Duong HT, Tran TTL, Nguyen TQ, Hoang MTT, Nguyen TV (2023) Occurrence and ecological risk assessment of organophosphate esters in surface water from rivers and lakes in urban Hanoi, Vietnam. *Chemosphere*, 331, 138805. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138805>.
36. Bekele TG, Zhao H, Yang J, Chegen RG, Chen J, Mekonen S, Qadeer A (2021) A review of environmental occurrence, analysis, bioaccumulation, and toxicity of organophosphate esters. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 36, 49507-49528. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15861-8>.
37. Song X, Zhang Z, Dai Y, Cun D, Cui B, Wang Y, Fan Y, Tang H, Qiu L et al. (2022) Biodegradation of phthalate acid esters by a versatile PAE-degrading strain *Rhodococcus* sp. LW-XY12 and associated genomic analysis. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 170. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2022.105399>.
38. Mondal T, Mondal S, Ghosh SK, Pal P, Soren T, Pandey S, Maiti TK (2022) Phthalates - A family of plasticizers, their health risks, phytotoxic effects, and microbial bioaugmentation approaches. *Environmental Research*, 214, 114059. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114059>.

39. Boll M, Geiger R, Junghare M, Schink B (2020) Microbial degradation of phthalates: biochemistry and environmental implications. *Environmental Microbiology Reports*, 12, 3-15. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12787>.
40. Xie Y, Chen N, Liang Z, Huang Y, Shim H (2023) Biodegradation of dibutyl phthalate and diethyl phthalate by indigenous isolate *Bacillus* sp. MY156: Characterization, stoichiometry, enzyme activity, and physiological response to cell surface. *Journal of Water Process Engineering*, 53. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103862>.
41. Xie Y, Guo X, Liang Z, Shim H (2023) Biochemical pathways and enhanced degradation of endocrine disruptor di-2-ethylhexyl phthalate by an indigenous isolate *Bacillus* sp. MY156. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 176. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2022.105523>.
42. Zhang H, Lin Z, Liu B, Wang G, Weng L, Zhou J, Hu H, He H, Huang Y et al. (2020) Bioremediation of di-(2-ethylhexyl) phthalate contaminated red soil by *Gordonia terrae* RL-JC02: Characterization, metabolic pathway and kinetics. *Science of the Total Environment*, 733, 139138. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139138>.
43. Gao DW, Wen ZD (2016) Phthalate esters in the environment: A critical review of their occurrence, biodegradation, and removal during wastewater treatment processes. *Science of the Total Environment*, 541, 986-1001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.148>.
44. Hu R, Zhao H, Xu X, Wang Z, Yu K, Shu L, Yan Q, Wu B, Mo C et al. (2021) Bacteria-driven phthalic acid ester biodegradation: Current status and emerging opportunities. *Environment International*, 154, 106560. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106560>.
45. Kou L, Chen H, Zhang X, Liu S, Zhang B, Zhu H (2023) Biodegradation of di(2-ethylhexyl) phthalate by a new bacterial consortium. *Water Science and Technology*, 88, 92-105. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.198>.
46. Wang L, Jia X, Dou Z, Li X, Bao W, Ma C, Wang H, Wang L, Dong M et al. (2023) Fluorescent labeling and tracing of immobilized efficient degrading bacterium DNB-S1 and its remediation efficiency of DBP contaminated soil. *Chemosphere*, 320, 138011. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138011>.
47. Liu A, Wang W, Chen X, Zheng X, Fu W, Wang G, Ji J, Guan C (2022) Rice-associated with *Bacillus* sp. DRL1 enhanced remediation of DEHP-contaminated soil and reduced the risk of secondary pollution through promotion of plant growth, degradation of DEHP in soil and modulation of rhizosphere bacterial community. *Journal of Hazardous Materials*, 440. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129822>.
48. Tang J, Rong X, Jin D, Gu C, Chen A, Luo S (2020) Biodegradation of phthalate esters in four agricultural soils: Main influencing factors and mechanisms. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 147. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104867>.
49. Liu T, Ning L, Mei C, Li S, Zheng L, Qiao P, Wang H, Hu T, Zhong W (2023) Synthetic bacterial consortia enhanced the degradation of mixed priority phthalate ester pollutants. *Environmental Research*, 235, 116666. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116666>.
50. Li C, Liu C, Li R, Liu Y, Xie J, Li B (2022) Biodegradation of dibutyl phthalate by the new strain *Acinetobacter baumannii* DP-2. *Toxics*, 10(9), 532. <https://doi.org/10.3390/toxics10090532>.
51. Liu T, Li J, Qiu L, Zhang F, Linhardt RJ, Zhong W (2020) Combined genomic and transcriptomic analysis of the dibutyl phthalate metabolic pathway in *Arthrobacter* sp. ZJUTW. *Biotechnology and Bioengineering*, 117, 3712-3726. <https://doi.org/10.1002/bit.27524>.
52. Feng NX, Yu J, Mo CH, Zhao HM, Li YW, Wu BX, Cai QY, Li H, Zhou DM et al. (2018) Biodegradation of di-n-butyl phthalate (DBP) by a novel endophytic *Bacillus megaterium* strain YJB3. *Science of the Total Environment*, 616-617, 117-127. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.298>.
53. Shariati S, Pourbabaee AA, Alikhani HA, Rezaei KA (2021) Biodegradation of DEHP by a new native consortium An6 (*Gordonia* sp. and *Pseudomonas* sp.) adapted with phthalates, isolated from a natural strongly polluted wetland. *Environmental Technology & Innovation*, 24. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101936>.
54. Hou S, Yang P (2022) BPA biodegradation driven by isolated strain SQ-2 and its metabolism mechanism elucidation. *Biochemical Engineering Journal*, 185. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108540>.
55. Tian K, Yu Y, Qiu Q, Sun X, Meng F, Bi Y, Gu J, Wang Y, Zhang F et al. (2022) Mechanisms of BPA degradation and toxicity resistance in *Rhodococcus equi*. *Microorganisms*, 11(1), 67. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11010067>.
56. Liu J, Sun K, Zhu R, Wang X, Waigi MG, Li S (2023) Biotransformation of bisphenol A *in vivo* and *in vitro* by laccase-producing *Trametes hirsuta* La-7: Kinetics, products, and mechanisms. *Environmental Pollution*, 321, 121155. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121155>.
57. Eltoukhy A, Jia Y, Nahurira R, Abo-Kadoum MA, Khokhar I, Wang J, Yan Y (2020) Biodegradation of endocrine disruptor Bisphenol A by *Pseudomonas putida* strain YC-AE1 isolated from polluted soil, Guangdong, China. *BMC Microbiology*, 20, 11. <https://doi.org/10.1186/s12866-020-1699-9>.
58. Kyrila G, Katsoulas A, Schoretaniti V, Rigopoulos A, Rizou E, Doulgieridou S, Sarli V, Samanidou V, Touraki M (2021) Bisphenol A removal and degradation pathways in microorganisms with probiotic properties. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125363. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125363>.
59. Park YK, Chin YW (2023) Degradation of Bisphenol A by *Bacillus subtilis* P74 isolated from traditional fermented soybean foods. *Microorganisms*, 11. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11092132>.
60. Jia Y, Eltoukhy A, Wang J, Li X, Hlaing TS, Aung MM, Nwe MT, Lamraoui I, Yan Y (2020) Biodegradation of bisphenol A by *Sphin-*

- gobium* sp. YC-JY1 and the essential role of cytochrome P450 monooxygenase. *International Journal of Molecular Science*, 21. <https://doi.org/10.3390/ijms21103588>.
61. Noszczyńska M, Chodor M, Jalowiecki L, Piotrowska-Seget Z (2021) A comprehensive study on bisphenol A degradation by newly isolated strains *Acinetobacter* sp. K1MN and *Pseudomonas* sp. BG12. *Biodegradation*, 32, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10532-020-09919-6>.
 62. Atacag Erkurt H (2015) Biodegradation and detoxification of BPA: Involving laccase and a mediator. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 43, 932-939. <https://doi.org/10.1002/clen.201400628>.
 63. Sarma H, Nava AR, Manriquez AME, Dominguez DC, Lee W-Y (2019) Biodegradation of bisphenol A by bacterial consortia isolated directly from river sediments. *Environmental Technology & Innovation*, 14, 100314. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.01.008>.
 64. Wang J, Xie Y, Hou J, Zhou X, Chen J, Yao C, Zhang Y, Li Y (2022) Biodegradation of bisphenol A by alginate immobilized *Phanerochaete chrysosporium* beads: Continuous cyclic treatment and degradation pathway analysis. *Biochemical Engineering Journal*, 177, 108212. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2021.108212>.
 65. Feng M, Zhou J, Yu X, Mao W, Guo Y, Wang H (2022) Insights into biodegradation mechanisms of triphenyl phosphate by a novel fungal isolate and its potential in bioremediation of contaminated river sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127545. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127545>.
 66. Yang Y, Yin H, Peng H, Lu G, Dang Z (2020) Biodegradation of triphenyl phosphate using an efficient bacterial consortium GYY: Degradation characteristics, metabolic pathway and 16S rRNA genes analysis. *Science of the Total Environment*, 713, 136598. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136598>.
 67. Feng M, Zhou J, Yu X, Wang H, Guo Y, Mao W (2021) Bioremediation of triphenyl phosphate by *Pycnoporus sanguineus*: Metabolic pathway, proteomic mechanism and biotoxicity assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 417, 125983. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125983>.
 68. Ye J, Tang S, Qiu R, Chen S, Liu H (2024) Biodegradation pathway and mechanism of tri (2-chloropropyl) phosphate by *Providencia rettgeri*. *Journal of Environmental Sciences*, 144, 26-34. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.07.023>.
 69. Wang S, Li W, Liu L, Qi H, You H (2022) Biodegradation of decabromodiphenyl ethane (DBDPE) by white-rot fungus *Pleurotus ostreatus*: Characteristics, mechanisms, and toxicological response. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127716. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127716>.
 70. Huang W, Yin H, Yu Y, Lu G, Dang Z, Chen Z (2020) Co-metabolic degradation of tetrabromobisphenol A by *Pseudomonas aeruginosa* and its auto-poisoning effect caused during degradation process. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 202, 110919. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110919>.
 71. Chang TH, Wang R, Peng YH, Chou TH, Li YJ, Shih YH (2020) Biodegradation of hexabromocyclododecane by *Rhodopseudomonas palustris* YSC3 strain: A free-living nitrogen-fixing bacterium isolated in Taiwan. *Chemosphere*, 246, 125621. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125621>.
 72. Chen J, Wu J, Fan L, Jia R (2021) Studies on the characteristics and mechanism of aerobic biodegradation of tetrabromobisphenol A by *Irpex lacteus* F17. *Journal of Basic Microbiology*, 61, 419-429. <https://doi.org/10.1002/jobm.202000732>.
 73. Qian L, Liu J, Lin Z, Chen X, Yuan L, Shen G, Yang W, Wang D, Huang Y et al. (2020) Evaluation of the spinal effects of phthalates in a zebrafish embryo assay. *Chemosphere*, 249, 126144. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126144>.
 74. Nataraj B, Maharajan K, Hemalatha D, Rangasamy B, Arul N, Ramesh M (2020) Comparative toxicity of UV-filter Octyl methoxycinnamate and its photoproducts on zebrafish development. *Science of the Total Environment*, 718, 134546. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134546>.
 75. Seyoum A, Pradhan A (2019) Effect of phthalates on development, reproduction, fat metabolism and lifespan in *Daphnia magna*. *Science of the Total Environment*, 654, 969-977. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.158>.
 76. Xia Y, Ma T, Ji J, Zhang L, Wang Y, Wu J, Ding J, Han X, Li D (2020) In utero exposure to DBP stimulates release of GnRH by increasing the secretion of PGE2 in the astrocytes of the hypothalamus in the offspring mice. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 198, 110698. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110698>.
 77. Li H, Jiang Y, Liu M, Yu J, Feng X, Xu X, Wang H, Zhang J, Sun X et al. (2023) DNA methylation-mediated inhibition of MGARP is involved in impaired progeny testosterone synthesis in mice exposed to DBP in utero. *Environmental Toxicology*, 38, 914-925. <https://doi.org/10.1002/tox.23734>.
 78. Wu H, Liu Q, Yang N, Xu S (2023) Polystyrene-microplastics and DEHP co-exposure induced DNA damage, cell cycle arrest and necroptosis of ovarian granulosa cells in mice by promoting ROS production. *Science of the Total Environment*, 871, 161962. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161962>.
 79. Catron TR, Keely SP, Brinkman NE, Zurlinden TJ, Wood CE, Wright JR, Phelps D, Wheaton E, Kvasnicka A et al. (2019) Host developmental toxicity of BPA and BPA alternatives is inversely related to microbiota disruption in Zebrafish. *Toxicological Sciences*, 167, 468-483. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfy261>.
 80. Minaz M, Er A, Ak K, Nane ID, Ipek ZZ, Yalcin A, Kurtoglu IZ, Kayis S (2022) Investigation of long-term bisphenol A exposure on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Hematological parameters, biochemical indicator, antioxidant activity, and histopathological

- examination. *Chemosphere*, 303, 135136. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135136>.
81. Giamaki D, Tsiotsiou M, Oglou SC, Touraki M (2023) Interactions of Bisphenol A with *Artemia franciscana* and the ameliorative effect of probiotics. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 98, 104064. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104064>.
 82. Metruccio F, Battistoni M, Di Renzo F, Bacchetta R, Santo N, Menegola E (2024) Teratogenic and neuro-behavioural toxic effects of bisphenol A (BPA) and B (BPB) on *Xenopus laevis* development. *Reproductive Toxicology*, 123, 108496. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2023.108496>.
 83. Pu C, Liu Y, Ma J, Li J, Sun R, Zhou Y, Wang B, Wang A, Zhang C (2024) The effects of bisphenol S exposure on the growth, physiological and biochemical indices, and ecdysteroid receptor gene expression in red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology and Pharmacology*, 276, 109811. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2023.109811>.
 84. Mohan S, Jacob J, Malini NA, Prabhakar R, Kayalakkathu RG (2024) Biochemical responses and antioxidant defense mechanisms in *Channa Striatus* exposed to Bisphenol S. *Journal of Biochemical and Molecular Toxicology*, 38, e23651. <https://doi.org/10.1002/jbt.23651>.
 85. Smorodinskaya S, Kochetkov N, Gavrilin K, Nikiforov-Nikishin D, Reznikova D, Vatlin A, Klimuk A, Odorskaya M, Nikiforov-Nikishin A et al. (2023) The effects of acute Bisphenol A toxicity on the hematological parameters, hematopoiesis, and didney histology of Zebrafish (*Danio rerio*). *Animals*, 13. <https://doi.org/10.3390/ani13233685>.
 86. Zeng S, Peng Y, Ma J, Ge Y, Huang Y, Xie S, Yuan W, Lu C, Zhang H et al. (2022) Hematopoietic stem cell and immunotoxicity in zebrafish embryos induced by exposure to Metalaxyl-M. *Science of the Total Environment*, 809, 152102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152102>.
 87. Zhang Z, Wang Y, Tan F, Bao M, Zhang L, Rodgers TFM, Chen J (2020) Characteristics and risk assessment of organophosphorus flame retardants in urban road dust of Dalian, Northeast China. *Science of the Total Environment*, 705, 135995. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135995>.
 88. Wang Y, Sha W, Zhang C, Li J, Wang C, Liu C, Chen J, Zhang W, Song Y et al. (2022) Toxic effect of triphenyl phosphate (TPHP) on *Cyprinus carpio* and the intestinal microbial community response. *Chemosphere*, 299, 134463. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134463>.
 89. Zhang Q, Zheng S, Shi X, Luo C, Huang W, Lin H, Peng J, Tan W, Wu K (2023) Neurodevelopmental toxicity of organophosphate flame retardant triphenyl phosphate (TPhP) on zebrafish (*Danio rerio*) at different life stages. *Environment International*, 172, 107745. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107745>.
 90. Xie M, Wang X, Xu J, Qian Q, Gao M, Wang H (2021) Tris(1-chloro-2-propyl) phosphate exposure to zebrafish causes neurodevelopmental toxicity and abnormal locomotor behavior. *Science of the Total Environment*, 758, 143694. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143694>.
 91. Van Essen D, Devoy C, Miller J, Jones PD, Wiseman S (2021) Effects of the brominated flame retardant, TBCO, on development of zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Chemosphere*, 266, 129195. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129195>.
 92. Mercurio S, Messinetti S, Manenti R, Ficitola GF, Pennati R (2021) Embryotoxicity characterization of the flame retardant tris(1-chloro-2-propyl) phosphate (TCPP) in the invertebrate chordate *Ciona intestinalis*. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, 335, 339-347. <https://doi.org/10.1002/jez.2446>.