

인간, 물개, 재갈매기 알에서 발견되는
PBDE의 농도변화에 대한 고찰연구

연세대학교 보건대학원

환경보건학과

정 환 석

인간, 물개, 재갈매기 알에서 발견되는
PBDE의 농도변화에 대한 고찰연구

지도 신 동 천 교수

이 논문을 보건학 석사학위 논문으로 제출함

2004년 7월 일

연세대학교 보건대학원

환경보건학과

정 환 석

정환석의 보건학 석사학위논문을 인준함

심사위원_____인

심사위원_____인

심사위원_____인

연세대학교 보건대학원

2004년 7월 일

감사의 글

바쁜 병원 생활 와중에도 나에게는 너무나 생소하였던 환경보건이라는 학문에 접한지도 어느덧 2년 이상의 세월이 흘렀습니다. 그간의 과정을 돌이켜 보면 부족한 저에게 있어 대학원 과정은 학문이란 진정 무엇인지를 몸소 깨달을 수 있는 좋은 시간이었습니다. 그 배움을 아름답게 답을 수 있는 마지막 논문 작성의 시간에 있어 그 배움의 시간들을 담지 못한 것을 못내 부끄럽게 생각하지만 좋은 결실을 담아가는 그 과정에 더 많은 의미를 두고 싶습니다.

한없이 부족했던 저에게 '환경 보건'이라는 학문을 접할 수 있도록 새로운 기회를 주신 신동천 교수님께 이 자리를 빌어 진정 감사한 마음을 전하고 싶습니다. 2년 반이라는 기간동안 부족한 제자를 양지와 음지에서 늘 보듬어주시고 아껴주셨던 신동천 교수님의 따뜻한 마음은 평생 가슴 속에 남을 것 같습니다. 진정 학문을 하는 이의 자세는 어떠한 것인지를 하나하나 일깨워주시고, 학문에 탐구에 있어 그 어떤 교수님보다 열정을 몸소 보여주신, 저에게 있어 진정한 교수님의 모습을 보여주신 신동천 교수님께 다시 한번 큰 감사의 마음을 전합니다.

또한, 바쁜 시간 중에도 논문에 관련한 질문을 하였을 때 소중한 시간을 할애해 주시면서 논문의 해답을 찾아갈 수 있도록 도와주시고 제가 바로 보지 못했던 점들을 아낌없이 지적해주고 도움을 주신 양지연 박사님께도 진심으로 감사드립니다.

석사 과정 동안 연구소가 아닌 외부에서 일을 하면서도 제가 학교를 사랑할 수 있었던 것은 연구소에 계신 많은 선후배님들이 관심과 사랑 때문이었다고 생각합니다. 김호현 전 조교님과 이용진 조교님, 그 외 여러 선후배님들의 도움에 진심으로 감사드립니다.

석사 과정 중 가장 힘이 되었던 것은 동기들의 따뜻한 격려였습니다. 바쁜 직장 생활 중에도 언제나 성실한 모습을 보여 주시며 우리를 이끌어 주셨던 김수찬 선생님, 나에게 항상 세대 차이를 느끼게 해주시며 유행을 선도해 주신 박만승 선생님, 조용하지만 진지한 자세를 잃지 않았던 권은정 선생님, 언제나 굳은 일을 도맡아 하면서 우리의 족보를 항상 챙겨주었던 방영길 선생님, 멋쟁이 이재운 선생님은 영원

히 잊을 수 없을 것입니다. 또한, 의남매의 연으로 석사 과정을 함께 나누었던 전순영 선배님과 오래된 친구처럼 지낼 수 있었던 김영수 선배님, 언제나 누님처럼 따뜻하게 대해 주셨던 신경희 선생님과 조성연 선생님, 맑은 눈을 가지신 김영중 선생님, 밝은 성격으로 신선한 활력을 주었던 양선화 선생님에게도 깊은 감사를 드립니다.

그리고 마지막으로 세상 누구보다도 감사를 드려야 할 가족들. 언제 어디서나 저를 믿고 맡겨주신 부모님께 이 세상 누구보다도 가장 큰 감사의 마음과 사랑을 전합니다. 또한 언제나 동생을 위해 진심어린 애정을 보여준 누나와 동생에게 진심어린 사랑과 고마움을 전합니다. 그리고 마지막으로 이번 논문을 통하여 내가 더욱 발전하는 계기가 될 수 있기를 소망하며, 제게 이런 좋은 기회를 만들어주신 모든 분들께 이 글을 빌어 감사의 마음을 전합니다.

2004년 7월

정 환 석 사 됴

제 목 차 례

국 문 요 약	i
I. 서 론	1
1. 연구의 필요성	1
2. 이론적 배경	6
가. PBDEs의 물리적 화학적 성질	6
나. PBDEs에 대한 인간의 노출	8
II. 연구 방법	11
1. 연구의 틀	11
2. 연구 방법	14
가. 문헌 검색	14
나. 문헌 선정	14
다. 자료 분석	15
III. 기존 연구 결과 분석	21
1. 스웨덴 여성의 모유	21
가. 자료 수집	21
나. 결과 분석	21
2. 북극해 물개의 지방조직	24
가. 자료 수집	24
나. 결과 분석	24
3. 오대호 연안의 재갈매기 알	27
가. 자료 수집	27

나. 결과 분석	27
IV. 고찰	30
V. 결론	40
참고 문헌	42
영문 요약	51

표 차례

표 1. 1999년과 2000년의 PBDEs 시장 수요량	2
표 2. 상업적으로 생산되는 PBDEs congeners	8
표 3. 참고 문헌 상의 PBDEs 검출량	16
표 4. 스웨덴 여성의 모유에서의 PBDEs와 PBDEs congener의 검출양	22
표 5. 북극해 물개 지방조직에서의 PBDEs와 PBDEs congener의 검출량	25
표 6. 오대호 재갈매기 알에서의 PBDEs와 PBDEs congener의 검출량	28

그림 차례

그림 1. PBDEs와 PCBs의 화학구조	7
그림 2. 연구의 틀	13
그림 3. 스웨덴 여성의 모유에서 발견된 PBDEs congener의 비율의 변화	23
그림 4. 스웨덴 여성의 모유에서의 penta-BDE와 octa-BDE의 추정량의 변화	23
그림 5. 북극해 물개의 지방조직에서 발견된 PBDEs congener의 비율의 변화	26
그림 6. 북극해 물개 지방조직에서의 penta-BDE와 octa-BDE의 추정량의 변화	26
그림 7. 오대호 재갈매기 알에서 발견된 PBDEs congener의 비율의 변화	29
그림 8. 오대호 재갈매기 알에서의 penta-BDE와 octa-BDE의 추정량의 변화	29
그림 9. 세계적인 penta-BDE (PeBDE) 생산량의 추정치과 스웨덴 여성의 모유, 북극 해 물개의 지방조직에서 발견된 PBDEs의 양과의 비교	33

국 문 요 약

Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)는 화재 발생을 지연 시키는 난연재로서 컴퓨터, 텔레비전을 비롯한 전자제품, 카펫, 가구, 직물 등 다양한 분야에서 사용되고 있다. 난연재로서의 유용성에도 불구하고 PBDEs는 polychlorinated biphenyls (PCB)나 dichloro-diphenyl-trichloroethane (DDT)와 유사한 신경학적 증상 뿐 아니라, 갑상선 호르몬을 비롯한 여러 내분비계에 이상을 일으킨다고 알려져 있다.

PBDEs 중 전 세계적으로 penta-BDE, octa-BDE, deca-BDE가 주로 상업적으로 생산되며, 그 생산량은 각각 14%, 6%, 80%를 차지하고 있다. 이들 중 특히 penta-BDE와 octa-BDE가 생물체에 축적된다고 알려져 있으며, 여러 연구에서 생물체에 PBDEs가 축적된 정도를 검출하였다.

본 고찰 논문에서는 PBDEs congeners 중, 가장 흔히 검출되는 BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154의 검출량을 각기 다른 서식 환경에 살고 있는 스웨덴 여성의 모유, 북극해 물개의 지방 조직, 오대호 연안의 재갈매기알에 따라 비교하여, 그들의 생활환경에 따라 PBDEs 축적량이 어떠한지 고찰하였다. 또한, 각각의 congener의 변화량을 시간에 따라 추적관찰하여, 그 자료로 penta-BDE와 octa-BDE의 양을 추정하여 그 변화 추이를 관찰하였다.

스웨덴 여성의 모유에서 검출된 전체 PBDEs의 양은 1972년부터 1990년대 후반까지 계속 증가하다가, 1990년대 후반 다시 감소하였다. 이러한 감소 추세로의 변화는 유럽 지역에서의 penta-BDE에 대한 규제가 가장 큰 작용을

하였으리라 본다. PBDEs 중 BDE-47이 가장 많이 검출되었으며, penta-BDE 추정량도 평균 86.5%를 차지하여, 스웨덴 여성의 오염원으로서 penta-BDE의 역할이 컸다.

북극해 물개의 지방조직에서 검출된 PBDEs의 양도 1980년 이후 계속 증가하였으며, 그 검출량은 1990년대 후반이 되어도 감소하지 않았다. 이는 북미지역은 penta-BDE의 주 생산지이로, penta-BDE의 생산에 대한 규제가 있지 않아, 이것이 여름철 극지방으로 유입되는 대기를 통해 북극해 물개에 축적되었으리라 추정된다.

북극해 물개에서도 PBDEs 중 BDE-47이 가장 많이 검출되었으며, 이는 다른 인간이나 다른 생물집단에서보다 특히 더 많이 검출되었다. 또한 penta-BDE 역시 다른 생물집단에서보다 많이 검출되었다.

2000년 오대호 연안의 재갈매기 알에서 검출된 할로젠 원소를 함유한 유기화합물 중 PBDEs는 PCD와 DDE에 이어 세 번째로 가장 많이 검출되는 유기화합물이었으며, 그 농도도 1981년 9.4 g/g에서 2000년 530 g/g으로 약 56배 증가하였다. 이러한 증가폭은 주로 BDE-47, BDE-100, BDE-99의 증가에 의한 것이며, 이중 BDE-47이 가장 큰 비중을 차지하였다.

인간과 동물에 대한 PBDEs의 생물 내 축적량은 1980년 이후 계속 증가 추세를 나타냈으며, 일부 생물 집단에서는 1990년대 후반 감소하기도 하였다. 이러한 PBDEs의 생물 내 축적량은 서식 환경 주변의 PBDEs의 소비량과 관계가 있어, penta-BDE의 주 소비지인 북미 지역의 영향권에 놓인 생물군에서는 그 감소추세가 둔화되어 있었다.

여러 생물에서 발견되는 공통적으로 가장 흔한 형태는 BDE-47이었으며, 이는 특히 북미 지역의 영향권에 놓인 북극해 물개의 지방 조직에서 높은

비율로 검출되었다. 전체 PBDEs 중 penta-BDE가 차지하는 비율도 적게는 66.0%에서 최고 98.8%로 penta-BDE가 생물 내에 축적되는 주 PBDEs였다. penta-BDE 중 BDE-47이 BDE-99보다 더 많이 축적되었으며, 이는 BDE-47과 BDE-99이 생물 내에서 비슷한 반감기를 가진다하더라도, 생물 내에서의 이동 방식의 차이, polymer matrix를 통과하는 정도, 낮은 기화점으로 인한 빠른 전파 등 여러 가지 요인이 관여할 것으로 추정된다.

핵심어 : Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), 난연재, penta-BDE, octa-BDE

I. 서론

1. 연구의 필요성

Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)는 화재 발생을 지연시키는 난연재로서 컴퓨터, 텔레비전을 비롯한 전자제품, 카펫, 가구, 직물 등 다양한 분야에서 사용되고 있다.(WHO,1994) 이러한 유용성으로 인해 그 생산량도 세계적으로 1990년 약 40,000톤에서 2001년 약 67,000톤으로 계속 증가해오고 있다. (WHO, 1994; bsef, 2001)

PBDE는 이론적으로 약 209가지의 congener가 존재가능하며, 그 특성은 polychlorinated biphenyls (PCBs)와 유사하다. (ICPS, 1993,1994) 이중 상업적으로는 주로 penta-BDE, octa-BDE, deca-BDE의 3가지 형태로 생산되고 있다. (Alaee, 2003) penta-BDE는 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether(BDE-47)와 2,2',4,4',5-pentabromo diphenyl ether (BDE-99), 2,2',4,4',6-pentabromodiphenyl ether (BDE-100), 2,2',4,4',5,5'-hexabromodiphenyl ether (BDE-153), 2,2',4,4',5,6'-hexabromodiphenyl ether (BDE-154)가 약 9:12:2:1:1의 비율로 혼합된 것이며, Octa-BDE는 hexabromodiphenyl ether와 nona-brominated congeners의 혼합물이며, deca-BDE는 decabromodiphenyl ether (BDE-209)로만 이루어져 있다.

1999년의 전 세계적 생산량에 있어서 penta-BDE와 octa-BDE, deca-BDE는 각각 14%, 6%, 80%로 deca-BDE의 생산량이 가장 많았으며, 그 중 가장 문제가 되고 있는 penta-BDE의 95% 이상은 미국에서 소비되었다.(Arias,

2001;bsef.com, 2001)

이러한 난연재로서의 뛰어난 유용성에도 불구하고 PBDEs는 PCB나 DDT와 유사한 신경학적 이상을 일으킬 수 있음이 밝혀지고 있다. (Eriksson, 1997, 1998; Eriksson et al., 1992, 2001a) Eriksson 등은 출생 초기 2,2',4,4'-tetraBDE (BDE-47)와 2,2',4,4',5-pentaBDE (BDE-99)에 노출된 쥐는 성인이 된 후에도 과행동성, 니코틴 수용체의 변화 등의 신경학적 이상이 영구적으로 발생하여 나이가 들수록 악화된다고 하였다. (Eriksson et al., 2001b) 또한, PBDEs에 노출된 쥐는 학습능력과 기억력 장애도 나타났다. (Branchi et al, 2002)

표 1. 1999년과 2000년의 PBDEs 시장 수요량 (Ronald, 2004)

	미국	%	유럽	%	아시아	%	기타	%	총량
1999									
deca-BDE	24,300	44	7,500	14	23,000	42			54,800
octa-BDE	1,375	36	450	12	2,000	52			3,825
penta-BDE	8,290	98	210	2					8,500
총량	33,965	51	8,160	12	25,000	37			67,125
2001									
deca-BDE	24,500	44	7,600	14	23,000	41	1,050	2	56,150
octa-BDE	1,500	40	610	16	1,500	40	180	5	3,790
penta-BDE	7,100	95	150	2	150	2	100	1	7,500
총량	33,100	49	8,360	12	24,650	37	1,330	2	67,440

갑상선 호르몬과 PBDEs의 구조적 유사성에 착안하여 갑상선 호르몬에 대한 영향을 실험한 Ilonka 등의 연구에서는 PBDEs가 쥐의 간에서 hydroxylation 이 된 후 transthyretin (TTR)에서 thyroid hormone thyroxine (T4)과 경쟁적으로 작용하는 것으로 나타났다. (Ilonka et al., 2000)

이러한 여러 인체에 대한 독성의 가능성에도 불구하고 PBDEs는 인간, 해양 생물, 토양 등 자연계 도처에서 발견되며 그 양도 매년 증가하고 있다. (de Boer et al., 1998; Johnson and Olson, 2001; Strandberg et al., 2001) 노르웨이 토양을 대상으로 PBDEs의 농도를 측정한 Zegers 등의 연구에서는 1975년 0.044 ng/g (in dry weight)에서 1999년 2.63 ng/g (in day weight)로 증가하는 것으로 밝혀졌다. (Zegers et al., 2003)

국내의 토양에서도 PBDEs가 검출 되었는데, 한반도 남동해안의 포항, 울산, 부산, 진해 앞바다의 퇴적물에서 측정한 PBDEs의 농도는 포항 해안에서는 1.1 ~ 33.8 ng/g dry weight (평균 5.3 ng/g dry weight), 울산 해안에서는 1.6 ~ 36.4 ng/g dry weight (평균 5.7 ng/g dry weight), 부산 해안에서는 0.8 ~ 30.3 ng/g dry weight (평균 4.9 ng/g dry weight), 진해만에서는 0.8 ~ 10.3 ng/g dry weight (평균 4.4 ng/g dry weight) 의 PBDEs가 측정되었으며, 2,2',4,4'-tetraBDE (BDE-47), 2,2',4,4',5-pentaBDE (BDE-99)가 주로 발견 되었다. (문 등, 2001)

자연에 존재하는 PBDEs는 곧 동식물의 몸에 축적될 가능성을 가지며, 실제로 많은 생물에서 PBDEs가 검출되었다. 인간을 비롯, 북극해 물개, 고래, 가마우지, 닭, 연어, 송어 등 PBDEs는 육상 생물 뿐 아니라 해양 생물과 조류 등 모든 서식 환경에서 검출되었으며, 그 양도 매년 증가추세에 있다. (Meironyte and Noren, 1999; Noren and Meironyte, 2000, van Bavel et al.,

2001; Norstrom et al., 2002; Allchin et al., 2000; Sellstrom et al., 1993; Huwe et al., 2002; Rayne et al., 2003)

일반적으로 상업적으로 생산되는 PBDEs 중 deca-BDE는 인체에 축적이 되지 않는 것으로 알려져 있어, penta-BDE와 octa-BDE가 생물체에서 발견되는 PBDEs의 대부분을 차지하는 것으로 알려져 있다.

Ross J.와 Norstrom등은 PBDEs의 congener를 분석하여 penta-BDE와 octa-BDE의 양을 추정해 볼 수 있다고 하였다.(Ross et al., 2002) penta-BDE는 BDE-47과 BDE-99가 주성분이며, 소량의 BDE-100과 BDE-153으로 구성되어 있고, octa-BDE는 BDE-99와 BDE-153, BDE-154로 구성되어 있다. BDE-99의 경우, penta-BDE와 octa-BDE 모두에서 발견되나, Ross J. 등이 재갈매기 알의 PBDE 양에 대한 연구에서 그 변화량이 BDE-100, BDE-47과 유사한 변화를 보였다. 이는 BDE-99의 원천은 penta-BDE 라고 추정이 가능하다고 했다. BDE-153의 경우도 penta-BDE와 octa-BDE 모두의 구성성분이지만, 그 변화량은 BDE-183과 BDE-154와 유사한 변화량을 보여, BDE-153의 원천도 octa-BDE임을 추정해 볼 수 있다고 하였다. 즉, penta-BDE의 변화량은 BDE-47, BDE-99, BDE-100의 변화량을 관찰하여 추정해 볼 수 있고, octa-BDE의 변화량은 BDE-153, BDE-154, BDE-183의 변화량을 관찰하여 추정해 볼 수 있다. 본 연구에서는 자료수집의 용이성을 위해 penta-BDE의 존재량은 BDE-47, BDE-99, BDE-100의 존재량을 통하여 추정했으며, octa-BDE의 존재량은 BDE-153, BDE-154의 존재량을 통하여 추정해 보았다.

이에, 본 연구는 인간의 모유, 물개의 지방조직, 재갈매기 알에 존재하는 PBDEs의 농도를 1980년 이후의 자료를 이용해 파악하고, penta-BDE와 octa-BDE의 축적량을 추정하여 두 물질의 축적량을 서식환경과 생활양식이

다른 인간의 모유, 물개의 지방조직, 재갈매기 알에서 다른지 알아보고자 한다.

- 1) 1980년 이후 인간의 모유, 물개의 지방조직, 재갈매기 알에서 발견되는 PBDEs의 검출량의 변화를 관찰한다.
- 2) 전체 PBDEs 중 BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154의 분포량을 변화양상을 시간의 변화에 따라 관찰한다.
- 3) penta-BDE와 octa-BDE의 양을 추정하여, 시간의 변화에 따른 변화와 인간의 모유, 물개의 지방조직, 재갈매기 알에서의 발견량을 비교한다.

2. 이론적 배경

가. PBDEs의 물리적 화학적 성질

PBDEs의 일반식은 $C_{12}OBr_xH_{(10-x)}$ 이며, Polychlorinated biphenyls (PCBs)와 유사한 구조를 하고 있다.(그림 2) 이론적으로는 209종류의 congener를 만들 수 있으나, 실제 흔히 만들어지는 PBDEs는 한정되어 있다. (표 2) 특히, 브롬 원자가 4개 이하인 PBDEs compound는 상업적으로 생산되어지지 않고 있다. (Darnerud et al., 2001) PBDEs는 주로 IUPAC numbering 시스템에 근거하여 분류하는데, mono-BDE에서 deca-BDE로 크게 10가지 그룹으로 나누어진다. (Ballschmitter et al., 1993)

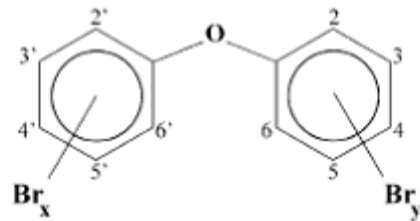
그 화학적 특성은 PCBs와 유사하여 상온에서 낮은 기화점을 보이며, 높은 지질 친화성을 가진다. 또한, 화학적, 물리적, 생물학적 분해에 강한 저항성을 보여, 쉽게 분해되지 않는다. 끓는점은 310도에서 425도까지 다양하며, 물에도 잘 녹지 않는데, 브롬화가 더 될수록 물에 잘 녹지 않는다.

상업적으로는 주로 생산되는 PBDEs compound는 aromatic ring의 브롬화의 정도에 따라 주로 3가지 형태로 생산된다. (Daunerud et al., 2001;Hardy, 2002) 첫째, penta-BDE는 BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154가 약 9:12:2:1:1의 비율로 혼합된 것이다. 둘째, octa-BDE는 hexa-BDEs 10%, hepta-BDEs 40%, octa-BDEs 30%, 그 외 nona-BDEs와 deca-BDEs로 구성되어 있으며, 셋째, deca-BDE는 BDE-209 로만 이루어져 있다. 이 중 2001년 기준으로 전 세계적으로 deca-BDEs의 생산량이 약 56,150톤으로 가장 많았으며, 이는 전체 생산량의 80% 이상을 차지하였으며, penta-BDE 는 약

7,500톤이 생산되었으며, octa-BDE는 약 3,790톤이 전 세계적으로 생산되었다. (bsef.com, 2001)

난연재로서의 PBDEs는 텔레비전, 컴퓨터 등의 전자제품에서 건축재료, 자동차 내부재, 가구재 등 일상생활에서 다양하게 사용되고 있다.

Polybrominated diphenyl ethers



Polychlorinated biphenyls

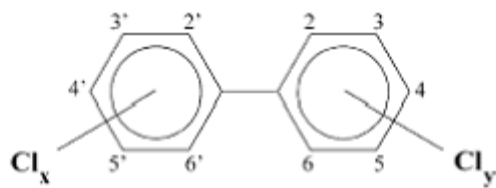


그림 1. PBDEs와 PCBs의 화학구조

BDE No.	No. of Br	Structure	BDE No.	No. of Br	Structure
1	1	2	47	4	2,2',4,4'
2	1	3	51	4	2,2',4,6'
3	1	4	66	4	2,3',4,4'
7	2	2,4	71	4	2,3',4',6
8	2	2,4'	75	4	2,4,4',6
10	2	1,6	77	4	3,3',4,4'
11	2	3,3'	85	5	2,2',3,4,4'
12	2	3,4	99	5	2,2',4,4',5
13	2	3,4'	100	5	2,2',4,4',6
15	2	4,4'	116	5	2,3,4,5,6
17	3	2,2',4	119	5	2,3',4,4',6
52	3	2,3',4	138	6	2,2',3,4,4',5'
58	3	2,4,4'	140	6	2,2',3,4,4',6'
30	3	2,4,6	153	6	2,2',4,4',5,5'
2	3	2,4',6	154	6	2,2',4,4',5,6'
33	3	2',3,4	155	6	2,2',4,4',6,6'
35	3	3,3',4	166	6	2,3,4,4',5,6
37	3	3,4,4'	181	7	2,2',3,4,4',5,6
			190	7	2,3,3',4,4',5,6

표 2. 상업적으로 생산되는 PBDEs congeners. (Andreas et al., 1999)

나. PBDEs에 대한 인간의 노출

완전히 브롬화가 된 deca-BDEs는 잘 흡수되지 않을 뿐 아니라, 배출도 잘 되어 몸에 축적될 가능성은 낮다. (el Dareer et al., 1987; Norris et al., 1975) 그러나, 최근의 일부 연구에서 deca-BDEs도 인체에 축적되어 다른 PBDEs와 유사한 해를 끼칠 수 있다는 보고가 있어 논란이 되고 있다. (Darnerud et al., 2001; Hardy, 2002; McDonald, 2002) 이에 비해 lower molecular weight congener인 tetra-BDE, hexa-BDE등은 거의 완전히 흡수될 뿐 아니라, 배출도 잘 되지 않아 몸에 쉽게 축적된다. (de Wit, 2002; Orn et

al., 1998)

저분자 BDEs를 포함한 PBDEs의 주 흡수경로는 음식을 통해서라고 추정된다. (Alaee et al., 1999; Darnerud et al., 2001; Wenning, 2002) 음식에서 발견되는 PBDEs는 특히 어류와 같은 동물성 음식에서 특히 많이 발견되는데, 어류와 야채, 육류에서의 PBDEs의 농도를 연구한 Ohta 등이 2002년에 시행한 연구에 의하면 시금치, 감자, 당근에서는 각각 134 pg/g, 47.6 pg/g, 38.4 pg/g의 PBDEs가 검출되었다. (Ohta et al., 2002) 특히, 뿌리를 먹는 감자나 당근에 비해 잎을 먹는 시금치에서 더 많은 PBDEs가 검출된 것은 공기 중의 PBDEs가 영향을 끼친 것으로 추정하였다. 돼지고기, 쇠고기, 닭고기에서는 각각 63.6 pg/g, 16.2 pg/g, 6.25 pg/g 의 PBDEs가 검출 되었다. 어류는 17.7 pg/g에서 1720 pg/g 까지 다양하게 검출되었는데, 대체로 육류나 채소류에 비해 더 많은 검출되었다.

음식 섭취 외에도 인간의 PBDEs의 노출에는 다양한 경로가 관여할 것으로 예상되었다. 그 중 먼지를 통한 호흡기의 경로가 가장 유력시 되는데, 실제로 컴퓨터를 많이 다루는 사무실 공기 중 미세먼지에는 상당량의 PBDEs를 함유하고 있는 것으로 보고되어진다. (sjodin, 2000)

인간을 대상으로 PBDEs에 노출 정도는 주로 지방 조직이나, 혈액, 모유에서 발견된 농도를 기준으로 비교하였다. 먼저, 인간의 지방 조직에서 발견된 PBDEs는 실험 대상의 거주지에 따라 다양하게 분포하였다. Meneses 등이 스페인인의 지방조직을 대상으로 조사한 PBDEs의 농도는 tetra-BDE, penta-BDE, hexa-BDE가 각각 1.4 ng/g, 0.9 ng/g, 1.8 ng/g 으로 보고된 반면, 이스라엘인은 tetra-BDE와 penta-BDE가 각각 2.8 ng/g, 1.95 ng/g 로 더 높게 나타났다. (Meneses et al., 1999, de Boer et al., 1998) 또한, 핀란드

에서는 7.3 ng/g, 2.2 ng/g, 2.3 ng/g (Strandman et al., 200), 벨기에는 1.4 ng/g, 0.8 ng/g, 1.5 ng/g (Covaci et al., 2002), 캘리포니아에서는 33.3 ng/g, 9.8 ng/g, 16.3 ng/g (She et al., 2002)로 나왔다. 특히, 캘리포니아에서 많은 양의 PBDEs가 검출된 것은 미국이 세계 최대의 PBDEs의 생산국이자 소비국으로 PBDEs에 대한 노출이 가장 많은 지역이기 때문이라고 생각되어진다. (She et al., 2002)

인간의 지방 조직에서 발견되는 PBDEs의 농도는 개인의 식단, 나이, 직업 등에 따라서 다양한 차이를 보인다. (Hardell et al., 1998; She et al., 2002) 컴퓨터를 많이 사용하는 직업을 가진 경우 BDE 47과 BDE 209의 농도가 특히 높게 나왔는데, 그 사람들의 지방조직에서 검출된 PBDEs의 농도는 37 pmol/g으로 대조군인 청소부보다 약 6배 높게 나왔다. (Hagmar et al., 2000; Sjodin et al., 1999) 그렇지만, 그 양은 스웨덴 여성의 모유에서 검출된 양보다 적었으며, 이것은 PBDEs의 주 노출경로는 공기보다는 모유나 음식을 통해서라는 것은 더 시사한다고 할 수 있다. (Darnerud et al., 2001)

II. 연구 방법

1. 연구의 틀

본 연구에서는 자연계에 존재하는 PBDEs의 생물에 따른 축적량을 과거 문헌을 토대로 고찰하였다. 기존의 연구 결과들을 비교 분석하기 위해 서식 환경이 다른 생물들을 대상으로 실시한 연구들을 선정하였다. 첫째는 스웨덴 여성의 모유였으며, 두 번째는 북극해에 서식하는 0-15세의 수컷 물개였으며, 세 번째는 오대호 근방에 서식하는 재갈매기의 알이었다. 분석에 사용된 PBDEs의 congener는 세 실험 모두에서 결과치를 알 수 있는 것으로 BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154를 선택하였다.

먼저 각 문헌의 연구결과를 표, 그래프로 요약 및 분석하였고, 연구 결과들을 토대로 penta-BDE와 octa-BDE의 양을 추정해 보았다. 또한, 각각 생태 환경과 생활 방식이 다른 곳에서 서식하는 세 생물군에서 그 전체 또는 각각의 congener의 변화량의 차이가 있는지를 비교해 보았으며, penta-BDE와 octa-BDE 추정치에 있어서도 각각의 생물군에서 차이가 있는지 비교해 보았다.

세 실험군을 비교해 봄으로써, 첫째, 전체적인 PBDEs 생산량의 증가와 그 생물 축적량이 그 생활환경에 따라 다른지 유추해 볼 수 있으며, 둘째, PBDEs의 각각의 congener에 따른 그 축적량의 차이를 비교해 봄으로써, 생물에게 특히 축적이 잘 되는 congener를 유추할 수 있다. 셋째, 각각의 congener 축적량으로 penta-BDE와 octa-BDE의 양을 추정하여, 상업적으로

생산되는 penta-BDE와 octa-BDE의 양과 비교하여 PBDEs의 생물에 미치는 영향을 제시한 다른 논문을 제시하고 종합적으로 고찰을 마무리 한다.

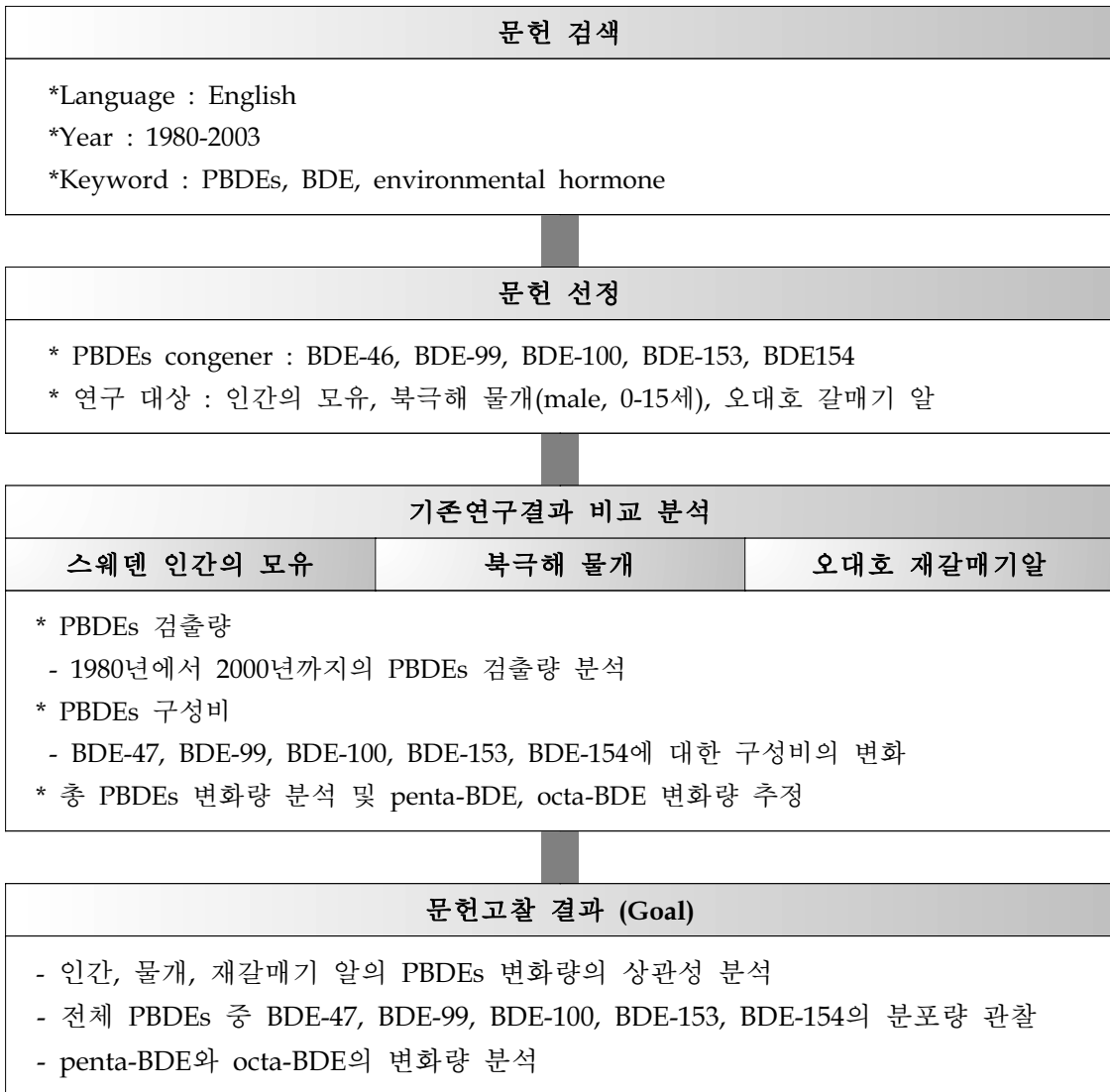


그림 2. 연구의 틀

2. 연구 방법

가. 문헌검색

본 연구는 연세대학교 의대도서관의 데이터베이스 검색을 통해 1980년부터 2003년까지의 자료를 보유하고 있는 Medline과 JCR(Journal Citation Reports), EMBASE에서 각각의 연구들 중 주제어가 "PBDE, PBDEs, BDE, environmental hormone"이라는 단어를 포함하는 연구 자료를 구조적으로 조사하여 확인하였다.

나. 문헌선정

고찰에 필요한 문헌을 선정함에 있어 PBDEs의 생물계에 미치는 독성에 관한 연구와 생태계에서 발견되는 PBDEs의 양에 대한 연구로 크게 분류할 수 있는데, 이번 연구에서는 PBDEs의 검출량에 관한 연구에 제한을 두었으며, 특히, 1980년부터 2000년까지 검출량의 변화량을 알 수 있는 논문을 주로 선정하였다.

다양한 생활환경에 따른 PBDEs 검출량을 비교하기 위해 해양생물, 육상생물에서 각각 선정하였으며, 해양생물로는 북극해에 서식하는 5-15세되는 수컷물개의 지방조직을 선정하였고, 육상생물로는 스웨덴 여성의 모유와 오대호에 서식하는 재갈매기 알을 각각 선정하였다. 스웨덴 여성의 모유에 관한 자료는 Meironyte 등의 1999년 자료와 2003년 자료를 이용하였으며, 북극해 물개의 지방조직에서의 PBDEs에 대한 자료는 Michael 등의 2002년 자료를 이용하였다. 오대호 연안의 재갈매기에서의 PBDEs 검출량은 Ross 등의 2002

년 자료를 이용하였다. 각각의 논문을 선정한 이유는 위의 논문에서 모두 BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154 각각에 대한 검출량이 1980년부터 2000년까지 모두 나와 있어 시간에 대한 각각의 congener의 변화량을 비교하기 용이하기 때문이었다. 주로 사용된 4가지 논문과 더불어 참고 문헌까지 총 73개의 자료를 이용하였다. (표 3)

다. 자료 분석

각각의 선정 문헌에서 BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154에 대한 자료를 1981년부터 2000년까지 선정하여 변화량을 시간 순서로 비교하였다. 먼저, 각각의 congener에 대한 비율의 변화를 분석한 후, penta-BDE의 양을 BDE-47, BDE-99, BDE-100의 합으로 추정하였고, octa-BDE는 BDE-153, BDE-154의 합으로 추정하여, 1981년부터 2000년까지 정리하였다.

이어, 물개, 인간의 모유, 재갈매기 외의 생물에서 PBDEs의 검출량을 분석한 자료에 대해서도 전체 PBDEs의 양과 각각의 congeners의 검출량에 대한 결과치를 제시하여 비교하였다.

이상의 여러 자료의 결과들을 이용하여, 육상생물과 해상 생물간의 PBDEs의 검출량의 차이와 북미 지역과 유럽 지역간의 PBDEs의 검출량의 차이를 비료하여 보았다.

표 3. 참고 문헌 상의 PBDEs 검출량

조사 연도	연구자	연구 대상	연구 지역	개체수	PBDEs 검출량 (ng/g Lipid)	참고 여부
1970	Anon	human, adipose tissue	Japan	10	0.023	no
1976	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	10	762	no
1977	Thomsen C 등	human, blood	Norway	34	0.03	no
1978	Hori S 등	human, milk	Japan	1	0.03	no
1978	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	8	352	no
1980	Meironyte 등	human, milk	Sweden	P	0.45	yes
1981	Thomsen C 등	human, blood	Norway	17	0.93	no
1981	Ikonomou MG 등	seal(0-15yr), adipose tissue	Canadian arctic area	7	0.42	yes
1981	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	124	yes
1982	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	10	1060	no
1983	Hori S 등	human, milk	Japan	1	0.40	no
1983	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	1	1140	no
1983	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	158	yes
1984	Meironyte 등	human, milk	Sweden	P	0.70	yes
1985	Schroter 등	human, blood	Germany	16	2.66	no
1985	Haglund 등	herring	Baltic sea	4	13/6	yes
1986	Thomsen C 등	human, blood	Norway	24	1.06	no
1986	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	1	1510	no
1986	Sellstrom U 등	white fish	Sweden	35	26.1	no
1987	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	10	850	no

(계속)

조사 연도	연구자	연구 대상	연구 지역	개체수	PBDEs 검출량 (ng/g Lipid)	참고 여부
1987	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	831	yes
1988	Sjodin A 등	human, blood	U.S.	12	1.47	yes
1988	Hori S 등	human, milk	Japan	1	1.00	no
1988	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	1230	yes
1989	She J 등	harbor seal, adipose tissue	San Francisco	1	87.7	no
1989	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	1	1910	no
1989	Sellstrom U 등	Guillemot eggs	Sweden	10	1210	no
1989	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	1240	yes
1990	Schroter 등	human, blood	Germany	19	3.32	no
1990	Thomsen C 등	human, blood	Norway	20	1.76	no
1990	Meironyte 등	human, milk	Sweden	P	2.00	yes
1990	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	1270	yes
1991	Ikonomou MG 등	seal(0-15yr), adipose tissue	Canadian arctic area	5	1.63	yes
1992	Ryan J 등	human, milk	Canada	10	2.90	no
1992	Ryan J 등	human, milk	Canada	72	2.45	no
1992	She J 등	harbor seal, adipose tissue	San Francisco	1	783	no
1992	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	1780	yes
1992	Ryan S 등	white fish	columbia river, U.S.	4	49.8	yes
1993	Hori S 등	human, milk	Japan	1	0.69	no

(계속)

조사 연도	연구자	연구 대상	연구 지역	개체수	PBDEs 검출량 (ng/g Lipid)	참고 여부
1993	She J 등	harbor seal, adipose tissue	San Francisco	3	658	no
1993	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	3490	yes
1994	Meironyte 등	human, milk	Sweden	P	2.00	yes
1994	Meironyte 등	human, adipose tissue	Sweden	5	4.97	yes
1994	Haglund 등	human, adipose tissue	Sweden	1	13.4	no
1995	Schroter 증	human, blood	Germany	19	4.27	no
1995	Thomsen	human, blood	Norway	19	3.07	no
1996	Meironyte	human, milk	Sweden	P	2.89	yes
1996	Strandman	human, milk	Finland	11	1.49	no
1996	Ikonomou MG 등	seal(0-15yr), adipose tissue	Canadian arctic area	9	2.44	yes
1996	Ikonomou MG 등	seal(0-15yr), adipose tissue	Canadian arctic area	8	3.17	yes
1996	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	4280	yes
1997	Meironyte	human, milk	Sweden	P	3.69	yes
1997	She J 등	human, tissue, breast	San Francisco	22	38.6	no
1997	van Bavel 등	pilot whales	Faroe Island	6	165	no
1997	She J 등	harbor seal, adipose tissue	San Francisco	1	1940	no

(계속)

조사 연도	연구자	연구 대상	연구 지역	개체수	PBDEs 검출량 (ng/g Lipid)	참고 여부
1997	de Boer J 등	mackerel	Netherland	1	9.10	no
1998	Nagayama J 등	human, blood	Japan	24	3.97	no
1998	Meneses M 등	human, adipose tissue	Spain	13	4.12	no
1998	Strandman T 등	human, adipose tissue	Finland	10	10.34	no
1998	She J 등	harbor seal, adipose tissue	San Francisco	2	4950	no
1998	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	6040	yes
1998	Akutsu K 등	several fishes	Japan	25	6.82	no
1998	Strandman T 등	herring	Baltic sea	3	17.3	yes
1999	Schroter et al.	human, blood	Germany	20	4.53	no
1999	Hori S. 등	human, blood	Norway	29	3.10	no
1999	Darnerud P 등	human, milk	Sweden	124	2.98	yes
1999	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	6600	yes
2000	Meironyte 등	human, fetal blood	Sweden	15	1.29	no
2000	Meironyte 등	human, maternal blood	Sweden	15	1.79	no
2000	Meironyte 등	human, milk	Sweden	15	1.84	yes
2000	Hori S. 등	human, milk	Japan	1	1.28	no
2000	Papke O 등	human, milk	U.S.	4	193	no
2000	Ikonomou MG 등	seal(16-35yr), adipose tissue	Canadian arctic area	5	1.69	yes

(계속)

조사 연도	연구자	연구 대상	연구 지역	개체수	PBDEs 검출량 (ng/g Lipid)	참고 여부
2000	Ikonomou MG 등	seal(16-35yr), adipose tissue	Canadian arctic area	8	4.03	yes
2000	Ikonomou MG 등	seal(0-15yr), adipose tissue	Canadian arctic area	7	4.03	yes
2000	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	15	5540	yes
2000	Norstrom RJ 등	gull, egg	U.S., Great lake	3	7510	yes
2000	Luross JM 등	lake trout	Great Lakes	40	217	yes
2001	Choi J 등	human, milk	Japan	10	1.27	no
2001	Hirai T 등	human, blood	Japan	10	3.52	no
2001	Ryan J. 등	human, milk	Canada	20	22.2	no
2001	Leopam P 등	river eel, adipose tissue	Germany	5	6.31	no
2001	Jacobs M 등	salmon	Scotland, Belgium	13	19.2	no
2002	Schecter A 등	human, milk	U.S.	47	29.2	no
2002	Zennegg 등	rainbow trout	Switzer land	4	16.1	no
2003	Schecter A 등	human, milk	Austin, Texas, U.S.	47	73.9	yes

III. 기존 연구결과 분석

1. 스웨덴 여성의 모유

가. 자료 수집

논문에 사용된 모유는 스웨덴의 스톡홀름 모유센터에서 수집된 자료를 사용하였다. 1980년, 1984년, 1985년, 1990년, 1994년, 1996년, 1997년, 1999년, 2000년에 각각 116명, 102명, 20명, 20명, 20명, 40명, 124명, 15명의 표본을 선정하였으며, 수유모의 평균 나이는 1972년에서 1985년까지는 27-28세, 1994년에는 29세, 1990년 이후에는 30-31세였다. (Meironyte et al., 1999; Meironyte et al., 2003)

나. 결과 분석

2000년 스웨덴 여성의 모유에서 검출된 PBDEs의 총량은 1.84 ng/g으로 1972년 검출된 총 PBDEs의 양 0.45 ng/g 의 약 4배였다. 전체 양은 1980년 이후 매년 증가하는 양상이었으나, 1999년 3.69 ng/g이 검출된 이후 다시 감소하였다. (표 3)

그 중 BDE-47의 비율이 가장 높아 BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154 전체에서 차지하는 비율은 최저 60%에서 최고 74%를 차지하였다. BDE-47은 1980년 62.2%를 기록한 이후 그 비율이 점점 증가하여, 1994년 74%로 가장 높이 차지하였다. 그러나, 이후 다시 감소하여 2000년에는

62.5%로 다시 떨어지는 양상을 보였다. (그림 3)

BDE-47 다음으로 많이 검출된 congener는 BDE-99와 BDE-153 이었다. 1997년까지는 BDE-99가 BDE-153보다 많이 검출되었으나, 이후 BDE-153이 BDE-99보다 검출량이 더 많아졌다.

PBDEs 연도	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	ΣPBDEs
1980	0.28	0.09	0.04	0.03	0.01	0.45
1984	0.49	0.08	0.06	0.05	0.02	0.70
1990	0.81	0.15	0.06	0.10	0.04	1.16
1994	1.48	0.26	0.09	0.15	0.02	2.00
1996	2.08	0.41	0.15	0.24	0.04	2.89
1997	2.28	0.48	0.42	0.46	0.05	3.69
1999	1.77	0.37	0.27	0.51	0.06	2.98
2000	1.15	0.21	0.14	0.32	0.02	1.84

표 4. 스웨덴 여성 모유에서의 PBDEs와 PBDEs congener의 검출양 (1980-2000년)

(Meironyte et al., 1999; Meironyte et al., 2003)

전체 PBDEs 중 penta-BDE가 차지하는 비율은 1999년 최저 75.3%에서 1980년 91.1%로 평균 86.5%를 차지하였다. 1980년부터 1996년까지는 89%에서 90%로 비교적 일정한 비율이었으나, 이후 penta-BDE의 비율이 감소하여 1999년에는 약 75%였다. (그림 4)

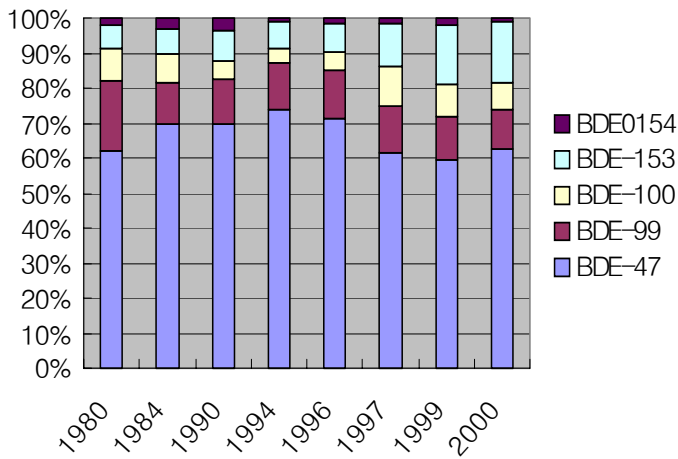


그림 3. 스웨덴 여성의 모유에서 발견된 PBDEs congener의 비율의 변화

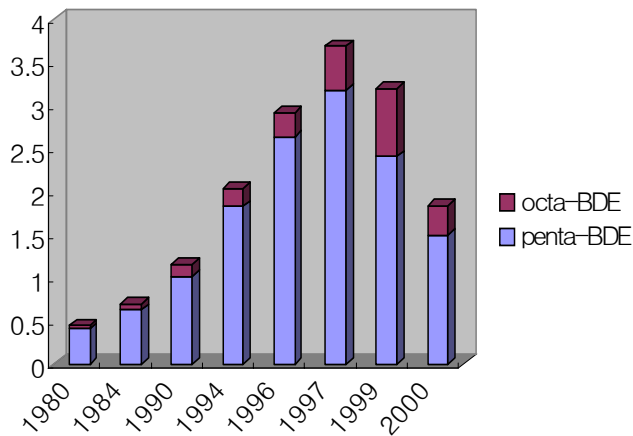


그림 4. 스웨덴 여성의 모유에서의 penta-BDE와 octa-BDE의 추정량의 변화

2. 북극해 물개의 지방 조직

가. 자료 수집

캐나다 북서쪽 홀만섬에 서식하는 물개의 등 부위 지방 조직을 약 10g에서 250g 채취하였다. 1981년, 1991년, 1996년, 2000년 4월에서 6월 사이에 자료를 수집하였으며, 분석 전까지 -20도의 온도에 알류미늄 호일에 싸서 보관하였다. 본 논문에서 사용된 물개의 나이는 0-15세였으며, 모두 수컷 물개였다. (Micheal et al., 2002)

나. 결과 분석

2000년 북극해 물개의 지방조직에서 검출된 총 PBDEs의 양은 4.30 ng/g으로, 1981년 발견된 총 PBDEs의 양 0.42 ng/g의 약 10배였다. 1991년의 총 PBDEs 검출량은 1.63 ng/g으로 10년동안 10년간의 3.8배 증가하였으며, 1991년부터 2000년까지 9년 동안은 약 2.6배 증가하였다. (표 4)

연도	PBDEs					ΣPBDEs
	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	
1981	0.38	0.012	0.023	0.004	0.002	0.42
1991	1.43	0.072	0.100	0.006	0.012	1.63
1996	2.71	0.170	0.210	0.050	0.025	3.17
2000	3.75	0.190	0.250	0.069	0.036	4.30

표 5. 북극해 물개 지방조직에서의 PBDEs와 PBDEs congener의 검출량
(Micheal et al., 2002)

1981년 북극해 물개의 지방 조직에서 가장 많이 검출된 PBDEs congener는 BDE-47로써 전체 PBDEs 중 약 90.1%를 차지하였다. BDE-47은 이후에도 가장 많이 검출되는 PBDEs congener로써 1991년에는 87.9%, 1996년 85.5%, 2000년에는 87.2%로 꾸준히 전체 PBDEs 중 85% 이상 차지하였다.

BDE-47 다음으로 많이 검출된 PBDEs congener는 BDE-100으로 1981년, 1991년, 1996년, 2000년에 각각 PBDEs 중 차지하는 비율이 5.5%, 6.4%, 6.7%, 5.9%로 1981년에서 2000년까지 많은 변화를 보이지 않았다. BDE-99는 BDE-100 다음으로 많이 검출된 PBDEs congener로 1981년, 1991년, 1996년, 2000년에 각각 2.9%, 4.7%, 5.4%, 4.4%를 차지하였다.

1981년부터 2000년까지 PBDEs 총량은 10배 정도 증가한 반면, PBDE congener의 비율은 많은 변화를 보이지 않았다. BDE-47은 1981년부터 2000년까지 PBDEs중 차지하는 비율이 85% 이상으로 북극해 물개의 지방조직에서 가장 많이 검출되는 PBDE congener 였다. (그림 5)

penta-BDE의 추정치에서는 1981년, 1991년, 1996년, 2000년에 각각 0.415ng/g, 1.606ng/g, 3.09ng/g, 4.19ng/g으로 그 비율은 98.5%, 98.8%, 97.6%, 97.5% 였다. penta-BDE의 비율이 높은 것은 주로 BDE-47의 비율이 전체 PBDEs에서 85% 이상을 차지하기 때문이다. (그림 6)

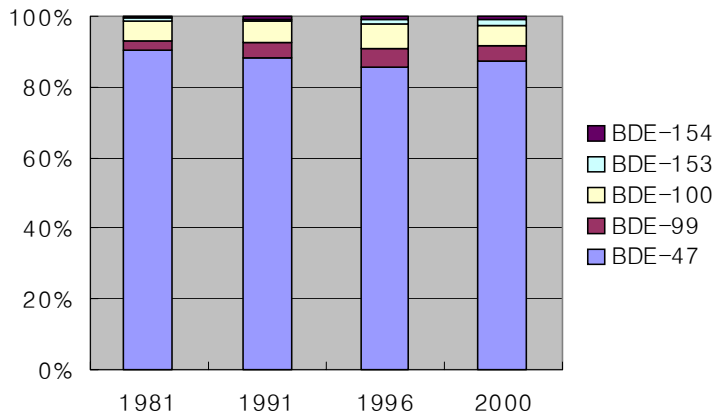


그림 5. 북극해 물개의 지방조직에서 발견된 PBDEs congener의 비율의 변화

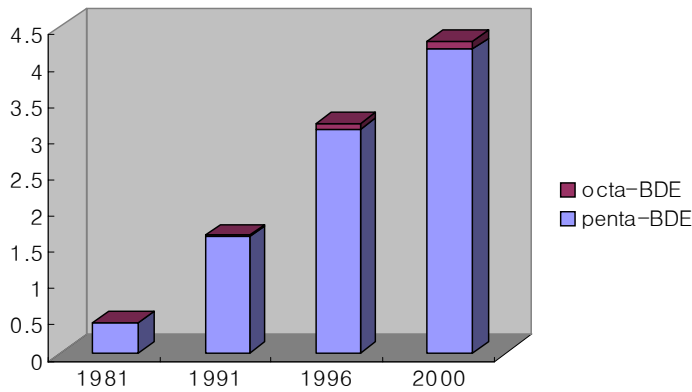


그림 6. 북극해 물개 지방조직에서의 penta-BDE와 octa-BDE의 추정량의 변화

3. 오대호 연안의 재갈매기 알

가. 자료 수집

1981년부터 2000년까지 미국 오대호 중 온타리호의 재갈매기 알에서 검출된 PBDEs의 농도를 비교 하였다. 재갈매기 알은 -40도의 온도로 보관되어 캐나다 야생동물 은행에서 분석하였다. (Ross et al., 2002)

나. 결과 분석

1981년 온타리호의 재갈매기 알에서 추출된 PBDEs의 총 농도는 9.4 g/g 이었으나, 2000년에는 530 g/g 으로 약 56배 증가하였다. 이러한 증가폭은 주로 penta-BDE의 congener인 BDE-47, BDE-100, BDE-99의 증가에 의한 것이다. 각각의 농도를 살펴보면, 1981년에는 BDE-47 의 농도가 2.8 g/g로 가장 높았으며, BDE-153이 2.2 g/g 로 두 번째를 차지했다. BDE-154, BDE-99, BDE-100은 각각 1.4 g/g, 1.2 g/g, 0.7 g/g 였다. (표 5)

BDE-47은 1987년과 1988년을 제외하고는 1981년부터 2000년까지 가장 많이 검출되었다. 1987년과 1988년에는 BDE-153이 93.7 g/g, 73.1 g/g 이 검출되어 총 PBDEs 검출량 중 가장 많은 부분을 차지했다. 2000년의 BDE-47의 농도는 220 g/g 으로 전체 PBDEs의 농도가 약 56배 증가한데 반해 BDE-47은 78배의 증가폭을 보였다.

전체 PBDEs 중 BDE-47의 비율도 1981년 33.7%에서 2000년 44.2%로 증가하였으나, 1992년 이후로는 40%대로 일정한 비율을 유지하고 있다. (그림 7)

연도	PBDEs					ΣPBDEs
	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	
1981	2.8	1.2	0.7	2.2	1.4	8.3
1983	3.7	1.3	1.0	3.6	2.5	12.1
1987	16.6	7.2	4.6	93.7	8.1	130.2
1988	44.4	20.7	10.6	73.1	10.1	158.9
1989	47.3	26.0	12.2	35.3	15.7	136.5
1990	53.2	38.8	14.2	43.3	13.3	162.8
1992	82.8	40.4	20.5	39.4	17.2	200.3
1993	120	55.4	31.5	37.4	17.2	261.5
1996	125	59.7	35.7	40.1	18.4	278.9
1998	159	83.8	50.0	50.4	19.6	362.8
1999	229	133	72.2	61.2	31.7	527.1
2000	220	113	67.5	65.2	31.8	497.5

표 6. 오대호 재갈매기 알에서의 PBDEs와 PBDEs conger의 검출량
(Ross et al., 2002)

penta-BDE의 농도를 반영하는 BDE-47, BDE-99, BDE-100과 octa-BDE의 농도를 반영하는 BDE-153과 BDE-154를 각각 묶어서 보면, penta-BDE와 octa-BDE의 농도의 비율은 1981년 56.6%, 1988년 47.6%로 가장 낮았으나, 계속 증가하여, 1999년 82.4%, 2000년 80.5%로 계속 증가하였다. (그림 8)

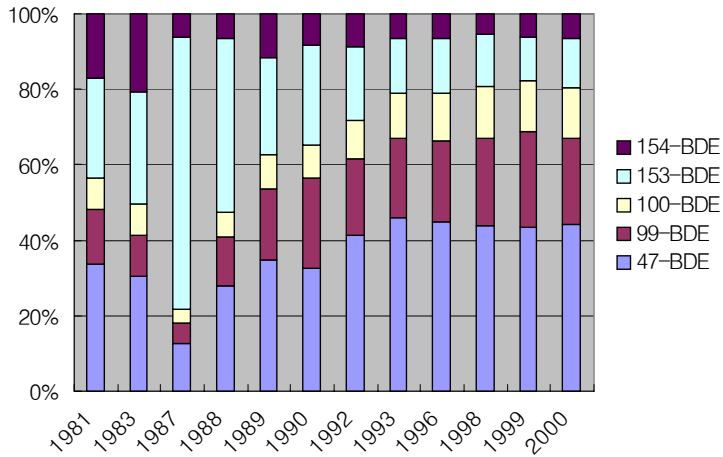


그림 7. 오대호 재갈매기 알에서 발견된 PBDEs congener의 비율의 변화

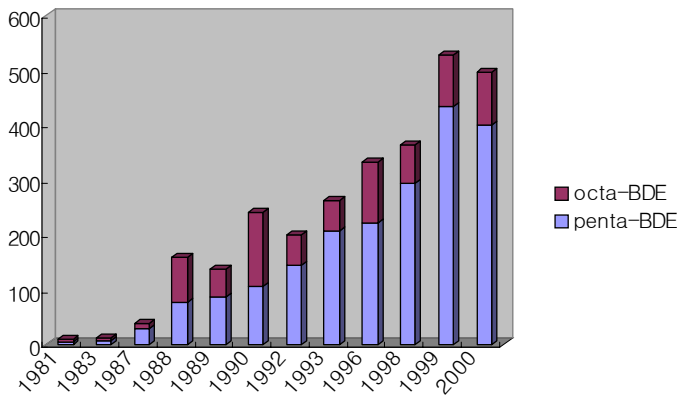


그림 8. 오대호 재갈매기 알에서의 penta-BDE와 octa-BDE의 추정량의 변화

IV. 고찰

PBDEs에 관한 여러 문헌들은 대부분 생물이나, 토양 등 자연환경에서 검출된 PBDEs의 농도변화에 대한 것들 이었다. 그 중 위에서 살펴본 스웨덴 여성의 모유에서 검출된 PBDEs의 농도에 관한 Meironyte 등의 연구를 보면, 스웨덴 여성의 모유에서 검출된 PBDEs는 1972년 농도를 측정한 이후 계속 증가추세에 있었으며, 이러한 변화는 1990년대 후반 다시 감소추세로 전환되었다. 대부분의 논문에서 이러한 증가양상은 관찰 되었으며, 지역과 생물종에 따라 감소추세로의 전환이 이루어지기도 하였다. (Nylund et al., 1992; Sellstrom, 1996)

1990년대에 스웨덴 여성의 모유에서 발견된 PBDEs의 총량은 혈액에서 발견된 양과 비슷하였다. 즉, 30대와 40대 스웨덴 남성 40명의 혈액에서 발견된 PBDEs의 양은 2.1 ± 1.4 ng/g 으로 1990년 스웨덴 여성의 모유에서 검출된 총 PBDEs 양 1.21 ng/g과 1994년 2.17 ng/g, 1996년의 3.11 ng/g, 1997년의 4.02 ng/g 과 많은 차이를 보이지 않았다. (Klasson Wehler et al., 1997) 모유에서 발견된 PBDEs congener의 비율도 혈액에서 발견된 PBDEs congener에 대한 비율과 유사하였다. 그러나, 직업적으로 노출된 PBDEs의 농도를 연구한 Sjodin 등의 연구에서는 BDE-183의 농도가 가장 높게 나와 일반인들과 다른 노출 경로를 가지고 있음을 시사하고 있다.(Sjodin et al., 1999)

스웨덴 여성의 모유에서 발견된 PBDEs의 감염원으로 PBDEs에 오염된 물고기가 가장 유력하다고 하였다. (Meironyte et al., 1999) 물고기가 PBDEs의

감염원일 것이라는 추정은 1981년 Andersson 등은 연구에서도 제시되었다. 그 연구에서는 스웨덴 남서부의 비스칸강에 서식하는 창꼬치물고기의 지방조직에서 PBDEs를 검출하였는데, PBDEs 검출량은 20,000 ng/g에서 27,000 ng/g으로 높게 나왔다. (Andersson et al., 1981) 그러나, 물고기에 대한 오염 정도는 조사지역과 시점에 따라 큰 편차를 보였다. 1993년 PBDEs의 오염원이 없는 담수지역의 물고기 지방조직에서 검출된 BDE-47, BDE-99, BDE-100의 총량은 100ng/g에서 600ng/g으로 Andersson등의 결과와 많은 차이가 있었다.(Sellstrom et al., 1993)

1999년의 penta-BDE와 octa-BDE의 시장수요량은 각각 8,500톤과 3,825톤으로 그 비율은 약 68.9%와 31.1%였으며, 2000년에는 7,500톤과 3,790톤으로 66.4%와 35.6%였다. 반면, 스웨덴 여성의 모유에서 발견된 penta-BDE는 전체 PBDEs 중 75.3%에서 91.1%를 차지하여, 평균 86.5%로 시장수요량보다 penta-BDE의 비율이 높게 나타났다. 이는 penta-BDE와 octa-BDE의 체내 이동경로와 축적 정도의 차이에 의한 것으로 추정할 수 있다.

1981년부터 2000년까지 0에서 15세 사이의 북극해 수컷 물개의 지방조직에서 발견된 PBDEs의 총량은 0.42 ng/g에서 4.30 ng/g으로 증가하였다. 그 중 가장 많이 발견된 PBDEs의 congener는 BDE-47, BDE-99, BDE-100였으며, 특히 BDE-47과 BDE-100는 그 양뿐 아니라 증가폭도 컸다. BDE-99의 경우 1996년까지의 증가폭은 전체 PBDEs, BDE-47, BDE-100의 경우처럼 크게 증가하였으나, 1996년 이후 2000년까지의 증가폭은 상대적으로 둔화됨을 알 수 있다.

2000년 자료에서 15세 이하의 젊은 수컷 물개와 16세에서 35세까지의 늙은 수컷 물개 사이의 총 PBDEs 농도와 각각의 congener에 대한 농도는 크

게 다르지 않았다. ($p=0.98$ for total PBDE) 이는 1990년대 후반에 급격히 증가한 PBDEs 생산량의 증가가 늙은 수컷 물개에서 발견된 PBDEs의 많은 부분을 차지한다는 것을 추정할 수 있다.

1981년부터 2000년까지 암컷 물개의 지방조직에서 발견된 PBDEs의 양은 0에서 15세 또는 16세에서 35세 사이의 물개 모두에서 수컷 물개의 PBDEs의 양보다 적게 검출되었다. 이는 수유 과정 중 PBDEs가 체외로 배출되었기 때문이라고 생각된다. Micheal 등도 0에서 15세 이하의 북극해 수컷 물개의 PBDEs의 감염 경로로 수유를 제시하면서 암컷 물개의 나이에 따른 PBDEs의 농도변화 역시 수유로 인한 PBDEs의 배출로 인한 것으로 추정하였다.

전 세계적으로 상업적으로 생산되는 PBDEs의 증가량과 북극해 물개의 지방조직에서 검출된 PBDEs의 양은 모두 증가하였다. 특히, 1981년부터 1994년까지 일본에서 생산된 PBDEs의 총량을 통해 전 세계적인 PBDEs의 생산량을 추정하여 북극해 물개 지방조직에서 검출된 PBDEs의 양과 비교 했을 때 물개에서 발견되는 PBDEs의 변화량은 그 생산량과 상관관계가 있는 것으로 밝혀졌다. (Micheal et al., 2002) 이와는 달리 스웨덴 여성의 모유에서 검출된 PBDEs의 양은 1997년까지는 증가 추세에 있었으나, 그 이후 다시 감소하였다. 이는 유럽에서 penta-BDE의 생산을 규제하였기 때문이라고 추정할 수 있다.(WHO, 2001)

1990년대 중반까지의 자료를 보면 스톡홀름 같은 공업화 된 지역에 비해 극지방 물개의 지방조직에서 더 많은 PBDEs가 발견되었는데, Micheal등은 그 이유로 PBDEs가 대기를 통해 극지방으로 많이 이동하였기 때문이라고 추정하였다. (Micheal G et al., 2002) 특히, 북극해 물개의 지방조직에서 발견된 총 PBDEs의 양은 상업적으로 생산된 penta-BDE의 총량과 비슷한 증가

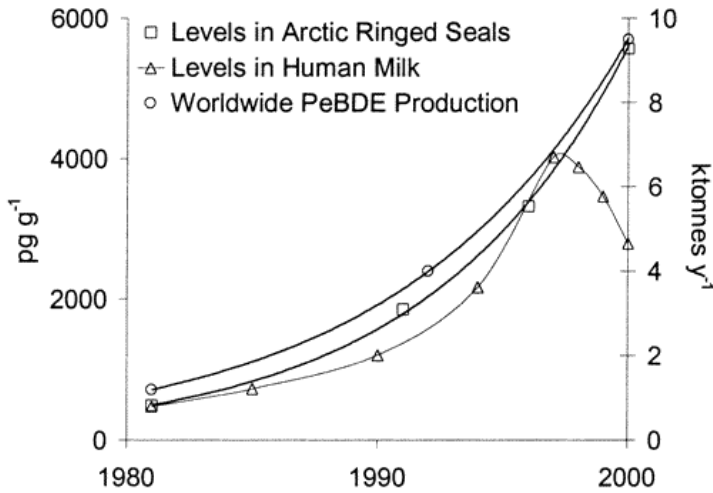


그림 9. 세계적인 penta-BDE (PeBDE) 생산량의 추정치와 스웨덴 여성의 모유, 북극해 물개의 지방조직에서 발견된 PBDEs의 양과의 비교 (Micheal G., 2002)

추세를 보였다. (그림 9) 이러한 penta-BDE는 특히 북미지역에서 많이 생산되는 것으로, 북미지역에서 생산된 penta-BDE가 대기를 통해 극지방으로 이동하였음을 시사한다고 할 수 있다. 특히, 여름철에 극지방으로 유입하는 대기는 주로 북미나 아시아를 통하는 것으로 이때 PBDEs가 극지방으로 이동하는 것으로 예상된다. 따라서, 유럽지역의 penta-BDE의 생산은 감소하더라도 여름철의 대기이동을 통한 북미지역에서 생산되는 penta-BDE가 북극 지역으로의 이동의 가능성은 남아있게 된다. 즉, 1996년 이후 유럽지역에서의 penta-BDE의 생산량 감소는 그 지역 여성의 총 PBDEs의 검출량을 감소시킬 수는 있어도, 주로 북미 지역의 penta-BDE의 영향권에 놓인 북극해 물개의 PBDEs의 검출량의 감소에는 영향을 덜 끼치게 되는 것이다. 북미 지역에서 생산된 PBDEs는 빠르게 북극 지방으로 이동하여 극지방 물개의 지방조직에

축적된다고 할 수 있다. 만약 유럽 지역에서 생산된 penta-BDE가 북극해 지역의 물개에서 발견되는 PBDEs라면, 북극지방 물개에서 발견되는 PBDEs의 총량도 스웨덴 여성의 모유에서 발견되는 PBDEs처럼 그 검출량이 1996년 이후로 감소해야 하기 때문이다.

공업화 된 지역과 멀리 떨어진 곳에 서식하는 북극해 물개와 달리 공업화 된 지역에서 비교적 가까운 위치인 오대호 연안의 생물에서는 비교적 많은 양의 PBDEs가 검출되었다. 2000년 오대호 연안의 재갈매기 알에서 검출된 할로겐 원소를 함유한 유기화합물 중 PBDEs는 PCD와 DDE에 이어 세 번째로 가장 많이 검출되는 유기화합물이었으며, 이는 chlordanes이나 chlorobenzenes, HCHs, dieldrin 보다도 더 높은 수치였다. 재갈매기의 주요 먹이라고 할 수 있는 물고기에서 발견되는 유기 화합물에서도 다량의 PBDEs가 검출되었다. Dodder 등이 온타리오 물고기를 대상으로 검출한 할로겐 원소를 함유한 유기화합물에 대한 검출결과에서도 PBDEs는 온타리오 물고기에서 세 번째로 많이 검출된 유기화합물이었다.(Dodder et al., 2002) 2000년 자료를 보면, 15개 지역에서 각각 가져온 13개의 재갈매기 알에서 발견된 총 PBDEs의 평균량은 $662 \pm 368 \mu\text{g}/\text{kg}$ 였다.

Luross 등은 오대호에 서식하는 송어에서 검출된 BDE-47, BDE-66, BDE-99, BDE-100, BDE-153의 양과 재갈매기에서 검출된 PBDEs를 비교하였다. (Luross et al., 2002) 오대호 송어에서 검출된 BDE-47의 PBDEs 전체에 대한 비율은 60-70%로 재갈매기의 43%에 비해 높게 나왔다. 그러나, PBDEs 전체에 대한 각각의 congener의 비율은 두 종에서 비슷하였다. 공업적으로 생산되는 penta-BDE에서의 BDE-47과 BDE-99 의 비율은 9:12 정도이나, 물고기나 재갈매기에서 검출되는 양은 BDE-47이 BDE-99에 비해 2배 정도 높

게 나왔다. 이것은 물고기나 재갈매기 뿐 아니라 다른 연구 결과들, 즉, 물개나 인간에서도 비슷한 결과였다. 이는 BDE-47과 BDE-99이 생물 내에서 비슷한 반감기를 가진다하더라도, 생물 내에서의 이동 방식의 차이, polymer matrix를 통과하는 정도, BDE-47의 낮은 기화점으로 인한 빠른 전파 등 여러 가지 요인이 관여할 것으로 추정된다.

1997년 오대호 송어에서 발견된 PBDEs의 양은 20-100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 으로 2000년 같은 지역 재갈매기 알에서 검출된 양의 약 10분의 1 수준이었다. 배가 시간(doubling time)을 대략 3년 정도로 잡는다고 하더라도, 이는 같은 시간의 재갈매기알에서 검출된 양보다도 5-6배가 적은 수치였다. 이러한 차이는 오대호 송어와 재갈매기에서 검출된 PCB에서도 관찰되는 것이었다.

오대호 중에서도 토론토, 해밀턴, 디트로이트 근처에서 발견된 재갈매기 알에서 검출된 PBDEs의 양은 비산업화 지역에서 채집한 재갈매기 알보다 더 많은 양의 PBDEs가 검출되었다. 이것은 도시나 산업 단지에서 방출된 PBDEs에 의해 오염된 물고기가 재갈매기로 이동했으리라 추정해 볼 수 있다. 특히 PBDEs가 가장 많이 검출된 지역인 오대호 북쪽의 미시간호 지역은 오대호에서 가장 큰 산업단지가 형성된 곳이며, 이 지역 시카고의 공기에서 검출된 PBDEs의 경우 다른 지역보다 3배에서 최고 10배나 더 많은 PBDEs가 검출되었다. (Strandberg et al., 2001)

미국에서 소비되는 penta-BDE는 대부분 가구의 재료인 폴리우레탄 소재로 사용되고 있다. 미국에 비해 유럽지역에서는 penta-BDE의 생산에 대한 규제가 있는 반면 미국은 여전히 전 세계 penta-BDE의 98%를 소비하는 국가로 이는 오대호 주변의 생물들에서 penta-BDE가 octa-BDE나 deca-BDE 보다 더 많이 검출되는 이유로 추정할 수 있다. (Renner et al., 2000) penta-BDE로

만들어지는 폴리우레탄 소재에 의한 오염을 시사하는 문헌으로 Hale 등이 폴리우레탄으로 만들어진 수조 속에서 서식하는 귀뚜라미와 그것을 먹으면서 같은 환경에서 자라는 개구리에 대한 PBDEs의 농도에 관한 논문이 있다. (Hale et al., 2002) 여기서 폴리우레탄 제제의 수조는 PBDE를 약 32% 정도 함유하고 있었는데, 개구리에서 발견된 PBDEs의 양은 8-13 mg/kg 정도였다. 이는 PBDE가 생물체 내에서 이동한다는 것을 단적으로 보여 준 것으로 특히 폴리우레탄 소재로 인한 penta-BDE의 생물체 내의 축적 과정을 보여주는 한 예라고 할 수 있다.

Hale 등은 또한 폴리우레탄 소재에서 penta-BDE가 방출되는 과정도 제시하였는데, 폴리우레탄 소재는 태양에 4주 정도 노출될 경우 작은 먼지로 분해되어 이것이 생물체에 퍼지게 된다고 하였다. (Hale et al., 2002)

오대호의 재갈매기 알과 송어에서 발견되는 PBDEs는 1980년대 초반과 중반부터 그 발견량이 증가하기 시작하였다. 그 증가속도는 재갈매기 알의 경우 doubling time이 약 2.8년인 반면, 오대호 송어에서의 PBDEs의 doubling time은 약 5년으로 먹이 사슬의 상위 집단에 속하는 재갈매기가 그 먹이인 물고기에서보다 축적의 속도가 빨랐다.

오대호 재갈매기 알에서 발견되는 PBDEs의 검출량은 유럽 지역의 조류에서의 PBDEs의 검출량과는 다른 양상을 보였다. 발틱해 연안의 바다 오리 알을 대상으로 BDE-47과 BDE-99의 농도를 추적 관찰한 Sellstrom 등의 연구 결과에서는 PBDEs는 1970년대 중반부터 이미 바다오리 알에서 검출되기 시작하였다. (Sellstrom et al., 1999) 또한, 이미 1985년에 검출량이 최고치를 나타냈으며, 그 이후 다시 감소하여 1990년대 후반에는 1970년대 중반에 발견된 수치로 떨어지는 것으로 밝혀졌다. 1990년대 후반의 수치는 최고치를

기록한 1985년도의 검출량의 약 1/10 수준이었다.

그 발견양에 있어서 발틱해의 바다오리 알에서 발견된 BDE-47의 최고치는 오대호 재갈매기 알에서의 발견치의 약 2배였다. 그러나, BDE-99의 경우 최고치는 두 생물군에서 비슷하게 나왔다. 발틱해 바다오리와 오대호 재갈매기는 먹이사슬에서 비슷한 위치를 점하고 있기 때문에 두 종간의 총 PBDEs의 발견량으로 그 당시의 두 지역의 PBDEs의 오염도를 간접적으로 비교해 볼 수 있다.

She 등은 샌프란시스코 항구에서 죽은채로 발견된 갈매기에서 PBDEs를 1989년부터 1998년까지 추적하였다. (She et al., 2002) 샌프란시스코 갈매기의 경우, PBDEs의 발견량은 1.8년마다 두배로 증가하여, 1998년에는 3-8 mg/kg에 이르기까지 계속 증가하는 것으로 나타났다. 또한, 캐나다 극지방에 서식하는 물개의 경우, 1980년 초반부터 PBDEs가 발견되기 시작하여 2000년까지 계속 증가하였으며, 그 증가량을 doubling time으로 환산하면 tetra-BDE, penta-BDE, hexa-BDE 에서 각각 8.6년, 4.7년, 4.3년 이었다.

인간의 경우 그 증가속도와 증가양상이 다른 생물군과 다른 경향이 있었다. 스웨덴 여성의 모유에서 발견된 PBDEs는 약 5년마다 2배씩 증가하는 것으로 나타났다. 그러나, 그 양은 1997을 기점으로 감소하는 추세였다. 같은 발틱해의 위치하는 노르웨이에 거주하는 사람의 혈장에서 검출된 PBDEs를 1977년부터 1999년까지 추적한 자료를 보면, doubling time이 약 8년으로 같은 발틱해 국가인 스웨덴 여성의 모유에서보다 그 증가세가 둔화되어 있음을 알 수 있다. (Thomsen et al., 2002) 독일에 거주하는 사람의 혈장에서 검출된 PBDEs는 1985년부터 1999년까지 단지 1.5배 상승하여 스웨덴이나 노르웨이와는 또다른 결과를 나타내었다. (Schroter et al., 2000)

이상에서 인간, 바닷물개, 조류, 어류 등 다양한 생물군에서 1980년대부터 2000년에 이르기까지 총 PBDEs의 검출량, 각각의 congener에 대한 비율 등에 대하여 여러 논문에서 고찰해 보았다. 총 PBDEs의 검출량은 유럽 지역에서는 대체로 1990년대 후반에 다소 감소하는 경향이 있었다. 특히 스웨덴 여성의 모유에서는 1997년을 기점으로 감소하는 추세로 돌아섰으며, 발틱해 바다오리에서는 1980년대 중반을 기점으로 감소하기 시작하였다. 오대호 재갈매기의 경우에는 1999년에서 2000년을 기점으로 PBDEs의 검출량이 감소하는 경향으로 돌아서고 있으나, 아직 뚜렷한 감소세를 보이고 있지는 않은 것으로 나타났다. 역시, 북미의 PBDEs의 영향권이라고 생각되는 북극해 물개의 경우에는 2000년에 이르기까지 아직 감소세를 보이고 있지는 않았다.

같은 유럽이라고 해도 지역에 따라 또는 같은 지역이라고 해도 생물종에 따라, 그 증가세와 감소세가 다르게 나왔다. 따라서, 이상의 모든 자료에서 PBDEs의 변화량은 지역이나 생물종에 따라 다양한 편차를 나타내는 것으로 보였다. 이는 생물내에서 발견되는 PBDEs는 그 생물이 서식하는 환경과 생활 양식에 많이 좌우되는 것임을 추정할 수 있다. 특히, 북미 지역의 생물에서 PBDEs의 감소세가 유럽 지역보다 적은 것은 미국이 생물체에서 가장 많이 검출되는 BDE-47의 주 공급원인 penta-BDE의 최대 생산국이자 소비국이라는 것이 주 요인으로 추정된다. 유럽 지역의 경우, penta-BDE의 생산에 제재를 가한 것이 PBDEs의 검출량을 낮추게 한 요인으로 분석된다.

PBDEs 중 BDE-47과 BDE-99, BDE-100이 모든 생물에서 주로 검출되는 PBDEs의 congener 였다. 이는 penta-BDE가 생물에 가장 많이 축적되는 PBDEs라고 추정할 수 있다. 1999년 PBDEs의 시장 수요량은 penta-BDE가 8,500톤, octa-BDE가 3,825톤으로 그 비율이 68.9%와 31.1%였다. 그러나, 같

은 시기의 스웨덴 여성의 모유에서 발견된 penta-BDE와 octa-BDE의 비율은 75.3%, 24.7%로 penta-BDE가 시장 수요량보다 더 검출되었다. 북극해 물개의 경우 그 비율은 시장 수요량과 더 많은 차이를 나타내어 penta-BDE와 octa-BDE의 비율이 각각 97.6%, 2.4%였으며, 오대호 재갈매기의 경우에는 82.3%와 17.7%로 나와 penta-BDE의 검출량이 시장 수요량보다 다소 많음을 알 수 있다. 이는 1999년 이전의 PBDEs의 생산량에 있어, penta-BDE의 비율이 octa-BDE에 비해 더 많았거나, penta-BDE의 생물내 축적 정도가 octa-BDE에 비해 더 잘 되기 때문으로 추정해 볼 수 있다.

본 고찰 논문의 제한점으로 각각의 생물에서 PBDEs의 검출하는 방식이 통일되어 있지 않아 각각의 결과들을 직접 비교하는데는 한계가 있었다. 그러나, 시간에 따른 전체적인 변화 양상은 파악 할 수 있었다고 본다. 또한, 차후 PBDEs의 인간을 포함한 생물체 내에서의 구체적인 이동 경로와 그 역할에 대한 규명도 필요하리라 본다.

V. 결 론

본 연구에서는 다양한 생활환경에 살고 있는 생물에서 가장 많이 생활환경에 따른 PBDEs의 축적정도가 어떠한지를 penta-BDE와 octa-BDE를 중심으로 고찰하고자 하였으며, 다음과 같은 주요 결과들을 도출하였다.

1. PBDEs의 생물 내 축적량은 생물체 서식환경 주변에서의 PBDEs 소비량과 비슷한 변화를 보였다. PBDEs 중 특히 penta-BDE의 소비량과 연관이 높았는데, penta-BDE의 생산량이 많은 북미 지역에서의 PBDEs 검출량이 유럽 지역의 생물에서 발견되는 양 보다 많은 것도 북미 지역이 penta-BDE의 주 소비지이기 때문이다.
2. 생물 내에 가장 많이 축적되는 PBDEs congener는 BDE-47였다. 이는 직업적으로 특정 PBDEs congener에 노출되는 경우를 제외하고, 육상 생물, 해양 생물에 상관없이 거의 모든 생물에서 공통적으로 관찰되는 결과였다. 특히 penta-BDE의 경우 BDE-47과 BDE-99의 비율이 9:12 정도로 비슷하나 실제 발견량은 BDE-47이 2배 정도 높게 나타났으며, 이는 BDE-47이 생물내 축적 과정에서 다른 congener 보다 좀 더 효율적으로 축적되는 것으로 추정해 볼 수 있다. 그 외, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154는 생물에 따라, 관찰 시기에 따라 그 분포가 다양하게 나왔다.

3. penta-BDE는 octa-BDE에 비해 생물체에 더 많이 축적되었다. 1990년대 이후 penta-BDE는 전체 PBDEs 발견량에서 차지하는 비율이 생물에 따라 적게는 66%에서 최고 98.8%로 PBDEs 중 거의 대부분을 차지하였다. 이는 penta-BDE의 생산에 규제를 가한 유럽지역 생물에서도 비슷한 결과를 나타내었다. penta-BDE는 생산량에 비해 생물 내에 더 많이 축적되는 것으로 나타났는데, 이는 BDE-47의 축적이 가장 큰 역할을 차지하였다.

4. PBDEs의 생산량 감소는 그 지역 생물 내의 PBDEs 축적을 막을 수 있는 것으로 나타났다. 유럽 지역에서 penta-BDE의 생산을 규제한 이래, 스웨덴 여성과 발틱해 바다오리에서 발견되는 PBDEs는 계속 감소 추세를 나타냈다. 이러한 결과는 PBDEs의 생산량에 대한 규제만으로도 PBDEs로부터 생물체를 보호할 수 있는 가능성을 시사한다고 할 수 있다.

참고 문헌

Akutsu K, Obana H, Okihashi M, et al. GC/MS analysis of polybrominated diphenyl ethers in fish collected from the Inland Sea of Seto, Japan. *Chemosphere* 2001;44(6):1325-33

Alaee M, Arias P, Sjodin A. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use in different countries/regions and possible modes of release. *Environ Int* 2003;29: 683-689

Alaee M, Luross J, Sergeant DB, et al. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compd* 1999;40:347-50

Allchin CR, Morris S, Bennett M, et al. Polybrominated diphenyl ethers in two species of marine top predators from England and Wales. *Organohalogen Compd* 2000;47:190-3

Andersson O, Blomkvist G. Polybrominated aromatic pollutants found in fish in Sweden. *Chemosphere* 1981;10:1051-60

Ballschmiter K, Mennel A, Buyten J. Long chain alkylpolysiloxanes as non-polar stationary phases in capillary gas chromatography. *Fresenius J Anal Chem* 1993;346:396-402

Behnisch PA, Hosoe K, Sakai S. Brominated dioxin-like compounds: in vitro assessment in comparison to classical dioxin-like compounds and other polyaromatic compounds. *Environ Int* 2003;29(6):861-77

Branchi I, Ricceri L. Transgenic and knock-out mouse pups: growing need for behavioral analysis. *Genes Brain Behav* 2002;1:135-41

Bromine Science and Environmental Forum. Total Market Demand; 2003; available at www.bsef.com

Choi J, Fugimaki S, Kitmura K, et al. Polybrominated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and diphenyl ethers in Japanese human adipose tissue. *Environ Sci Technol* 2003;37(5):817-21

Covaci A, de Boer J, Ryan JJ, et al. Distribution of organobrominated and organochlorinated contaminants in Belgian Human adipose tissue. *Environ Res* 2002;88:210-8

Darnerud PO, Atuma S, Aune M, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast-milk from primiparous women in Uppsala country, Sweden. *Organohalogen Compd* 1998;35:411-4

Darnerud PO, Eriksen GS, Johannesson T, et al. Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ Health Perspect* 2001; 109(Suppl 1):496-8

De Boer J, Wester PG, Klamer HJ, et al. Do flame retardants threaten ocean life? *Nature* 1998;394(6688):28-9

Dodder N, Strandberg B, Hites R, et al. Concentration and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and several organochlorine compounds in fishes from the northeastern United States. *Environ Ecol Technol* 2002;36(2):146-51

el Dareer SM, Kalin JR, Tillery KF, et al. Disposition of decabromobiphenyl ether in rats dosed intravenously or by feeding. *J Toxicol Environ Health* 1987;22:405-15

Eljarrat E, de la Cal A, Barcelo D. Potential chlorinated and brominated interferences on the polybrominated diphenyl ether determinations by gas chromatography-mass spectrometry. *J Chromatogr A* 2003;1008(2):181-92

Eriksson P, Ahlbom J, Fredriksson A. Exposure to DDT during a defined period in neonatal life induces permanent changes in brain muscarinic receptors and behaviour in adult mice. *Brain Res* 1993;582: 277-81

Eriksson P. Developmental neurotoxicity of environmental agents in the neonate. *Neurotoxicology* 1997;18: 719-26

Eriksson P, Jakobsson E, Fredriksson A. Brominated flame retardants: a novel class of developmental neurotoxicants in our environment. *Environ. Health Perspect* 2001b; 109:903-8

Haglund PS, Zook DR, Buser HR, et al. Rapid anaerobic degradation of toxaphene in sewage sludge. *Environ Sci Technol* 1997;31:3281-7

Hagmar L, Sjobin A, Hoglund P, et al. Biological half-lives of polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A in exposed workers. *Organohalogen Compd* 2000;47:198-201

Hardell L, Lindstrom G, van Bavel B, et al. Concentration of the flame retardants 2,2',4,4'-tetrabrominated diphenyl ether in human adipose tissue in Swedish persons and the risk for non-Hodgkin's lymphoma. *Oncol Res* 1998;10:429-32

Hardy ML. The toxicology of the three commercial polybrominated diphenyl oxide (ether) flame retardants. *Chemosphere* 2002;46:757-77

Hori S, Akutsu K, Oda H, et al. Time-trend (1973-2000) of polybrominated

diphenyl ethers in Japanese mother's milk. *Chemosphere* 2003;53(6):645-54

Huwe JK, Lorentzen M, Thuresson K, et al. Analysis of mono- to deca-brominated diphenyl ethers in chickens at the part per billion level. *Chemosphere* 2002;46(5):635-40

Ikonomou MG, Rayne S, Addison RF. Exponential increase of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000. *Environ Sci Technol* 2002;36(9):1886-92

Ilonka A, TM Meerts, JJ van Zanden, et al. Potent Competitive Interactions of Some Brominated Flame Retardants and Related Compounds with Human Transthyretin in Vitro. *Toxicological Sciences* 2000;56: 95-104

Institute of Applied Environmental Research. Polybrominated diphenyl ethers in Swedish environment. Licentiate thesis. Stockholm, Sweden.

Jacobs MN, Covaci A, Schepens P. Investigation of selected persistent organic pollutants in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*), salmon aquaculture feed, and fish oil components of the feed. *Environ Sci Technol* 2002;36(13):2797-805

Johnson A, Olson N. Analysis and occurrence of polybrominated diphenyl ethers in Washington state freshwater fish. *Arch. Environ Contam Toxicol* 2001;41:339-44

Klasson Wehler E, Hovander L, Bergman A. New organohalogenes in human plasma-Identification and quantification. 17th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds. *Organohalogen Compounds* 1997;33:420-5

Lepom P, Karasyova T, Sawal G, et al. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. *Organohalogen*

Comps 2002;58:209-12

Lind Y, Darnerud PO, Atuma S. Polybrominated diphenyl ethers in breast milk from Uppsala County, Sweden. *Environ Res* 2003;93(2):186-94

Luross JM, Alaee M, Segeant DB, et al. Spatian distribution of polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in lake trout from the Laurentian Great Lakes. *Chemosphere* 2002;46:665-72

Manchester-Neesvig JB, Valters K, Sonzogni WC. Comparison of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Lake Michigan salmonids. *Environ Sci Technol* 2001; 35:1072-7

McDonald TA. A perspective on the potential health risks of PBDEs. *Chemosphere* 2002;46:745-55

Meironyte D, Noren K. Analysis of polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk: a time dependent trend study(1972-1997). *J Toxicol Environ Health A* 1999;58:329-41

Meneses M, Wingfors H, Schuhmacher M, et al. Polubrominated diphenyl ethers detected in human adipose tissue from Spain. *Chemosphere*. 1999;39:2271-8

Moisey J, Simon M, Wakeford B, et al. Spatial and temporal trends of polybrominated diphenyl ethers detected in Great Lakes herring and gulls, 1981 to 2000, in: the Second International Workshop on Brominated Flame Retardants. Stockholm: Stockholm University, 2001

Moon HB, Choi HG, Kim SS, et al. Analysis of PBDEs in Sediments from the Southeastern Coastal Areas of Korea. *Journal of the Korean Society of Oceanography* 2001;36(4);101-8

Nagayama J, Tsuji H, Takasuga T. Active elimination of causative PCDFs/DDs congeners of Yusho by one year intake of FBRA in Japanese people. *Fukuoka Igaku Zasshi* 2003;94(5):118-25

Noren K, Meironyte D. Certain organochlorine and organobromine contaminants in Swedish human milk in perspective of past 2030 years. *Chemosphere* 2000;40: 111-23

Norris JM, Kociba RJ, Schwetz BA, et al. Toxicology of octabromobiphenyl and decabromodiphenyl oxide. *Environ Health Perspect* 1975;11:153-61

Norstrom RJ, Simon M, Moisey J, et al. Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981-2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes herring gull eggs. *Environ Sci Technol* 2002;36(22):4783-9

Nylund K, Asplund L, Jansson B, et al. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. *Chemosphere* 1992;24:1721-30

Ohta S, Ishizuka K, Nishimura H, et al. Comparison of polychlorinated diphenyl ethers in fish, vegetables, and meats and levels in human milk of nursing women in Japan. *Chemosphere* 2002;46:689-96

Rayne S, Ikononou MG, Antcliffe B. Rapidly increasing polychlorinated diphenyl ether concentrations in the Columbia River system from 1992 to 2000. *Environ Sci Technol*.2003;37(13):2847-54

Schechter A, Pavuk M, Papke O, et al. Polychlorinated diphenyl ethers (PCDEs) in U.S. mothers' milk. *Environ Health Perspect* 2003;111(14):1723-9

Scheroter-Kermani C, Helm D, Jeremmann T, et al. *Organohalogen Compd.*

2000;58:245-248

Sellstrom U, Jansson B, Kierkegaard A, et al. Polybrominated diphenyl ethers in biological samples from the Swedish environment. *Chemosphere* 1993;26:1703-18

Sellstrom U, Kierkegaard A, de Wit C, et al. Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river. *Environ Toxicol Chem* 1998;17:1065-72

She J, Petreas M, Winkler J, et al. PBDEs in the San Francisco bay area: measurements in the harbor seal blubber and human breast adipose tissue. *Chemosphere* 2002;46:697-707

Sjodin A, Hagmar L, Klasson-Wehler E, et al. Flame retardant exposure: Polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. *Environ Health Perspect* 1999;107:643-8

Sjodin A. Occupational and dietary exposure to organohalogen substances, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers: Dissertation. Stockholm: University of Stockholm, Stockholm, 2000

Sjodin A, Patterson DG, Bergman A. A review on human exposure to brominated flame retardants-particularly polybrominated diphenyl ethers. *Environ Int.* 2003;29(6):829-39

Strandberg B, Dodder NG, Basu I, et al. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and other organohalogen compounds in Great Lakes air. *Environ Sci Technol* 2001;35: 1078-83

Strandman T, Koistinen J, Kiviranta H, et al. Levels of some polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish and human adipose tissue in Finland.

Organohalogen Compd 1999;40:355-8

Swedish Environmental Protection Agency. Perinatal developmental neurotoxicity of PCBs. Stockholm, 1998

Thomsen C, Lundanes E, Becher G. Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: a study on temporal trends and the role of age. *Environ Sci Technol*. 2002;36(7):1414-8

van Bavel B, Dam M, Tysklind M, et al. Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) from the Atlantic. *Organohalogen Compd* 2001; 52: 99-103

Thomsen C, Lundanes E, Becher G. Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: a study on temporal trends and the role of age. *Environ Sci Technol* 2002;36(7):1414-8

Viberg H, Fredriksson A, Jakobsson E. Neurobehavioral derangements in adult mice receiving decabrominated diphenyl ether (PBDE 209) during a defined period of neonatal brain development. *Toxicol Sci* 2003;76(1):112-20

Voorspoels S, Covaci A, Schepens P. Polybrominated diphenyl ethers in marine species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: levels, profiles, and distribution. *Environ Sci Technol* 2003;37(19):4348-57

Watanabe I, Sakai S. Environmental release and behavior of brominated flame retardants. *Environ Int* 2003;29(6):665-82

Wenning RJ. Uncertainties and data needs in risk assessment of three commercial polybrominated diphenyl ethers: probabilistic exposure analysis

and comparison with European Commission results. *Chemosphere* 2002;46:779-96

World Health Organization. Brominated diphenyl ethers. *Environmental Health Criteria* 162. Geneva, 1994

World Health Organization. ICPS International Programme on Chemical Safety: *Environmental Health Criteria* 140: polychlorinated Biphenyls and Terphenyls, 2nd edition. Genova, 1993

World Health Organization. ICPS International Programme on Chemical Safety: *Environmental Health Criteria* 162: polychlorinated Biphenyls and Terphenyls, 2nd edition. Genova, 1994

World Health Organization. In *The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants: The Swedish Ministry of the Environment, The Royal Swedish Academy of Science*. stockholm, 2001

World Health Organization. *The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants*. Stockholm, 2001

Zegers BN, Lewis WE, Booji K, et al. Levels of polybrominated diphenyl ether flame retardants in sediment cores from Western Europe. *J.P. Environ Sci Technol* 2003;37(17):3803-7

Zennegg M, Kohler M, Gerecke AC, et al. Polybrominated diphenyl ethers in whitefish from Swiss lakes and farmed rainbow trout. *Chemosphere* 2003;51(7):545-53

ABSTRACT

Review on the concentration of Brominated Diphenyl Ethers founded in human, seals, gull eggs (1981–2000)

Hwan Sug Jung
The Graduate School of
Public Health and Management
Yonsei University

(Directed by Professor Dong Chun Shin, M.D., Ph.D.)

Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) are flame retardants used in a wide range of materials such as television sets, computers, radios, textiles, and furniture. They appear to have an environmental dispersion similar to that of polychlorinated biphenyls (PCBs) and chlorodiphenyltrichloroethane (DDT). In addition, based on its chemical structure and biological experiments, it is concerned that PBDE may have endotoxic or neurotoxic effects.

Three commercial mixtures are widely used (penta-BDE, octa-BDE, and deca-BDE), making up 14%, 6%, and 80%. In contrast to deca-BDE, penta-

and octa-BDE are founded in both human and wildlifes.

This paper is review of the available PBDE concentration founded in Swedish woman milk, Canadian arctic seal fat tissue, Great Lake gull eggs.

PBDEs concentration has been increased in Swedish human milk, seals fat tissue, gull eggs from 1980. Most of the dramatic increases in total PBDEs concentraions observed over the past 20 years seem to be connected with the penta-BDE formulation, which is mainly used as a flame retardnat in North America. In 1997, PBDEs founded in Swedish woman milk have been decreased. It may be due to the restriction of the use of PBDEs in Europe.

In PBDEs congener, BDE-47 was relatively higher in the all wildlifes. The concentration of BDE-47 measured in several wildlifes was varied from 66.0% to 98.8%. The concentration was highest in Canadian arctic seals which is influenced by North America. It may due to its relatively higher vapor pressure, or it may be due to the selective environmental elimination of BDE-47.

Keywords : Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), Flame retardant,
penta-BDE, octa-BDE