

# 잠재적 POPs로서의 과불소화화합물의 환경 내 분포 및 거동: 물성, 환경 내 농도수준, 상 분배 및 장거리이동을 중심으로

김 승 규\*

(주) 네오엔비즈 환경안전연구소

## Environmental Distribution and Fate of Perfluorinated Compounds (PFCs) as Emerging POPs: Physico-Chemical Properties, Emission, Contamination Level, Inter-phase Distribution and Long-Range Transport

Seung-Kyu Kim\*

*Institute of Environmental Protection and Safety, NeoEnBiz Co.*

### ABSTRACT

Concern about perfluorinated compounds (PFCs) is growing nationally as well as globally. PFCs could be considered emerging POPs due to their environmentally persistent, bioaccumulative, and potentially harmful properties. Moreover, perfluoroalkylates (PFAs) such as PFOS and PFOA are reported to experience long-range transport (LRT) to the Arctic in spite of their low volatility and strong solubility. The possible pathways contributing to LRT have been proposed but are still in debate in combination with unclear source definition and uncertain physico-chemical properties. The environmental fate of PFCs is more complicated because of the presence of precursors that are degraded to PFAs and are extremely different from their daughters, PFAs, in physico-chemical properties. To what extent and through what pathways are human and wildlife exposed is determined by the environmental fate and distribution of PFCs. To define uncertainties in fate and distribution thus is critical to prevent erroneous policy and/or determination related with exposure and risk reduction. This article aimed to review controversy and/or uncertain issues for the environmental fate and distribution of PFCs and to prospect research topics necessary to dissolve uncertainties.

**Key words :** PFCs, precursor, environmental fate, long-range transport, emission

### 서 론

PFOA (perfluorooctanoic acid)나 PFOS (perfluoro-

rooctane sulfonate)와 같은 과불소화화합물(per- and poly-fluorinated compounds: PFCs)에 대한 국내외적 관심이 꾸준히 증가하고 있다(OECD, 2006; 환경부, 2006). 이들 물질은 PCBs, Dioxins/Furans, 유기염소계농약 등과 같은 기존의 염소화 혹은 브롬화된 지속성유기오염물질(persistent organic pol-

\* To whom correspondence should be addressed.  
Tel: +82-32-670-7217, Fax: +82-32-670-7211  
E-mail: skkim89@gmail.com

lutants: POPs)들이 보여주는 것과 유사한 PBT (persistent, bioaccumulative, toxic) 특성을 갖는 것으로 알려져 있다. 예컨대, PFOA/PFOS는 발암성이나 발달독성 (Upham *et al.*, 1998; Biegel *et al.*, 2001; Lau *et al.*, 2004)을 가지며 거의 모든 환경매체에서 그리고 오염원이 없는 극지방을 포함한 원거리지역에서까지 다양하게 검출되고 (Giesy and Kannan, 2001; Yamashita *et al.*, 2005; Scott *et al.*, 2006; Smithwick *et al.*, 2006; Janke *et al.*, 2007a; Stock *et al.*, 2007; Young *et al.*, 2007), 혐기 및 호기조건하에서 잘 분해되지 않으며 (Kissa, 2001), PFOS 및 사슬이 긴 고분자 알킬산 (long-chain alkylated acids: long-chain PFAs) 등은 수서생태계의 먹이사슬에서 농축 및 증폭현상을 보이는 것 (Martin *et al.*, 2004; Kannan *et al.*, 2005)으로 조사되었다. 또, 기존의 POPs와는 달리 1970년대 이후 2000년대 초반까지 환경 중 농도는 지속적인 증가경향을 보였다 (Holmström *et al.*, 2005; Smithwick *et al.*, 2006; Verreault *et al.*, 2007).

PBT특성 및 관측된 장거리이동 가능성 (long-range transport potential: LRTP) 때문에 OECD는 PFAs를 잠재적 POPs로 간주하였다 (OECD, 2006). 2000년에 Electrochemical fluorination (ECF) 제조방법을 통해 Sulfonyl-계 PFCs를 생산하던 세계 최대제조업체인 3M이 자발적으로 생산을 중단하고 Telomer-계 PFCs를 생산하던 업체들은 관련상품들로부터 해당물질을 제거하려는 협약을 USEPA와 체결하였다 (USEPA, 2005). 이러한 배출감소노력의 결과에도 불구하고, 다양한 매체에서 여전히 광범위하게 검출되고 있는 PFC의 환경 내 주요 이동 및 노출경로, 유효한 배출원, 환경 중 분포에 영향을 미치는 PFCs의 물리화학적 특성 등에서의 큰 불확실성 때문에 배출감소에 따른 효과 (즉, 환경중 농도나 노출의 감소)가 즉각적이고 실재적일 수 있는가에 대한 이견이 존재한다 (Armitage *et al.*, 2006; Butt *et al.*, 2007; Wania *et al.*, 2007; Schenker *et al.*, 2008).

‘물성 (physico-chemical property)’, ‘배출원 및 배출량 (emission inventory)’, ‘환경 중 이동경로 (pathways)’ 등에 대한 불확실성은 PFCs의 환경거동과 관련하여 뜨겁게 논쟁중인 이슈이기도 하다. 몇 가지 쟁점들을 소개하면 다음과 같다. 첫째, PFCs는 물성이 전혀 다른 전구물질 (precursors)과 다양한

경로의 분해과정을 통해 전구물질로부터 생성되는 perfluoroalkylated compounds (PFAs)로 구성되며, PFAs는 환경 중에서 free acid와 음이온형태 (예컨대, PFOA와 PFO<sup>-</sup>)로 존재한다 (OECD, 2006). 전구물질이나 PFAs 자체의 물성에 대한 신뢰할만한 측정자료가 거의 존재하지 않기도 하지만 (Arp *et al.*, 2006; CEMN, 2006, 2007, 2008), 다양한 분해과정과 그 과정 중 발생하는 중간산물 (intermediates)에 대한 정보도 제한적으로 존재한다. 특히, PFOA에 대해 폭넓은 산해리상수 (pKa) 값으로 제안되고 있는데 해당 값들의 범위는 정반대의 상분배 (inter-phase distribution) 결과를 야기해 강우에 의한 대기침적효과 (rain-scavenging effect)와 대기잔류시간 (residence time or life-time) 등에 대한 해석오차를 증가시킬 수 있다 (Goss *et al.*, 2008; Kim and Kannan, 2008). 둘째, PFAs는 그 자체로도 생산되며 AFFF (aqueous film forming foam)과 같은 소화제액 등의 주요구성물질로 사용되기도 하고 Fluoropolymer 등의 생산시 중합체나 중간체로 사용되기도 한다 (3M, 1999; Prevedouros *et al.*, 2006). 그렇기 때문에 환경으로의 배출은 ‘전구물질형태로의 배출 및 분해/생성’이라는 간접적 배출 (indirect emission)과 생산과정 중 혹은 상품으로부터 PFAs의 직접배출 (direct emission)로 발생한다. 생산 및 사용정보로부터 추정된 배출량 (Prevedouros *et al.*, 2006; Armitage *et al.*, 2006)과 측정된 환경 중 농도로부터 추정된 배출량 (Ellis *et al.*, 2003)에는 10~100배 정도의 차이가 존재하며 ‘직접배출’과 ‘간접배출’의 상대적 기여도에 대한 시각차도 뚜렷하다. 셋째, 직접배출과 간접배출은 각각 PFAs와 전구물질을 대변하는데 두 물질그룹은 물성에서 뚜렷한 차이를 보이기 때문에 그로 인한 환경거동에 대한 해석 또한 크게 달라질 수 밖에 없다. 낮은 휘발성 (volatility)과 큰 수용해도 (water solubility)를 갖는 PFAs의 극지방 환경에서의 검출을 설명하기 위해 제기된 ‘간접배출→전구물질→대기이동’ 가설 (Ellis *et al.*, 2003; Stock *et al.*, 2004; Wallington *et al.*, 2006; Young *et al.*, 2007)과 ‘직접배출→PFAs→해류이동’ 가설 (Prevedouros *et al.*, 2006; Armitage *et al.*, 2006; Wania *et al.*, 2007; Schenker *et al.*, 2008)이 최근까지 가장 큰 논쟁대상이었다. 최근에 ‘직접배출→PFAs→대기이동’ 가능성이 제기되었다 (Kim and Kannan, 2007; McMurdo *et al.*, 2008).

환경에서의 거동은 해당 지역 각각의 매체에서의 농도분포 및 수준을 결정하여 결과적으로 해당 환경 내 야생생물 및 인간의 노출경로 및 노출량을 결정한다. 따라서, PFAs 환경거동에서의 불확실성의 제거는 PFAs에 대한 생태계 및 인간노출의 불확실성의 제거로 직결된다. 본 논문은 국내외 연구결과를 종합 검토하여 PFAs의 환경 거동과 관련된 쟁점들을 구체적으로 소개하고 불확실성을 해소하기 위한 향후 전망을 제시하고자 한다.

## 본 론

### 1. PFCs 물질군과 물적 특성 (physicochemical properties)

PFCs는 휘발성이 강하고 용해도가 낮은 중성화합물(neutral compounds)인 전구물질들(precursors)

과 반대로 휘발성이 매우 낮고 수용해도가 큰 이온성 PFAs로 구성된다(Fig. 1 관련된 주요 화합물에 대한 구조식 및 약어 정보는 부록에 첨부됨). PFOA와 그것의 전구물질로 알려진 8:2-FTOH를 비교해보면 두 물질그룹의 확연히 다른 물리화학적 특성을 확인할 수 있다: 증기압(Vapor pressure (Pa);  $1.33 \times 10^{-5}$  vs. 227) (USEPA, 2002; Lei *et al.*, 2004), 헨리상수(Log H(Pa.m<sup>3</sup>/mol); 1.02 vs. 4.99) (Arp *et al.*, 2006), 유기탄소-물 분배계수(Log K<sub>oc</sub> (L/Kg); 4.3 vs. 6.14) (Arp *et al.*, 2006), 수용해도(solubility (g/L); 9.5 vs.  $1.94 \times 10^{-4}$ ) (Liu and Lee, 2005; Prevedouros *et al.*, 2006). 특히, PFAs는 환경 중에서 free acid와 음이온형태로 모두 존재가능하지만 환경에서의 일반적인 산성도(pH) 범위에서는 음이온형태(즉, PFO<sup>-</sup>)가 대부분을 차지한다. 앞에서 제시한 헨리상수가 free acid형태의 PFOA에 대한 것임을 감안할 때, 대기-수체간 분포에서 PFOA

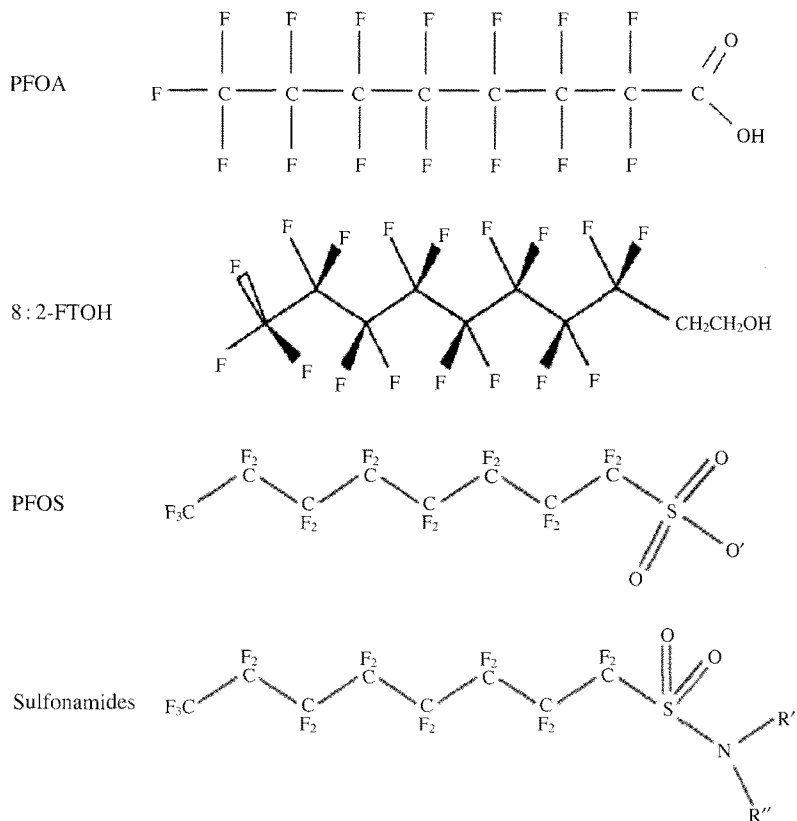


Fig. 1. Chemical structure of representative PFCs (PFOA, PFOS, 8:2-FTOH, Sulfonamides).

는 8:2-FTOH보다 수체에 잔류할 가능성이 훨씬 더 커진다.

소수성 (hydrophobic)과 친유성 (lipophilic)을 갖는 기존의 POPs와는 소수성과 소유성 (lipophobic)을 갖는 PFCs는 물, 기름, 먼지 등에 대한 저항성이 커서 방수 (water-resistant) 및 방유 (oil-resistant) 목적의 가죽, 카펫, 종이, 피복, polymer 등의 표면처리제, 계면활성제, 혹은 AFFF 등 소화제액에 사용되어왔다 (OECD, 2006). 독특한 특성 때문에 물과 탄화수소에 섞으면 두 용액으로 녹아 들지 않고 제3상을 형성한다. 이런 특성 때문에 소수성의 척도인 옥탄올-물 분배계수 ( $K_{ow}$ )를 실측하기 힘들다. 소유성 때문에 PFCs는 친유성을 갖는 다른 기존의 POPs와 달리 유기탄소나 지방질에 축적되기 어려운 반면, 단백질 등에 결합하여 축적될 가능성이 큰 것으로 알려져있다 (Giesy and Kannan, 2002; Jones *et al.*, 2003). 한편, PFCAs의 carboxyl-기나 PFAS의 sulfonyl-기는 수소원자를 잃고 극성을 띠게 되어 물에서 음이온상태로 쉽게 용해된다. PFAS는 기존 POPs와 달리 수용해도가 큰 반면,  $K_{ow}$ 나

옥탄올-대기간 분배계수 ( $K_{oa}$ )는 상대적으로 작아 기체상이나 고체상보다는 수체용존상에 더 많이 잔류할 수 있다 (Fig. 2).

## 2. 배출량과 배출특이성

알려진 PFCs 오염원들과 생산량 등을 고려하여 지금까지 전지구적으로 발생했을 PFCAs의 총배출량이 각 배출원별로 추정되었다 (Prevedouros *et al.*, 2006). 이 배출량조사 (emission inventory)의 추정된 누적 배출총량은 3,200~7,300톤이고 주요 배출은 Fluoropolymer제조과정에 발생하는 것으로 조사되었다. 또, 제조나 사용 중 PFCAs형태로 직접배출되는 것이 총 배출의 90% 이상을 차지하는 반면, 비의도적 불순물 혹은 반응 부산물 형태나 전구물질의 분해로부터 배출되는 간접배출은 10% 미만인 것으로 추정되었다. 1950~2005년까지 '직접배출' 경로를 통해 배출된 PFOA의 전지구적 총 누적배출량은 2,700~5,000톤인 것으로 추정되었는데 이 양은 1974~2005년까지의 PFOA의 대표적 전구물

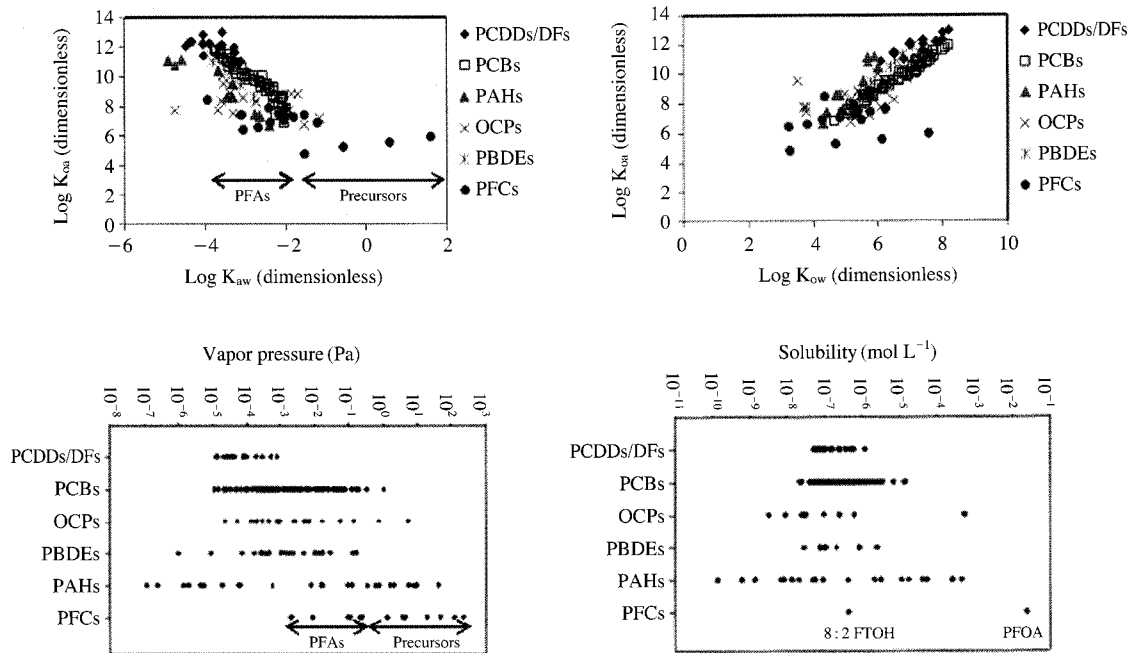


Fig. 2. Matrix panels of physico-chemical properties for comparison between PFCs and existing POPs. The panels were made from property data extracted from a number of references (see Kim *et al.*, 2007 for existing POPs and see Arp *et al.*, 2006 and references in Table 2 for PFCs).

질인 FTOHs의 총 누적배출량인 1,500여톤보다 3배 정도 많은 양이다(Wania, 2007). 또, 배출량조사로부터 FTOHs의 연간배출량은 1990년 30톤/년~2005년 200톤/년인 것으로 추정되었다(Wania, 2007). 이런 배출량조사 추정치와 달리 간접적인 방법으로 북미 대기 중에서 실측된 FTOHs 농도범위값을 근거로 해당 농도수준을 유지하기 위해 필요한 연간 배출량(100~1,000톤/년)이 추정되었는데(Ellis *et al.*, 2003), 배출량조사 추정치보다 10배 정도 낮은 값이었다. 이들 서로 다른 배출량추정치는 이후에 검토되는 것처럼, PFCs의 장거리 이동 및 분포에 대한 가설제시 및 환경에서 검출되는 농도를 해석하는 데 있어서 서로 다른 적용근거가 된다.

PFCs는 주로 전기화학적 불소화방법(Electrochemical fluorination, ECF)과 불소화합물들의 화학적 결합을 이용하는 방법(Telomerization)에 의해 생산되는데 각각의 생산방법에 따른 특이성이 존재한다(Table 1). 예컨대, 3M의 ECF방법에 의해 생산된 PFCs는 홀수개 탄소수를 갖는 화합물(odd-chain PFCs)과 짝수개 탄소수를 갖는 화합물(even-chain PFCs) 모두가 존재하며, 선형(straight- or linear-type)과 가지형(branched type) 이성체가 7:3의 비율로 존재한다. 반면에 Telomerization방법에 의해 생산되는 PFCs는 선형의, even-chain 화합물만 존재한다(Simons, 1949; Kissa, 2001). 또한, 4~15개의 탄소수(C4~C15)를 갖는 존재 가능한 PFAs 중 C8(PFOA 혹은 PFOS)이나 C9(PFNA)가 가장 많이 생산되었고, 직접배출을 통해 배출된 PFCAs 중에서는 odd-chain이 even-chain보다 더 많이(즉, C9 > C10, C10 > C11, C12 > C13) 생산된 것으로 알려져 있다(Prevedouros *et al.*, 2006). 이런 정보에 기초해 환경시료에서 검출되는 화합물간의 탄소수에 따른 구성비율 혹은 이성체간의 비율 등이 오염원을 추적하고 이동경로를 규명하는 주요 단서로 활용되기도 한다.

예컨대, 북극지방 눈 시료에서 측정된 1에 가까운 PFDA-PFUnDA 혹은 PFOA-PFNA 사이의 평균 비율을 이용해 쌍을 이룬 두 화합물은 각각 10:2-FTOH와 8:2-FTOH라는 동일한 기원을 갖는 것으로 여겨졌다(Young *et al.*, 2007). De Silva와 Mabury는 북극곰의 혈액에서 관측된 C8~C11 PFCAs의 이성체들 중 선형 이성체가 98% 이상 차지하고

even-chain이 odd-chain보다 많이 검출된 결과로부터 Telomerization을 통해 생산된 것을 주요 오염원으로 제기하였다(De Silva and Mabury, 2004). 반면에, 북극지방 생물체에서 측정된 자료들(Martin *et al.*, 2004; De Silva and Mabury, 2004)에서 관측된 이웃한 PFCA쌍들 중 'odd-chain > even-chain'인 검출농도 관계로부터 직접배출원의 기여도가 더 클 수 있음이 제기되었다(Prevedouros *et al.*, 2006). 또, Simcik과 Dorweiler는 도시지역에서 배경지역으로 갈수록 호숫물에서의 PFHpA-PFOA 비율이 증가하는 경향으로부터 '오염원 영향지역'과 '대기침적의 영향을 배타적으로 받는 지역'을 구분하는 척도로 제시하였다(Simcik and Dorweiler, 2005). 대기중 수산기(OH<sup>-</sup>)와의 산화반응을 통해 8:2-FTOH로부터 비슷한 양의 PFOA와 PFNA가 생성되는 것으로 알려져 있다(Ellis *et al.*, 2004). 록키산맥 정상부근의 호숫물에서 비슷한 농도수준으로 검출된 PFOA-PFNA로부터 해당지역은 FTOH의 대기산화와 침적이라는 배타적 이동경로에 의해 영향 받음이 조사되었다(Loewen *et al.*, 2008). 또, 폐수종말처리장, 강, 호수 등에서 측정된 PFOS-PFOA의 비율을 이용해 조사대상 호수로의 폐수유입 유무가 평가되기도 하였다(Kim and Kannan, 2007).

그러나, 환경 매체에서의 구성비 및 이성체 비율은 상간 분배(phase-partitioning or distribution)나 생물체로의 섭취(uptake) 혹은 제거(clearance)과정 등 복잡한 경로를 통해 변화된다. Kim과 Kannan은 한 유역계 내의 다양한 환경매체에서 PFAs 각 화합물 간의 구성비가 매체 간에 그리고 시공간적으로 바뀔 수 있고 그것은 물리화학적 특성(특히  $K_{ow}$ )에 의해 좌우될 수 있음을 제시하였다(Kim and Kannan, 2008). 또, 극지방에서 선형이성체가 높은 비율로 검출되는 것은 표면 활성도(surface activity), 헨리상수, pKa 등과 같은 선형과 가지형 이성체 사이의 물성 차이로 인해 발생할 수도 있음이 제기되었다. 즉, '대기-수체간 미세층(micro-layer) → 에어로졸 → 기체상으로의 재분배' 등의 과정을 거치며 선형이성체의 비율이 증폭되고 결과적으로 배경지역으로 갈수록 선형이성체의 비율이 증가한다는 것이다(McMurdo *et al.*, 2008). 또 생물 체내로부터 PFOA의 상대적으로 빠른 제거율(clearance)을 고려했을 때, 이웃한 even-chain/odd-chain 화합

물간의 비율(예컨대, PFNA > PFOA)이 항상 간접 배출의 근거(Martin *et al.*, 2004)가 될 수는 없다. 따라서, 배출원에서 갖는 여러 구성비에 대한 정보가 PFCs의 환경거동과 분포를 설명하기 위해 획일적으로 적용될 수 없고 주의가 필요하다.

3. 환경 중 농도수준

대기에서 관측된 PFAs(특히 PFOA) 농도는 해양 대기에서 0.3~1.5 pg/m<sup>3</sup>(Jahnke *et al.*, 2007b), 대도시 대기에서 ‘수~수백’ pg/m<sup>3</sup>(Barber *et al.*, 2007) 등이 검출되었는데, 특히 교통량이 많은 도로변 대기(72~919 pg/m<sup>3</sup>)가 중소도시 일반대기(1.6~2.6

pg/m<sup>3</sup>)보다 수백 배까지 높을 수 있음이 보고되었다(Harada *et al.*, 2005a). 또, PFCs 제조시설 인근 대기에서는 120~900 pg/m<sup>3</sup>의 농도가 관측되었다(Barton *et al.*, 2006). 대기 중 전구물질(FTOHs)의 농도는 인구밀도와 밀접한 상관성을 갖는데, 비도시지역(rural area)에서는 ~30 pg/m<sup>3</sup>이 그리고 대도시지역에서는 100~200 pg/m<sup>3</sup>이 일반적 수준으로 고려된다(Stock *et al.*, 2004; Barber *et al.*, 2007; Jahnke *et al.*, 2007b). 특히, 실내공기는 실외대기보다 수십~수백배 높은 농도값(Soeib *et al.*, 2005; Barber *et al.*, 2007)을 보인 반면, 극지방 대기나 해양대기는 수~수십 pg/m<sup>3</sup>(Shoeib *et al.*, 2006; Jahnke *et al.*, 2007a)의 농도범위를 보인다.

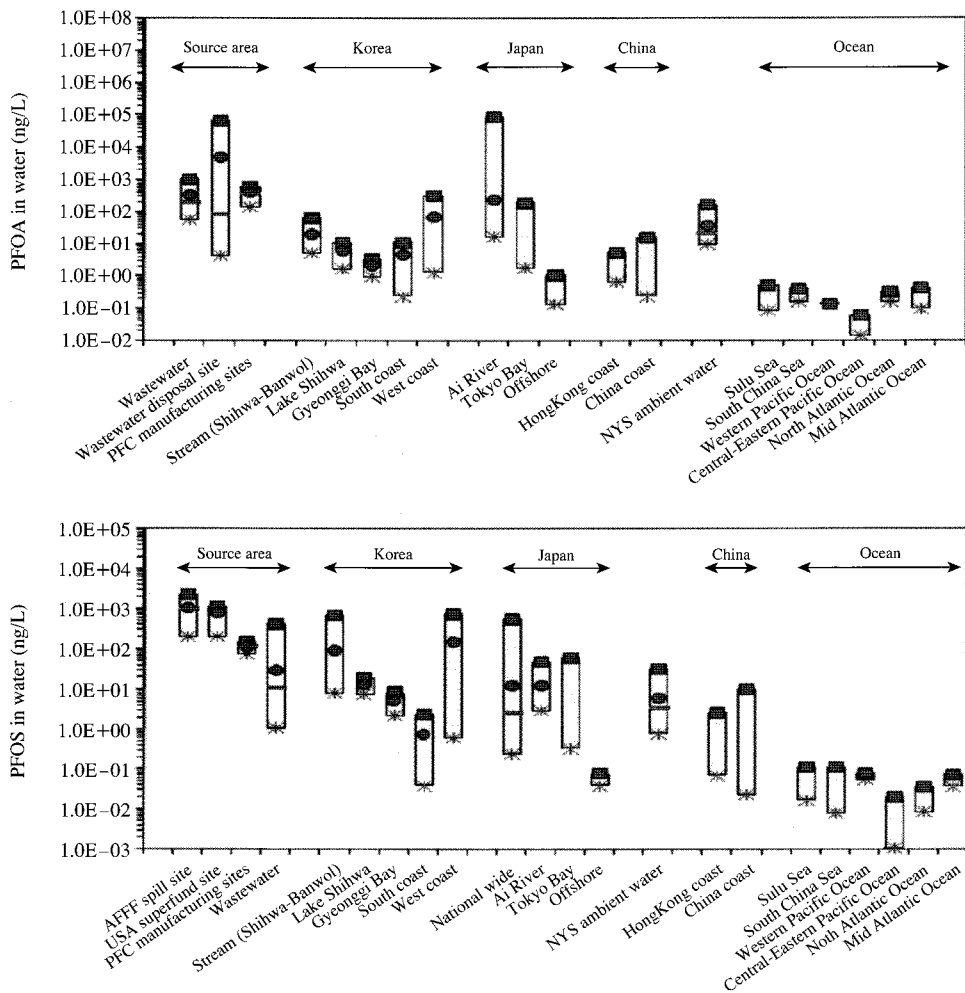


Fig. 3. Concentration ranges of PFOA and PFOS in worldwide waters (See the references in text and Kim *et al.*, 2007).

**Table 1.** Differences in manufacture of PFCs (modified from Simcik, 2005)

Manufacture process	Electrochemical fluorination (ECF)	Telomerization
Major products	Sulfonamides, PFOS, PFOA	FTOHs
Primary manufacturer	3M	DuPont
Chain length	Even and Odd	Even only
Chain conformity	Linear (straight) and branched chain (70~85% versus 15~30%)	Linear (straight) chain only
Uses	AFFF(for PFOS), stain protectant, surfactants, polymers	Surfactants, polymers
Emission status	Production ban since 2002	On-going production

수체에서의 PFOA는 PFCs 제조시설 인근(Hansen *et al.*, 2002)이나 하/폐수처리수(Sinclair and Kannan, 2006) 혹은 폐수유입 하천수(Saito *et al.*, 2003)에서 평균적으로 수백 ng/L가 검출되고, 일반 하천수에서는 수십 ng/L 그리고 대양수(ocean water)에서는 <1 ng/L가 검출된다(Fig. 3). PFOS도 유사한 분포 및 농도값을 보이는데, AFFF 누출사고가 발생한 지역(Moody *et al.*, 2002)에서는 수천 ng/L가 검출되기도 하였다(Fig. 3). 우리나라의 일부 공장지대 근처 하천수에서 '수백 ng/L'과 광양만의 일부 하천에서 평균적으로 99 ng/L(최대 1,412 ng/L) 등의 비교적 높은 PFOS가 검출되었으나 일반하천이나 연안해수에서는 평균적으로 수십 pg/L 수준인 것으로 알려졌다(환경부, 2006). 그러나, 저개발국가와 선진국의 중간정도의 오염도를 보이는 기존 POPs와 달리 PFOA나 PFOS의 전체적인 국내 검출농도의 범위는 타 선진국들에서 측정된 값들보다 낮다고 할 수 없다(Kim *et al.*, 2007).

사람 혈중 PFOA, PFOS농도는 '수~수십 ng/mL'인 것으로 알려졌는데(Kannan *et al.*, 2004), PFOS와 PFOA가 대표적으로 높게 검출되며 대체적으로 PFOS가 PFOA보다 높다. 한국인의 혈중농도는 PFOA가 수백 ng/mL(평균 88)이 검출(Kannan *et al.*, 2004)되기도 하였으나 최근의 조사자료들은 두 화합물 모두 <10 ng/mL을 보이고 있다(미발표자료; 환경부, 2006).

#### 4. 분포와 거동에 영향을 주는 인자들

##### 1) 유기탄소-물 ( $K_{oc}$ ), 옥탄올-물 ( $K_{ow}$ ) 분배계수

기존의 POPs와 다른, PFCs가 갖는 소수성과 소용성이라는 특성 때문에 PFCs는 생물체의 지방질

이나 토양, 퇴적물, 대기입자 등의 유기탄소가 주된 축적대상이 아닌 것으로 여겨져 왔다(Giesy and Kannan, 2002; Prevedouros *et al.*, 2006). 따라서, PFAs는 유의할 만한 수준으로 토양입자에 잔류하지 못하고 토양표층으로부터 지하수층을 거쳐 최종적으로 수체로 유입되어(Davis *et al.*, 2007), 결과적으로 육상에 배출된 PFAs는 표층수나 지하수로 빠르게 이동할 수 있다(Skutlarek *et al.*, 2006). 이런 거동특성에 근거하여 McLachlan 등은 한 유역계에서 배출된 PFCs의 총 배출량은 해당 유역계의 강을 통해 해양으로 배출된 누적 배출량(riverine discharge)과 유사할 것이라 가정하고, 유럽 주요 강 하구에서 측정된 PFCs농도로부터 추정된 배출량을 배출량조사자료로부터 추정된 유럽의 총배출량과 비교하였다(McLachlan *et al.*, 2007).

그러나 한편으로 다매체거동모형의 민감도분석 결과에 따르면, 제한적이긴 하지만 10배  $K_{oc}$ 의 증가는 북극에 도달되는 PFOA의 15% 감소를 유발할 수 있음이 보고되었다(Wania, 2007). 또 다른 연구들은 퇴적물이나 슬러지에서 PFOS의 강한 흡착을 보고하거나(3M, 2000) PFCs 농도수준이나 PFC 구성비 등에서 저서생물들과 유영생물들간의 확연한 차이가 보고되고 퇴적물기원 오염의 중요도가 토의되기도 하였다(de Vijver *et al.*, 2003a, b).

고체상 매체(즉, geosolids)에 대한 흡착용량(Sorption capacity)은 매체별 잔류정도와 잔류시간을 결정하기 때문에 있다면 그것에 대한 척도에 대한 정보는 매우 중요하다. 그럼에도 불구하고 토양이나 퇴적물 등에서의 연구는 상대적으로 매우 미미하다. 최근에 측정된 고체상-용존상 분배계수( $K_d$ )는 매체내뿐만 아니라 매체 간에도 큰 변이가 존재한다(Table 2). PFCs 흡착현상에서 유기탄소의

**Table 2.** Reported solid-water distribution coefficient ( $K_d$ ) of PFOS and PFOA

Media	$K_d$ (L/Kg)		References
	PFOS	PFOA	
Soil	Clay	32.7	Footitt <i>et al.</i> , 2004
	Clay loam	12.8	Footitt <i>et al.</i> , 2004
	Sandy loam	35.1	Footitt <i>et al.</i> , 2004
	Average	26.9	Footitt <i>et al.</i> , 2004
Sediment		8.71	Footitt <i>et al.</i> , 2004
		7.52, 7.42	Johnson <i>et al.</i> , 2007
		423	1500 Nakata <i>et al.</i> , 2006
		71	8.8 Nakata <i>et al.</i> , 2006
		88~1979 (597)	4.5~25 (16) Kim and Kannan (2008)
SS	—	353, 444	Schultz <i>et al.</i> , 2006
Sludge		338~3130 (1028)	— Footitt <i>et al.</i> , 2004
		2048, 2944	645, 609 Schultz <i>et al.</i> , 2006
		519, 603	1194, 4167 Sinclair <i>et al.</i> , 2006
		Log $K_{oc}$ (L/Kg)	
		2.4~3.1	— Johnson <i>et al.</i> , 2007
		2.57~3.1	— 3M, 2000
	—	1.90~2.17 DuPont, 2003	
	2.57±0.13	2.06 Higgins and Luthy, 2006	

중요성을 언급한 것은 비교적 최근이다. 유기탄소함량은 흡착과정에 영향을 주는 가장 중요한 인자이며 토양-물(혹은 퇴적물-물) 사이의 분배계수( $K_d$ )와 선형상관관계를 갖는 것으로 조사되었다(Liu and Lee, 2005; Higgins and Luthy, 2006; Johnson *et al.*, 2007). 큰 변이값의 분배계수( $K_d$ )에도 불구하고, 비교적 좁은 범위의 1.90~2.17와 2.4~3.1 값이 각각 PFOA와 PFOS의 Log  $K_{oc}$ 값으로 보고되었다(Table 2). Log  $K_{oc}$ 값은 분자량이 증가할수록 커져, CF<sub>2</sub>-사슬이 한 개 증가할 때마다 PFCs 계열은 0.50~0.60, PFAS 계열은 0.23씩의 증가가 보고되었다(Higgins and Luthy, 2006). 흡착 분배계수는 [Ca<sup>2+</sup>]농도가 증가할수록 그리고 pH가 감소할수록 증가하여 유기탄소 이외에도 정전기적 인력(electrostatic attraction)이 또 다른 변수로 작용할 수 있다(Higgins and Luthy, 2006, 2007). 또, 유기탄소함량과 관련하여 비가역적 흡착(irreversible sorption)도 관측되었다(Liu and Lee, 2007). Log  $K_{ow}$ 값이 5 이상인 화합물들이 스톡홀름협약 POPs 기준에 포함되는데, 최근 추정된  $K_{ow}$  (Arp *et al.*, 2006)에 따르면 이 POPs 기준을 만족하는 PFCs는 8:2-FTOH, 10:2-FTOH, NETFOSE, NMEFOSEA, NETFOSA 등

의 전구물질과 PFDA 이상의 고분자 PFCAs, PFOS 이상의 고분자 PFAS 등이다. PFOS는 PFOA보다 10배 정도 큰  $K_{ow}$ 값이 추정되었다. Kim과 Kannan은 한 유역계 내 다매체 연구 결과로부터 '대기, 수체'에서와 정반대의 PFOA-PFOS 상대 점유율이 '토양과 퇴적물'에서 관측됨을 보고하고 해당 점유율의 매체 간 변화는 PFOA, PFOS 간의  $K_{ow}$  차이에 의해 설명될 수 있음을 보였다(Kim and Kannan, 2008). 유입하수에서 PFOA 농도가 상대적으로 높았음에도 불구하고 슬러지에서는 오히려 그 반대로 PFOS, long chain-PFDA, PFUn-DA의 농도가 PFOA보다 높아지는 경향이 관측되었다(Schultz *et al.*, 2006; Sinclair and Kannan, 2006).

## 2) pKa와 pH

PFAs는 약산으로써 free acid 형태(예컨대, PFOA)와 해리된 음이온형태(예컨대, PFO<sup>-</sup>)로 존재한다. 각 형태별 존재량은 해당 화합물의 해리도(pKa)와 해당 환경의 pH에 따라 결정된다. 예컨대 (Eq. 1)에 따라 3.43의 pKa값을 갖는 PFOA는 pH가 5인 빗물에서는 2.6% (즉, 1,000개 molecules 중 26개)만이 free acid형태로 존재하고 나머지 97.4%는 음이



은형태로 존재한다(Fig. 4).

$$\text{Fraction of [PFOA]} = \frac{1}{1+10^{(\text{pH}-\text{pKa})}} \quad (\text{Eq. 1})$$

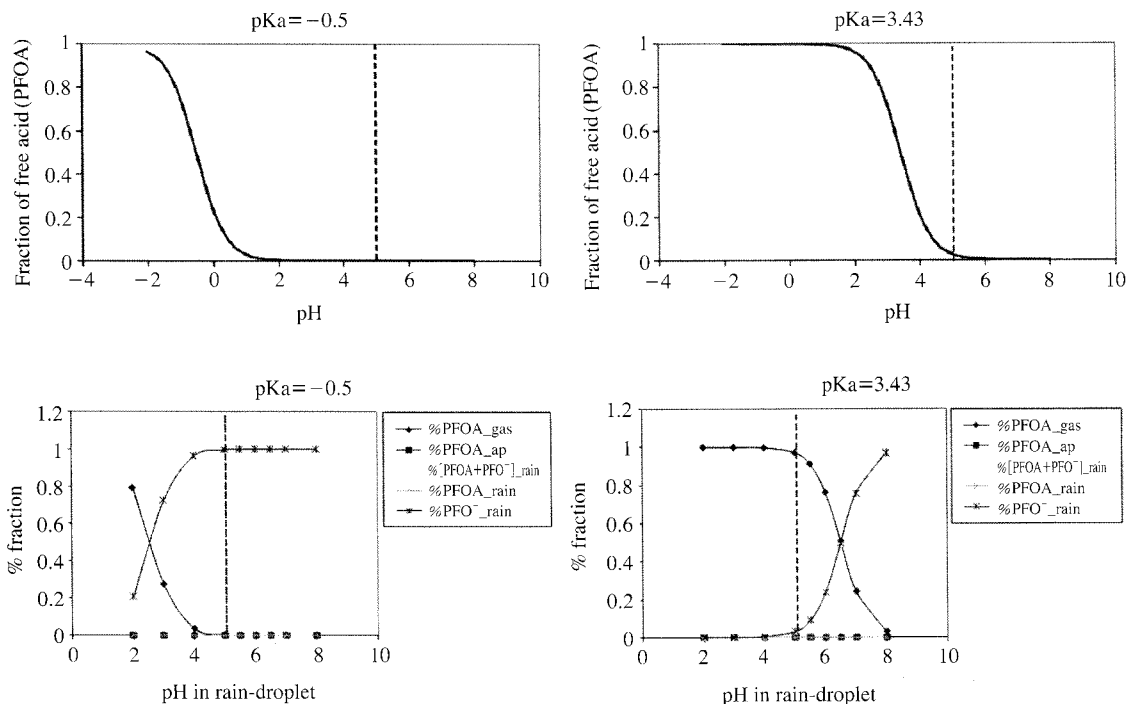
해리되어 존재하는 PFO<sup>-</sup>는 극단적으로 낮은 헨리상수값(Log K<sub>aw</sub> < -6.5)을 갖는 반면, PFOA는 수체에서 대기로의 분배가 활발히 발생할 정도로 높은 값(Log K<sub>aw</sub> = -2.37 ~ -2.9)을 갖는다. 따라서, 수체 내 존재하는 두 형태의 상대적 존재량은 곧 매체(예컨대, 대기-수체)간 분배에도 결정적인 영향을 준다. 비교적 넓은 pKa값(-0.5~4)들이 PFOA에 대하여 보고되었다(Brace, 1962; Kissa, 2001; CEMN, 2007, 2008; Goss, 2008). 넓은 pKa값의 존재는 선택에 따라 대기중의 기체상과 용존상(빗물)에 존재하는 PFO(A)의 상대적인 양에 대하여 정반대의 결과값이 도출될 수 있음을 의미한다. 예컨대, '-0.5'의 pKa값은 pH=5의 빗물 속 free acid 형태의 존재비율을 3.16 × 10<sup>-4</sup>%로 감소시킨다(pH=3.43일 때는 2.6%). 따라서, 빗물 속에 존재하는

PFO(A)의 대부분은 빗물 속에 해리되어 존재하고 대기 기체상으로 분배가 거의 이루어지지 않는다.

존재 가능한 두 형태를 모두 고려한 PFO(A)의 '대기-물간의 분배계수(D<sub>AW</sub>) (Eq. 2), 대기 중 수증기의 상대부피(volume fraction, 10<sup>-6</sup>) (Seinfeld, 1996), 강우중의 pH(=5), 대기입자농도(TSP=50 μg/m<sup>3</sup>)를 이용하여 대기 중 '가스-입자-수증기' 사이에 존재하는 PFO(A)의 상대적 양을 계산할 수 있다(Fig. 4).

$$D_{AW} = \frac{K_{AW}}{1+10^{(\text{pH}-\text{pKa})}} \quad (\text{Eq. 2})$$

작은 pKa(예컨대, -0.5)을 적용하면 대기로의 휘발이 거의 발생하지 않고 대부분(99.6%)의 PFO(A)가 빗물에 존재하는 반면, 큰 pKa(예컨대, 3.43)를 적용하면 대부분(96.9%)이 기체상으로 존재하게 된다. 결과적으로 어떤 pKa값을 선택하느냐에 따라 대기로부터 강우에 의한 세정효율(rain-scavenging efficiency)에 대해 상반된 결론을 내릴 수 있다



**Fig. 4.** Fraction of free acid form (PFOA) in rain-droplet (upper panels) and fractions of PFOA and/or PFO<sup>-</sup> distributed among atmospheric phases (downward panels). pH=5 was assigned for rain-droplet: The graphs were made using equations shown in Schwarzenbach *et al.*, 2002 and Goss 2008.

(Goss, 2008; McMurdo *et al.*, 2008). 대기 중 잔류시간 (atmospheric life-time), 그리고 그것과 연관된 장거리이동성 (long-range transport potential, LRTP)은 강우에 의한 세정효율과 직결되기 때문에 불확실한 pKa값은 환경거동 및 분포에 대한 해석 불확실성을 증가시킨다. 최근에 Kim과 Kannan은 ‘대기 기체상’, ‘빗물’, ‘수체’에서 측정된 농도로부터 PFOA의 pKa를 ‘2~4’로 추정하였다 (Kim and Kannan, 2008). 이 값은 기존에 보고된 ‘2~3’의 값과 유사하다 (Kissa, 2001; USEPA, 2005).

### 3) 전구물질의 분해 (Degradation from precursors)

대기에서의 광분해 및 산화반응 (Ellis *et al.*, 2003; Hurley *et al.*, 2004; Ellis *et al.*, 2004; D’Won *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2006), 수체에서의 광분해 및 가수분해 (Hori *et al.*, 2004; Gauthier *et al.*, 2005), 토양, 슬러지 등에서의 미생물 분해 (Dinglasan *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2005a, b; Russell *et al.*, 2008)를 통해 PFCs 전구물질 (FTOHs, sulfonamides)은 다양한 중간산물 (예컨대, FTCA, FTUCA, FOSA, FOSAA)들과 최종적으로 더 이상 분해되지 않는 안정적인 PFAs를 생성함이 밝혀졌다.

전구물질 (FTOH 혹은 sulfonamide)은 NO<sub>x</sub>의 부재 속에서 대기 중 산화반응을 통해 약 1~10%의 PFAs를 생성하며 인접한 탄소사슬을 갖는 두 화합물 (예컨대, PFOA와 PFNA)은 비슷한 양으로 생성되는 것으로 알려졌다 (Ellis *et al.*, 2004; D’Eon *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2006). 반면에 대기 C<sub>n</sub>F<sub>2n+1</sub>C(O)O<sub>2</sub> 라디칼과 NO<sub>x</sub>의 반응은 “unzipping cycle”을 통해 COF<sub>2</sub>를 생성하므로 대기 중 NO<sub>x</sub>의 존재는 PFAs의 생성을 감소시킨다 (Sulbaek-Andersen *et al.*, 2003). 예를 들면, Wallington 등은 10 ppt의 NO<sub>x</sub>농도를 갖는 대기에서는 약 30%의 PFOA 생성량이 100 ppt의 NO<sub>x</sub>농도에서는 2%로 감소할 것이라고 추정했다 (Wallington *et al.*, 2006). 따라서, 대기에서 PFAs의 생성량은 도심에서 비도심으로 갈수록 증가할 것으로 기대된다. 한편, 슬러지 노출 실험 결과 8:2-FTOH의 생분해로부터 20~80일간 노출 후 약 2~3%의 PFOA가 생성되는 것으로 조사되었다 (Dinglasan *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2005b). 따라서, 생분해에 의한 PFOA생성률은 약 0.001 day<sup>-1</sup>로 추정된다.

대기 (Barber *et al.*, 2007; Jahnke *et al.*, 2007a, b;

Stock *et al.*, 2007), 빗물 (Loewen *et al.*, 2005; Scott *et al.*, 2006; Taniyasu *et al.*, 2008), 강이나 호수물 (Boulanger *et al.*, 2004; Stock *et al.*, 2007), 폐수처리장 (wastewater treatment plant: WWTP) 유출수 혹은 슬러지 (Boulanger *et al.*, 2005; Higgins *et al.*, 2005; Schultz *et al.*, 2006; Sinclair and Kannan, 2006), 해양포유류 (Houde *et al.*, 2005), 사람 혈액 (Weihe *et al.*, 2008) 등 다양한 환경매체에서 전구물질의 중간산물들이 검출되었다. 특히, PFOA (3.8 ng/L)보다 더 높은 8:2-FTUCA의 최대농도 (8.6 ng/L)가 도시 빗물에서 검출되거나 (Scott *et al.*, 2006), PFCAs가 검출되지 않은 빗물에서 0.12~1 ng/L의 FTOH 중간산물이 검출되기도 하였다 (Loewen *et al.*, 2005). 또, 10 ng/L 이상의 FTCA나 FTUCA가 극지방 호수물 (Stock *et al.*, 2007)이나 WWTP 유출수 (Sinclair and Kannan, 2006)에서 검출되었다. 전구물질의 생분해 결과로 유입수에 비해 WWTP 유출수에서 >C9-PFCAs와 PFOS의 총량이 증가하였고 (Sinclair and Kannan, 2006), 슬러지에서의 PFOS보다 더 높은 농도의 PFOS 전구물질과 대사 중간산물들이 검출되기도 하였다 (Higgins *et al.*, 2005). 이런 결과들은 PFAs의 환경 내 분포와 거동에 있어서 전구물질 자체의 분포와 거동이 또한 중요한 인자가 될 수 있음을 의미한다.

### 4) 생물농축 (bioaccumulation)

PFCs는 지방보다는 단백질에 결합하여 축적되는 경향이 있어 생체 내에서 ‘혈액, 담즙, 신장, 간, 알(egg)’ 등에서 높게 검출된다 (Martin *et al.*, 2003; Holmström and Burger, 2008). 따라서, 대부분의 생물체 PFCs축적자료는 혈액이나 지방조직에서 측정된 농도에 기초한다. 생물체 모니터링 자료들에 대한 최근의 리뷰자료 (Houde *et al.*, 2006; Conder *et al.*, 2008)에 따르면, PFCs의 생물축적과 관련된 관측결과는 다음의 몇 가지로 요약될 수 있다.

첫째, PFAs의 생물축적 (bioaccumulation)은 불소로 치환된 탄소수가 많은 화합물일수록 증가한다. 시화호에 서식하는 조류의 알 (egg yolk)에서 측정된 PFAs의 농도는 PFOS > PFUnDA > PFDA > PFNA > PFDoDA > PFOA의 검출분포를 보였다 (Yoo *et al.*, 2008). 특히, C11-PFCA인 PFUnDA는 C8-PFCA인 PFOA보다 50~100배 높은 값을 보였다. 바이칼호 물개 등 수생포유류에서도 고분자

(>C9) PFCAs의 두드러진 생물축적이 관측되었다 (Ishibashi *et al.*, 2008).

둘째, 같은 불소치환 탄소수를 갖는 PFSA는 PFCA보다 더 높은 생물축적경향을 보인다. 자연계 내 생물들에서 PFOS는 PFOA보다 우점적으로 검출되며 (Houde *et al.*, 2006), 어류 및 포유류 등 수서생태계 먹이사슬에서 PFOA는 종종 검출한계 미만에서 검출되는 반면 PFOS는 물에서보다 약 1,000배 정도 축적된다 (de Vijver *et al.*, 2003a; Martin *et al.*, 2004; Kannan *et al.*, 2005; Ishibashi *et al.*, 2008).

셋째, PFOA를 포함하는 <C9-PFCAs와 <C7-PFCAs는 생물축적 경향이 보이지 않는다. 조사된 생물축적계수 (bioaccumulation factor, BAF)와 생물농축계수 (bioconcentration factor, BCF)는 PFOA를 포함한 저분자 PFCAs와 PFOS 미만의 저분자 PFAS에서는 1,000 미만의 값이 관측되어 이들 물질그룹은 생물증폭 (biomagnification)도 유의하지 않을 것이라 여겨지고 있다 (Conder *et al.*, 2008). 반면, PFOS는 미시간호 어류-밍크간에 11~23 (Kannan *et al.*, 2002), Great Lake 먹이사슬 내 '어류-밍크-조류' 간에 10~20 (Kannan *et al.*, 2005)의 생물증폭계수 (biomagnification factor: BMF)가, Lake Ontario 어류 먹이사슬에서 고분자 PFCAs (>C8)은 2~4.7의 BMF가 관측되었다 (Martin *et al.*, 2004).

넷째, 생물체에 축적된 PFAs의 농도는 생물체가 노출된 매체 (물, 대기, 퇴적물 등)에 잔류하는 전구물질의 축적에 의해 영향 받을 수 있다. 영양단계가 더 높은 유영 포식성어류 (pelagic predatory fishes)보다 저서생물들에서 2~3배 이상 높은 PFOS농도가 관측되었다 (de Vijver *et al.*, 2003b; Martin *et al.*, 2004). 저서생물들에서의 높은 PFOS농도는 퇴적물에서의 높은 PFOS농도뿐만 아니라 PFOS보다 높은 농도로 잔류할 수 있는 PFOS 전구물질들이 축적된 결과일 수도 있다 (Higgins *et al.*, 2005). 돌고래 혈액에서 FTUCAs가 관측되기도 하였다 (Houde *et al.*, 2005). 그러므로 측정된 생물체 내 PFA농도는 노출된 PFAs와 전구물질 (생체 축적 후 대사를 통해 PFAs로 전환)의 합이라 추정된다. 따라서, 측정된 생물체와 수체 농도로부터 PFOS와 PFCAs의 BCF나 BAF를 단순추정하기 어렵다.

다섯째, PFAs에 대한 인간의 노출경로 혹은 축적경향은 생태계 내 다른 생물들과 다를 것이라 추정된다. PFOS 및 고분자 PFCAs가 상대적으로 우점적인 분포를 갖는 야생생물에 비해 인간혈액에서는 PFOA, PFOS가 우점적이며 상대적으로 PFOA가 더 높은 농도로 검출된다 (Kannan *et al.*, 2004). 가능한 설명으로, 신장 (kidney)에서의 PFOA 배출 억제기능 (Harada *et al.*, 2005b)과 4.4년이라는 PFOA의 긴 인체 내 잔류시간 (Burriss *et al.*, 2002) 등이 제시되었다. 반면, 다양한 노출경로가 가능한 원인으로 고려될 수 있다. AFFF와 같은 PFOS의 특별한 오염원이 없는 일반 환경수체 (ambient water) 중의 농도는 PFOA가 PFOS보다 높은 농도로 존재하는데 (Sinclair *et al.*, 2006; Kim and Kannan 2007), 음용수 (drinking water)에서도 PFOS보다 수백~수백배 높은 PFOA가 30~640 ng/L 수준으로 검출되어 음용수 섭취가 주요 오염원으로 간주될 수도 있다 (Skutlarek *et al.*, 2006; Hölzer *et al.*, 2008). 한편, Sinclair *et al.* (2007)은 요리조건으로 가열된 코팅된 후라이팬과 팝콘봉지에서 FTOHs와 PFOA를 검출하여 조리과정 중의 호흡 노출가능성을 제기하였고, 음식물 용기를 통한 전이노출 가능성이 주요한 경로일 것이라 의심되기도 한다 (ES & T Online News, 2007).

## 5. 장거리 이동(LRT)에 대한 가설들

PBT 외에 POPs의 중요한 특징 중 하나가 월경성 장거리이동성 (trans-boundary LRTP)이다. 비휘발성이고 수용성인 PFAs의 극지방 환경에서의 검출을 해석하기 위하여 여러 가설들이 제기되었다. 그러나, 해당 가설들은 배출원 (source), 배출량 (emission), 배출모드 (emission entry mode), 주요 이동경로 (pathway) 등에서 서로 다른 근거를 제시하거나 관측된 값에 대하여 상반된 해석을 하기도 하는 등 최근까지 가장 큰 논쟁적 이슈가 되어왔다 (Table 3).

### 1) PAART (Precursors Alcohol Atmospheric Reaction and Transport) pathway

Stock 등은 북미의 다양한 지역에서 측정된 11~165 pg/m<sup>3</sup> (FTOHs), 22~403 pg/m<sup>3</sup> (sulfonamides)의 대기 중 전구물질의 농도가 인구밀도와 밀접한 상관성을 갖는다는 것을 보고하였다 (Stock *et al.*,

**Table 3.** Comparison of hypotheses proposed for LRTP and environmental distribution of PFCs (compiled from references in table)

	PAART (precursor alcohol atmospheric transport)	Water-driven transport	Direct/atmospheric transport
Dominant source	Precursor (indirect)	PFAs (direct)	PFAs (direct)
Emission amount	100~1,000 t/a for FTOHs Estimation from atmospheric concentration	1,500 t (historically) 30~200 t/a for FTOHs Estimation from emission inventory	–
Entry mode	100% air	air (30%); soil (14%); water (55%) for PFAs & 100% air for precursors	air
Transport pathway	atmospheric	Water-current	atmospheric/water-splash
Proposed evidences	<ul style="list-style-type: none"> <li>presence of volatile precursors and its intermediates in air</li> <li>atmospheric precursors' source-dependent distribution</li> <li>PFAs production from precursor oxidation</li> <li>long lifetime (20~50 days) of precursors</li> <li>dominant presence of linear-chain PFCAs in arctic environment</li> <li>fast response to PFAS emission reduction</li> <li>long-chain PFCAs detection in the Arctic ice-snow</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>dominance of PFAs direct emission when estimated emission inventory</li> <li>similarity of ocean water conc. with measured</li> <li>similarity of PFO doubling time (7~10 yrs) in the Arctic biota with measured</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>greater PFAs conc/deposition in urban area (source-dependent distribution)</li> <li>splashing of aerosol containing greater PFO</li> <li>PFOA &gt;&gt; PFNA in rain</li> <li>fast partitioning from water to air (<math>K_{aw} \sim 10^{-2.9}</math>; <math>t_{1/2} \sim 7s</math>)</li> <li>possibility of low rain scavenging</li> </ul>
Estimation Power (to the Arctic)	Deposition flux <ul style="list-style-type: none"> <li>0.4 t/yr (air/FTOHs only)<sup>1)</sup></li> <li>0.1~0.59 t/yr (snow)<sup>2)</sup></li> <li>similar with HCB</li> </ul> Predicted air conc. <ul style="list-style-type: none"> <li>38~385 pg/m<sup>3</sup></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>8~23 t/yr (Current/PFO)<sup>3)</sup></li> <li>2~12 t/yr (Current/PFO)<sup>4)</sup></li> <li>9~20 t/yr (Current/PFO) +0.11~0.26 t/yr (air/FTOH)<sup>5)</sup></li> <li>20~230 t/yr (Current/PFO) +0.19~0.23 t/yr (air/FTOHs+sulfonamides)<sup>6)</sup></li> </ul>	
Disproof	<ul style="list-style-type: none"> <li>source dependent distribution of PFAs (urban &gt; rural)</li> <li>greater precursors' conc. than predicted</li> <li>no decrease of atmospheric sulfonamides</li> <li>PFOA &gt; PFNA in rain</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>all precursor-related observations</li> <li>very fast biological response to PFAS emission reduction</li> <li>FTOHs-originated PFAs ratio in mountain lake water</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>all precursor-related observations &amp; water-driven transport based fate and distribution</li> </ul>
References	Ellis <i>et al.</i> , 2003, 2004 Martin <i>et al.</i> , 2004 D'Won <i>et al.</i> Young <i>et al.</i> Wallington <i>et al.</i> , 2006	Prevedouros <i>et al.</i> , 2006 Armitage <i>et al.</i> Wania, 2007 Schenker <i>et al.</i> , 2008	Harada <i>et al.</i> , 2005 Kim and Kannan, 2007 Ju <i>et al.</i> , 2008 McMurdo <i>et al.</i> , 2008

<sup>1)</sup>Wallington *et al.*, 2006; <sup>2)</sup>Young *et al.*, 2008; <sup>3)</sup>Armitage *et al.*, 2006; <sup>4)</sup>Prevedouros *et al.*, 2006; <sup>5)</sup>Wania, 2007; <sup>6)</sup>Schenker *et al.*, 2008

2004). 이후의 연구들(Soeib *et al.*, 2006; Jahnke *et al.*, 2007a, b; Barber *et al.*, 2007)에서도 도심>비도심>배경지역이라는 뚜렷한 농도구배를 보였다. 특히, 실외대기보다 수십~수백배 높은 농도가 실내에서 검출되어 오염원으로써 실내대기가 의심되었다(Shoieb *et al.*, 2005; Barber *et al.*, 2007). 이러한 실내외 대기 중 전구물질의 농도구배는 상업/산업용 polymer나 제면활성제 물품에 0.04~3.8% 정도로 높게 함유된 비결합 잔류 FTOHs(Dinglas-Panlilio *et al.*, 2006)가 쉽게 휘발되어 대기로 이동하는 것이 원인이 될 수 있음이 제기되었다(Ellis *et al.*, 2004). 대기에서의 광화학 및 산화반응을 통해 다양한 중간산물(intermediates)을 거쳐 최종적으로 FTOHs로부터 1~10% (Ellis *et al.*, 2004), sulfonamides로부터 1~45% (Martin *et al.*, 2006)의 안정적인 PFAS-특히, 동량의 이웃한 탄소수를 갖는 화합물의 생성-가 생성되며, 장거리 이동하기에 충분한 20일(FTOHs)(Ellis *et al.*, 2003)과 20~50일(sulfonamides)(Martin *et al.*, 2006)의 대기 잔류시간(life-time)을 갖는 것으로 알려졌다. 결과적으로, 극지방이나 배경지역(remote area)의 대기나 빙물에서 전구물질과 중간산물 등이 검출되었다. 이런 관측결과로부터 '전구물질의 배출/분해/대기를 통한 이동'이라는 PAART 가설이 제기되었다. 특히, Ellis 등은 대기잔류시간과 측정된 대기농도로부터 100~1,000톤/년의 FTOHs 배출량을 추정하였고(Ellis *et al.*, 2004), 이 배출량(1,000톤/년, 8:2-FTOH)를 이용하여 대기로부터 북극환경에 침적되는 속도를 0.4톤/년으로 추정하였다(Wallington *et al.*, 2006).

이 가설을 증명하는 몇 가지 관측 근거들로서, 1) PFAS계열의 생산금지 이후 북극 수서포유류(Butt *et al.*, 2007)와 눈(Young *et al.*, 2007)에서 관측된 PFOS농도의 즉각적인 감소경향, 2) 북극환경에서 관측되는 환경에서 관측되는 선형 이성체의 압도적 출현(linear >> branched isomers)(De Silva and Mabury, 2004; Young *et al.*, 2007), 3) 극지방 눈에서의 PFDA, PFUnDA와 같은 고분자 PFCAs의 검출(Young *et al.*, 2007), 4) 북극생물 체내에서 측정된 PFOA/PFNA비율(PFOA < PFNA) 등이 제시되었다(Martin *et al.*, 2004).

반면에, PAART이론만으로 설명할 수 없는 측정결과와 다매체거동 모형의 예측결과가 제시되었다.

예컨대, 배출량조사자료(emission inventory)에 의한 추정치(30~200톤/년)(Prevedouros *et al.*, 2006; Armitage *et al.*, 2006; Wania, 2007)보다 5배 이상 많은 양이 PAART 가설에 의해 추정되었는데, 해당 배출량(100~1,000톤/년)을 사용할 경우 예측된 북극 대기농도는 관측된 농도(Shoieb *et al.*, 2006)보다 10배 정도 높다(Wallington *et al.*, 2006). 또, 대기 중 전구물질의 대기분해 과정을 고려했을 때, NO<sub>x</sub> 농도가 높은 도심지역보다 비도심지역(혹은 배경지역)에서 더 높은 PFAS농도가 예측(Wallington *et al.*, 2006)되었음에도 불구하고 오히려 도심지역에서 비도심지역으로 갈수록 감소하는 농도구배가 관측되었다(Scott *et al.*, 2006; Kim and Kannan, 2007). 생산중단에 따른 극지방 환경시료에서의 즉각적인 PFOS농도의 감소경향에도 불구하고 중-고위도 지역 대기에서 측정된 sulfonamide의 농도는 감소하지 않았다(Barber *et al.*, 2007; Jahnke *et al.*, 2007a, b).

## 2) Direct emission and water-driven transport pathway

친수성인 PFAS의 물리화학적 특성, 상대적으로 높은 수체 중 농도(Hansen *et al.*, 2002; Saito *et al.*, 2004; Rostkowski *et al.*, 2006; So *et al.*, 2007), 그리고 간접배출보다 많게 추정된 직접배출(Prevedouros *et al.*, 2006) 등이 '직접배출(PFAS)과 연이은 해류를 통한 장거리 이동' 가설의 기초가 되었다. 유럽 주요 강하구에서 측정된 PFOA농도로부터 추정된 14톤/년은 배출량조사로부터 추정된 유럽 내 배출량과 유사하였다(McLachlan *et al.*, 2007). 또, Prevedouros 등에 의해 추정된 직접배출량(Prevedouros *et al.*, 2006)과 해류이동만을 고려한 다매체 모형은 극지방에서 PFOA농도가 2배에 도달되는 시간(doubling time)을 관측치(Smithwick *et al.*, 2006)와 유사한 7.5~10년으로 예측하였다(Armitage *et al.*, 2006). '간접배출(FTOHs)/대기이동'과 '직접배출(PFOA)/해류이동'을 모두 포함한 모형들은 북극에 도달되는 총량(혹은 유입량)에 대한 기여도에서 후자가 전자보다 10~100배 큰 것으로 평가하였다(Wania, 2007; Schenker *et al.*, 2008)(Table 3). 또, 배출량조사자료(Prevedouros *et al.*, 2006; therein)에 기초하고 '해류를 통한 이동'이 포함되었을 때 극지방에서 관측된 해수농도(PFOA;

52~338 pg/L) (Yamashita *et al.*, 2008)와 대기농도(tFTOHs: 7~55 pg/m<sup>3</sup>) (Shoieb *et al.*, 2006)를 더 잘 예측하였다.

그러나, 북극에서 관측된 배출감소에 따른 PFOS 농도의 즉각적 감소(Butt *et al.*, 2007), 고도에 따른 대기 중 전구물질 농도의 증가와 산 정상 호수에서 관측되는 PFOA-PFNA의 유사한 비율(Loewen *et al.*, 2008), 도심 대기에서 관측되는 PFOA의 높은 농도(Harada *et al.*, 2005a; Barber *et al.*, 2007) 등은 PAART가설의 기여와 또 다른 이동경로(즉, 직접배출-대기이동)의 기여 가능성을 남겨두고 있다.

### 3) Direct emission and atmospheric transport pathway

고려될 또 다른 이동경로는 '직접배출(PFAs)/대기이동'경로이다. 대기와 접한 해수 미세표면층(microlayer)에서의 PFOA와 PFOS 농도는 표층수(subsurface water)에서의 농도보다 수~수백배 높은 값이 관측되었다(Ju *et al.*, 2008). 최근의 에어로졸 생성실험에 따르면(McMurdo *et al.*, 2008), 수표면으로부터 발생한 에어로졸상의 농도는 표층수보다 80배 정도의 높은 값을 가지며, 에어로졸에 녹아있는 PFOA는 매우 빠르게( $t_{1/2}=7.2s$ ) 대기 기체상으로 분배하는 것이 관측되었다. 이 결과로부터 첫째, 알려진 강우에 의한 세정효율(rain-scavenging half-life; 6~17 day) (Flanklin, 2002; Wallington *et al.*, 2006)이 과대평가되었을 수 있다는 것, 둘째 수체가 반드시 영구적인 소멸처(sinker)로써만 작용하는 것이 아니라 대기에 대한 오염원(source)으로 작용할 수 있다는 것, 셋째 수체에서 기인한 기체상 PFOA의 장거리 이동의 결과로 기존의 LRT (PAART, direct/water-transport)에 덧붙여 '직접배출/대기이동'도 중요한 장거리 이동경로일 수 있다는 것이 제기되었다.

PAART 가설에 의해 예측되는 것보다 100배 낮은 대기 중 FTOH-PFOA 비율(Kim and Kannan, 2007)과 함께 도심 대기에서의 관측된 높은 PFOA 농도(Harada *et al.*, 2005a; Barber *et al.*, 2007)는 대기로의 직접배출 및 대기 이동경로의 중요성을 제시하였다. 미국의 지역별 상세배출량조사 자료에 근거해 FTOHs와 PFOA의 대기로의 배출을 모두 포함하였을 때, 관측된 것과 유사한 '도심>비도심'이라는 농도구배가 잘 예측되었다. 배출량조사에서

는 대기로의 배출이 전체의 30%에 달하는 것으로 예측되었다(Prevedouros *et al.*, 2006).

### 4) 기타(전구물질 형태로 수체로 유입/분해/수체이동)

높은 함량으로 산업용 polymer나 계면활성제 물질 등에 비결합 잔류물질로 함유되어 있는 전구물질들(Dinglasan-Panlilio *et al.*, 2006)은 세척 및 청소과정 중에 대기뿐만 아니라 수체로 직접 배출될 수 있다. 앞서 기술하였듯이, 수체로 유입된 전구물질들은 가수분해 및 생분해 등을 통해 중간체를 거쳐 PFAs로 전환된다. 그 결과로 폐수처리장의 폐수와 슬러지에서 고농도의 중간산물들이 검출되는데 이 분해과정이 수체 중 PFAs의 농도를 증가시킬 것으로 추정되고 있다(Higgins *et al.*, 2005; Schultz *et al.*, 2006). 이 전구물질들의 생분해로 폐수처리장의 유출수에서의 고분자 PFCAs와 PFOS의 총량이 유입수에서보다 증가했다는 직접적 증거가 제시되었다(Sinclair and Kannan, 2007). 그러나, 전구물질들의 분해로 발생하는 중간체들의 물리화학적 특성, 거동에 대해서는 아직 잘 알려지지 않았다.

## 결론 및 전망

환경에서 검출되는 PFCs 분포와 거동은 다양한 직/간접 배출원에 의해 영향받을 수 있다. 생산금지 이후에도 여전히 감소하지 않는 대기농도가 관측되었다. 특히, 하천수 PFAs에 대한 표면유출수(surface runoff water)의 상대적 기여도가 하수처리장 배출수보다 높아 특정되지 않은 비점배출원의 중요성이 강조되기도 한다(Kim and Kannan, 2007; Zushi *et al.*, 2008). 또, fluoropolymer 자체가 분해되어 배출원으로 작용할 것이라는 명백한 증거가 없음에도 불구하고 여전히 polymer의 열분해 등은 PFAs에 대한 잠재적 배출원으로 간주되기도 한다(Ellis *et al.*, 2001). 교통량이 많은 도로변의 대기에서 검출된 높은 PFOA 농도로부터 차량에 사용되는 PFCs 관련 물질들이 잠재적 배출원으로 토의되기도 하였다(Harada *et al.*, 2005a). 따라서, 소각이나 매립 혹은 이동오염원과 같은 알려지지 않은 잠재적 오염원이 더 조사될 필요가 있다.

결론적으로 LRT 및 거동에 영향을 주는 경로 (pathways)는 다음과 같이 간접배출, 직접배출, 해류이동, 대기이동의 조합에 의해 설명될 수 있다 (Fig. 5). 해류를 통한 이동은 1) 표층수로 PFCs의 배출(discharge)과 해류를 통한 이동(transport), 2) 대기로 배출된 PFCs의 표층수로 이동과 해류를 통한 이동, 3) 전구물질의 표층수로 배출, PFCs로 전환(transformation) 그리고 이동으로 규정되고, 대기를 통한 이동은 1) 대기로 PFCs의 배출(discharge) 그리고 이동, 2) 전구물질의 대기로 배출, PFCs로 전환, 그리고 이동, 3) PFCs의 표면-대기간 이동 그리고 연속적인 대기를 통한 이동 등으로 구성된다. 특정경로를 통해서만 설명되지 않으며, 해당 지역의 PFCs오염의 주요 경로는 지역적 특성(대기 중 NO<sub>x</sub>농도, 오염원지역으로부터의 거리, 오염원유무)에 의해 결정된다. 특히, 잠재적인 오염원으로써 전구물질의 중간체에 대한 거동 및 특성이 더 조사될 필요가 있다. 최근에야 대사체의 종류와 물리화학적 특성을 반영하는 모형들이 개발되고 있다. 전체 거동에 있어서 퇴적물이나 토양에 잔류하는 양이 무시될 수는 없음에도 불구하고 고체상 매체

(geosolids)에 대한 관측은 매우 미미하다. 또, 지구적 규모의 환경모형들에서 토양 내 체류에 의한 장거리 이동 억제효과는 '대기-토양' 간 접촉면보다 훨씬 큰 '대기-대양' 간 접촉면 때문에 실제로보다 과소평가되었을 가능성이 있다.

2000년 초부터 시작되는 PFCs농도의 감소경향은 환경시료뿐만 아니라 인체시료(Splithoff *et al.*, 2008)에서도 관측되고 있다. 그러나, 생산감소에 대한 환경매체 중 농도나 노출의 즉각적 감소가 가능할 것인가에 대해서는 여전히 논란이 되고 있다. 예컨대, Wania는 직접배출되어 수체로 이동하거나 간접배출되어 대기로 이동하는 경로에 관계없이 북극환경에서의 농도는 배출감소 이후 수 년에서 수십 년 동안 감소하지 않고 지연된다고 예측하였다(Wania, 2007). 북극환경과 달리, 인간노출의 감소는 배출감소에 따른 훨씬 더 즉각적인 반응의 결과일 수 있다. 그러나, 그 반응속도는 노출경로에 따라 달라진다. 인간의 PFC에 대한 노출경로로서 상대적 기여도가 큰 것으로 '음식물 섭취(Tittlemier *et al.*, 2007)'나 '음용수 섭취(Harada *et al.*, 2003; Hölzer *et al.*, 2008)'가 제안되었다. 수은이나 기존의

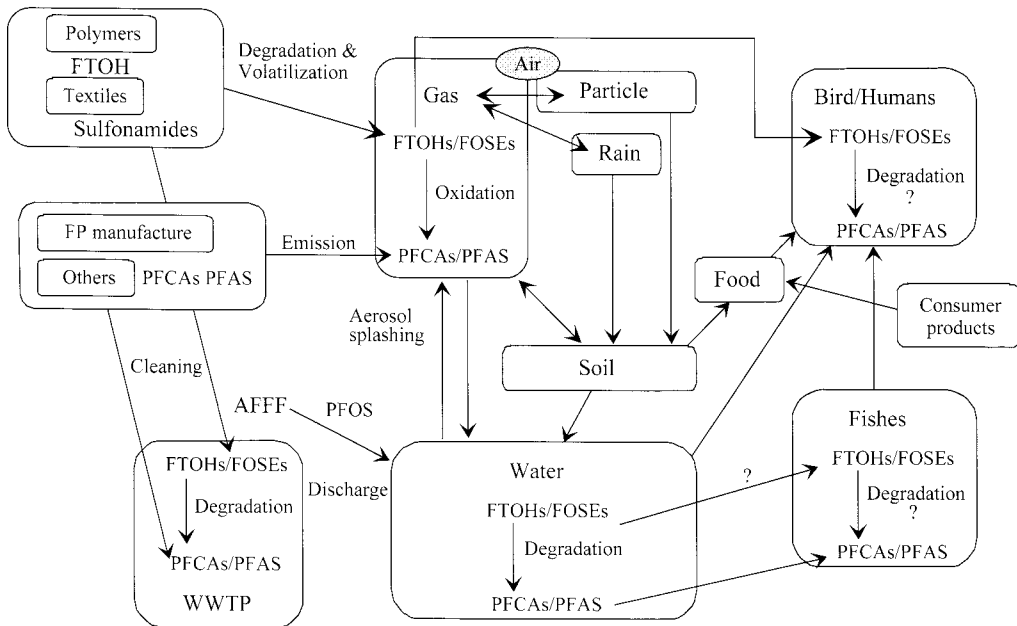


Fig. 5. Pathways contributing to environmental distribution and long range transport of PFCs. Question mark (?) means the process that have a little of evidences but are suspected to happen (AFFF indicates aqueous fire-fighting film foam and WWTP is wastewater treatment plant. see the Appendix for chemical abbreviation).

POPs와 달리 가식부에 미량으로 축적됨에도 불구하고 여전히 어류 다소비군에서는 어류의 섭취가 주요 노출경로로 발표되기도 하였다(Falandysz *et al.*, 2006). 반면, 전구물질의 높은 실내농도나 도로변에서 관측된 높은 PFAs농도로부터 호흡에 의한 노출경로가 중요하게 평가되기도 하며(Harada *et al.*, 2006), 포장재로부터 식품으로의 전이과정(D'Eon and Mabury, 2007; Sinclair *et al.*, 2007)이 중요한 노출경로로 제기되기도 하였다.

요컨대 PFCs 배출원, 환경 거동 및 노출경로에 대한 불확실성이 여전히 존재하며 그 불확실성을 해소하려는 노력은 이들 물질에 대한 생태계 및 인간의 노출 정도를 정확히 평가하기 위해서 필수 불가결하다. 그러나, 국내 연구는 환경 매체 내 오염수준과 인체에 대한 PFCs의 노출수준을 조사하는 초보적 단계에 있다. 국내에서 요구되는 향후 연과과제들을 정리하면 다음과 같은 것들이 고려될 수 있다. 첫째, 배출원과 배출량특성에 대한 연구가 선행될 필요가 있다. 전술하였다시피, 해당 지역의 PFAs오염 수준이나 오염경로는 지역적 특성(오염원 유무와 특성, 오염원지역으로부터의 거리, 대기중 NO<sub>x</sub>농도)에 의해 크게 좌우된다. 특히, PFCs의 물질그룹별 생산방식과 환경거동 특성이 다르기 때문에 배출원별 특성이 조사될 필요가 있다. 3M의 PFCs물질 생산금지 선언 이후, 2000년 초에 Sulfonate-계열의 PFCs(즉, PFAS)는 수입이 되지 않았지만 Telomer-계열 PFCs(즉, FTOHs와 그로부터 기인한 PFCAs)는 DuPont, Asahi Glass, Daikin 등으로부터 지속적으로 수입된 것으로 알려져 있다(Kim *et al.*, 2007). 둘째, 전구물질과 그 분해산물(PFCAs나 PFSA)은 거동특성이 다르므로 해당 물질들이 함께 고려되어 조사될 필요가 있다. 그러기 위해서는 전구물질들에 대한 시료채취 및 분석기술의 확보가 선행되어야 한다. 현재 국내 연구는 PFOA와 PFOS로만 국한되는 경향이 있다. 셋째, 주요 노출경로별 기여도가 평가되어야 한다. 현재 국민 혈중 PFOA, PFOS오염수준이 조사되고 있으나 어떤 경로를 통해 얼마나 유입되는지는 조사되고 있지 않다. 일차적으로 '음용수', '실내공기', '음식물' 등을 통한 노출이 평가될 필요가 있다. 넷째, PFOA, PFOS의 공산품함유 규제에 대한 대응으로 이들 물질의 사용규제 및 관리방안 등이 마련될 필요가 있다. 이들 물질은 유럽연합(EU)의 전

기전자 제품 내 특정유해물질의 사용에 대한 제한(Restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment: RoHS)에 포함될 전망이다.

## 감사의 글

This work was supported by the Korea Research Foundation Grant funded by the Korean Government (MOEHRD, Basic Research Promotion Fund) (KRF-2005-214-C00247).

## 참고 문헌

- 환경부. 보도자료-PFOS의 국내 오염 수준, 선진국에 비해 낮은 수준, 2006.
- 3M. Material Safety Data Sheet for FC-203FC Light Water Brand Aqueous Film Forming Foam, 3M Co., London, ON, Canada, 1999.
- 3M. Soil Adsorption/Desorption Study of Potassium Perfluorooctane Sulfonate (PFOS); 3M: St. Paul, MN, U.S. Environmental Protection Agency Docket AR 226-1030a 030, 2000.
- Armitage J, Cousins IT, Buck RC, Prevedouros K, Russell MH, MacLeod M and Korzeniowski SH. Modeling global-scale fate and transport of perfluorooctanoate emitted from direct sources, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 6969-6975.
- Arp HPH, Niederer C and Goss K-U. Predicting the partitioning behavior of various highly fluorinated compounds, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 7298-7304.
- Barber JL, Berger U, Caemfa C, Huber S, Jahnke A, Temme C and Jones KC. Analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe, *J Environ Monit* 2007; 9: 530-541.
- Barton CA, Butler LE, Zarzecki CJ, Flaherty J and Kaiser M. Characterizing perfluorooctanoate in ambient air near the fence line of a manufacturing facility: Comparing modeled and monitored values, *Air & Waste Manage Assoc* 2006; 56: 48-55.
- Biegel LB, Hurtt ME, Frame SR, O'Connor JC and Cook JC. Mechanisms of extrahepatic tumor induction by peroxisome proliferators in male CD rats, *Toxicol Sci* 2001; 60: 44-55.
- Boulanger B, Peck AM, Schnoor JL and Hornbuckle KC.



- Mass budget of perfluorooctane surfactants in Lake Ontario, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 74-79.
- Boulanger B, Vargo J, Schnoor JL and Hornbuckle KC. Detection of perfluorooctane surfactants in Great Lakes water, *Environ Sci Technol* 2004; 38(15): 4064-4070.
- Brace NO. Long chain alkanolic and alkenolic acids with perfluoroalkyl terminal segments, *J Org Chem* 1962; 27: 4491-4498.
- Burriss JM, Lundberg JK, Olsen G, Simpson C and Mandel J. Interim Report No. 2, Determination of Serum Half-Lives of Several Fluorochemicals; U.S.EPA Public Docket; 3M: St. Paul, MN, 2002.
- Butt CM, Muir DCG, Stirling I, Kwan M and Mabury SA. Rapid response of arctic ringed seals to changes in perfluoroalkyl production, *Environ Sci Technol* 2007; 41(1): 42-49.
- CEMN. Canadian Environmental Modelling Network-Newsletter (annual partners' meeting). Webster E. Ed., 2006; 2007; 2008.
- Conder JM, Hoke RA, de Wolf W, Russel MH and Buck RC. Are PFCAs bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds, *Environ Sci Technol* 2008; 42(4): 995-1003.
- D'Eon JC and Mabury SA. Production of perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) from the biotransformation of polyfluoroalkyl phosphate surfactants (PAPS): Exploring routes of human contamination, *Environ Sci Technol* 2007; 41: 4799-4805.
- D'Eon J, Hurley MD, Wallington TJ and Mabury SA. Atmospheric chemistry of N-methyl perfluorobutane sulfonamidoethanol,  $C_4F_9SO_2N(CH_3)CH_2CH_2OH$ : Kinetics and mechanism of reaction with OH, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 1862-1868.
- Davis KL, Aucoin MD, Larsen BS, Kaiser MA and Harten AS. Transport of ammonium perfluorooctanoate in environmental media near a fluoropolymer manufacturing facility, *Chemosphere* 2007; 67: 2011-2019.
- De Silva AO and Mabury SA. Isolating isomers of perfluorocarboxylates in polar bears (*Ursus maritimus*) from two geographical locations, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 6538-6545.
- de Vijver K, Hoff PT, Das K, Van Dongen W, Esmans EL, Jauniaux T, Bouquegneau J-M, Blust R and de Coen W. Perfluorinated chemicals infiltrate ocean waters: link between exposure levels and stable isotope ratios in marine mammals, *Environ Sci Technol* 2003b; 37: 5545-5550.
- de Vijver KIV, Hoff PT, Das K, Dongen WV, Esmans EL, Jauniaux T, Bouquesnea J-M, Blust R and de Coen WM. Perfluorinated chemicals infiltrate ocean waters: link between exposure levels and stable isotope ratios in marine mammals, *Environ Sci Technol* 2003a; 37: 5545-5550.
- de Vijver KIV, Hoff PT, Dongen WV, Esmans EL, Blust R and de Coen WM. Exposure patterns of perfluorooctane sulfonate in aquatic invertebrates from the western scheldt estuary and the southern north sea *Environ. Toxicol Chem* 2003b; 22(9): 2037-2041.
- de Vijver KI, Hoff PT, Van Dongen W, Esmans EL, Blust R and De Coen WM. Exposure patterns of perfluorooctane sulfonate in aquatic invertebrates from the Western Scheldt estuary and the southern North Sea, *Environ Toxicol Chem* 2003a; 22: 2037-2041.
- Dinglasan-Panlilio MJA and Mabury SA. Significant residual fluorinated alcohols present in various fluorinated materials, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 1447-1453.
- Dinglasan MJA, Ye Y, Edwards EA and Mabury SA. Fluorotelomer alcohol biodegradation yields poly- and perfluorinated acids, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 2857-2864.
- duPont. Adsorption/Desorption of Ammonium Perfluorooctanoate to Soil (OECD 106); E.I. du Pont de Nemours and Company: Wilmington, DE, 2003, U.S. Environmental Protection Agency Docket OPPT-2003-0012-040.
- Ellis DA, Mabury SA, Martin JW and Muir DCG. Thermolysis of fluoropolymers as a potential source of halogenated organic acids in the environment. *Nature* 2001; 412(19): 321-324.
- Ellis DA, Martin JW, De Silva AO, Mabury SA, Hurley MD, Sulbaek-Andersen MP and Wallington TJ. Degradation of fluorotelomer alcohols: A likely atmospheric source of perfluorinated carboxylic acids, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 3316-3321.
- Ellis DA, Martin JW, Mabury SA, Hurley MD, Sulbaek-Andersen MP and Wallington TJ. Atmospheric lifetime of fluorotelomer alcohols, *Environ Sci Technol* 2003; 37: 3816-3820.
- ES & T Online News: PFOA in People, May 23, 2007.
- Falandysz J, Taniyasu S, Gulkowska A, Yamashita N and Schulte-Oehlmann U. Is fish a major source of fluorinated surfactants and repellents in humans living on the Baltic coast?. *Environ Sci Technol* 2006; 40: 748-751.
- Footitt A, Nwaogu TA and Brooke D. Risk reduction strategy and analysis of advantage and drawbacks for perfluorooctane sulphonate (PFOS). Final Report for Dept. of Environment, Food and Rural Affairs & the Envir-

- onment Agency for England and Wales. 2004, Page A4-3.
- Franklin J. Screening assessment of the potential for long range atmospheric transport of perfluorooctanoic acid. 2002, Solvay Research and Technology.
- Gauthier SA and Mabury SA. Aqueous photolysis of 8 : 2 Fluorotelomer Alcohol, *Environ Toxicol Chem* 2005; 24: 1837-1846.
- Giesy JP and Kannan K. Global distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife, *Environ Sci Technol* 2001; 35: 1339-1342.
- Giesy JP and Kannan K. Perfluorochemical surfactants in the Environment, *Environ Sci Technol* 2002; 36(7): 146A-152A.
- Goss K-U. The pKa values of PFOA and other highly fluorinated carboxylic acids, *Environ Sci Technol* 2008; 42(2): 456-458.
- Hansen KJ, Johnson HO, Eldridge JS, Butenhoff JL and Dick LA. Quantitative characterization of trace levels of PFOS and PFOA in the Tennessee River, *Environ Sci Technol* 2002; 36: 1681-1685.
- Harada K, Nakanishi S, Saito N, Tsutsui T and Koizumi A. Airborne perfluorooctanoate may be a substantial source contamination in Kyoto Area, Japan, *Bull Environ Contam Toxicol* 2005a; 74: 64-69.
- Harada K, Inoue K, Morikawa A, Yoshinaga T, Saito N and Koizumi A. Renal clearance of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate in humans and their species-specific excretion, *Environ Res* 2005b; 99: 253-261.
- Harada K, Nakanishi S, Sasaki K, Furuyama K, Nakayama S, Saito N, Yamakawa K, Tsutsui T and Koizumi A. Particle size distribution and respiratory deposition estimates of airborne perfluorooctanoate and perfluorooctanesulfonate in Kyoto Area, Japan, *Bull Environ Contam Toxicol* 2006; 76: 306-310.
- Harada K, Saito N, Sasaki K, Inoue K and Koizumi A. Perfluorooctane sulfonate contamination of drinking water in the Tama River, Japan: Estimated effects on resident serum levels, *Bull Environ Contam Toxicol* 2003; 71: 31-36.
- Higgins CP and Luthy RG. Modeling sorption of anionic surfactants onto sediment materials: An a priori approach for perfluoroalkyl surfactants and linear alkylbenzene sulfonates, *Environ Sci Technol* 2007; 41: 3254-3261.
- Higgins CP and Luthy RG. Sorption of perfluorinated surfactants on sediment, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 7251-7256.
- Higgins CP, Field JA, Criddle CS and Luthy RG. Quantitative determination of perfluorochemicals in sediments and domestic sludge, *Environ Sci Technol* 2005; 31(19): 3946-3956.
- Holmström K and Berger U. Tissue distribution of perfluorinated surfactants in common Guillemot (*Uria aalge*) from the Baltic Sea, *Environ Sci Technol* 2008. (in press)
- Holmström K, Järnberg U and Bignert A. Temporal trends of PFOS and PFOA in Guillemot eggs from the Baltic Sea, 1968-2003, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 80-84.
- Hölzer J, Midasch O, Rauchfuss K, Kraft M, Reupert R, Angerer J, Kleeschulte P, Marschall N and Wilhelm M. Biomonitoring of perfluorinated compounds in children and adults exposed to perfluorooctanoate-contaminated drinking water, *Environ Health Persp* 2008; 116(5): 651-657.
- Hori H, Hayakawa E, Einaga H, Kutsuna S, Koike K, Ibukuki T, Kiatagawa H, Arakawa R. Decomposition of environmentally persistent perfluorooctanoic acid in water by photochemical approaches, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 6118-6124.
- Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR and Muir DCG. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: A review, *Environ Sci Technol* 2006; 40(11): 3463-3473.
- Houde M, Wells RS, Fair PA, Bossart GD, Hohn AA, Rowles TK, Sweeney JC, Solomon KR and Muir DCG. Polyfluoroalkyl compounds in free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 6591-6598.
- Hurley MD, Wallington TJ, Sulback-Andersen MP, Ellis DA, Martin JW and Mabury SA. Atmospheric chemistry of fluorinated alcohols: Reaction with Cl atoms and OH radicals and atmospheric lifetimes, *J Phys Chem* 2004; 108: 1973-1979.
- Ishibashi H, Iwata H, Kim E-Y, Tao L, Kannan K, Amano M, Miyazaki N, Tanabe S, Batoeva V and Petrov EA. Contamination and effects of perfluorochemicals in Baikal seal (*Pusa sibirica*). 1. Residue level, tissue distribution, and temporal trend, *Environ Sci Technol* 2008. (in press)
- Jahnke A, Ahrens L, Ebinghaus R and Temme C. Urban versus Remote air concentrations of fluorotelomer alcohols and other polyfluorinated alkyl substances in Germany, *Environ Sci Technol* 2007b; 41: 745-752.
- Jahnke A, Berger U, Ebinghaus R and Temme C. Latitude gradient of airborne polyfluorinated alkyl substances in the marine atmosphere between Germany and South Africa (53°N-33°S), *Environ Sci Technol* 2007a; 41(9): 3055-3061.

- Johnson RL, Anschutz AJ, Smolen JM, Simcik MF and Penn RL. The adsorption of perfluorooctane sulfonate onto sand, clay, and iron oxide surfaces, *J Chem Eng Data* 2007; 52: 1165-1170.
- Jones PD, Hu W, Coen WD, Newsted JL and Giesy JP. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins, *Environ Toxicol Chem* 2003; 22: 2639-2649.
- Ju X, Jin Y, Sasaki K and Saito N. Perfluorinated surfactants in surface, subsurface water and microlayer from Dalian coastal waters in China, *Environ Sci Technol* 2008; 42(10): 3538-3542.
- Kannan K, Corsolini S, Falandysz J, Fillmann G, Kumar KS, Loganathan BG, Ali Mohd MA, Olivero J, van Wouwe N, Yang JH and Aldous KM. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in human blood from several countries, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 4489-4495.
- Kannan K, Newsted J, Halbrook RS, Giesy JP. Perfluorooctanesulfonate and related fluorinated hydrocarbons in mink and river otters from the United States, *Environ Sci Technol* 2002; 36: 2566-2571.
- Kannan K, Tao L, Sineliar E, Pastva SD, Jude DJ and Giesy JP. Perfluorinated compounds in aquatic organisms at various trophic levels in a Great Lakes food chain, *Arch Environ Contam Toxicol* 2005; 48: 559-566.
- Kim S-K, Khim JS, Lee K-T, Giesy JP, Kannan K, Lee D-S, Koh C-H. Chapter 2. Emission, Contamination and Exposure, Fate and Transport, and National Management Strategy of Persistent Organic Pollutants in South Korea. *Developments in Environmental Science, Volume 7*. A. Li, S. Tanabe, G. Jiang, J.P. Giesy and P.K.S. Lam Eds., Elsevier Ltd., 2007, pp. 31-157.
- Kim SK and Kannan K. Inter-chemical and inter-media comparison on distribution of PFCAs and PFAS in multi-media environments. 29<sup>th</sup> SETAC World Congress meeting, August 3-8, 2008, Sidney, Australia.
- Kim SK and Kannan K. Perfluorinated acids in air, rain, snow, surface runoff, and lakes: relative importance of pathways to contamination of urban lakes, *Environ Sci Technol* 2007; 41: 8328-8334.
- Kissa E. Fluorinated Surfactants and Repellents, 2nd ed.; Vol. 97 in Surfactant Science Series; Marcel Dekker: New York, 2001.
- Lau C, Butenhoff JL and Rogers JM. The developmental toxicity of perfluoroalkyl acids and their derivatives, *Toxicol Appl Pharmacol* 2004; 198: 231-241.
- Lei YD, Wania F, Mathers D and Mabury SA. Determination of vapor pressures, octanol-air, water-air partition coefficients for polyfluorinated sulfonamide, sulfonamidoethanols, and telomere alcohols, *J Chem Eng Data* 2004; 49: 1013-1022.
- Liu J and Lee L. Solubility and sorption by soils of 8 : 2 fluorotelomer alcohol in water and cosolvent systems, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 7535-7540.
- Loewen M, Halldorson T, Wang F and Tomy G. Fluorotelomer carboxylic acids and PFOS in rainwater from an Urban center in Canada, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 2944-2951.
- Loewen M, Wania F, Wang F and Tomy G. Altitudinal transect of atmospheric and aqueous fluorinated organic compounds in western Canada, *Environ Sci Technol* 2008; 42(7): 2374-2379.
- Martin JW, Ellis DA, Mabury SA, Hurley MD and Wallington TJ. Atmospheric chemistry of perfluoroalkanesulfonamides: Kinetic and product studies of the OH radical and Cl atom initiated oxidation of N-ethyl perfluorobutanesulfonamide, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 864-872.
- Martin JW, Mabury SA, Solomon KR and Muir DCG. Bioconcentration and Tissue Distribution of Perfluorinated Acids in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*), *Environ Toxicol Chem* 2003; 22: 196-204.
- Martin JW, Smithwick MM, Braune BM, Hoekstra PF, Muir DCG and Mabury SA. Identification of long-chain perfluorinated acids in biota from the Canadian Arctic, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 373-380.
- Martin JW, Whittle DM, Muir DCG and Mabury SA. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 5379-5385.
- McLachlan M, Holmstrom K, Durberger M. Riverine discharge of perfluorinated carboxylates from the European Continent, *Environ Sci Technol* 2007; 41(21): 7260-7265.
- McMurdo CJ, Ellis DA, Webster E, Butler J, Christensen RD and Reid LK. Aerosol enrichment of the surfactant PFO and mediation of the water-air transport of gaseous PFOA, *Environ Sci Technol* 2008; 42: 3969-3974.
- Moody CA, Martin JW, Kwan WC, Muir DCG and Mabury SA. Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek, *Environ Sci Technol* 2002; 36(4): 545-551.
- Nakata H, Kannan K, Nasu T, Cho H-S, Sinclair E, Take-mura A. Perfluorinated contaminants in sediments and aquatic organisms collected from shallow water and tidal flat areas of the Ariake Sea, Japan: Environmental fate of perfluorooctane sulfonate in aquatic ecosystems, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 4916-4921.
- OECD. OECD Workshop on Perfluorocarboxylic acids (PF-CAs) and Precursors. 20-22 November 2006, Stock-

- holm, Sweden.
- Prevedouros K, Cousins IT, Buck RC and Korzeniowski SH. Source, fate and transport of perfluorocarboxylates, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 32-44.
- Rostkowski P, Yamashita N, So IMK, Taniyasu S, Lam PKS, Falandysz J, Lee KT, Kim SK, Khim JS, Im SH, Newssted JL, Jones PD, Kannan K and Giesy JP. Perfluorinated compounds in streams of the shihwa industrial zone and lake shihwa, south Korea, *Environ Toxicol Chem* 2006; 25(9): 2374-2380.
- Russell M, Berti W, Szostek B and Buck RC. Investigation of the biodegradation potential of a fluoroacrylate polymer product in aerobic soils, *Environ Sci Technol* 2008; 42(3): 800-807.
- Saito N, Harada K, Inoue K, Sasaki K, Yoshinaga T and Koizumi A. Perfluorooctanoate and perfluorooctane sulfonate concentrations in surface water in Japan, *J Occup Health* 2004; 46: 49-59.
- Saito N, Sasaki K, Nakatome K, Harada K, Yoshinaga T and Koizumi A. Perfluorocotane sulfonate concentrations in surface water in Japan, *Arch Environ Contam Toxicol* 2003; 45: 149-158.
- Schenker U, Scheringer M, MacLeod M, Martin JW, Cousins IT and Hungerbuhler K. Contribution of volatile precursor substances to the flux of perfluorooctanoate to the Arctic, *Environ Sci Technol* 2008; 41(10): 3710-3716.
- Schultz MM, Barofsky DF and Field JA. Quantitative determination of fluorinated alkyl substances by large-volume-injection liquid chromatography tandem mass spectrometry-characterization of municipal wastewaters, *Environ Sci Technol* 2006; 40(1): 289-295.
- Schwarzenbach RP, Gschwend PM and Imboden DM. *Environmental Organic Chemistry*; 2<sup>ND</sup> edition, John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, 2002.
- Scott BF, Spencer C, Mabury SA and Muir DCG. Poly and perfluorinated carboxylates in North American Precipitation, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 7167-7174.
- Sheninfeld JH. *Atmospheric Chemistry & Physics of Air pollution*, Wiley, NY, 1996.
- Shoeb M, Harner T and Vlahos P. Perfluorinated chemicals in the arctic atmosphere, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 7577-7583.
- Shoeb M, Harner T, Wilford BH, Jones KC and Zhu J. Perfluorinated sulfonamides in indoor and outdoor air and indoor dust: occurrence, partitioning, and human exposure, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 6599-6606.
- Simcik MF and Dorweiler KJ. Ratio of perfluorochemical concentrations as a tracer of atmospheric deposition to surface waters, *Environ Sci Technol* 2005; 39: 8678-8683.
- Simcik MF. Global transport and fate of perfluorochemicals. *J Environ Monit* 2005; 7: 759-763.
- Simons JH. Electrochemical Process for the Production of Fluorocarbons, *J Electrochem Soc* 1949; 95: 47-59.
- Sinclair E and Kannan K. Mass loading and fate of perfluoroalkyl surfactants in wastewater treatment plants, *Environ Sci Technol* 2006; 40(5): 1408-1414.
- Sinclair E, Kim S-K, Akinleye HB and Kannan K. Quantitation of gas-phase perfluoroalkyl surfactants and fluorotelomer alcohols released from nonstick cookware and microwave popcorn bags, *Environ Sci Technol* 2007; 41: 1180-1185.
- Sinclair E, Mayak DT, Roblee K, Yamashita N and Kannan K. Occurrence of perfluoroalkyl surfactants in water, fish, and birds from New York State, *Arch Environ Contam Toxicol* 2006; 50: 398-410.
- Skutlarek D, Exner M and Farber H. Perfluorinated surfactants in surface and drinking waters, *Environ Sci Pollut Res* 2006; 13(5): 299-307.
- Smithwick M, Norstrom RJ, Mabury SA, Solomon K, Evans TJ, Stirling I, Taylor MK and Muir DCG. Temporal trends of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*) from two locations in the North American Arctic, 1972-2002, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 1139-1143.
- Splithoff HM, Tao L, Shaver SM, Aldous KM, Pass KA, Kannan K and Eadon GA. Use of newborn screening program blood spots for exposure assessment: Declining levels of perfluorinated compounds in New York State infants, *Environ Sci Technol* 2008; 42: 5361-5367.
- Stock NL, Furdui VI, Muir DCG and Mabury SA. Perfluoroalkyl contaminants in the Canadian Arctic: Evidence of atmospheric transport and local contamination, *Environ Sci Technol* 2007; 41(10): 3529-3536.
- Stock NL, Lau FK, Ellis DA, Martin JW, Muir DCG and Mabury SA. Polyfluorinated telomere alcohols and sulfonamides in the North American Troposphere, *Environ Sci Technol* 2004; 38: 991-996.
- Sulbaek-Andersen MP, Hurley MD, Wallington TJ, Ball JC, Martin JW, Ellis DA, Mabury SA and Nielsen OJ. Atmospheric chemistry of C<sub>2</sub>F<sub>5</sub>CHO: reaction with Cl atoms and OH radicals, IR spectrum of C<sub>2</sub>F<sub>5</sub>C(O)O<sub>2</sub>NO<sub>2</sub>, *Chem Phys Lett* 2003; 379: 28-36.
- Taniyasu S, Kannan K, Yeung LWY, Kwok KY, Lam PKS and Yamashita N. Analysis of trifluoroacetic acid and other short-chain perfluorinated acids (C2-C4) in precipitation by liquid chromatography-tandem mass spectro-

- metry: comparison to patterns of long-chain perfluorinated acids (C5-C18), *Anal Chimica Acta* 2008; 619: 221-230.
- Tittlemier S, Peper K, Seymour C, Moisey J, Bronson R, Cao X-L and Dabeka RW. Dietary exposure of Canadians to perfluorinated carboxylates and perfluorooctane sulfonae via consumption of meat, fish, fast foods, and food items prepared in their packaging, *J Agric Food Chem* 2007; 55: 3203-3210.
- Upham BL, Deocampo ND, Wurl B and Trosko JE. Inhibition of gap junctional intercellular communication by perfluorinated fatty acids is dependent on the chain length of the fluorinated tail, *Int J Cancer* 1998; 78: 491-495.
- USEPA. Preliminary Risk Assessment of the Developmental Toxicity Associated with Exposure to Perfluorooctanoic Acid and its Salts; Office of Pollution Prevention and Toxics, Risk Assessment Division, U.S. EPA: Washington, DC, 2005.
- USEPA. Revised draft: hazard assessment of perfluorooctanoic acid and its salts. Office of Pollution Prevention and Toxics, Risk Assessment Division. EPA Docket no. AR226-136. 2002.
- Verreault J, Berger U and Gabrielsen GW. Trends of perfluorinated alkyl substances in herring gull eggs from two coastal colonies in Northern Norway: 1983-2003, *Environ Sci Technol* 2007; 41(19): 6671-6677.
- Wallington TJ, Hurley MD, Xia J, Wuebbles DJ, Sillman S, Ito A, Penner JE, Ellis DA, Martin J, Mabury SA, Nielsen OJ and Sulbaek-Andersen MP. Formation of C<sub>7</sub> F<sub>15</sub>COOH (PFOA) and other perfluorocarboxylic acids during the atmospheric oxidation of 8 : 2 fluorotelomer alcohol, *Environ Sci Technol* 2006; 40: 924-930.
- Wang N, Szostek B, Buck RC, Folsom PW, Sulecki LM, Capka V, Berti WR and Gannon JT. Fluorotelomer alcohol biodegradation-direct evidence that perfluorinated carbon chains breakdown, *Environ Sci Technol* 2005b; 39: 7516-7528.
- Wang N, Szostek B, Folsom PW, Sulecki LM, Capka V, Buck RC, Berti WR and Gannon JT. Aerobic biotransformation of <sup>14</sup>C-labeled 8-2 telomer B alcohol by activated sludge from a domestic sewage treatment plant, *Environ Sci Technol* 2005a; 39: 531-538.
- Wania F. A global mass balance analysis of the source of perfluorocarboxylic acids in the Arctic Ocean, *Environ Sci Technol* 2007; 41: 4529-4535
- Weihe P, Kato K, Calafat AM, Nielsen F, Wanigatunga AA, Needham LL and Grandjean P. Serum concentrations of polyfluoroalkyl compounds in faroese whale meat consumers. *Environ Sci Technol* 2008. (in press)
- Yamashita N, Kannan K, Taniyasu S, Horii Y, Petrick G and Gamo T. A global survey of Perfluorinated acids in Oceans, *Mar Pollut Bull* 2005; 51: 658-668.
- Yamashita N, Taniyasu S, Petrick G, Wei S, Gamo T, Lam PKS and Kannan K. Perfluorinated acids as novel chemical tracers of global circulation of ocean waters, *Chemosphere* 2008; 70: 1247-1255.
- Yoo H, Kannan K, Kim S-K, Newsted JL and Giesy JP. Perfluoroalkyl acids in the Egg Yolk of birds from Lake Shihwa, Korea, *Environ Sci Technol* 2008; 42: 5821-5827.
- Young CJ, Furdui VI, Franklin J, Koerner R, Muir DCG and Mabury SA. Perfluorinated acids in Arctic snow: New evidence for atmospheric formation, *Environ Sci Technol* 2007; 41(10): 3455-3461.
- Zushi Y, Takeda T and Masunaga S. Existence of nonpoint source of perfluorinated compounds and their loads in the Tsurumi river basin, Japan, *Chemosphere* 2008; 71: 1566-1573.

## Appendix

	Chemical abbreviation	Chemical name	Ingredients	
	PFCs	Perfluorinated chemicals	PFAs and precursors	
	PFAs	Perfluoroalkylates	PFCA and PFAS	
	PFCA-based precursors	fluorotelomer alcohols	FTOHs	
	PFAS-based precursors	sulfonamide	FOSE, FOSA and so on	
	POSF-based substance	Perfluorooctyl fluoride	PFAS and sulfonamides	
	FTOH-intermediates	Fluorotelomer (unsaturated) carboxylic acids	FTCAs, FTUCAs	
Group	Chemical abbreviation	Chemical name	Chemical formula	
PFAs	PFCA <sub>s</sub>	Perfluorocarboxylate (s)	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>n</sub> COO-	
	PFH <sub>x</sub>	Perfluorohexanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>5</sub> COO-	
	PFH <sub>x</sub> A	Perfluorohexanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>5</sub> COOH	
	PFH <sub>p</sub>	Perfluoroheptanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>6</sub> COO-	
	PFH <sub>p</sub> A	Perfluoroheptanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>6</sub> COOH	
	PFO	Perfluorooctanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>7</sub> COO-	
	PFOA	Perfluorooctanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>7</sub> COOH	
	APFO	Ammonium perfluorooctanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>7</sub> COONH <sub>4</sub>	
	PFN	Perfluorononanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> COO-	
	PFNA	Perfluorononanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> COOH	
	APFN	Ammonium perfluorononanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> COONH <sub>4</sub>	
	PFDA	Perfluorodecanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>9</sub> COO-	
	PFDA	Perfluorodecanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>9</sub> COOH	
	PFU	Perfluoroundecanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>10</sub> COO-	
	PFUA	Perfluoroundecanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>10</sub> COOH	
	PFDD	Perfluorododecanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>11</sub> COO-	
	PFDDA	Perfluorododecanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>11</sub> COOH	
	PFTD	Perfluorotridecanoate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>12</sub> COO-	
	PFTDA	Perfluorotridecanoic acid	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>12</sub> COOH	
	PFASs	PFH <sub>x</sub> S	Perfluoroalkylsulfonyl products	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>n</sub> SO <sub>2</sub> -
PFOS		Perfluorooctane sulfonate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>6</sub> SO <sub>3</sub> -	
PFDS		Perfluorooctane sulfonate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> SO <sub>3</sub> -	
PFDS		Perfluorooctane sulfonate	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>10</sub> SO <sub>3</sub> -	
Precursors		FTOHs	Fluorotelomer alcohol	F(CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> ) <sub>n</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH
		6 : 2 FTOH	Propadecafluoro-1-octanol	F(CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> ) <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH
	8 : 2 FTOH	Heptadecafluoro-1-decanol	F(CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH	
	10 : 2 FTOH	Unadecafluoro-1-decanol	F(CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> ) <sub>5</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH	
	Sulfonamides		F(CF <sub>2</sub> ) <sub>n</sub> SO <sub>2</sub> -R	
	PFOA	Perfluorooctane sulfonamide	C <sub>8</sub> F <sub>17</sub> SO <sub>2</sub> NH <sub>2</sub>	
N-Et FOSE	N-ethyl fluorooctylsulfonamidoethanol	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> SO <sub>2</sub> N(Et)CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH		
N-Mt FOSE	N-methyl fluorooctylsulfonamidoethanol	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> SO <sub>2</sub> N(Mt)CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH		
Intermediates	FTCA	Fluorotelomer carboxyl acids	F(CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> ) <sub>n</sub> CH <sub>2</sub> COOH	
	FTUCA	Fluorotelomer unsaturated carboxyl acids	F(CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> ) <sub>n</sub> CH=COOH	
	N-Et FOSA	N-ethyl fluorooctylsulfonamide	F(CF <sub>2</sub> ) <sub>8</sub> SO <sub>2</sub> N(Et)H	