



국내외 연구사례를 통해 본 하수처리시설 미세플라스틱 배출특성 및 관리방안 고찰

A mini-review on discharge characteristics and management of microplastics in sewage treatment plants

정동환·주병규·이원석·정현미*·박준원·김창수

Dong-Hwan Jeong·Byoungkyu Ju·Wonseok Lee·Hyenmi Chung*·Junwon Park·Changsoo Kim

국립환경과학원 상하수도연구과

Water Supply and Sewerage Research Division, National Institute of Environmental Research

pp. 301-307

pp. 309-315

pp. 317-324

pp. 325-335

pp. 337-348

pp. 349-355

pp. 357-361

ABSTRACT

As the issue of microplastics (MPs) detection in tap water was raised in other countries in 2017, monitoring of MPs in drinking and source water, and sewage treatment plant (STP) effluents was initiated. This study intends to look into other studies on MPs in STPs at home and abroad, and review the characteristics of MPs and their removal efficiencies in the STPs, the risk and effect of MPs on watersheds, and management practices in order to help better understand MPs in STPs. To manage MPs effectively in STPs, it is necessary to investigate the detection of MPs discharged from STPs, do research on human health risk and control measures, and build a monitoring system including standardized analytical methods.

Key words: Microplastics, Discharge characteristics, Long-term investigations, Sewage treatment plants

주제어: 미세플라스틱, 배출특성, 중장기 조사계획, 하수처리시설

1. 서론

2017년 9월 영국 가디언은 14개국 수도물의 83%에서 미세플라스틱 합성첨유가 검출되었다고 발표하였는데, 미국 94.4%, 레바논 93.8%, 인도 82.4%의 순으로 검출되었고 수도물 500 mL당 미세플라스틱 합성첨유는 1.9 ~ 4.8 개가 검출되는 것으로 나타났다 (The Guardian, 2017). 이에 대응하여 환경부도 수도물 속의 미세플라스틱 함유실태 조사 추진계획을 수립하고 24개 정수장의 상수원수 및 수도물에서 미세플라스틱 함유실태를 조사하였는데 그 결과 상수원수 1개소에서 1 개/L, 수도물 3개소에서 0.2~0.6 개/L 검출되는 것으로 조사되었다 (Ministry of Environment, 2017).

미세플라스틱은 통상 5 mm 미만 크기의 플라스틱을 말하며, 처음부터 이러한 크기로 제조한 1차 미세플라스틱은 세안제, 샴푸, 치약, 화장품 등에 사용되며, 2차 미세플라스틱은 플라스틱 가방, 음식 포장지, 컵, 병, 풍선 등과 같은 소비자 제품과 산업 관련 부품, 어업 또는 양식과 관련된 제품이 물리·화학적으로 파쇄되거나 분해 작용에 의해 만들어진다고 (Lee and Kim, 2017; Gold et al., 2013). 미세플라스틱을 구성하는 재질은 polyethylene(PE), polypropylene(PP), polystyrene(PS), polyethylene terephthalate(PET), polyvinylchloride(PVC), polyvinylalcohol(PVA) 등 다양하다. 이들 물질 중 PE와 PP가 PET와 PVC보다 다환방향족탄화수소(PAHs) 및 폴리염화비페닐(PCBs)을 더 많이 흡수하는 것으로 나타나 PE 및 PP를 포함한 제품이 생태계에 악영향을 미칠 수 있다 (Rochman et al., 2013; Ogata et al., 2009).

Received 26 June 2018, revised 27 July 2018, accepted 30 July 2018.

*Corresponding author: Hyenmi Chung(E-mail: hyenmic@korea.kr)

미세플라스틱은 처음 해양에서 문제가 되었는데 동물플랑크톤은 수~수십 μm 크기의 미세플라스틱을 섭취하여 생물축적의 우려가 제기되었다 (Cole et al., 2013). 동물플랑크톤 이외에도 척추·무척추 동물은 먹이사슬을 통해 미세플라스틱이 축적되고 있다는 연구사례가 보고되고 있다 (Julliana et al., 2014). 이러한 미세플라스틱은 점차 규제를 받고 있는데 우리나라는 2017년 4월부터는 치약의 원료 또는 첨가제로 사용할 수 없도록 되었고 같은 해 7월부터는 이들 물질이 포함된 화장품 등의 생산 및 수입이 금지되었으며, 2018년 7월부터는 판매를 전면금지하는 것으로 하였다 (Ministry of Food and Drug Safety, 2016).

도로에 떨어진 자동차 타이어 미세입자, 농촌 폐비닐 입자 등 미세플라스틱은 강우 시 다양한 경로를 통해 하천이나 호소로 유입된다. 또한 사용된 미세플라스틱은 하수처리시설로 유입되며, 하수처리시설의 물리·화학적 및 생물학적 처리공정에 의해 99% 이상 제거 가능하다고 보고되고 있으나, 높은 제거효율에도 불구하고 하수처리시설의 방류수에 미세플라스틱이 상당수 포함되어 배출되고 있다고 알려져 있다 (Murphy et al., 2016; Talvitie et al., 2017a). 하지만 하수처리시설뿐만 아니라 하천이나 호소 등 물환경에 배출되는 미세플라스틱에 대한 정량적인 조사가 아직 이루지지 않고 있다. 이러한 시점에서 환경부는 하천, 하수, 먹는물 등에서 미세플라스틱에 대한 실태조사를 추진 중에 있다. 우선 본 논문에서는 국내외 하수처리시설 미세플라스틱에 대한 연구사례를 중심으로 하수처리시설 미세플라스틱의 검출 현황을 통해 배출특성을 살펴보고 관리방안을 고찰해 보고자 한다.

2. 하수처리시설에서 미세플라스틱의 배출경로 및 물질수지

물환경에서 미세플라스틱의 배출경로는 Fig. 1과 같이 나타낼 수 있다. 앞서 설명하였듯이 1차 및 2차 미세플라스틱의 형태로 미세플라스틱 입자가 발생한다. 주요 배출경로는 강우(도로, 나대지, 농경지), 하·폐수, 대기침적이다. 발생한 미세플라스틱은 강우와 대기침적을 통해 직접 하천이나 해양 등의 공공수역으로 유입되기도 하지만 하수·산업폐수에 포함된 미세플라스

틱은 하·폐수처리시설을 통해 공공수역으로 배출된다. 이렇게 배출된 미세플라스틱의 일부는 상수원수와 지하수에 포함되어 순환되기도 한다. 미세플라스틱 입자는 하·폐수처리시설(WWTP, Wastewater treatment plant)과 해양에서 처리 지점을 지나면서 농도가 감소한다. 플라스틱 타이어 마모입자(Wear particle)는 작은 입자상물질로써 강우 유출에 의해 배출된다. 게다가 일반 가정에서 소비와 산업생산 과정에서 플라스틱을 사용함으로써 물환경에서 미세플라스틱 입자의 증가에 기여한다. 미세플라스틱은 도시 물관리에 있어 1) 미세플라스틱이 하·폐수처리에서 충분히 제거되지 않는 경우, 2) 합류식 월류수의 경우, 3) 강우유출수가 배출되는 경우를 통하여 공공수역으로 배출된다 (National Institute for Public Health and the Environment, 2016; Swedish Environmental Research Institute, 2016a; Venghaus and Barjenbruch, 2017).

하수처리시설에서 미세플라스틱의 대부분은 슬러지와 함께 제거된다 (Water Environment and Reuse Foundation, 2017). 하·폐수처리시설에서 미세플라스틱 입자의 일부는 반류수를 통해 처리공정 내에서 순환되는데 이때 반류수는 미세플라스틱 입자의 내부 발생원으로 작용한다. 즉 처리공정으로부터 제거된 미세플라스틱의 20%는 반류수 형태로 되돌아와 순환되는 반면 미세플라스틱의 80%는 건조슬러지 형태로 제거된다 (Fig. 2). 유기물질은 소화과정에서 분해되지만 미세플라스틱 입자는 슬러지 조절(Sludge handling)에 의한 영향을 받지 않는다 (Talvitie et al., 2017a).

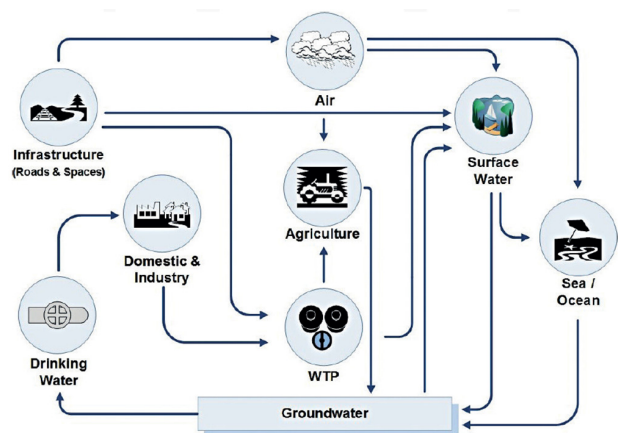


Fig. 1. Discharge and recycling pathway of microplastic in water environment (Venghaus and Barjenbruch, 2017).

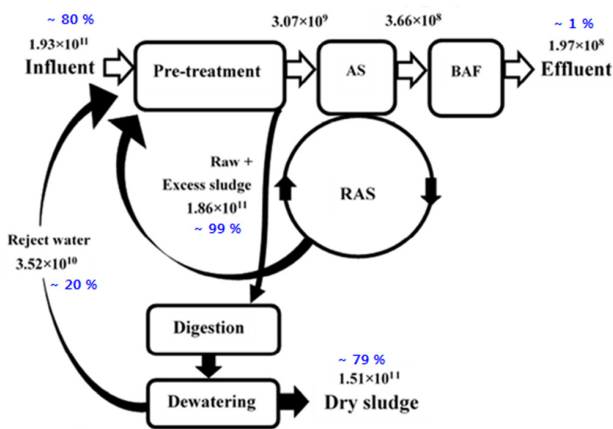


Fig. 2. Microplastic discharge loads and mass balance(blue letter, %) in wastewater treatment plant (Talvitie et al., 2017a).

3. 하수 미세플라스틱 분석방법 및 하수 처리시설 미세플라스틱 검출 현황

3.1 국내·외 하·폐수 중 미세플라스틱 시료채취 및 분석방법

미세플라스틱 분석방법은 ISO나 standard method 등의 표준화된 공인방법은 없으나 여러 나라에서 다양한 기관과 연구자에 의해 연구되고 있다. 미세플라스틱의 분석과정은 크게 시료채취, 전처리, 정성 및 정량 분석으로 나눌 수 있으며 시료채취량, 채취방법 등을 조사하여 Table 1에 나타내었다.

하수처리시설 유입수에 대한 시료채취 시 험잡물, 유기물 등이 많아 0.1 ~ 30 L의 시료량을 채취하는 것으로 보고되고 있다. 반면 방류수는 0.3 L ~ 10 m³으로 다량의 시료를 채취한다. 다량시료의 채취방법은 플랑크톤 망을 설치하거나 휴대용 펌프를 이용하여 일정량의 시료를 체에 거르는 방식으로 채취하며 소량시료의 경우 휴대용 펌프나 양동이와 같은 도구를 사용한다. 시료보관 용기는 플라스틱 재질보다 유리재질이 많이 사용되며 체로 여과할 경우 회수하여 패트리 접시에 보관하기도 한다. 체의 메시 크기는 25 ~ 500 μm의 범위로 분석하고자 하는 플라스틱의 크기에 따라 다양하게 사용되고 있다.

하수의 특성상 체로 거른 후에도 미세플라스틱 이외의 다양한 물질들이 존재하기 때문에 시료분석을 위해서는 밀도분리 혹은 유기물 분해과정의 시료 전처리 방법을 수행한다. 밀도분리는 혼합되어 있는 시료 중 미세

플라스틱을 다른 물질과 구분하기 위해 NaI (Ziajahromi et al., 2017), ZnCl₂ (Mintentig et. al., 2017), NaCl (Quinn et al., 2017) 등 시약을 물에 녹여 밀도를 높인 후 미세플라스틱을 상층으로 띄워 하층부로 가라앉은 물질을 제거하기 위한 과정이다. 하지만 일부 미세플라스틱의 경우 용액의 밀도와 유사하거나 무거우면 같이 손실될 수 있다. 따라서 밀도분리는 방해물질이 매우 많은 경우 등 필요에 따라 수행하는 것을 추천한다. 유기물 분해는 현미경 확인 혹은 미세플라스틱에 부착된 유기물을 분해하여 측정하는데 도움을 주기 위해 수행한다. 유기물질을 분해하는 시약은 H₂O₂가 많이 사용되고 있다 (Mintentig et. al., 2017; Ziajahromi et al., 2017; Mason et al., 2016; National Institute of Environmental Research, 2016; New York State Office of the Attorney General, 2015). 유기물 분해가 된 샘플은 전량 회수하여 다양한 공극크기 및 재질의 여과지로 여과하여 입자성 물질을 여과하거나 여과과정 없이 분석하기도 한다. 여과지는 0 ~ 50 °C의 온도로 건조하여 현미경 확인 및 정성 분석에 사용한다. 이외에 미세플라스틱을 다른 물질과 구분하기 위해 색소로 염색하는 전처리 방법도 있다 (Shim et al., 2016).

Table 1에서 보듯이 많은 연구에서 미세플라스틱의 정성 및 정량 분석을 위해 현미경 확인과 적외선분광법을 같이 사용하고 있다. 현미경 확인은 플라스틱을 회수한 여지 위의 입자를 육안으로 확인하는데 색깔, 모양, 크기 등을 현미경이나 카메라를 연결하여 소프트웨어를 통해 확인한다. 현미경 확인 과정에서 미세플라스틱으로 확인된 물질은 적외선분광기(FTIR spectrometer)를 이용하여 재질을 분석하는데 결과는 스펙트럼의 형태로 나타난다. 이 스펙트럼의 형태와 위치 등을 확인하여 미세플라스틱의 재질을 파악하는데 일반적으로 다양한 종류의 미세플라스틱 스펙트럼이 저장된 라이브러리와 비교하여 플라스틱의 재질을 확인한다. 미세플라스틱의 다른 정성분석 방법은 Raman분광법, 열분해법이 있으나 많은 연구에서 적외선분광법을 사용하고 있다 (Shim et al., 2017). 정량분석은 미세플라스틱의 개수를 세는 방식이 있으며 소프트웨어를 이용하여 크기 및 개수를 측정하여 정량하는 방법 등이 있다. 결과표시 방법으로는 개/부피 혹은 무게/부피의 표현으로 나타낸다.

일반적으로 분석법의 검증에는 정도관리를 통해 확인이 필요하지만 미세플라스틱의 경우 다양한 불확실성에 대한 검증과 방법이 표준화되어 있지 않다. 미세플

pp. 301-307
pp. 309-315
pp. 317-324
pp. 325-335
pp. 337-348
pp. 349-355
pp. 357-361

Table 1. Analytical methods for microplastic sampling, pre-treatment, identification

Classification	Sample volume		Collection equipment	Collection cut-off size(μm)	Container	Oxidation	Density separation	Identification
	Influent	Effluent						
Scotland 1WWTP ¹⁾	30 L	50 L	Steel sieve	> 65	Glass	-	-	Microscope, FTIR
Germany 12WWTPs ²⁾	-	0.39 ~ 1 m ³	Pump + Stainless steel filter	> 500 < 500	Petri dish	H ₂ O ₂ (35%)	ZnCl ₂	Microscope, FTIR
Sweden 2STPs ³⁾	1 ~ 4 L	0.6 ~ 1 m ³	Pump + Plankton net (Manta trawl)	> 333	-	-	-	Microscope, FTIR
Finland 2STPs ³⁾	0.1 L	0.33 ~ 1 m ³	Pump + Filter	> 300	-	-	-	Microscope, FTIR
Iceland 2STPs ³⁾	0.7 ~ 1.9 L	0.75 ~ 31.2 L	Pump + Plankton net	> 100	-	-	-	Microscope, FTIR
Finland 4WWTPs ⁴⁾	0.1 L	2 ~ 1,000 L	Pump + Filter	> 300 100 ~ 300 20 ~ 100	-	-	-	Microscope, FTIR
Australia 3WWTPs ⁵⁾	-	3 ~ 200 L	Pump + Filter	190 ~ 500 100 ~ 190 > 25	Petri dish	H ₂ O ₂ (30%)	NaI	Microscope, FTIR
America 17WWTPs ⁶⁾	-	0.5 ~ 2.1 m ³	Pump + Steel sieve (Tyler sieve)	125 ~ 355, > 355	-	H ₂ O ₂ (30%)	-	Microscope
Sweden 1WWTP ⁷⁾	2 L	1 m ³	Ruttner sampler + Pump + Plankton net	> 300	Petri dish	-	-	Microscope, FTIR
Korea 1STP ⁸⁾	4 L	10 m ³	Net + Sieve	1 ~ 5 mm 300μm ~ 1 mm 100 ~ 300	-	H ₂ O ₂ (50%)	-	Microscope, FTIR
America 34WWTPs ⁹⁾	-	-	Pump + Steel sieve (Tyler sieve)	> 355	Plastic	H ₂ O ₂	-	Microscope, FTIR
America 3WRPs ¹⁰⁾	-	-	Sieve	125		NaOCl (8.3%)		Microscope, FTIR
America 1WWTP ¹⁰⁾	-	-		180 ~ 400 100(150) ~ 180				

※ 1) Murphy et al., 2016; 2) Mintentig et al., 2017; 3) Swedish Environmental Research Institute, 2016b; 4) Talvitie et al., 2017b; 5) Ziajahromi et al., 2017; 6) Mason et al., 2016; 7) Swedish Environmental Research Institute, 2014; 8) National Institute of Environmental Research, 2016; 9) New York State Office of the Attorney General, 2015; 10) Carr et al., 2016.

라스틱의 정도관리를 위해 일정 양의 미세플라스틱을 시료에 투입한 후 회수하는 실험 등의 연구가 진행되기도 하지만 (Shim et al., 2016) 표준화된 방법으로 제시하기란 매우 어렵기 때문에 많은 연구가 필요하다.

3.2 국내·외 하·폐수처리시설에서 미세플라스틱 검출 현황

미국 뉴욕주 하·폐수처리시설 34개소의 방류수에서

미세플라스틱을 조사하였는데 그 중 25개소에서 미세플라스틱이 검출되었다. 이들 시설 34개소 중 여과공정(Advanced filter)이 설치된 시설은 10개소이며, 정밀여과막(Microfiltration membrane) 공정이 설치된 5개소와 급속모래여과(Rapid sand filter) 공정이 설치된 1개소 등 6개소에서는 미세플라스틱이 검출되지 않았으나, 일반 여과공정이 설치된 2개소, 급속모래여과 공정이 설치된 1개소, 연속 역세척모래여과(Continuous backwash sand filter) 공정이 설치된 1개소 등 4개소에



Table 2. Microplastic detection and removal efficiency in foreign sewage treatment plant

Classification	Treatment capacity (m ³ /day)	Treatment process	Concentration (range) (*ea./m ³ , **ea./L)			Collection cut-off size(μm)	Removal efficiency (%)	
			Influent	Outflow water in 1st settling tank	Effluent			
Scotland 1WWTP ¹⁾	260,954	Secondary	15.70 ± 5.23**	3.40 ± 0.28**	0.25 ± 0.04**	> 65	98.4	
Germany 12WWTPs ²⁾					0 ~ 50*	> 500	-	
					10 ~ 9,000*	< 500	-	
Sweden 2STPs ³⁾	740,000 p.e. 14,000 p.e.	-	7,340 ± 13*	-	8 ± 7*	> 300	99.89	
			12,120 ± 6,820*		23 ± 1*		99.71	
Finland 2STPs ³⁾	800,000 p.e. 40,500 p.e.	-	100,000 ± 43,300*	-	43 ± 36*	> 300	99.93	
			91,570 ± 28,300*		29 ± 10*		99.97	
Iceland 2STPs ³⁾	97,000 p.e. 26,000 p.e.	-	631*	-	1,378*	> 300	-	
			2,070 ± 200*		1,400 ± 66*		50.17	
Finland 4WWTPs ⁴⁾	800,000 p.e. 50,000 p.e. 117,000 p.e. 300,000 p.e.	CAS, BAF, DF10	0.5 ± 0.2**	-	0.3 ± 0.1**	> 300,	40.0	
		CAS, BAF, DF20	2.0 ± 1.3**		0.03 ± 0.01**		98.5	
		CAS, RSF	0.7 ± 0.1**		0.02 ± 0.007**		100 ~ 300,	97.1
		CAS, DAF	2.0 ± 0.07**		0.1 ± 0.04**		20 ~ 100	95.0
		CAS, MBR	6.9 ± 1.0**		0.005 ± 0.004**			99.9
Australia 3WWTPs ⁵⁾	308,000 17,000 13,000 48,000	Primary	-	-	1.5**	190 ~ 500	-	
		Secondary			0.48**			100 ~ 190
		Tertiary			0.28**			> 25
		RO			0.21**			
America 17WWTPs ⁶⁾	-	CAS Advanced/Tertiary	-	-	0.004 ~ 0.195** 0.009 ~ 0.127**	125 ~ 355, > 355	-	
Sweden 1WWTP ⁷⁾	45,000 p.e.	Mechanical chemical biological	15.1 ± 0.89 × 103*	-	8.25 ± 0.85*	> 300	99.9	
Korea 1STP ⁸⁾	700,000	MLE	1.3 ~ 4.6 × 106*	0.5 ~ 1.6 × 106*	7.2 ~ 22.5*	1 ~ 5 mm 300 μm ~ 1 mm 100 ~ 300	99.99	
America 34WWTPs ⁹⁾	113,562 ~ 348,258	-	-	-	-	> 355	-	
America 3WRPs ¹⁰⁾	-	Tertiary	-	-	3 ~ 23*	> 125	-	
America 1WWTP ¹⁰⁾	1,060,000	Secondary	1.0**	-	0.00088**	180 ~ 400 100(150) ~ 180	99.9	

※ 1) Murphy et al., 2016; 2) Mintentig et al., 2017; 3) Swedish Environmental Research Institute, 2016b; 4) Talvitie et al., 2017b; 5) Ziajahromi et al., 2017; 6) Mason et al., 2016; 7) Swedish Environmental Research Institute, 2014; 8) National Institute of Environmental Research, 2016; 9) New York State Office of the Attorney General, 2015; 10) Carr et al., 2016.

서 미세플라스틱이 검출되었다 (New York State Office of the Attorney General, 2015).

스코틀랜드, 독일, 스웨덴, 핀란드, 호주, 미국 등 해외 하폐수처리시설의 처리공정에서 미세플라스틱은 서로 다르게 검출되었다 (Table 2). 구체적인 내용은 다음 단락에 설명하였다. 이러한 미세플라스틱 검출 결과

는 하·폐수처리시설 방류수 시료채수량의 차이(스코틀랜드 50 L, 독일 0.39~1 m³, 스웨덴 0.6~1 m³, 핀란드 0.3~1 m³, 호주 3~200 L, 미국 0.5~2.1 m³), 시료채수 장비의 차이(스코틀랜드 Steel sieve, 독일 Pump+Stainless steel filter, 스웨덴 Pump+Plankton net, 핀란드·호주 Pump+Filter, 미국 Pump+Steel sieve), 미세플라스틱 분

pp. 301-307

pp. 309-315

pp. 317-324

pp. 325-335

pp. 337-348

pp. 349-355

pp. 357-361

석입자 크기(스코틀랜드 65 μm 이상, 독일 500 μm 이상·이하, 스웨덴 333 μm 이상, 호주 25~500 μm 이하, 미국 125~355 μm 이상), 유기물 분해 유무(독일·호주·미국 H_2O_2 산화제 사용, 스코틀랜드·스웨덴·핀란드 산화제 미사용), 분석 장비의 차이(스코틀랜드·스웨덴·핀란드·독일·호주 Microscope+FTIR 사용, 미국 Microscope 사용) 등에 따라 서로 다르게 나타난다 (Table 1).

스코틀랜드 하폐수처리시설의 도시하수는 개인건강 제품(Personal care products)에서 미세플라스틱을 포함하고 있어 환경에 중요한 기여자로서 의심받고 있다. 하수처리시설의 미세플라스틱은 유입수 15.70 개/L에서 최종 방류수 0.25 개/L로 감소하는 것으로 나타났다 (Murphy et al., 2016). 독일 하폐수처리시설 12개소 방류수에서 미세플라스틱을 조사하였는데 500 μm 이상 크기의 미세플라스틱은 0 ~ 50 개/ m^3 , 500 μm 미만 크기의 미세플라스틱은 10 ~ 9,000 개/ m^3 범위에서 정량되었다. 이들 크기구분 모두에서 폴리에틸렌(PE)의 검출 빈도가 가장 높았다 (Mintentig et al., 2017). 스웨덴·핀란드·아이슬란드 하수처리시설 6개소에서 미세플라스틱을 조사한 결과, 스웨덴·아이슬란드 하수처리시설 유입수보다 핀란드 하수처리시설 유입수에서 미세플라스틱 농도가 높았는데 이는 주거여건, 산업, 강우 등 정도에 따른 차이 때문이다. 아이슬란드 하수처리시설의 유입수 및 방류수 미세플라스틱 농도 차이가 크지 않은 것은 이들 입자의 체류시간이 거의 없거나 짧기 때문이며, 하수 내 미세플라스틱 농도의 일일거동(Diurnal variation) 복합작용과 시료채수가 동시에 수행되지 않기 때문이다 (Sewdish Environmental Research Institute, 2016b).

1차 처리 및 2차 처리공정을 갖춘 기존 하폐수처리시설은 미세플라스틱을 효율적으로 제거하지만 이들 방류수는 공공수역으로 끊임없이 미세플라스틱을 배출한다. 이러한 문제를 검토하기 위해 핀란드에서는 전단에 1차침전·표준활성슬러지·2차침전 공정을 갖고 침지형 한외여과막(Ultra filtration)으로 구성된 MBR공법, 전단에 1차침전·표준활성슬러지·생물학적 탈질필터 공정을 갖는 디스크필터법, 전단에 1차침전·표준활성슬러지를 갖는 급속모래여과법(3~5 mm 여재로 채운 1 m 여층과 0.1~0.5 mm 여재로 채운 0.5 m 여층으로 구성), 전단에 표준활성슬러지·응집처리(PAC)를 갖는 용존공기부상법 등 4개의 공정을 설치한 하수처리시설에 대한 미세플라스틱 처리효율을 조사하였다. 이때 MBR공법 하수처리시설의 미세플라스

틱 처리효율은 99.99%(6.9 \rightarrow 0.005 개/L)로 가장 높게 나타났으며, 급속모래여과법 시설의 처리효율은 97%(0.7 \rightarrow 0.02 개/L), 용존공기부상법 시설의 처리효율은 95%(2.0 \rightarrow 0.1 개/L)의 순으로 나타났다. 다만, 디스크필터법(2개소) 시설의 처리효율은 40~98.5%(0.5~2.0 \rightarrow 0.03~0.3 개/L)로 나타났다 (Talvitie et al., 2017b). 여기서 디스크필터법을 적용한 하수처리시설에서 처리효율이 상이하게 도출되어 처리효율을 적용하는 데에는 신중하게 접근하는 것이 필요하다.

호주 하수처리시설 방류수에서 미세플라스틱을 조사하였는데 1차 처리 1.54 개/L, 2차 처리 0.48 개/L, 3차 처리 0.28 개/L로 나타났다 (Ziajahromi et al., 2017). 미국의 연구사례에서도 17개 도시 하수처리시설 방류수에서 평균 0.05 개/L의 미세플라스틱이 검출되었다. 이들 도시 하수처리시설에서는 하루 4×10^6 개 이상의 미세플라스틱을 배출한다 (Mason et al., 2016). 스웨덴 하폐수처리시설에서 300 μm 이상 크기의 미세플라스틱을 세어본 결과 유입수에서는 15,000 개/ m^3 , 방류수에서는 8 개/ m^3 의 농도로 조사되었다. 또한 하폐수처리시설 슬러지에는 미세플라스틱 입자의 99 % 이상을 포함하고 있다. 이들 슬러지에는 플라스틱 섬유(Plastic fiber)가 다른 형태의 입자보다 더 많이 남는 것으로 나타났다 (Sewdish Environmental Research Institute, 2014). 이는 하수처리시설에서 처리공정을 통해 유입된 하수 내 미세플라스틱을 대부분 제거하지만 미량의 미세플라스틱이 방류수를 통해 공공수역으로 배출되고 있다는 것을 의미한다.

우리나라의 경우 탄천하수처리시설에서 유입수 및 방류수에 대해 3차례 미세플라스틱을 모니터링한 결과 유입수에서는 평균 3.2×10^6 개/ m^3 가 검출되었고 방류수에서는 평균 14.1 개/ m^3 가 검출되었다. 탄천하수처리시설 미세플라스틱 처리율은 99.99%로 나타났다 (National Institute of Environmental Research, 2016). 이는 해외에서 조사된 연구사례의 미세플라스틱 검출 결과와 유사한 검출현황을 보여주고 있다.

4. 하수처리시설 미세플라스틱의 수계 영향 및 위해성

4.1 하수처리시설 방류수의 미세플라스틱 방류수역 영향

하수처리시설 방류수를 통해 유입되는 공공수역인



Table 3. Microplastic detection from upper and down areas at discharge site in foreign and our sewage treatment plants.

Rivers	Treatment plants	MPs from upper area (ea./m ³)	MPs from down area (ea./m ³)	Amount of MPs from down area (ea./d)
Higgen's Creek ¹⁾	James C. Kirie WRP	0.57±0.16	11.22±1.53	857,758
Springbrook Creek ¹⁾	Wheaton WWTP	1.17±0.05	5.39±1.82	185,317
L Kickapoo Creek ¹⁾	Bloom SE	1.24±0.43	0.80±0.30	15,520
N. Shore Chanel ¹⁾	O'Brien WRP	3.36±0.74	6.60±1.37	4,721,709
Goose Creek ¹⁾	Bloom. W Oakton	4.37±1.52	2.53±1.36	214,449
DuPage River ¹⁾	Springbrook WRP	5.92±1.14	10.28±4.14	3,520,277
W Br DuPage River ¹⁾	Bartlett WWTP	0.93±0.25	2.96±0.27	217,570
Salt Creek ¹⁾	Elmhurst WRP	0.48±0.09	3.73±1.60	364,692
E Br DuPage River ¹⁾	Woodridge Gr. WRP	3.14±0.62	8.86±3.83	1,951,522
Raritan River ²⁾	10 WWTPs	24±11.4	71.7±60.2	-
Chicago River ³⁾	O'Brien WRP	1.9±0.8	17.9±11.0	-
Tan stream ⁴⁾	Tancheon SWP	1.6~8.3	7.8~12.4	-

※ 1) McCormick et al., 2016; 2) Estahbanati and Fahrenfeld, 2016; 3) McCormick et al., 2014; 4) National Institute of Environmental Research, 2016.

하천의 상류 및 하류 지역에서 미세플라스틱을 조사한 결과 상류지역에서 하류지역으로 가면서 미세플라스틱이 증가하는 것으로 나타났다 (Table 3). 이때 하수처리 시설은 미세플라스틱을 배출하는 점오염원으로 작용한다 (Water Environment and Reuse Foundation, 2017).

미국 하폐수처리시설 방류지점 상류지역에서 미세플라스틱이 0.48~5.92 개/m³, 하류지역에서 미세플라스틱이 0.80~71.7 개/m³로 나타났다 (Estahbanati and Fahrenfeld, 2016; McCormick et al., 2014; McCormick et al., 2016). 그러나 키카푸천 및 구스천 등 일부 하천에서는 하폐수처리시설 방류지점의 하류지역에서 상류지역보다 미세플라스틱 농도가 낮게 나타나는 경우도 있다 (McCormick et al., 2016). 우리나라 탄천에서는 탄천하수처리시설 방류지점 상류지역에서 미세플라스틱이 1.6~8.3 개/m³, 하류지역에서 미세플라스틱이 7.8~12.4 개/m³로 높게 나타나 하수처리시설의 미세플라스틱 배출에 의해 영향을 받는 것으로 보인다 (National Institute of Environmental Research, 2016).

4.2 미세플라스틱에 의한 수생태계 영향 및 위해성 고찰

환경 중 미세플라스틱 오염에 의한 잠재적인 인체 건강 영향에 대한 증거는 거의 없다. 이 분야에 대한 연구는 진행 중에 있으며 건강 영향 여부에 대한 명확한 결과

가 요구된다. 이러한 연구는 미세플라스틱의 잠재적 건강 영향에 대한 평가와 관련 대책을 수립하는 것을 고려하여 추진하여야 한다 (Environmental Audit Committee, 2016). 환경 중 미세플라스틱의 인체 건강 영향에 대해 직접적으로 평가한 연구사례는 아직 알려진 것이 없다 (Pachkowski, 2016). 하지만, 미세플라스틱은 디에틸헥실프탈레이트(DEHP), 노닐페놀(Nonylphenol), 옥틸페놀(Octylphenol), 다환방향족탄화수소(PAHs) 등 수질오염물질에 대한 매개체 역할을 한다 (Lohmann, 2017; Wagner et al., 2014; Ziccardi et al., 2016). 또한, 해양 미세플라스틱에서는 바닷물로부터 소수성 미량오염물질인 폴리염화비페닐(PCB), DDE, 노닐페놀 등을 흡수하여 함유한다고 보고되고 있다 (Li et al., 2018; Mato et al., 2001; Ogata et al., 2009). 그리고 미세플라스틱은 생명체와 상호작용하며 미생물의 서식처 역할을 한다 (McCormick et al., 2014; McCormick et al., 2016). 또한 1차 및 2차 미세플라스틱은 입자 크기가 작아 동물플랑크톤과 같은 미생물이 먹이로 오인하여 섭취할 우려가 있으며 (Cole et al., 2013), 이들 미생물의 소화기관에 물리적 폐쇄 또는 손상을 일으킬 수 있다 (Jeong et al., 2016; Jeong et al., 2017). 동물플랑크톤 이외에도 척추무척추 동물은 먹이사슬을 통해 미세플라스틱이 축적된다는 연구사례가 보고되고 있다 (Julliana et al., 2014). 최근에 이러한 미세플라스틱 문제에 대한 인식이 높아지면서 해외에서 미세플라스틱의 환경 중 거동과 생태학적 위해성

pp. 301-307

pp. 309-315

pp. 317-324

pp. 325-335

pp. 337-348

pp. 349-355

pp. 357-361

에 관한 연구가 다양하게 추진되고 있다 (Geyer et al., 2017; Hermabessiere et al., 2017; Machado et al., 2018).

수생태계에서 미세플라스틱 조사는 환경 모니터링, 모델링, 화학, 독성학뿐만 아니라 해양학과 수문학을 함께 설명하고 연결하는 학제간 연구분야이다. 최근 이러한 학제간 연구협력을 통해 다양한 모니터링 데이터를 확보함으로써 미세플라스틱의 환경 영향에 대한 이해를 높일 수 있다. 담수생태계에 대해 개별적으로 연구가 진행되어 부분적으로 데이터가 축적되면 담수생태계에 대한 이해가 부족하여 미세플라스틱의 환경 위해성 평가가 곤란하다. 이를 극복하기 위해서는 우선 환경학자들은 담수 미세플라스틱 및 이와 연계된 화학물질의 노출과 유해에 관련한 정보의 차이를 줄여나가는 것이 필요하다. Fig. 3과 같이 담수 생태계에서 미세플라스틱 현황 모니터링, 담수 미세플라스틱의 발생원과 처리 조사, 미세플라스틱 노출 평가, 미세플라스틱 노출에 대한 생물학적 영향 평가, 미세플라스틱과 다른 담수 오염물질 간의 상호작용 이해, 미세플라스틱 위해성 평가에 대한 새로운 프레임 개발 등의 분야에서 연구가 시급하게 필요하다 (Wagner et al., 2014).

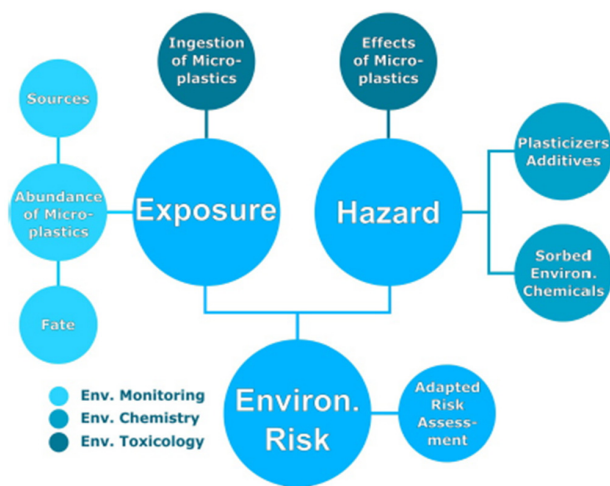


Fig. 3. Flowchart of environmental risk assessment for MPs in water eco-system (Wagner et al., 2014).

5. 국내·외 하수처리시설 미세플라스틱 관리방안 고찰

하수처리시설의 미세플라스틱에 대한 관리 대책은

원료로 사용하는 것을 막아 발생원에서 입자가 유입되는 것을 차단하여 제어하거나 유입된 입자를 처리 공정을 거치는 동안 제거하는 것이다. 하수처리시설에서 미세플라스틱은 MBR 공정을 거치거나 슬러지를 제거하는 과정에서 함께 처리되어 제거된다. 하수처리시설에서 미세플라스틱이 제거되더라도 많은 양이 유입되기 때문에 방류수에는 미세플라스틱이 함유되어 배출된다. 대부분 해외에서는 하수처리시설로 미세플라스틱이 유입되는 것을 사전 차단하는 방안을 채택하여 하수처리시설에서 미세플라스틱이 유입되지 않도록 관리하고 있다.

미국의 경우 2017년 7월 1일부터 개인건강제품(Personal care products) 제조 시 플라스틱 마이크로비즈(Microbeads)를 사용하는 것을 금지하고 있다 (US CFR, 2015). 영국의 경우에는 화장품 및 개인건강제품에서 플라스틱 마이크로비즈(Microbeads)를 사용하는 것을 금지하도록 제안하고 있다 (Department for Environment, Food and Rural Affairs in Scottish Government, 2016). 이렇게 국제적으로 미세플라스틱에 대한 규제가 점차 확대되고 있는 추세에 있다. 우리나라도 2017년 4월 1일부터 치약에서, 같은 해 7월 1일부터 화장품에서 미세플라스틱이 포함된 제품의 생산 및 유통을 금지하고 있다 (Ministry of Food and Drug Safety, 2016).

슬러지를 재이용하는 경우, 도시 생활하수에는 많은 양의 미세플라스틱이 포함되어 있다. 하수처리시설에서 화학적·생물학적 공정을 통해 대부분 제거되지만 제거된 미세플라스틱은 슬러지에 남게 되므로 슬러지를 퇴비로 사용하면 미세플라스틱이 다시 순환되어 환경 중 존재하게 된다. 따라서 생활 중 미세플라스틱 농도를 저감하려는 노력이 필요하다 (Swedish Environmental Research Institute, 2016b).

해외 선진국에서 추진하고 있는 미세플라스틱 문제에 대한 접근 방식을 살펴보면, 먼저 유럽의 경우 미세플라스틱 문제는 여러 나라의 물환경정책과 연계되어 있다. 유럽 해양정책 관리지침(2008/56/EC)은 미세플라스틱을 포함하는 해양쓰레기 문제를 다룬다. 반면 유럽 담수 환경에 적용하는 물환경 관리지침(20/60/EC)은 플라스틱 쓰레기에 대해 언급하고 있지 않다. 그러나, EU 내 국가들은 미세플라스틱과 같은 물질이 일으킬 수 있는 변화(Anthropogenic pressure)에 대해 모니터링해야 한다. 특히 미세플라스틱은 넓은 범주에서 담수 오염물질에 대한 매개체로서 작용하기



때문에 디에틸헥실프탈레이트, 노닐페놀, 옥틸페놀, 다환방향족탄화수소와 함께 우선감시물질(Priority substances, 2008/105/EC, Annex II)에 포함되어 있다. 또한 유럽 화학물질 관리지침(1907/2006/EC)은 플라스틱 모노머(Monomer) 및 이들 물질과 관련된 첨가제에 대해 규제하고 있다. 그리고 플라스틱 폐기물에 대한 유럽 전략 그린백서(Green paper on a European strategy)는 환경 중 미세플라스틱에 대해 폭넓게 다루고 있다. 이 그린백서는 플라스틱 쓰레기 저감 전략에 대해 초점을 맞추고 있다 (Wagner et al., 2014).

미국의 경우 미세플라스틱 문제에 대한 접근 방식을 살펴보면 미세플라스틱의 발생에서부터 처리방안까지 종합적인 연구를 수행하고 있다. 특히 미국 샌프란시스코연안연구소에서는 2016년부터 2020년까지 5년간 샌프란시스코만에 대한 미세플라스틱 모니터링 및 과학적 전략을 수립하고 발생특성, 배출경로, 부하량, 처리공정에 대해 연구를 수행하고 있다 (San Francisco Estuary Institute, 2017).

우리나라의 경우 수돗물 등에서 미세플라스틱이 검출되는 것으로 나타났는데 상수원수로 사용되는 하천과 호소에서 미세플라스틱 분포실태 조사를 포함한 발생원에 대한 배출실태를 조사하는 것이 필요하다. 또한 하수처리시설에 대한 미세플라스틱 관리 대책을 수립하기 위해서는 하수처리시설에서 미세플라스틱 모니터링을 실시하고 하수처리구역 발생 특성에 따른 관리방안 마련이 필요하다. 위에서 설명한 미국의 연구 사례처럼 향후 우리나라도 하수처리시설 유입수방류수에서 미세플라스틱에 대한 중장기 조사계획을 수립하고 상시 모니터링을 추진하는 것이 바람직하다.

6. 결 론

우리나라는 2017년부터 수돗물에서 미세플라스틱에 대한 이슈가 부상하면서 상수원수인 하천과 호소, 배출원인 산업계 배출수 및 하수처리시설 방류수 등에서 미세플라스틱 모니터링을 통한 검출실태 파악이 시작되었다. 이를 위해 국내·외 하수처리시설 미세플라스틱에 대한 연구사례를 조사하고 하수처리시설 미세플라스틱의 발생특성과 제거효율, 수계영향과 위해성, 관리방안에 대해 고찰해 보았다.

미세플라스틱은 마이크로비즈 등 제조 시 주입된 1차 미세플라스틱과 파쇄되거나 분해작용에 의해 생성된 2차 미세플라스틱으로 구분된다. 사용된 미세플라스틱은 생활하수를 통해 배출되며 이외에도 도로에 떨어진 자동차 타이어 미세입자, 농촌 폐비닐 입자 등 다양한 배출원이 존재하며 제거되지 않고 강우를 통하여 하천이나 호소로 유입된다. 하수처리시설로 유입된 미세플라스틱은 대부분 90% 이상의 높은 처리효율을 갖지만 일부 시설에서는 40% 정도의 낮은 처리효율을 보이기도 한다. 동물플랑크톤과 같은 미생물은 수~수십 μm 크기의 미세플라스틱을 섭취하며 일부 생물은 먹이사슬을 통해 미세플라스틱이 축적된다. 미세플라스틱은 미생물의 서식처 역할을 하며 디에틸헥실프탈레이트, 다환방향족탄화수소 등의 화학물질의 매개체 역할을 한다. 하지만 아직 미세플라스틱에 의한 인체 건강 영향에 대해서 밝혀진 것은 없다. 유럽의 경우 물환경정책과 연계하여 미세플라스틱 문제를 다루고 있으며 우선감시물질로 선정하여 관리하고 있다. 미국의 경우 일부 만지역을 대상으로 내륙부터 연안에 이르는 실태 및 위해성 등 포괄적인 미세플라스틱 연구사업을 통해 미세플라스틱 조사계획을 수립하여 관리하고 있다.

우리나라도 이들 나라와 같이 하수처리시설에서 미세플라스틱을 체계적으로 관리하기 위해서는 하수처리시설 유입수 및 방류수에서 상시 모니터링을 실시하는 것이 바람직하다. 또한 국내·외 하수처리시설 미세플라스틱 검출 및 처리효율, 관리체계를 조사하고, 하수처리시설에서 미세플라스틱 분석법 확립 등 미세플라스틱 관리체계를 구축하는 것이 필요하다.

약어정리

- AS : Activated sludge
- BAF : Biological aerated filter or Biologically active filter
- CAS : Conventional activated sludge
- DAF : Dissolved air flotation
- DF₁₀, DF₂₀ : Discfilter with pore size 10 μm or 20 μm
- FTIR : Fourier-transform infrared spectroscopy
- MBR : Membrane bioreactor
- MLE : Modified Ludzac and Ettinger
- MPs : Microplastics

pp. 301-307

pp. 309-315

pp. 317-324

pp. 325-335

pp. 337-348

pp. 349-355

pp. 357-361

p.e.	: Population equivalent (1 p.e. = 60 g BOD/d in untreated wastewater)
RAS	: Return activated sludge
RO	: Reverse osmosis
RSF	: Rapid sand filters
SE	: South east
STP	: Sewage treatment plant
WRP	: Water reclamation plant
WWTP	: Wastewater treatment plant

사 사

본 연구는 국립환경과학원의 지원으로 수행되었습니다. (NIER-2018-01-01-058)

References

- Carr, S.A., Liu, J., Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants, *Water Res.*, 91, 174-182.
- Cole M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton, *Environ. Sci. Technol.*, 47, 6646-6655.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs in Scottish Government. (2016). Proposals to ban the use of plastic microbeads in cosmetics and personal care products in the UK and call for evidence on other sources of microplastics entering the marine environment, https://consult.defra.gov.uk/marine/microbead-ban-proposals/supporting_documents/Microbead%20ban_Conultation%20Document.pdf.
- Environmental Audit Committee. (2016). Environmental impact of microplastics, House of Commons, London, UK, pp. 9-12.
- Estahbanati, S. and Fahrenfeld, N.L. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water, *Chemosphere*, 162, 277-284.
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law K.L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made, *Sci. Adv.*, 3:e1700782, 1-5.
- Gold, M., Mika, K., Horowitz, C., Herzog, M., Lei, L. (2013). Stemming the tide of plastic marine litter: A global action agenda, Pritzker Environmental Law and Policy Briefs No.5, Emmett center on climate change and the environment in UCLA, https://www.law.ucla.edu/~media/Files/UCLA/Law/Pages/Publications/CEN_EMM_PUB%20Pritzker_5_Stemming_Tide.ashx.
- Hermabessiere, L., Dehaut, A., Paul-Pont, I., Lacroix, C., Jezequel, R., Soudant, P., Duflos, G. (2017). Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review, *Chemosphere*, 182, 781-793.
- Jeong, C.B., Kang, H.M., Lee, M.C., Kim, D.H., Han, J., Hwang, D.S., Souissi, S., Lee, S.J., Shin, K.H., Park, H.G., Lee, J.S. (2017). Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclopsina nana*, *Sci. Rep.*, 7:41323, 1-11.
- Jeong, C.B., Won, E.J., Kang, H.M., Lee, M.C., Hwang, D.S., Hwang, U.K., Zhou, B., Souissi, S., Lee, S.J., Lee, J.S. (2016). Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the Monogonont Rotifer (*Brachionus koreanus*), *Environ. Sci. Technol.*, 50, 8849-8857.
- Julliana, A., Ivar do Sul, Costa, M.F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment, *Environ. Pollut.*, 185, 352-364.
- Lee, H.S. and Kim, Y.J. (2017). Estimation of microplastics emission potential in South Korea(For primary source), *J. Korean Soc. Oceanogr.*, 22(3), 135-149.
- Li, J., Liu, H., Chen, J.P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection, *Water Res.*, 137, 362-374.
- Lohmann, R. (2017). Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans - but should microplastics be considered pops themselves?, *Integr. Environ. Assess. Manage.*, 13(3), 460-465.
- Machado, A.A.S., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems, *Global Change Bio.*, 24, 1405-1416.
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent, *Environ. Pollut.*, 218, 1045-1054.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment, *Environ. Sci. Technol.*, 35, 318-324.
- McCormick, A.R., Hoellein, T.J., London, M.G., Hittie, J., Scott,



- J.W., Kelly, J.J. (2016). Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages, *Ecosphere*, 7(11), 1-22.
- McCormick, A.R., Hoellein, T.J., Mason, S.A., Schluep, J., Kelly, J.J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river, *Environ. Sci. Technol.*, 48(20), 11863-11871.
- Ministry of Environment. (2017). Media presentation for investigation results of microplastic detection in tap water in Korea, http://www.me.go.kr/home/file/readDownloadFile.do?jsessionid=twZ7kimOUiz1Ochz1zER2EEQMQYbV7QuA7fraaTJqDPUSy1fMwHAm1aavMYa192B.me.web2vhost_servlet_engine1?fileId=151005&fileSeq=1 (November 20, 2017).
- Ministry of Food and Drug Safety. (2016). It will be not put microplastics into cosmetics from July next year, <http://www.mfds.go.kr/index.do?mid=675&pageNo=16&seq=33645&sitecode=1&cmd=v>.
- Mintentig, S.M., Int-Vee, I., Löder, M.G.J., Gerdts, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging, *Water Res.*, 108, 365-372.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment, *Environ. Sci. Technol.*, 50, 5800-5808.
- National Institute for Public Health and the Environment. (2016). Emission of microplastics and potential mitigation measures - Abrasive cleaning agents, paints and tyre wear, RIVM Report 2016-0026, PP. 16-20.
- National Institute of Environmental Research. (2016). Studies on the investigation method of microplastic in the freshwater, pp. 21-26.
- New York State Office of the Attorney General. (2015). Discharging microbeads to our waters: An examination of wastewater treatment plants in New York, http://www.ag.ny.gov/pdfs/2015_Microbeads_Report_FINAL.pdf.
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M.P., Dung, L.Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., Karapanagioti, H.K., Weerts, S., McClurg, T., Burresem, E., Smith, W., Velkenburg, M., Lang, J.S., Lang, R.C., Laursen, D., Danner, B., Stewardson, N., Thompson, R.C. (2009). International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs, *Mar. Pollut. Bull.*, 58(10), 1437-1446.
- Pachkowski, B. (2016). Microplastics as contaminants of emerging concern, [http://www.nj.gov/dep/wms/Pachkowski%20-%20NJWMC%20meeting%20\(21Jan16\)%20-%20microplastics.pdf\(presentation\)](http://www.nj.gov/dep/wms/Pachkowski%20-%20NJWMC%20meeting%20(21Jan16)%20-%20microplastics.pdf(presentation)).
- Quinn, B., Murphy, F., Ewins, C. (2017). Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment, *Anal. Methods*, 9, 1491-1498.
- Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H., Teh, S., Thompson, R.C. (2013). Policy: Classify plastic waste as hazardous, *Nature*, 494, 169-171.
- San Francisco Estuary Institute. (2017). Microplastic monitoring and science strategy for San Francisco bay, Regional monitoring program(RMP) for water quality in San Francisco bay, pp. 21-27.
- Shim, W.J., Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M. (2016). Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining, *Mar. Pollut. Bull.*, 113, 469-476.
- Shim, W.J., Hong, S.H., Eo, S.E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: A review, *Anal. Methods*, 9, 1384-1391.
- Swedish Environmental Research Institute. (2014). Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant, Report C55, <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:773505/FULLTEXT01.pdf>.
- Swedish Environmental Research Institute. (2016a). Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment: A review of existing data, Report C183, <https://www.ivl.se/webdav/files/Rapporter/C183.pdf>.
- Swedish Environmental Research Institute. (2016b). Microlitter in sewage treatment systems: A Nordic perspective on waste water treatment plants as pathways for microscopic anthropogenic particles to marine systems, Report C194, <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:923936/FULLTEXT01.pdf>.
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, A. (2017a). How well is microlitter purified from wastewater? : A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant, *Water Res.*, 109, 164-172.
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O. (2017b). Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies, *Water Res.*, 123,

pp. 301-307

pp. 309-315

pp. 317-324

pp. 325-335

pp. 337-348

pp. 349-355

pp. 357-361

- 401-407.
- The Guardian. (2017). Plastic fibres found in tap water around the world, study reveals, <https://www.theguardian.com/environment/2017/sep/06/plastic-fibres-found-tap-water-around-world-study-reveals> (September 6, 2017).
- US CFR. (2015). Section 301 of the Federal Food, Drug, and Cosmetic Act(21 U.S.C 331): Microbead-Free Waters Act of 2015, <https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/BILLS-114hr1321enr/pdf/BILLS-114hr1321enr.pdf>.
- Venghaus, D. and Barjenbruch, M. (2017). Microplastics in urban water management, *Environmental Engineering, Technical Transactions* 1/2017, DOI: 104467/2353737 XCT.17.011.6108, 137-146.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A.D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know, *Environ. Sci. Europe*, 26(12), 1-9. (<http://www.enveurope.com/content/26/1/12>)
- Water Environment and Reuse Foundation. (2017). White Paper – Microplastics in Aquatic Systems: An Assessment of Risk, pp. 15-16.
- Ziajahromi, S., Neale, P.A., Rintoul, L., Leusch, F.D.L. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics, *Water Res.*, 112, 93-99.
- Ziccardi, L.M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K.J., Driscoll, S.K. (2016). Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review, *Environ. Toxicol. Chem.*, 35(7), 1667-1676.