



# 정수처리장 내의 미세플라스틱의 유입 및 처리기술 현황에 관한 고찰

## A mini-review on microplastics in drinking water treatment processes

최병규<sup>1</sup>·김지윤<sup>2</sup>·최수훈<sup>2\*</sup>

Byeonggyu Choi<sup>1</sup>·Jiyoon Kim<sup>2</sup>·Soohoon Choi<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>국립환경과학원 환경기반연구부 상하수도연구과, <sup>2</sup>충남대학교 공과대학 환경공학과

<sup>1</sup>Water Supply and Sewerage Research Division, Environmental Infrastructure Research Department, National Institute of Environmental Research

<sup>2</sup>Department of Environmental Engineering, Chungnam University

pp. 311-321

pp. 323-334

pp. 335-344

pp. 345-356

pp. 357-371

pp. 373-383

### ABSTRACT

Microplastics have become a rising issue in due to its detection in oceans, rivers, and tap water. Although a large number of studies have been conducted on the detection and quantification in various water bodies, the number of research conducted on the removal and treatment of microplastics are still comparatively low. In the current research, the inflow and removal of microplastics were investigated for various drinking water treatment plants around the world. Addition to the investigation of filed research, a survey was also conducted on the current research trend on microplastic removal for different treatment processes in the drinking water treatment plants. This includes the researches conducted on coagulation/flocculation, sedimentation, dissolved air flotation, sand filtration and disinfection processes. The survey indicated mechanisms of microplastic removal in each process followed by the removal characteristics under various conditions. Limitations of current researches were also mentioned, regarding the gap between the laboratory experimental conditions and field conditions of drinking water treatment plants. We hope that the current review will aid in the understanding of current research needs in the field of microplastic removal in drinking water treatment.

**Key words:** Drinking water treatment plant, Environmental assesment, Microplastics, Removal characteristics

**주제어:** 정수처리장, 환경 평가, 미세플라스틱, 제거 특성

Received 14 August 2020, revised 12 October 2020, accepted 15 October 2020.

\*Corresponding author: Soohoon Choi (E-mail:crimson@cnu.ac.kr)

- 최병규 (전문위원) / Byeonggyu Choi (Researcher)  
인천광역시 서구 환경로 42, 22689  
42, Hwangyeong-ro, Seo-gu, Incheon 22689, Republic of Korea
- 김지윤 (학생) / Jiyoon Kim (Student)  
대전광역시 유성구 대학로 99, 34134  
99, Daehak-ro, Yuseong-gu, Daejeon 34134, Republic of Korea
- 최수훈 (조교수) / Soohoon Choi (Assistant Professor)  
대전광역시 유성구 대학로 99, 34134  
99, Daehak-ro, Yuseong-gu, Daejeon 34134, Republic of Korea

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

# 1. 서론

플라스틱의 편리성과 경제성으로 인하여 전 세계 생산량은 1950년 150 만 톤에서 2018년 약 3억 6천만 톤으로 증가 된 것으로 추정된다 (PlasticEurope, 2019). 이렇게 생산된 플라스틱은 우리 주변의 많은 산업용, 공업용, 그리고 가정용 제품에 있어 필수적인 재료로 자리를 잡았다. 그러나 이렇게 사용되어진 플라스틱의 경우, 다양한 방법으로 환경 내로 직·간접적인 유출이 일어나며 이는 미세플라스틱(microplastic, MP)이라는 형태로 이루어진다. 미세플라스틱의 경우에는 일반적으로 5 mm 미만 크기의 플라스틱을 지칭하며, 제품에서 직접적으로 일어나는 유출을 1차 미세플라스틱, 사용 중에 파손에 의한 유출을 주로 2차 미세플라스틱이라 한다. 예를 들어, 가정용 제품의 경우, 기능성 화장품(Napper et al., 2015)과 치약(Ustabasi and Baysal, 2019)과 같은 경우에는 제품내부의 미세플라스틱이 직접 유출되는 1차 미세플라스틱이며, 티백(Hernandez et al., 2019), 음식용기(Du et al., 2020)와 같은 물품들에서 유출되는 것을 2차 미세플라스틱이라고 분류되고 있다. 또한 의류에서는 세탁을 통하여 fiber 형태의 미세플라스틱이 섬유를 통해서 약 40.19 mg/kg까지 유출되는 것으로 확인이 되었다 (Fontana et al., 2020). 이러한 플라스틱 제품들은 다양한 형태

로 유출되어 직·간접적으로 하수처리장으로 배출이 되게 된다. 그러나 하수처리장으로 유입된 미세플라스틱의 경우, 다양한 공정에서 약 48-94% 제거되었으며, 일부는 다시 하천으로 흘러 들어가는 것으로 확인이 되었다 (Talvitie et al., 2017).

미세플라스틱은 하수처리장을 포함하여 다양한 경로를 통하여 하천으로 유입이 되는 것으로 확인이 되었다. 예를 들어, 방직 공장이 밀집 된 지역을 통과하는 하천의 경우, 71-334.1 #/L의 농도로 발견이 된 것으로 보고가 되었다 (Deng et al., 2020; Xu et al., 2018). 또한 비점오염을 통한 경우, 강우 이후에는 0.5-23개의 미세플라스틱이 발견이 되는 것으로 보고가 되었다 (Liu et al., 2019). 전 세계적으로 먹는물의 원수가 되는 하천과 호소에서 미세플라스틱을 측정 한 다양한 연구가 존재하나, Fig. 1에서 보이는 바와 같이 대륙별, 그리고 측정장소별 결과 값이 매우 다양한 것으로 확인되었다. 이는 물론 국가별 플라스틱 제품의 사용량, 및 상품구성, 그리고 샘플링 장소의 특수성이 반영이 된 것으로 고려가 되기는 하나, 조사된 연구들 간의 샘플링 방법이나 전처리 그리고 측정방법의 차이에 의하여 발생 할 결과일 수도 있다 (Shen et al., 2020).

이렇게 하천으로 유입된 미세플라스틱의 경우, 정수처리장을 통하여 수돗물로 유입될 수 있는 가능성이 있다. 국외의 경우, 중국, 및 홍콩의 수돗물에서

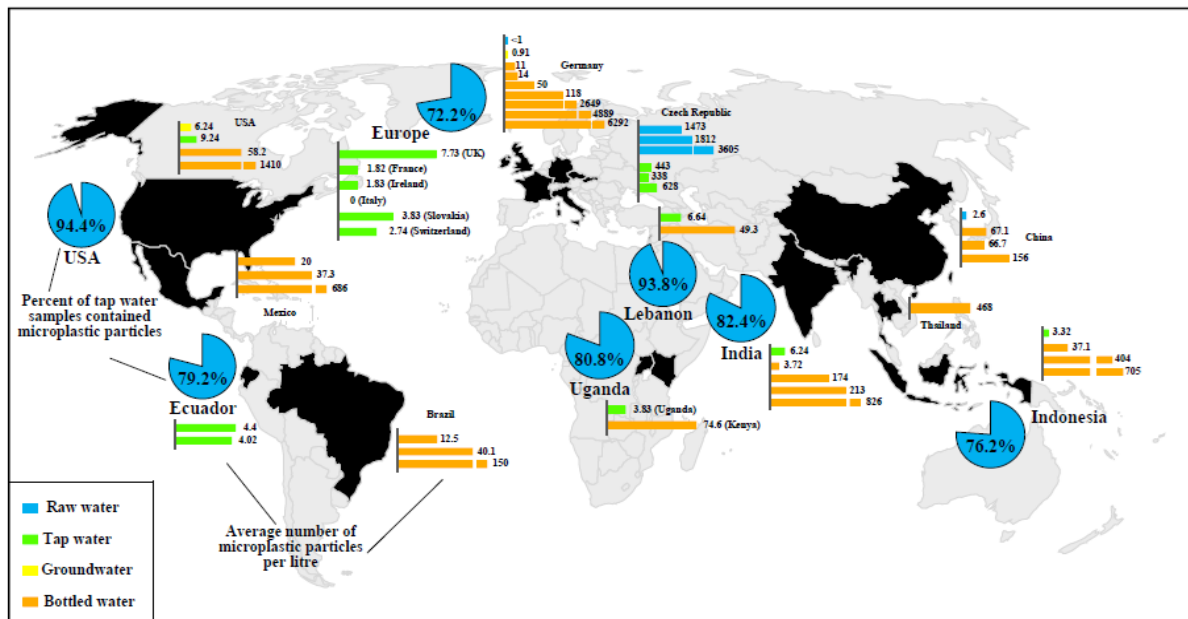


Fig. 1. Occurrence of microplastics in global raw water, tap water, groundwater and bottled water (Shen et al., 2020).



0-1,247 #/L의 농도로 발견된 것으로 보고가 되었으며 (Lam et al., 2020; Tong et al., 2020), 멕시코의 경우에는 지하철의 공공 수도에서 평균 약 18 #/L의 미세플라스틱이 발견이 되었다고 조사가 되었다 (Shahi et al., 2020). 한국의 경우, 환경부 보도 자료를 통하여 24개 정수장 중 3개 정수장에서 1리터당 0.2-0.6개의 미세플라스틱이 검출되었으며 전체 평균으로는 리터당 0.05개라고 발표되었다 (Ministry of Environment, 2017). 그러나 이러한 노력에도 불구하고 현재 광역 및 공업용 상수도 처리장이 48개인 점으로 미루어 미래에 보다 많은 연구가 이루어져야 하는 추세이다.

이러한 미세플라스틱을 인간이 섭취할 경우 다양한 부작용이 발생할 수 있다. 직접적으로 섭취이 된 미세플라스틱 중, 큰 입자의 경우에는 위 내에 잔류할 수 있으며, 크기가 작을수록 다른 기관으로 침투를 할 가능성이 있다. 이렇게 침투된 미세플라스틱은 혈액, 또는 림프관을 통하여 이동을 할 수 있으며, 비장 또는 림프절에 축적이 될 수 있다 (Bouwmeester et al., 2015; Schmidt et al., 2013). 이러한 경우, 위염과 같은 질병을 가지는 사람은 침투 속도가 염증에 의하여 가속화 될 수도 있다 (Schmidt et al., 2013). 또한 다양한 연구를 통해서 미세플라스틱(주로 10  $\mu\text{m}$  polystyrene, 40-250 nm nano-particles,  $0.25 \pm 0.06 \mu\text{m}$  polystyrene) 이 대뇌, 상피, 그리고 표피세포에 산화 스트레스를 발생할 수 있다고 밝혀졌다 (Schirinzi et al., 2017; Triebkorn et al., 2019). 뿐만 아니라 미세플라스틱에 흡착된 다양한 유기물들이 인체에 유입될 경우에는 흡착된 물질을 신체 내부에 있는 기관으로 옮길 수 있는 가능성도 제시되었다 (Wang et al., 2018).

미세플라스틱에 대응하여 미국의 경우 Interagency Marine Debris Coordinating Committee(IMDCC)를 통하여 미세플라스틱에 대한 연구 우선순위를 정하고 있으며, 측정방법, 그리고 다양한 교육 프로그램에 대하여 지원을 하고 있다 (NOAA, 2017). 유럽의 경우에는 Marine Strategy Framework Directive(MSFD)를 통하여 미래의 연구 방향, 측정 프로토콜 정립, 그리고 미세플라스틱 유출 방지대책을 위한 기술팀을 구성하였다 (Galgani et al., 2010). 그러나 위와 같은 대책은 주로 해양의 미세플라스틱을 위한 정책이며 해외에서도 아직 하천을 포함한 상수원에 관한 대책은 미흡한 실정이다. 그리고 국내에서도 정수처리장에서의 미세플라스틱 실태를 조사한 결과 1 개소에서 1 #/L 그리고 3

개소에서 0.2-0.6 #/L의 미세플라스틱이 검출된 것으로 조사가 된 점으로 보아 국내에도 상수원에 대한 미세플라스틱 대책이 시급하다고 판단된다 (Ministry of Environment, 2017).

이에 본 연구에서는 국외의 다양한 정수처리장의 미세플라스틱 유입 및 제거에 관한 조사를 실시하였다. 조사는 ScienceDirect(<http://www.sciencedirect.com>), Web of Science(<https://webofknowledge.com>), SpringerLink(<http://link.springer.com>), ACS Publications(<http://pubs.acs.org>), RSC Publishing(<http://pubs.rsc.org>), Google scholar(<http://scholar.google.com>) 검색엔진을 활용하여 최신 논문을 바탕으로 진행을 하였다. 검색에 사용한 주요 키워드는 microplastic, drinking water treatment, coagulation, filtration, disinfection, dissolved air flotation이다. 선택된 문헌의 참고 문헌 목록을 조사하고 다른 관련 논문을 역 추적하였다. 조사된 정수처리장에 관한 연구를 바탕으로 현장의 각 처리 공정별 제거 특성을 확인하였으며, 응집·침전, 용존 공기 부상, 그리고 여과 공정에 관한 최신 연구를 조사하여 정리하였다. 이를 통하여 정수처리장에 유입되는 미세플라스틱과 이들의 제거에 관한 현재까지의 연구동향을 파악하고, 현재 미세플라스틱 관련 연구의 한계점을 고찰하였다.

## 2. Whole-plant scale 정수처리공정에서 미세플라스틱의 제거

본 장에서는 정수처리장으로 유입 및 제거되는 미세플라스틱에 관한 연구들을 해외사례 중심으로 조사를 실시하였다. 체코와 중국에서 실시된 연구는 운영 중인 정수처리장의 조사를 통하여 실시되었으며, 미국의 경우 정수처리장의 원수에 미세플라스틱을 첨가하여 모의 정수처리시설을 통한 제거율을 확인하였다.

### 2.1 정수처리장의 특징 및 제거율

Table 1에 나타난 바와 같이, 대부분의 정수처리장의 경우 유입되는 미세플라스틱의 크기는 100  $\mu\text{m}$  이하의 크기였으며, 모든 경우에서 크기 10  $\mu\text{m}$  이하의 미세플라스틱이 가장 큰 비율을 차지하였다. 대부분의 유입수에는 polypropylene(PP), polyethylene(PE), polystyrene(PS)와 같이 비중이 낮은 미세플라스틱이 존재하는 것을 확인이 되었다. 이를 통하여 하천 및 호소에 존재하는

pp. 311-321

pp. 323-334

pp. 335-344

pp. 345-356

pp. 357-371

pp. 373-383

**Table 1.** Microplastic detection and removal from various water treatment plants (WTP), drinking water treatment plants (DWTP), advanced drinking water treatment plants (ADWTP), and simulated WTP1,2

Classification	Majority of microplastic size	Type of microplastic <sup>2</sup>	Microplastic amount #/L (Fragment/Fiber Ratio, %)		Removal efficiency (%)	Treatment process	Reference
			Raw water	Treated water			
Czech WTP1	1-10 $\mu\text{m}$ (over 90% of detected MP)	PET, PP, PS	1473 $\pm$ 34 (88.3/11.7)	443 $\pm$ 10 (70.8/29.2)	70	Coagulation/flocculation, sand filtration	Pivokonsky et al. (2018)
Czech WTP2	1-10 $\mu\text{m}$ (over 90% of detected MP)	PET, PP, PVC	1812 $\pm$ 35 (93.9/6.1)	338 $\pm$ 76 (97.0/3.0)	81	Coagulation/flocculation, sedimentation, sand filtration, GAC	
Czech WTP3	1-10 $\mu\text{m}$ (over 90% of detected MP)	PBA, PET, PP	3605 $\pm$ 497 (59.9/40.1)	628 $\pm$ 28 (51.5/48.5)	83	Coagulation/flocculation, flotation, sand filtration, GAC	
Czech Milence DWTP	Fragment: < 50 $\mu\text{m}$ Fiber: > 50 $\mu\text{m}$ (Over 90% of the MP based on detected number)	CA, PET, PVC, PE, PP, PBA	23 $\pm$ 2 (80/20)	14 $\pm$ 1 (80/20)	40	Coagulation/flocculation, sand filtration	Pivokonsky et al. (2020)
Czech Plzen DWTP	< 100 $\mu\text{m}$ (over 90% of detected MP)	CA, PET, PVC, PE, PP, PBA	1296 $\pm$ 35 (87-92/8-13)	151 $\pm$ 4 (92.1/7.9)	88	Coagulation/flocculation, sedimentation, sand filtration, ozonation, GAC	
China ADWTP	< 50 $\mu\text{m}$ (over 90% of detected MP)	PET, PE, PP	6614 $\pm$ 1132 (35.1/64.9)	930 $\pm$ 71 (33.3/66.7)	82.1-88.6	Coagulation/flocculation, sedimentation, sand filtration, ozonation, GAC	Wang et al. (2020b)
Detroit simulated WTP	180 nm, 1.2 $\mu\text{m}$ , 10-20 $\mu\text{m}$ , 45-53 $\mu\text{m}$ , 106-125 $\mu\text{m}$	PE, PS	106-125 $\mu\text{m}$ : 1800, 45-53 $\mu\text{m}$ : 2000, 10-20 $\mu\text{m}$ : 7000, 1.24 $\mu\text{m}$ , 180 nm: 9500 (100/0)	Unknown (100/0)	Based on filtration alone: 86.9 $\pm$ 4.9 -99.9 $\pm$ 0.1	Coagulation/flocculation, sedimentation, ozonation, sand filtration	Zhang et al. (2020)

<sup>1</sup> The following graph is reconfigured based on the data from Pivokonsky et al., (2018), (2020), Wang et al (2020b), Zhang et al., (2020)

<sup>2</sup> CA : cellulose acetate, GAC : granular activated carbon, PBA : poly-butyl acrylate, PE : polyethylene, PET : polyethylene terephthalate, PP : polyethylene, PS : Polystyrene, PVC : polyvinyl chloride

미세플라스틱의 경우, 크기가 500  $\mu\text{m}$  이상으로 크거나 비중이 높은 경우에는 다양한 생태종의 섭식 및 침전을 통하여 수계에서 제거가 되는 것으로 유추할 수 있다.

미세플라스틱의 유입량은 각 정수처리장의 주변 특성에 따라 변화가 있는 것을 확인할 수 있다. Czech Milence drinking water treatment plant(DWTP)과 Czech Plzen DWTP의 경우, 각각 Uhlava 강의 상류(Milence)와 하류(Plzen)에서 취수를 한다 (Pivokonsky et al., 2020). 이 과정에서 하천의 하류로 이동함에 따라 미세플라스틱의 양이 증가한다는 것을 확인할 수 있었다. 또한 Czech water treatment plant(WTP) 3과 China advanced drinking water treatment plant(ADWTP)의 경우에는 모두 상업 지구에 위치해 있어, 미세플라스틱의 유입량이 높은 것을 확인할 수 있다 (Pivokonsky et

al., 2018; Wang et al., 2020b).

미세플라스틱의 제거는 정수처리공정에 따라서 많은 차이가 있는 것을 확인할 수 있었으며, 이 과정에서 실제 처리장과 실험실 조건에서의 차이가 존재하는 것을 확인하였다. 정수처리공정의 구성이 단순 응집·여과공정만이 존재할 경우에는 미세플라스틱의 제거율이 40-70%로 매우 낮은 것을 확인할 수 있었다. 그러나 침전, 또는 부상분리를 실시한 후 모래여과와 입상활성탄 (granular activated carbon, GAC)을 거친 공정에서는 유입원수 대비 전체 미세플라스틱의 81-88.6%까지 제거율이 향상되는 것을 확인할 수 있었다 (Pivokonsky et al., 2018; Pivokonsky et al., 2020; Wang et al., 2020b). 또한 Detroit simulated WTP과 같은 실험실 조건에서는 응집·침전과정에서는 2% 이하의 제거율을 보였으며,



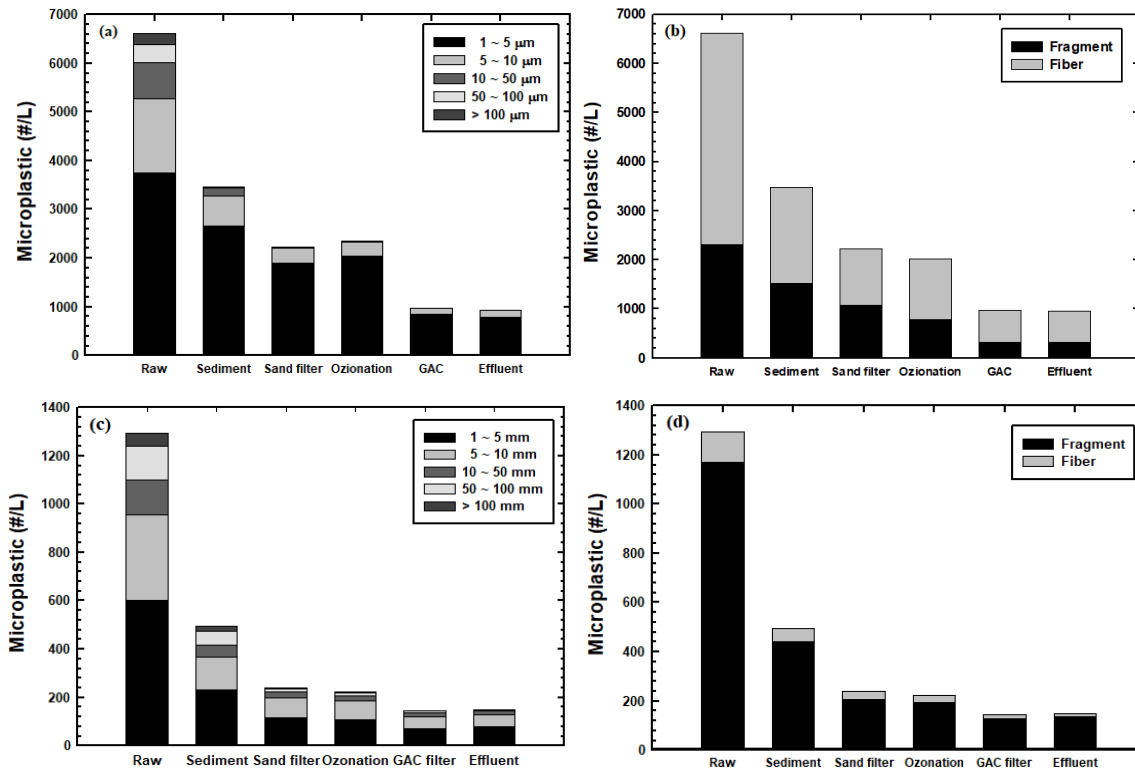
모래여과 과정에서는 99.9%까지 제거된 것을 고려하면 실험실 결과와 현장 결과는 많은 차이가 있는 것을 확인할 수 있다 (Zhang et al., 2020). 이러한 차이는 실제 정수처리장의 경우, 보다 다양한 크기, 형태 및 종류의 미세플라스틱이 유입됨으로 인하여 발생하는 것으로 유추가 된다. 이는 Detroit simulated WTP의 미세플라스틱 구성을 통하여 확인할 수 있다 (Zhang et al., 2020). 일반 정수처리장의 경우 많은 양의 미세플라스틱이 1-10  $\mu\text{m}$  사이의 크기와 fragment와 fiber 형태의 미세플라스틱이 동시에 유입되었으나, Detroit simulated WTP에서는 이를 반영하지 않아 보다 높은 제거율이 나타난 것으로 유추할 수 있다 (Zhang et al., 2020).

## 2.2 정수처리장의 처리공정별 미세플라스틱 제거율

미세플라스틱의 정수처리장에서의 제거 과정을 보다 자세하게 확인하기 위하여 공정에 따른 추가적인 조사를 실시하였다. 이 과정에서 정수처리장의 각 공정에서 유입·유출되는 미세플라스틱의 크기 및 형태

에 따른 조사도 함께 실시하였다. 조사된 정수처리장의 경우 Table 1에서와 같이 90% 이상의 미세플라스틱이 10  $\mu\text{m}$  이하의 크기였으나, 이 중 1-5  $\mu\text{m}$  크기의 비율이 보다 높은 것으로 검출이 되었다 (Fig. 1). China ADWTP의 경우 유입수에 미세플라스틱 중 1-5  $\mu\text{m}$  크기의 비율이 약 54.6-58%이었으며 (Wang et al., 2020b), Czech에서 조사된 모든 정수처리장의 경우에는 25-65%인 것으로 확인이 되었다 (Pivokonsky et al., 2018; Pivokonsky et al., 2020). 또한 1-5  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱이 차지하는 비율은 최종 처리수에서는 보다 높은 비율로 검출되어, 제거가 어려운 입자 크기 분포인 것으로 확인이 되었다.

응집·침전 공정의 경우, 현장 조사와 실험실에서 결과와는 많은 차이가 있었던 것으로 조사가 되었다. 실험실에서 응집·침전시 미세플라스틱의 제거율은 약 2%에 불과하였으나, China ADWTP에서는 약 40.5-54.5%의 제거율이 관찰되었으며 (Wang et al., 2020b), Czech Plzen DWTP의 경우에는 약 62%의 제



**Fig. 2.** (a) Size fraction of detected microplastic in ADWTP (Wang et al., 2020b), (b) Fiber and fragment fraction of detected microplastic in ADWTP, (Wang et al., 2020b), (c) Size fraction of detected microplastic in Plzen DWTP (Pivokonsky et al., 2020), (d) Fiber and fragment fraction of detected microplastic in Plzen DWTP (Pivokonsky et al., 2020).

거울이 확인되었다 (Pivokonsky et al., 2020). 이는 대부분의 실험에서는 비중이 낮은 PE와 PS를 이용하여 실험을 하는 것으로 인하여 발생하는 결과인 것으로 예상되며, 이를 통하여 기존의 실험실 연구에서는 응집침전 과정에서 제거율을 과소평가하는 경향이 있는 것으로 확인되었다.

또한 응집·침전 과정에서 미세플라스틱의 크기가 클수록 제거율이 높은 것으로 관찰되었다. 여기서 China ADWTP의 경우 1-5  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱은 약 70.5%의 제거율을 보인데 반해 크기 50  $\mu\text{m}$  이상의 경우 약 69.2% 이상 제거가 된 것으로 확인이 되었다 (Wang et al., 2020b). 응집보조제인 polydiallyldimethylammonium chloride(polyDADMAC)를 첨가하면 제거율이 향상 (특히 45-54  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱:  $0.3 \pm 0.3\%$ 에서  $13.6 \pm 6.8\%$ )로 되는 것으로 확인이 되었으나, 그 이외에 크기에서는 미세플라스틱의 제거에는 영향이 없었던 것으로 확인이 되었다. 추가로 미세플라스틱의 표면에 바이오필름의 존재 시 응집·침전 과정에서의 제거율을  $0.3 \pm 0.3\%$ 에서  $16.5 \pm 7.3\%$ 로 증가시켰다 (Zhang et al., 2020).

모래 여과는 응집 침전에 비하여 낮은 제거율을 보였다. Czech Plzen DWTP 정수처리장의 모래여과를 통한 제거율은 약 51.5%를 보였으며, 응집·침전공정의 약 62%에 비하여 낮았으며 (Pivokonsky et al., 2020), China ADWTP의 경우, 약 35.8%의 제거율로 약 40.5-54.5%의 응집·침전공정에 비하여 약 29.0-44.4% 낮은 제거율이 관찰되었다 (Wang et al., 2020b). 그러나 이러한 조사결과는 응집·침전 공정에서 50  $\mu\text{m}$  이상의 상대적으로 크기가 큰 입자들이 이미 많이 제거되어 조사된 현상으로 예상된다.

조사된 연구에서 모래 여과를 거친 미세플라스틱의 크기분포를 조사한 결과, 50  $\mu\text{m}$  이상의 미세플라스틱이 대부분 제거가 된 것으로 확인이 되었으며, 5  $\mu\text{m}$  이하의 크기도 높은 비율로 제거된 것으로 확인되었다. 이 과정에서 10-20  $\mu\text{m}$ 의 미세플라스틱이 가장 낮은 제거율을 보였으며 그다음으로 1-10  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱이 낮은 제거율을 보였다. 이는 실험실 조건에서 실험한 미세플라스틱 여과 결과와 유사한 결과 보였다 (Pivokonsky et al., 2020; Wang et al., 2020b).

모래여과와 GAC 공정이 공존하는 경우에도 높은 비율로 미세플라스틱이 제거되는 것으로 확인할 수 있었다. 모든 연구에서 GAC는 5  $\mu\text{m}$ 이하의 작은 미세플라스틱을 제거하는데 효과적인 것으로 확인되었다

(Pivokonsky et al., 2020). China ADWTP의 경우 GAC는 56.8-60.9%의 제거율을 보였으며, 1-5  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱은 73.7-98.5%의 제거율을 보였다 (Wang et al., 2020b). 또한 Czech Plzen DWTP의 경우에는 GAC를 통하여 1-10  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱이 약 33.3-39.7%까지 높은 제거율을 보였다 (Pivokonsky et al., 2020).

오존공정을 이후의 미세플라스틱 양을 조사한 결과 여과공정보다 1-5  $\mu\text{m}$  크기를 중심으로 소량 증가한 것을 확인할 수 있었다. 이는 오존 노출, 그리고 수리학적 흐름으로 인하여 미세플라스틱이 보다 작은 크기로 변형이 되는 것으로 예측하고 있다 (Pivokonsky et al., 2020; Wang et al., 2020b).

정수처리장으로 유입되는 오염 물질과 미세플라스틱의 제거율을 비교한 결과, 탁도, total organic carbon (TOC)을 포함한 다양한 오염물질에 비하여 낮은 제거율을 보인 것을 확인할 수 있었다. 이는 유입 원수와 최종 처리수의 미세플라스틱 비율을 통하여 확인이 되었다. Chinese ADWTP의 경우 원수에서 약 25-50%였던 미세플라스틱의 비율이 최종 처리수에서는 약 45-65%로 증가하였으며, Czech Plzen DWTP의 경우에도 입자성 물질의 약 100%가 제거되는 동안 미세플라스틱은 약 88%만 제거되는 것으로 확인이 되었다 (Pivokonsky et al., 2020; Wang et al., 2020b).

미세플라스틱 재료에 따른 제거율의 경우 각 처리공정에서 미세플라스틱의 비율이 비슷한 것으로 조사되어, 처리공정과 연관성이 적은 것으로 나타났다. 다만 응집제, 또는 응집보조제를 사용할 경우, polyacrylamide (PAM)의 측정값이 높게 나올 수 있다는 것이 확인이 되었다. 또한 미세플라스틱의 형태(fragment 형, fiber 형) 별 제거율을 조사한 결과 두 형태는 최종적으로는 유사한 제거율을 보였으나, 그 구성비율과 공정에 따라 제거율의 차이는 있었던 것으로 확인되었다 (Pivokonsky et al., 2020; Wang et al., 2020b).

### 3. Lab-scale 정수처리공정에서 미세플라스틱의 제거

#### 3.1 응집 공정에서 미세플라스틱의 제거

본 장에서는 현재 연구되고 있는 응집·침전 공정에 대하여 정리하였다. 미세플라스틱의 크기, 재질, 그리고 응집제의 양과 종류에 따른 영향을 고려한 연구



들을 중심으로 정리를 하였다.

### 3.1.1 미세플라스틱의 물리적 특성이 응집에 미치는 영향

위의 장에서 나타난 바와 같이 현장조사와 실험실에서 응집·침전 공정을 비교한 결과, 두 가지 조건에서 미세플라스틱이 제거되는 결과가 다르다는 것을 확인을 하였다. 현장의 결과와 비슷한 결과를 나타내는 실험결과도 있었으나 (Shahi et al., 2020), 많은 경우 불일치를 이루었다. 이는 실험실의 경우, PE와 PS와 같이 비중이 낮고, 외부 환경에 의한 표면산화가 일어나지 않은 미세플라스틱을 중심으로 실험을 실시되었기 때문인 것으로 추정된다. 이러한 불일치에 불구하고 본 장에서는 응집 공정을 통한 플럭의 생성과정과 침전을 통하여 미세플라스틱이 제거되는 과정을 조사하였다. 추가로, 미세플라스틱의 형태와 표면특성에 따른 응집 및 제거에 관한 조사도 실시하였다.

#### 3.1.1.1 미세플라스틱의 크기가 제거율에 미치는 영향

실험실에서의 응집·침전 공정의 조사결과 공통적으로 미세플라스틱의 입자의 크기가 작을수록 응집이 효과적으로 일어나는 것으로 조사가 되었다. 이러한 현상은 15-140  $\mu\text{m}$  범위와 0.5-5 mm 범위의 미세플라스틱에서 공통적으로 발견되었다. 보다 작은 미세플라스틱이 응집이 잘 되는 원리는, 응집 메커니즘과 관련이 되어 있는 것으로 추정되며, 응집과정에서 작은 미세플라스틱이 보다 잘 침투가 되는 것으로 추정된다 (Lapointe et al., 2020; Ma et al., 2019b). 그러나 응집과는 달리 크기에 따른 미세플라스틱의 제거율은 보다 다양한 결과가 관찰되었다. 0.5-5 mm 크기의 PE를 관찰한 결과 (Ma et al., 2019a; Ma et al., 2019b), 철(Fe)과 알루미늄(Al)의 두 가지 응집제에 대하여 매우 낮은 제거율을 보였다. 0.5-5 mm 크기의 PE의 경우, Fe 응집제 하에서 크기 ( $d$ ) < 0.5 mm의 경우 최대  $13.27 \pm 2.19\%$  제거되었으며,  $2 < d < 5$  mm에서 최대  $2.81 \pm 0.69\%$ 가 제거되었다. 또한 Al 응집제 하에서는 크기  $d < 0.5$  mm의 경우 최대  $8.28\% \pm 1.06\%$ 가 제거되었으며,  $2 < d < 5$  mm에서 최대  $1.02 \pm 0.37\%$ 가 제거되었다. 이 크기의 범위에서 관찰된 PE의 경우에는 낮은 비중으로 인하여 큰 입자들일수록 Stock's 법칙에 따라 부력이 크게 작용하여 제거율이 낮아지는 것으로 예상이 된다. 그러나 크기가 10-100  $\mu\text{m}$  인 범위의 PE를 관찰한 결과, 10-30  $\mu\text{m}$  크기에서 가장 낮은

제거율을 보였으며(30 mg/L Al에서 최대 52% 제거), 크기가 커질수록 제거율이 높은 것으로 나타났다(20 mg/L 이상의 Al 농도 하에 50  $\mu\text{m}$  이상 크기의 미세플라스틱의 약 99% 제거)(Shahi et al., 2020; Skaf et al., 2020). 이렇게 다양한 크기에 따른 응집과 제거율간의 상관관계에 대해서는 추가적인 연구가 필요할 것으로 추정된다.

#### 3.1.1.2 미세플라스틱의 표면특성이 제거율에 미치는 영향

환경적인 영향으로 인하여 미세플라스틱의 변형은 응집·침전 공정에 영향을 미치는 것으로 확인이 되었다. 자외선에 PE와 natural organic matter(NOM)를 2개월 노출 후 Fourier-transform infrared spectroscopy (FT-IR)로 분석한 결과, 미세플라스틱의 표면에 수산화기(-OH), 비닐기(-CH=CH<sub>2</sub>), 그리고 카르복실기(-COOH)가 새로이 발견이 되었다. 이중, 수산화기와 카르복실기는 자외선의 노출로 인하여 발생한 것으로 추정되며, 비닐기는 NOM과 자외선으로 인하여 산화된 NOM에서 나온 것으로 추정된다. 이 과정에서 자외선에 노출된 미세플라스틱의 경우, 산화로 인하여 표면의 거칠기의 증가와 함께, 파편화가 되어 크기가 줄어들었으며, NOM 흡착율이 증가한 것으로 확인이 되었다 (Lapointe et al., 2020).

이러한 복합적인 크기 및 표면산화로 인하여 자외선에 노출이 된 미세플라스틱은 응집제와 결합성이 증가하여 응집·침전으로 인한 제거율이 98%로, 자외선 노출 전 64%에 비하여 증가하였다. 응집제와 미세플라스틱의 결합효율을 수정진동자 분석(quartz crystal microbalance with dissipation monitoring, QCM-D)을 통하여 분석한 결과 이온성 Al 응집제와 aluminum chlorohydrate 모두 자외선에 노출된 미세플라스틱에서 보다 높은 결합력을 보였으며, 표면산화로 인하여 양이온의 응집보조제가 음이온의 응집보조제보다 자외선에 노출된 미세플라스틱에 결합력이 보다 좋은 것으로 확인이 되었다 (Lapointe et al., 2020).

#### 3.1.1.3 미세플라스틱의 형태가 제거율에 미치는 영향

미세플라스틱의 형태의 경우, fiber 형태와 같은 비대칭 구조가 대칭적인 구조인 fragment 형태보다 제거율 약 30-40% 더 높은 것으로 나타났다. 또한 이중 미세플라스틱의 표면이 거칠수록 제거율이 증가한 것

pp. 311-321

pp. 323-334

pp. 335-344

pp. 345-356

pp. 357-371

pp. 373-383

으로 나타났는데, 이는 불규칙한 표면 반발력으로 인하여 응집제의 부착이 용이하여 bridging과 같은 효과가 증가한 것으로 추정된다 (Lapointe et al., 2020; Shahi et al., 2020). 표면과 형태에 따른 제거율은 elongated-rough(ER) > elongated-smooth(ES) > spherical-rough(SR) > spherical-smooth(SS)와 같은 순서로 나타나는 것으로 확인되었다 (Shahi et al., 2020).

연구결과에서 미세플라스틱 종류(PE, PS, polyethylene terephthalate (PET))에 따른 제거율의 변화는 없는 것으로 확인이 되었으며, 미세플라스틱의 양 또한 응집의 효율과는 큰 영향이 없는 것으로 확인이 되었다. 또한 미세플라스틱의 응집이 여타의 오염물 또는 humic acid의 양, 이온 농도, 그리고 탁도가 미치는 영향은 미미한 것으로 확인이 되었다 (Ma et al., 2019a; Shahi et al., 2020).

### 3.1.2 응집제가 미세플라스틱 제거에 미치는 영향

본 절에서는 다양한 응집제에 따른 응집형태 및 제거율에 관한 연구들을 조사하였다. PE를 사용한 연구를 비교한 결과, Al 계열의 응집제가 Fe 계열의 응집제 보다 제거율이 높은 것으로 나타났다. 조사결과, Fe 계열의 응집제는 약 2 mg/L 이상의 농도에서  $d < 0.5$  mm 크기의 미세플라스틱 제거율이 최대로 약  $12.65 \pm 1.09\%$  인 것에 반해, Al 계열 응집제의 경우, 10 mg/L 보다 높은 농도에서도 제거율이 증가하는 것으로 확인이 되었으며,  $d < 0.5$  mm 크기의 미세플라스틱 제거율이 최대로 약  $36.89 \pm 3.24\%$ 인 것으로 확인이 되었다. 이는 응집제에 의하여 생성되는 플럭의 성질과 상관성이 있는 것으로 분석이 되었다. Fe 응집제에 의하여 생긴 플록에 비하여 Al에 의하여 생성된 플럭의 크기는 작았으나 제타전위가 높았던 것으로 확인이 되어, 음의 제타전위를 가지는 미세플라스틱에 보다 잘 흡착이 되어 제거가 되는 것으로 추정된다 (Ma et al., 2019a).

PAM과 같은 응집보조제를 첨가 할 경우, 미세플라스틱의 제거율이 향상이 되는 것으로 확인 되었다. 응집 보조제인 PAM의 농도를 0.1 mg/L에서 0.3 mg/L로 증가시켰을 경우 플럭의 크기가 504  $\mu\text{m}$ 에서 977  $\mu\text{m}$ 로 증가하였으며 제거율도 향상되는 것을 제시 하였다 (Lapointe et al., 2020). 또한 응집보조제를 첨가 할 경우, 양이온성과 음이온성 응집 보조제 모두, 플럭의 크기와 밀도를 증가시키는 것을 확인하였으며, 음이

온성 응집 보조제와 양이온성 응집제의 결합이 제거 효율이 가장 높은 것으로 나타났다. 이는 미세플라스틱의 표면전위가 음의 값으로 측정이 되는 바, 양이온성 응집제의 미세플라스틱 표면 흡착과 함께 음이온성 응집제의 bridging 효과에 의하여 제거율이 향상되는 것으로 추정된다 (Lapointe et al., 2020; Ma et al., 2019a; Ma et al., 2019b). 양이온성 응집보조제 만을 첨가하였을 경우 크기가  $d < 0.5$  mm인 PE 입자의 제거율이  $25.83 \pm 2.91\%$  (without PAM)에서  $45.34 \pm 3.93\%$ (15 mg/L PAM)으로 증가를 하였으며,  $2 < d < 5$  mm 크기의 PE 미세플라스틱은  $4.27 \pm 1.91\%$  (without PAM)에서  $5.83 \pm 1.77\%$ (15 mg/L PAM)로 증가하였다. 음이온성 응집보조제의 경우, 응집보조제 만을 첨가하였을 경우 크기가  $d < 0.5$  mm인 PE 입자의 제거율이  $25.83 \pm 2.91\%$ (without PAM)에서  $61.19 \pm 3.67\%$ (15 mg/L PAM)으로 증가를 하였으며,  $2 < d < 5$  mm 크기의 PE 미세플라스틱은  $4.27 \pm 1.91\%$  (without PAM)에서  $18.34 \pm 3.28\%$ (15 mg/L PAM)으로 증가하였다 (Ma et al., 2020). 반면, 음이온성 PAM과 Fe 응집제를 같이 사용할 경우에는 제거율이 최고  $90.91 \pm 1.01\%$  까지 향상이 되었다 (Ma et al., 2019b). 또한, 응집 후 막여과 실험을 통하여 미세플라스틱의 크기와 응집제에 따른 플럭의 특성을 관찰한 결과 모든 응집제에 크기가 큰 미세플라스틱을 응집시킬수록 플럭 내의 공극이 증가하는 것으로 나타났다 (Ma et al., 2019a; Ma et al., 2019b).

PAM과 같은 응집보조제 외에 알긴산 첨가, 응집에 polyamine coated(PC) 모래를 사용할 경우에도 제거율의 향상이 일어나는 것으로 확인이 되었다 (Orikhova et al., 2018; Shahi et al., 2020). 응집 공정에서 알긴산 첨가시 미세플라스틱의 표면의 제타전위가  $-34.9 \pm 1.3$  mV 낮아졌으며, 흡착된 알긴산에 의하여 미세플라스틱의 크기도 증가하였다. 이로 인하여 응집제와 알긴산의 결합으로 bridging 효과가 일어나 미세플라스틱을 포함한 플럭의 크기가 증가하였으며, 유기물과  $\text{Ca}^{2+}$ 의 첨가 시 플럭의 크기 증가가 보다 효과적인 것으로 확인되었다 (Chen et al., 2020; Orikhova et al., 2018). PC 모래 첨가 시 미세플라스틱의 제거율이 증가 하였으며, 500 mg/L의 PC 모래 첨가시 약 92.7% (20 mg/L Al), 90.2%(30 mg/L Al)의 제거율이 확인이 되었다. 여기에 응집보조제 첨가시 음 (-)을 띤 미세플라스틱 표면과 양 (+)으로 하전된 PC 모래 사이의 응





집을 bridging으로 증가시켜 침전을 증가시킨다. 일련의 과정을 통하여 응집제, 응집보조제, 그리고 PC 모래를 통한 플럭은 결합력이 강하며, 밀도가 커 침전과정에서 collector로도 작용하는 것으로 확인이 되었다 (Shahi et al., 2020).

### 3.2 용존 공기 부상공정에서 미세플라스틱의 제거

환경에 노출된 대부분의 미세플라스틱의 경우, 비중이 물과 비슷하거나 낮은 것으로 확인이 된다. 이에 용존 공기 부상법이 미세플라스틱을 제거하기 위한 대안으로 제시가 되고 있다. 이는 Table 1에 나타난 바와 같이 침전을 이용한 제거공정에 비하여 부상 분리법을 이용한 제거능이 높은 것을 통하여 그 효과를 확인할 수 있다. 용존 공기 부상법으로 PE, PET, nylon (PA) 조사결과, 0.4 MPa에서 PE와 PET의 제거율은 각각 48.7%, 38.9%, 이었으며 PA의 경우 0.5 MPa에서 32.7%의 제거율을 보였다. 이러한 결과는 각 미세플라스틱의 비중과 친·소수성과도 연계성이 있는 것으로 확인이 되었다. 이는, PET와 PA를 통하여 확인할 수 있었다. PET의 경우 PA에 비하여 비중이 높으나, 소수성이 높은 관계로 용존 공기의 미세 기포와 결합을 더 잘하는 특징을 가지고 있어 제거율이 높은 것으로 확인이 되었다 (Wang et al., 2020a).

또한, 미세플라스틱의 제거는 입자의 크기와도 연관이 있는 것으로 확인이 되었다. 미세플라스틱의 크기별 제거율을 확인한 결과, 용존기포의 크기와 가장 비슷한 크기의 20-40  $\mu\text{m}$  입자들이 가장 제거율이 높은 것으로 조사가 되었다. 이는 용존 공기 방울의 크기와 비슷한 크기의 미세플라스틱이 충돌과 결합가능성이 큰 것으로 기존 연구에서 확인이 되었다 (Wang et al., 2020a).

응집 보조제인 cetyltrimethylammonium bromide (CTAB)의 첨가시 용존 공기 부상법으로 인한 효율이 PE는 68.9%, PET는 58.8%, PA는 43.8%로 제거율이 증가하는 것으로 확인이 되었다. CTAB의 첨가로 인하여 용존 공기의 표면을 양으로 하전을 시켰을 뿐 아니라 액체의 표면장력은 약화시켜 용존 공기방울의 크기 또한 줄여주었다. CTAB로 인하여 모든 크기의 미세플라스틱의 제거율이 증가하였다.

PolyDADMAC의 첨가시, 폴리머 체인의 용존 공기에 부착으로 인하여 공기방울의 접촉면적을 증가시켜

미세플라스틱과의 bridging 효과를 유도하였다. 이를 통하여 제거율을 PA의 경우 약 99.9%까지 증가시켰다 (Wang et al., 2020a).

### 3.3 여과공정에서 미세플라스틱의 제거

#### 3.3.1 모래여과를 통한 미세플라스틱의 제거율

모래여과의 경우, 정수처리 공정에 있어 가장 널리 사용되는 공정의 하나로써, 모래의 공극을 이용하여 오염물들을 제거하는 방법이다. 현재 조사된 대부분의 현장연구에 적용되어있으며, mm 단위의 미세플라스틱을 제거하는데 있어 높은 제거율을 기록하는 것으로 확인이 되었다. 이는 정수처리 뿐 아니라, 하수처리(Talvitie et al., 2017) 및 비점오염(Pankkonen, 2020)에도 같은 결과를 나타내었다. 그러나 위의 연구에서 조사된 바와 같이 1-10  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱의 제거에 있어 그 효율성이 감소하는 것으로 확인이 되었다.

#### 3.3.2 모래여과와 바이오차의 여과 메커니즘 비교

본 절에서는 Wang et al. (2020c)의 연구를 바탕으로 모래여과와 바이오차 여과의 비교를 통하여 미세플라스틱의 여과 메커니즘과 원리에 대한 조사를 실시하였다 (Wang et al., 2020c).

Fig. 3에서 보이는 바와 같이 10  $\mu\text{m}$ 의 PS 입자를  $d_{50}$  가 0.6-0.7 mm인 모래와 바이오차를 이용하여 여과실험을 비교한 결과, 바이오차를 이용한 여과는 모래에 비하여 약 2.6배 이상의 여과 효율을 보였으며, 이는 여과지의 무게대비 약 10배 인 것으로 확인이 되었다. 또한, 여과실험 후 미세플라스틱의 유출 실험에는 모래여과지에 포착된 미세플라스틱의 약 6.85%, 그리고 바이오차에서 포착된 미세플라스틱의 0.1-0.23%가 유출이 된 것으로 확인이 되었다. 이를 통하여 10  $\mu\text{m}$  크기의 미세플라스틱의 경우, 바이오차가 모래여과에 비하여 미세플라스틱 제거능이 뛰어난 것으로 확인이 되었다 (Wang et al., 2020c).

이들 재료의 특성을 확인한 바, 두 재료 모두 표면이 음 (-)으로 하전이 되어 있음이 확인이 되었으며, 이를 통하여 두 여과의 여과율 차이는 표면화학에 기인한 차이가 아닌 물리적인 형태에 의한 차이임을 유추할 수 있다. 바이오차의 경우, 원재료와 제조 과정에 따라 다양한 표면형태를 나타내며, 이에 따른 미세플라스틱의

pp. 311-321

pp. 323-334

pp. 335-344

pp. 345-356

pp. 357-371

pp. 373-383

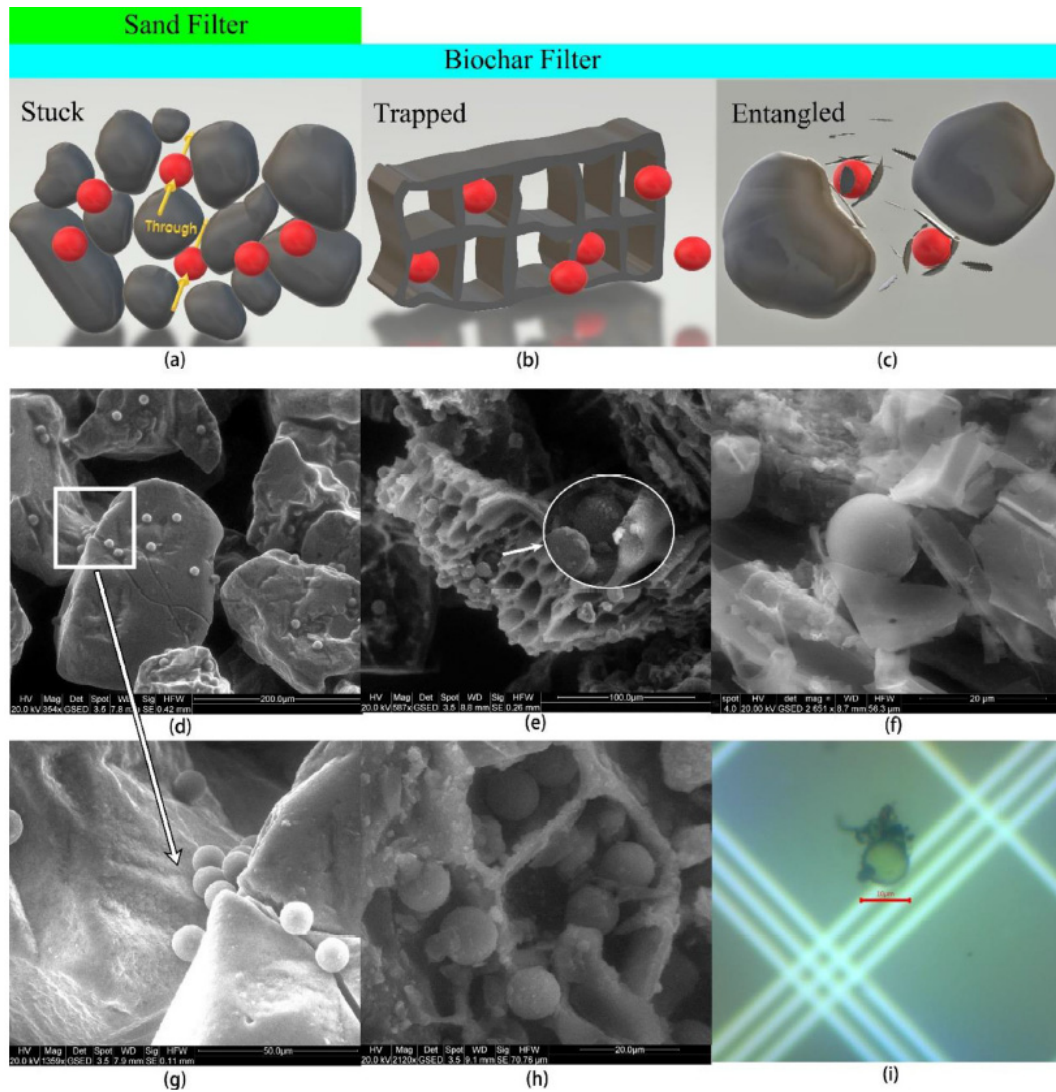


Fig. 3. Three mechanisms for microplastic immobilisation ‘Stuck’ (a); ‘Trapped’ (b); ‘Entangled’ (c), corresponding ESEM images - sand filter (d, g); biochar filter (e, f, g) and optical microscope image (i) (Wang et al., 2020c).

제거 형태 또한 다양한 것으로 확인이 되었다. 바이오차의 원재료로는 옥수수 대(corn straw)와 나무(hardwood)가 있었으며, 옥수수 대의 경우, 제조 온도를 300, 400, 500°C로 달리하여 제조가 되었다. 그 결과, 온도가 올라갈수록 바이오차의 파편이 줄어들었으며, 구조 또한 벌집 모양의 구조가 증가한 것으로 확인이 되었다. 나무를 이용하여 제조된 바이오차의 경우, 제조 과정에서 표면에 탄소 파편이 가장 적었으며, 벌집 모양의 구조가 가장 확연한 것으로 확인이 되었다.

Scanning electron microscope(SEM)을 통한 모래와 바이오차의 미세플라스틱 제거 기작을 확인한 결과, 체거름(stuck), 갇힌 현상(trapped), 그리고 얽힘 현상(entangled)

을 통하여 제거가 되는 것으로 확인이 되었다 (Fig. 3). 모래의 경우, 오직 체거름을 통하여 미세플라스틱이 제거가 되는 것을 확인하였다. 그러나 바이오 차의 경우, 제조과정에서의 온도에 따라 그 구조와 형태가 다른 바, 제거 기작이 보다 다양한 것으로 확인되었다.

미세플라스틱이 바이오 차에 의하여 갇힌 (trapped) 현상으로 제거가 되는 것은 바이오 차의 공극표면 또는 내부로 유입되어 거동을 멈추는 “갇힌” 형태로 수중에서 분리가 되는 과정이다. 이는 주로 벌집형태의 구조가 가장 확연한 500°C로 제조된 옥수수 대와 나무로 제조된 바이오 차에서 가장 뚜렷하게 발견되는 현상이었다.

바이오 차의 제조 과정에서 원재료의 변형에 의하



여 절편(flake) 형태의 탄소가 존재를 할 수 있다. 이러한 절편의 경우, 바이오차 표면에 붙어있거나 부유할 수 있다. 이러한 절편의 경우 유입된 미세플라스틱에 부착되어 수계 내에 거동을 감소시켜 분리시키게 된다. 이러한 절편은 300°C, 400°C로 제조된 옥수수 대에서 주로 발견이 되었으며 500°C로 제조된 옥수수 대에서도 발견이 되었다.

이를 통하여 제거율을 확인해 본 결과, 400°C, 500°C, 나무를 이용하여 제조된 바이오 차에서 가장 높은 제거율을 보였다(세 경우 모두 유출수에서 측정단계 이하로 측정). 이를 통하여 체거름(stuck), 뿐 아니라 간힘 현상(trapped), 얽힌 현상(entangled)이 미세플라스틱 제거에 많은 영향을 주는 것으로 확인이 되었다. 또한 탈착실험에서 탈착률은 500°C < 400°C < 나무 < 300°C < 모래의 순서로 탈착률이 증가한 것으로 보아 별집 형태의 간힘 현상이 제거에 주요한 기작으로 작용하였으나, 얽힘 현상과 간힘 현상이 공존하는 바이오차(500°C로 제조된 옥수수 대)가 가장 제거율이 뛰어난 것으로 확인이 되었다.

이에 모래를 통한 제거기작에 비하여 바이오차를 통한 제거 기작이 보다 복잡하다는 것이 확인되었다. 그러나 현재 연구에서는 여과에 대한 연구와 함께 미세플라스틱을 제거할 수 있는 다양한 여재에 대한 연구가 아직은 부족한 실정이다. 이에 미래에는 다양한 여재에 대한 연구가 필요한 실정이다.

#### 4. 미세플라스틱의 변형 및 부산물 유출

정수처리 공정에서 염소와 같이 강한 산화력을 가지는 화학물의 투입으로 인하여 미세플라스틱의 변형이 일어날 수 있으며, 이 과정에서 새로운 소독부산물이 생겨날 수 있다. 이번 절에서는 수계에 미세플라스틱의 존재 하에 염소로 인하여 발생할 수 있는 소독 부산물과 함께 이러한 소독부산물이 미세플라스틱의 표면에 흡착할 수 있는 가능성에 대하여 조사하였다. 이를 통하여 미세플라스틱이 염소 소독공정에 유입될 시에 발생할 수 있는 문제에 대하여 확인하고자 한다.

조사결과 자외선에 노출이 미세플라스틱의 내부 물질 유출을 증가시켰으며, 이는 소독부산물의 생성으로 이어졌다. 자외선에 노출된 미세플라스틱의 경우, 노출되지 않은 미세플라스틱에 비하여 연구에 따라서는 약 100배까지 차이가 나는 것이 확인되었다

(Kelker et al., 2019). 예를 들어 PET의 경우, 노출된 자외선을 통한 라디칼 형성으로 플라스틱의 산화가 일어나게 되며, 이를 통하여 폴리머의 에스터 그룹이 깨져 카르복실기(COOH)나 비닐기(-CH=CH<sub>2</sub>)로 형성되는 것과 같은 변형이 일어나게 된다 (Gewert et al., 2015). 이러한 변형을 통하여 미세플라스틱의 표면에 변화가 일어나게 되어, 유출이 가속화 될 수 있다 (Ateia et al., 2020).

다양한 미세플라스틱의 유출을 조사한 결과, 최대 22.8 mg-C/g-MP(7일간 유출실험)이 PE에서 측정되었으며, PP에서는 같은 조건하에 약 42.1 mg-C/g-MP의 유기탄소가 측정이 되었다. 이러한 유출량은 실험을 실시한 미세플라스틱 질량의 최대 약 3.2%를 차지하는 양이었다. 미세플라스틱의 경우, 기능성 첨가제가 포함이 되어 있는 경우에는 위의 결과보다는 적은 양의 유출이 확인이 되었다. 이 중 PA 계열의 미세플라스틱의 경우 약 3.35 ± 0.7 mg-C/g-MP의 유출이 확인되었다 (Lee et al., 2020). 첨가물이 포함된 미세플라스틱의 경우에도 자외선에 노출된 폴리머에서 보다 많은 유출이 일어나는 것을 확인할 수 있었다. 그러나 전반적으로 첨가물이 포함되어 있는 미세플라스틱의 경우 첨가물이 포함되어 있지 않은 미세플라스틱보다 적은 양의 유출이 확인되었다. 이는 antioxidant와 같은 물질로 인하여 자외선에 의한 손상을 줄이는 것으로 추정된다.

유출된 유기물의 경우에는 대부분 분자량이 낮은 < 350 Da의 유기물이 가장 많이 확인이 되었으며, 이는 자외선의 노출이 된 샘플의 경우에는 그 비율이 증가하는 것으로 확인이 되었다. 자외선의 노출로 인하여 PE의 경우, 저분자유기물의 비율이 61%에서 80%로 증가하였으며, PP의 경우에는 저분자유기물의 비율이 77%에서 87%로 증가하였다. 이는 자외선이 유기물의 이중 결합 구조를 끊음으로 인하여 유기물의 크기가 작아지는 것으로 추정된다 (Lee et al., 2020).

#### 5. 미세플라스틱의 부산물이 소독공정에 미치는 영향

소독공정에서 미세플라스틱과 미세플라스틱 유출물은 염소에 의하여 변형이 일어날 가능성이 존재한다. 미세플라스틱 유출물을 염소에 노출 시, 일부 미세플라스틱에서 변형이 일어난 것으로 확인이 되었

pp. 311-321

pp. 323-334

pp. 335-344

pp. 345-356

pp. 357-371

pp. 373-383

다. 낮은 염소 농도하에서는 high-density polyethylene (HDPE)와 PP와 같은 경우에는 변형이 일어나지 않았으나 PS와 같은 경우에는 라만분광 분석시  $400\text{ cm}^{-1}$ 와  $445\text{ cm}^{-1}$ 에서 피크의 변형이 관찰되었다. 높은 염소농도 ( $25\text{ g}\cdot\text{d/L}$ )의 경우, HDPE에서 염소와 결합되어 ( $\text{Cl}-\text{CH}_2-\text{C}-\text{H}$ )  $678\text{ cm}^{-1}$ 에서 새로운 피크가 형성이 되는 것을 확인할 수 있었으며, PS의 경우, 피크( $2940\text{ cm}^{-1}$ )의 감소로 인하여 고분자 구조(backbone)가 보다 높은 에너지 상태로 치환한 것으로 확인되었다 (Kelker et al., 2019).

유출물에 의한 소독부산물의 경우, 트리할로메탄 (trihalomethane, THM)이 가장 많이 발견 되었으며, 이는 미세플라스틱의 첨가물의 포함여부와는 상관없이 발견이 되었다. 첨가물이 없는 미세플라스틱의 경우에는 할로아세트니트릴(haloacetonitriles, HAN) 또한 발견이 되었다. 자외선의 존재 하에 있던 미세플라스틱의 경우 소독부산물 또한 약 3배 정도로 발견이 되었으며, 첨가물이 존재하는 미세플라스틱의 경우에도 자외선 하에 약 300 배 이상 발견이 되는 것으로 확인이 되었다. 염소의 존재 뿐 아니라 브로미염의 존재 하에서도 같은 경향이 발견이 되었다 (Atecia et al., 2020).

미세플라스틱의 유기물 유출의 경우, 시간과 정비례하여 유출량이 증가하지는 않았으나, 반복적인 세척을 통한 유출실험의 결과에서는 세척 횟수의 증가에 따라서는 유출량의 변화가 존재하는 것으로 확인이 되었으며, 경우에 따라서는 세척 횟수에 따라서 유출량이 증가하기도 하였다. 이는 가수분해 방지를 위한 첨가물의 유출(Takahashi et al., 2008)로 인하여 추가적인 세척에 따른 유출량의 증가로 예측이 되고 있다. 그리고 물에서의 노출에 따른 유출의 증가가 이루어지지 않고 세척 횟수에 따른 유출의 증가가 이루어진 이유에는 유출물질의 미세플라스틱 표면 흡착으로 인하여 추가적인 유출의 방지가 이루어진 것으로 예상된다.

이와 같이 미세플라스틱에는 유기물의 흡착이 이루어질 수 있는데, 이에는 유출된 유기물 뿐 아니라 소독부산물 또한 흡착이 될 수 있다. 클로로페놀 흡착의 경우, PP에서 높은 흡착이 이루어진 것을 확인할 수 있었으며, PET, Poly-lactic acid(PLA), polyethylene glycol(PEG)에서도 흡착이 이루어지는 것이 확인이 되었다 (Liu et al., 2020; Tubić et al., 2019). 이러한 미세

플라스틱과 클로로페놀의 경우, 소수성 결합이 모든 흡착작용에서 가장 큰 영향을 미친 것으로 확인이 되었다. 이는 미세플라스틱의 친수성과 흡착량의 반비례 관계를 통하여 확인이 되었다. 뿐만 아니라 소수성 결합 뿐 아니라 수소결합과 thin-film diffusion 또한 흡착 메커니즘에 기여하는 것으로 확인이 되었다. 그러나 이온농도와 유기물 농도의 증가는 소독부산물의 흡착을 감소시키는 것으로 확인이 되었다.

이와 같이 미세플라스틱이 소독 공정에 유입될 경우, 미세플라스틱 내의 유기물 유출로 인하여 소독 부산물이 형성될 수 있는 가능성이 있고, 이들이 미세플라스틱에 흡착되어 수중 거동에도 영향을 미칠 것으로 예상된다. 물론, 인용된 논문(Atecia et al., 2020)은 lab-scale 조건에서 실시한 연구이며, 이는 실제 정수처리장의 환경과 다른 수 있다. 미세플라스틱 농도(개수)는 이러한 결과에 미치는 영향이 매우 크기 때문에 충분히 고려되어 유기물의 유출 및 소독공정에 대한 영향은 추가 연구가 필요하다. 또한, 이와 더불어 보다 다양한 소독 부산물의 종류와 생성과정, 그리고 이들이 미칠 수 있는 영향에 대해서도 추가 연구가 실행이 되어야 할 것이다.

## 6. 결 론

미세플라스틱이 해양 및 하천, 상·하수 처리장에서 발견이 되면서 이에 관한 관심과 연구가 활발하게 이루어지기 시작하였다. 해양에 대한 미세플라스틱을 시작으로 하천 및 상·하수 처리장에 대한 연구가 이루어지고 있다. 그러나 현재의 연구는 환경 내에 존재하는 미세플라스틱의 양을 중심으로 이루어지고 있다. 이를 통하여 다양한 환경 내에 존재하는 미세플라스틱의 숫자와 크기, 그리고 재료에 관한 조사가 실시되고 있다. 그러나 해양 및 하천에 관한 조사와 비교하여 아직 정수처리장으로 유입되는 미세플라스틱에 관한 정보가 많이 부족한 실정이다. 이에 본 조사에서는 정수처리장에 유입되는 미세플라스틱에 관한 조사를 정리함과 동시에, 이에 관련된 개별적인 공정에 대한 연구현황을 정리하였다.

조사를 통하여 현재 정수처리장으로 유입된 미세플라스틱 및 이들에 대한 제거기작에 대한 연구가 현재 이루어지고 있다는 것이 조사가 되었다. 그러나 현재 연구의 경우에는 PE, 또는 PS와 같이 비중이 낮으며



구형의 미세플라스틱이 주를 이루고 있다. 이에 환경 내에 존재하는 다양한 재료에 관한 실험이 제대로 실시되고 있지 못한 실정이다. 또한 환경 내에 존재하는 미세플라스틱의 경우, 자외선, 또는 미생물과 같은 다양한 환경조건에 의하여 표면에 변화가 일어나게 되며, 이에 의하여 정수처리공정에서의 제거율이 영향을 받게 된다. 그러나 현재로서는 이들 aging 된 미세플라스틱에 대한 분석이 부족하여 이들을 대표할 제작법이 아직 존재하지 않은 것으로 알려져 있다. 이와 같은 조건으로 인하여 현재 실험실에서의 결과와 현장에서 관찰되는 결과와는 많은 차이가 일어나고 있어 이에 대한 추가적인 보완과 연구가 시행이 되어야 할 것으로 여겨진다. 또한 현재 정수처리장에서의 미세플라스틱에 대한 연구는 고도처리와 같은 공정에서의 연구가 부족한 것으로 여겨지며, 소독공정과 같이 소독부산물 생성될 수 있는 환경에서 상수도 전반에 끼칠 수 있는 영향에 관한 연구 또한 부족한 실정이다. 이에 미래에는 이러한 연구에 대한 보완이 필요할 것으로 판단이 된다.

## 사 사

본 연구는 한국 연구재단의 생애 첫 연구의 지원으로 수행되었습니다. (2018R1C1B5086599)

## References

- Ateia, M., Kanan, A., and Karanfil, T. (2020). Microplastics release precursors of chlorinated and brominated disinfection byproducts in water, *Chemosphere*, 126452.
- Bouwmeester, H., Hollman, P.C., and Peters, R.J. (2015). Potential health impact of environmentally released micro-and nanoplastics in the human food production chain: experiences from nanotoxicology, *Environ. Sci. Technol.*, 49(15), 8932-8947.
- Chen, Z., Liu, J., Chen, C., and Huang, Z. (2020). Sedimentation of nanoplastics from water with Ca/Al dual flocculants: Characterization, interface reaction, effects of pH and ion ratios, *Chemosphere*, 126450.
- Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., and Shi, H. (2020). Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area, *Environ. Pollut.*, 258, 113658.
- Du, F., Cai, H., Zhang, Q., Chen, Q., and Shi, H. (2020). Microplastics in take-out food containers, *J. Hazard. Mater.*, 122969.
- Fontana, G., Mossotti, R., and Montarsolo, A. (2020). Assessment of microplastics release from polyester fabrics: the impact of different washing conditions, *Environ. Pollut.*, 113960.
- Galgani, F., Fleet, D., Van Franeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G. and Thompson, R., Joint Research Center, European Commission. (2010). Marine Strategy Framework directive-Task Group 10 Report marine litter, 1-57.
- Gewert, B., Plassmann, M.M., and MacLeod, M. (2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment, *Environ. Sci.: Process. Impacts*, 17(9), 1513-1521.
- Hernandez, L.M., Xu, E.G., Larsson, H.C., Tahara, R., Maisuria, V.B., and Tufenkji, N. (2019). Plastic teabags release billions of microparticles and nanoparticles into tea, *Environ. Sci. Technol.*, 53(21), 12300-12310.
- Kelkar, V.P., Rolsky, C.B., Pant, A., Green, M.D., Tongay, S., and Halden, R.U. (2019). Chemical and physical changes of microplastics during sterilization by chlorination, *Water Res.*, 163, 114871.
- Lam, T.W.L., Ho, H.T., Ma, A.T., and Fok, L. (2020). Microplastic Contamination of Surface Water-Sourced Tap Water in Hong Kong-A Preliminary Study, *Appl. Sci.*, 10(10), 3463.
- Lapointe, M., Farner, J.M., Hernandez, L.M., and Tufenkji, N. (2020). Understanding and Improving Microplastic Removal during Water Treatment: Impact of Coagulation and Flocculation, *Environ. Sci. Technol.*, 54(14), 8719-8727.
- Lee, Y.K., Romera-Castillo, C., Hong, S., and Hur, J. (2020). Characteristics of microplastic polymer-derived dissolved organic matter and its potential as a disinfection byproduct precursor, *Water Res.*, 115678.
- Liu, F., Olesen, K.B., Borregaard, A.R., and Vollertsen, J. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds, *Sci. Total Environ.*, 671, 992-1000.
- Liu, Z., Qin, Q., Hu, Z., Yan, L., Jeong, U.I., and Xu, Y. (2020). Adsorption of chlorophenols on polyethylene terephthalate microplastics from aqueous environments: Kinetics, mechanisms and influencing factors, *Environ. Pollut.*, 114926.
- Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., and Qu, J. (2019a). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment, *J. Environ. Sci.*, 78, 267-275.

pp. 311-321

pp. 323-334

pp. 335-344

pp. 345-356

pp. 357-371

pp. 373-383

- Ma, B., Xue, W., Hu, C., Liu, H., Qu, J., and Li, L. (2019b). Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment, *Chem. Eng. J.*, 359, 159-167.
- Ministry of Environment, Media presentation for investigation results of microplastic detection in tap water in Republic of Korea (2017). <https://www.me.go.kr/home/web/board/read.do?pagerOffset=0&maxPageItems=10&maxIndexPages=10&searchKey=title&searchValue=%EB%AF%B8%EC%84%B8%ED%94%8C%EB%9D%BC%EC%8A%A4%ED%8B%B1&menuId=286&orgCd=&boardId=826090&boardMasterId=1&boardCategoryId=39&decorator=> (August 10, 2020).
- Napper, I.E., Bakir, A., Rowland, S.J., and Thompson, R.C. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics, *Mar. Pollut. Bull.*, 99(1-2), 178-185.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), marine debris program (2017). Interagency marine Debris coordination committee biennial report, Report to congress, 1-67.
- Oriekhova, O. and Stoll, S. (2018). Heteroaggregation of nanoplastic particles in the presence of inorganic colloids and natural organic matter, *Environ. Sci. Nano*, 5(3), 792-799.
- Pankkonen, P. (2020). Urban stormwater microplastics - Characteristics and removal using a developed filtration system, Master's thesis, Aalto University, Helsinki, Finland, 1-58.
- Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, K., Peer, P., Cajthaml, T., and Janda, V. (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water, *Sci. Total Environ.*, 643, 1644-1651.
- Pivokonsky, M., Pivokonská, L., Novotná, K., Čermáková, L., and Klimtová, M. (2020). Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment, *Sci. Total Environ.*, 140236.
- PlasticsEurope, An analysis of European plastics production, Demand and Waste Data. (2019). *Plastics-the Facts 2019*, 1-42.
- Schirinzi, G.F., Pérez-Pomeda, I., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., and Barceló, D. (2017). Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells, *Environ. Res.*, 159, 579-587.
- Schmidt, C., Lautenschlaeger, C., Collnot, E.-M., Schumann, M., Bojarski, C., Schulzke, J.D., Lehr, C.M., and Stallmach, A. (2013). Nano- and microscaled particles for drug targeting to inflamed intestinal mucosa-A first in vivo study in human patients, *J. Control. Release*, 165(2), 139-145.
- Shahi, N.K., Maeng, M., Kim, D., and Dockko, S. (2020). Removal behavior of microplastics using alum coagulant and its enhancement using polyamine-coated sand, *Process Saf. Environ.*, 141, 9-17.
- Shen, M., Song, B., Zhu, Y., Zeng, G., Zhang, Y., Yang, Y., Wen, X., Chen, M., and Yi, H. (2020). Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions, *Chemosphere*, 126612.
- Skaf, D.W., Punzi, V.L., Rolle, J.T., and Kleinberg, K.A. (2020). Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation, *Chem. Eng. J.*, 386, 123807.
- Takahashi, I., Iida, H. and Nakamura, N. (2008). Carbodiimide composition with suppressed yellowing, a stabilizer against hydrolysis and a thermoplastic resin composition, U.S. Patent No. 7,368,493.
- Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., and Setälä, O. (2017). Solutions to microplastic pollution-Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies, *Water Res.*, 123, 401-407.
- Tong, H., Jiang, Q., Hu, X., and Zhong, X. (2020). Occurrence and identification of microplastics in tap water from China, *Chemosphere*, 126493.
- Triebkorn, R., Braunbeck, T., Grummt, T., Hanslik, L., Huppertsberg, S., Jekel, M., Knepper, T.P., Kraus, S., Müller, Y.K., and Pittroff, M. (2019). Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: a critical review, *Trends Analyt. Chem.*, 110, 375-392.
- Tubić, A., Lončarski, M., Maletić, S., Molnar Jazić, J., Watson, M., Tričković, J., and Agbaba, J. (2019). Significance of Chlorinated Phenols Adsorption on Plastics and Bioplastics during Water Treatment, *Water*, 11(11), 2358.
- Ustabasi, G.S. and Baysal, A. (2019). Occurrence and risk assessment of microplastics from various toothpastes, *Environ. Monit. Assess.*, 191(7), 438.
- Wang, F., Wong, C.S., Chen, D., Lu, X., Wang, F., and Zeng, E.Y. (2018). Interaction of toxic chemicals with microplastics: a critical review, *Water Res.*, 139, 208-219.
- Wang, Y., Li, Y.n., Tian, L., Ju, L., and Liu, Y. (2020a). The removal efficiency and mechanism of microplastics enhancement by positive modification dissolved air flotation, *Water Environ. Res.*, 1352.
- Wang, Z., Lin, T., and Chen, W. (2020b). Occurrence and removal



- of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP), *Sci. Total Environ.*, 700, 134520.
- Wang, Z., Sedighi, M., and Lea-Langton, A. (2020c). Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms, *Water Res.*, 184, 116165.
- Xu, X., Hou, Q., Xue, Y., Jian, Y., and Wang, L. (2018). Pollution characteristics and fate of microfibers in the wastewater from textile dyeing wastewater treatment plant, *Water Sci. Technol.*, 78(10), 2046-2054.
- Zhang, Y., Diehl, A., Lewandowski, A., Gopalakrishnan, K., and Baker, T. (2020). Removal efficiency of micro-and nanoplastics (180 nm-125  $\mu$ m) during drinking water treatment, *Sci. Total Environ.*, 720, 137383.

pp. 311-321

pp. 323-334

pp. 335-344

pp. 345-356

pp. 357-371

pp. 373-383