



دانشگاه علوم پزشکی مشهد  
معاونت پژوهش و فناوری  
۶۲۵



کمیته تحقیقات و فناوری  
معاونت پژوهش و فناوری  
دانشگاه علوم پزشکی مشهد



# شیمه تجزیه جامع

**میکروپلاستیک های معلق در هوا:**

**آنالیز، سرنوشت و تاثیر بر سلامت انسان**

مترجمین:

ضیاءالدین بنیادی

دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی مشهد

افسانه اسماعیلی نصرآبادی

دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، کمیته تحقیقات دانشجویی دانشگاه علوم پزشکی مشهد



میکروپلاستیک های معلق در هوا: آنالیز، سرنوشت و تاثیر بر سلامت انسان

مترجمین: ضیاءالدین بنیادی  
افسانه اسماعیلی نصرآبادی



Mashhad University of  
Medical Sciences  
Vice Chancellor for  
Research and Technology

625

# شیمه تجزیه جامع

**میکروپلاستیک های معلق در هوا:**  
**آنالیز، سرنوشت و تاثیر بر سلامت انسان**

**COMPREHENSIVE ANALYTICAL CHEMISTRY**

**Airborne Microplastics:  
Analysis, Fate and Human Health Effects**

در سال های اخیر، میکروپلاستیک های معلق در هوا به عنوان آلاینده هایی نوظهور، نگرانی های گسترده ای در میان پژوهشگران حوزه محیط زیست و سلامت انسان برانگیخته اند. کتاب پیش رو با رویکردی تخصصی و جامع به بررسی منشأ، چگونگی پراکندگی، ویژگی های فیزیکی و شیمیایی و مسیرهای انتقال این ذرات در اتمسفر می پردازد. همچنین، روش های پیشرفته شناسایی و آنالیز، تأثیر عوامل محیطی بر رفتار این ذرات و پیامدهای احتمالی آن ها بر سلامت انسان بررسی شده اند. این اثر مرجعی جامع، به روز و کاربردی برای پژوهشگران، دانشجویان و متخصصان حوزه آلودگی هوا و بهداشت محیط به شمار می رود و افق های نوینی را در شناخت و مدیریت یکی از چالش برانگیزترین آلاینده های قرن بیست و یکم می گشاید.

By: Jun Wang

Translated by:

Ziaeddin Bonyadi

Associate Professor Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health,  
Mashhad University of Medical Sciences

Afsaneh Esmaeili Nasrabadi

Master's student in environmental health engineering  
The student research committee of Mashhad University of Medical Sciences

بناجند



عنوان و نام پدیدآور : شیمی تجزیه جامع: میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، آنالیز، سرنوشت و تاثیر بر سلامت انسان / چون وانگ؛ ترجمه ضیاءالدین بنیادی، افسانه اسماعیلی نصرآبادی.

مشخصات نشر : مشهد: دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مشهد، انتشارات، ۱۴۰۴.

مشخصات ظاهری : ۲۷۶ ص.

فروست : انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد: ۶۲۵

شابک : ۹۷۸-۶۰۰-۳۶۹-۳۰۶-۷

وضعیت فهرست نویسی : فیبا

یادداشت : عنوان اصلی:

یادداشت : Airborne microplastics : analysis, fate and human health effects, c2023.

عنوان دیگر : کتاب حاضر جلد صد از مجموعه "Comprehensive analytical chemistry" است.

موضوع : میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، آنالیز، سرنوشت و تاثیر بر سلامت انسان.

Microplastics -- Toxicology ریزپلاستیک‌ها -- سم‌شناسی

Microplastics -- Analysis ریزپلاستیک‌ها -- تجزیه و آزمایش

Microplastics -- Health aspects ریزپلاستیک‌ها -- جنبه‌های بهداشتی

شناسه افزوده : وانگ، چون

شناسه افزوده : Wang, Jun (Professor of Marine Sciences)

شناسه افزوده : اسماعیلی نصرآبادی، افسانه، ۱۳۷۷- مترجم

شناسه افزوده : بنیادی، ضیاءالدین، ۱۳۶۰- مترجم

شناسه افزوده : دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی مشهد، انتشارات

رده بندی کنگره : RA۱۲۴۲/۶۶

رده بندی دیویی : ۶۱۵/۹

شماره کتابشناسی ملی : ۱۰۲۱۸۱۶

اطلاعات رکورد کتابشناسی : فیبا



دانشگاه علوم پزشکی شیراز  
سازمان پژوهش‌های پزشکی

انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد

### شیمی تجزیه جامع

میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، آنالیز، سرنوشت و تاثیر بر سلامت انسان

شماره اثر ۶۲۵

مترجمین : دکتر ضیاءالدین بنیادی  
افسانه اسماعیلی نصرآبادی

طراح جلد : الهه نوری

نوبت چاپ : اول، تابستان ۱۴۰۴

قطع : وزیری، ۲۷۶ صفحه

شابک : ۹۷۸-۶۰۰-۳۶۹-۳۰۶-۷

حق چاپ محفوظ است | انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد



#### دفتر انتشارات :

مشهد، خیابان دانشگاه، جنب سینما

هویزه، ساختمان قریشی، طبقه اول،

گروه نشریات و کتب

مدیریت اطلاع‌رسانی پزشکی

و منابع علمی دانشگاه

۹۱۳۸۸۱۳۹۴۴ | ص.پ

۰۵۱-۳۸۴۵۱۵۳۶ | تلفن

http://pub.mums.ac.ir

pub@mums.ac.ir

# شیمی تجزیه جامع

میکروپلاستیک‌های معلق در هوا:  
آنالیز، سرنوشت و تاثیر بر سلامت انسان

جون وانگ

دانشکده علوم دریایی، دانشگاه کشاورزی جنوب چین، گوانگژو  
مؤسسه تحقیقات زیست محیطی، آکادمی علوم گوانگشی، نانینگ، چین

ترجمه:

دکتر ضیاءالدین بنیادی

دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی مشهد

افسانه اسماعیلی نصرآبادی

دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط و عضو کمیته تحقیقات دانشجویی دانشگاه علوم پزشکی مشهد

## یادداشت ناشر

### بسمه تعالی

انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد به عنوان یک نهاد علمی - فرهنگی، چاپ و نشر کتاب‌های مورد استفاده استادان و دانشجویان رشته‌های علوم پزشکی را از وظایف اساسی خود می‌داند و بر آن است تا با انتشار متون مربوط به علوم پزشکی، هم بر اعتبار و اعتلای آن‌ها بیفزاید و هم موجبات دل‌گرمی و شوق و نشاط ایشان در امر تحقیق را فراهم آورد. به یقین چاپ و نشر آثار معتبر علمی، امکان دستیابی اهل تحقیق به منابع مختلف و گوناگون علمی مورد نیاز به بهترین صورت ممکن خواهد ساخت و راه را برای تحقیقات بعدی هموار خواهد کرد.

گسترده‌گی فعالیت‌های ناشران خصوصی، نه تنها از مسئولیت مراکز معتبر دانشگاهی برای کوشش در این زمینه‌ها با تکیه بر جنبه‌های علمی و فرهنگی موضوع نمی‌کاهد، بلکه به دلایل گوناگون از جمله لزوم بررسی‌های دقیق کارشناسی، ویرایش‌های علمی و فنی و نیز توجه بیشتر به توان مالی مخاطبان آثار به ویژه دانشجویان، باید دانشگاه‌های دولتی دامنه خدمات خود را با تکیه بر جنبه‌های کیفی و گاه صرف نظر از بازده اقتصادی گسترش دهند.

مسئولان انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد با اشتیاق و اخلاص تمام می‌خواهند جدیدترین آثار مربوط به دانش‌های پزشکی را به بهترین شیوه فراهم آورند و می‌کوشند تا آثار منتشر شده با کیفیت مطلوب عرضه شود. در عین حال انتشارات مترصد دریافت نظرها و انتقادهای به جا و سازنده اهل نظر است، تا از این طریق بتواند بر کمال آثار منتشره شده خویش بیفزاید.

معاونت پژوهش و فناوری دانشگاه علوم پزشکی مشهد با استعانت از الطاف خداوندی امیدوار است که نشر این اثر با نظارت همه جانبه این معاونت و با تکیه بر ابتکار و کوشش اعضا و کارشناس دانش‌آموخته خویش، همانند دیگر آثار این انتشارات، موجب ارتباط محکم و پایدار با جامعه پزشکی و دانشجویان پژوهشگر در جهت ارتقای کیفی و تنوع موضوعات مورد نیاز دانش‌پژوهان رشته‌های علوم پزشکی شود و مورد استفاده دانشجویان و مقبول طبع صاحب نظران و دانشگاهیان نکته‌بین قرار بگیرد.

انتشارات دانشگاه علوم پزشکی مشهد

## فهرست مطالب

درباره نویسنده .....	۹
پیشگفتار .....	۱۱
<b>فصل ۱: تشکیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا.....</b>	<b>۱۵</b>
۱. مقدمه .....	۱۵
۲. اندازه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....	۱۶
۳. تجزیه پلاستیک‌های بزرگ و تشکیل میکروپلاستیک‌ها .....	۱۸
۳-۱. تجزیه نوری پلاستیک‌ها .....	۱۹
۳-۲. تجزیه حرارتی .....	۲۰
۳-۳. تجزیه شیمیایی .....	۲۱
۳-۴. تجزیه مکانیکی .....	۲۱
۳-۵. تجزیه بیولوژیکی .....	۲۲
۴. رهاسازی الیاف منسوجات .....	۲۳
۵. آثردینامیک .....	۲۶
۶. نتیجه‌گیری .....	۲۶
منابع .....	۲۷
<b>فصل ۲: میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر .....</b>	<b>۳۵</b>
۱. مقدمه .....	۳۵

۳۶	۲. میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق جوی .....
۴۰	۳. میکروپلاستیک‌های موجود در رسوبات جوی .....
۴۵	۴. میکروپلاستیک‌های موجود در گرد و غبارها .....
۴۸	منابع .....

### فصل ۳: جمع‌آوری، جداسازی و تحلیل میکروپلاستیک‌های هوابرد ..... ۵۳

۵۳	۱. مقدمه .....
۵۷	۲. روش‌های فعلی نمونه‌برداری از میکروپلاستیک‌ها و میکروفیبرهای هوابرد .....
۶۴	۳. شناسایی میکروپلاستیک‌ها و میکروفیبرهای معلق در هوا .....
۶۴	۳-۱. آماده‌سازی نمونه‌ها .....
۷۰	۳-۲. شناسایی و تجزیه و تحلیل .....
۷۷	۴. غلظت و نرخ رسوب میکروپلاستیک‌ها و ریزالیاف هوابرد .....
۷۹	۵. نتیجه‌گیری .....
۸۱	منابع .....

### فصل ۴: جابه‌جایی و تغییرات میکروپلاستیک‌های هوابرد ..... ۸۹

۹۰	۱. مقدمه .....
۹۳	۲. طبقه‌بندی و توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....
۹۴	۲-۱. طبقه بندی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....
۹۵	۲-۲. توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....
۹۶	۳. مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....
۹۷	۳-۱. روش‌های تحقیق در زمینه مهاجرت میکروپلاستیک‌ها .....
۱۰۱	۳-۲. مسیرهای مهاجرت .....
۱۰۸	۳-۳. عوامل مؤثر بر مهاجرت .....
۱۱۳	۴. تغییرات میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....
۱۱۳	۴-۱. اشکال، مکانیسم‌ها و محصولات تغییرات .....
۱۲۱	۴-۲. عوامل مؤثر بر تغییر میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....
۱۲۱	۴-۳. خطرات بالقوه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و محصولات نهایی آن‌ها .....
۱۲۳	۵. نتایج و چشم‌اندازها .....
۱۲۵	منابع .....

**فصل ۵: فرایند فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها و آزادسازی آلاینده‌های آن‌ها..... ۱۳۱**

۱. مقدمه .....	۱۳۱
۲. فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها .....	۱۳۲
۱-۲. مکانیسم فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها.....	۱۳۳
۲-۲. تغییرات در خواص فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها در طی فرسایش نوری.....	۱۳۹
۳-۲. اثر افزودنی‌های پلاستیکی بر فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها.....	۱۴۱
۳. آزادسازی آلودگی در طول فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها .....	۱۴۲
۱-۳. آلودگی‌های آلی .....	۱۴۳
۲-۳. آلودگی‌های فلزی .....	۱۴۴
منابع .....	۱۴۵

**فصل ۶: ویژگی‌های سطحی و سمیت زیستی میکروپلاستیک‌های هوابرد..... ۱۵۳**

۱. ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌های هوابرد .....	۱۵۳
۱-۱. توپوگرافی سطح .....	۱۵۴
۲-۱. مساحت سطح ویژه و تخلخل .....	۱۵۶
۳-۱. بلورینگی .....	۱۵۷
۴-۱. بار سطحی .....	۱۵۸
۵-۱. آبگریزی .....	۱۵۹
۶-۱. قطبیت .....	۱۶۱
۲. مسیرهای مواجهه با میکروپلاستیک‌های معلق در هوا توسط موجودات زنده .....	۱۶۲
۱-۲. مسیرهای مواجهه حیوانات .....	۱۶۲
۲-۲. مسیرهای قرارگیری میکروپلاستیک‌ها در گیاهان .....	۱۶۶
۳. سمیت زیستی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....	۱۶۸
۱-۳. شاخص‌های سمیت میکروپلاستیک‌ها .....	۱۶۸
۲-۳. سمیت میکروپلاستیک‌های هوابرد .....	۱۷۲
۳-۳. سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا .....	۱۸۴
منابع .....	۱۹۴

**فصل ۷: تعامل بین ذرات هوابرد (میکروپلاستیک‌ها) و میکروارگانیسم‌های پاتوژن..... ۲۱۱**

۱. مقدمه .....	۲۱۱
۲. تحلیل میکروارگانیسم‌های پاتوژن معلق در هوا .....	۲۱۴
۳. منبع، ترکیب و عوامل مؤثر بر میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک در هوا.....	۲۱۵



۲۱۵	۳-۱. ترکیب میکروارگانسیم‌های پاتوژنیک معلق در هوا
۲۱۶	۳-۲. عوامل مؤثر بر میکروارگانسیم‌های پاتوژنیک معلق در هوا
۲۱۸	۴. تعامل بین PM (میکروپلاستیک‌ها) و میکروارگانسیم‌های پاتوژنیک
۲۱۸	۴-۱. PM (میکروپلاستیک‌ها) به عنوان حامل‌های میکروارگانسیم‌های پاتوژنیک
۲۲۰	۴-۲. آسیب‌های احتمالی ذرات معلق (میکروپلاستیک‌ها) به میکروارگانسیم‌های پاتوژنیک
۲۲۱	۴-۳. اثر ذرات معلق (میکروپلاستیک‌ها) بر بیماری‌زایی میکروارگانسیم‌ها
۲۲۴	۴-۴. اثرات میکروپلاستیک‌های بیماری‌زای معلق در هوا بر میکروپلاستیک‌ها
۲۲۵	۵. نتیجه‌گیری و چشم‌اندازها
۲۲۶	منابع

## فصل ۸: اثرات میکروپلاستیک‌های هوا برد بر سلامت انسان ..... ۲۳۵

۲۳۵	۱. مقدمه
۲۳۹	۲. روش‌های آنالیز میکروپلاستیک‌های هوا برد
۲۳۹	۲-۱. جمع‌آوری نمونه‌ها
۲۴۰	۲-۲. آماده‌سازی نمونه
۲۴۱	۲-۳. شناسایی میکروپلاستیک‌ها
۲۴۵	۳. دانش میکروپلاستیک‌های هوا برد
۲۴۵	۳-۱. وقوع و فراوانی
۲۴۸	۳-۲. اشکال
۲۴۹	۳-۳. اندازه
۲۴۹	۳-۴. رنگ
۲۵۰	۳-۵. انواع پلیمر
۲۵۰	۳-۶. منبع و سرنوشت میکروپلاستیک‌های هوا برد
۲۵۳	۴. اثر میکروپلاستیک‌های هوا برد بر سلامت انسان
۲۵۳	۴-۱. میکروپلاستیک‌های هوا برد قابل تنفس هستند
۲۵۵	۴-۲. مواجهه انسان با میکروپلاستیک‌ها
۲۵۵	۴-۳. ته نشینی و پاکسازی
۲۵۶	۴-۴. سمیت ذرات
۲۶۰	۴-۵. سمیت شیمیایی
۲۶۳	۴-۶. اثرات سلامت و بیماری‌های شغلی
۲۶۴	۵. نتیجه‌گیری
۲۶۶	منابع

## درباره نویسنده

جون وانگ در حال حاضر استاد تمام دانشکده علوم دریایی در دانشگاه کشاورزی جنوب چین است. وی در سال ۱۹۹۵ مدرک کارشناسی خود را در رشته شیمی از دانشگاه هنن نرمال، در سال ۲۰۰۳ مدرک کارشناسی ارشد در شیمی کاربردی را از دانشگاه گوانگشی، و در سال ۲۰۰۸ مدرک دکترای خود را در علوم محیط زیست از مؤسسه ژئوشیمی، آکادمی علوم چین، دریافت کرد. همچنین، او از سال ۲۰۰۸ تا ۲۰۱۲ تجربه دوره پسادکترای خود را در دانشگاه هاوایی در مانوآ کسب کرده است.

حوزه‌های تحقیقاتی او شامل میکروپلاستیک‌ها، نانوپلاستیک‌ها، الیاف ریز، آلایندگی‌های آلی، پایش دریایی، پایش محیطی، تصفیه فاضلاب، تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها، بیوسنسورها، و شیمی تجزیه محیطی است.

تا کنون، او بیش از ۲۰۰ مقاله در مجلات معتبر SCI از جمله:

Chemical, Environmental Science & Technology, Molecular Plant, Cell, Environmental Science: Journal of Hazardous Materials, Engineering Journal, و Nano Science of The Total Environment منتشر کرده است.



## پیشگفتار

با روند رو به رشد صنایع و اقتصاد جهانی، آلودگی هوا در سراسر جهان تشدید شده است. میکروپلاستیک‌ها به عنوان آلاینده‌های نوظهور، نگرانی‌های جدیدی را به همراه داشته‌اند. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا نیز به دلیل اثرات مخرب بر سلامت انسان، مورد توجه گسترده‌ای قرار گرفته‌اند. ذرات پلاستیکی از طریق جریان‌های هوایی به جو منتقل می‌شوند و نحوه پراکندگی آن‌ها تحت تأثیر عواملی مانند منابع میکروپلاستیک‌ها، ویژگی‌های پلیمر، آیرودینامیک و الگوهای باد قرار دارد. این کتاب دیدگاه‌های پژوهشگران از نقاط مختلف جهان را در مورد آلودگی، نحوه شکل‌گیری، ویژگی‌ها، تعاملات و اثرات میکروپلاستیک‌های هوا بر سلامت انسان را ارائه می‌دهد.

### خلاصه فصل‌ها:

#### فصل ۱:

این فصل به بررسی منشأ میکروپلاستیک‌های معلق در جو و شناسایی علل و منابع آلودگی آن‌ها می‌پردازد. همچنین، اطلاعاتی درباره توزیع این میکروپلاستیک‌ها، اندازه و فرآیند تجزیه پلاستیک‌های بزرگ و تبدیل آن‌ها به میکروپلاستیک‌ها، نقش منسوجات در آزادسازی میکروپلاستیک‌ها و اثرات آیرودینامیک آن‌ها ارائه می‌شود.

## فصل ۲:

این فصل به طور گسترده به حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های داخلی و خارجی پرداخته و اطلاعاتی درباره تقسیم‌بندی آن‌ها به ذرات معلق، رسوبات و گرد و غبار ارائه می‌دهد.

## فصل ۳:

این فصل به توضیح روش‌های آماده‌سازی و شناسایی میکروپلاستیک‌های معلق می‌پردازد. در این بخش، به روش‌های حذف مواد مزاحم از نمونه‌های هوا و پیشگیری از آلودگی آن‌ها اشاره شده و بر اهمیت توسعه روش‌های استاندارد برای بررسی منابع و مقدار میکروپلاستیک‌ها تأکید می‌شود.

## فصل ۴:

این فصل به تجزیه و تحلیل مهاجرت و تغییرات میکروپلاستیک‌های معلق می‌پردازد. این ذرات می‌توانند برای مدت طولانی در جو باقی بمانند و از طریق روش‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی منتقل شوند.

## فصل ۵:

این فصل به کمبود داده‌ها در مورد فتواکسیداسیون پلاستیک‌ها و آزادسازی مواد شیمیایی همراه با آن‌ها پرداخته و تغییرات فیزیکوشیمیایی ایجاد شده در فرایند فتواکسیداسیون را مورد بررسی قرار می‌دهد.

## فصل ۶:

این فصل ویژگی‌های سطحی و عوامل مؤثر بر جذب و سمیت میکروپلاستیک‌ها را شرح می‌دهد. این ذرات می‌توانند با افزایش سطح ویژه، جذب آلاینده‌ها را بیشتر کرده و از طریق استنشاق، بلعیدن یا تماس پوستی به بدن انسان‌ها و حیوانات وارد شوند.

## فصل ۷:

این فصل به تحلیل میکروارگانیزم‌ها و تشکیل بیوفیلم بر روی میکروپلاستیک‌های معلق می‌پردازد و ترکیب میکروارگانیزم‌های بیماری‌زا و اثرات آن‌ها را تحلیل می‌کند.

## فصل ۸:

در این فصل، حضور میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در محیط‌های بیرونی، داخلی، شهری، حومه‌ای و مناطق دورافتاده بررسی می‌شود و پیامدهای بالقوه آن‌ها بر سلامت انسان مورد توجه قرار می‌گیرد. همچنین، نحوه تأثیر روش‌های مختلف پژوهشی بر مقایسه میزان آلودگی میکروپلاستیک‌های معلق در مناطق مختلف تحلیل می‌شود. میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های مرتبط با آن‌ها ممکن است از طریق استنشاق، سمیت شیمیایی و ذره‌ای ایجاد شوند و باعث بروز علائم مختلف تنفسی در انسان گردند. گزارش‌ها درباره بیماری‌های شغلی در میان کارگران صنعتی نیز به خطرات بالقوه ناشی از این ذرات اشاره دارند. این فصل همچنین پیشنهادهایی برای مطالعات آینده در زمینه میکروپلاستیک‌های معلق ارائه می‌دهد.

### جون وانگ

دانشکده علوم دریایی، دانشگاه کشاورزی جنوب چین، گوانگژو، چین



# فصل ۱

## تشکیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

### فهرست اختصارات

NO <sub>2</sub>	Nitrogen Dioxide
O <sub>3</sub>	Ozone
SO <sub>2</sub>	Sulfur Dioxide
VOC	Volatile Organic Compound

### ۱. مقدمه

میکروپلاستیک‌ها که به ذرات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر اطلاق می‌شوند، به دلیل اثرات احتمالی بر موجودات آبی، توجه زیادی را در میان عموم مردم و جوامع علمی به خود جلب کرده‌اند [۱،۲]. گرچه اثرات بلندمدت بلعیدن میکروپلاستیک‌ها بر سلامت انسان هنوز به طور کامل مشخص نشده است، اما شواهد موجود نشان می‌دهند که این ذرات در دستگاه گوارش حیوانات، به‌ویژه موجودات آبی و انسان‌ها، تجمع می‌کنند [۳،۴].

میکروپلاستیک‌ها را می‌توان بر اساس منبع به دو دسته کلی اولیه و ثانویه تقسیم کرد. میکروپلاستیک‌های اولیه به‌طور مستقیم تولید می‌شوند و معمولاً در محصولات آرایشی، لایه‌بردارهای پوستی، پاک‌کننده‌ها و محصولات مراقبت شخصی استفاده می‌شوند.



میکروپلاستیک‌های ثانویه شامل قطعات نامنظمی هستند که به‌طور ناخواسته از اشیاء بزرگ‌تری مانند کیسه‌های پلاستیکی، جعبه، بطری، طناب، تور و البسه به وجود می‌آیند [۷-۵].

این پلاستیک‌های کوچکتر تهدید جدی‌تری برای محیط زیست ایجاد می‌کنند، زیرا بلعیدن آن‌ها آسان‌تر است و از ذرات پلاستیکی بزرگ‌تر بسیار فراوان‌تر هستند [۸،۹]. پاندمی کووید-۱۹ موجب افزایش حضور میکروپلاستیک‌ها در منابع آبی شده و به نظر می‌رسد که استفاده بیشتر از محصولات یکبار مصرف تأثیر منفی بر پایداری محیط زیست داشته است [۱۰-۱۲]. اقدامات پیشگیرانه‌ای که توسط دولت‌ها و کسب‌وکارها اتخاذ شده، منجر به افزایش تقاضا برای تجهیزات محافظت شخصی یکبار مصرف، مانند ماسک‌ها و دستکش‌ها، که از پلاستیک ساخته شده‌اند، شده است. برآوردها نشان داده که روزانه حدود ۳/۴ میلیارد ماسک یا محافظ صورت یک بار مصرف به دلیل کووید-۱۹ دور انداخته شده است [۱۳]. با توجه به اینکه تنها ۹ درصد پلاستیک‌ها بازیافت می‌شوند و ۷۹ درصد آن‌ها به محل دفن زباله یا محیط زیست می‌رسند، آلودگی پلاستیکی می‌تواند نگرانی جدی باشد [۱۴].

میکروپلاستیک‌ها به‌طور گسترده‌ای در محیط‌های دریایی و آب شیرین با مقادیر قابل توجهی شناسایی شده‌اند، حتی در مناطق دورافتاده‌ای مانند مناطق قطبی [۱۵]، فلات‌ها [۱۶] و رسوبات دریا‌های عمیق [۱۷] نیز یافت شده است. علاوه بر محیط‌های دریایی و آب شیرین، میکروپلاستیک‌ها همچنین در اتمسفر و اکوسیستم‌های زمینی نیز پیدا می‌شوند [۱۸،۱۹] و ممکن است در این محیط‌ها نسبتاً پایدار باقی بمانند [۲۰]. با اینکه تحقیقات زیادی بر روی حضور میکروپلاستیک‌ها در هوا انجام شده است، اما اطلاعات کمی در مورد نحوه تشکیل این میکروپلاستیک‌ها در جو وجود دارد. این فصل بر اساس مقالات تحقیقاتی پیشرفته، از جنبه‌های مختلفی به بحث در مورد تشکیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا مانند اندازه، تجزیه پلاستیک‌ها، انتشار الیاف منسوجات و آبرودینامیک آن‌ها خواهد پرداخت.

## ۲. اندازه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

تصور اولیه از میکروپلاستیک‌های معلق در هوا این است که باید اندازه کوچکی داشته باشند تا در هوا معلق بمانند. با این حال، طبق مطالعات انجام شده در این زمینه، اندازه میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده می‌تواند به حد بالای تعریف اندازه میکروپلاستیک‌ها،

## فصل ۱. تشکیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ۱۷

یعنی ۵ میلی‌متر، برسد [۶، ۲۱، ۲۴]. نمونه‌هایی که در آن‌ها میکروپلاستیک‌های بزرگ‌تر یافت شده، همگی از رسوبات خشک و مرطوب جمع‌آوری شده بودند، بنابراین نمی‌توانند به‌طور مستقیم وجود میکروپلاستیک‌ها در هوا را نشان دهند. در مطالعاتی که با استفاده از دستگاه‌های نمونه‌برداری از هوا انجام شده‌اند، اندازه میکروپلاستیک‌ها بسیار کوچک‌تر بود [۲۲، ۲۵، ۲۶]. با این حال، میکروپلاستیک‌هایی که با روش‌های نمونه‌برداری از هوا و رسوب‌گذاری خشک و مرطوب جمع‌آوری می‌شوند معمولاً اندازه کوچک‌ترشان غالب است (جدول ۱).

**جدول ۱.** محدوده اندازه میکروپلاستیک‌های موجود در هوا (بازبینی شده توسط ژانگ و همکاران [۱۹])

مکان	نمونه	اندازه (میکرون)	اندازه غالب	منابع
رسوب مرطوب و خشک (مورد در متر مربع بر روز)				
چین (دونگ گوان)	در فضای باز	۰-۵۰۰۰	۲۰۰-۷۰۰	[۲۱]
فرانسه (پاریس)	در فضای باز	۱۰۰-۵۰۰۰	۱۰۰-۵۰۰	[۲۳]
	شهری و برون شهری	۰-۵۰۰۰	۲۰۰-۴۰۰	[۶]
آلمان (هامبورگ)	در فضای باز	۰-۵۰۰۰	کوچکتر از ۶۳	[۲۴]
چین (یان‌تای)	در فضای باز	۵۰-۱۰۰۰	کوچکتر از ۵۰۰	[۲۷]
بریتانیا (لندن)	در فضای باز	۰-۷۵۰	کوچکتر از ۲۵ برای قطعه، ۲۰۰-۳۰۰ برای فیبر	[۲۹]
نمونه‌گیری از هوا (مورد بر مترمکعب)				
فرانسه (پاریس)	در فضای باز	۰-۱۶۵۰	۵۰-۲۵۰	[۲۲]
ایران (عسلویه)	در فضای باز	۲-۱۰۰	کوچکتر از ۱۰۰	[۲۵]
چین (شانگهای)	در فضای باز	۱۲-۲۱۹۱	کوچکتر از ۵۰۰	[۳۰]
اقیانوس آرام غربی	در فضای باز	۱۶/۱۴-۲۰۸۶	کوچکتر از ۵۰۰	[۳۱]
اندونزی (سورابایا)	در فضای باز	۰-۵۰۰۰	۱۰۰۰-۱۵۰۰	[۳۲]
مصب رودخانه مروارید	در فضای باز	۵۹-۲۲۵۲	۵۹-۲۲۵۲	[۳۳]
دریای جنوبی چین	در فضای باز	۵۹-۲۲۵۲	۵۹-۲۲۵۲	[۳۳]

منابع	اندازه غالب	اندازه (میکرون)	نمونه	مکان
[۳۳]	۵۹-۲۲۵۲	۵۹-۲۲۵۲	در فضای باز	شرق اقیانوس هند
[۳۴]	N/A	۵۰-۵۰۰	در فضای باز	ترکیه (ساکاریا)
[۳۵]	۱۰۰-۵۰۰	۲۳-۹۹۵۵	در فضای باز	چین (شانگهای)
[۳۶]	۲۵-۳۰ و ۵-۱۰	۵-۲۰۰	در فضای باز	چین (پکن)
[۳۷]	N/A	۲۰-۵۰۰۰	در فضای باز	چین (هنگ کنگ)
جمع‌آوری نمونه گرد و غبار با استفاده از برس				
[۳۸]	۲۵۰-۵۰۰	۰-۵۰۰۰	غبار در فضای باز	ایران (تهران)
[۲۵]	۲-۱۰۰	۲-۵۰۰۰	غبار در فضای باز	ایران (عسلویه)
[۳۹]	N/A	۵۰-۲۰۰۰	غبار در فضای باز	چین (در ۳۹ مکان)
[۴۰]	N/A	۱۰۰-۵۰۰۰	کریوکونیت <sup>۱</sup>	یخچال طبیعی فورنو
[۴۱]	۷۰۰-۸۰۰	۱۰۰-۵۰۰۰	غبار در فضای باز	ژاپن
[۴۱]	۴۰۰-۵۰۰	۱۰۰-۵۰۰۰	غبار در فضای باز	ویتنام
[۴۱]	۴۰۰-۵۰۰	۱۰۰-۵۰۰۰	غبار در فضای باز	نپال
[۳۴]	N/A	۵۰-۵۰۰	غبار در فضای باز	ترکیه
[۴۲]	۱۱	۱۱-۴۷۵	برف	تنگه فرام <sup>۲</sup> قطب شمال

### ۳. تجزیه پلاستیک‌های بزرگ و تشکیل میکروپلاستیک‌ها

پس از بحث در مورد اندازه میکروپلاستیک‌ها در هوا، تشکیل این میکروپلاستیک‌های کوچک نیاز به توجه ویژه ای دارد. به‌طور کلی، پسماندهای پلاستیکی، نسبت به تجزیه بسیار مقاوم بوده و تخمین زده می‌شود نیمه‌عمر پلاستیک‌ها صدها یا حتی هزاران سال باشد [۴۳]. هرچند تجزیه محیطی پلاستیک‌ها به‌طور آهسته‌ای رخ می‌دهد، اما می‌تواند منجر به تجزیه آن‌ها به میکروپلاستیک‌ها شود.

۱- کریوکونیت (Cryoconite) گرد و خاک بسیار ریزی که بر روی یخچال‌ها دیده می‌شود و رنگ آن تمایل به سیاه است.

۲- گذرگاهی میان گرینلند و جزایر سوالبارد است.

### ۳-۱. تجزیه نوری پلاستیک‌ها

تابش خورشید، به‌ویژه تابش فرابنفش<sup>۱</sup> (UV) با انرژی بالا و متوسط، می‌تواند باعث تجزیه نوری پلاستیک‌ها شود [۴۴]. عدم وجود کروموفورها<sup>۲</sup> در برخی انواع پلاستیک‌ها مانند پلی‌اتیلن (PE<sup>۳</sup>)، پلی‌پروپیلن (PP<sup>۴</sup>) می‌تواند موجب مقاومت آن‌ها در برابر تجزیه نوری شود، اما ناخالصی‌ها یا نقص‌های ساختاری که به‌دلیل تغییرات آب و هوایی یا در طی فرایند تولید به وجود می‌آیند، می‌تواند به‌عنوان کروموفور عمل کنند [۴۵]. علاوه بر این، گروه‌های کربونیل موجود در ساختار پلیمر می‌تواند به‌عنوان کروموفور عمل کرده و با جذب نور، مکانیسم‌های تجزیه نوری نوع اول و دوم را در ساختار کربونیل فعال کنند [۴۶]. از طریق این واکنش‌ها، رادیکال‌های آزاد، گروه‌های اند-وینیل<sup>۵</sup> و کتون می‌توانند تشکیل شوند و ممکن است زنجیره پلیمری اصلی شکسته شود [۴۷]. رادیکال‌های آزاد ایجاد شده می‌توانند با اکسیژن واکنش دهند و رادیکال‌های پراکسی تولید کنند و از طریق ترکیب با هیدروژن به یک گروه پراکسید تبدیل شوند؛ سپس گروه پراکسید به رادیکال‌های ماکروآلکسی<sup>۶</sup> و هیدروکسی تجزیه می‌شوند. این رادیکال‌ها واکنش‌های بعدی را تسریع می‌کنند که در طی آن آلدیدها، کتون‌ها، اسیدهای کربوکسیلیک، استرها و الکل‌ها تولید می‌شوند و ممکن است باعث شکستن زنجیره‌های پلیمر و ایجاد پیوندهای متقابل بین آن‌ها شود [۴۸]. برای پلیمرهایی که حاوی کلر هستند، مانند پلی‌وینیل کلراید (PVC)<sup>۷</sup>، ممکن است تحت تابش فرابنفش به سرعت هیدروژن کلرید خود را از دست بدهند و زنجیره‌های کوتاهی از پیوندهای دوگانه ایجاد شود. پیوندهای دوگانه اشباع‌نشده C=C پایداری کمتری دارند و می‌توانند تحت تأثیر تجزیه نوری بیشتری قرار گیرند [۴۹-۵۰].

#### 1. Ultraviolet

۲- کروموفورها گروهی از اتم‌ها درون یک مولکول هستند که مسئول ایجاد رنگ در آن مولکول می‌باشند.

#### 3. Polyethylene

#### 4. Polypropylene

۵- گروه‌های اند-وینیل (end-vinyl) به گروه‌های عاملی اشاره دارند که در انتهای یک زنجیره مولکولی قرار دارند و دارای ساختار  $\text{CH}=\text{CH}_2$  هستند.

۶- رادیکال‌های ماکروآلکسی به رادیکال‌های آزاد بزرگتری اشاره دارند که دارای گروه آلکوکسی (O-R-) هستند، که در آن R یک زنجیره بلند هیدروکربنی است. این رادیکال‌ها می‌توانند در واکنش‌های پلیمریزاسیون یا تخریب پلیمرها نقش داشته باشند.

#### 7. Polyvinyl Chloride

برای پلیمرهایی که از واحدهای اتیلن گلیکولات و ترفتالات تشکیل شده‌اند و از طریق پیوندهای استری به هم متصل هستند، مانند پلی‌اتیلن ترفتالات (PET<sup>۱</sup>)، تجزیه نوری می‌تواند منجر به شکست پیوند استری شود [۵۱]. همچنین این پلیمرها می‌توانند از طریق واکنش‌های رادیکالی تجزیه شوند. رادیکال‌های هیدروکسی که از شکستن هیدروپراکسی<sup>۲</sup> تشکیل می‌شوند می‌توانند با حلقه‌های آروماتیک در ساختار پلیمر واکنش دهند. واسطه‌های رادیکالی و محمولات آن‌ها ممکن است مجدداً ترکیب شده و زنجیره‌های متقاطع ایجاد کنند [۵۲-۵۳].

### ۲-۳. تجزیه حرارتی

پلاستیک‌ها می‌توانند در دماهای بالا تحت واکنش‌های ترمو-اکسیداتیو<sup>۳</sup> قرار بگیرند؛ زنجیره‌های بلند آن‌ها شکسته شوند و رادیکال‌های آزاد تولید کنند [۵۴، ۵۵]. مشابه فرآیندهایی که در تجزیه نوری پلاستیک‌ها رخ می‌دهد، رادیکال‌های تولید شده می‌توانند با اکسیژن واکنش داده و هیدروپراکسید تولید کنند و سپس رادیکال‌های هیدروکسیل و آلوکوسی تشکیل دهند. شکستن زنجیره‌ها و پیوندهای متقابل ممکن است به دلیل تغییرات در وزن مولکولی که در طول فرایند تجزیه حرارتی اتفاق می‌افتد، رخ دهد [۵۶]. دمای تجزیه حرارتی به عملکرد حرارتی پلاستیک و دسترسی به اکسیژن بستگی دارد [۵۶]. پلاستیک‌ها در دماهای بالاتر از دمای انتقال شیشه<sup>۴</sup> (Tg) انعطاف‌پذیر هستند، اما به دلیل تغییرات در تحرک مولکولی در دماهای پایین‌تر از Tg، سفت می‌شوند [۵۷]. انرژی فعال‌سازی، دمایی است که تجزیه حرارتی پلاستیک در آن آغاز می‌شود. در حضور اکسیژن، پلاستیک‌های معمولی حاوی هیدروژن، معمولاً در دمای نزدیک به ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد تحت واکنش اکسیداسیون گرمازا قرار می‌گیرند. پلاستیک‌هایی که نقطه ذوب بالاتری دارند معمولاً به دمای بالاتری نیاز دارند [۵۱]. به دلیل نیاز به دمای بالا، اکسیداسیون گرمازا احتمالاً در محیط رخ نمی‌دهد. با این حال، اکسیداسیون حرارتی پلاستیک‌ها به‌ویژه در سواحل یا پیاده‌روهایی که مستقیماً در معرض نور خورشید قرار دارند ممکن است هم‌زمان با تجزیه نوری به آهستگی رخ دهد. در

#### 1. Polyethylene Terephthalate

۲- شکست هیدروپراکسی به تجزیه گروه‌های هیدروپراکسید (-OOH) در مولکول‌های پلیمری اشاره دارد.

۳- واکنش‌های ترمو-اکسیداتیو به واکنش‌های اکسیداسیون اشاره دارد که در اثر حرارت رخ می‌دهند.

۴- دمای انتقال شیشه‌ای (Tg) دمایی است که در آن، پلیمر دچار تغییر ناگهانی رفتار شده و از حالت سخت به حالت لاستیکی تبدیل می‌شود، به طوری که مدول الاستیسیته آن به‌طور چشمگیری، تا حدود هزار برابر کاهش می‌یابد.

همین حال، دما و تابش فرابنفش اثر هم افزایی بر تجزیه پلاستیک‌ها دارند و سرعت واکنش اکسیداسیون با افزایش دما نیز افزایش می‌یابد [۵۹،۶۰]. علاوه بر این،  $Lu$  متوجه شد که افزایش رطوبت می‌تواند انرژی فعال سازی مورد نیاز برای تجزیه حرارتی پلاستیک‌ها را کاهش دهد [۵۸].

### ۳-۳. تجزیه شیمیایی

در اتمسفر، اوزن ( $O_3$ )، دی اکسید گوگرد ( $SO_2$ )، اکسیدهای نیتروژن و ترکیبات آلی فرار (VOC) می‌توانند به‌طور مستقیم به پلاستیک‌ها حمله کند یا به وسیله واکنش‌های فتوشیمیایی منجر به کاتالیز رادیکال‌های آزاد شوند. همچنین این امر ممکن است منجر به تجزیه پلاستیک‌ها نیز شود [۵۸].

به‌طور طبیعی اوزن در غلظت‌های پایینی در اتمسفر وجود دارد، اما به دلیل آلودگی هوای ناشی از اکسیدهای نیتروژن،  $SO_2$  و VOC میزان  $O_3$  در سطح زمین افزایش می‌یابد [۶۱]. حتی در غلظت‌های پایین،  $O_3$  به پیوند دوگانه غیر اشباع  $C=C$  در پلیمر حمله می‌کند. واکنش  $O_3$  با پیوندهای دوگانه، منجر به شکستن زنجیره پلیمر می‌شود. همچنین  $O_3$  با پلیمرهای اشباع نیز واکنش می‌دهد، اما سرعت واکنش بسیار کندتر است [۶۲].

$SO_2$  می‌تواند تحت تاثیر UV به حال‌های فعال تک مولکولی یا سه مولکولی برانگیخته شود که به‌طور مستقیم با پیوند دوگانه غیر اشباع  $C=C$  واکنش می‌دهند یا از طریق واکنش فتوشیمیایی با  $O_3$ ، منجر به تولید  $O_2$  می‌شوند. دی‌اکسید نیتروژن ( $NO_2$ ) به دلیل تعداد الکترون‌های خود بسیار واکنش‌پذیر است و به‌راحتی با پیوند دوگانه غیر اشباع  $C=C$  در پلیمر واکنش می‌دهد. مشابه  $SO_2$ ، واکنش فتوشیمیایی  $NO_2$  و  $O_3$  نیز تولید می‌کند [۵۸].

### ۳-۴. تجزیه مکانیکی

تجزیه مکانیکی به شکستن پلاستیک‌ها تحت تأثیر نیروهای خارجی اشاره دارد که ممکن است ناشی از برخورد و سایش پلاستیک‌ها با سنگ‌ها و ماسه‌ها به علت باد و امواج در محیط باشد. یخ‌زدن و ذوب پلاستیک‌ها در محیط‌های آبی نیز می‌تواند منجر به تجزیه مکانیکی پلیمرها شود [۶۴]. اثر نیروی خارجی بر ویژگی‌های مکانیکی پلاستیک‌ها به خصوصیات درونی آن‌ها بستگی دارد؛ پلاستیک‌هایی که مقاومت کمتری در برابر کشش دارند، معمولاً

تحت تأثیر کشش خارجی دچار شکست می‌شوند [۵۶]. فشار مداوم بر روی پلاستیک‌ها در نهایت باعث شکست زنجیره‌های پلیمری آن‌ها می‌شود [۶۵].

نیروهای مکانیکی عمدتاً مسئول سایش تایرها، لنت ترمزها و ذرات ناشی از فرسایش سطح جاده هستند [۶۶]. تعامل بین تایرها و سطح جاده و لنت و دیسک‌های ترمز باعث ایجاد تنش اصطکاکی می‌شود که پلاستیک‌ها را مستقیماً از سطح لاستیک جدا می‌کند. آج تایر در طول رانندگی تحت فشار مداوم قرار می‌گیرد و لاستیک به برآمدگی‌های جاده فشار می‌آورد که باعث کشش طولانی‌مدت مواد می‌شود. تنش تولید شده به وسیله سایش با سطح جاده می‌تواند باعث ایجاد برش‌ها یا خراش‌های میکروسکوپی در تایر و تولید ذرات لاستیکی شود [۶۷].

شکست زنجیره‌های پلیمری در فرآیند تجزیه نوری، حرارتی و شیمیایی بر ویژگی‌های مکانیکی پلاستیک‌ها به ویژه کشش در نقطه شکست و مدول کششی آن‌ها تأثیر می‌گذارد [۶۸]. تحقیقات نشان داده‌اند که تجزیه در محیط می‌تواند کشش در نقطه شکست پلاستیک‌ها را کاهش دهد [۶۹]، و در نتیجه نیروی خارجی مورد نیاز برای خرد شدن پلاستیک‌ها را کاهش داده و تجزیه مکانیکی پلاستیک‌ها را تسهیل می‌کند.

### ۳-۵. تجزیه بیولوژیکی

ارگانیسم‌ها می‌توانند پلاستیک‌ها را به‌طور فیزیکی از طریق جویدن یا تکه تکه کردن و یا از طریق فرآیندهای بیوشیمیایی در دستگاه گوارش خود تجزیه کنند [۷۰، ۷۱]. بسیاری از مطالعات به شناسایی سویه‌هایی با قابلیت تجزیه بیولوژیکی پلاستیک‌ها پرداخته‌اند [۷۲-۷۵].

یافته‌ها نشان می‌دهند که آنزیم لاکاز نقش عمده‌ای در تجزیه بیولوژیکی PE توسط اکتینومیست *Rhodococcus ruber*<sup>۱</sup> ایفا می‌کند [۷۶]. آنزیم‌های هیدروکینون پراکسیداز مسئول تجزیه بیولوژیکی پلی‌استایرن (PS)<sup>۲</sup> توسط *Azotobacter beijerinckii*<sup>۳</sup> شناخته شده است [۷۷]. همچنین آنزیم‌های مختلف ترشح‌شده توسط قارچ‌ها می‌توانند طول

۱- این باکتری از گروه اکتینومیست‌های نوکاردیوform است.

2. Polystyrene

۳- باکتری گرم منفی، هوازی و آزادزی است که توانایی تثبیت نیتروژن اتمسفری را دارد.

زنجیره‌های پلیمری PE را کوتاه کنند [۷۳]. پلیمرهای تجزیه ناپذیر می‌توانند تحت تأثیر این آنزیم‌ها و با استفاده از اکسیژن، اکسید شده و محصولات تجزیه‌ای با وزن مولکولی کمتری تولید کنند. آنزیم PETase، که قادر به هیدرولیز PET است و نخستین بار در *Ideonella sakaiensis*<sup>۱</sup> شناسایی شد، در محیط‌های مختلف به‌طور گسترده یافت می‌شود [۷۸]. آنزیم‌هایی مانند کاتیناز، لیپاز، استراز سرین و نیتروبنزیل استراز نیز قادر به هیدرولیز PET هستند. در حالی که پروتئاز، کاتیناز، آمیداز و هیدرولاز در هیدرولیز پلی‌آمید (PA<sup>۲</sup>) نقش دارند [۷۹]. در عین حال، پلی‌پورتان (PUR<sup>۳</sup>) می‌تواند توسط آنزیم‌های استراز و پلیمر هیدرولاز ترشح شده از سایر میکروارگانیسم‌ها هیدرولیز شود [۸۰، ۸۱]. اکسیداسیون آنزیمی نیز ممکن است در تجزیه اکسیداتیو نقش داشته باشد [۸۲].

هیدرولیز و تجزیه اکسیداتیو پلاستیک‌ها توسط آنزیم‌های مختلف خارج سلولی منجر به شکستن زنجیره‌های پلیمری می‌شود و پلیمرهای کوتاه زنجیره و قطعات مولکولی کوچکی (مانند الیگومرها، دیمرها<sup>۴</sup> و مونومرها) تولید می‌کند. این محصولات حاصل از تجزیه می‌توانند توسط میکروارگانیسم‌ها جذب شده و متابولیزه شوند [۸۳-۸۴]. در نهایت پلاستیک‌ها به‌دلیل فرآیندهای خارج و داخل سلولی، می‌توانند تحت شرایط هوازی به CO<sub>2</sub> و H<sub>2</sub>O و تحت شرایط بی‌هوازی به CH<sub>4</sub>، CO<sub>2</sub>، اسیدهای آلی، H<sub>2</sub>O و NH<sub>4</sub> متابولیزه شوند، که این امر به رشد بیوفیلم میکروبی منجر می‌شود. با این حال، در مقایسه با شرایط هوازی، تجزیه بیولوژیکی پلاستیک‌ها تحت شرایط بی‌هوازی از نظر تولید انرژی مطلوب نیست و تجزیه کامل آن‌ها در این شرایط ممکن است زمان بیشتری نیاز داشته باشد [۸۵].

## ۴. رهاسازی الیاف منسوجات

الیاف مصنوعی بیش از ۶۰ درصد از مصرف جهانی الیاف را تشکیل می‌دهند که در این میان پلی‌استر، پلی‌الفین<sup>۵</sup>، آکرلیک و PA رایج‌ترین الیاف هستند [۸۶]. تخریب مکانیکی، به‌ویژه برای الیاف مصنوعی اهمیت زیادی دارد. شستشوی خانگی البسه به‌عنوان منبع اصلی

۱- باکتری گرم منفی، هوازی و میله‌ای شکل است.

2. Polyamide  
3. Polyurethane

۴- دیمرها ترکیباتی هستند که از اتصال دو مونومر تشکیل می‌شوند.

۵- پلی‌الفین نوعی پلیمر

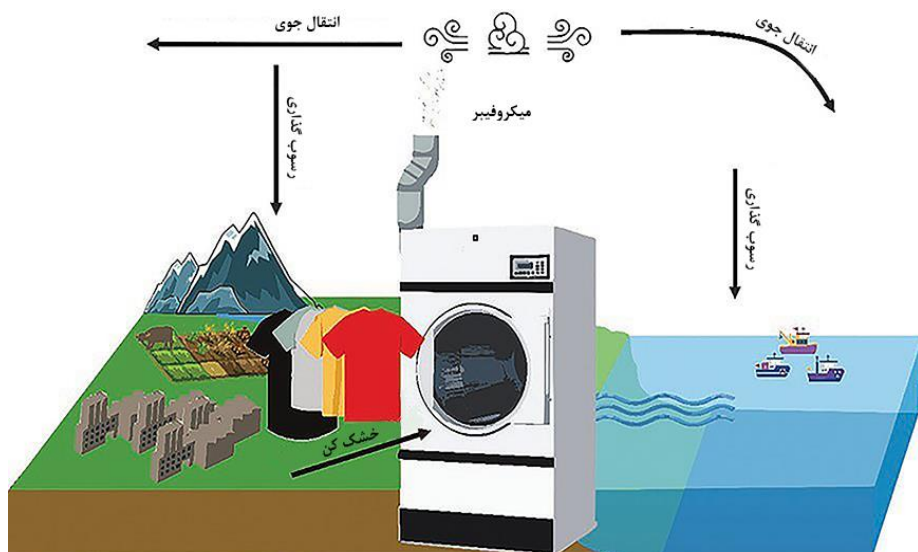


رها سازی الیاف میکروپلاستیک شناسایی شده است که ممکن است به دلیل فشارهای برشی، سایش و تنش ضربه‌ای در حین شستشو به وجود آید [۸۷]. علاوه بر این، تحقیقات نشان داده‌اند که سایش و فرسایش البسه می‌تواند الیاف میکروپلاستیک را مستقیماً به هوا آزاد کند، که از نظر اهمیت معادل آزاد شدن این الیاف از طریق شستشو است [۸۸]. این میکروپلاستیک‌ها می‌توانند در مراحل تولید، استفاده و دورریختن البسه از آن‌ها آزاد شوند. سایش مکانیکی یا استرس فیزیکی که در مراحل مختلف بر البسه وارد می‌شود، به‌عنوان یکی از دلایل اصلی ریزش الیاف میکروپلاستیکی از آن‌ها شناسایی شده است [۸۹].

اگرچه اطلاعات کمی در مورد نحوه آزاد شدن الیاف میکروپلاستیک معلق در هوا از منسوجات وجود دارد، اما چندین تحقیق فرآیند شستشوی البسه را بررسی کرده‌اند که در آن میکروفیبرها از الیاف مصنوعی جدا می‌شوند [۹۵-۹۰]. طبق جدول ۲،  $10^5 \square 5/5 - 10^4 \square 2/3$  میکروفیبر در هر دوره شستشوی یک کیلوگرم پارچه پلی‌استر آزاد شوند. خوشبختانه، این میکروفیبرها به سیستم فاضلاب تخلیه شده و در تصفیه خانه‌های فاضلاب مورد تصفیه قرار می‌گیرند. بر اساس برآورد کارایی حذف میکروفیبرها در تصفیه خانه‌های فاضلاب، تا ۹۹ درصد میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از فاضلاب حذف شوند [۹۷،۹۸].

**جدول ۲.** تعداد ریز فیبرهای آزاد شده از منسوجات پلی‌استر پس از شستشو در هر چرخه.

فرآیند	نوع	مواد	فراوانی ( $10^5 \times$ عدد بر کیلوگرم)	منابع
شستشو	تی شرت	۱۰۰٪ پلی‌استر	۵/۵	[۹۰]
شستشو	پارچه	۱۰۰٪ پلی‌استر	۵	[۹۵]
شستشو	پتوی پشمی	۱۰۰٪ پلی‌استر	۲/۲	[۹۱]
شستشو	پارچه	۱۰۰٪ پلی‌استر	۰/۳۶	[۹۶]
شستشو	ژاکت	۱۰۰٪ پلی‌استر	۰/۸۳	[۹۲]
شستشو	ژاکت	۱۰۰٪ پلی‌استر	۰/۲۳	[۹۳]



شکل ۱. میکروفیبرهای آزاد شده به هوا از یک خشک‌کن لباس

گزارش‌ها برآورد کرده‌اند که تعداد میکروفیبرهای آزاد شده به محیط به وسیله شستشوی البسه ممکن است تا سال ۲۰۵۰ به ۷۰,۰۰۰ تن در سال افزایش یابد، که معادل دفن ۴۰۰ میلیون تی شرت پلی‌استر در دریا است [۹۹]. با این حال، تحقیقات کمتری درباره آزاد شدن میکروفیبرها به اتمسفر انجام شده است. خشک‌کن‌های خانگی ممکن است مکانیسم مهمی برای آزادسازی میکروفیبرهای پارچه‌ای به اتمسفر محیطی باشند. از آنجا که هوای خروجی معمولاً تصفیه نشده است، میکروفیبرها به‌طور مستقیم از طریق یک مجرای تهویه به هوای داخلی یا خارجی منتقل می‌شوند.

اخیراً مطالعه‌ای این فرضیه را تأیید کرده و نشان داده است که خشک‌کن‌های لباسشویی‌های خانگی می‌توانند مسیر مهمی برای آزادسازی میکروفیبرها به هوا باشند (شکل ۱). نتایج نشان داد که یک خشک‌کن لباس خانگی می‌تواند در طی ۱۵ دقیقه کارکرد، ۴۳۳,۱۲۸ تا ۵۶۱,۸۱۰ میکروفیبر آزاد کند و تخمین زده شده است که از یک خشک‌کن متوسط خانگی کانادایی، سالانه  $12 \times 10^7$  تا  $9 \times 10^7$  میکروفیبر به هوا آزاد می‌شود [۳۷].

## ۵. آئرودینامیک<sup>۱</sup>

ذرات پلاستیکی در صورتی که شدت باد به اندازه کافی باشد، به راحتی می‌توانند به هوا پرتاب شوند. اگرچه مطالعات در خصوص آئرودینامیک ذرات پلاستیکی معلق در هوا محدود است، اما مکانیسم آن باید مشابه با ذرات شن و انتشار گرد و غبار باشد. ذرات شن درشت با قطر ۱ میلی‌متر در صورتی که سرعت باد بیشتر از ۳۰ متر بر ثانیه باشد می‌توانند تا ده‌ها سانتیمتر پرتاب شوند و هرچه قطر ذرات شن کوچکتر باشد، ذرات می‌توانند ارتفاع بیشتری را طی کنند [۱۰۰]. یانگ و همکاران [۱۰۱] مشاهده کردند که زمانی که سرعت باد بین ۳/۵ تا ۴ متر بر ثانیه باشد، گرد و غبار از خاک خارج می‌شود و با افزایش سرعت باد، میزان انتشار گرد و غبار نیز افزایش می‌یابد. انتشار گرد و غبار می‌تواند تحت تأثیر رطوبت خاک، رطوبت و دمای هوا قرار گیرد. بر اساس مطالعه Yang، رطوبت خاک تأثیر قابل توجهی بر میزان انتشار گرد و غبار ندارد؛ در حالی که رطوبت هوا با افزایش آستانه سرعت باد در انتشار گرد و غبار رابطه‌ای مثبت دارد، اما دمای هوا این آستانه را کاهش می‌دهد. با توجه به اینکه چگالی پلاستیک‌ها بسیار کمتر از شن درشت است، ارتفاعی که پلاستیک‌ها می‌توانند در هوا داشته باشند، می‌تواند بسیار بیشتر باشد.

میکروپلاستیک‌ها در محیط جاده‌ای به راحتی می‌توانند وارد هوا شوند زیرا گرد و غبار جاده‌ای مقادیر قابل توجهی از میکروپلاستیک‌ها را در خود دارد [۴۱]. اگر جهت و سرعت باد مناسب باشند، گرد و غبار جاده می‌تواند از سطح جاده به محیط زندگی منتقل شود [۱۰۲]. ذرات بسیار ریز با قطری کمتر از ۱۰۰ نانومتر در فاصله‌های کوتاه (در مقیاس ده‌ها متر) بیشتر تحت تأثیر فرآیند انتشار جابه‌جا می‌شوند و باد نقش چندانی در حرکت آن‌ها در این مقیاس ندارد [۱۰۲].

## ۶. نتیجه‌گیری

مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر پراکنده‌اند و حضور آن‌ها می‌تواند نگرانی‌هایی جدی درباره اثرات احتمالی بر سلامت انسان ایجاد کند. میکروپلاستیک‌ها عمدتاً به دلیل تجزیه پلاستیک‌های بزرگ به واسطه فرسایش محیطی تولید می‌شوند. پلاستیک‌ها تحت فرایندهای تجزیه غیرزیستی و زیستی قرار می‌گیرند که شامل واکنش‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی در محیط هستند. تابش خورشیدی به طور عمده مسئول آغاز تجزیه

۱- آئرودینامیک علم مطالعه حرکت هوا است، به ویژه زمانی که تحت تأثیر یک جسم جامد مانند بال هواپیما قرار می‌گیرد.

پلاستیک‌ها است. فرآیند تجزیه موجب اکسیداسیون و گسستن زنجیره‌های پلیمری در پلاستیک‌ها می‌شود، که در نتیجه آن، ترکیباتی با وزن مولکولی پایین‌تر تولید شده و این تغییرات به تدریج موجب تغییر در ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و مکانیکی پلاستیک‌ها می‌گردد. کاهش در استحکام کششی و برشی به مرور زمان موجب شکنندگی پلاستیک‌ها می‌شود و در نتیجه، تحت تأثیر نیروهای خارجی، ذرات میکروپلاستیک از آن‌ها جدا و تولید می‌شوند. میکروپلاستیک‌های تولید شده می‌توانند تحت تأثیر نیروهای باد به هوا منتقل شوند. ویژگی‌های فیزیکی میکروپلاستیک‌ها، خصوصیات ائرودینامیکی و منابع انتشار آن‌ها نحوه آلودگی و چگونگی انتقال میکروپلاستیک‌ها در هوا را تعیین می‌کنند.

## منابع

- [1] D. Eerkes-Medrano, R.C. Thompson, D.C. Aldridge, Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs, *Water Res.* 75 (2015) 63–82.
- [2] E. Besseling, P. Redondo-Hasselerharm, E.M. Foekema, A.A. Koelmans, Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 49 (1) (2018) 32–80.
- [3] M.E. Miller, M. Hamann, F.J. Kroon, Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: a review and meta-analysis of current data, *Plos One* 15 (10) (2020).
- [4] S.S. Sana, L.K. Dogiparthi, L. Gangadhar, A. Chakravorty, N. Abhishek, Effects of microplastics and nanoplastics on marine environment and human health, *Environ. Sci. Pollut. R.* 27 (36) (2020) 44743–44756.
- [5] C.B. Crawford, B. Quinn, Microplastics, standardisation and spatial distribution, *Mar. Pollut.* (2017) 101–130.
- [6] R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, B. Tassin, Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104 (1–2) (2016) 290–293.
- [7] M. Siegfried, A.A. Koelmans, E. Besseling, C. Kroeze, Export of microplastics from land to sea. A modelling approach, *Water Res.* 127 (2017) 249–257.
- [8] C. Edo, M. Gonzalez-Pleiter, F. Leganes, F. Fernandez-Pinas, R. Rosal, Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge, *Environ. Pollut.* (2020) 259.
- [9] G. Erni-Cassola, M.I. Gibson, R.C. Thompson, J.A. Christie-Oleza, Lost, but found with Nile red: a novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20  $\mu$ m) in environmental samples, *Environ. Sci. Technol.* 51 (23) (2017) 13641–13648.

- [10] J.J. Klemeš, Y. Van Fan, R.R. Tan, P. Jiang, Minimising the present and future plastic waste, energy and environmental footprints related to COVID-19, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 127 (2020), 109883.
- [11] A.L.P. Silva, J.C. Prata, T.R. Walker, A.C. Duarte, W. Ouyang, D. Barcelo, T. Rocha-Santos, Increased plastic pollution due to COVID-19 pandemic: Challenges and recommendations, *Chem. Eng. J.* (2021) 405.
- [12] J. Sun, S. Yang, G.-J. Zhou, K. Zhang, Y. Lu, Q. Jin, P.K. Lam, K.M. Leung, Y. He, Release of microplastics from discarded surgical masks and their adverse impacts on the marine copepod *Tigriopus japonicus*, *Environ. Sci. Technol. Lett.* (2021).
- [13] N.U. Benson, D.E. Bassey, T. Palanisami, COVID pollution: impact of COVID-19 pandemic on global plastic waste footprint, *Heliyon* 7 (2) (2021).
- [14] R. Geyer, J.R. Jambeck, K.L. Law, Production, use, and fate of all plastics ever made, *Sci. Adv.* 3 (7) (2017) e1700782, <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- [15] A.L. Lusher, V. Tirelli, I. O'Connor, R. Officer, Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples, *Sci. Rep.* 5 (2015) 14947.
- [16] K. Zhang, J. Su, X. Xiong, X. Wu, C.X. Wu, J.T. Liu, Microplastic pollution of lake-shore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China, *Environ. Pollut.* 219 (2016) 450–455.
- [17] K. Katija, C.A. Choy, R.E. Sherlock, A.D. Sherman, B.H. Robison, From the surface to the seafloor: how giant larvaceans transport microplastics into the deep sea, *Sci. Adv.* 3 (8) (2017).
- [18] S.B. Lu, R. Qiu, J.N. Hu, X.Y. Li, Y.X. Chen, X.T. Zhang, C.J. Cao, H.H. Shi, B. Xie, W.M. Wu, D.F. He, Prevalence of microplastics in animal-based traditional medicinal materials: Widespread pollution in terrestrial environments, *Sci. Total Environ.* (2020) 709.
- [19] Q. Zhang, E.G. Xu, J. Li, Q. Chen, L. Ma, E.Y. Zeng, H. Shi, A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: direct human exposure, *Environ. Sci. Technol.* 54 (7) (2020) 3740–3751.
- [20] B. Henry, K. Laitala, I.G. Klepp, Microfibres from apparel and home textiles: prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment, *Sci. Total Environ.* 652 (2019) 483–494.
- [21] L. Cai, J. Wang, J. Peng, Z. Tan, Z. Zhan, X. Tan, Q. Chen, Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence, *Environ. Sci. Pollut. R.* 24 (32) (2017) 24928–24935.
- [22] R. Dris, J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, B. Tassin, A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments, *Environ. Pollut.* 221 (2017) 453–458.
- [23] R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, M. Saad, N. Renault, B. Tassin, Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris, *Environ. Chem.* 12 (5) (2015) 592–599.
- [24] M. Klein, E.K. Fischer, Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany, *Sci. Total Environ.* 685 (2019) 96–103.

- [25] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, A. Turner, F.J. Kelly, A.O. Dominguez, N. Jaafarzadeh, Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran, *Environ. Pollut.* 244 (2019) 153–164.
- [26] A. Vianello, R.L. Jensen, L. Liu, J. Vollertsen, Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin, *Sci. Rep.* 9 (2019).
- [27] Z. Qian, T. ChongGuo, L. YongMing, Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere, *Chin. Sci. Bull.* 62 (33) (2017) 3902–3909.
- [28] S.L. Wright, J. Ulke, A. Font, K.L.A. Chan, F.J. Kelly, Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport, *Environ. Int.* (2020) 136.
- [29] S. Allen, D. Allen, V.R. Phoenix, G. Le Roux, P.D. Jimenez, A. Simonneau, S. Binet, D. Galop, Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nat. Geosci.* 12 (5) (2019) 339+.
- [30] K. Liu, X.H. Wang, N. Wei, Z.Y. Song, D.J. Li, Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health, *Environ. Int.* (2019) 132.
- [31] K. Liu, T.N. Wu, X.H. Wang, Z.Y. Song, C.X. Zong, N.A. Wei, D.J. Li, Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere, *Environ. Sci. Technol.* 53 (18) (2019) 10612–10619.
- [32] N.R.N. Asrin, A. Dipareza, Microplastics in ambient air (case study: Urip Sumoharjo street and Mayjend Sungkono street of Surabaya City, Indonesia), *IAETSD J. Adv. Res. Appl. Sci* 6 (2019) 54–57.
- [33] X.H. Wang, C.J. Li, K. Liu, L.X. Zhu, Z.Y. Song, D.J. Li, Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source, *J. Hazard. Mater.* (2020) 389.
- [34] A.T. Kaya, M. Yurtsever, S.C. Bayraktar, Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air, *Eur. Phys. J. Plus* 133 (11) (2018).
- [35] K. Liu, X. Wang, T. Fang, P. Xu, L. Zhu, D. Li, Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai, *Sci. Total Environ.* 675 (2019) 462–471.
- [36] Y.W. Li, L.Y. Shao, W.H. Wang, M.Y. Zhang, X.L. Feng, W.J. Li, D.Z. Zhang, Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing, *Sci. Total Environ.* (2020) 705.
- [37] D.Y. Tao, K. Zhang, S.P. Xu, H.J. Lin, Y. Liu, J.L. Kang, T. Yim, J.P. Giesy, K.M.Y. Leung, Microfibers released into the air from a household tumble dryer, *Environ. Sci. Technol. Lett.* (2022).
- [38] S. Dehghani, F. Moore, R. Akhbarizadeh, Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran, *Environ. Sci. Pollut. R* 24 (25) (2017) 20360–20371.
- [39] C.G. Liu, J. Li, Y.L. Zhang, L. Wang, J. Deng, Y. Gao, L. Yu, J.J. Zhang, H.W. Sun, Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure, *Environ. Int.* 128 (2019) 116–124.

- [40] J.J. Zhang, L. Wang, K. Kannan, Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure, *Environ. Int.* (2020) 134.
- [41] S. Yukioka, S. Tanaka, Y. Nabetani, Y. Suzuki, T. Ushijima, S. Fujii, H. Takada, Q.V. Tran, S. Singh, Occurrence and characteristics of microplastics in surface road dust in Kusatsu (Japan), Da Nang (Vietnam), and Kathmandu (Nepal), *Environ. Pollut.* (2020) 256.
- [42] M. Bergmann, S. Mutzel, S. Primpke, M.B. Tekman, J. Trachsel, G. Gerdtz, White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic, *Sci. Adv.* 5(8) (2019).
- [43] PlasticsEurope, *Plastics—the Facts 2019: An analysis of European plastics production, Demand and Waste Data*, 2019.
- [44] K. Liu, X.H. Wang, N. Wei, Z.Y. Song, D.J. Li, Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: implications for human health, *Environ. Int.* 132 (2019) 10.
- [45] E.L. Teuten, J.M. Saquing, D.R.U. Knappe, M.A. Barlaz, S. Jonsson, A. Bjorn, S.J. Rowland, R.C. Thompson, T.S. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, H.V. Pham, T.S. Tana, M. Prudente, R. Boonyatumanond, M.P. Zakaria, K. Akkhavong, Y. Ogata, H. Hirai, S. Iwasa, K. Mizukawa, Y. Hagino, A. Imamura, M. Saha, H. Takada, Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife, *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* 364 (1526) (2009) 2027–2045.
- [46] B. Marchetti, T.N.V. Karsili, M.N.R. Ashfold, Exploring Norrish type I and type II reactions: an ab initio mechanistic study highlighting singlet-state mediated chemistry electronic supplementary information (ESI) available, *Phys. Chem. Chem. Phys.* 21 (26) (2019) 14418–14428, <https://doi.org/10.1039/c8cp07292b>.
- [47] D. Herzke, T. Anker-Nilssen, T.H. Nost, A. Gotsch, S. Christensen-Dalsgaard, M. Langset, K. Fangel, A.A. Koelmans, Negligible impact of ingested microplastics on tissue concentrations of persistent organic pollutants in northern fulmars off coastal Norway, *Environ. Sci. Technol.* 50 (4) (2016) 1924–1933.
- [48] O.O. Fadare, E.D. Okoffo, Covid-19 face masks: a potential source of microplastic fibers in the environment, *Sci. Total Environ.* 737 (2020), 140279.
- [49] K.L. Law, Plastics in the marine environment, *Ann. Rev. Mar. Sci.* 9 (2016) 205–229.
- [50] H. Yang, M.G. Ma, J.R. Thompson, R.J. Flower, Waste management, informal recycling, environmental pollution and public health, *J. Epidemiol. Community Health* 72 (3) (2018) 237–243.
- [51] A. Fairbrother, H.-C. Hsueh, J.H. Kim, D. Jacobs, L. Perry, D. Goodwin, C. White, S. Watson, L.-P. Sung, Temperature and light intensity effects on photodegradation of high-density polyethylene, *Polym. Degrad. Stab.* 165 (2019) 153–160.
- [52] Y. Pico, A. Alfarhan, D. Barcelo, Nano- and microplastic analysis: focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies, *Trac-Trends Anal. Chem.* 113 (2019) 409–425.
- [53] J.K.H. Wong, K.K. Lee, K.H.D. Tang, P.-S. Yap, Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: prevalence, fates, impacts and sustainable solutions, *Sci. Total Environ.* 719 (2020), 137512.

- [54] J.D. Peterson, S. Vyazovkin, C.A. Wight, Kinetics of the thermal and thermo-oxidative degradation of polystyrene, polyethylene and poly(propylene), *Macromol. Chem. Phys.* 202 (6) (2001) 775–784.
- [55] M. Pirsaeheb, H. Hossini, P. Makhdoumi, Review of microplastic occurrence and toxicological effects in marine environment: experimental evidence of inflammation, *Process Saf. Environ. Prot.* 142 (2020) 1–14.
- [56] G.C. Cad´ee, Seabirds and floating plastic debris, *Mar. Pollut. Bull.* 44 (11) (2002) 1294–1295.
- [57] PlasticsEurope, *Plastics-the Facts 2020: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data, 2020.*
- [58] H. Lu, Development and trends of biodegradable polymers (in Chinese), *Chem. Ind.* 34 (3) (2016) 7–14.
- [59] M.C. Krueger, H. Harms, D. Schlosser, Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99 (21) (2015) 8857–8874.
- [60] Q. Ran, D. Su, P. Li, Z. He, Experimental study of the impact of rainfall characteristics on runoff generation and soil erosion, *J. Hydrol.* 424–425 (2012) 99–111.
- [61] X. Huang, C. Wu, H. Hu, Y. Yu, J. Liu, Sorption and degradation of triclosan in sediments and its effect on microbes, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 116 (2015) 76–83.
- [62] E. Balestri, V. Menicagli, V. Ligorini, S. Fulignati, A.M. Raspolli Galletti, C. Lardicci, Phytotoxicity assessment of conventional and biodegradable plastic bags using seed germination test, *Ecol. Indic.* 102 (2019) 569–580.
- [63] X. Chen, X. Chen, Y. Zhao, H. Zhou, X. Xiong, C. Wu, Effects of microplastic bio- films on nutrient cycling in simulated freshwater systems, *Sci. Total Environ.* 719 (2020), 137276.
- [64] T.P. Haider, C. Voelker, J. Kramm, K. Landfester, F.R. Wurm, Plastics of the future? The impact of biodegradable polymers on the environment and on society, *Angew. Chem. Int. Ed.* 58 (1) (2019) 50–62.
- [65] T. Ahmed, M. Shahid, F. Azeem, I. Rasul, A.A. Shah, M. Noman, A. Hameed, N. Manzoor, I. Manzoor, S. Muhammad, Biodegradation of plastics: current scenario and future prospects for environmental safety, *Environ. Sci. Pollut. R.* 25 (8) (2018) 7287–7298.
- [66] S. Wagner, T. Huëffer, P. Klockner, M. Wehrhahn, T. Hofmann, T. Reemtsma, Tire wear particles in the aquatic environment—a review on generation, analysis, occurrence, fate and effects, *Water Res.* 139 (2018) 83–100.
- [67] D.S. Green, B. Boots, J. Sigwart, S. Jiang, C. Rocha, Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling, *Environ. Pollut.* 208 (2016) 426–434.
- [68] A.L. Andrady, The plastic in microplastics: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 119 (1) (2017) 12–22.
- [69] T. O’Brine, R.C. Thompson, Degradation of plastic carrier bags in the marine environment, *Mar. Pollut. Bull.* 60 (12) (2010) 2279–2283.



- [70] A.L. Dawson, S. Kawaguchi, C.K. King, K.A. Townsend, R. King, W.M. Huston, S.M. Bengtson Nash, Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill, *Nat. Commun.* 9 (1) (2018) 1001.
- [71] D. Danso, J. Chow, W.R. Streit, Plastics: environmental and biotechnological perspectives on microbial degradation, *Appl. Environ. Microbiol.* 85 (19) (2019). e01095–01019.
- [72] T. Iwata, Biodegradable and bio-based polymers: future prospects of eco-friendly plastics, *Angew. Chem.-Int. Edit.* 54 (11) (2015) 3210–3215.
- [73] A.E. Schwarz, T.N. Ligthart, E. Boukris, T. van Harmelen, Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: a review study, *Mar. Pollut. Bull.* 143 (2019) 92–100.
- [74] A.A. Shah, F. Hasan, A. Hameed, S. Ahmed, Biological degradation of plastics: a comprehensive review, *Biotechnol. Adv.* 26 (3) (2008) 246–265.
- [75] X. Wu, J. Pan, M. Li, Y. Li, M. Bartlam, Y. Wang, Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm, *Water Res.* 165 (2019), 114979.
- [76] H.Y. Sintim, A.I. Bary, D.G. Hayes, L.C. Wadsworth, M.B. Anunciado, M.E. English, S. Bandopadhyay, S.M. Schaeffer, J.M. DeBruyn, C.A. Miles, J.P. Reganold, M. Flury, In situ degradation of biodegradable plastic mulch films in compost and agricultural soils, *Sci. Total Environ.* 727 (2020) 9.
- [77] A. Nauendorf, S. Krause, N.K. Bigalke, E.V. Gorb, S.N. Gorb, M. Haeckel, M. Wahl, T. Treude, Microbial colonization and degradation of polyethylene and biodegradable plastic bags in temperate fine-grained organic-rich marine sediments, *Mar. Pollut. Bull.* 103 (1) (2016) 168–178.
- [78] D. Briassoulis, A. Pikasi, C. Briassoulis, A. Mistriotis, Disintegration behaviour of bio-based plastics in coastal zone marine environments: a field experiment under natural conditions, *Sci. Total Environ.* 688 (2019) 208–223.
- [79] Y.Y. Huang, W. Li, J. Gao, F. Wang, W. Yang, L. Han, D.M. Lin, B.L. Min, Y. Zhi, K. Grieger, J.M. Yao, Effect of microplastics on ecosystem functioning: microbial nitrogen removal mediated by benthic invertebrates, *Sci. Total Environ.* 754 (2021) 9.
- [80] S. Anbumani, P. Kakkar, Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (15) (2018) 14373–14396.
- [81] M.T. Zumstein, A. Schintlmeister, T.F. Nelson, R. Baumgartner, D. Wobken, M. Wagner, H.P.E. Kohler, K. McNeill, M. Sander, Biodegradation of synthetic polymers in soils: tracking carbon into CO<sub>2</sub> and microbial biomass, *Sci. Adv.* 4 (7) (2018) 8.
- [82] Y. Tao, Y. Ke, J. Li, X. Bu, Q. Wang, H. Tian, Development status and prospect of biodegradable plastics industry in China, *New Chem. Mater.* 48 (12) (2020) 1–4.
- [83] X. Chen, X. Xiong, X. Jiang, H. Shi, C. Wu, Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake, *Chemosphere* 222 (2019) 856–864.
- [84] D. Hu, Y. Zhang, M. Shen, Investigation on microplastic pollution of Dongting Lake and its affiliated rivers, *Mar. Pollut. Bull.* 160 (2020) 111555.
- [85] M. Jian, Y. Zhang, W. Yang, L. Zhou, S. Liu, E.G. Xu, Occurrence and distribution of microplastics in China's largest freshwater lake system, *Chemosphere* 261 (2020), 128186.

- [86] F. Salvador Cesa, A. Turra, J. Baruque-Ramos, Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings, *Sci. Total Environ.* 598 (2017) 1116–1129.
- [87] M. Gonzalez-Pleiter, M. Tamayo-Belda, G. Pulido-Reyes, G. Amariei, F. Leganes, R. Rosal, F. Fernandez-Pinas, Secondary nanoplastics released from a biodegradable microplastic severely impact freshwater environments, *Environ. Sci. Nano* 6(5) (2019) 1382–1392.
- [88] A.R. Bagheri, C. Laforsch, A. Greiner, S. Agarwal, Fate of so-called biodegradable polymers in seawater and freshwater, *Global Chall.* 1 (4) (2017) 1700048.
- [89] F. Belzagui, C. Gutierrez-Bouzan, A. Alvarez-Sanchez, M. Vilaseca, Textile microfibers reaching aquatic environments: a new estimation approach, *Environ. Pollut.* 265 (2020) 11.
- [90] F. De Falco, M. Cocca, M. Avella, R.C. Thompson, Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: a comparison between polyester clothing with differing textile parameters, *Environ. Sci. Technol.* 54 (6) (2020) 3288–3296.
- [91] H.K. McIlwraith, J. Lin, L.M. Erdle, N. Mallos, M.L. Diamond, C.M. Rochman, Capturing microfibers—marketed technologies reduce microfiber emissions from washing machines, *Mar. Pollut. Bull.* 139 (2019) 40–45.
- [92] I.E. Napper, R.C. Thompson, Release of synthetic microplastic plastic Fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions, *Mar. Pollut. Bull.* 112 (1–2) (2016) 39–45.
- [93] U. Pirc, M. Vidmar, A. Mozer, A. Kržan, Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing, *Environ. Sci. Pollut. R.* 23 (21) (2016) 22206–22211.
- [94] E. Vassilenko, M. Watkins, S. Chastain, J. Mertens, A.M. Posacka, S. Patankar, P.S. Ross, Domestic laundry and microfiber pollution: exploring fiber shedding from consumer apparel textiles, *Plos One* 16 (7) (2021).
- [95] M.C. Zambrano, J.J. Pawlak, J. Daystar, M. Ankeny, J.J. Cheng, R.A. Venditti, Microfibers generated from the laundering of cotton, rayon and polyester based fabrics and their aquatic biodegradation, *Mar. Pollut. Bull.* 142 (2019) 394–407.
- [96] L. Yang, F. Qiao, K. Lei, H. Li, Y. Kang, S. Cui, L. An, Microfiber release from different fabrics during washing, *Environ. Pollut.* 249 (2019) 136–143.
- [97] W.Y. Liu, J.L. Zhang, H. Liu, X.N. Guo, X.Y. Zhang, X.L. Yao, Z.G. Cao, T.T. Zhang, A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms, *Environ. Int.* (2021) 146.
- [98] S. Ziajahromi, P.A. Neale, L. Rintoul, F.D.L. Leusch, Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewater-based microplastics, *Water Res.* 112 (2017) 93–99.
- [99] E. Macarthur, *More Plastic than Fish in the Sea by 2050. The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics*, 2017.
- [100] Q.Y. Zhang, X.Y. Zhao, Y. Zhang, L. Li, Preliminary study on sand-dust storm disaster and countermeasures in China, *Chin. Geogr. Sci.* 12 (1) (2002) 9–13.

- [101] X.H. Yang, C.L. Zhou, W. Huo, F. Yang, X.C. Liu, A. Mamtimin, A study on the effects of soil moisture, air humidity, and air temperature on wind speed threshold for dust emissions in the Taklimakan Desert, *Nat. Hazards* 97 (3) (2019) 1069–1081.
- [102] K.H. Kim, S.B. Lee, D. Woo, G.N. Bae, Influence of wind direction and speed on the transport of particle-bound PAHs in a roadway environment, *Atmos. Pollut. Res.* 6(6) (2015) 1024–1034.

## فصل ۲

# میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر

### ۱. مقدمه

از زمان عرضه تجاری پلاستیک‌ها در دهه ۱۹۵۰، بیش از ۸ میلیارد تن مترمکعب پلاستیک تولید شده است که از این مقدار، ۵۹ درصد در محل‌های دفن زباله و محیط زیست رها شده‌اند [۱]. در نتیجه، آلودگی پلاستیک به یک مسئله جهانی و یکی از چالش‌های عمده زیست محیطی تبدیل شده است [۲].

زباله‌های پلاستیکی که اندازه‌ای کوچکتر از ۵ میلی متر دارند به عنوان میکروپلاستیک شناخته می‌شوند [۳]. میکروپلاستیک‌ها به طور گسترده‌ای در اقیانوس‌ها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، کوه‌ها، خاک و جانداران شناسایی شده‌اند [۳-۱۲]. اگرچه حضور میکروپلاستیک‌ها در جو هنوز به طور کامل مستند نشده [۲۰، ۲۱]، اما آن‌ها به عنوان یکی از منابع مهم آلودگی شناخته می‌شوند و شواهدی از وجودشان در مناطق دورافتاده، اقیانوس‌ها [۱۳-۱۷] و نواحی قطبی [۱۵، ۱۸، ۱۹] گزارش شده است. علاوه بر این، کنترل میکروپلاستیک‌های موجود در هوا

نسبت به آب‌ها و خاک‌ها دشوارتر است زیرا پخش شدن آن‌ها می‌تواند مشکلات جدی‌تری برای اکوسیستم ایجاد کند [۱۶، ۱۷، ۲۲]. به عنوان مثال، گرد و غبار داخل ساختمان یک منبع مهم برای قرارگیری انسان در معرض میکروپلاستیک‌ها است [۲۳، ۱۷، ۱۶، ۷-۲۷]. یک تحقیق بسیار جدید نشان داده که میکروپلاستیک‌های هوابرد می‌توانند اثراتی بر تغییرات اقلیمی جهانی نیز بگذارند و می‌توانند باعث گرم شدن و سرد شدن زمین شوند [۲۸]. تا کنون، میکروپلاستیک‌ها در هوای مناطق شهری و دورافتاده شناسایی شده‌اند، و غلظت و جریان آن‌ها در نقاط مختلف، متفاوت است [۱۶، ۱۷، ۲۳، ۲۹-۳۴] و همچنین در گرد و غبارهای داخلی و خارجی نیز حضور دارند [۲۳، ۳۵، ۳۶]. منابع میکروپلاستیک‌های هوابرد که عمدتاً گزارش شده‌اند، مانند بسته‌بندی‌های پلاستیکی غذا [۳۷]، خروجی‌های خودرو [۳۸-۴۰] و انتشار از خشک‌کن‌های لباسشویی خانگی [۲۳، ۲۵، ۲۶، ۳۵، ۳۶، ۴۱، ۴۲] هستند.

## ۲. میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق جوی

گزارش‌هایی در مورد حضور میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق جوی (ASPs<sup>۱</sup>) در سراسر جهان در جدول ۱ خلاصه شده است. میکروپلاستیک‌های فیبری بیشترین مقدار را در هر دو گروه ASPs داخلی و خارجی داشته‌اند [۴۴، ۳۱، ۲۳-۴۶، ۴۸]. فیبرها تنها میکروپلاستیک‌های شناسایی شده در ذرات معلق جمع‌آوری شده در پاریس، فرانسه بودند [۴۴، ۳۱]. فیبرها ۶۷ درصد از میکروپلاستیک‌ها را تشکیل می‌دهند، در حالی که قطعات و گرانول‌ها به ترتیب ۳۰ و ۳ درصد از میکروپلاستیک‌های موجود در ذرات معلق هوای شانگهای، چین را تشکیل می‌دهند [۲۳]. فیبرها حدود ۸۹ درصد از میکروپلاستیک‌ها را در ذرات معلق هوای دریای جنوبی چین (SCS<sup>۲</sup>) و دریای شرقی هند (EIS<sup>۳</sup>) تشکیل دادند [۴۶]. فراوانی میکروپلاستیک‌ها (با اندازه ۱۰۰-۲ میکرون) در ذرات معلق هوای خیابان‌های شهرستان عسلویه، ایران ۱/۱-۰/۳ عدد بر مترمکعب بوده است که عمدتاً به شکل فیبری و به رنگ سفید شفاف (۷۰-۵۳ درصد) بودند [۴۵]. میکروپلاستیک‌های فیبری در ذرات معلق هوای داخلی پاریس ۴/۴-۵۹/۴ عدد بر مترمکعب بودند [۴۴]، که به طور قابل توجهی بالاتر از ذرات معلق هوای خارجی در همان منطقه (۱/۵-۰/۳ عدد بر مترمکعب) [۴۴، ۳۱] و شانگهای، چین (۱۸/۴-۰ عدد بر مترمکعب، [۲۳، ۱۷، ۱۶]) بود. فراوانی میکروپلاستیک‌های معلق هوا در پنج

1. Atmospheric Suspended Particles  
2. South China Sea  
3. East Indian Sea

شهر ساحلی چین در سال ۲۰۱۸ از ۰ تا ۱/۳۷ عدد بر مترمکعب متغیر بود، که منجر به تولید ۳۳/۷۶-۷/۶۴ تن میکروپلاستیک فیبری معلق در هوا و نمایانگر ۳ و ۳۱ درصد از ورودی میکروپلاستیک‌های رودخانه یانگ تسه و رودخانه مروارید<sup>۱</sup> شد [۱۶،۱۷]. غلظت میکروپلاستیک‌های موجود در هوای داخلی ( $1180 \pm 1583$  عدد بر مترمکعب) مقدار بیشتری نسبت به هوای خارجی ( $85 \pm 189$  عدد/مترمکعب) بود. همچنین، غلظت‌های بالاتر میکروپلاستیک‌ها در مناطق شهری ( $70 \pm 224$  عدد بر مترمکعب) نسبت به مناطق روستایی ( $47 \pm 101$  عدد/مترمکعب) در ونتزو، چین مشاهده شد [۴۳]. بالاترین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق هوای دریای زرد ( $0/13 \pm 0/19$  عدد بر مترمکعب) نسبت به دریای جنوبی چین ( $0/08 \pm 0/13 - 0/03 \pm 0/03$  عدد بر مترمکعب) و دریای شرقی هند ( $0/04 \pm 0/06$  عدد بر مترمکعب) یافت شد، که محدوده آن‌ها از ۰/۰۰۴ تا ۰/۰۴۲ عدد بر مترمکعب بود [۱۶،۱۷،۴۶]. فراوانی میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق هوا در اقیانوس‌ها دو مرتبه کمتر از مناطق شهری مانند پاریس [۴۴]، عسلویه [۴۵] و شانگهای [۴۹] بود. میکروپلاستیک‌های فیبری با اندازه ۲۰۰-۵ میکرون در هوای نزدیک به سطح زمین در پکن، چین با  $10^3 \times 5/6$  عدد بر مترمکعب مشاهده شدند [۳۳]. فراوانی میکروپلاستیک‌های معلق در هوای پنج شهر بزرگ چین (پکن، تیانجین، نانجینگ، شانگهای و هانگژو) از ۱۰۴ تا ۶۵۰ عدد بر مترمکعب ( $127 \pm 282$  عدد بر مترمکعب) متغیر بود که فراوانی کمی بالاتر ( $132 \pm 358$  عدد بر مترمکعب) در شهرهای شمالی (پکن و تیانجین) نسبت به شهرهای جنوب شرقی ( $94 \pm 230$  عدد بر مترمکعب) داشت. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌های معلق در هوای مناطق شهری ( $128 \pm 294$  عدد بر مترمکعب) بیشتر از مناطق حاشیه شهری ( $113 \pm 230$  عدد بر مترمکعب) بودند. میکروپلاستیک‌ها عمدتاً (۹۴/۷ درصد) در اندازه‌های کمتر از ۱۰۰ میکرون بودند که ۶۱/۶ درصد آن‌ها کمتر از ۳۰ میکرون و ۳۳/۱ درصد آن‌ها در بازه ۱۰۰-۳۰ میکرون قرار داشتند. الگوهای روزانه نشان داد که فراوانی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در ظهر بیشتر از صبح و شب بود. علاوه بر این، همه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا با اندازه بزرگتر از ۱۰۰۰ میکرون و بیش از نیمی از میکروپلاستیک‌های بزرگتر از ۳۰۰ میکرون در ظهر جمع‌آوری شدند. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا عمدتاً از نوع تکه‌های ریز بودند، در حالی که فیبرها بر میکروپلاستیک‌های بزرگتر (بزرگتر از ۱۰۰ میکرون) غالب بودند [۴۳،۴۷].

جدول ۱. ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها در ASPs در سراسر جهان

منابع	نوع پلیمر	شکل	فراوانی (مورد در هر مترمکعب)	اندازه (میکرون)	منطقه مورد مطالعه	نمونه	
						ذرات معلق داخلی	ذرات معلق خارجی
[۴۳]	پلی استر، PA، PP، سایر پلیمرها	قطعه (۲/۳)، (۸۹/۶±۲/۳) فیبر	۱۵۸۳/۳±۱۱۸۰/۶	۵-۴۶۶۵	چین (ونزو)	ذرات معلق داخلی	
[۳۱،۴۴]	PP	فیبر	۰/۳ - ۱۹/۸ ۰/۱-۰/۵	۵۰-۴۵۸۰	فرانسه (پاریس)	ذرات معلق داخلی	
[۴۵]	-	فیبر، قطعه، فیلم	۰/۳-۱/۱	۲-۱۰۰	ایران (عسلویه)	ذرات معلق داخلی	
[۲۲]	PAN، PES، PE، PET، PAA	فیبر، قطعه، گرانول	۰-۴/۱۸	بزرگتر از ۱/۶	چین (شانگهای)	ذرات معلق داخلی	
[۱۶،۱۷]	-	-	۰-۱/۳۷ ۰/۰۳±۰/۰۳ ۰/۱۹±۰/۱۳	بزرگتر از ۱/۶	چین (شهرهای ساحلی) دریای جنوبی چین دریای زرد	ذرات معلق داخلی	
[۴۶]	PR، PP، PET، PAN-AA، PA، PEVA، PE، PP	فیبر (۸۸/۸۹) / قطعه	۰/۰۴۲±۰/۰۰۲۵ ۰/۰۰۸±۰/۰۱۳ ۰/۰۰۴±۰/۰۰۶	۵۸-۲۲۵۱ (۸۵)±۵۷۸)	چین، مصب رودخانه مروارید دریای جنوبی چین EIS	ذرات معلق داخلی	
[۴۷]	PET، (۲/۶/۶) PE، (۱۶/۰) PS، (۱۴/۹) PP، (۷/۳) PA، (۱۳/۶) PVC	قطعه (۷۳/۵-۰/۹۶/۶) فیبر	۳۹۳±۱۱۲ ۳۲۴±۱۴۵ ۱۷۷±۵۹ ۲۶۷±۱۱۷ ۲۴۶±۷۸	۵۹-۵۰۰۰	چین (پکن) چین (تیانجین) چین (نانجینگ) چین (شانگهای) چین (هانگژو)	ذرات معلق داخلی	
[۴۳]	PS، PE، سایر پلیمرها	قطعه (۹۴/۲±۱/۵) /	۱۸۸/۷±۸۴/۸	۵-۱۷۹۴	چین (ونزو)	ذرات معلق داخلی	

از نظر ترکیب پلیمر، PP بیشترین فراوانی را در ذرات معلق هوای پاریس داشت [۴۴]، در حالی که در ذرات معلق هوای شانگهای، PET پلیمر اصلی بود و PE، پلی‌استر (PES<sup>۱</sup>)، پلی‌آکریلونیتریل (PAN<sup>۲</sup>) و پلی‌آکریل آمید (PAA<sup>۳</sup>) نیز مشاهده شدند [۲۳]. اخیراً ۱۸ نوع پلیمر در میکروپلاستیک‌های معلق در شهرهای بزرگ چین شناسایی شده‌اند. PE با ۲۶/۶ درصد بیشترین پلیمر را تشکیل می‌دهد، پس از آن PET با ۱۶ درصد، PS با ۱۴/۹ درصد، PP با ۱۳/۶ درصد، PA با ۷/۳ درصد، PVC با ۶/۶ درصد و دیگر پلیمرها قرار دارند [۴۷].

بیش از ۲۰ نوع پلیمر در میکروپلاستیک‌های هوای ونتزو، چین شناسایی شده است، که در میکروپلاستیک‌های هوای داخلی، PES (۲۸/۴ درصد)، PA با ۲۰/۵۴ درصد و PP با ۱۶/۳ درصد بیشترین فراوانی را داشتند، در حالی که در میکروپلاستیک‌های هوای خارجی، PE با ۲۶/۸ درصد، PS با ۱۷/۸ درصد و PES ۱۷/۲ درصد غالب بودند [۴۳]. علاوه بر این، ترکیب‌های پلیمر تفاوت‌هایی میان میکروپلاستیک‌های فیبری و تکه‌های ریز نشان دادند. میکروپلاستیک‌های فیبری هوا عمدتاً از PET، PA، PP و PS تشکیل شده‌اند، در حالی که تکه‌های میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از PE، PS و PP تشکیل شده‌اند [۴۳، ۴۷]. در ذرات معلق هوا در دهانه رودخانه مروارید، دریای جنوبی چین و دریای شرقی هند، ۱۸ نوع پلیمر مشاهده شد، از جمله PET (۵۰ درصد)، PP (۲۲ درصد)، رزین فنوکسی (PR<sup>۴</sup>)، پلی‌اتیلن-کو-وینیل استات (PEVA<sup>۵</sup>)، PA، پلی‌اتیلن-کو-پروپیلن (PEP<sup>۶</sup>)، و پلی‌آکریلونیتریل-کو-اسید اکریلیک (PAN-AA<sup>۷</sup>). PE-PP و PET در دهانه رودخانه مروارید (۶۲/۵ درصد) و دریای شرقی هند (۴۰ درصد) غالب بود، در حالی که PP در دریای جنوبی چین (۵۰ درصد) غالب بود. میکروپلاستیک‌های معلق در دهانه رودخانه مروارید، دریای جنوبی چین و دریای شرقی هند شامل پنج رنگ مختلف (مشکی، آبی، قهوه‌ای، قرمز، سفید، زرد) بودند که عمدتاً به رنگ مشکی بودند [۴۶]. با این حال، ۹۰ درصد میکروپلاستیک‌های معلق در هوای آویروی کشور پرتغال، رنگ‌های روشن‌تر داشتند [۴۸].

- 
1. Polyester
  2. Polyacrylonitrile
  3. Polyacrylamide
  4. Phenoxy Resin
  5. Poly (Ethylene- Co-Vinyl Acetate)
  6. Poly (Ethylene-Co-Propylene)
  7. Poly (Acrylonitrile-Coacrylic Acid)



### ۳. میکروپلاستیک‌های موجود در رسوبات جوی

گزارش‌هایی در مورد آلودگی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات وجود دارد که در جدول ۲ نشان داده شده است. جریان میکروپلاستیک‌ها در رسوبات خشک و مرطوب جوی در مناطق شهری به شرح زیر بوده است:

۲-۳۵۵ عدد بر مترمربع در روز در ناحیه بزرگی از پاریس، فرانسه [۳۱]، ۱۷۵-۳۱۳ عدد بر مترمربع در روز در دونگ‌گوان [۳۰]، ۶۲۴-۱۳۰ عدد بر مترمربع در روز در یان‌تای [۵۱] و ۲۳/۹-۲۴۴ عدد بر مترمربع در روز در چندین شهر ساحلی چین [۱۶، ۱۷، ۵۰]. جریان‌های میکروپلاستیک در شهر هامبورگ، آلمان بین ۵۲۱-۱۳۶/۵ عدد بر مترمربع در روز با میانگین ۲۷۵ عدد بر مترمربع در روز بود [۵۴].

در مرکز لندن، جریان‌های میکروپلاستیک از ۵۷۵ تا ۱۰۰۸ عدد بر مترمربع در روز متغیر بود که میانگین آن  $771 \pm 167$  عدد بر مترمربع در روز بود [۵۲]، که کمی بالاتر از سایر نواحی شهری در سراسر جهان است. در منطقه کوهستانی پیرنه فرانسه، جریان میکروپلاستیک‌های ۵۵ میکرون به‌طور متوسط  $365 \pm 69$  عدد بر مترمربع در روز گزارش شد [۲] که مشابه با نتایج گزارش‌شده در مناطق شهری بود [۱۶، ۱۷، ۳۰، ۳۲، ۵۰، ۵۱، ۵۴]. در حوضه نام‌گو<sup>۱</sup> در فلات تبت چین، جریان میکروپلاستیک‌ها در بارش باران ۵۲-۵/۸ ( $24 \pm 16$ ) عدد بر مترمربع در روز بود [۱۴]، که مشابه با نواحی ساحلی ایرلند، ۱۲ عدد بر مترمربع در روز بود [۵۵]، اما به وضوح، کمتر از آنچه که در مناطق کوهستانی محافظت‌شده غرب آمریکا ( $132 \pm 6$ ) عدد بر مترمربع در روز [۱۳]، و به مراتب کمتر از مقادیر گزارش‌شده در مناطق شهری در سطح جهانی بود. میزان رسوب ماهانه میکروپلاستیک‌ها در ایران متغیر بود؛ از حدود ۱۰۰۰ تا ۳۵۰۰ عدد بر متر مربع در روز در شیراز و از ۲۰۰ تا ۶۰۰ عدد بر متر مربع در روز در کوه دراک (در شیراز). رسوب میکروپلاستیک‌ها در ماه‌های خشک (ژوئن تا نوامبر) بیشتر از ماه‌های مرطوب بود [۵۳]. رسوب‌گذاری جوی به‌عنوان مسیر غالب میکروپلاستیک‌ها در نواحی دورافتاده، مانند دریاچه‌های کوهستانی و یخچال‌ها [۱۴]، پارک‌های ملی و مناطق محافظت‌شده [۱۳]، و قطب شمال [۱۵] پیشنهاد شده است. جریان میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های داخلی بیشتر از محیط‌های خارجی گزارش شده است. جریان‌های میکروپلاستیک از ۵۲۸ تا ۳۳۴۲ عدد بر مترمربع در روز در آپارتمان‌های خصوصی و دفاتر پاریس، فرانسه گزارش شده است [۴۴].

جدول ۲. ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها در رسوبات جوی در جهان.

منابع	نوع پلیمر	شکل	جریان (مورد بر مترمربع در روز)	اندازه (میکرون)	منطقه مورد مطالعه	نمونه
[۳۲]	PET	فیبر	۲-۲۵۵	۵۰-۴۵۸۲	فرانسه (پاریس)	
[۳۰]	PS, PP, PE سلولاز	فیبر، فیلم، قطعه، گرانول، فوم	۱۷۵-۳۱۳	۲۰۰-۷۰۰	چین (دونگوان)	
[۵۰]	PE, PET	فیبر	۱۳۰-۶۲۴	کوچکتر از ۵۰۰	چین (یانگای)	
[۵۱]	PET سلوفان	فیبر	۲۳/۰۴-۶۷/۵۶	-	چین (کانگزو، لیانبونگانگ، ژوشان، شیامن، هایکو)	
[۱۶، ۱۷]	سلولاز (۵۵٪)، PET (بیشتر از ۳۵٪)، EPDM، PEA، ALK، PU ... و PVA	فیبر (بیشتر از ۹۰٪)، فیلم، قطعه، گرانول	۷۴/۸-۲۴۴/۹	کوچکتر از ۵۰۰	چین (یانگای، تیانهجین، دالیان)	رسوبات جوی شهری
[۵۲]	PA، PET/PAN , PVC, PP, PUR , PS, PET, PE رزین، پلیمر آکریلیک و ...	فیبر (۹۲٪)، قطعه، فیلم، گرانول، فوم	۵۷۵-۱۰۰۸ (۷۷۱±۱۶۷)	۵-۳۰۰۰	بریتانیا (لندن)	
[۵۳]	PS، C، (۳۸/۲) PP PE، C، (۲۶/۵) PET، C، (۲۰/۵) PVC، C، (۵/۹) نایلون، C، (۵/۹) (۲/۹)	فیبر	۱/۳-۱۵/۷	-	ایران (شیراز)	رسوب خشک  رسوب مرطوب

ادامه جدول ۲. ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها در رسوبات جوی در جهان.

منابع	نوع پلیمر	شکل	جریان (مورد بر مترمربع در روز)	اندازه (میکرون)	منطقه مورد مطالعه	نمونه
[۵۴]	.EVA, .PET, .EVAC, .PE, .PTEE, .PVA	قطعه (۹۵٪)، فیبر (۵٪)	۱۳۶/۵-۵۱۲ (۲۷۵)	کوچکتر از ۵-۵۰۰	آلمان (هامبورگ)	منطقه مسکونی حومه شهر، پردیس‌های پر جمعیت، فرودگاه
[۲]	.PP, .PE, .PS	قطعه، فیلم، فیبر	۲۶۵±۶۹	بزرگتر از ۵	فرانسه (گوهستان پیرنه)	
[۳۹]	.PVC, .PS, .PE, .PET, .PP, .ABC, .PC, .EVA	قطعه، فیبر	کمتر از ۵-۱۷۸	بزرگتر از ۵	فرانسه (ترب کوهی ombrotrophic پیرنه)	
[۱۴]	.PEP, .PE, .PP, .PET, .PAN, نایلون	فیبر (۹۱٪/۸۷٪)، قطعه، فیلم	۲۴±۱۶		چین (حوضه Nam Co, تبت)	رسوبات جوی بکر
[۱۳]	N/A	فیبر، ذرات	۱۲۲±۶		مناطق حفاظت شده غرب آمریکا	
[۵۵]	.C(۱۱), .PAN, .C(۷۱), .PET, .C(۴), .PP, .C(۱۱), .PE	فیبر	۱۲ (۹-۱۵)		ایرلند (حاشیه غربی اروپا)	
[۵۳]	.PS, پلی‌الفین	فیبر	۱۲/۲ (۶/۲-۱۴/۹) ۰/۳-۳	بزرگتر از ۵	ایران (کوه دراک)	رسوب خشک رسوب مرطوب
<b>رسوبات هوای داخلی</b>						
[۵۶]	.PE (۲۵٪)، پلی‌استر (۱۷٪)، .PA (۱۶٪)، پلی‌وینیل (۱۵٪) و ...	فیبر (۹۹٪)، قطعه، فیلم	۲۲-۶۱۶۹	۵۰-۵۰۰	استرالیا (سیدنی)	منازل مسکونی
[۴۴]	.PP	فیبر	۵۲۸-۳۳۴۳ ۹/۹ x ۱۰ <sup>۳</sup>	-	فرانسه (پاریس)	آپارتمان‌های خصوصی و اداری
[۳۵، ۳۶]	.PES, رئون، آکریلیک، .PA, .PS, .PP, سلوفان	فیبر	۱/۵ x ۱۰ <sup>۳</sup> ۱/۸ x ۱۰ <sup>۳</sup>	۵ بزرگتر از	چین (شانگهای)	خوانگاه

در محیط‌های داخلی شامل خوابگاه، دفتر، و راهرو در یک دانشگاه در شانگهای چین، جریان‌های میکروپلاستیک به ترتیب به میزان  $10^3 \times 9/9$  عدد بر مترمربع در روز  $10^3 \square 8/1$  عدد بر مترمربع در روز  $10^3 \times 1/5$  عدد بر مترمربع در روز گزارش شد [۳۵،۳۶]. نرخ‌های رسوب الیاف میکروپلاستیک از ۲۲ تا ۶۱۶۹ عدد بر مترمربع در روز در خانه‌های استرالیا [۵۶] متغیر بود.

از نظر مورفولوژی، الیاف میکروپلاستیک در پاریس [۳۱]، یان‌تای [۵۱]، دونگ‌گوآن [۳۰]، سایر شهرهای ساحلی چین [۵۰]، لندن، بریتانیا [۵۲]، مناطق حفاظت شده غرب ایالات متحده [۱۳]، حوضه نام‌کو در تبت، چین [۱۴]، ایرلند [۵۵]، شیراز و کوه دراک ایران [۵۳]، و محیط‌های داخلی شانگهای [۳۵،۳۶] و منازل استرالیا [۵۶] غالب بود. فیلم‌ها، قطعات، دانه‌ها، ذرات و فوم‌ها نیز مشاهده شدند [۳۰،۵۰،۵۱]. با این حال، قطعات به‌عنوان شکل غالب در رسوبات جوی کوهستان‌های پیرنه فرانسه مشاهده شدند که پس از آن فیلم‌ها و الیاف قرار داشتند [۲].

الیاف رسوب گذاری شده جوی در کوهستان‌های پیرنه فرانسه اندازه ۱۰۰-۳۰۰ میکرون داشتند [۲]، در حوضه نام‌کو در تبت چین ۱۰۰۰-۳۰۰ میکرون [۱۴]، در مناطق حفاظت شده غرب ایالات متحده کمتر از ۲۰ میکرون [۱۳]، در ایستگاه‌های نظارت شیمیایی بارش مرطوب در ایرلند ۲۰۰-۶۰۰ میکرون [۵۵]، در دونگ‌گوآن چین ۷۰۰-۲۰۰ میکرون [۳۰]، در یان‌تای چین کمتر از ۵۰۰ میکرون [۵۱]، در پاریس فرانسه ۶۰۰-۲۰۰ میکرون [۳۱]، و در لندن ۴۰۰-۵۰۰ میکرون [۵۲] بودند. بالاترین نسبت الیاف هوای داخلی در منازل سیدنی استرالیا (۱۹ درصد) در اندازه ۲۰۰-۴۰۰ میلی‌متر بودند [۵۶]. بیشترین تعداد میکروپلاستیک‌های غیرالیافی در رسوبات جوی لندن طول ۷۵-۱۰۰ میکرون داشتند [۵۲]. قطعات میکروپلاستیک در رسوبات جوی شهر هامبورگ عمدتاً اندازه کمتر از ۶۳ میکرون داشتند، که پس از آن قطعات با اندازه ۳۰۰-۶۳ میکرون بودند و مقدار کمی از قطعات بزرگ‌تر از ۳۰۰ میکرون (۳۰۰-۵۰۰۰ میکرون) بودند [۵۲].

میکروپلاستیک‌ها در رسوبات جوی حوضه کوهستانی پیرنه فرانسه عمدتاً از نوع PS و به صورت قطعات تشکیل شده بودند و پس از آن PE قرار داشت. با این حال، PP به‌عنوان پلیمر غالب برای میکروپلاستیک‌های الیافی در کوه‌های پیرنه گزارش شد [۲]. در رسوب بارانی

حوضه نام‌کو در تبت، ۱۸ نوع پلیمر شناسایی شد که عمدتاً شامل PET، PP، PE، PEP، نایلون و PAN بودند [۱۴]. تشکیل پلیمر شناسایی شده در بارش‌های ایرلند PET (۷۱٪) بود و پس از آن پلی‌آکریلونیتریل (۱۱٪)، PE (۱۱٪) و PP (۴٪) بودند [۵۵]. میکروپلاستیک‌های رسوب شده جوی در شهرهای ساحلی چین عمدتاً از سلولوفان<sup>۱</sup> و PET تشکیل شده بودند [۵۰]. میکروپلاستیک‌های رسوب شده جوی در دونگ‌گوآن، چین عمدتاً از نوع PE، PP، PS و سلولز تشکیل شده بودند [۳۰]. پلیمر اصلی برای الیاف میکروپلاستیک در پاریس [۳۲] و یان‌تای PET (۴۰ درصد) بود [۵۱]. همچنین برای قطعات در یان‌تای PE غالب بود [۵۱]. در رسوبات جوی لندن، ۱۵ نوع پلیمر شناسایی شد. الیاف میکروپلاستیک عمدتاً از پلی‌آکریلونیتریل (PAN) (۶۷ درصد) تشکیل شده بودند و پس از آن PET ۱۹ درصد، PA ۹ درصد و دیگر پلیمرها ۵ درصد مانند پلی‌یورتان (PUR<sup>۲</sup>)، PP، PVC، PE، PET، PS و رزین نفتی پلیمری شده قرار داشتند. میکروپلاستیک‌های غیرالیافی شامل پلی‌استایرن (PS)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌یورتان (PUR)، پی‌وی‌سی (PVC)، پلیمر آکریلیک و رزین نفتی بودند [۵۲]. در رسوبات جوی هامبورگ، پلیمرها عمدتاً از PE قطعه‌ای (۴۸/۸ درصد) و EVAC (۲۲ درصد) تشکیل شده بودند. تفلون و پلی‌وینیل‌استات (PVA<sup>۳</sup>) نیز شناسایی شدند. علاوه بر این، تمامی میکروپلاستیک‌های الیافی از نوع PET بودند [۵۴]. در شیراز و کوه دراک ایران، پلیمرهای غالب شامل PP، PE، PS و PET بودند [۵۳]. در رسوبات داخلی شانگهای، ۷ نوع پلیمر سنتتیک یا نیمه‌سنتتیک شناسایی شد، از جمله PES، ریون، آکریلیک، سلولوفان، PP، PS و PA. در این میان، PES و ریون بیش از ۹۰ درصد را تشکیل می‌دادند [۳۵،۳۶].

رنگ‌های غالب میکروپلاستیک‌ها در رسوبات هوای داخلی شانگهای شفاف بودند، پس از آن رنگ‌های آبی، قرمز، مشکی، زرد، بنفش و سبز بیشترین تعداد را داشتند که مشابه با رنگ‌های محصولات نساجی بودند [۳۵،۳۶]. میکروپلاستیک‌های جوی در حوضه نام‌کو در تبت هشت رنگ مختلف داشتند که شامل شفاف، سفید، زرد، سبز، آبی، بنفش، خاکی/خاکی تیره و قرمز بودند [۱۴].

۱- سلولوفان یک ماده شبیه فیلم است که از الیاف طبیعی مانند تفال پنبه و تفال چوب ساخته می‌شود.

2. Polyurethane  
3. Polyvinyl Acetate

## ۴. میکروپلاستیک‌های موجود در گرد و غبارها

وجود میکروپلاستیک در گرد و غبارها در سطح جهانی در جدول ۳ نشان داده شده است. در گرد و غبارهای داخلی پاریس، فراوانی میکروپلاستیک‌های فیبری بین ۶۳ تا ۲۲۳ قطعه در میلی‌گرم گزارش شده است که مشابه مقدار مشاهده شده برای الیاف PET و PC در گرد و غبارهای داخلی ۳۹ شهر چین (۶۲۰-۱۷ قطعه در میلی‌گرم) است.

در گرد و غبارهای خیابانی منطقه مرکزی تهران و شهرستان عسلویه، ایران، مقادیر میکروپلاستیک‌ها به ترتیب ۸۳ تا ۶۰۵ قطعه در ۳۰ گرم و ۵۲ تا ۷۷۴۸ قطعه در ۱۵ گرم بود. در گرد و غبار هوای خارجی ۳۹ شهر چین، فراوانی میکروپلاستیک‌ها به صورت الیاف و دانه به ترتیب ۷ تا ۴۳۱ قطعه در میلی‌گرم و ۰ تا ۱۰۰ قطعه در میلی‌گرم بود که به‌طور قابل توجهی کمتر از گرد و غبارهای داخلی بود.

مقادیر میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبارهای جاده‌ای شهرهای کوماموتو، اوکیناوا و توکیو، ژاپن به ترتیب  $۸۵ \pm ۹۶$  قطعه در کیلوگرم وزن خشک،  $۶۸ \pm ۷۷$  قطعه در کیلوگرم وزن خشک، و  $۵۰ \pm ۲۳۰$  قطعه در کیلوگرم وزن خشک بود. در گرد و غبارهای شهرستان کسانسو، ژاپن، دانگ، ویتنام و کاتماندو، نپال، میکروپلاستیک‌ها در اندازه‌های ۵-۰/۱ میلی‌متر به ترتیب با فراوانی  $۱/۶ \pm ۲$  قطعه در متر مربع (۱۳ نوع پلیمر)،  $۱۳/۷ \pm ۱۹/۷$  قطعه در متر مربع (۱۴ نوع پلیمر) و  $۱۰/۱ \pm ۱۲/۵$  قطعه در متر مربع (۱۵ نوع پلیمر) یافت شدند. در گرد و غبارهای جاده‌ای ویکتوریا، استرالیا، فراوانی میکروپلاستیک‌ها بین  $۲۰/۶$  تا  $۵۲۹/۳$  قطعه در کیلوگرم وزن خشک بود. در گرد و غبارهای جاده‌ای برلین هالن‌زی، آلمان، ذرات سایش تایر و جاده (TRWP<sup>۱</sup>) بین  $۰/۳۸$  تا  $۱۵۰$  میلی‌گرم در گرم متغیر بود.

از نظر مورفولوژی، میکروپلاستیک‌های فیبری PET و PC در گرد و غبارهای داخلی (۸۸ درصد) و خارجی (۷۳/۷ درصد) از ۳۹ شهر چین غالب بودند. با این حال، گرانول‌ها (حدود ۶۶ درصد) در گرد و غبارهای خیابانی تهران، ایران، بیشترین فراوانی را داشتند، که پس از آن الیاف (حدود ۳۳ درصد) قرار داشتند. در گرد و غبار خیابانی شهرستان عسلویه، ایران، میکروپلاستیک‌های کروی (۷۴ درصد) غالب بودند، که پس از آن فیلم‌ها (۱۴ درصد) قرار داشتند.

جدول ۳. ویژگی‌های میکروپلاستیک مشاهده شده در غبار در جهان.

منابع	نوع پلیمر	شکل	فراوانی (تکه در میلی گرم)	اندازه (میکرون)	منطقه مورد مطالعه	نمونه
[۴۴]	PP	فیبر	۶۳-۲۲۳	۵۰-۴۵۸۰	فرانسه (پاریس)	غبار داخلی
[۳۳]	.PP .PE .PA ، .PU.PC .PET PEI ، آکئید، .PE-PP .PAN	فیبر (/۸۸)	۱۷-۶۲۰	۵۰-۲۰۰۰	چین (۳۹ مکان)	غبار خارجی
		گرانول	۶-۱۸۴			
		فیبر (/۷۳۷)	۷-۴۴۱			
[۵۷]	-	گرانول	۰-۱۰۰	۱۰۰-۵۰۰۰	ایران (مرکز تهران)	غبار خیابان
		گرانول (/۸۲/۳/۱)، فیلم (/۵۴/۵-۸۲/۳/۱)، فیبر (/۳۳)	$2/8 \times 1.0^4 - 2 \times 1.0^5$			
		ذرات کروی (/۷۴)، فیلم (/۱۴)، قطعه، فیبر	$6 \times 1.0^4$			
[۴۵]	-			۱۰۰-۵۰۰۰	ایران (عسلویه)	
[۵۸]	.PE ، .PMMA.PVC ، .PDBP .PET ، .PVA ، .PP ، .PCS ، .PES ... و .ABS ، .PS	N/A	$0/000096 \pm 0/000085$ $0/000068 \pm 0/000077$ $0/00023 \pm 0/00005$	-	ژاپن (کوماموتو) ژاپن (اوکیناوا) ژاپن (توکیو)	غبار جاده
		قطعه (/۶۸-۸۱)، فیلم (/۱۳-۱۸)، فیبر (/۷-۱۰)، گرانول (/۴-۱۰)	$2/0 \pm 1/6$	۱۰۰-۵۰۰۰	ژاپن (کوماتسو)	
			$197 \pm 137$ $125 \pm 101$		ویتنام (دانانگ) نیپال (کاتماندو)	
[۵۹]	.PAK ، .PET ، .PS.PP ، .PE PE- SBR ، .PE-PP ، .PVS ... و .PU ، .PPDM					
[۶۰]	PP ، .PES ریون	فیبر (/۴۵۷-۱۰۰)، قطعه (/۴۵۷/۱)، فیلم، گلوله	$20/6-5293$	۸۰-۴۷۰۰	استرالیا (ویکتوریا)	

میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبارهای جاده‌ای ژاپن، ویتنام و نپال عمدتاً تکه‌تکه ذرات (۸۱-۶۸ درصد) بودند، که پس از آن فیلم‌ها (۱۳-۸ درصد)، الیاف (۱۰-۷ درصد) و ذرات کروی (۱۰-۴ درصد) بودند. در گرد و غبارهای جاده‌ای ویکتوریا، استرالیا، الیاف غالب بودند که ۱۰۰-۴۵/۷ درصد از میکروپلاستیک‌ها را تشکیل می‌دادند، و پس از آن قطعات (۷/۴۵-۰ درصد)، فیلم‌ها و گلوله‌ها بودند.

میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبار شهرهای چین به ذراتی با اندازه کمتر از ۲ میلی‌متر اشاره دارند. در گرد و غبارهای خیابانی تهران، ایران، میکروپلاستیک‌هایی با اندازه ۵۰۰-۲۵۰ میکرون بیشترین فراوانی را داشتند (۳۳/۷ درصد)، در حالی که در گرد و غبارهای خیابانی شهرستان عسویه، ایران، ۷۷ درصد از میکروپلاستیک‌ها کوچکتر از ۱۰۰ میکرون بودند، به‌ویژه میکروپلاستیک‌های کروی که ۹۸ درصد از آن‌ها در اندازه کمتر از ۱۰۰ میکرون بودند. اندازه میکروپلاستیک‌ها در شهرستان کاتسو ژاپن برابر با  $947 \pm 1400$  میکرون (به‌طور میانگین ۱۱۰۰ میکرون)، در دانانگ ویتنام  $530 \pm 791$  میکرون (۶۰۵ میکرون) و در کاتماندو نپال  $675 \pm 907$  میکرون (۷۱۸ میکرون) بود. اندازه میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبارهای جاده‌ای ویکتوریا، استرالیا بین ۰/۰۸ تا ۴/۷ میلی‌متر، با اندازه متوسط ۱/۲ میلی‌متر و غالبیت ذرات کوچک‌تر از ۱ میلی‌متر بود (۶۲-۳۰ درصد).

میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبارهای خیابانی شهرستان عسویه، ایران عمدتاً شفاف بودند، در حالی که در گرد و غبارهای خیابانی تهران، ایران میکروپلاستیک‌ها شامل رنگ‌های مشکی (۲۹/۹ درصد) و زرد (۲۶/۴ درصد) بودند و پس از آن رنگ‌های شفاف (۱۷/۳ درصد)، آبی (۱۲/۶ درصد) و قرمز (۱۰/۲ درصد) قرار داشتند. رنگ میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبارهای جاده‌ای ژاپن، ویتنام و نپال شامل مشکی، خاکی، سفید/شفاف، زرد، قهوه‌ای، قرمز و آبی/سبز بود.

از نظر ترکیب پلیمرها، PET در گرد و غبارهای شهرهای چین غالب بود و مقادیر آن در گرد و غبارهای داخلی تا ۱۲۰۰۰۰-۱۵۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و در گرد و غبارهای خارجی ۹۰۲۰-۲۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. پلی‌کربنات (PC) در حدود ۷۰ درصد از گرد و غبارها شناسایی شد که غلظت میانه آن ۴/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم در گرد و غبارهای داخلی و ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم در گرد و غبارهای خارجی بود. چندین پلیمر دیگر از جمله PC، PU،



PA، PE، PP، PAN، آکریلیک، آلکید (۲)، کوپلیمر PE-PP و پلی‌اتیلن‌ایمین (PEI<sup>۱</sup>) نیز شناسایی شدند. در گرد و غبارهای جاده‌ای کوماموتو، ژاپن، پلی (دی‌آلیل فتالات) (PDAP<sup>۲</sup>) بیشترین فراوانی را داشت (۲۳ درصد)، پس از آن PVC (۱۳ درصد)، پلی‌متیل متاکریلات (PMMA<sup>۳</sup>) (۱۲ درصد)، PE (۸ درصد) و پلی‌استر، (۷ درصد) بودند. در گرد و غبارهای جاده‌ای اوکیناوا، PE بیشترین فراوانی را داشت. PVC (۲۹ درصد)، PMMA، PE و پلی‌استر نیز به طور گسترده مشاهده شدند. در گرد و غبارهای جاده‌ای توکیو، ترکیب پلیمرها در مکان‌های مختلف متفاوت بود و شامل پلی‌استر، PP، PVC، PMMA و پلی‌بوتیل متاکریلات (PBMA<sup>۴</sup>) بود. به طور کلی، میکروپلاستیک‌ها در گرد و غبارهای جاده‌ای جمع‌آوری شده از کساتسو، ژاپن، کاتماندو، نپال و دانانگ، ویتنام شامل مواد بسته‌بندی و ظروف و لاستیک‌ها بودند که به ترتیب ۵ ± ۵ درصد و ۶ ± ۱۶ درصد از کل را تشکیل می‌دادند. این مواد شامل PE، PS، PET، پلی‌اکریلات (PAK<sup>۵</sup>)، پلی‌وینیل استتارات (PVS<sup>۶</sup>)، کوپلیمر اتیلن/پروپیلن (EPC<sup>۷</sup>)، لاستیک استایرن/بوتادین (SBR<sup>۸</sup>)، لاستیک اتیلن/پروپیلن/دی‌ان (EPDM<sup>۹</sup>) و PU بودند. در گرد و غبارهای جاده‌ای ویکتوریا، استرالیا، پلی‌استر، PP و ریبون پلیمرهای سنتتیک غالب بودند (۲۶ درصد)، در حالی که پنبه و سلولز بیشتر ذرات غیرپلاستیکی (۲۷ درصد) را تشکیل می‌دادند.

## منابع

- [1] PlasticsEurope. Plastics - the Facts 2019 <https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data> (2019).
- [2] S. Allen, D. Allen, V.R. Phoenix, G. Le Roux, P.D. Jimenez, A. Simonneau, et al., Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, Nat. Geosci. 12 (5) (2019) 339–344.
- [3] A.L. Andrady, Microplastics in the marine environment, Mar. Pollut. Bull. 62 (2011) 1596–1605.

- 
1. Polyethylenimine
  2. Poly (Diallyl Phthalate)
  3. Polymethyl Methacrylate
  4. Polybutyl Methacrylate
  5. Polyacrylate
  6. Polyvinyl Stearate
  7. Ethylene/Propylene Copolymer
  8. Styrene/Butadiene Rubber
  9. Ethylene/Propylene/Diene Rubber

- [4] A.K. Baldwin, S.R. Corsi, S.A. Mason, Plastic debris in 29 Great Lakes tributaries: relations to watershed attributes and hydrology, *Environ. Sci. Tech.* 50 (2016) 10377–10385.
- [5] C.M. Free, O.P. Jensen, S.A. Mason, M. Eriksen, N.J. Williamson, B. Boldgiv, High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake, *Mar. Pollut. Bull.* 85 (2014) 156–163.
- [6] O.S. Alimi, J.F. Budarz, L.M. Hernandez, N. Tufenkji, Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport, *Environ. Sci. Technol.* 52 (2018) 1704–1724.
- [7] A.I. Catarino, V. Macchia, W.G. Sanderson, R.C. Thompson, T.B. Henry, Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal, *Environ. Pollut.* 237 (2018) 675–684.
- [8] A. Cozar, E. Marti, C.M. Duarte, J. Garcia-de-Lomas, E. Van Sebille, T.J. Ballatore, et al., The Arctic Ocean as a dead end for floating plastics in the North Atlantic branch of the thermohaline circulation, *Sci. Adv.* 3 (4) (2017) e1600582, <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600582>.
- [9] Y. Fan, K. Zheng, Z. Zhu, G. Chen, X. Peng, Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China, *Environ. Pollut.* 251 (2019) 862–870, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.056>.
- [10] K. Jabeen, L. Su, J. Li, D. Yang, C. Tong, J. Mu, H. Shi, Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China, *Environ. Pollut.* 221 (2017) 141–149.
- [11] L. Lebreton, M. Egger, B. Slat, A global mass budget for positively buoyant microplastic debris in the ocean, *Sci. Rep.* 9 (2019) 1–10.
- [12] K. Zheng, Y. Fan, Z. Zhu, G. Chen, C. Tang, X. Peng, Occurrence and species-specific distribution of plastic debris in wild freshwater fish from the Pearl River catchment, China, *Environ. Toxicol. Chem.* 38 (2019) 1504–1513, <https://doi.org/10.1002/etc.4150>.
- [13] J. Brahney, M. Hallerud, E. Heim, M. Hahnenberger, S. Sukumaran, Plastic rain in protected areas of the United States, *Science* 368 (6496) (2020) 1257–1260.
- [14] H. Dong, L. Wang, X. Wang, L. Xu, M. Chen, P. Gong, C. Wang, Microplastics in a remote lake basin of the Tibetan plateau: impacts of atmospheric transport and glacial melting, *Environ. Sci. Technol.* (۲۰۲۱) .
- [15] N. Evangelio, H. Grythe, Z. Klimont, C. Heyes, S. Eckhardt, S. Lopez-Aparicio, A. Stohl, Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions, *Nat. Commun.* 3381 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>.
- [16] K. Liu, X. Wang, Z. Song, N. Wei, D. Li, Terrestrial plants as a potential temporary sink of atmospheric microplastics during transport, *Sci. Total Environ.* 742 (2020) 140523.
- [17] K. Liu, X. Wang, Z. Song, N. Wei, H. Ye, X. Cong, L. Zhao, Y. Li, L. Qu, L. Zhu, F. Zhang, C. Zong, C. Jiang, D. Li, Global inventory of atmospheric fibrous micro-plastics input into the ocean: an implication from the indoor origin, *J. Hazard. Mater.* 400 (2020) 123223.

- [18] R. Ambrosini, R.S. Azzoni, F. Pittino, G. Diolaiuti, A. Franzetti, M. Parolini, First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier, *Environ. Pollut.* 253 (2019) 297–301.
- [19] M. Bergmann, S. Mutzel, S. Primpke, M.B. Tekman, J. Trachsel, G. Gerdtts, White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic, *Sci. Adv.* 5 (8), 1–11 (2019) <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>.
- [20] G. Chen, Q. Feng, J. Wang, Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans, *Sci. Total Environ.* 703 (2020) 135504.
- [21] C.E. Enyoh, A.W. Verla, E.N. Verla, F.C. Ibe, C.E. Amaobi, Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks, *Environ. Monit. Assess.* 191 (2019) 668.
- [22] J.C. Prata, J.L. Castro, J.P. da Costa, A.C. Duarte, T. Rocha-Santos, M. Cerqueir, The importance of contamination control in airborne fibers and microplastic sampling: experiences from indoor and outdoor air sampling in Aveiro, Portugal, *Mar. Pollut. Bull.* 159 (2020) 111522.
- [23] C. Liu, J. Li, Y. Zhang, L. Wang, J. Deng, Y. Gao, et al., Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure, *Environ. Int.* 128 (2019) 116–124.
- [24] J. Gasperi, S.L. Wright, R. Dris, F. Collard, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, F.J. Kelly, B. Tassin, Microplastics in air: are we breathing it in? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 1 (2018) 1–5.
- [25] K. Liu, X. Wang, T. Fang, P. Xu, L. Zhu, D. Li, Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai, *Sci. Total Environ.* 675 (2019) 462–471.
- [26] K. Liu, X. Wang, N. Wei, Z. Song, D. Li, Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: implications for human health, *Environ. Int.* 132 (2019) 105127.
- [27] A. Vianello, R.L. Jensen, L. Liu, J. Vollertsen, Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin, *Sci. Rep.* 9 (2019) 8670.
- [28] L.E. Revell, P. Kuma, E.C.L. Ru, W.R.C. Somerville, S. Gaw, Direct radiative effects of airborne microplastics, *Nature* (2021), <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03864-x>.
- [29] D. Allen, S. Allen, G. Le Roux, A. Simonneau, D. Galop, V.R. Phoenix, Temporal archive of atmospheric microplastic deposition presented in ombrotrophic peat, *Environ. Sci. Technol. Lett.* (2021).
- [30] L.Q. Cai, J.D. Wang, J.P. Peng, Z. Tan, Z.W. Zhan, X.L. Tan, Q.Q. Chen, Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (2017) 24928–24935.
- [31] R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, M. Saad, N. Renault, B. Tassin, Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris, *Environ. Chem.* 12 (2015) 592–599.
- [32] R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, B. Tassin, Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104 (1–2) (2016) 290–293.

- [33] Y. Li, L. Shao, W. Wang, M. Zhang, X. Feng, W. Li, D. Zhang, Airborne fiber particles: types, size and concentration observed in Beijing, *Sci. Total Environ.* 705 (2020) 135967.
- [34] N.R.N. Asrin, A. Dipareza, Microplastics in ambient air (case study: Urip Sumoharjo street and Mayjend Sungkono street of Surabaya city, Indonesia), *IAETSD J. Adv. Res. Appl. Sci.* (2019) 54–57.
- [35] Y. Zhang, S. Kang, S. Allen, D. Allen, T. Gao, M. Sillanpaa, Atmospheric microplastics: a review on current status and perspectives, *Earth. Rev.* (2020) 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscrev.2020.103118>.
- [36] Q. Zhang, Y. Zhao, F. Du, H. Cai, G. Wang, H. Shi, Microplastic fallout in different indoor environments, *Environ. Sci. Technol.* 54 (2020) 6530–6539.
- [37] J. Chu, H. Liu, A. Salvo, Air pollution as a determinant of food delivery and related plastic waste, *Nat. Hum. Behav.* (2020). <https://doi.org/10.1038/s41562-020-00961-1>.
- [38] J.M. Panko, J. Chu, M.L. Kreider, K.M. Unice, Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States, *Atmos. Environ.* 72 (2013) 192–199.
- [39] P.G. Sanders, N. Xu, T.M. Dalka, M.M. Maricq, Airborne brake wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests, *Environ. Sci. Technol.* 37 (2003) 4060–4069.
- [40] F. Sommer, et al., Tire abrasion as a major source of microplastics in the environment, *Aerosol Air Qual. Res.* 18 (2018) 2014–2028.
- [41] S. O'Brien, E.D. Okoffo, J.W. O'Brien, F. Ribeiro, X. Wang, S.L. Wright, S. Samanipour, C. Rauert, T.Y.A. Toapanta, R. Albarracin, K.V. Thomas, Airborne emissions of microplastic fibres from domestic laundry dryers, *Sci. Total Environ.* 747 (2020) 141175.
- [42] D. Tao, K. Zhang, S. Xu, H. Lin, Y. Liu, J. Kang, T. Yim, J.P. Giesy, K.M.Y. Leung, Microfibers released into the air from a household tumble dryer, *Environ. Sci. Technol.* (2022).
- [43] Z. Liao, X. Ji, Y. Ma, et al., Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in eastern China, *J. Hazard. Mater.* 417 (2021) 126007.
- [44] R. Dris, J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, B. Tassin, A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments, *Environ. Pollut.* 221 (2017) 453–458.
- [45] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, A. Turner, F.J. Kelly, A.O. Dominguez, N. Jaafarzadeh, Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, *Environ. Pollut.* 244 (2019) 153–164.
- [46] X. Wang, C. Li, K. Liu, L. Zhu, Z. Song, D. Li, Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source, *J. Hazard. Mater.* 389 (2020) 121846.
- [47] X. Zhu, W. Huang, M. Fang, Z. Liao, Y. Wang, X. Lisha, M. Qianqian, C. Shi, L. Changjie, H. Deng, X. Randy Dahlgren, Shang., Airborne microplastic concentrations in five megacities of northern and southeast China, *Environ. Sci. Technol.* (2021).
- [48] J.C. Prata, Airborne microplastics: consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234 (2018) 115–126.

- [49] K. Liu, T. Wu, X. Wang, Z. Song, C. Zong, N. Wei, D. Li, Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere, *Environ. Sci. Technol.* 53 (18) (2019) 10612–10619.
- [50] Y. Tian, C. Tu, Q. Zhou, C. Zhang, L. Li, C. Tian, et al., The temporal and spatial distribution and surface morphology of atmospheric microplastics around the Bohai Sea, *Acta Sci. Circumstantiae* 40 (4) (2020) 1401–1409 (in Chinese).
- [51] Q. Zhou, C. Tian, Y. Luo, Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere, *Chin. Sci. Bull.* 62 (33) (2017) 3902–3910. <https://doi.org/10.1360/N972017-00956>.
- [52] S.L. Wright, J. Ulke, A. Font, K.L.A. Chan, F.J. Kelly, Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport, *Environ. Int.* 136 (2020) 105411.
- [53] S. Abbasi, A. Turner, Dry and wet deposition of microplastics in a semi-arid region (shiraz, Iran), *Sci. Total Environ.* 786 (2021) 147358.
- [54] M. Klein, E.K. Fischer, Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany, *Sci. Total Environ.* 685 (2019) 96–103.
- [55] B. Roblin, M. Ryan, A. Vreugdenhil, J. Aherne, Ambient atmospheric deposition of anthropogenic microfibers and microplastics on the western periphery of Europe (Ireland), *Environ. Sci. Technol.* 54 (18) (2020) 11100–11108.
- [56] N.S. Soltani, M.P. Taylor, S.P. Wilson, Quantification and exposure assessment of microplastics in Australian indoor house dust, *Environ. Pollut.* 283 (2021) 117064.
- [57] S. Dehghani, F. Moore, R. Akhbarizadeh, Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (2017) 20360–20371.
- [58] K.-I. Kitahara, H. Nakata, Plastic additives as tracers of microplastic sources in Japanese road dusts, *Sci. Total Environ.* 736 (2020) 139694.
- [59] S. Yukioka, S. Tanaka, Y. Nabetani, Y. Suzuki, T. Ushijima, S. Fujii, H. Takada, Occurrence and characteristics of MPs in surface road dust in Kusatsu (Japan), Da Nang (Vietnam), and Kathmandu (Nepal), *Environ. Pollut.* 256 (2020) 113447.
- [60] L. Su, B. Nan, N.J. Craig, V. Pettigrove, Temporal and spatial variations of microplastics in roadside dust from rural and urban Victoria, Australia: implications for diffuse pollution, *Chemosphere* 252 (2020) 126567.
- [61] P. Klockner, T. Reemtsma, P. Eisentraut, U. Braun, A.S. Ruhl, S. Wagner, Tire and road wear particles in road environment e quantification and assessment of particle dynamics by Zn determination after density separation, *Chemosphere* 222 (2019) 714e721.

# جمع آوری، جداسازی و تحلیل میکروپلاستیک‌های هوابرد

### ۱. مقدمه

میکروپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی با اندازه‌ای کمتر از ۵ میلی‌متر هستند [۱]. این ذرات به دو دسته اولیه و ثانویه تقسیم می‌شوند. میکروپلاستیک‌های اولیه، ذرات پلاستیکی بسیار کوچکی هستند که به طور مستقیم در محصولاتی مانند مواد آرایشی، پاک‌کننده‌ها و ساینده‌های صنعتی به کار می‌روند [۲]. از سوی دیگر، میکروپلاستیک‌های ثانویه از تجزیه و تخریب فیزیکی، شیمیایی یا زیستی پلاستیک‌های بزرگ‌تر به وجود می‌آیند. این فرآیند معمولاً در اثر عوامل طبیعی مانند تابش نور خورشید، وزش باد و جریان آب صورت می‌گیرد [۳]. تجزیه نوری، که ناشی از تابش UV است، باعث اکسیداسیون ماتریس پلیمری می‌شود و در نهایت به شکست پیوندهای شیمیایی و در نتیجه به تجزیه و خرد شدن آهسته پلیمر منجر می‌گردد [۴،۵]. در دهه‌های اخیر، میکروپلاستیک‌ها به دلیل پراکندگی گسترده، پایداری بالا و آثار زیان‌بار بر محیط زیست و سلامت انسان، توجه جهانی را به خود جلب کرده‌اند. پژوهش‌های

مربوط به آلودگی، شناسایی و اندازه‌گیری میکروپلاستیک‌ها نخست در محیط‌های دریایی آغاز شد و به تدریج در مناطق مختلف جهان به طور گسترده گزارش شده است [۴، ۶-۸].

در حال حاضر، تعداد مطالعات مرتبط با حضور ذرات یا قطعات پلاستیکی در محیط‌های دریایی بیشتر از سایر بخش‌های محیط زیست است [۴]. Barrows و همکاران [۹] تخمین زده‌اند که به‌طور متوسط  $11/8 \pm 0/6$  ذره پلاستیکی در هر لیتر آب دریا (بر پایه تعداد ۱۳۹۷ نمونه) وجود دارد که عمدتاً از میکروفیبر تشکیل شده‌اند. همچنین باور بر این است که ۸۰٪ از میکروپلاستیک‌های یافت شده در محیط‌های دریایی منشأ زمینی دارند [۴، ۱۰]. این آلودگی عمدتاً ناشی از تخریب پلاستیک‌ها در هنگام جابجایی، حمل و نقل و تخلیه فاضلاب است؛ این ذرات ممکن است به‌طور مستقیم وارد دریا شوند یا به‌طور غیر مستقیم از طریق جریان‌های سطحی و رودخانه‌ها سرانجام به اقیانوس راه یابند [۴، ۱۰، ۱۱]. رودخانه‌ها یکی از مهم‌ترین منابع ورود زباله‌های پلاستیکی به اقیانوس‌ها به‌شمار می‌روند. برآوردها نشان می‌دهند که تنها ۱۰ حوزه آبخیز اصلی بین ۸۸ درصد تا ۹۴ درصد از کل بار پلاستیکی وارد شده به اقیانوس‌ها را به خود اختصاص می‌دهند [۱۲]. علاوه بر این، به دلیل مدیریت ناکارآمد پسماند، پلاستیک‌ها در محیط انباشته شده و در نهایت منجر به ایجاد میکروپلاستیک‌های ثانویه می‌شوند [۱۳]. همچنین، افزایش روزافزون تولید پلاستیک به افزایش تجمع مواد پلاستیکی در محیط کمک می‌کند. به گفته Wang و همکاران [۱۴]، بیش از ۳۰۰ میلیون تن میکروپلاستیک در سطح کره زمین انباشته شده است.

اخیراً حضور میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر نیز شناسایی شده است. اگرچه هنوز به‌عنوان یک آلاینده هوا در نظر گرفته نمی‌شوند، اما چندین مطالعه وجود این ذرات را با فراوانی قابل توجه گزارش کرده‌اند. وجود این ذرات در هوا می‌تواند پراکندگی فیبرهای مصنوعی را در مناطق دورافتاده، مانند قله‌های کوهستانی پیرنه در فرانسه که دارای حداقل فعالیت انسانی هستند، توضیح دهد [۱۵]. آلودگی گزارش شده به دلیل چگالی کم فیبرها است که باعث می‌شود این فیبرها به راحتی در هوا معلق شده و توسط باد به مسافت‌های دور منتقل شوند [۱۷-۱۵]. از نظر شکل، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا معمولاً به‌صورت گرانول، قطعه، فیلم، فوم و فیبر یافت می‌شوند [۲۰-۱۸]. مطالعات مرتبط با شناسایی و کمیت سنجی میکروپلاستیک‌ها در هوا، عمدتاً به این دسته از میکروپلاستیک‌ها می‌پردازند [۲۱].

نخستین مطالعه درباره میکروپلاستیک‌های موجود در هوا توسط دریس و همکاران [۲۲] انجام شد که نشان داد ۹۰ درصد از میکروپلاستیک‌های شناسایی شده الیاف بودند. با این حال، آن‌ها این الیاف را از نظر ویژگی‌های شیمیایی تفکیک نکردند. به دنبال آن، چندین مطالعه گزارش کردند که اکثر الیاف شناسایی شده منشأ طبیعی داشتند، در هوای داخلی (۶۷ درصد، [۲۳]) و در هوای خارجی (۵۰ درصد، [۲۴]). انواع مختلفی از الیاف وجود دارند که برخی از آن‌ها منشأ طبیعی دارند و برخی دیگر صنعتی هستند [۲۵]. الیاف صنعتی را می‌توان به دو دسته آلی و معدنی تقسیم کرد (جدول ۱). تنها ذرات مصنوعی به‌عنوان میکروپلاستیک شناخته می‌شوند. با این حال، همان‌طور که قبلاً اشاره شد، این ذرات تنها درصد کمی از الیاف موجود در محیط را تشکیل می‌دهند. به‌عنوان مثال، در هوای داخل ساختمان، حدود ۴ درصد از ذرات شناسایی شده توسط ویانلو و همکاران [۲۶] منشأ مصنوعی داشتند. مابقی ذرات بر پایه پروتئین و سلولز بودند که از بقایای آلی (مانند پوسته‌های پوست، مو) یا الیاف نساجی طبیعی (مانند پنبه) نشأت گرفته بودند. با وجود اینکه الیاف طبیعی بیشترین درصد از الیاف شناسایی شده در مطالعات موجود را تشکیل می‌دهند [۲۷]، نگرانی اصلی بر اثرات بالقوه زیان‌بار میکروپلاستیک‌ها بر موجودات زنده و حضور گسترده آن‌ها در محیط متمرکز است [۲۸]. بر اساس نظر لادویگ و همکاران [۲۷]، الیاف طبیعی (مانند پنبه) همانند الیاف مصنوعی نیاز به توجه دارند، زیرا هر دو می‌توانند آلاینده‌های شیمیایی را جذب کنند.

جدول ۱. طبقه بندی کلی الیاف نساجی.

طبیعی		انسان ساز	
حیوانی	گیاهی	مواد معدنی	از طریق شیمی آلی
پشم، ابریشم	کتان، کف	آزبست	ویسکوز/ریون، استات پلی
			پروپیلن، اکریلیک، پلی آمید، پلی استر، پلی اتیلن
			شیشه، سرامیک، کربن

برگرفته از رفرنس شماره ۲۵

این پژوهشگر همچنین تأکید می‌کند که الیاف طبیعی نسبت به الیاف مصنوعی آسان‌تر تجزیه می‌شوند. در واقع، شسته شدن و جدا شدن آلاینده‌ها از میکروپلاستیک‌ها عواملی هستند که می‌توانند اثرات منفی بر سلامت موجودات زنده را تشدید کنند. علاوه بر این، پلیمریزاسیون



ناقص باعث می‌شود که افزودنی‌ها و مونومرها از ماتریس پلاستیکی خارج شده و موجودات زنده را در معرض ترکیباتی قرار دهند که ممکن است فعالیت‌های زیستی آن‌ها، از جمله رشد طبیعی، تحرک و تولیدمثل، را مختل کنند [۲۸].

به‌عنوان مثال، بیسفنول A، که به‌طور گسترده در سنتز پلاستیک‌های پلی‌کربنات و رزین‌های اپوکسی استفاده می‌شود، به‌عنوان یک استروژن مصنوعی شناخته شده و به‌عنوان یک مختل‌کننده غدد درون‌ریز در نظر گرفته می‌شود [۲۹]. علاوه بر این، برخی از مطالعات توانایی میکروپلاستیک‌ها در جذب و جذب سطحی آلاینده‌ها و ترکیبات شیمیایی خاص را گزارش کرده‌اند [۳۰، ۳۱]. در محیط‌های شهری، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند آلاینده‌هایی مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs<sup>۱</sup>)، بی‌فیل‌های پلی‌کلرینه (PCBs<sup>۲</sup>)، آفت‌کش‌های کلردار مانند DDT<sup>۳</sup> و فلزات واسطه را جذب کرده [۳۱، ۳۲] و احتمالاً آن‌ها را به ریه‌ها منتقل کنند [۳۳]. در اتمسفر، میکروپلاستیک‌ها بخشی از ذرات معلق در هوا هستند. این ذرات معمولاً بر اساس اندازه طبقه بندی می‌شوند. ذراتی که قطر آیرودینامیکی<sup>۴</sup> آن‌ها برابر یا کمتر از ۱۰ میکرون است (PM<sub>10</sub>)، بیشترین خطر را برای سلامت انسان به همراه دارند [۳۴]؛ زیرا با بیماری‌های قلبی-عروقی و ریوی مرتبط هستند [۳۳، ۳۴]. در واقع، میکروپلاستیک‌های کوچکتر می‌توانند به مجاری تنفسی نفوذ کرده و در نهایت در ریه‌ها جای بگیرند. پااولی و همکاران [۳۵] تقریباً در تمام نمونه برداری‌های بیوسی<sup>۵</sup> ریه (۸۳ درصد) الیاف پیدا کردند. ۹۷ درصد از ریه‌های دارای تومور بدخیم، الیاف میکروپلاستیک داشتند، اما منشأ این الیاف و ارتباط آن‌ها با یافته‌های آسیب‌شناختی مشخص نبود. میکروپلاستیک‌ها ممکن است مکانیسم‌های دفاعی سیستم تنفسی را تحت تأثیر قرار داده و پیامدهای جدی برای سلامت ایجاد کنند. با این حال، این فرضیه هنوز تأیید نشده است، زیرا داده‌های کافی در مورد اثرات میکروپلاستیک‌ها و الیاف مصنوعی بر سلامت انسان وجود ندارد. لیو و همکاران [۳۶] تخمین زده‌اند که یک فرد بالغ ساکن شانگهای چین به طور میانگین روزانه حدود ۲۱ ذره میکروپلاستیک استنشاق می‌کند. تخمین‌های دیگر تعداد بیشتری را گزارش کرده‌اند،

1. polycyclic aromatic hydrocarbons
2. polychlorinated biphenyls
3. Dichloro-Diphenyl-Trichloroethane

۴- قطر آیرودینامیکی قطر کره‌ای است که چگالی آن یک گرم بر سانتی‌متر مکعب و سرعت سقوط آن معادل سرعت سقوط ذره مورد نظر باشد.

۵- جدا کردن یک تکه بسیار کوچک از بافت به منظور مطالعه آزمایشگاهی و بررسی وجود یک بیماری یا تعیین وسعت آن است.

مانند ۲۷۲ میکروپلاستیک در روز [۲۶] یا بین ۲۶ تا ۱۳۰ میکروپلاستیک در روز [۳۳]، اما نتایج به روش‌های نمونه برداری بستگی دارد.

از آنجایی که غلظت میکروپلاستیک‌ها در هوا کم است، ارزیابی اثرات مواجهه مزمن دشوارتر است. با این حال، می‌توان موارد بیماری‌های شغلی مرتبط با مواجهه با غلظت زیاد میکروپلاستیک‌ها در هوا را بررسی کرد. مواجهه شغلی می‌تواند علائم تنفسی مانند سرفه، تنگی نفس، نارسایی حاد تنفسی و موارد دیگر را ایجاد کند [۳۳، ۳۴-۳۹]. بنابراین، ارزیابی مواجهه محیطی از طریق مطالعه غلظت میکروپلاستیک‌های موجود در هوا از اهمیت بالایی برخوردار است.

مطالعات مرتبط با کمی‌سازی میکروپلاستیک‌های موجود در هوا اساساً در نوع روش نمونه برداری متفاوت هستند، که این تفاوت در نوع داده‌های به دست آمده نیز منعکس می‌شود. جمع‌آوری نمونه به دو نوع تقسیم می‌شود: نمونه‌برداری غیرفعال و فعال [۲۳]. در نمونه‌برداری غیرفعال، ذراتی که روی یک سطح مشخص رسوب می‌کنند جمع‌آوری می‌شوند و اطلاعاتی در مورد فراوانی روزانه ذرات رسوب یافته در هر واحد سطح ارائه می‌دهند. از سوی دیگر، نمونه‌برداری فعال شامل عبور هوا از یک فیلتر با استفاده از یک پمپ خالص است که غلظت میکروپلاستیک‌های موجود در هوا را اندازه‌گیری می‌کند [۲۴، ۲۱]. تفاوت‌های موجود در روش‌های نمونه برداری تأثیر زیادی بر میزان مواجهه انسانی و ارزیابی خطر خواهد داشت.

## ۲. روش‌های فعلی نمونه‌برداری از میکروپلاستیک‌ها و میکروفیبرهای هوابرد

تاکنون، هیچ روش استاندارد برای نمونه برداری از میکروپلاستیک‌های هوابرد وجود ندارد. ایجاد یک روش قابل اجرا، تایید شده و استاندارد برای کمی‌سازی و ارزیابی اثرات زباله‌های پلاستیکی بر محیط زیست ضروری است. با این حال، ناهمگونی میکروپلاستیک‌ها (اندازه، شکل، چگالی و رنگ) تعیین مناسب‌ترین روش را دشوار کرده و در عین حال طیف گسترده‌ای از امکانات فنی را فراهم می‌کند [۴۰]. علاوه بر این، به دلیل محدودیت‌های روش‌های مورد استفاده، احتمال دارد که بخش عمده‌ای از ذرات شناسایی نشوند [۲۴، ۱۵].

ارزیابی میکروپلاستیک‌ها در محیط جوی اساساً به دو جزء تقسیم می‌شود: (۱) میکروپلاستیک‌های رسوبی و (۲) میکروپلاستیک‌های معلق [۲۱،۴۱]. رسوب‌گذاری به ارزیابی تعداد ذرات رسوب کرده بر روی یک سطح خاص اشاره دارد. این ارزیابی می‌تواند به صورت کلی یعنی رسوب‌گذاری مرطوب به همراه رسوب‌گذاری خشک باشد، و یا فقط رسوب‌گذاری خشک مورد محاسبه قرار گیرد. روش دوم از طریق ارزیابی ذرات رسوب کرده در یک فیلتر باز به مدت زمان مشخص انجام می‌شود [۲۳]. از سوی دیگر، رسوب‌گذاری کلی در محیط‌های باز رخ می‌دهد و معمولاً برای جمع‌آوری ذرات، هم در شرایط هوای خشک و هم هنگام بارش باران یا برف انجام می‌شود [۱۸،۴۲،۴۳]. میکروپلاستیک‌های معلق با استفاده از نمونه برداری فعال و پمپ خلأ، تعداد ذرات را در یک حجم معین از هوا تعیین می‌کنند [۴۴]. نمونه برداری و آماده سازی نمونه‌ها مراحل اساسی به شمار می‌آیند، زیرا در شناسایی و تحلیل ذرات در مراحل بعدی تأثیرگذار و تعیین‌کننده هستند.

نمونه‌برداری از رسوب‌گذاری کلی جو (رسوب‌گذاری خشک و مرطوب) بر اساس روش‌های غیرفعال انجام می‌شود. ابزارهای مختلفی برای جمع‌آوری ذرات از طریق رسوب‌گذاری وجود دارند، اما بیشتر این ابزارها از مواد پلاستیکی ساخته شده‌اند که می‌تواند تحلیل میکروپلاستیک‌ها را دچار اختلال کند. از میان ابزارهای متداول، ویال‌های شیشه‌ای همراه با قیف‌های شیشه‌ای یا آلومینیومی بیشترین استفاده را دارند (شکل ۱، [۱۸،۲۲،۲۴]). دریس و همکاران [۲۲] از یک ویال ۲۰ لیتری با قیف (مساحت سطح جمع‌آوری نمونه ۰/۳۲۵ متر مربع) به منظور جمع‌آوری رسوب‌گذاری کلی اتمسفر استفاده کردند. ابزار نمونه برداری در طول مدت ۳ ماه بر روی سقف یک ساختمان قرار داده شد و دوره‌های نمونه‌برداری از ۷ روز تا ۳۰ روز متغیر بود. در پایان هر دوره نمونه برداری، برای اطمینان از دقت کار، دیواره‌های قیف سه مرتبه (۳۱ لیتر) با آب مقطر شستشو داده شدند.

برگمان و همکاران [۴۲] جمع‌آوری برف (رسوب‌گذاری کلی) را در پنج توده یخ شناور در تنگه فرام قطب شمال بین سال‌های ۲۰۱۵ تا ۲۰۱۷ انجام دادند. سپس در سال ۲۰۱۸، نمونه‌های برف از مناطق مختلفی از جمله اسپالبارد (نروژ)، برمن (آلمان)، جزیره هلیگولند (آلمان)، آلپ سوئیس (سوئیس) و آلپ بایرن (آلمان) جمع‌آوری شد. این نمونه‌ها با استفاده از ابزارهایی مانند ملاقه‌های ضدزنگ یا ظروف منحنی شکل یا صدف مانند، فجان‌های چینی و ظروفی از جنس PE، PVC یا شیشه جمع‌آوری شدند. روند کار بر اساس انتقال برف تازه رسوب کرده با

استفاده از قاشق به یک ظرف بود، به‌گونه‌ای که از تماس با خاک یا لایه زیرین برف اجتناب شود.

برای جمع‌آوری گرد و غبار رسوب‌کرده بر روی سطوح، در داخل و خارج از ساختمان، استفاده از برس‌های چوبی<sup>۱</sup> [۴۵]، قاشق‌ها [۴۶] یا برس‌های تهیه شده با موی حیوانات [۵] رایج است. مساحت سطح ممکن است بین ۴ تا ۳۰ متر مربع متغیر باشند [۵،۴۵]. سپس نمونه‌های گرد و غبار به یک ظرف خاص مانند کیسه‌های کاغذی یا کیسه‌های پلی‌اتیلن با چگالی پایین منتقل می‌شوند [۵،۱۶]. با این حال، استفاده از ظروف پلاستیکی به دلیل احتمال آلودگی، برای ذخیره‌سازی نمونه‌ها توصیه نمی‌شوند. یوکیوکا و همکاران [۴۷] نمونه‌ها را با استفاده از کیسه جاروبرقی (کیسه کاغذی) جمع‌آوری کردند. در اینجا، نمونه‌برداری به مدت ۱ دقیقه در مساحتی به اندازه ۱۰ متر مربع انجام شد.

از سوی دیگر، دریس و همکاران [۲۳] نمونه‌برداری از ذرات رسوب‌کرده را با قرار دادن یک فیلتر کوارتز در ارتفاع ۱/۲ متر (سطح تنفس انسان) در دو آپارتمان مختلف انجام دادند. دوره نمونه‌برداری بین ۴ تا ۱۵ روز متغیر بود. نویسندگان همچنین نمونه‌هایی را با استفاده از کیسه جاروبرقی جمع‌آوری کردند. همانطور که قبلاً ذکر شد، نمونه‌برداری از هوا با استفاده از فیلتر (نمونه‌برداری فعال) رایج‌ترین روش برای جمع‌آوری ذرات معلق است. برای این کار، دستگاه‌های نمونه‌برداری، به فیلترهای الیاف کوارتز (قطر: ۴۷ میلی‌متر، اندازه منافذ: ۱/۶ میکرون) [۲۳]، فیلترهای الیاف شیشه‌ای (قطر: ۹۰ میلی‌متر، اندازه منافذ: ۱/۶ میکرون) [۳۶]، فیلترهای سلولزی (قطر: ۴۷ میلی‌متر، اندازه منافذ: ۰/۸ میکرون) [۴۴]، فیلترهای پلی‌تترافلوروواتیلن (PTFE)<sup>۲</sup> (قطر: ۴۶/۲ میلی‌متر، اندازه منافذ: ۲ میکرون) [۱۶] یا فیلترهای غشای نقره‌ای (اندازه منافذ: ۱/۲ میکرون) [۴۳] مجهز شدند. بسته به نوع فیلتر استفاده شده و محیط مطالعه، حجم هوای نمونه‌برداری شده بین ۱/۸ تا ۲۵۹ مترمکعب متغیر است [۴۰، ۴۸].

ویانیلو و همکاران [۲۶] برای بررسی اثرات میکروپلاستیک‌ها بر انسان در محیط‌های داخلی، یک شبیه‌ساز تنفسی-حرارتی ساختند که تنفس و نرخ متابولیسم انسان را شبیه‌سازی کرده و

۱- منظور از برس چوبی، ابزاری برای جمع‌آوری گرد و غبار رسوب‌کرده بر روی سطوح است. این برس‌ها معمولاً دارای الیاف نرم و انعطاف‌پذیر هستند که می‌توانند گرد و غبار را به خوبی جمع‌آوری کنند.

ذرات معلق را نمونه برداری می‌کند. این شبیه ساز، از آلومینیوم و الیاف شیشه ای ساخته شده بود و دارای سیستم گرمایی برای شبیه سازی دمای بدن بود. علاوه بر این، در داخل آن یک ریه مکانیکی وجود داشت که جریان هوایی شبیه به تنفس تولید می‌کرد. سه آپارتمان برای جمع‌آوری نمونه‌ها انتخاب شدند که در ۳ روز متوالی با سه بار تکرار انجام شد. در حین نمونه برداری، شبیه ساز در وضعیت نشسته قرار داده شد (ورودی هوا در ارتفاع ۱/۱ متر از سطح زمین) و برای ۲۴ ساعت قرار داشت، که در نهایت ۱۶/۸ مترمکعب هوا نمونه‌برداری شد. فیلترهای غشای نقره‌ای (اندازه منافذ ۰/۸ میکرون؛ قطر ۴۷ میلی‌متر) استفاده شد و نگهدارنده فیلتر به بدن و ریه مکانیکی شبیه ساز متصل شد. اگرچه دسترسی به این تجهیزات در بسیاری از آزمایشگاه‌ها محدود است، اما استفاده از مدل‌های مشابه می‌تواند به درک دقیق‌تری از میزان مواجهه انسان با میکروپلاستیک‌های معلق در هوا کمک کند. سایر محققان از تجهیزات ساده تری مانند پمپ‌ها [۲۳]، نمونه‌بردارهای جریان هوای متوسط [۳۶، ۴۹] یا نمونه‌بردارهای با جریان هوای کم [۴۴] استفاده کردند. این تجهیزات بدون نیاز به ابزار جانبی، تنها با نصب، کالیبراسیون و راه‌اندازی قابل استفاده هستند.

تا به حال هیچ یک از روش‌های ذکر شده به عنوان بهترین یا مؤثرترین روش در این نوع مطالعه‌ها معرفی نشده است. روش‌های بررسی ذرات معلق زمانی بیشترین کارایی را دارند که هدف، ارزیابی میزان مواجهه انسان از طریق تنفس باشد؛ با این حال، اجرای این روش‌ها مستلزم دسترسی به تجهیزات تخصصی و پیشرفته است. دستگاهی که توسط ویانیلو و همکاران [۲۶] استفاده شد، با وجود اینکه پیچیده است، اما بیشترین شباهت را به شرایط واقعی دارد. در هر صورت، روش‌های نمونه برداری فعال برای ذرات معلق همچنان نیاز به استانداردهای سازای ابزارها و شرایط نمونه‌برداری (مانند نرخ نمونه برداری، حجم‌ها، اندازه منفذ فیلتر) دارند.

در مقابل، روش‌های رسوب‌گذاری از ساده ترین روش‌های نمونه برداری محسوب می‌شوند و به تجهیزات محدودی نیاز دارند، اما تصویر دقیقی از میزان مواجهه انسان با این ذرات ارائه نمی‌دهند. با این حال، مطالعات مبتنی بر رسوب‌گذاری می‌توانند در شرایط خاص، مانند بررسی آلودگی هوای محیطی، کاربردی و مفید هستند. با این حال، رسوب‌گذاری ممکن است تحت تأثیر آلودگی‌های ناشی از منابع دیگر قرار گیرد و تعیین زمان‌های مناسب برای نمونه برداری را با چالش مواجه کند. جدول ۲ خلاصه‌ای از روش‌های نمونه برداری به کار رفته توسط پژوهشگران مختلف و نتایج حاصل از آن‌ها را ارائه می‌دهد.

جدول ۲. غلظت و روش‌های نمونه برداری و آنالیز میکروپلاستیک‌ها و میکروالیاف موجود در هوا.

منابع	هضم و جداسازی	شبهه نمونه برداری	نوع	شکل	میانگین	مکان	پارامتر رسوب (عدد بر مترمربع در روز)
دریس و همکاران [۲۲]	فیلتر شده بر روی فیلترهای فیبر شیشه ای ۱/۶ میکرونی	شیشه ای ۲۰ لیتری (مساحت: ۰/۳۲۵ متر مربع). فرانکس: ۷-۳۰ روز	خارجی	فیبر، قطعه	۱۱۸	فرانسه (پاریس)	
دریس و همکاران [۲۴]	فیلتر شده روی فیلترهای فیبر کوارتز (۱/۶ میکرونی)	شیشه ای ۲۰ لیتری (مساحت: ۰/۳۲۵ متر مربع). فراوانی: بسته به بازندگی تجمعی	خارجی	فیبر	۱۱۰ ± ۹۶ (شهری) ۵۳ ± ۳۸ (حومه شهر)	فرانسه (پاریس)	
ژو و همکاران [۲۰]	فیلتر روی فیلترهای نیتروسولوزی (۵ میکرون). هضم با H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (۳۰٪) در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد به مدت ۶ ساعت	سستون، لوله گیرنده و بطری جمع آوری (مساحت: ۰/۰۰۳ متر مربع). دوره جمع آوری: سه ماهه	خارجی	فیبر، قطعه، فیلم، فوم	۴۰۰	چین (باتای)	
کلاین و فیشر [۱۹]	هضم با NaClO <sub>2</sub> (۱۴٪-۳۰٪) در هر ۲۰۰ میلی لیتر NaClO <sub>2</sub> در هر ۲۰۰ میلی لیتر نمونه. سپس روی فیلتر سلولوزی ۵۵ میلی متری فیلتر می‌شود	نمونه‌بردارهای انبوه (مساحت: ۰/۰۰۴ متر مربع). فرانکس: دو هفته یکبار	خارجی	فیبر، قطعه	۲۷۵	آلمان (هامبورگ)	

## ادامه جدول ۲. غلظت و روش‌های نمونه برداری و آنالیز میکروپلاستیک‌ها و میکروالیاف موجود در هوا.

منابع	هضم و جداسازی	شبهه نمونه برداری	نوع	شکل	میانگین	مکان	پارامتر
آلن و همکاران [۱۵]	فیلتر روی فیلترهای نیتروسولونی (۴۵ میکرون). هضم با $H_2O_2$ (۳٪) در دمای ۵۵ درجه سانتی گراد. جداسازی چگالی با $ZnCl_2$ (۱/۶ گرم در میلی لیتر)	نمونه‌بردار باران Palmex <sup>۱</sup> (مساحت: ۰/۱۴ متر مربع) و جمع آورنده ذرات NILU (مساحت: ۰/۰۳ متر مربع). دوره جمع آوری: ماهانه	خارجی	فیبر، قطعه، فیلم	۲۶۵	فرانسه (کوه‌های پیرنه)	
کای و همکاران [۱۸]	فیلتر شده روی فیلترهای میکروفیبر شیشه‌ای <sup>۱</sup> میکرونی	بطری شیشه‌ای (مساحت: ۰/۰۰۵ متر مربع). دوره جمع آوری: به طور مداوم	خارجی	گلوله، فیبر، قطعه، فیلم	$۳۶ \pm ۷$	چین (دونگوان)	
رایت و همکاران [۴۳]	فیلتر شده روی فیلتر غشایی ۰/۲ میکرونی مبتنی بر آلومینا. سپس برای تجزیه و تحلیل طیف سنجی به فیلتر غشایی نقره‌ای ۱/۲ میکرونی فیلتر می‌شود	۲۶۰-۲۵۱۰ استاندارد باران و برف سنج (مساحت: ۰/۰۳۰ متر مربع). تعداد دوره نمونه برداری: هفته‌ای یکبار	خارجی	فیبر، قطعه، فیلم	فیبرها (۶۲) $۷۱۲ \pm$ غیر فیبر $(۵۹ \pm ۳۲)$	بریتانیا (لندن)	
دریس و همکاران [۲۳]	نمونه‌های جمع آوری شده روی فیلترهای فیبر کوارتز (۱۶ میکرون؛ ۴۷ میلی متر)	پمپ نمونه برداری مستقل GH300 دوره: ۴-۷ ساعت (حجم: ۲-۵ متر مکعب)	داخلی و خارجی	فیبر	۵۱۴ (داخلی) ۰/۹ (خارجی)	فرانسه (پاریس)	غلظت (تعداد بر مترمکعب)

۱. نمونه‌بردار باران Palmex یک دستگاه تخصصی است که برای جمع آوری نمونه‌های باران به منظور تجزیه و تحلیل عملی طراحی شده است. این نمونه‌بردار به ویژه برای مطالعه میکروپلاستیک‌ها در باران مفید است، اما می‌تواند برای تجزیه و تحلیل سایر آلاینده‌ها و ذرات موجود در باران نیز مورد استفاده قرار گیرد.

ادامه جدول ۲. غلظت و روش‌های نمونه برداری و آنالیز میکروپلاستیک‌ها و میکروالیاف موجود در هوا.

منابع	هضم و جداسازی	شیوه نمونه برداری	نوع	شکل	میانگین	مکان	پارامتر
لیو و همکاران [۳۶]	نمونه‌های جمع‌آوری شده روی فیلترهای میکرو فیبر شیشه‌ای (۱/۶ میکرون؛ ۹۰ میلی متر)	نمونه بردار ذرات معلق KB-120F کل جریان متوسط هوشمند (جینشیدا، چینگدائو) نوع هوشمند. مدت زمان: ۱ ساعت (حجم: ۶ متر مکعب)	خارجی	فیبر، قطعه، گرانول	۱/۴۲ ± ۱/۴۲	چین (شانگهای)	
ویاتلو و همکاران [۳۶]	نمونه‌های جمع‌آوری شده روی فیلترهای غشایی از جنس نقره (۰/۸ میکرون؛ ۲۰ میلی متر)	ملنگن حرارتی تقسیمی. زمان: ۲۴ ساعت (حجم: ۱۶/۸ متر مکعب)	داخلی	فیبر، قطعه	۹/۳ ± ۵/۸	دانمارک (آرهوس)	
اسرین و دیپارزا [۵۰]	رسانه فیلتر Whatman GF/A (۱/۶ میکرون؛ ۴۷ میلی متر)	پمپ‌های و کیوم زمان: ۱۳ ساعت (حجم: ۲۴/۷ متر مکعب)	خارجی	فیبر، قطعه، فیلم	۱۳۲-۱۷۵	اندونزی (سورابایا)	
لی و همکاران [۴۴]	نمونه‌های جمع‌آوری شده روی استر سلولز مخلوط (۰/۸ میکرون، ۴۷ میلی متر)	نمونه بردارهای MiniVol (Airmetrics)، ایالات متحده آمریکا، زمان: ۶-۸ ساعت (حجم: ۲/۱-۴/۸ متر مکعب)	خارجی	فیبر	۵/۷	چین (پکن)	
وانگ و همکاران [۴۹]	نمونه‌های جمع‌آوری شده روی فیلترهای میکرو فیبر شیشه‌ای (۱/۶ میکرون؛ ۹۰ میلی متر)	نمونه بردار ذرات معلق اتمسفر کل KB-120F از نوع ۱۰ تا ۴۸ ساعت (حجم: ۵۳ تا ۲۵۹ متر مکعب)	خارجی	فیبر، قطعه	۰/۰۰۱	دریای جنوبی چین و شرق اقیانوس هند	



### ۳. شناسایی میکروپلاستیک‌ها و میکروفیبرهای معلق در هوا

#### ۳-۱. آماده سازی نمونه‌ها

آماده سازی نمونه‌ها قبل از شروع فرآیند شناسایی ضروری است. زمانی که هدف تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌ها باشد وجود مواد آلی و مواد معدنی که به‌طور مکرر در نمونه‌ها یافت می‌شوند نامطلوب است. این مواد ممکن است در حین شناسایی به اشتباه میکروپلاستیک شناسایی شوند. بنابراین، ضرورت دارد هرگونه ترکیبی که ممکن است باعث اختلال در مراحل بعدی شود، حذف گردد تا نتایج حاصل، از دقت و قابلیت اطمینان بالایی برخوردار باشند. رایج ترین روش برای حذف مواد آلی مخلوط کردن نمونه با محلول  $H_2O_2$  است [۱۶،۱۷،۴۷،۵۱]. در نمونه برداری فعال میکروپلاستیک‌ها، ذرات جمع‌آوری شده، از فیلتر به یک محلول در ظرف شیشه‌ای منتقل می‌شوند، سپس با استفاده از آب دیونیزه شستشو داده شده و با  $H_2O_2$  (۳۰٪ یا ۳۵٪) به مدت ۸ روز هضم می‌شوند [۱۶،۱۷،۴۷]. نویسندگان دیگری مانند استنتون و همکاران [۵۲] از  $H_2O_2$  با غلظت ۳۰٪ استفاده کردند و آن را با کاتالیز گرمایی تکمیل کردند، به طوری که دما به  $75^{\circ}C$  برای مدت ۴-۵ ساعت رسید تا فرآیند حذف ناخالصی‌ها تسریع شود. یکی از محدودیت‌های استفاده از گرما برای هضم، این است که ممکن است به میکروپلاستیک‌ها آسیب برساند. موننو و همکاران [۵۳] دریافتند که دما بالای  $60^{\circ}C$  می‌تواند تغییراتی در سطح برخی از پلیمرها مانند PE، PS و نایلون ایجاد کند. راه حل‌های دیگری نیز برای هضم مواد آلی وجود دارد. کلاین و فیشر [۱۹] برای هر ۲۰۰ میلی‌لیتر نمونه که شامل آب باران و رسوب خشک بود، ۳۰ میلی‌لیتر محلول هیپوکلریت سدیم (NaClO) ۶ تا ۱۴ درصد اضافه کردند و اجازه دادند که به مدت ۲۴ ساعت واکنش دهند. هوانگ و همکاران [۴۱] به محلول‌هایی مانند ترکیب  $H_2O_2$  با غلظت ۳۰٪ و اسید سولفوریک غلیظ ( $H_2SO_4$ )، معرف فنتون با کاتالیزور آهن  $HNO_3$ ، ۱۰٪ KOH و NaOH ۱۰ مولار برای حذف مواد زائد طبیعی از رسوبات و آب اشاره کردند که می‌تواند در نمونه‌های هوا نیز آزمایش شود.

هضم آنزیمی نیز در استخراج مواد آلی از آب کاربرد دارد [۴۱،۵۴]. استفاده از آنزیم‌ها، مانند پروتئین K، این مزیت را دارد که به میکروپلاستیک‌ها آسیبی وارد نمی‌کند و خطر کمتری دارد. با این حال، هزینه‌های بالای آن باعث محدودیت استفاده از این روش می‌شود [۵۴].

استفاده از محلول‌ها برای حذف مواد آلی گاهی ممکن است به ذرات میکروپلاستیک آسیب برساند. طبق گفته‌ی Nuelle و همکاران [۵۵]،  $\text{H}_2\text{O}_2$  ۳۰٪ نتایج بهتری در مقایسه با NaOH یا HCl در حذف ذرات آلی از رسوبات دریایی نشان داده است. با این حال، این محلول می‌تواند اثراتی بر ویژگی‌های برخی پلیمرها مانند کاهش اندازه یا تغییر رنگ داشته باشد، که بستگی به زمان واکنش، دما و غلظت دارد.

پراتا و همکاران [۱۷] محلول  $\text{H}_2\text{O}_2$  ۳۰٪ را به ۱۵٪ رقیق کرده و آن را برای ۸ روز در دمای اتاق قرار دادند تا از آسیب دیدن میکروپلاستیک‌های معلق در هوا جلوگیری کنند. حذف مواد آلی زمانی ضروری است که میکروپلاستیک‌ها با مقادیر زیادی مواد آلی ترکیب شده باشند یا هنگامی که شناسایی میکروپلاستیک‌ها عمدتاً با روش‌های بصری انجام گیرد [۵۴،۵۵] برخی از نویسندگان به هضم نمونه‌ها نمی‌پردازند، زیرا مواد آلی موجود در آن‌ها را ناچیز می‌پندارند [۵۴]. این امر ممکن است در نهایت منجر به ارزیابی بیش از حد تعداد میکروپلاستیک‌ها شود [۲۲،۲۴،۳۶،۵۰]. جدول ۳ خلاصه‌ای از برخی از روش‌های هضم استفاده شده برای حذف مواد آلی از نمونه‌های میکروپلاستیک موجود در آب و رسوبات را نشان می‌دهد.

پس از حذف مواد آلی، نمونه‌ها معمولاً از طریق فرآیند جداسازی بر اساس چگالی پردازش می‌شوند. در این فرآیند، یکی از نمک‌های رایج استفاده شده، NaCl است، زیرا چگالی پلاستیک‌ها در محدوده  $0.8-1.6 \text{ g/cm}^3$  قرار دارد [۵۴]. معمولاً از محلول اشباع NaCl با چگالی  $1.2 \text{ g/cm}^3$  برای جداسازی مواد با چگالی کمتر، مانند پلاستیک‌های کم چگالی، از مواد با چگالی بالاتر، مانند رسوبات یا مواد معدنی، استفاده می‌شود [۴۶].

با این حال، محلول اشباع NaCl در مقایسه با نمک‌هایی مانند سدیم یدید (NaI) با چگالی  $1.6 \text{ g/cm}^3$  و روی برمید ( $\text{ZnBr}_2$ ) با چگالی  $1.7 \text{ g/cm}^3$ ، نرخ بازیابی کمتری دارد. در حالی که NaCl معمولاً حدود ۹۰ درصد از میکروپلاستیک‌ها را بازیابی می‌کند، NaI و  $\text{ZnBr}_2$  می‌توانند به نرخ بازیابی تا ۹۹ درصد دست یابند. این نمک‌ها به دلیل توانایی بالاتر در جداسازی پلیمرهایی با چگالی بیشتر، نرخ بازیابی بالاتری دارند. با این حال،  $\text{ZnBr}_2$  به دلیل سمیت زیست محیطی و هزینه بالاتر نسبت به NaCl، کاربرد محدودی دارد و کمتر در مطالعات مربوط به میکروپلاستیک‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد [۵۴].

## جدول ۳. تکنیک‌های هضم برای حذف مواد آلی از نمونه‌های میکروپلاستیک در آب و رسوبات

منابع	جواب منفی	جواب مثبت	تصفیه	هضم
کاتارینو و همکاران [۵۶]		حذف کامل مواد آلی	$\text{HNO}_3$ (۳۵٪) ، $۱.۶۰^\circ\text{C}$ ، ۱ ساعت	اسیدی
Dehaut و همکاران [۵۷]		-	$\text{HNO}_3$ (۶۵٪) ، $۲.۶۰^\circ\text{C}$ ، ۲ ساعت، رقیق سازی در آب مقطر	
کرمی و همکاران [۵۸]	احتمال آسیب به میکروپلاستیک‌ها	بازیابی بیش از ۹۵٪ میکروپلاستیک‌ها	$\text{HNO}_3$ (۶۹-۵۰٪) ، ۹۶ ساعت	اسیدی
نایدو و همکاران [۵۹]		-	$\text{HNO}_3$ (۵۵٪) ، ۱ ماه	
کرمی و همکاران [۵۸]		-	$\text{HCl}$ (۳۷-۵۰٪) ، $۲۵-۶۰^\circ\text{C}$ ، ۹۶ ساعت	
کاتارینو و همکاران [۵۶]		بازیابی ۹۴٪ میکروپلاستیک‌ها	$\text{NaOH}$ ، $۱.۶۰^\circ\text{C}$ ، ۱ ساعت	
Dehaut و همکاران [۵۷]	-	عدم آسیب به میکروپلاستیک‌ها	$\text{KOH}$ (۱۰٪) ، ۳ هفته	قلیایی
Dehaut و همکاران [۵۷]	احتمال آسیب به میکروپلاستیک‌ها	-	$\text{NaOH}$ (۱۰ مولار) ، $۲۴.۶۰^\circ\text{C}$ ، ۲۴ ساعت	
Dehaut و همکاران [۵۷]		-	$\text{KOH}$ (۱۰٪) ، $۲۴.۶۰^\circ\text{C}$ ، ۲۴ ساعت	
کرمی و همکاران [۵۸]		-	$\text{KOH}$ (۱۰٪) ، $۵۰^\circ\text{C}$ ، ۹۶ ساعت	
کوهن و همکاران [۶۰] یورو		-	$\text{KOH}$ (۱ مولار) ، ۴۸ ساعت	
[۶۱] Roch & Brinker		بازیابی میکروپلاستیک‌ها ۹۵٪	$\text{NaOH}$ (۱ مولار) ، ۱۷/۵ میلی لیتر از $\text{HNO}_3$ ۶۵٪ و ۲/۵ میلی لیتر UP و سپس خشک کردن	

ادامه جدول ۳. تکنیک‌های هضم برای حذف مواد آلی از نمونه‌های میکروپلاستیک در آب و رسوبات

منابع	جوانب منفی	جوانب مثبت	تصفیه	هضم
Emri-Cassola و همکاران [۶۲]	-	-	۶۰ درصد سانتی گراد، به مدت ۱ ساعت، ۱۰۰°C	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (۳۰٪)
کرمی و همکاران [۵۸]	ممکن است به میکروپلاستیک‌ها آسیب برسد	-	۴۰°C به مدت ۹۶ ساعت	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (۳۵٪)
کرمی و همکاران [۵۸]	-	-	۵۰°C به مدت ۹۶ ساعت	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (۳۵٪)
Sujathan و همکاران [۶۳]	-	بازیابی ۷۸ درصدی پلی اتیلن (PE)	۷۰°C به مدت ۲۴ ساعت	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (۶٪)
Ziajahromi و همکاران [۶۴]	-	-	۶۰°C تا زمان تبخیر	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (۳۰٪)
Catarino و همکاران [۵۶]	هزینه بالا	به میکروپلاستیک‌ها آسیب نمی‌رساند. کار با آن کمتر خطرناک است.	۶۰°C به مدت ۱ ساعت	Corolase 7086
Courtene-Jones و همکاران [۶۵]	-	-	۳۸-۴۲°C به مدت ۳۰ دقیقه	Tripsin
Courtene-Jones و همکاران [۶۵]	-	-	۳۸-۴۲°C به مدت ۳۰ دقیقه	Collagenase
Courtene-Jones و همکاران [۶۵]	-	-	۳۸-۴۲°C به مدت ۳۰ دقیقه	Papain

برگرفته از رفرنس شماره ۵۴

محلول‌هایی با چگالی بین  $1/8$  تا  $1/6$   $g/cm^3$  کارایی بالاتری در جداسازی نشان می‌دهند [۶۶] و برای نمونه‌های میکروپلاستیک هوابرد توصیه می‌شوند. علاوه بر این، تمام محلول‌های استفاده شده در هنگام جداسازی چگالی باید پیش از استفاده فیلتر شوند تا از تشکیل بلورها یا ورود هر نوع آلودگی دیگر (مانند الیاف) جلوگیری شود. جدول ۴ نمونه‌هایی از محلول‌های مورد استفاده در فرآیند جداسازی بر اساس چگالی را ارائه می‌دهد.

جدول ۴. چگالی برخی از انواع پلیمرها و الیاف.

الیاف	چگالی (گرم بر سانتی متر مکعب)
پلی اتیلن با چگالی بالا (HDPE)	۰/۹۴ - ۰/۹۷
پلی اتیلن با چگالی پایین (LDPE)	۰/۸۹ - ۰/۹۴
پلی پروپیلن (PP)	۰/۸۹ - ۰/۹۱
پلی وینیل کلراید (PVC)	۱/۳۰ - ۱/۵۸
پلی اتیلن ترفتالات (PET)	۱/۲۹ - ۱/۴۰
پلی استایرن (PS)	۱/۰۴ - ۱/۰۸
پلی استایرن منبسط شده (EPS)	۰/۰۱۵ - ۰/۰۳
پلی آمید (PA)	۱/۰۷ - ۱/۰۸
پلی کربنات (PC)	۱/۲۰
آکریلیک (PPMMA)	۱/۱۷ - ۱/۲۰
استایرول آکریلونیتریل (SAN)	۱/۰۲ - ۱/۰۸
آکریلونیتریل/بوتادین/استایرن (ABS)	۱/۰۱ - ۱/۰۸
پلی اورتان (PUR)	۱/۱۷ - ۱/۲۸
پلی آمید/نایلون	۱/۱۴
ابریشم	۱/۳۴
پشم	۱/۳۰
پلی استر/پلی اتیلن ترفتالات	۱/۳۹
ویسکوز/ریون	۱/۵۲
پنبه/کتان	۱/۵۵

پس از جداسازی بر اساس چگالی، مایع بالایی تحت خلا فیلتر می‌شود و ذرات پلاستیکی که قبلاً در مایع معلق بودند، در فیلتر نگه داشته می‌شوند. سپس فیلترها خشک شده و برای شناسایی به آزمایشگاه ارسال می‌شوند [۱۷،۶۷]. به عنوان یک روش جایگزین، می‌توان پیش از فیلتر کردن محلول، از سانتریفیوژ برای حذف ناخالصی‌ها استفاده کرد. این روش در جداسازی میکروپلاستیک‌ها از خاک توسط کایا و همکاران [۶۸] استفاده شده است که در آن از محلول روی کلرید ( $ZnCl_2$ ) با چگالی  $1/5-1/7\text{g/cm}^3$  استفاده کردند سپس نمونه‌ها با سرعت ۴۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شدند. مایع رویی با عبور از یک توری با اندازه منافذ ۵۰۰ میکرون و فیلترهای استیل ضدزنگ با اندازه منافذ ۵۰ میکرون، فیلتر گردید. استفاده از چنین رویکردی، در صورت نیاز، می‌تواند برای نمونه‌های میکروپلاستیک موجود در هوا نیز مفید باشد.

در مطالعه‌ای، سو و همکاران [۴۶] میکروپلاستیک‌های موجود در نمونه‌های گرد و غبار جاده ابتدا با استفاده از محلول اشباع NaCl بر اساس تفاوت در چگالی از سایر ذرات جدا شدند و سپس برای حذف مواد آلی، فرآیند هضم شیمیایی با استفاده از محلول ۲ مولار NaOH انجام گرفت. به‌طور دقیق‌تر، محلول اشباع NaCl به نمونه اضافه شده و به مدت ۵ دقیقه هم زده شد. پس از ۲۴ ساعت، مایع رویی فیلتر شده و رسوبات روی فیلتر به ظروف شیشه‌ای تمیز منتقل شدند و ۱۰۰ میلی‌لیتر NaOH به آن‌ها اضافه شد. ظروف سپس به مدت ۷۲ ساعت در حمام آب در دمای ۵۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. حذف مواد معدنی ابتدا از طریق جداسازی بر اساس چگالی باعث استفاده اقتصادی‌تر از محلول‌های بعدی (مثل NaOH) می‌شود [۵۵]. با این حال، حذف مواد آلی در ابتدا این امکان را فراهم می‌کند که رسوبات حاصل از واکنش، در مرحله بعدی جداسازی بر اساس چگالی، به‌طور مؤثرتری حذف شوند.

با توجه به اینکه بیشتر ذرات مصنوعی در هوا چگالی نسبی بالایی دارند (مانند پلی‌استر)، استفاده از NaCl می‌تواند منجر به از دست رفتن ذرات و برآورد نادرست غلظت‌های محیطی شود. بنابراین، استفاده از یک محلول با چگالی زیاد، مانند NaI، برای تضمین بازیابی این الیاف توصیه می‌شود. علاوه بر این، به نظر می‌رسد استفاده از شرایط دمایی مناسب برای نمونه‌هایی با محتوای بالای مواد آلی و یا مواد معدنی امیدوارکننده باشد.

وقتی که کمی‌سازی به‌طور بصری انجام می‌شود، حضور سایر ذرات ممکن است باعث شود مقدار میکروپلاستیک‌ها بیشتر از حد واقعی برآورد شود و در نتیجه نیاز به شناسایی دقیق‌تر

آن‌ها با استفاده از طیف‌سنجی باشد. به همین دلیل، توصیه می‌شود که مواد آلی حذف شوند. علاوه بر این، الیاف و ذرات مصنوعی ممکن است با ضایعات آلی بیوژنیک پوشیده شده باشند که در صورت عدم حذف، می‌توانند با سیگنال طیف‌سنجی تداخل ایجاد کنند. همانطور که پیش‌تر ذکر شد، محلول‌های مختلفی برای این کار وجود دارد (مانند  $H_2O_2$ )، اما به طور معمول، استفاده از غلظت‌های پایین مواد شیمیایی در دماهای پایین و با دوره‌های انکوباسیون طولانی‌تر ترجیح داده می‌شود تا هم حذف مواد آلی به طور مؤثر انجام شود و هم از آسیب به میکروپلاستیک‌ها جلوگیری گردد.

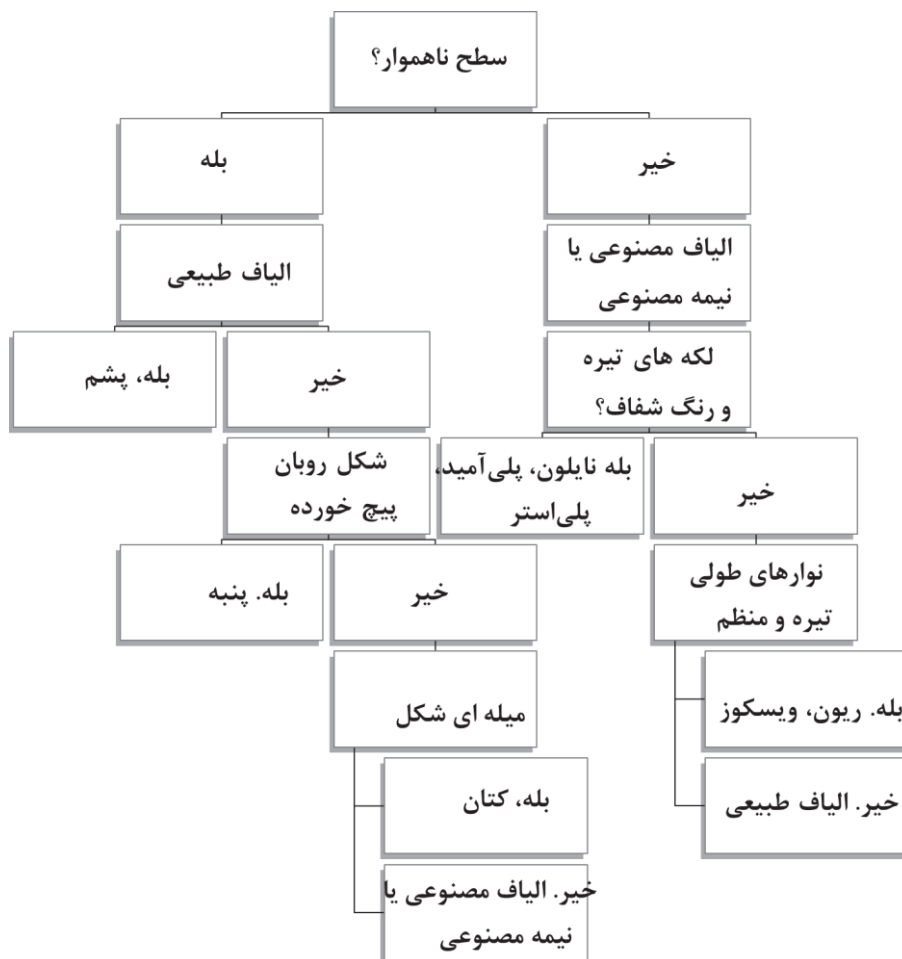
### ۲-۳. شناسایی و تجزیه و تحلیل

اندازه کوچک میکروپلاستیک‌ها یکی از بزرگ‌ترین چالش‌ها در شناسایی و تحلیل آن‌ها است، بنابراین برای به‌دست آوردن داده‌های دقیق‌تر، استفاده از روش‌های پیچیده‌تری ضروری است. همانطور که در مراحل قبلی اشاره شد، تاکنون هیچ پروتکل استاندارد که پژوهشگران را ملزم به استفاده از روش‌های خاصی برای شناسایی و ویژگی‌یابی میکروپلاستیک‌ها کند؛ به وجود نیامده است [۶۹]. روش‌هایی که در شناسایی و کمی‌سازی این آلاینده‌ها استفاده می‌شود، عمدتاً بر اساس شناسایی بصری است که به مشاهده ویژگی‌هایی مانند سطح، شکل و رنگ میکروپلاستیک‌ها بستگی دارد [۴۸].

اساسی‌ترین روش شناسایی میکروپلاستیک‌ها، شناسایی بصری است که می‌تواند با چشم غیر مسلح یا با استفاده از میکروسکوپ نوری یا استریومیکروسکوپ انجام شود [۵۴]. این دو نوع میکروسکوپ ابزارهای نوری هستند که توانایی بزرگ‌نمایی و مشاهده ذرات ریز را دارند. در عمل، میکروسکوپ‌ها قادرند ذراتی تا اندازه ۱ میکرون را شناسایی کنند [۷۰]. در اولین مطالعه بر اساس این روش، دریس و همکاران [۲۲] الیاف میکروپلاستیک را از طریق استریومیکروسکوپ<sup>۱</sup> مشاهده کردند و الیاف را بر اساس ویژگی‌های فیزیکی به دو دسته طبیعی یا مصنوعی طبقه‌بندی کردند. ویژگی‌های فیزیکی (طول، رنگ و مورفولوژی) و تعداد ذرات معمولاً با میکروسکوپ بررسی می‌شود. بر اساس گفته هوانگ و همکاران [۴۱]، استریومیکروسکوپ رایج‌ترین ابزار برای ویژگی‌یابی فیزیکی میکروپلاستیک‌های موجود در

۱- استریومیکروسکوپ یا میکروسکوپ استریو نوعی میکروسکوپ نوری است که امکان دیدن نمای سه بعدی از نمونه را فراهم می‌کند.

هوا است. علاوه بر این، استانتون و همکاران [۵۲] مشاهدات به وسیله استریومیکروسکوپ (۱۶-۱۶۰ برابر) را با میکروسکوپ (۱۰۰ برابر) ترکیب کردند تا کیفیت تصویر بهتری به دست آورند. یک نمودار (شکل ۱) برای کمک به شناسایی بصری الیاف و طبقه‌بندی آن‌ها به عنوان طبیعی یا مصنوعی، بر اساس ویژگی‌هایی مانند سطح نامنظم پلیمر، رنگ و شکل پیچ‌خورده، توسعه داده شده است. این نمودار می‌تواند به پژوهشگران در فرآیند شناسایی و تفکیک الیاف مختلف کمک کند.



شکل ۱. نمودار مورد استفاده برای توصیف بصری الیاف به عنوان طبیعی یا مصنوعی (برگرفته از رفرنس ۱۷).



استفاده از استریومیکروسکوپ گاهی با استفاده از ابزارهای نرم‌افزاری مانند Histolab®، DinoCapture 2.0 [۱۸،۲۴] یا ImageJ [۱۷،۴۳،۷۱] برای اندازه‌گیری طول میکروفیبرها همراه است. برخی از نویسندگان همچنین از دوربین دیجیتال برای به‌دست آوردن تصاویر استفاده کرده‌اند [۳۶،۴۹].

کلین و فیشر [۱۹] و دهقانی و همکاران [۴۵] از میکروسکوپ فلورسانس برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها استفاده کردند. اولین بار رنگ لیئوفیلیک نیل رد را به فیلترهای حاوی نمونه‌های میکروپلاستیک پس از پیش تصفیه اضافه شد. سپس فیلترها برای مدت ۲۴ ساعت در دمای اتاق زیر هود بخار خشک شدند. در نهایت، فیلترها به میکروسکوپ منتقل شده و تحت نور فرابنفش (۳۶۵ نانومتر) مشاهده شدند. میکروپلاستیک‌ها پس از رنگ آمیزی با نیل رد، نور را در ناحیه قابل مشاهده (با رنگ‌های زرد کم‌رنگ و قرمز) ساطع می‌کنند. این ویژگی به شناسایی آسان‌تر میکروپلاستیک‌ها کمک می‌کند و فرآیند شناسایی آنها را با استفاده از روش‌های بصری تسهیل می‌سازد. در واقع، میکروسکوپ‌های فلورسانس به دلیل ویژگی فلورسانس ضعیف برخی از پلیمرها و فلورسانس طبیعی قوی برخی مواد آلی، نمی‌توانند به طور مؤثر میکروپلاستیک‌ها را شناسایی و شمارش کنند، مگر آنکه از رنگ‌های خاص برای رنگ‌آمیزی آنها استفاده شود [۱۶،۴۵]. علاوه بر این، فلورسانس به عنوان یک روش شناسایی بصری ساده، نمی‌تواند منبع مصنوعی ذرات را تأیید کند و این امر محدودیت‌هایی در دقت شناسایی میکروپلاستیک‌ها ایجاد می‌کند.

برای تسهیل شناسایی بصری میکروپلاستیک‌ها، از رنگ‌های خاصی به‌عنوان روشی ساده و کم‌هزینه استفاده می‌شود. یکی از موثرترین این رنگ‌ها، رنگ نیل رد است [۷۲]. رنگ‌آمیزی با نیل رد باعث می‌شود میکروپلاستیک‌ها در اثر تحریک با UV (۲۵۴ نانومتر) یا نور آبی (۴۷۰ نانومتر) فلورسانس ایجاد کنند، که این ویژگی، نیل رد را به یکی از بهترین انتخاب‌ها برای تسهیل شناسایی بصری میکروپلاستیک‌ها تبدیل می‌کند [۱۷،۴۳]. پراتا و همکاران [۷۲] نشان دادند که اکثر پلیمرهایی که با نیل رد رنگ‌آمیزی می‌شوند، در هنگام تحریک با طول‌موج‌های خاص (۲۵۴ و ۴۷۰ نانومتر)، فلورسانس قوی‌تری در طیف زرد تا قرمز از خود ساطع می‌کنند. با وجود اینکه رنگ‌آمیزی با نیل رد شناسایی میکروپلاستیک‌ها را آسان‌تر می‌کند، استفاده از آن برای شناسایی الیاف جداگانه منسوجات چندان مؤثر نیست. این مشکل احتمالاً به دلیل انکسار نور از سطح ذرات مجزا است که شناسایی دقیق را دشوار می‌کند [۷۲].

بنابراین استفاده از فلورسانس، هم با رنگ‌آمیزی و هم بدون آن، هنوز در شناسایی الیاف منسوجات محدودیت دارد. علاوه بر این، مواد آلی می‌تواند منجر به برآورد نادرست و اغراق‌آمیز تعداد میکروپلاستیک‌ها و الیاف شود. نتایج به‌دست‌آمده از شناسایی بصری باید با استفاده از تکنیک‌هایی مانند طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR)<sup>(۱)</sup> یا طیف‌سنجی رامان تأیید شوند [۶۹]. این دو روش بر اساس تعامل بین مولکول‌ها و نور هستند، دقت بالایی دارند و غیر مخرب می‌باشند [۵۴].

FTIR یکی از رایج‌ترین تکنیک‌ها برای شناسایی ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌های موجود در محیط‌هایی مانند رسوبات، آب و خاک است [۴۱]. این روش طیف‌سنجی مادون قرمز را از تغییر در گشتاور دو قطبی<sup>۲</sup> تولید می‌کند [۵۴]. با این تکنیک، می‌توان طیف‌ها را در حالت‌های عبوری، بازتابی و همچنین حالت بازتاب کل تضعیف‌شده (ATR)<sup>(۳)</sup> جمع‌آوری کرد. برای تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌ها در هوا، ابزارهای با حساسیت بالا مورد نیاز است، زیرا ذرات به‌طور معمول کوچک‌تر از آنچه در سایر محیط‌ها یافت می‌شود، هستند. بنابراین، استفاده از  $\mu$ -FTIR به‌عنوان گزینه‌ای مناسب‌تر به شمار می‌رود و توسط محققان مختلف به‌طور گسترده‌ای پذیرفته شده است [۲۴،۳۶،۴۳،۴۹،۵۲]. با  $\mu$ -FTIR می‌توان نقشه‌ای با وضوح بالا از نمونه (تا ۲۰ میکرون) به‌دست آورد [۵،۵۴]. طبق گفته‌ی روچا-سانتوس و دوارته [۴۸]، طیف‌سنجی  $\mu$ -FTIR این امکان را فراهم می‌کند که نمونه‌ها به‌طور هم‌زمان مشاهده، نقشه‌برداری و طیف‌برداری شوند. طیف‌های ناشناخته سپس با طیف‌های پلیمرهای شناخته‌شده (پایگاه داده) مقایسه می‌شوند و این امکان را می‌دهد که ترکیب ذره مورد بررسی شناسایی شود [۲۶،۴۶،۴۷،۷۳]. معایب این روش شامل زمان‌بر بودن و نیاز به تجهیزات گران‌قیمت است. به همین دلیل، در شرایطی که تعداد زیادی ذره یا نمونه وجود داشته باشد، معمولاً ابتدا نمونه‌ها انتخاب می‌شوند [۵،۲۳،۴۳]. استفاده از پیش‌انتخاب مبتنی بر ویژگی‌های مورفولوژیکی می‌تواند به نتایج مثبت کاذب و حذف نتایج منفی کاذب منجر شود، مانند میکروپلاستیک‌هایی که در شناسایی بصری به‌عنوان میکروپلاستیک شناخته نمی‌شوند. همچنین، باید توجه داشت که برای شناسایی پلاستیک‌ها، طیف‌های به‌دست‌آمده از  $\mu$ -FTIR معمولاً در طول موج‌هایی

1. Fourier-Transform Infrared Spectroscopy

۲- تغییر در مومن (گشتاور) دو قطبی یک مفهوم مهم در طیف‌سنجی مادون قرمز است. این تغییر برای جذب انرژی امواج مادون قرمز توسط مولکول‌ها ضروری است.

3. Attenuated Total Reflection

بین  $500\text{ cm}^{-1}$  تا  $4000\text{ cm}^{-1}$  ثبت می‌شوند، که بسته به پروتکل تولیدکننده دستگاه ممکن است تا ۳۰ تا ۴۰ دقیقه برای رسیدن به سیگنال پایدار نیاز داشته باشد [۴۷، ۴۳، ۳۶، ۵].

کایا و همکاران [۶۸] از میکروسکوپ  $\mu$ -FTIR-ATR برای تعیین ترکیب شیمیایی میکروفیبرهای رسوب‌شده بر روی زمین و معلق در هوا در استان ساکاریا (ترکیه) استفاده کردند. ترکیب ATR با  $\mu$ -FTIR، به همراه اندازه‌گیری ذرات، امکان نقشه برداری و مشاهده نمونه‌ها را فراهم می‌کند و همچنین نوع پلیمر مورد تحلیل را تعیین می‌کند [۴۰]. با این حال، این تکنیک زمان بیشتری برای تحلیل هر نمونه نیاز دارد و هزینه بر است. از طرف دیگر، ویانلو و همکاران [۲۶] از میکروسکوپی  $\mu$ -FTIR اسپکتروسکوپی مبتنی بر آشکارساز Focal Plane Array (FPA- $\mu$ FTIR) استفاده کردند. این میکروسکوپ FTIR Cary 670 ترکیب شده است که با آشکارساز FPA مجهز شده و با طیف‌سنج FTIR Cary 670 ترکیب شده است. این ابزار دو نوع تصویر تولید می‌کند: یک تصویر بزرگ‌نمایی شده میکروسکوپی نوری و یک نقشه IR که  $3/2$  میلیون طیف را فراهم می‌کند. به دلیل حجم بالای داده‌ها، نرم‌افزاری به نام MPhunter توسعه داده شد که به‌طور خودکار ذرات موجود در سطح اسکن شده را شناسایی می‌کند. حد شناسایی این روش تا ۳۷ میکرون (در اندازه‌گیری خودکار) یا ۴۴ میکرون (در اندازه‌گیری دستی) است. با این حال، این روش چندان جذاب نیست زیرا وقت‌گیر و پرهزینه است.

اگرچه روش FTIR در مطالعات میکروپلاستیک‌ها بیشتر استفاده می‌شود، اما روش رامان نیز در این زمینه به‌کار گرفته شده است. برخلاف FTIR، طیف مولکولی رامان بر اساس قطبش‌پذیری پیوندهای شیمیایی است [۵۴]. کلاین و فیشر [۱۹] و آلن و همکاران [۱۵] از میکروسکوپ  $\mu$ -Raman برای تحلیل میکروپلاستیک‌های هوا برد استفاده کردند. طبق گفته آراجو و همکاران [۷۴]، میکروسکوپ رامان قادر است ذراتی با اندازه کمتر از ۲۰ میکرون را شناسایی کند و قدرت تفکیک آن تا ۱ میکرون است. با این حال، این تکنیک تحت تأثیر آلودگی‌های فلورسانس و وابسته به شدت سیگنال‌ها و ویژگی‌های ماده (مانند رنگ) قرار دارد. بنابراین، استفاده از این ابزار نیاز به پیش‌تصفیه برای آماده‌سازی نمونه و جلوگیری از فلورسانس پس‌زمینه دارد و علاوه بر آن وقت‌گیر است.

در واقع، FTIR و رامان تکنیک‌های مشابه و مکملی هستند که می‌توانند در شناسایی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا استفاده شوند. با این حال،  $\mu$ -FTIR بیشتر استفاده می‌شود،

زیرا تداخل کمتری با آلاینده‌ها دارد، هرچند که حد تشخیص بالاتری (۱۰-۲۰ میکرون) نسبت به طیف‌سنجی  $\mu$ -Raman دارد [۷۴].

همچنین ویژگی‌های مورفولوژیکی میکروپلاستیک‌ها و ایلاف می‌توانند با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی<sup>۱</sup> (SEM) تحلیل شوند [۱۸]. عملکرد اصلی SEM شناسایی سیگنالی است که از تعامل الکترون‌ها در سطح نمونه با پرتو الکترونی تابش شده منتشر می‌شود [۷۵]. این تکنیک امکان به‌دست آوردن تصویری از وضعیت تخریب ذرات را بر اساس ویژگی‌های سطحی فراهم می‌آورد. علاوه بر این، SEM می‌تواند با استفاده از آشکارساز طیف‌سنجی اشعه ایکس پراکندگی انرژی (EDX) انجام شود [۴۴، ۴۵]. دستگاه EDX، اشعه ایکس را که ناشی از حرکت الکترون‌ها در سطوح بالاتر به منظور ایجاد یک "حفره الکترونی" مثبت در باندهای اشغالی است، شناسایی می‌کند. این شناسایی اشعه ایکس امکان تعیین ترکیب عنصری ذره مورد تحلیل را فراهم می‌آورد [۷۵]. بنابراین، ترکیب SEM با EDX امکان شناسایی دقیق ویژگی‌های مورفولوژیکی سطح و تعیین ترکیب عنصری میکروپلاستیک‌ها را فراهم می‌آورد. با این حال، این تکنیک نیازمند زمان طولانی‌تر برای تحلیل و سرمایه‌گذاری زیاد برای تهیه تجهیزات است [۴۵]. همچنین، محدود به تعداد ذرات قابل تحلیل است و یک تکنیک تخریبی محسوب می‌شود.

برخی از محققان، مانند لیو و همکاران [۵]، از کروماتوگرافی مایع متصل به طیف‌سنجی جرمی (LCMS/MS<sup>۲</sup>) برای سنجش پلیمرهای خاص مانند PET و پلی‌کربنات‌ها استفاده کردند. در این روش، پلی‌کربنات و PET به مونومرهای خود، یعنی BPA و اسید ترفتالات (PTA)، تجزیه می‌شوند. برای این کار، محققان ۲۰ میلی‌لیتر از ۱-پنتانول را با ۰/۳ گرم نمونه و ۰/۴ گرم KOH مخلوط کردند. سپس محلول به مدت ۳۰ دقیقه در دمای ۱۳۵ درجه سانتی‌گراد با استفاده از سیستم تقطیر بازگشتی حرارت داده شد (محلول A). برای این مطالعه، آزمایشی نیز بر روی نمونه‌ای که تحت تجزیه قرار نگرفته بود (محلول B) انجام شد. برای تهیه محلول B، همان مراحل قبلی دنبال شد اما بدون اعمال حرارت. پس از آن، هر دو محلول (A و B) به

---

۱- روبشی (Scanning) به معنای حرکت دادن پرتو الکترونی به صورت خط به خط یا نقطه به نقطه روی سطح نمونه است تا تصویر ساخته شود.

2. Scanning Electron Microscopy  
3. Energy Dispersion X-Ray  
4. Liquid Chromatography Coupled with Mass Spectrometry

داخل لوله‌های شیشه‌ای منتقل شدند و ۲۰ میلی‌لیتر آب مخصوص کروماتوگرافی مایع با کارایی بالا (HPLC<sup>۱</sup>) به آن‌ها اضافه شد. لوله‌ها به مدت ۵ دقیقه با سرعت ۱۸۰ دور در دقیقه تکان داده شده و سپس برای ۵ دقیقه سانتریفیوژ شدند. عصاره‌ها به لوله‌های جدید منتقل شده و با ۵۰ میلی‌لیتر آب HPLC رقیق شدند. سپس، ۱ میلی‌لیتر از این محلول برداشت شده و با ۱۳ C12-BPA و D4-PTA (هرکدام ۵۰ نانوگرم) تقویت شد. در نهایت، آنالیت‌ها با استفاده از روش استخراج فاز جامد (SPE<sup>۲</sup>) جداسازی شده و در ۱ میلی‌لیتر متانول حل شدند تا برای تحلیل با LC-MS/MS آماده شوند. این روش، یک روش تخریبی است که برای شناسایی شیمیایی ترکیبات به کار می‌رود. بر اساس مطالعات هوانگ و همکاران [۴۱]، روش‌هایی مانند پیرولیز-کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (Py-GC-MS<sup>۳</sup>) و واجذب حرارتی-کروماتوگرافی گازی-طیف‌سنجی جرمی (TDS-GC-MS<sup>۴</sup>) نیز در تعیین جرم پلیمرها نتایج امیدوارکننده‌ای ارائه داده‌اند. با این حال، این تکنیک‌ها به دلیل تخریب نمونه، امکان تحلیل مجدد ذرات را از بین می‌برند. به علاوه، این روش‌ها قادر به ارائه اطلاعات دقیق در مورد ویژگی‌های مورفولوژیکی و تعداد ذرات که در پاسخ‌های سم‌شناختی نقش دارند، نمی‌باشند. از این رو، این روش‌ها زمانی که هدف مطالعه بررسی فیزیکی میکروپلاستیک‌ها باشد، چندان مناسب به نظر نمی‌رسند.

از میان روش‌های شناسایی مورد بحث،  $\mu$ -FTIR و  $\mu$ -Raman به دلیل امکان شناسایی سطح و ترکیبات شیمیایی بدون تخریب نمونه ترجیح داده می‌شوند. نقطه‌ضعف این روش‌ها، تداخل آلاینده‌های دیگر است که می‌تواند مانع از دریافت سیگنال شود. همچنین این تکنیک‌ها زمان‌بر بوده و برای تحلیل تعداد زیادی از ذرات به تجهیزات گران‌قیمتی نیاز دارند. برای ذرات کوچک‌تر از ۱ میکرون، که خارج از محدوده این تکنیک‌ها هستند، استفاده از SEM و LC-MS/MS توصیه می‌شود. با اینکه شناسایی بصری به دلیل هزینه پایین و دسترسی بالا مفید است، باید در تخمین غلظت‌های زیست‌محیطی احتیاط شود، زیرا اشتباه در شناسایی یکی از مشکلات رایج این روش به شمار می‌آید.

- 
1. High-Performance Liquid Chromatography
  2. Solid-Phase Extraction
  3. Pyrolysis-Gas Chromatography-Mass Spectrometry
  4. Thermal Desorption-Gas Chromatography-Mass Spectrometry

#### ۴. غلظت و نرخ رسوب میکروپلاستیک‌ها و ریزالیاف هوابرد

غلظت‌ها و نرخ رسوب میکروپلاستیک‌های هوابرد که در منابع علمی گزارش شده‌اند، به دلیل تفاوت در روش‌های نمونه‌برداری و تحلیل به‌سادگی قابل مقایسه نیستند. با این وجود، می‌توان برخی الگوها را از نظر مقیاس، توزیع مکانی، و توزیع زمانی مقادیر گزارش شده شناسایی و توصیف کرد.

وجود میکروپلاستیک‌ها در رسوبات جوی اولین بار توسط دریس و همکاران [۲۲] در دو منطقه شهری و حومه‌ای در پاریس گزارش شد. بیشتر ذرات یافت شده در مواد رسوبی، الیاف بودند که ۳۰ درصد از آن‌ها منشاء مصنوعی داشتند. در ادامه، کای و همکاران [۱۸] نمونه‌های رسوبی را از سه منطقه مختلف شهر دونگوان (چین) گزارش کردند و دریافتند که در پرتراکم‌ترین منطقه، میکروپلاستیک‌ها به میزان بیشتری وجود دارند ( $43 \pm 4$  ذره در هر مترمربع در روز). برخلاف نتایج ذکر شده، کلین و فیشر [۱۹] مشاهده کردند که میزان کل رسوب میکروپلاستیک‌ها در مناطق شهری ( $260/5 - 136/5$  ذره در مترمربع در روز) کمتر از مناطق روستایی ( $521 - 341/4$  ذره در مترمربع در روز) در هامبورگ (آلمان) بود. این تفاوت به اثر انتشار گرد و غبار از کشاورزی و اثر "رهاسازی" جنگل‌ها نسبت داده شد. همچنین، میکروپلاستیک‌ها در رسوبات مناطق پیرنه و آلپ [۱۵،۴۲] نیز شناسایی شدند، که نشان می‌دهد این ذرات می‌توانند مسافت‌های طولانی را طی کرده و در مناطق دوردست نیز رسوب کنند.

علاوه بر فعالیت‌های انسان ساخت، تغییرات فصلی شرایط اقلیمی نیز بر توزیع زمانی میکروپلاستیک‌ها اثر می‌گذارد. ژو و همکاران [۲۰] دریافتند که در شهر یان‌تای چین، میزان رسوب میکروپلاستیک‌ها در بهار و تابستان بالاتر و در پاییز کمتر است. طبق همین مطالعه، سالانه  $0/9$  تا  $1/4$  تن میکروپلاستیک از هوا به سطح شهر رسوب می‌کند.

در مورد میکروپلاستیک‌های معلق، غلظت‌ها در محیط‌های داخلی بیشتر از محیط‌های خارجی بوده است. به گفته دریس و همکاران [۲۳]، محیط داخلی منابع مختلفی از ذرات پلاستیکی مانند مواد ساختمانی، روش‌های نظافتی و مبلمان دارد. از طرف دیگر، محیط خارجی غلظت کمتری از میکروپلاستیک‌ها دارد، زیرا این محیط توانایی بالاتری در پراکندگی آلاینده‌ها دارد [۲۳].

شهرها نقش مهمی در انتشار پلاستیک‌ها در بخش‌های مختلف محیط زیست دارند [۳۶]. وانگ و همکاران [۴۹] یک سفر تحقیقاتی از دهانه رودخانه مروارید به اقیانوس شرقی هند انجام دادند که از دریای جنوبی چین نیز عبور کردند تا توزیع میکروپلاستیک‌های جوی در اقیانوس‌ها را مطالعه کنند. تراکم میکروپلاستیک‌ها در دهانه رودخانه مروارید  $(۲/۵ \pm ۴/۲)$  عدد/۱۰۰ متر مکعب) به‌طور قابل توجهی بیشتر از میزان آن در دریای شرقی هند  $(۰/۴ \pm ۰/۶)$  عدد/۱۰۰ متر مکعب) بود، که اهمیت مناطق شهری را به‌عنوان منابع انتشار میکروپلاستیک‌ها به اتمسفر را نشان می‌دهد. عامل اصلی در گسترش میکروپلاستیک‌ها از مناطق شهری به اقیانوس‌ها، باد است [۲۱،۳۶].

بیشتر میکروپلاستیک‌های شناسایی شده در هوای محیط تمایل دارند که در اندازه‌های کوچکتر تجمع پیدا کنند. دریس و همکاران [۲۳] مشاهده کردند که میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده در محیط‌های داخلی و خارجی شهر پاریس (فرانسه) در بازه اندازه‌ای ۵۰ تا ۲۵۰ میکرون قرار داشتند. این روند مشابه، توسط عباسی و همکاران [۱۶] در شهرستان عسلویه (ایران) گزارش شد، به طوری که بیش از ۷۵ درصد از ذرات در اندازه‌های کمتر از ۱۰۰ میکرون یافت شدند. در مورد الیاف، آلن و همکاران [۱۵] مشاهده کردند که بیشترین فراوانی در بازه اندازه‌ای ۱۰۰ تا ۳۰۰ میکرون بود، به طوری که بزرگترین الیاف، طولی معادل ۳۰۰۰ میکرون داشتند. کای و همکاران [۱۸] گزارش دادند که فراوانی بیشتر ذرات کوچکتر ممکن است به دلیل تجزیه و خردشدگی ناشی از قرار گرفتن در معرض تابش و اکسیژن و همچنین فرآیندهای برخورد و سایش مواد پلاستیکی باشد. روش‌های نمونه‌برداری باید به‌گونه‌ای طراحی شوند که اثرات مضر بالقوه میکروپلاستیک‌ها بر سلامت انسان را در نظر گرفته و به‌ویژه بخش‌های کوچکتر از این ذرات را هدف قرار دهند. این توجه ویژه به اندازه میکروپلاستیک‌ها برای اطمینان از دقت بیشتر در ارزیابی خطرات احتمالی و پیشگیری از آسیب‌های بهداشتی ضروری است

در نهایت، تقریباً در تمامی مطالعات، الیاف شکل غالب میکروپلاستیک‌های شناسایی شده در هوا بودند [۱۸،۲۱،۲۲،۲۴]. با این حال، مطالعه‌ی کلایین و فیشر [۱۹] استثنا بود، زیرا ۹۵ درصد از میکروپلاستیک‌های موجود در هوای هامبورگ (آلمان) قطعات بودند و باقی‌مانده آن‌ها از نوع فیلم بودند.

## ۵. نتیجه‌گیری

عوامل متعددی در توضیح عدم هماهنگی میان روش‌های نمونه‌برداری و تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌ها در هوا نقش دارند. اولین عامل به هدف مطالعه و نوع نمونه (ذرات معلق یا رسوبی) مربوط می‌شود. روش‌های نمونه‌برداری فعال اطلاعاتی درباره فراوانی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا را ارائه می‌دهند، در حالی که نمونه‌برداری غیرفعال به مطالعه ذراتی می‌پردازد که از طریق رسوب بر روی سطح از هوا جدا می‌شوند. تفاوت اصلی بین این دو روش در این است که نمونه‌برداری فعال نیازمند تجهیزات پیچیده‌تری است. با این حال، این روش نتایجی ارائه می‌دهد که می‌توان از آن‌ها برای برآورد مواجهه انسانی استفاده کرد. بنابراین، نمونه‌برداری از ذرات معلق در هوا زمانی که هدف ارزیابی غلظت‌های محیطی میکروپلاستیک‌های معلق است، ترجیح داده می‌شود، در حالی که مطالعات رسوبی می‌توانند در ارزیابی‌های روزمره (مانند ارزیابی هوای آزمایشگاه) به دلیل نیاز به تجهیزات ساده‌تر مفید باشند. با این حال، این تکنیک‌ها باید از نظر نوع فیلتر، اندازه منافذ، زمان نمونه‌برداری و حجم نمونه‌برداری استانداردسازی شوند.

پس از نمونه‌برداری، لازم است آماده‌سازی نمونه انجام شود. این کار باعث تسهیل در شناسایی و تعیین ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها می‌شود. هضم نمونه‌های جمع‌آوری‌شده به حذف بیشتر آلودگی‌های آلی طبیعی کمک می‌کند. با این حال، محققان باید توجه داشته باشند که حذف بیش از حد مواد آلی می‌تواند به آسیب یا از دست دادن میکروپلاستیک‌ها منجر شود. استفاده از محلول  $H_2O_2$  برای حذف مواد آلی طبیعی امیدوارکننده است و توسط بیشتر نویسندگان پذیرفته شده است. دیگر محلول‌های استفاده‌شده شامل  $NaOH$ ،  $HCl$ ،  $NaClO$ ،  $KOH$  و محلول فنتون می‌باشند. این محلول‌ها می‌توانند در دمای اتاق یا در دماهای بالاتر استفاده شوند. با این حال، دماهای بالا ممکن است پلیمرها را از بین ببرند. بنابراین، یک روش استاندارد برای حذف مواد آلی باید برای نمونه‌های میکروپلاستیک معلق در هوا توسعه یابد که نوع محلول، غلظت مناسب، دما و زمان واکنش را در نظر بگیرد. جداسازی با استفاده از چگالی به استخراج مؤثر میکروپلاستیک‌ها از دیگر ذرات ناخواسته کمک می‌کند. این روش از چگالی پایین بیشتر پلاستیک‌ها نسبت به دیگر مواد در نمونه‌ها (مانند مواد معدنی) بهره می‌برد. برای این منظور، باید از محلول‌های با چگالی بالاتر ( $1/5-1/ \text{Yg/cm}^3$ ) استفاده شود، مانند  $ZnCl_2$  یا  $NaI$ ، که اجازه می‌دهد پلیمرها از سایر آلاینده‌ها جدا شوند. این روش‌ها همچنین باید از نظر محلول‌ها، غلظت‌ها و زمان‌های ته‌نشینی استاندارد شوند. تکنیک  $\mu\text{-FTIR}$  به عنوان



روش ترجیحی برای تعیین ویژگی‌های شیمیایی میکروپلاستیک‌ها شناخته می‌شود. این تکنیک از طیف منحصر به فرد هر مولکول بهره می‌برد و با مقایسه با یک طیف شناخته شده، امکان شناسایی نوع ترکیب را فراهم می‌کند. از سوی دیگر، میکروسکوپ رامان در مطالعه میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های جوی توجه بیشتری را به خود جلب کرده است. اگرچه این روش مشابه FTIR است، اما کمتر استفاده می‌شود زیرا به تداخل‌های ناشی از فلورسانس پس‌زمینه و اختلالات سیگنال حساس است. با این حال، این روش قدرت تفکیک بالاتری ارائه می‌دهد. تکنیک‌های دیگری مانند SEM و EDX نیز در تعیین ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها و میکروفیبرها به کار گرفته شده‌اند. مهم‌ترین معایب این روش‌ها این است که وقت‌گیر هستند، نیاز به تجهیزات گران‌قیمت دارند و نیازمند کارکنان متخصص برای استفاده از دستگاه‌ها هستند. بنابراین، ضروری است که تکنیک‌های جدیدی توسعه یابند که با توجه به محدودیت‌های موجود در دسترس بودن تجهیزات، بتوانند به‌طور مؤثرتر میکروپلاستیک‌ها را شناسایی و تجزیه و تحلیل کنند. در این حوزه، نمودارهایی برای شناسایی بصری میکروپلاستیک‌ها بر اساس ویژگی‌های مورفولوژیکی توسعه یافته‌اند، اما طبقه‌بندی به عنوان فیبرهای مصنوعی یا طبیعی بر اساس روش‌های بصری به ندرت مؤثر است و بسیاری از فیبرها قابل شناسایی نیستند.

یک چالش عمده در تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌های موجود در هوا، پیشگیری از آلودگی نمونه‌ها است. هوا، مواد آزمایشگاهی و محلول‌ها معمولاً حاوی میکروپلاستیک‌هایی هستند که ممکن است نمونه‌ها را آلوده کنند، بنابراین نیاز به فرایندهای دقیق کنترل آلودگی است. تمامی موادی که در حین جمع‌آوری، پردازش و تحلیل نمونه‌ها استفاده می‌شوند باید از شیشه یا فلز ساخته شوند. علاوه بر این، لباس نیز یک منبع بالقوه آلودگی است. بنابراین، استفاده از روپوش‌های ۱۰۰ درصد نخی برای جلوگیری از رسوب فیبرهای مصنوعی توصیه می‌شود. با این حال، روپوش آزمایشگاهی ممکن است باعث آزاد شدن فیبرهای نخی شود که در حین شناسایی یا ویژگی‌یابی می‌توانند اشتباه گرفته شوند.

برای کنترل آلودگی متقابل، برخی از محققان فیلترها و ابزارهای تحلیلی را قبل از استفاده در کوره مافل (در دمای ۴۵۰-۵۰۰ درجه سانتی‌گراد) به مدت ۳-۴ ساعت قرار می‌دهند، یا در صورت لزوم آن‌ها را با آب مقطر فیلتر شده می‌شویند. این کار به حذف آلودگی‌های احتمالی ناشی از ناخالصی‌ها یا فیبرها کمک می‌کند. سپس، تمام مواد باید در فویل آلومینیومی پیچیده

شده یا در ظروف پتری شیشه‌ای نگهداری شوند (در مورد فیلترها). علاوه بر این، برخی از نویسندگان همچنین محلول‌های استفاده شده در طول فرایندهای آزمایشگاهی را فیلتر می‌کنند، چرا که ممکن است حاوی ذرات باشند. همچنین همیشه توصیه می‌شود که آزمایش‌های کنترل در شرایط واقعی و روش‌های مرتبط با آن به‌طور دقیق انجام شوند. این کار برای شبیه‌سازی آلودگی احتمالی از طریق استفاده از مواد و محلول‌ها انجام می‌شود.

به‌طور خلاصه، توسعه روش‌های استاندارد باید از طریق تعریف مراحل زیر انجام شود: (الف) روش‌های نمونه‌برداری (رسوب‌گذاری، معلق‌سازی)؛ (ب) تکنیک‌هایی برای جدا کردن نمونه‌ها از مواد ناخواسته (مانند ماده آلی)؛ (ج) روش‌شناسی‌های تجزیه و تحلیل و شناسایی میکروپلاستیک‌ها؛ (د) اقدامات کنترل آلودگی باید بر اساس روش‌های استاندارد که تحت اعتبارسنجی بین آزمایشگاهی قرار می‌گیرند، تدوین شوند. این روش‌ها باید از سوی سازمان‌های بین‌المللی و ملی پشتیبانی شده و اجرای آن‌ها در میان گروه‌های تحقیقاتی ترویج یابد. تنها با رعایت این توصیه‌ها، نتایج به‌دست‌آمده می‌توانند قابل مقایسه باشند و به ارزیابی معتبر خطرات بالقوه ناشی از میکروپلاستیک‌ها و میکروفیبرهای معلق در هوا برای سلامت انسان کمک کنند.

## منابع

- [1] Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. Group, 530.
- [2] GESAMP, Sources, fate and effects of MP in the marine environment: a global assessment, Rep. Stud. 90 (2015) 98. Retrieved from <http://www.imo.org>.
- [3] Ryberg, M., Laurent, A., & Hauschild, M. (2018). Mapping of global plastics value chain and plastics losses to the environment. 1–99. Retrieved from [https://gefmarineplastics.org/files/2018 Mapping of global plastics value chain and hotspots - final version r181023.pdf](https://gefmarineplastics.org/files/2018%20Mapping%20of%20global%20plastics%20value%20chain%20and%20hotspots%20-%20final%20version%20r181023.pdf).
- [4] W.C. Li, H.F. Tse, L. Fok, Plastic waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effects, *Sci. Total Environ.* 17 (2016). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>.
- [5] C. Liu, J. Li, Y. Zhang, L. Wang, J. Deng, Y. Gao, L. Yu, J. Zhang, H. Sun, Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure, *Environ. Int.* 128 (2019) 116–124. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024>.

- [6] S. Cannas, P. Fastelli, C. Guerranti, M. Renzi, Plastic litter in sediments from the coasts of South Tuscany (Tyrrhenian Sea), *Mar. Pollut. Bull.* 119 (1) (2017) 372–375. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.008>.
- [7] J.P.G.L. Frias, V. Otero, P. Sobral, Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters, *Mar. Environ. Res.* 95 (2014) 7. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.01.001>.
- [8] R.C. Thompson, Y. Olson, R.P. Mitchell, A. Davis, S.J. Rowland, A.W.G. John, A.E. Russell, Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304 (5672) (2004) 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.
- [9] A.P.W. Barrows, S.E. Cathey, C.W. Petersen, Marine environment microfiber contamination: global patterns and the diversity of microparticle origins, *Environ. Pollut.* 237 (2018) 275–284. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.062>.
- [10] J.G.B. Derraik, The pollution of the marine environment by plastic debris: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 44 (9) (2002) 11. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5).
- [11] M.A. Browne, P. Crump, S.J. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway, R. Thompson, Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks, *Environ. Sci. Tech.* 45 (21) (2011) 5. <https://doi.org/10.1021/es201811s>.
- [12] C. Schmidt, T. Krauth, S. Wagner, Export of plastic debris by Rivers into the sea, *Environ. Sci. Tech.* 51 (21) (2017) 12246–12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>.
- [13] R. Geyer, J.R. Jambeck, K.L. Law, Production, use, and fate of all plastics ever made, *Sci. Adv.* 3 (7) (2017) 25–29. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
- [14] J. Wang, X. Liu, Y. Li, T. Powell, X. Wang, G. Wang, P. Zhang, Microplastics as contaminants in the soil environment: a mini-review, *Sci. Total Environ.* 691 (2019) 848–857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209>.
- [15] S. Allen, D. Allen, V.R. Phoenix, G. Le Roux, P. Durañtez Jimenez, A. Simonneau, S. Binet, D. Galop, Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nat. Geosci.* 12 (5) (2019) 339–344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>.
- [16] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, A. Turner, F.J. Kelly, A.O. Dominguez, N. Jaafarzadeh, Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran, *Environ. Pollut.* 244 (2019) 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>.
- [17] J.C. Prata, J.L. Castro, J.P. da Costa, A.C. Duarte, M. Cerqueira, T. Rocha-Santos, An easy method for processing and identification of natural and synthetic microfibers and Collection and separation analysis of airborne microplastics 57 microplastics in indoor and outdoor air, *MethodsX* 7 (2020) 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.11.032>.
- [18] L. Cai, J. Wang, J. Peng, Z. Tan, Z. Zhan, X. Tan, Q. Chen, Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (32) (2017) 24928–24935. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>.
- [19] M. Klein, E.K. Fischer, Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany, *Sci. Total Environ.* 685 (2019) 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>.

- [20] Q. Zhou, C. Tian, Y. Luo, Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere, *Chin. Sci. Bull.* 62 (2017) 3902. <https://doi.org/10.1360/N972017-00956>.
- [21] G. Chen, Q. Feng, J. Wang, Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans, *Sci. Total Environ.* 703 (2020) 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>.
- [22] R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, M. Saad, N. Renault, B. Tassin, Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris, *Environ. Chem.* 12 (5) (2015) 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>.
- [23] R. Dris, J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, B. Tassin, A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments, *Environ. Pollut.* 221 (2017) 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>.
- [24] R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, B. Tassin, Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104 (1–2) (2016) 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.
- [25] J. Gasperi, S.L. Wright, R. Dris, F. Collard, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, F.J. Kelly, B. Tassin, Microplastics in air: are we breathing it in? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 1 (May) (2018) 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>.
- [26] A. Vianello, R.L. Jensen, L. Liu, J. Vollertsen, Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin, *Sci. Rep.* 9 (1) (2019) 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>.
- [27] S.M. Ladewig, S. Bao, A.T. Chow, Natural fibers: a missing link to chemical pollution dispersion in aquatic environments, *Environ. Sci. Tech.* 49 (21) (2015) 12609–12610. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04754>.
- [28] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, T.S. Galloway, Microplastics as contaminants in the marine environment: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (12) (2011) 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.
- [29] F. Grun, B. Blumberg, Perturbed nuclear receptor signaling by environmental € obesogens as emerging factors in the obesity crisis, *Rev. Endocr. Metab. Disord.* 8 (2) (2007) 161–171. <https://doi.org/10.1007/s11154-007-9049-x>.
- [30] Y. Mato, T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake, T. Kaminuma, Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment, *Environ. Sci. Tech.* 35 (2) (2001) 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>.
- [31] E.L. Teuten, S.J. Rowland, T.S. Galloway, R.C. Thompson, Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants, *Environ. Sci. Tech.* 41 (22) (2007) 7759–7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>.
- [32] J. Jeong, J. Choi, Adverse outcome pathways potentially related to hazard identification of microplastics based on toxicity mechanisms, *Chemosphere* 231 (2019) 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.003>.
- [33] J.C. Prata, Airborne microplastics: consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234 (2018) 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>. 58 Lin Xumiao et al.

- [34] World Health Organization, *Ambient Air Pollution: A Global Assessment of Exposure and Burden of Disease*, WHO, 2016.
- [35] J.L. Pauly, S.J. Stegmeier, H.A. Allaart, R.T. Cheney, P.J. Zhang, A.G. Mayer, R.J. Streck, Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue, *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.* 7 (5) (1998) 419–428.
- [36] K. Liu, X. Wang, T. Fang, P. Xu, L. Zhu, D. Li, Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai, *Sci. Total Environ.* 675 (2019) 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>.
- [37] W.L. Eschenbacher, K. Kreiss, M.D. Lougheed, G.S. Pransky, B. Day, R.M. Castellan, Clinical pathology workshop summary nylon flock-Associated interstitial lung disease, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 159 (2008) 2003–2008.
- [38] M.D. Lougheed, J.O. Roos, W.R. Waddell, P.W. Munt, Desquamative interstitial pneumonitis and diffuse alveolar damage in textile workers: potential role of mycotoxins, *Chest* 108 (5) (1995) 1196–1200. <https://doi.org/10.1378/chest.108.5.1196>.
- [39] S.E. Turcotte, A. Chee, R. Walsh, F.C. Grant, G.M. Liss, A. Boag, L. Forkert, P.W. Munt, M.D. Lougheed, Flock worker’s lung disease: natural history of cases and exposed workers in Kingston, Ontario, *Chest* 143 (6) (2013) 1642–1648. <https://doi.org/10.1378/chest.12-0920>.
- [40] M.B. Zobkov, E.E. Esiukova, Microplastics in a marine environment: review of methods for sampling, processing, and analyzing microplastics in water, bottom sediments, and coastal deposits, *Oceanology* 58 (1) (2018) 137–143. <https://doi.org/10.1134/S0001437017060169>.
- [41] Y. Huang, X. Qing, W. Wang, G. Han, J. Wang, Mini-review on current studies of airborne microplastics: analytical methods, occurrence, sources, fate and potential risk to human beings, *Trends Analyt. Chem.* 125 (2020) 115821. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115821>.
- [42] M. Bergmann, S. Mutzel, S. Primpke, M.B. Tekman, J. Trachsel, G. Gerdt, White and € wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic, *Sci. Adv.* 5 (8) (2019) 1–11. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>.
- [43] S.L. Wright, J. Ulke, A. Font, K.L.A. Chan, F.J. Kelly, Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport, *Environ. Int.* 136 (2020) 105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>.
- [44] Y. Li, L. Shao, W. Wang, M. Zhang, X. Feng, W. Li, D. Zhang, Airborne fiber particles: types, size and concentration observed in Beijing, *Sci. Total Environ.* 705 (2020) 135967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135967>.
- [45] S. Dehghani, F. Moore, R. Akhbarizadeh, Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (25) (2017) 20360–20371. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1>.
- [46] L. Su, B. Nan, N.J. Craig, V. Pettigrove, Temporal and spatial variations of microplastics in roadside dust from rural and urban Victoria, Australia: implications for diffuse pollution, *Chemosphere* 252 (2020) 126567. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126567>.
- [47] S. Yukioka, S. Tanaka, Y. Nabetani, Y. Suzuki, T. Ushijima, S. Fujii, H. Takada, Q. Van Tran, S. Singh, Occurrence and characteristics of microplastics in surface road dust in

- Kusatsu (Japan), Da Nang (Vietnam), and Kathmandu (Nepal), *Environ. Pollut.* 256 (2020) 113447. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113447>.
- [48] T. Rocha-Santos, A.C. Duarte, A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment, *Trends Analyt. Chem.* 65 (September 2017) (2015) 47–53. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>. Collection and separation analysis of airborne microplastics 59.
- [49] X. Wang, C. Li, K. Liu, L. Zhu, Z. Song, D. Li, Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source, *J. Hazard. Mater.* 389 (September 2019) (2020) 121846. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121846>.
- [50] N. Asrin, A. Dipareza, Microplastics in ambient air (case study: Urip Sumoharjo street and Mayjend Sungkono street of Surabaya City, Indonesia), *Int. J. Adv. Res. Basic Appl. Sci.* 6 (1) (2019) 54–57 (Retrieved from <http://www.iaetsdjaras.org/gallery/11-january-864.pdf>).
- [51] T. Stanton, M. Johnson, P. Nathanail, W. MacNaughtan, R.L. Gomes, Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time, *Environ. Pollut.* 263 (2020) 114481. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114481>.
- [52] T. Stanton, M. Johnson, P. Nathanail, W. MacNaughtan, R.L. Gomes, Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by ‘natural’, not microplastic, fibres, *Sci. Total Environ.* 666 (2019) 377–389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.278>.
- [53] K. Munno, P.A. Helm, D.A. Jackson, C. Rochman, A. Sims, Impacts of temperature and selected chemical digestion methods on microplastic particles, *Environ. Toxicol. Chem.* 37 (1) (2018) 91–98. <https://doi.org/10.1002/etc.3935>.
- [54] J.C. Prata, J.P. da Costa, A.C. Duarte, T. Rocha-Santos, Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review, *Trends Analyt. Chem.* 110 (2019) 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>.
- [55] M. Nuelle, J.H. Dekiff, D. Remy, E. Fries, A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments, *Environ. Pollut.* 184 (2014) 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>.
- [56] A.I. Catarino, R. Thompson, W. Sanderson, T.B. Henry, Development and optimization of a standard method for extraction of microplastics in mussels by enzyme digestion of soft tissues, *Environ. Toxicol. Chem.* 36 (4) (2017) 947–951. <https://doi.org/10.1002/etc.3608>.
- [57] A. Dehaut, A.L. Cassone, L. Fre`re, L. Hermabessiere, C. Himber, E. Rinnert, G. Rivie`re, C. Lambert, P. Soudant, A. Huvet, G. Duflos, I. Paul-Pont, Microplastics in seafood: benchmark protocol for their extraction and characterization, *Environ. Pollut.* 215 (2016) 223–233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>.
- [58] A. Karami, A. Golieskardi, C.K. Choo, N. Romano, Y.B. Ho, B. Salamatinia, A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish, *Sci. Total Environ.* 578 (2017) 485–494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>.
- [59] T. Naidoo, K. Goordiyal, D. Glassom, Are nitric acid (HNO<sub>3</sub>) digestions efficient in isolating microplastics from juvenile fish? *Water Air Soil Pollut.* 228 (12) (2017). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3654-4>.

- [60] S. Kuhn, B. van Werven, A. van Oyen, A. Meijboom, E.L. Bravo Rebolledo, J.A. van € Franeker, The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms, *Mar. Pollut. Bull.* 115 (1–2) (2017) 86–90. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.034>.
- [61] S. Roch, A. Brinker, Rapid and efficient method for the detection of microplastic in the gastrointestinal tract of fishes, *Environ. Sci. Tech.* 51 (8) (2017) 4522–4530. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00364>.
- [62] G. Erni-Cassola, M.I. Gibson, R.C. Thompson, J.A. Christie-Oleza, Lost, but found with Nile red: a novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20 µm) in environmental samples, *Environ. Sci. Tech.* 51 (23) (2017) 13641–13648. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04512>.
- [63] S. Sujathan, A.K. Kniggendorf, A. Kumar, B. Roth, K.H. Rosenwinkel, R. Nogueira, Heat and bleach: a cost-efficient method for extracting microplastics from return activated sludge, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 73 (4) (2017) 641–648. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0415-8>. 60 Lin Xumiao et al.
- [64] S. Ziajahromi, P.A. Neale, L. Rintoul, F.D.L. Leusch, Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: development of a new approach to sample wastewaterbased microplastics, *Water Res.* 112 (2017) 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>.
- [65] W. Courtene-Jones, B. Quinn, F. Murphy, S.F. Gary, B.E. Narayanaswamy, Optimisation of enzymatic digestion and validation of specimen preservation methods for the analysis of ingested microplastics, *Anal. Methods* 9 (9) (2017) 1437–1445. <https://doi.org/10.1039/c6ay02343f>.
- [66] L. Van Cauwenberghe, L. Devriese, F. Galgani, J. Robbins, C.R. Janssen, Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects, *Mar. Environ. Res.* 111 (2015) 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>.
- [67] V. Hidalgo-Ruz, L. Gutow, R.C. Thompson, M. Thiel, Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification, *Environ. Sci. Tech.* 46 (6) (2012) 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.
- [68] T.A. Kaya, M. Yurtsever, C. S. Bayraktar, Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air, *Eur. Phys. J. Plus* 133 (11) (2018). <https://doi.org/10.1140/epjp/i2018-12372-7>.
- [69] C.E. Enyoh, A.W. Verla, E.N. Verla, F.C. Ibe, C.E. Amaobi, Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks, *Environ. Monit. Assess.* 191 (11) (2019). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7842-0>.
- [70] V.S. Kulkarni, C. Shaw, Microscopy Techniques, in: *Essential Chemistry for Formulators of Semisolid and Liquid Dosages*, 2016, pp. 183–192. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-801024-2.00010-8>.
- [71] F. De Falco, M. Cocca, M. Avella, R.C. Thompson, Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: a comparison between polyester clothing with differing textile parameters, *Environ. Sci. Technol.* 54 (6) (2020) 3288–3296. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06892>.
- [72] J.C. Prata, V. Reis, J.T.V. Matos, J.P. Costa, A.C. Duarte, T. Rocha-santos, A new approach for routine quantification of microplastics using Nile red and automated

software (MP-VAT), *Sci. Total Environ.* 690 (2019) 1277–1283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.060>.

- [73] Q. Qiu, Z. Tan, J. Wang, J. Peng, M. Li, Z. Zhan, Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 176 (2016) 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.012>.
- [74] C.F. Araujo, M.M. Nolasco, A.M.P. Ribeiro, P.J.A. Ribeiro-Claro, Identification of microplastics using Raman spectroscopy: latest developments and future prospects, *Water Res.* 142 (2018) 426–440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>.
- [75] A.K. Singh, Experimental methodologies for the characterization of nanoparticles, in: *Engineered Nanoparticles*, 2016. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-801406-6.00004-2>.





## فصل ۴

### جابه‌جایی و تغییرات میکروپلاستیک‌های هوابرد

#### فهرست اختصارات

---

<b>ALK</b>	Alkyd resin
<b>ATBC</b>	Acetyltributyl Citrate
<b>DDT</b>	Dichlorodiphenyltrichloroethane
<b>DOA</b>	Di-Octyladipate
<b>DPP</b>	Dipentyl Phthalate
<b>PCB-209</b>	Decachlorobiphenyl
<b>EASM</b>	East Asian Summer Monsoon
<b>EP</b>	Epoxy resin
<b>EVA</b>	Ethylene Vinyl Acetate
<b>FTIR</b>	Fourier Transform Infrared Spectroscopy
<b>HMs</b>	Heavy Metals
<b>HYSPLIT</b>	Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory
<b>MF</b>	Melamine Formaldehyde
<b>MPs</b>	Microplastics
<b>NPs</b>	Nanoplastics
<b>NC</b>	Natural Cotton
<b>NW</b>	Natural Wool
<b>NR</b>	Nile Red
<b>PAEs</b>	Phthalic Esters
<b>PBL</b>	Planetary Boundary Layer
<b>PLM</b>	Polarized Light Microscope
<b>PA</b>	Polyamides

<b>PAA</b>	Polyacrylamide
<b>PAN</b>	Polyacrylonitrile
<b>PAHs</b>	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
<b>PCBs</b>	Polychlorinated Biphenyls
<b>PE</b>	Polyethylene
<b>PES</b>	Polyester
<b>PET</b>	Polyethylene Terephthalate
<b>PLA</b>	Polylactic Acid
<b>PMMA</b>	Polymethyl Methacrylate
<b>POPs</b>	Persistent Organic Pollutants
<b>PP</b>	Polypropylene
<b>PS</b>	Polystyrene
<b>PTFE</b>	Polytetrafluoroethylene
<b>PUR</b>	Polyurethanes
<b>PVC</b>	Polyvinyl Chloride
<b>SEM-EDS</b>	Scanning Electron Microscope and Energy Dispersive Spectrometer
<b>TGA-MS</b>	Thermogravimetry Coupled to Mass Spectrometry
<b>UV</b>	Ultraviolet
<b>UNEP</b>	United Nations Environment Programme
<b>VOC</b>	Volatile Organic Compounds

## ۱. مقدمه

پلاستیک به واسطه استفاده گسترده، توزیع وسیع آن در محیط‌های مختلف، سمیت‌های متعدد، انباشت زیستی، اثرات زیست‌محیطی و پایداری بالا، به یک آلودگی نوظهور تبدیل شده است [۱،۲]. از زمان آغاز تولید و استفاده پلاستیک در مقیاس وسیع در سال ۱۹۵۰، تولید پلاستیک در دهه‌های گذشته به سرعت رشد کرده است. با این حال، بازیافت آن نسبتاً پایین است و بیشتر پلاستیک‌ها وارد محیط زیست می‌شود و ممکن است برای قرن‌ها در طبیعت باقی بمانند [۳،۴]. Geyer و همکاران تأکید کردند که تولید جهانی پلاستیک تا سال ۲۰۵۰ به حدود ۲۵ میلیارد تن مترمکعب خواهد رسید؛ علاوه بر این، اگر روندهای کنونی مدیریت زباله‌های پلاستیکی ادامه یابد، تا آن زمان حدود ۱۲،۰۰۰ تن زباله پلاستیکی وارد محیط زیست خواهد شد [۴]. در سال‌های اخیر، توجه فزاینده‌ای به این موضوع شده است که فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی باعث می‌شوند پلاستیک‌های موجود در محیط به قطعاتی با اندازه میکرون تبدیل شوند که به عنوان میکروپلاستیک شناخته می‌شوند و وارد

محیط‌های بزرگتر می‌گردند [۱]. میکروپلاستیک‌ها به دلیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی منحصر به فرد خود، به یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست‌محیطی تبدیل شده‌اند که توسط دانشمندان محیط زیست، سازمان‌های غیر دولتی و رسانه‌های عمومی در سراسر جهان مورد توجه قرار گرفته است [۳، ۵۶].

توماسون و همکاران برای اولین بار مفهوم میکروپلاستیک‌ها را مطرح کردند [۳]. میکروپلاستیک‌ها به هر نوع ذره مصنوعی جامد یا ماتریس پلیمری، با شکل منظم یا نامنظم، با اندازه‌های بین ۱ میکرون تا ۵ میلی‌متر و غیرحل‌شونده در آب اطلاق می‌شود [۷]. میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از کربن و اکسیژن تشکیل شده‌اند [۸، ۹] و می‌توانند به دو دسته اولیه و ثانویه تقسیم شوند. میکروپلاستیک‌های اولیه به ذرات پلاستیکی کوچکی گفته می‌شود که به طور مستقیم وارد محیط زیست می‌شوند، مانند الیاف مصنوعی ناشی از البسه و مبلمان و ریزکره‌های پلیمری در لوازم آرایشی و محصولات مراقبت شخصی؛ میکروپلاستیک‌های ثانویه از فرسایش یا تجزیه اشیای پلاستیکی بزرگ (شامل پلاستیک‌های اولیه) به وجود می‌آیند [۸، ۱۰، ۱۱]. شستن منسوجات و اصطکاک تایرهای خودرو از مهم‌ترین راه‌های تولید میکروپلاستیک‌های ثانویه هستند [۱۲]. مطالعات متعددی حضور گسترده میکروپلاستیک‌ها را در محیط‌های مختلفی همچون آب [۳]، رسوبات [۱۳]، هوا [۱۴] و خاک [۱۵] شناسایی کرده‌اند. میکروپلاستیک‌ها حتی در بدن حیوانات و انسان‌ها نیز شناسایی شده‌اند [۱۶، ۱۷].

میکروپلاستیک‌ها به دلیل اندازه کوچک، نرخ پایین تجزیه‌پذیری بیولوژیکی و پایداری زیست‌محیطی، به‌عنوان حامل‌های اولویت‌دار آلاینده‌های محیطی شناخته می‌شوند. از یک سو، میکروپلاستیک‌ها قادرند آلاینده‌های آلی پایدار، مانند PAHs، PCBs، آفت‌کش‌ها و فلزات سنگین را جذب کنند [۱، ۱۲]. از سوی دیگر، زمانی که میکروپلاستیک‌ها در معرض شرایط مختلف محیطی قرار می‌گیرند، ممکن است بیوفیلم‌های میکروبی بر روی سطح آن‌ها تشکیل شود یا حتی به‌عنوان حامل پاتوژن‌های میکروبی عمل کنند [۱، ۱۸]. لیو و شاور نشان دادند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند انتقال SARS-CoV-2 (ویروس کرونا) را در هوا به مدت زمان و مسافت‌های طولانی‌تری گسترش دهند، زیرا این ویروس قادر است مدت زمان بیشتری (۷۲ ساعت) روی سطح میکروپلاستیک‌ها زنده بماند، در حالی که در قطرات آئروسول تنها ۳ ساعت دوام دارد [۱۹]. بنابراین، میکروپلاستیک‌ها ممکن است آلاینده‌های ثانویه شدیدتری تولید کرده و سمیت بالاتری داشته باشند. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها ممکن

است از طریق زنجیره غذایی منتقل شده و در نهایت به موجودات بالاتر در زنجیره غذایی آسیب برسانند. میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان یکی از آلاینده‌های نوظهور محیطی در سطح جهانی توسط برنامه محیط زیست سازمان ملل متحد (UNEP<sup>۱</sup>) معرفی شده‌اند [۵،۲۰]. اگرچه در دهه‌های اخیر تحقیقات گسترده‌ای در زمینه میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های دریایی و آب شیرین، انجام شده است، اما تحقیقات محدودتری به آلودگی میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های زمینی، به‌ویژه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، اختصاص یافته است.

هوا بخش مهمی از اکوسیستم زمینی است و فقط ماده حیاتی در تاریخ زندگی انسان‌ها و سایر موجودات زنده نیست، بلکه حامل مهمی برای جابجایی انواع آلاینده‌ها، مانند میکروپلاستیک‌ها، PAHs، PCBs و مشابه آن‌ها نیز به شمار می‌آید [۱،۱۴،۲۱]. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به‌عنوان آلاینده‌های نوظهور در میان سایر آلاینده‌های اتمسفر شناخته می‌شوند. از زمانی که میکروپلاستیک‌ها برای اولین بار در سال ۲۰۱۵ در رسوبات جوی شناسایی شدند، توجه زیادی را به خود جلب کرده و حتی موجب بحث‌های جدیدی در سطح جهانی شده‌اند [۱۰،۱۴،۲۲]. هوا به‌عنوان یکی از منابع انتقال میکروپلاستیک‌ها به سایر محیط‌ها عمل می‌کند. برخی پژوهشگران اشاره کرده‌اند که میکروپلاستیک‌ها در خاک و آب‌های سطحی می‌توانند وارد هوا شوند و فراوانی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا نیز به‌عنوان یک منبع مهم بالقوه برای سایر اکوسیستم‌ها، از جمله اکوسیستم‌های زمینی و آبی، محسوب می‌شود [۲۳،۲۴]. به دلیل اندازه کوچک، چگالی پایین و نرخ تجزیه ضعیف میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، این ذرات به راحتی می‌توانند توسط موجودات زنده، استنشاق یا بلعیده شوند و تهدیدات بلندمدتی برای سلامت انسان و اکوسیستم‌ها ایجاد کنند [۲۱]. لو و همکاران نشان دادند که قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها هم بر موش‌های سالم و هم بر موش‌های آسمی تأثیر می‌گذارد و با افزایش سطح TNF- $\alpha$ <sup>۲</sup>، نفوذ سلول‌های التهابی و تجمع قابل توجه ماکروفاژهای برونکوآلوئولار<sup>۳</sup> همراه است [۲۵].

#### 1. United Nations Environment Programme

۲- TNF- $\alpha$  (فاکتور نکروز توموری آلفا) یک سیتوکین پیش‌التهابی است که نقش مهمی در سیستم ایمنی بدن ایفا می‌کند. این پروتئین عمدتاً توسط ماکروفاژها تولید می‌شود، اما سلول‌های دیگر مانند لنفوسیت‌های T، سلول‌های B و سلول‌های کشنده طبیعی نیز آن را تولید می‌کنند.

۳- در آلوئول‌های ریه قرار دارند و اولین خط دفاعی در برابر ذرات استنشاقی و پاتوژن‌ها هستند.

با این حال، آلودگی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا تقریباً اجتناب‌ناپذیر است [۲۶]. اخیراً، جوامع بین‌المللی مجموعه‌ای از تدابیر کنترلی را برای مدیریت آلودگی میکروپلاستیک‌ها و خطرات بالقوه آن‌ها اتخاذ کرده‌اند. به‌عنوان مثال، کنترل میکروپلاستیک‌ها از منبع (مانند ممنوعیت استفاده از کیسه‌های پلاستیکی) یکی از مؤثرترین و پایدارترین روش‌ها برای جلوگیری از آلودگی محیط‌زیست با میکروپلاستیک‌ها در نظر گرفته می‌شود. در حال حاضر، مقررات مربوط به تولید و استفاده از میکروپلاستیک‌ها هنوز محدود است و میزان میکروپلاستیک‌های معلق در هوا همچنان در حال افزایش است [۱۱، ۲۷]. با این حال، درک کمی از میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به‌ویژه در زمینه جابجایی و تغییر شکل آن‌ها وجود دارد. این فصل رفتارهای زیست‌محیطی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا را به‌عنوان یک آلاینده نوظهور جمع‌بندی کرده و به بررسی تحقیقات موجود در مورد میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌پردازد، هرچند که دانش کنونی در مورد جابجایی و تغییر شکل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا هنوز محدود است. این فصل در سه بخش به شرح زیر مورد بررسی قرار می‌گیرد: (۱) انواع و توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، (۲) جابجایی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، و (۳) تغییر شکل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا.

## ۲. طبقه‌بندی و توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

برای درک فرآیند جابجایی و تغییر شکل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، پژوهشگران ابتدا باید با طبقه‌بندی و توزیع این میکروپلاستیک‌ها آشنا شوند. تحقیقات متعددی تأیید کرده‌اند که میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های داخلی و خارجی حضور دارند [۲۴].

پلاستیک‌ها یا مواد پیش‌ساز آن‌ها معمولاً در تمام جنبه‌های زندگی روزمره مانند منسوجات (لباس‌های الیاف مصنوعی، ژاکت‌های پشمی و پتوها)، بسته‌بندی مواد غذایی یا محصولات (کیسه‌های پلاستیکی، بطری‌ها و جعبه‌ها)، مصالح ساختمانی و خودروسازی، وسایل پزشکی، کالاهای خانگی و محصولات مراقبت شخصی به‌طور گسترده استفاده می‌شوند [۱۲، ۲۴، ۲۸]. این آلاینده‌ها می‌توانند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم (از طریق فرسایش و تجزیه) میکروپلاستیک‌ها را تولید کرده و آن‌ها را وارد هوا کرده و باعث آلودگی وسیع شوند. منسوجات مصنوعی به‌عنوان منبع اصلی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در نظر گرفته می‌شوند [۲۹، ۳۰]. ثابت شده است که هر قطعه لباس می‌تواند حدود ۱۹۰۰ الیاف را در هر بار شستشو آزاد کند [۳۱]. جدیدترین مطالعات نشان داده‌اند که شیوع ویروس کرونا منجر به

افزایش مصرف ماسک‌های یک‌بار مصرف شده است. این در حالی است که ماسک‌های یک‌بار مصرف که به‌طور مؤثر مدیریت نمی‌شوند، می‌توانند منبع بالقوه دیگری برای انتشار میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر باشند [۳۲].

ماسک‌های استفاده شده ( $78/42 \pm 183$  ذره در هر عدد) نسبت به ماسک‌های نو ( $403/5 \pm 1246/62$  ذره در هر عدد) ظرفیت آزادسازی میکروپلاستیک بیشتری دارند [۳۲]. شایان ذکر است که نوع و توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌تواند بر رفتار زیست محیطی آن‌ها در اکوسیستم تأثیر بگذارد. بر اساس مورفولوژی، ترکیب شیمیایی و الگوی توزیع فضایی میکروپلاستیک‌ها، می‌توان منابع و مسیرهای بالقوه انتقال میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر را تحلیل کرد [۳۳]. بنابراین، درک نوع و توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا برای تحلیل جابجایی و تغییرات آن‌ها در اتمسفر از اهمیت بالایی برخوردار است.

## ۲-۱. طبقه بندی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

میکروپلاستیک‌های معلق در هوا انواع مختلفی دارند که شامل الیاف، تکه‌ها، فیلم‌ها، ریزکره‌های پلیمری و فوم‌ها می‌شوند. الیاف، نوع غالب میکروپلاستیک‌های معلق در هوا هستند [۲۴، ۳۴]. بر اساس ترکیب شیمیایی، می‌توان آن‌ها را به رزین آلکید (ALK)<sup>۱</sup>، رزین اپوکسی (EP)<sup>۲</sup>، اتیلن وینیل استات (EVA)<sup>۳</sup>، ملامین فرمالدهید (MF)<sup>۴</sup>، پنبه طبیعی (NC)<sup>۵</sup>، پشم طبیعی (NW)<sup>۶</sup>، پلی‌آکرلامید (PAA)<sup>۷</sup>، PA، پلی‌آکرلامید (PAA)<sup>۷</sup>، PES، PE، PAN، پلی‌لاکتیک اسید (PLA)<sup>۸</sup>، PET، PVC، PP، PMMA، PS، PUR، PTFE و سایر موارد [۱۲، ۲۷، ۳۵، ۳۶] تقسیم‌بندی کرد.

میکروپلاستیک‌ها بسته به ویژگی‌های شیمیایی خود می‌توانند به پلیمرهای زیست‌تخریب‌پذیر و غیرزیست‌تخریب‌پذیر تقسیم شوند [۳۵]. حتی در مناطق مشابه و شرایط یکسان مورفولوژی و/یا ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا کاملاً مشابه یکدیگر نیست. گاستون و

- 
1. Alkyd Resin
  2. Epoxy Resin
  3. Ethylene Vinyl Acetate
  4. Melamine Formaldehyde
  5. Natural Cotton
  6. Natural Wool
  7. Polyacrylamide
  8. Polylactic Acid

همکاران با استفاده از تکنیک‌های مختلف میکروسکوپی، حضور بقایا و میکروپلاستیک‌های فیبری را در هوای داخلی و خارجی تأیید کردند و دریافتند که میکروپلاستیک‌ها در هوا نفوذ کرده‌اند، به طوری که PVC در هوای داخلی بیشترین مقدار را دارد و پس از آن PE قرار دارد [۲۴]. وایت و همکارانش گزارش دادند که در مرکز لندن، بیشترین تعداد میکروپلاستیک‌های فیبری ناشی از پلیمرها (۶۷ درصد) بودند، که پس از آن PET (۱۹ درصد) و PA (۹ درصد) قرار داشتند، در حالی که در میکروپلاستیک‌های غیرفیبری، هشت نوع پلیمر مصنوعی شامل PE، PET، PP، PS، PUR، PVC شناسایی شدند [۳۶].

## ۲-۲. توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

گزارش‌ها حاکی از آن است که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در شهرهای پرجمعیت برخی کشورها، مانند چین [۳۷] و اندونزی [۲۸] در آسیا، فرانسه [۳۸]، بریتانیا [۳۶] و اسپانیا [۳۹] در اروپا، ایالات متحده [۲۴] در آمریکا، استرالیا [۴۰] در اقیانوسیه، و حتی در مناطق دورافتاده غیرقابل دسترس مانند قطب شمال [۹،۴۱] شناسایی شده‌اند. میکروپلاستیک‌ها نه تنها در نزدیکی سطح زمین بلکه در ارتفاعات بالای جو (PBL) و حتی بالاتر از لایه مرزی سیاره نیز یافت شده‌اند [۳۹].

به طور کلی، در یک منطقه خاص، غلظت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در نواحی با چگالی جمعیت بالا ممکن است بیشتر از نواحی کم‌جمعیت باشد. همچنین، نواحی نزدیک به منابع آلودگی ممکن است غلظت بالاتری نسبت به نواحی دورتر از این منابع داشته باشند، چراکه انتشار آلاینده‌ها در هوا افزایش می‌یابد. علاوه بر این، غلظت میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های داخلی بیشتر از محیط‌های خارجی است و در ارتفاعاتی که انسان‌ها تنفس می‌کنند، غلظت میکروپلاستیک‌ها بیشتر از ارتفاعات بالاتر است [۲۷].

به عنوان مثال، غلظت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در مناطق شهری (۲۲۴ ذره در هر مترمکعب) بیشتر از مناطق روستایی (۱۰۱ ذره در هر مترمکعب) بود [۴۲]. گونزالس-پلیتیر و همکارانش نشان دادند که غلظت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به تدریج با دور شدن از مناطق شهری کاهش می‌یابد. غلظت میکروپلاستیک‌ها از ۶۵/۴ ذره در هر مترمکعب که در مناطق شهری تا ۱۳/۸ ذره در هر مترمکعب در مناطق روستایی متغیر بود [۳۹]. لویی و



همکاران نشان دادند که غلظت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا از نوع الیاف و قطعات، به‌طور نمایی با افزایش فاصله کاهش می‌یابد. این غلظت‌ها از ۷۹ میلی‌گرم در هر گرم وزن خشک در نزدیکی سایت‌ها (مقابل محل دفن زباله) شروع شده و به ۱۳ میلی‌گرم در هر گرم وزن خشک در فاصله متوسط (۲۰۰ متر) و به ۷ میلی‌گرم در هر گرم وزن خشک در فاصله دور (۱۵۰۰ متر) از محل دفن زباله می‌رسد [۴۳]. اخیراً مطالعه‌ای نشان داد که میزان میکروپلاستیک‌ها در هوای داخلی (۱۵۸۳ ذره در هر مترمکعب) به‌طور قابل توجهی (۱۸۹ ذره در هر مترمکعب) بیشتر از هوای خارجی است [۴۲]. نتایج مشابهی توسط گاستون و همکاران به دست آمد، و آن‌ها دریافتند که میکروپلاستیک‌ها در هوای دانشگاهی، در جزایر سواحل جنوبی کالیفرنیا نفوذ کرده‌اند، به طوری که در داخل فضای بسته دو برابر هوای خارجی بود و دلیل احتمالی این است که لباس‌ها، میلمان، فرش‌ها و فیلترهای هوا همه منابع بالقوه الیاف جوی هستند [۲۴]. علاوه بر این، هوای خارجی نسبت به هوای داخلی فرصت بیشتری برای ترکیب با هوای تازه‌تر یا تمیزتر دارد که باعث افزایش تمایل به رقیق شدن می‌شود. با این حال، به دلیل محدودیت‌های تکنیک‌های کنونی شناسایی، سطح میکروپلاستیک‌های غیرقابل شناسایی در محیط ممکن است دست‌کم گرفته شود. بنابراین، می‌توان استنباط کرد که نسبت به آنچه که تاکنون گزارش شده است ممکن است میکروپلاستیک‌های بیشتری به‌ویژه میکروپلاستیک‌هایی که اندازه کمتری از ۵۰ میکرون دارند در هوا وجود داشته باشد [۲۳]. در مجموع، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در سرتاسر جهان به‌طور گسترده توزیع شده‌اند، که این امر می‌تواند به جابجایی و تغییر شکل آن‌ها نسبت داده شود.

### ۳. مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

با افزایش مصرف پلاستیک در سطح جهانی، تعداد میکروپلاستیک‌هایی که وارد محیط زیست می‌شوند به‌طور تدریجی در حال افزایش است. بسیاری از محققان دریافتند که هوا نه تنها منبع و مخزن میکروپلاستیک‌ها است، بلکه یک محیط مهم برای مهاجرت آنها نیز به‌شمار می‌آید. مهاجرت آلودگی‌های زیست‌محیطی به جابجایی فضایی آن‌ها در محیط اطلاق می‌شود که منجر به غنی‌سازی، پخش و ناپدید شدن آن‌ها می‌شود. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق هوا جابجا شده و در محیط‌های زمینی و آبی رسوب کنند؛ همچنین می‌توانند از اقیانوس به خشکی مهاجرت کنند. علاوه بر این، بارش میکروپلاستیک‌ها ممکن است یک منبع عمده از این آلاینده‌ها باشد که به‌طور پیوسته وارد اکوسیستم‌های زمینی و آبی

می‌شود [۲۴]. اخیراً یک مطالعه شبیه‌سازی شده در اسپانیا نشان داد که بیشتر میکروپلاستیک‌ها بیش از ۱۰۰۰ کیلومتر از منبع یا نقاط نمونه‌برداری خود مهاجرت کرده و به اروپای مرکزی و در نهایت به جنوب انگلستان، فرانسه و بلژیک رسیدند [۳۹].

### ۳-۱. روش‌های تحقیق در زمینه مهاجرت میکروپلاستیک‌ها

#### ۳-۱-۱. روش‌های تعیین و تحلیل

ترکیب شیمیایی و ویژگی‌های مورفولوژیکی آلاینده‌ها می‌تواند برای ردیابی مهاجرت آن‌ها استفاده شود [۱۱]. بنابراین، تحلیل کیفی و کمی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به منظور تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن‌ها، پیش‌نیاز ضروری برای مطالعه بیشتر مهاجرت میکروپلاستیک‌ها در هوا به‌شمار می‌آید. با این حال، هیچ روش استاندارد برای تعیین و تحلیل نمونه‌های میکروپلاستیک‌های معلق در هوا پیشنهاد نشده است [۲۷، ۴۴]. با این وجود، این فصل روش‌های موجود برای تحلیل آن‌ها را بررسی کرده است که عمدتاً شامل تحلیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی می‌باشد [۲۱]. در حال حاضر، ساده‌ترین و رایج‌ترین روش‌های شناسایی، مشاهده بصری و شناسایی میکروسکوپی هستند که می‌توانند میکروپلاستیک‌های معلق در هوا را به‌طور اولیه شناسایی کرده و ویژگی‌های فیزیکی آنها را تحلیل کنند.

ویژگی‌های فیزیکی میکروپلاستیک‌ها، از جمله شکل، اندازه، رنگ و براقیت، می‌توانند با استفاده از میکروسکوپ‌هایی مانند استریومیکروسکوپ [۲۲]، میکروسکوپ فلورسانس [۳۶]، میکروسکوپ الکترونی روبشی و میکروسکوپ نوری قطبی (PLM) [۸] مشاهده شوند. علاوه بر این، رنگ‌آمیزی با نیل رد می‌تواند به شناسایی میکروسکوپی میکروپلاستیک‌ها کمک کند. نیل رد یک رنگ چربی‌دوست است که برای رنگ‌آمیزی میکروپلاستیک‌ها به‌منظور تسهیل شناسایی و تحلیل آن‌ها در نمونه‌ها استفاده می‌شود. اتصال نیل رد به برخی میکروپلاستیک‌ها موجب تابش فلورسانس آن‌ها می‌شود و این امکان را فراهم می‌کند که تجزیه و تحلیل دقیق‌تری از نمونه‌ها انجام شود [۳۶]. مزیت این روش عملیات ساده و هزینه پایین آن است، به‌ویژه در مواردی که امکان دسترسی به تجهیزات تحلیلی گران‌قیمت وجود ندارد. با این حال، این روش ممکن است با مشکلاتی مواجه شود زیرا مشاهدات کاملاً به ناظر بستگی دارد. عواملی همچون ذهنیت فرد، طبیعت نمونه‌ها، شکل و اندازه می‌توانند بر نتایج

بررسی تأثیر بگذارند. علاوه بر این، شناسایی بصری زمانی که اندازه ذرات مورد بررسی کاهش می‌یابد، به‌ویژه در مورد میکروپلاستیک‌های کوچکتر از ۵۰ میکرون، چالش‌برانگیزتر می‌شود. مشکل دیگر در شناسایی بصری میکروپلاستیک‌ها این است که میکروپلاستیک‌های فرسوده ممکن است تغییراتی در مورفولوژی خود داشته باشند، که احتمال اشتباه در شناسایی آن‌ها را به‌طور قابل توجهی افزایش می‌دهد [۲۷،۴۴].

برای تحلیل ویژگی‌های شیمیایی، FTIR و طیف‌سنجی رامان از جمله روش‌های رایج هستند که به‌طور گسترده‌ای استفاده شده‌اند [۲۷،۳۹]. تحلیل FTIR یکی از پرکاربردترین روش‌ها در تحلیل ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا است. FTIR به‌عنوان یک تکنیک ایده‌آل برای استفاده گسترده شناخته می‌شود که به‌طور مستقیم انواع ترکیبات شیمیایی که یک میکروپلاستیک نامشخص را تشکیل می‌دهند، با مقایسه طیف نمونه با طیف‌های یک ماده شناخته‌شده در کتابخانه‌ها شناسایی می‌کند [۲۷]. برای تعیین ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌های مشکوک، معمولاً سیگنال‌ها در حالت انعکاس به‌دست می‌آیند و محدوده طیفی از ۵۰۰ تا  $4000\text{ cm}^{-1}$  تنظیم می‌شود [۳۶]. در حال حاضر، محققان بیش از دوازده نوع میکروپلاستیک معلق در هوا را با روش FTIR شناسایی کرده‌اند [۳۹]. با این حال، به‌دست آوردن طیف FTIR واضح از میکروپلاستیک‌های کوچک و منحنی دشوار است که هنوز نتوانسته‌اند بر آن غلبه کنند [۴۵]. تحلیل FTIR زمان‌بر است و نیاز به پژوهشگران آموزش‌دیده برای انجام آن دارد. علاوه بر این، FTIR دستگاهی گران‌قیمت است [۲۷]. بنابراین، این روش محدودیت‌هایی برای شناسایی تعداد زیادی از نمونه‌های میکروپلاستیک به وسیله FTIR ایجاد می‌کند. طیف‌سنجی رامان نیز یک تکنیک رایج برای شناسایی ترکیبات میکروپلاستیک در محیط اتمسفر است [۱۱،۴۴]. عملکرد این، دستگاه به‌این‌صورت است که یک لیزر با طول‌موج واحد به سمت میکروپلاستیک‌ها هدایت می‌شود که انواع مختلفی از تحریک‌ها را به‌دلیل بازتابش، پراکندگی و جذب نمونه ایجاد می‌کند و به این ترتیب ترکیب نمونه شناسایی می‌شود [۴۴]. این روش می‌تواند میکروپلاستیک‌هایی با اندازه‌ی کوچک‌تر از ۱۰ میکرون را تجزیه و تحلیل کند. برخی از مزایای این روش شامل نیاز به مقادیر کمی از میکروپلاستیک‌ها و تولید نتایج بسیار قابل اعتماد است و به‌ویژه این که اطمینان حاصل می‌شود که نمونه‌ها در طول شناسایی تخریب نمی‌شوند، که این امکان را برای تحلیل‌های بیشتر فراهم می‌آورد [۲۷].

در سال‌های اخیر، برخی از روش‌های دیگر نیز برای تحلیل و ارزیابی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا توسعه یافته و مورد استفاده قرار گرفته‌اند. به‌عنوان مثال، SEM-EDX برای مشاهده تصاویر با وضوح بالا از مورفولوژی میکروپلاستیک‌های انتخابی و شناسایی ترکیب عنصری سطح میکروپلاستیک‌ها استفاده شده است. با استفاده از SEM-EDX، عباسی و همکاران ۲۱ تصویر با وضوح بالا از ویژگی‌های سطحی و اطلاعات کیفی ترکیب عنصری ۷ نمونه به‌دست آوردند. در نتایج آن‌ها، میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از کربن و اکسیژن (و نیتروژن برای ریزکره‌های پلاستیکی) تشکیل شده بودند. با این حال، استفاده از این روش در مقیاس بزرگ دشوار است، زیرا به زمان و نیروی انسانی زیادی نیاز دارد. علاوه بر این، ترموگراویمتری همراه با طیف‌سنجی جرمی (TGA-MS)<sup>۱</sup> برای کمی‌سازی میکروپلاستیک‌ها توسعه یافته است [۸]. پنالور و همکاران تحلیل کمی میکروپلاستیک‌های PS را در هوای اطراف مناطق کشاورزی با استفاده از TGA-MS انجام دادند. آن‌ها متوجه شدند که غلظت متوسط میکروپلاستیک‌های PS برابر با ۳۵/۹۷ نانوگرم در مترمکعب در اتمسفر منطقه مورد مطالعه بوده و نشان دادند که حد تشخیص و کمی‌سازی به ترتیب ۷/۷ و ۲۵/۸ نانوگرم در مترمکعب بوده است [۴۶].

به‌طور کلی، روش‌های تحلیل کنونی به دلیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی منحصر به فرد میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، محدودیت‌هایی دارند. بنابراین، در آینده نیاز است تا توسعه و بهبود روش‌های تحلیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا تقویت شود و روش‌های کیفی و کمی استاندارد شده تدوین گردد تا تحلیل دقیق آن‌ها پیشرفت کند و پایه‌گذاری فنی برای تحقیقات وسیع‌تر و آینده‌نگرانه در زمینه میکروپلاستیک‌ها فراهم شود.

### ۳-۱-۲. روش‌های محاسبه سرعت رسوب میکروپلاستیک‌ها

سرعت رسوب میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌تواند با استفاده از معادله قانون استوکس محاسبه شود [۳۶]، که به شرح زیر است:

$$V_t = \frac{gd^2(p_p - p_m)}{18\mu}$$

که در آن  $g$  نیروی جاذبه،  $d$  قطر ذره،  $p_p$  چگالی ذره،  $p_m$  چگالی محیط و  $\mu$  ویسکوزیته

محیط است، که در اینجا محیط مورد نظر هوا است. با استفاده از معادله قانون استوکس، رایب و همکاران نرخ رسوب میکروپلاستیک‌های فیبری و غیر فیبری را در مرکز لندن محاسبه کردند و نتایج به ترتیب  $۱۶۲ \pm ۷۱۲$  و  $۵۹ \pm ۳۲$  ذره بر متر مربع در روز به دست آمد؛ نرخ رسوب کل فیبرها و میکروپلاستیک‌های غیر فیبری  $۱۶۷ \pm ۷۷۱$  ذره بر متر مربع در روز بود [۳۶].

### ۳-۱-۳. مدل مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

مدل ترکیبی تک ذره لاگرانژی یکپارچه (HYSPLIT)<sup>۱</sup> یکی از پرکاربردترین مدل‌ها در زمینه حمل و نقل و پخش در علوم هوا و اتمسفر است. HYSPLIT به‌عنوان یک سیستم کامل، قادر به محاسبه مسیرهای حرکت توده‌های هوایی و شبیه‌سازی‌های پیچیده حمل و نقل، پخش، تغییرات شیمیایی و رسوب است. این مدل از ترکیب رویکرد لاگرانژی و روش اولیبری برای انجام محاسبات استفاده می‌کند [۴۷]. HYSPLIT به یک مدل رایج برای مهاجرت جوی میکروپلاستیک‌ها در هوا تبدیل شده است و تحلیل مسیر برگشتی یکی از کاربردهای محبوب آن به شمار می‌رود [۳۶، ۳۹، ۴۸]. در یک مطالعه شبیه‌سازی اخیر در مادرید مرکزی، اسپانیا (منطقه‌ای با تراکم جمعیتی بالا به میزان ۵۲۶۶ نفر در هر کیلومتر مربع)، با استفاده از تحلیل مسیر حرکت توده‌های هوایی مشخص شد که میکروپلاستیک‌ها پس از ۲۴ ساعت حدود ۴۰۰ کیلومتر به سمت شمال اسپانیا مهاجرت کرده‌اند و می‌توانند بیش از ۱۰۰۰ کیلومتر جابجا شوند تا اینکه رسوب کنند [۳۹].

آلن و همکاران از این روش برای توصیف مسیرهای مهاجرت میکروپلاستیک‌ها نسبت به شرایط جوی ثبت شده استفاده کردند. آن‌ها دریافتند که در نواحی کم‌جمعیت (دره‌های اولوسله-پن<sup>۲</sup>، ارکه<sup>۳</sup> و ماسات<sup>۴</sup>، بر فراز گوزت-نیز<sup>۵</sup>)، اثر میکروپلاستیک‌ها از منطقه یا ناحیه منبع به‌طور تقریبی ۲۸ کیلومتر به سمت شمال غرب تا جنوب غرب گسترش دارد [۴۸]. با استفاده از مدل HYSPLIT و تحلیل مسیر برگشتی، وایت و همکاران حمل و نقل بلندبرد

1. Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory

۲- چشمه Aulus-les-Bains در جنوب غربی فرانسه است.

۳- Ercé نام یک دره در فرانسه

۴- در جنوب غربی فرانسه

۵- Guzet-Neige در پیرنه فرانسه

میکروپلاستیک‌ها به سایت اندازه‌گیری را بررسی کردند [۳۶]. نتایج نشان داد که ناحیه اثر میکروپلاستیک‌های ذخیره شده در مرکز لندن بیشتر در خود منطقه شهری و جنوب‌شرق انگلستان متمرکز بوده است. همچنین، ناحیه اثر میکروپلاستیک‌های فیبری (۶۴۰ تا ۸۷۰۰ کیلومتر مربع) بزرگتر از ناحیه اثر میکروپلاستیک‌های غیر فیبری (۱۸۶ تا ۸۷۵ کیلومتر مربع) بود. این تحقیقات نشان داد که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند در عرض چند روز بین نواحی و کشورهای دوردست جابجا شوند [۳۶].

### ۳-۲. مسیرهای مهاجرت

مهاجرت آلودگی‌ها (از جمله میکروپلاستیک‌ها) در محیط، شامل مهاجرت مکانیکی، مهاجرت فیزیکی-شیمیایی و مهاجرت بیولوژیکی است (شکل ۱). بر اساس نتایج گزارش شده، مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا عمدتاً از طریق مهاجرت مکانیکی است و حمل و نقل جوی نقش حیاتی در پخش آلودگی میکروپلاستیک‌ها در سطح جهانی ایفا می‌کند [۳۹].



شکل ۱. مهاجرت میکروپلاستیک‌های موجود در هوا در محیط، از جمله مسیرهای مهاجرت مکانیکی (آ)، مهاجرت فیزیکی-شیمیایی (ب) و مهاجرت بیولوژیکی (ج).

## ۳-۲-۱. مهاجرت مکانیکی

اتمسفر و باد مسیره‌های مهمی برای مهاجرت منطقه‌ای و جهانی مواد معلق هستند. نخست، انتشار جوی و انتقال از طریق هوا یکی از مسیره‌های اصلی انتقال بسیاری از میکروپلاستیک‌ها در محیط به‌شمار می‌رود. میکروپلاستیک‌ها به‌دلیل اندازه کوچک و چگالی پایین، به‌طور بالقوه قابلیت انتقال به هوا را دارند و به‌راحتی توسط نوسانات جوی جابه‌جا می‌شوند. این ویژگی‌ها موجب می‌شود که میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های هوایی، زمینی و آبی منتقل شده و حتی در این محیط‌ها وارد چرخه‌های زیست‌محیطی شوند [۲۷، ۴۹]. از سوی دیگر، به دلیل وزن سبک، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند در داخل یا خارج از فضا معلق مانده و در مسافت‌های کوتاه مهاجرت کنند [۲۷]. سایت‌های ساختمانی و گرد و غبار سطحی از عوامل اصلی تولیدکننده ذرات فیزیکی هستند. غلظت این ذرات فیزیکی در ارتفاع ۱/۵ متری از سطح زمین ( $1.6/7 \times 10^3$  فیبر در میلی‌لیتر) بیشتر از غلظت آن‌ها در ارتفاع حدود ۱۸ متری ( $1.4/1 \times 10^3$  فیبر در میلی‌لیتر) بود این موضوع نشان می‌دهد که ذرات عمدتاً از سطح زمین منشأ گرفته، دوباره معلق شده‌اند و حتی به مسافت‌های دورتری نیز مهاجرت کرده‌اند [۹].

دریس و همکاران نشان دادند که غلظت بالاتر فیبرها (شامل میکروپلاستیک‌ها) در هوای داخل ساختمان نسبت به هوای خارج از ساختمان، نشان‌دهنده این است که بخشی از فیبرها می‌توانند از داخل به خارج از طریق تبادل هوا منتقل شده و رقیق‌تر شوند [۵۰]. از سوی دیگر، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا نیز می‌توانند از طریق مهاجرت جوی در مسافت‌های طولانی منتقل شوند. میکروپلاستیک‌ها نه تنها در شهرها بلکه در اقیانوس‌ها و مناطق دورافتاده (مانند قطب جنوب و قطب شمال) و حتی در ارتفاعات بالا نیز وجود دارند، که نشان‌دهنده این است که میکروپلاستیک‌ها احتمالاً از طریق جو پراکنده شده و به وسیله باد منتقل می‌شوند [۳۳، ۳۶]. برخی مطالعات تأیید کرده‌اند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق مهاجرت جوی به مناطق دورافتاده و کم‌جمعیت منتقل شوند و پیش از نشست به سطح زمین، اثرات زیست‌محیطی بالقوه‌ای بر جای بگذارند [۳۶، ۳۹، ۴۸]. به عنوان مثال، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند تا فاصله ۱۰۰۰ کیلومتر منتقل شوند [۳۹]. با تجزیه و تحلیل نمونه‌های جمع‌آوری شده از مناطق دورافتاده (یخ‌های دریایی در تنگه فران و آلپ سوئیس) و مناطق پرجمعیت (برمن، بایرن)، برگمان و همکاران دریافتند که میکروپلاستیک‌ها در تمام این نمونه‌ها شناسایی شده‌اند [۴۱]. انواع مختلفی از میکروپلاستیک‌ها (مانند PET) در نمونه‌های برفی آلپ اثریش، در ارتفاع حدود ۳۱۰۰ متر، که از هرگونه فعالیت انسانی دور بود، شناسایی

شدند [۵۱]. علاوه بر این، جریان‌های جوی مانند بادهای استوایی شرقی و بادهای موسمی، یکی دیگر از مسیرهای مؤثر در انتقال میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به مناطق دورافتاده محسوب می‌شوند. محققان در یک مطالعه که طی فصل موسمی تابستانی شرق آسیا (EASM) انجام شد، تلاش کردند تا اثر الگوهای فصلی را بر مهاجرت میکروپلاستیک‌های جوی به‌طور کامل بررسی و درک کنند. تجزیه و تحلیل‌های مسیر توده هوایی نشان داد که فصول تابستانی شرق آسیا، مسیر مهاجرتی برای میکروپلاستیک‌های جوی از ویتنام، فیلیپین و مالزی به جنوب شرقی چین فراهم می‌آورد. علاوه بر این، جریان میکروپلاستیک‌های جوی به قاره تقریباً ۴/۳۷ تا ۴/۳۸ تن متریک در سال بود که از طریق بادهای موسمی تابستانی جهانی و بادهای موسمی تابستانی آسیای شمالی و آمریکای شمالی منتقل می‌شد [۳۳].

تخلیه جوی آلاینده‌های هوا بخش مهمی از مهاجرت و گردش آن‌ها در محیط زیست است و یکی از منابع مهم آلاینده‌ها در مناطق دورافتاده و آب‌های سطحی نیز به شمار می‌رود [۵۲]. میکروپلاستیک‌های جوی همچنین می‌توانند از طریق تخلیه جوی از جو به محیط‌های زمینی و آبی مهاجرت کنند یا روی سطوح گیاهان و ساختمان‌ها رسوب کنند. تخلیه جوی به دو دسته خشک و مرطوب تقسیم می‌شود. تخلیه خشک عمدتاً ناشی از پخش آشفته، رسوب به دلیل گرانش و انتشار مولکولی است، در حالی که تخلیه مرطوب عمدتاً آلاینده‌ها را از جو به سایر محیط‌های طبیعی از طریق بارش باران یا برف و مشابه آن منتقل می‌کند. پس از رسوب، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند بر سیستم‌های زمینی تأثیر بگذارند یا از طریق رواناب به سیستم‌های آبی منتقل شوند [۳۸،۵۳]. بسیاری از مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌های جوی در شهرها می‌توانند با نرخ مشخصی از طریق تخلیه جوی به سطح زمین مهاجرت کنند (جدول ۱). به‌طور تقریبی برآورد شده است که بین ۳ تا ۱۰ تن الیاف هر ساله از طریق بارش جوی در پاریس (۲۵۰۰ کیلومتر مربع) رسوب می‌کنند [۳۸]. غلظت میکروپلاستیک‌ها از ۱۷۵ تا ۳۱۳ ذره در متر مربع در روز در بارش جوی از شهر دونگ گوان، چین متغیر بود [۳۷]. در مرکز لندن، میکروپلاستیک‌ها با نرخ‌های رسوبی از ۵۷۵ تا ۱۰۰۸ میکروپلاستیک در متر مربع در روز شناسایی شدند، و نرخ کل رسوب ترکیب میکروپلاستیک‌های الیافی و غیر الیافی ۷۷۱ میکروپلاستیک در متر مربع در روز بود [۳۶]. در حالی که رسوب روزانه میکروپلاستیک‌ها در پاریس (۱۱۰ پلاستیک در متر مربع در روز) و دونگ گوان (۳۶ پلاستیک در متر مربع در روز) نسبت به لندن نسبتاً کم‌تر بود [۳۷،۳۸].



جدول ۱. میزان رسوب میکروپلاستیک‌های هوابرد در برخی مکان‌ها.

مکان	نوع نمونه برداری	شکل	نوع پلیمر	نرخ رسوبدهی	منابع
پاریس—دانشگاه Est Creteil، فرانسه	جوی	الیاف	مشخص نیست	۱۱۸ ذره در متر مربع در روز	[۱۴]
مرکز لندن، انگلستان	نمونه‌های رسوبات جوی	الیاف، قطعات، فیلم‌ها، دانه‌ها، فوم‌ها	.PES، .PAN، .PUR، .PA، .PET، .PE، .PS، .PP، PVC	۷۱۲ الیاف میکروپلاستیک در متر مربع در روز، ۵۹ غیرالیافی در متر مربع در روز	[۳۶]
منطقه پرجمعیت، فرانسه	رسوبات جوی	الیاف	پنبه، پشم، .PET، .PUR	۱۱۰ ذره در متر مربع در روز	[۳۸]
پاریس، منطقه کم‌جمعیت، فرانسه	رسوبات جوی	الیاف	پنبه، پشم، .PET، .PUR	۵۳ ذره در متر مربع در روز	[۳۸]
سیدنی، استرالیا	داخلی	الیاف، قطعات، فیلم‌ها	.PET، .PES، .PE، .PA	۳۰۹۵ الیاف در متر مربع در روز	[۴۰]
کوه‌های پیرنه، فرانسه	نمونه‌های رسوبات جوی	قطعات، فیلم‌ها، الیاف	.PP، .PE، .PS، .PET، .PVC	۲۴۹ قطعه در متر مربع در روز، ۷۳ فیلم در متر مربع در روز، ۴۴ الیاف در متر مربع در روز	[۴۸]
پاریس، مرکز شهر، فرانسه	داخلی	الیاف	مواد طبیعی، پتروشیمی (پلیمرهای پلاستیکی)	۱۵۸۶ تا ۱۱۱۳۰ الیاف در متر مربع در روز	[۵۰]
دونگان، چین	رسوبات جوی	الیاف، قطعات، فیلم‌ها، فوم‌ها	.PP، .PE، .PS	۱۷۵ تا ۳۱۳ ذره در متر مربع در روز	[۵۰]
گوانگژو منطقه شهری، چین	نمونه‌های رسوبات جوی	الیاف، فیلم‌ها، قطعات، میکروبیدها	.PET، .PP، .PA، .PAN، .ALK، .EP، .PS	۱۱۴ ذره در متر مربع در روز	[۵۴]

از سوی دیگر، نتایج نظرسنجی‌های اخیر نشان می‌دهد که با وجود قرار داشتن این مناطق در نواحی دورافتاده و فاصله داشتن از شهرهای پرجمعیت، رسوب مستقیم میکروپلاستیک‌ها از طریق فرآیندهای جوی نیز در آن‌ها مشاهده شده است. به عنوان مثال، نرخ رسوب میکروپلاستیک‌ها در یک حوضه کوهستانی دورافتاده و کم جمعیت در کوه‌های پیرنه فرانسه به میزان  $249 \pm 365$  تکه،  $73$  فیلم و  $44$  الیاف در متر مربع در روز بود، با میانگین رسوب روزانه  $365 \pm 49$  متر مربع در روز (ذرات کوچک‌تر از  $5$  میکرون) [۴۸]. میکروپلاستیک‌ها همچنین می‌توانند از هوا به لایه برف و سطح برف در منطقه نزدیک به رصدخانه سونلیک اتریش، در ارتفاع حدود  $3100$  متر، از طریق رسوب خشک و مرطوب رسوب کنند. علاوه بر این، مشخص شد که اثر رسوب خشک در این منطقه نسبت به رسوب مرطوب برجسته‌تر است، و در دوره‌های بدون بارش، سطوح بالاتری از میکروپلاستیک‌ها از طریق رسوب خشک روی سطح برف رسوب می‌کنند [۵۱]. در نهایت، رسوب جوی میکروپلاستیک‌ها نه تنها به‌طور مستقیم وارد اکوسیستم‌های زمینی می‌شود، بلکه از طریق این مسیر می‌تواند به‌راحتی به اقیانوس‌ها منتقل شده و بر روی اکوسیستم‌های دریایی تأثیر بگذارد. سپس، میکروپلاستیک‌های رسوب کرده ممکن است دوباره به هوا بازگشته و مجدداً حمل شوند، که باعث ایجاد یک چرخه پویا از میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم جهانی می‌شود [۳۳، ۴۹] (شکل ۲).

### ۳-۲-۲. مهاجرت فیزیکی-شیمیایی

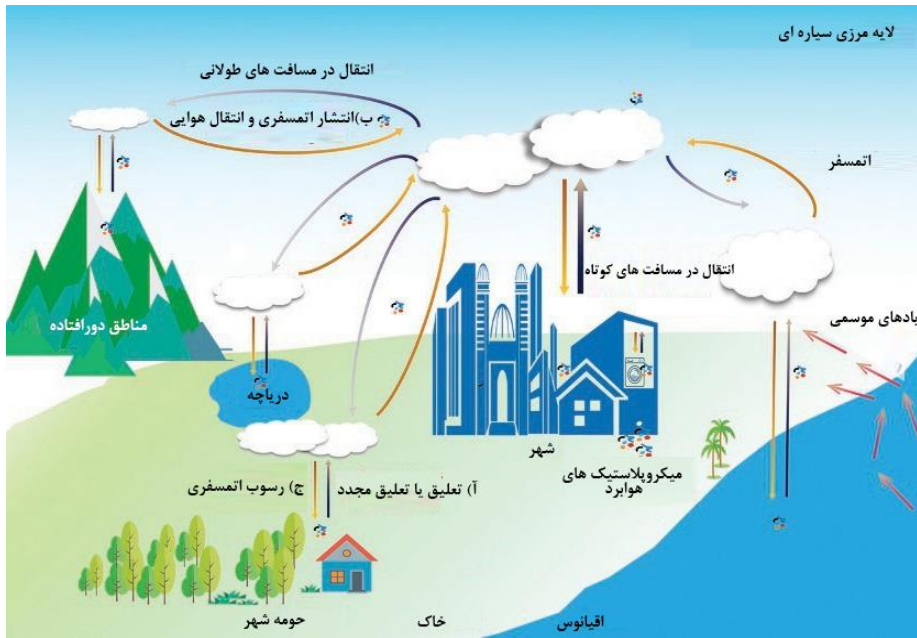
اخیراً گزارش‌های بسیار کمی در مورد مهاجرت فیزیکی-شیمیایی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا وجود داشته است. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به دلیل مساحت سطح بزرگ و آگریزی خود، حامل خوبی برای آلاینده‌ها، مانند فلزات سنگین (HMs<sup>۱</sup>) و آلاینده‌های آلی پایدار (POPs<sup>۲</sup>) هستند [۴۹]. بنابراین، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ممکن است همراه با مهاجرت این مواد مضر جابه‌جا شوند.

### ۳-۲-۳. مهاجرت بیولوژیکی

پلاستیک‌ها می‌توانند از طریق فرآیندهای جذب، متابولیسم، رشد و مرگ موجودات به اکوسیستم‌های مختلف وارد شوند و همچنین از طریق زنجیره‌ها و شبکه‌های غذایی منتقل گردند (شکل ۳) [۵۵]. مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند

1. Heavy Metals  
2. Persistent Organic Pollutants

توسط میکروارگانیسم‌ها، گیاهان، حیوانات و حتی انسان‌ها جذب شوند [۳۱،۴۳،۵۶]. میکروپلاستیک‌های جذب‌شده توسط موجودات زنده می‌توانند با فعالیت‌های زیستی آن‌ها مهاجرت کنند. شواهدی ارائه شده است که نشان می‌دهد میکروپلاستیک‌ها (ذرات کروی فلورسانت پلی‌استایرن) می‌توانند در مراحل مختلف زندگی (از لارو به پیوپا<sup>۱</sup> و بالغ) و زیستگاه‌های مختلف پشه *Culex pipiens* منتقل شوند و میکروپلاستیک‌ها را از اکوسیستم‌های آبی به اکوسیستم‌های زمینی (شامل هوا) گسترش دهند. علاوه بر این، انتقال بستگی به اندازه ذره دارد؛ هرچه اندازه ذره کوچکتر باشد، نرخ انتقال بالاتر است و مهاجرت در میان حشرات آسان‌تر می‌شود [۵۷].



**شکل ۲.** مهاجرت مکانیکی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، از جمله تعلیق یا معلق مجدد (A)، انتشار اتمسفر و حمل و نقل هوایی (B) و رسوب اتمسفر (C)، که منجر به مهاجرت میکروپلاستیک‌های موجود در هوا به مهاجرت در فواصل کوتاه و/یا مهاجرت در فواصل طولانی می‌شود.

۱- پیوپا یکی از مراحل رشد حشرات است که بین مرحله لاروا و بلوغ قرار دارد.



**شکل ۳.** مهاجرت بیولوژیکی میکروپلاستیک‌های موجود در هوا، از جمله مهاجرت با مرحله زندگی (آ)، در طول زنجیره غذایی (ب) و از طریق فعالیت‌های زندگی (ج).

اخیراً، مطالعه‌ای نشان داده است که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، از یک محل دفن زباله در ایتالیا، به سطح گلسنگ‌ها (*Flavoparmelia caperata*) از طریق مهاجرت مکانیکی منتقل شده و سپس جذب شدند. پس از آن، میکروپلاستیک‌ها در تمام گلسنگ‌های جمع‌آوری شده نزدیک محل دفن زباله شناسایی گردیدند [۴۳]. می‌توان حدس زد که این میکروپلاستیک‌های جذب شده ممکن است با رشد، تولیدمثل و سایر فعالیت‌های زندگی گلسنگ‌ها مهاجرت کنند [۴۳]. علاوه بر این، حضور میکروپلاستیک‌ها در مدفوع انسان نیز این فرضیه را بیشتر تایید می‌کند [۵۸].

به طور کلی، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از محل اولیه انتشار خود به صدها یا حتی هزاران کیلومتر دورتر منتقل شده و به مناطقی برسند که هیچ فعالیت انسانی در آنجا وجود ندارد. در نهایت، این ذرات ممکن است به رسوب کنند یا حتی دوباره وارد چرخه اکوسیستم شوند [۳۹]. با این حال، به دلیل پیچیدگی و تنوع محیط، فرآیند مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا قطعاً تحت تأثیر عوامل زیادی قرار خواهد گرفت.

### ۳-۳. عوامل مؤثر بر مهاجرت

چندین عامل می‌توانند بر مهاجرت و پراکندگی ذرات معلق در هوا تأثیر بگذارند. سرنوشت و پراکندگی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به شدت به ویژگی‌های ذاتی این میکروپلاستیک‌ها و شرایط محیطی مانند شرایط جوی، وضعیت زمین‌شناسی و توپوگرافی وابسته است [۱۲، ۲۱، ۳۱، ۳۳].

#### ۳-۳-۱. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

ویژگی‌های ذاتی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، از جمله ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی (مانند شکل، چگالی، اندازه، بار خارجی، تخلخل و آبدوست بودن)، می‌توانند بر فرآیند مهاجرت میکروپلاستیک‌ها در هوا و زمان گردش آنها در اکوسیستم تأثیر بگذارند [۱۲]. اولاً، اشکال مختلف میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ویژگی‌های متفاوتی دارند و توانایی مهاجرت آنها بر اساس مورفولوژیشان متفاوت است. میکروفیبرها نسبت به سایر اشکال قابلیت تعلیق بیشتری در هوا دارند [۸]. سرعت‌های نشست میکروپلاستیک‌های غیرفیبری و فیبری به ترتیب ۰/۳۲ و ۰/۰۶ متر بر ثانیه در مرکز لندن بودند. در عین حال، میکروپلاستیک‌های فیبری (۶۰ کیلومتر) نسبت به میکروپلاستیک‌های غیرفیبری (۱۲ کیلومتر) در سرعت باد ۵ متر بر ثانیه مسافت بیشتری را طی می‌کنند [۳۶]. ثانیاً، اندازه ذرات کوچک‌تر و چگالی کمتر میکروپلاستیک‌های معلق مشابه، مهاجرت آنها را آسان‌تر می‌کند، زیرا این ذرات تمایل دارند که مدت بیشتری در هوا بمانند [۲۱، ۳۱]. گزارش‌ها حاکی از آن است که اندازه ۲۰ میکرون ممکن است اندازه بحرانی برای یافتن فیبرها در هوا باشد، زیرا این فیبرها به راحتی معلق می‌شوند و تقریباً ۸۰ درصد از ذرات فیبری معلق در هوا دارای اندازه ۵ تا ۲۰ میکرون هستند. علاوه بر این، فیبرهایی که بزرگ‌تر از این اندازه هستند، به طور معمول برای مدت طولانی در هوا باقی نمی‌مانند و مسافت طولانی‌تری را جابه‌جا نمی‌کنند. همچنین، تحقیقات نشان داده‌اند که هرچه ارتفاع از سطح زمین بیشتر باشد، نسبت میکروپلاستیک‌ها در ذرات فیبری هوا افزایش می‌یابد [۹]. این نتایج ممکن است به این دلیل باشد که میکروپلاستیک‌های فیبری سبک‌تر هستند و بنابراین راحت‌تر مهاجرت می‌کنند. علاوه بر این، جذب و انتقال میکروپلاستیک‌ها توسط حیوانات هوایی و زمینی به نظر می‌رسد که بیشتر برای میکروپلاستیک‌های کوچک‌تر اتفاق بیفتد [۵۷].

### ۳-۳-۲. غلظت‌های اصلی و گرادیان عمودی

غلظت‌های اصلی و گرادیان عمودی می‌توانند بر پراکندگی انواع ذرات معلق در هوا در محیط‌های داخلی و خارجی تأثیر بگذارند [۳۱، ۵۳]. به دلیل معلق شدن مجدد ذرات، غلظت میکروپلاستیک‌های موجود در هوا در نزدیکی منابع آلودگی بیشتر است، این ذرات می‌توانند وارد جو شوند و قبل از ته نشینی، توسط بادهای فاصله‌های دور منتقل شوند [۳۹]. دریس و همکارانش، سقوط اتمسفری میکروپلاستیک‌ها را در دو سایت مختلف شهری و حومه شهری مطالعه کردند و دریافتند که میانگین سقوط اتمسفری در یک محیط شهری تراکم  $(96 \pm 110)$  ذره بر متر مربع در روز) بیشتر از محیط حومه شهری کم‌تراکم  $(38 \pm 53)$  ذره بر متر مربع در روز) بود، که این ممکن است دلیل اصلی این باشد که شهرها نسبت به حومه‌ها منابع آلودگی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا بیشتری دارند [۳۸]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق هوا مسافت‌هایی تا ۹۵ کیلومتر و بیش از ۱۰۰۰ کیلومتر در یک منطقه دورافتاده از حوزه کوهستانی بکر (پیرنه‌های فرانسه) و یک منطقه شهری (مادرید، اسپانیا) را طی کنند، که این نتیجه تحلیل‌های مسیره‌های توده‌های هوایی است [۳۹، ۴۸]. این امر بیشتر تأیید می‌کند که غلظت منابع آلودگی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا بر مهاجرت اتمسفری آن‌ها تأثیر می‌گذارد.

### ۳-۳-۳. آشفته‌گی اتمسفر و باد

آشفته‌گی اتمسفر و باد (سرعت و جهت باد) نقش مهمی در حمل و انتشار آلاینده‌ها ایفا می‌کنند [۵۹]. برخی محققان دریافتند که آشفته‌گی اتمسفر و باد به مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا کمک می‌کنند. در ابتدا، آشفته‌گی، جریان‌های صعودی و اختلاط عمودی ناشی از بادهای موسمی، طوفان‌ها و گردبادهای حاره‌ای ممکن است ذرات با چگالی بالا را وارد اتمسفر کنند و در نهایت میکروپلاستیک‌های اتمسفری از اقیانوس به قاره منتقل شوند [۳۳]. به منظور درک جامع‌تری از اثر بادهای موسمی بر مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، اخیراً مطالعه‌ای در سواحل جنوب شرقی چین انجام شد [۳۳] که نشان داد بادهای موسمی شرق آسیا (EASM) می‌تواند میکروپلاستیک‌های معلق در هوا را به قاره منتقل کند. جریان انتقال میکروپلاستیک‌های اتمسفری توسط EASM بین ۲۱۲/۹۷۷ تا ۲۱۳/۴۳۳ کیلوگرم در سال بود که نشان می‌دهد بادهای موسمی مسیر مهاجرتی موثری برای میکروپلاستیک‌های معلق در هوا فراهم می‌آورند. در مرحله دوم، حمل و رسوب میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

ممکن است تحت تأثیر حرکت باد قرار گیرد. آلن و همکارانش تأیید کردند که فرکانس سرعت بادهای بیشتر از ۱ متر بر ثانیه با مهاجرت میکروپلاستیک‌ها ارتباط مثبت دارد [۴۸]. فیبرها و ضایعات میکروپلاستیک‌های بزرگ‌تر به راحتی در شرایط باد کم در محیط‌های داخلی ساختمان‌ها نسبت به محیط‌های بیرونی رسوب می‌کنند. به عنوان مثال، در سواحل کالیفرنیا، میکروپلاستیک‌های هوابرد به درون ساختمان‌ها نفوذ می‌کردند، به طوری که غلظت میکروپلاستیک‌ها در داخل دو برابر بیشتر از هوای بیرون بود [۲۴] که احتمالاً به این دلیل است که رقیق‌سازی و حذف میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ممکن است کاهش یابد و منجر به غلظت‌های بالاتری در محیط هوایی در شرایط تهویه ضعیف شود.

### ۳-۳-۴. بارش

بارش به پدیده‌ای اطلاق می‌شود که بخار آب در اتمسفر پس از چگالش به صورت مایع یا جامد به زمین می‌افتد، که واژه‌ای عمومی برای پدیده‌های طبیعی مانند باران، برف، شبنم، یخ‌زدگی و تگرگ است. ارتباط بین رسوب میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و بارش هنوز مورد اختلاف است [۴۳]. برخی محققان پیشنهاد کرده‌اند که بارش ممکن است عامل مثبتی در رسوب میکروپلاستیک‌های اتمسفری باشد. وقوع رویدادهای بارشی، ویژگی‌ها، شدت و فرکانس آن‌ها می‌توانند بر روی رسوب میکروپلاستیک‌های معلق در هوا تأثیر بگذارند [۱۴، ۴۸]. دریس و همکارانش تأیید کردند که غلظت میکروپلاستیک‌ها در رسوبات اتمسفری پس از یک رویداد بارانی (۲۸۰ ذره در مترمربع در روز) بیشتر از دوره هوای خشک (۲۹ ذره در مترمربع در روز) بود، در طول ۹۳ روز نمونه‌برداری در پاریس، فرانسه، نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهد که رسوب مرطوب می‌تواند به‌عنوان یک مسیر مؤثر برای انتقال میکروپلاستیک‌ها به سطح زمین عمل کند [۱۴]. لازم به ذکر است که رسوب میکروپلاستیک‌ها در مناطق دورافتاده (کوه‌های پیرنه) که از فعالیت‌های انسانی دور هستند (۳۶۵ ذره در مترمربع در روز، به طور میانگین) بیشتر از میکروپلاستیک‌ها در شهرهایی مانند پاریس (محدوده از ۲۹ تا ۲۸۰ ذره در مترمربع در روز) و دونگ‌گوان (محدوده از ۱۷۵ تا ۳۱۳ ذره در مترمربع در روز) بود، که احتمالاً به دلیل بارش بیشتر و فرکانس بالاتر در مناطق دورافتاده نسبت به شهرهای مورد مطالعه در این دوره زمانی بود [۱۴، ۳۷، ۴۸]. با این حال، سایر مطالعات نشان داده‌اند که ظاهراً هیچ ارتباط مستقیمی بین بارش روزانه متوسط و رسوب میکروپلاستیک‌ها وجود ندارد. همزمانی فراوانی میکروپلاستیک‌ها بین پاریس (۹۶±۱۱۰ ذره در مترمربع در روز) و گوانگ‌ژو (۱۱۴±۴۰ ذره در مترمربع در روز) وجود دارد، هرچند که بارش متوسط در پاریس و گوانگ‌ژو

تفاوت زیادی دارد، که این نشان می‌دهد ظاهراً هیچ ارتباط مستقیمی بین بارش روزانه متوسط و رسوب میکروپلاستیک‌های معلق در هوا وجود ندارد [۳۸،۵۴]. کلاین و فیشر نیز نشان دادند که هیچ ارتباط قابل توجهی بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و بارش وجود ندارد [۵۹].

### ۳-۳-۵. دما، زمین‌شناسی و توپوگرافی

الگوهای نامساعد آب و هوایی و ویژگی‌های توپوگرافی ممکن است درجه آلودگی یک منطقه را به طور قابل توجهی افزایش دهد. اثر توپوگرافی بر زمین‌های ناهموار باعث ایجاد تفاوت‌های چشمگیری در پدیده‌های فیزیکی می‌شود. این تفاوت‌ها منجر به توزیع ناهمگن شرایط حرارتی در سطح افقی شده و در نهایت به شکل‌گیری چرخش‌های محلی مانند بادهای دریا-خشکی، بادهای شهری-حومه‌ای و بادهای کوه-دره‌ای و ... منجر می‌شوند. [۶۰]. توزیع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در محیط‌های شهری خارجی ممکن است ناشی از تغییر جهت باد باشد که تحت اثر توپوگرافی شهری (مانند فضاها بین ساختمان‌ها)، وضعیت جوی محلی و چرخش حرارتی قرار می‌گیرد [۱۰،۳۱]. علاوه بر این، دماهای پایین‌تر باعث افزایش هسته‌زایی و چگالش ذرات شده که منجر به کاهش غلظت ذرات جوی می‌گردد [۳۱]. با افزایش دما در سطح زمین، احتمال رها شدن مقادیر بیشتری از ذرات میکروپلاستیک در نزدیکی سطح زمین افزایش می‌یابد. این ذرات سپس می‌توانند به ارتفاعات بالاتر منتقل شده و در نهایت از لایه مرزی پویای اتمسفر (PBL) عبور کنند [۳۹].

### ۳-۳-۶. فعالیت‌های انسانی

تحقیقات متعدد حاکی از آن است که کلان‌شهرها به عنوان منابع عمده آلاینده‌های جوی عمل می‌کنند. افزایش تراکم جمعیت شهری با گسترش طیف متنوع فعالیت‌های انسانی همراه است، که در نهایت منجر به افزایش منابع تولیدکننده میکروپلاستیک می‌شود [۲۳]. فعالیت‌های روزانه داخلی و خارجی، مانند استفاده از محصولات پلاستیکی و میکروپلاستیکی (ملمان، اسباب‌بازی‌ها، لوازم آرایشی، مواد پاک‌کننده، کیسه‌های بسته‌بندی و لوازم جانبی وسایل نقلیه)، شستن و خشک کردن لباس‌ها و منسوجات، تخلیه فاضلاب صنعتی و امثال آن، به طور اجتناب‌ناپذیری میکروپلاستیک‌ها را وارد محیط جوی خواهند کرد. همچنین فعالیت‌های انسانی می‌توانند در آزادسازی و بازجذب ذرات میکروپلاستیکی موجود در لایه‌های گرد و غبار مؤثر باشند، که این فرآیند می‌تواند بر الگوی حرکت ذرات میکروپلاستیکی در اتمسفر تأثیرگذار باشد [۲۸]. بنابراین، فعالیت‌های انسانی نه تنها نقش مهمی در آغاز مهاجرت



میکروپلاستیک‌های معلق در هوا دارند، بلکه پایه‌ای برای انتقال میکروپلاستیک‌ها به مناطق دورتر فراهم می‌کنند. تحقیقات اوبریان و همکاران نشان می‌دهد که فرآیند خشک کردن مکانیکی پارچه‌های پلی‌استری می‌تواند منجر به انتشار ذرات میکروپلاستیکی به اتمسفر شود. بررسی‌های انجام شده حاکی از آن است که در مورد یک پتو با وزن ۶۶۰ گرم، میزان انتشار فیبرهای میکروپلاستیکی در هوا بین ۱/۶ تا ۱/۸ فیبر در هر متر مکعب قرار دارد، مشروط بر اینکه مدت زمان عملیات خشک‌کن بیش از ۲۰ دقیقه باشد [۶۱]. رفتارهای انسانی به ویژه در محیط‌های بسته و داخلی به عنوان یکی از مسیرهای اصلی انتقال ذرات میکروپلاستیکی به اتمسفر عمل می‌کنند.

بحرینا و همکاران گزارش کردند که غلظت ذرات میکروپلاستیکی در روزهای کاری نسبت به روزهای تعطیل بالاتر بوده است. فضاهای اداری با بیشترین تراکم جمعیت، بالاترین غلظت ذرات را داشته‌اند، در حالی که آپارتمان‌ها با کمترین جمعیت، پایین‌ترین میزان ذرات را نشان داده‌اند. این یافته‌ها حاکی از آن است که توزیع و مهاجرت ذرات میکروپلاستیک معلق در هوا به طور قابل توجهی تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار می‌گیرد [۲۸]. علاوه بر این، اگر با مطالعه شانگهای (غلظت میانگین ۱/۴۲ میکروپلاستیک در متر مکعب) مقایسه شود، مادرید غلظت‌های بالاتری از میکروپلاستیک‌های معلق در هوا (غلظت میانگین ۶۵/۴ میکروپلاستیک در متر مکعب) دارد که ممکن است به دلیل تراکم بالاتر جمعیت و فعالیت‌های انسانی بیشتر در مادرید (۵۲۶۶ نفر در هر کیلومتر مربع) نسبت به شانگهای (۲۰۵۹ نفر در هر کیلومتر مربع) باشد [۲۲، ۳۹]. بنابراین، فعالیت‌های انسانی نقش قابل توجهی در مهاجرت و آلودگی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا دارند.

به طور خلاصه، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند به مناطق دورافتاده منتقل شده و با روش‌های مختلفی وارد سایر اکوسیستم‌های محیطی شوند. شایان ذکر است که تبادل میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های هوایی، زمینی و آبی یک چرخه پویا از میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست را تشکیل می‌دهد که به یکی از مشکلات نوظهور آلودگی جهانی تبدیل شده است. عوامل زیادی اغلب بر مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در محیط‌های مختلف جوی تأثیر می‌گذرانند. با این حال، محدودیت‌های روش‌شناختی موجود در تحلیل ذرات میکروپلاستیکی معلق در هوا، منجر به کمبود تحقیقات جامع در مورد پدیده مهاجرت این آلاینده‌ها در اتمسفر و عوامل مؤثر بر آن‌ها شده است. بنابراین، شواهد بیشتری برای

مسیرهای "منبع-مسیر-گودال" و مقادیر میکروپلاستیک‌هایی که از طریق جو به محیط‌های آبی و زمینی منتقل می‌شوند، مورد نیاز است. همانطور که می‌دانیم، مهاجرت و تحول اغلب به طور همزمان اتفاق می‌افتند. با این حال، در سال‌های اخیر، مطالعات اندکی گزارش می‌دهند که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا دچار تغییر شکل می‌شوند.

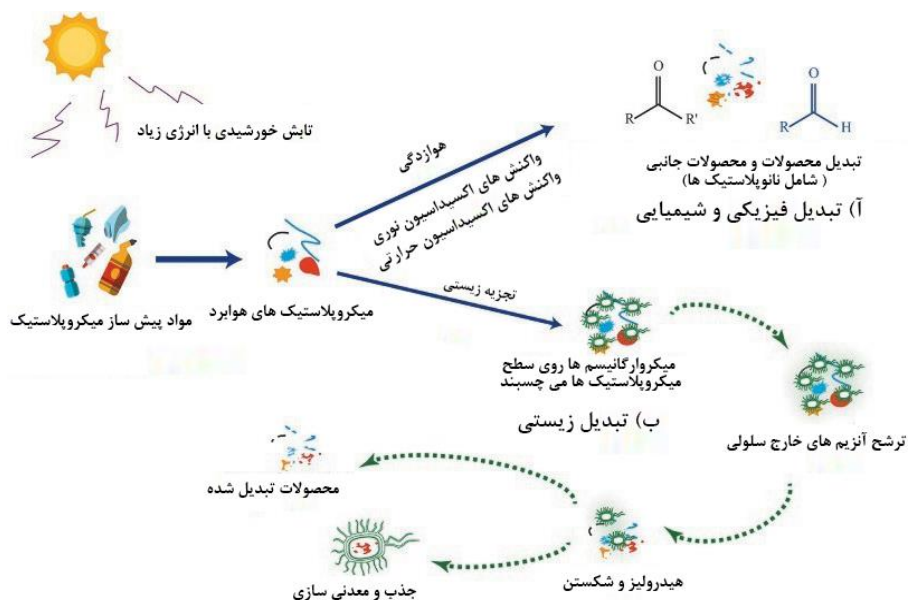
#### ۴. تغییرات میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

تغییرات آلاینده‌های محیطی به فرایندی اطلاق می‌شود که در آن آلاینده‌ها شکل موجود خود را تغییر داده یا از طریق اعمال فیزیکی، شیمیایی یا بیولوژیکی در محیط به ماده دیگری تبدیل می‌شوند. بر اساس تحقیقات موجود، پلاستیک‌ها در طول زمان از طریق چند مسیر اصلی تجزیه می‌شوند، که شامل تجزیه فوتوواکنشی، تجزیه هیدرولیتی، تجزیه ترمو-اکسیداتیو و تجزیه زیستی است. با این حال، شایان ذکر است که سرعت تجزیه پلاستیک‌ها در شرایط محیطی طبیعی عموماً بسیار پایین است [۲۰، ۳۵، ۶۲]. در محیط طبیعی، قطعات پلاستیکی در معرض تابش خورشیدی، باد یا محیط‌های بیولوژیکی قرار می‌گیرند که منجر به شکستن پلاستیک‌های بزرگتر به میکروپلاستیک‌ها می‌شود و سپس میکروپلاستیک‌های اولیه و ثانویه می‌توانند به نانوپلاستیک‌ها تجزیه شوند [۲۷، ۳۱، ۶۳]. با این حال، تحقیقات در مورد تغییر شکل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا بسیار محدود است. در گزارش‌های تحقیقاتی موجود، تغییر شکل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا عمدتاً بر تجزیه میکروپلاستیک‌ها به نانوپلاستیک‌ها متمرکز است.

#### ۴-۱. اشکال، مکانیسم‌ها و محصولات تغییرات

##### ۴-۱-۱. تغییرات فیزیکی و شیمیایی

ذرات میکروپلاستیک معلق در هوا در معرض مجموعه‌ای از فرآیندهای تبدیلی قرار می‌گیرند که منجر به تغییرات فیزیکی-شیمیایی در ساختار آن‌ها می‌شود. این فرآیندها شامل فرسایش مکانیکی، واکنش‌های فتواکسیداتیو و واکنش‌های ترمواکسیداتیو است که در آن تابش UV نقش تعیین‌کننده‌ای در پیشبرد واکنش‌ها ایفا می‌کند [۵۱، ۶۴] (شکل ۴).



**شکل ۴.** تبدیل میکروپلاستیک‌های موجود در هوا، عمدتاً شامل تبدیل فیزیکی و شیمیایی (A) و تبدیل بیولوژیکی (B).

تابش UV همراه با دیگر نیروهای خارجی می‌تواند باعث انقباض و انبساط پلاستیک‌های بزرگ شده و منجر به فرسایش و تجزیه آنها به ذرات کوچکتر (مانند نانوپلاستیک‌ها) و دیگر مواد گردد [۱۰،۲۷]. این فرآیند یک مکانیسم تبدیلی پایه است که منجر به تجزیه پلیمرهای ماکرومولکولی به واحدهای پلیمری کوچکتر می‌شود. این فرآیند از طریق تعامل ذرات فوتونی با شدت بالا با زنجیره‌های پلیمری طولانی انجام می‌پذیرد، که منجر به شکستن و تجزیه این زنجیره‌ها می‌شود. تابش‌های پر انرژی مانند تابش UV می‌توانند واکنش‌های فتو-اکسیداتیو قابل توجهی در پلاستیک‌ها ایجاد کنند که شامل تولید رادیکال‌های آزاد، شکست زنجیره‌ها و برقراری پیوندهای عرضی، و تشکیل گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن است، که منجر به تغییر در خواص سطحی میکروپلاستیک‌ها می‌شود [۳۵،۶۴]. برخی از پژوهشگران الگوهای مختلف تجزیه را بر روی سطوح میکروپلاستیک‌ها مشاهده کرده‌اند و دریافته‌اند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند درجات مختلفی از فرسایش مکانیکی و فرسایش شیمیایی را تجربه کنند [۸،۳۷]. یکی از انواع الگوهای تجزیه، تجزیه فیزیکی است که ممکن است ناشی از برخورد و اصطکاک ناشی از دینامیک جو (مانند حفره‌ها و شیپارها) و عمل فیزیکی باد (مانند ترک‌های خطی) باشد. علاوه بر فرسایش مکانیکی، تجزیه شیمیایی به عنوان یک فرآیند مستقل، با

مکانیسم‌های متفاوت، در تجزیه ذرات میکروپلاستیک در اتمسفر نقش ایفا می‌کند. این فرآیند که شامل فرسایش شیمیایی است، می‌تواند اثرات قابل توجهی بر ساختار و ترکیب شیمیایی ذرات داشته باشد. پس از انواع مختلف واکنش‌های فیزیکی-شیمیایی، میکروپلاستیک‌ها در نهایت به اشکال مختلفی تجزیه می‌شوند، مانند ذرات، شیارها، حفره‌ها، ترک‌ها و تراشه‌ها [۸،۳۷]. مطالعه اخیر نشان داد که میکروپلاستیک‌های PET، که یکی از اجزای بسته‌بندی‌های پلاستیکی برای غذاها و ایاف مصنوعی در پوشاک هستند، از طریق واکنش‌های فیزیکی و شیمیایی تجزیه و به نانوپلاستیک‌های PET تبدیل شده‌اند [۵۱]. علاوه بر فرآیندهای قبلی، نانوپلاستیک‌ها مستعد معدنی شدن و فتو-اکسیداسیون نیز هستند. این فرآیندها می‌توانند به طور همزمان بر ساختار و ترکیب شیمیایی این ذرات تأثیر بگذارند. تیان و همکارانش گزارش کردند که گروه‌های CdO بر روی لایه سطحی نازک نانوپلاستیک‌های PS به دلیل فتو-اکسیداسیون کوتاه‌مدت پس از ۴۸ ساعت تابش UV تشکیل شدند، و معدنی شدن نانوپلاستیک‌های PS در هوا ۶/۱۷٪ بود، که نشان‌دهنده اکسیداسیون و معدنی شدن قابل توجه نانوپلاستیک‌های PS تحت تابش UV است [۶۴]. مهم‌تر از آن، ذرات میکروپلاستیک در طول فرآیند تجزیه فیزیکی-شیمیایی، پتانسیل تولید محصولات فرعی بیشتری را دارند.

مواد پلاستیکی معمولاً حاوی ترکیبات شیمیایی متنوعی هستند که به عنوان افزودنی به آن‌ها اضافه می‌شوند. این مواد شامل مواد رنگی، پایدارکننده‌ها و سایر افزودنی‌های شیمیایی می‌باشند که با هدف بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی و افزایش طول عمر مفید محصولات پلاستیکی به آن‌ها اضافه می‌شوند [۳۵،۶۵]. از میان این مواد، افزودنی‌های شیمیایی معمول در محصولات پلاستیکی را می‌توان به گروه‌های زیر تقسیم کرد: (۱) نرم‌کننده‌ها، مانند استرهای فتالات (PAEs)<sup>۱</sup>، استاتیل تری بوتیل سیترات (ATBC)<sup>۲</sup>، دی‌اکتیل آدیپات (DOA)<sup>۳</sup> و دی‌پنتیل فتالات (DPP)<sup>۴</sup> و ...، (۲) آنتی‌اکسیدان‌ها، شامل آرین‌آمین‌ها، فنولیک‌ها و ارگانوفسفیت‌ها و ...؛ (۳) تثبیت‌کننده‌های حرارتی، شامل تعدادی از تثبیت‌کننده‌های حرارتی اولیه و ثانویه؛ (۴) عوامل لغزش، به عنوان مثال، آمیدهای اسید چرب، استرهای اسید چرب، استئات‌های فلزی و موم‌ها؛ و (۵) مواد مقاوم به آتش و ... علاوه بر این، محصولات

- 
1. Phthalic Esters
  2. Acetyl tributyl Citrate
  3. Di-Octyladipate
  4. Dipentyl Phthalate

پلاستیکی همچون حاوی مونومرها و الیگومرهای باقی‌مانده یا واکنش داده نشده هستند [۶۵]. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ممکن است به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم از محصولات پلاستیکی به‌وجود آیند. این مواد می‌توانند شامل مواد شیمیایی همچون مونومرهای واکنش داده نشده، الیگومرها، افزودنی‌ها و مواد رنگی باشند. این مواد موجود در میکروپلاستیک‌ها ممکن است از طریق تغییرات فیزیکی-شیمیایی به محیط آزاد شوند و محصولات فرعی بیشتری تولید کنند. هاهلا داکیس و همکارانش اشاره کردند که فلزات سمی، ترکیبات آلی فرار (VOC<sup>۱</sup>) و فتالات‌ها ممکن است از فرآیند تصفیه حرارتی زباله‌های پلاستیکی (۲۰۰-۳۰۰ درجه سانتی‌گراد) آزاد شوند [۶۵]. علاوه بر این، هنگامی که پلی‌اتیلن تحت تاثیر فتو-اکسیداسیون و ترمو-اکسیداسیون قرار می‌گیرد، محصولات مختلفی مانند آلکان‌ها، کتون‌ها، آلدئیدها، اسیدهای کربوکسیلیک، اسیدهای دی‌کربوکسیلیک، لاکتون‌ها و ... آزاد می‌شود [۳۵].

#### ۴-۱-۲. تبدیل زیستی

میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به‌طور اجتناب‌ناپذیری توسط موجودات جذب شده و وارد بدن آن‌ها می‌شوند. میکروارگانیسم‌ها، مانند قارچ‌ها و باکتری‌ها، پتانسیل تبدیل ترکیبات مختلف، از جمله پلیمرهای پلاستیکی قابل تجزیه را دارند. تبدیل زیستی میکروپلاستیک‌ها یک مفهوم جدید است که به واکنش‌های شیمیایی اطلاق می‌شود که در آن برخی موجودات زنده (مانند باکتری‌ها و قارچ‌ها) آنزیم‌های فعال بیولوژیکی تولید می‌کنند و از طریق عملکرد آنزیمی، پلیمرهای بلند زنجیره را تجزیه کرده و محصولات متابولیک مانند  $\text{H}_2\text{O}$ ،  $\text{CO}_2$ ،  $\text{CH}_4$  و بیومس و ... تولید می‌کنند که توسط میکروب‌ها به‌عنوان منابع انرژی استفاده می‌شوند [۲۷، ۳۵] (شکل ۴). تبدیل زیستی میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از طریق فرآیند تجزیه زیستی انجام می‌شود. تجزیه میکروبی میکروپلاستیک‌ها شامل مراحل مختلفی از جمله تخریب زیستی، تکه‌تکه‌سازی زیستی، جذب و معدنی‌سازی است [۶۶، ۶۷]. در طول مراحل تخریب و تکه‌تکه‌سازی زیستی میکروپلاستیک‌ها، ابتدا باکتری‌ها و قارچ‌ها به سطح میکروپلاستیک‌ها چسبیده و به بدین ترتیب آن‌ها را در معرض کلونیزه شدن میکروبی قرار می‌دهند، سپس آنزیم‌های خارج‌سلولی ترشح می‌کنند. پس از آن، آنزیم‌های خارج‌سلولی به میکروپلاستیک‌ها متصل شده و موجب هیدرولیز و شکستن آن‌ها می‌شوند، بنابراین خواص فیزیکی، شیمیایی و مکانیکی سطح میکروپلاستیک‌ها تغییر می‌کند [۶۶]. سپس، برخی از ذرات مونومر

میکروپلاستیک‌ها در نتیجه تکه‌تکه‌سازی زیستی شکل می‌گیرند، به طوری که می‌توانند از غشا سلولی میکروارگانیسم‌ها عبور کنند. هنگامی که این ذرات وارد سلول‌های این میکروارگانیسم‌ها می‌شوند، توسط آنزیم‌های سلولی بیشتر تجزیه شده و در نهایت جذب و معدنی می‌شوند. علاوه بر این، متابولیت‌های ثانویه‌ای که از طریق جذب تولید می‌شوند، می‌توانند از سلول‌های میکروارگانیسم‌ها انتقال یابند و توسط میکروارگانیسم‌های دیگر که در فرایند تجزیه بیشتر دخیل هستند، مورد استفاده قرار گیرند [۶۷]. شایان ذکر است که در فرایند تجزیه زیستی ممکن است به واکنش‌های شیمیایی، مانند تجزیه نوری، اکسیداسیون و هیدرولیز، نیاز باشد [۵۵].

بسیاری از سویه‌های قارچی، از جمله:

*Cladosporium*, *Chaetomium*, *Aureobasidium*, *Aspergillus*, *Acremonium*, *Rhizopus* و *Fusarium*, *Debaryomyces* می‌توانند پلاستیک‌هایی مانند PE, PVC, PP و PLA را به طور کامل یا جزئی تجزیه کنند. در عین حال، باکتری‌هایی مانند *Alcaligenes faecalis*, *Clostridium botulinum*, *Comamonas acidovorans*, *Brevibacillus borstelensis*, *Pseudomonas chlororaphis*, *Pseudomonas lemoignei* و *Rhodococcus rubber* ... نیز توانایی تجزیه انواع مختلفی از پلاستیک‌ها را دارند. در میان آن‌ها، *Pseudomonas* به طور مطلق غالب است [۳۵]. اوتا و همکاران (۲۰۱۷) دریافتند که *Bacillus cereus* و *Bacillus gottheilii* پتانسیل تجزیه میکروپلاستیک‌ها را دارند، زیرا می‌توانند در محیط مصنوعی که تنها منبع کربن آن‌ها است، رشد کنند. طبق نتایج، پس از ۴۰ روز انکوباسیون با ایزوله‌ها، توانایی زیست‌تخریب‌پذیری میکروپلاستیک‌ها توسط *B. cereus* بدین ترتیب بود: PE > PET (6.6%) > PS (7.4%) و کاهش وزن محاسبه‌شده میکروپلاستیک‌ها توسط *B. gottheilii* به ترتیب ۲/۶٪، ۳/۳٪، ۳/۶٪ و ۵/۸٪ برای PE، PET، PP و PS بود. در نهایت شکل میکروپلاستیک‌ها تغییر کرد و سطح آن‌ها زبر شد و حفره‌ها و سوراخ‌های زیادی به وجود آمد، ترک‌ها و شیارهایی داشتند [۶۶]. جالب است که برخی از حیوانات خاص، مانند کرم‌های آرد (*Tenebrio molitor*)، کرم‌های موم (*Galleria mellonella*)، کرم‌های زوفوباس آتراتوس (*Zophobas atratus*) و ...، یا میکروب‌های روده آن‌ها توانایی تجزیه پلاستیک‌هایی با خصوصیات شیمیایی مختلف را دارند [۶۸-۷۰]. مطالعات اخیر ظرفیت تجزیه PS و PE را در روده *T. molitor* تأیید کرده‌اند [۶۸، ۷۱]. برنردون و همکاران اعلام کردند که وزن مولکولی بقایای پلیمرهای دفع شده در *T. molitor* تغذیه شده با PE و PS به ترتیب ۱/۴۰٪

و ۱۲/۸٪ کاهش یافته است [۶۸]. علاوه بر کاهش قابل توجه در وزن مولکولی و توزیع تعداد، محصولات جانبی جدیدی منتشر شدند که در مقایسه با PE و PS اولیه تفاوت داشتند. با این حال، ترکیب دقیق این محصولات جانبی نیازمند تعیین و شناسایی بیشتر بود [۷۱]. یافته‌های دیگری نشان دادند که سه نوع پلاستیک، از جمله PE، PS و فوم PU، توسط کرم‌های زوفوباس آتراتوس (*Z. atratus*) تجزیه‌پذیر بودند و بالاترین نرخ‌های مصرف مربوط به PS بود، که احتمالاً به تغییرات در جوامع میکروبی روده و فعالیت‌های آنزیم‌های گوارشی نسبت داده می‌شود. اخیراً، چندین آنزیم به‌عنوان آنزیم‌های مؤثر در تجزیه پلاستیک‌ها شناسایی شده‌اند. لیپاز، پروتئیناز K، پروناز و هیدروژناز از جمله آنزیم‌های مهمی هستند که توسط میکروارگانیسم‌ها برای تجزیه پلاستیک‌ها ترشح می‌شوند [۱۲، ۶۶].

به‌طور کلی، نیاز فوری به ارائه شواهد بیشتر در خصوص تبدیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا وجود دارد. همچنین، محصولات نهایی این میکروپلاستیک‌ها باید به‌طور دقیق‌تری شناسایی شوند تا امکان ارائه طرح‌های اصلاحی عملی برای کاهش آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط فراهم گردد.

#### ۴-۱-۳. تغییرات ناشی از آلودگی‌های هم‌زمان

به دلیل خاصیت آبگریزی و مساحت سطح ویژه بزرگ، میکروپلاستیک‌ها به عنوان حامل‌های عالی آلاینده‌های محیطی در نظر گرفته می‌شوند. بنابراین، نقش مهمی در حمل آلودگی‌های مشترک ایفا می‌کنند. آلودگی‌های مشترک می‌توانند به آلاینده‌های غیرزیستی از جمله آلاینده‌های غیرآلی (مانند فلزات سنگین) و آلاینده‌های آلی (مانند PCB، PHA، دیکلرودایفل‌تری کلرواتان (DDT)) و آلاینده‌های زیستی شامل باکتری‌های بیماری‌زا و ویروس‌ها تقسیم شوند. میکروپلاستیک‌ها قادرند سایر آلاینده‌ها را جذب یا حمل کرده و به یک سیستم آلودگی ترکیبی تبدیل شوند. این سیستم نیز می‌تواند به تغییرات بیشتری در محیط زیست منجر گردد اگرچه شواهد مستقیم از تغییر شکل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا گزارش نشده است، اما این امر به‌عنوان یک واقعیت قابل توجه مطرح می‌شود. علاوه بر این، این موضوع باید در تحقیقات آینده پیرامون میکروپلاستیک‌های معلق در هوا مورد توجه قرار گیرد.

به‌دلیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی منحصر به فرد، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به

طرق مختلفی با مولکول‌های آلی و معدنی تعامل می‌کنند. این تعاملات شامل هم‌تجمعی هترو، تعامل‌های هیدروفوبیک و تعامل‌های الکترواستاتیک می‌باشد. بنابراین، فلزات سنگین و آلاینده‌های آلی می‌توانند بر روی سطح میکروپلاستیک‌ها جذب شده یا در داخل ذرات میکروپلاستیک‌ها انباشته گردند [۷۴، ۷۵]، هرچند که جذب آلاینده‌های محیطی در جو توسط میکروپلاستیک‌های معلق ممکن است محدود باشد [۱۰]. پس از آن، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و دیگر آلاینده‌های غیر زیستی یک سیستم آلودگی ترکیبی تشکیل می‌دهند و تغییرات فیزیکی و شیمیایی و/یا تغییرات بیولوژیکی در هوا رخ می‌دهد.

برخی از محققان، تجزیه شیمیایی و فوتوشیمیایی دکاکلروباپنیل (PCB-209) را بر روی سطح میکروپلاستیک‌ها تحت تابش خورشیدی شبیه‌سازی کردند [۷۳]. آنها دریافتند که PCB-209 و میکروپلاستیک‌های PS نه تنها می‌توانند محصولات تبدیل شده را از طریق فوتولیز مستقیم تولید کنند بلکه PCB-209 باعث تولید PCB‌های کلرینه‌شده با درجه پایین‌تر می‌شود، در حالی که پلی‌استایرن به تشکیل گونه‌های فعال اکسیژن و رادیکال‌های پلیمری مختلف تبدیل می‌شود. فرآیند فوتولیز PCB-209 جذب شده بر روی پلی‌استایرن عمده‌تاً شامل سه مسیر واکنشی است که شامل دکلریناسیون، جابجایی هیدروکسیل و شکست پیوند پل CdC می‌شود. در عین حال، میکروپلاستیک‌ها و PCB-209 می‌توانند با یکدیگر تعامل داشته باشند تا تبدیل فوتوشیمیایی در سیستم آلودگی مشترک میکروپلاستیک‌ها-PCB-209 رخ دهد. واکنش خاصی که در این فرآیند رخ می‌دهد، به این صورت است که رادیکال‌های هیدروکسیل (OH-) تولید شده توسط فوتولیز میکروپلاستیک‌های PS به PCB-209 حمله کرده و محصولات جایگزین هیدروکسیل را تشکیل می‌دهند. این واکنش منجر به آزاد شدن کلر و رادیکال‌های پنتاکلروبنزن می‌شود. محصولات اولفینی که توسط پلیمرها تولید می‌شوند و محصولات حاوی استایرن/بنزن می‌توانند با رادیکال‌های پنتاکلروبنزن/کلر تعامل کرده و محصولات دیگری مانند (پلی)کلرینه‌شده پلی‌استایرن را تشکیل دهند. در مجموع، تعاملات بین پلی‌استایرن و PCB-209 شامل فوتولیز مستقیم، اکسیداسیون فوتویی و واکنش‌های رادیکالی است [۷۳]. اگرچه این واکنش در محلول آبی انجام می‌شود، اما ممکن است در محیط هوایی نیز قابل اعمال باشد. تحقیقات نشان داده است که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا قادر به جذب آلاینده‌های آلی پایدار هستند [۷۶].



آخریزاده و همکاران از طریق تحلیل همبستگی، دریافته‌اند که یک همبستگی مثبت معنادار بین PAHs و میکروپلاستیک‌های معلق در هوا وجود دارد ( $r = 0.67$ ,  $P < 0.05$ )، که نشان‌دهنده جذب بین PAHs و میکروپلاستیک‌های معلق در هوا است و PAHs می‌توانند بر روی سطح میکروپلاستیک‌های معلق در هوا جذب شده و یک سیستم آلودگی مشترک میکروپلاستیک‌ها-PAHs را تشکیل دهند [۷۶]. از یک سو، به دلیل ترکیب شیمیایی پیچیده میکروپلاستیک‌ها، ممکن است واکنش‌های شیمیایی متعددی بین میکروپلاستیک‌ها و PAHs رخ دهد که ممکن است مورفولوژی و ساختار سطحی میکروپلاستیک‌ها را تغییر دهد و حتی محصولات یا آلاینده‌های دیگری تولید کند. از سوی دیگر، سیستم آلودگی مشترک میکروپلاستیک‌ها-PAHs در محیط هوایی ممکن است تغییرات فیزیکی-شیمیایی و بیولوژیکی پیچیده‌تری نسبت به میکروپلاستیک‌های معلق در هوا داشته باشد. علاوه بر این، مطالعات نشان داده‌اند که اکسیداسیون سطحی ناشی از فرآیند فرسودگی میکروپلاستیک‌ها ممکن است منجر به تفاوت‌هایی در تمایل جذب آن‌ها به انواع مختلف آلاینده‌ها شود [۱۰] و در نهایت باعث تفاوت‌هایی در تغییرات آن‌ها گردد.

تغییر میکروپلاستیک‌های معلق در هوا از طریق میکروارگانیسم‌ها در جو ممکن است رایج نباشد زیرا این امر به تماس میکروارگانیسم‌های جو با میکروپلاستیک‌ها و جذب آن‌ها بر روی سطح آئروسول بستگی دارد. با این حال، میکروارگانیسم‌ها و ذرات میکروپلاستیک در آئروسول‌های شهری شناسایی می‌شوند [۷۵]. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند به عنوان زیستگاهی جدید برای استقرار میکروب‌ها، رشد و تکثیر آن‌ها عمل کرده و در نهایت بیوفیلم‌هایی روی سطح میکروپلاستیک‌ها تشکیل دهند. سپس، آن‌ها به عنوان حامل آلاینده‌های بیولوژیکی مانند پاتوژن‌ها، از جمله باکتری‌های پاتوژن و ویروس‌ها، عمل کرده و سیستم آلودگی مشترک میکروپلاستیک‌های معلق در هوا-آلاینده‌های بیولوژیکی را تشکیل می‌دهند [۷۵]. بیوفیلم‌ها می‌توانند خواص فیزیکی میکروپلاستیک‌ها مانند اندازه، چگالی و موارد مشابه را به طور قابل توجهی تغییر دهند [۱]. علاوه بر این، به دلیل قرارگیری سیستم در معرض عوامل محیطی متغیر، میکروپلاستیک‌ها و سیستم آلودگی ترکیبی ممکن است تحت تأثیر تغییرات فیزیکی-شیمیایی و بیولوژیکی بیشتری قرار گیرند. یافته‌ها نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند به عنوان حامل ویروس SARS-CoV-2 عمل کرده و سیستم آلودگی مشترک میکروپلاستیک‌های معلق در هوا-بیوفیلم‌ها-ویروس را تشکیل دهند تا تغییر میکروپلاستیک‌ها تحقق یابد [۱۹].

#### ۴-۲. عوامل مؤثر بر تغییر میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

به طور کلی، تغییر میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ممکن است تحت تأثیر ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها، شرایط محیطی جو و ظرفیت تجزیه‌زیستی موجودات قرار گیرد. ابتدا، حضور و شدت UV و باد اثر زیادی بر تجزیه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا دارند. به طور معمول، اندازه الیاف و قطعات میکروپلاستیک‌ها در هوای آزاد کوچک‌تر از موارد موجود در هوای بسته است و حداکثر اندازه الیاف در داخل ساختمان چندین برابر بزرگ‌تر از الیاف مربوطه در هوای آزاد است [۲۴]. این موضوع عمدتاً به این دلیل است که میکروپلاستیک‌های معلق در داخل ساختمان کمتر در معرض محیط‌های شیمیایی پیچیده قرار می‌گیرند و احتمال شکست آن‌ها کمتر از میکروپلاستیک‌های موجود در هوای آزاد است، در حالی که میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در فضای باز تحت شرایط فرسایش بیشتری (بیشتر در معرض تابش خورشید، UV، باد و سایر شرایط) قرار می‌گیرند که باعث افزایش نرخ تجزیه پلیمر در محیط‌های بیرونی می‌شود [۵۱،۶۴]. علاوه بر این، فرآیند تغییر زیستی ممکن است تحت تأثیر ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها، گونه‌های میکروارگانیسم‌ها، نرخ متابولیسم آن‌ها، مکانیسم جذب میکروپلاستیک‌ها و تغییرات ژنتیکی مرتبط قرار گیرد [۳۵،۶۶]. به‌عنوان مثال، واکنش اکسیداسیون در سوبیه‌های مختلف میکروارگانیسم‌ها ممکن است با تولید گروه‌های عاملی، هیدروفیلیک بودن میکروپلاستیک‌ها را افزایش دهد و در نتیجه، چسبندگی باکتری‌ها به میکروپلاستیک‌ها و تجزیه‌زیستی آن‌ها را تقویت کند [۶۶].

#### ۴-۳. خطرات بالقوه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و محصولات نهایی آن‌ها

برخی مطالعات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها سمیت‌های متعددی از خود بروز می‌دهند [۶۴] و همچنین می‌توانند با آلودگی‌های آلی تعامل داشته باشند، رفتار محیطی آن‌ها را تحت تأثیر قرار دهند و تهدیدات زیست‌محیطی بیشتری ایجاد کنند. علاوه بر این، آن‌ها ممکن است حاوی مونومرهای واکنش‌نداده، مواد افزودنی، رنگ‌ها و رنگدانه‌ها و سایر آلودگی‌هایی باشند که از محیط جذب کرده‌اند، که ممکن است اثرات زیان‌آوری بر سلامت انسان و سیستم‌های اکولوژیکی داشته باشند [۵۳،۷۷،۷۸]. حتی اگر غلظت‌های آن‌ها در محیط بسیار پایین باشد، آن‌ها همچنان خطرات بالقوه‌ای برای سلامت حیوانات، گیاهان و حتی انسان‌ها ایجاد می‌کنند. مهم‌تر از همه، نانوپلاستیک‌ها ممکن است از میکروپلاستیک‌ها خطرناک‌تر باشند. اولاً، نانوپلاستیک‌ها اندازه کوچکتری نسبت به میکروپلاستیک‌ها دارند و به‌راحتی می‌توانند از موانع زیستی عبور کنند. این ویژگی به آن‌ها امکان می‌دهد که در

موجودات تجمع یابند و مدت زمان بیشتری در آن‌ها باقی بمانند. در نتیجه، نانوپلاستیک‌ها می‌توانند اثرات سمی در سطح سلولی و مولکولی ایجاد کرده و بر موجودات تأثیر بگذارند [۷۹،۸۰]. ثانیاً، نانوپلاستیک‌ها سطح ویژه بزرگ‌تری دارند و نسبت به میکروپلاستیک‌ها خاصیت آبریزی قوی‌تری دارند، بنابراین می‌توانند آلودگی‌های بیشتری را جذب کنند که باعث اثرات گسترده‌ای می‌شود [۸۱].

انسان‌ها می‌توانند از طریق تنفس به طور مستقیم در معرض میکروپلاستیک‌ها و محصولات تغییر یافته آن‌ها (مانند نانوپلاستیک‌ها) قرار گیرند. به دلیل اینکه مکانیسم تنفس یک عمل غریزی برای بقا است، استنشاق میکروپلاستیک‌ها و/یا نانوپلاستیک‌های معلق در هوا با اندازه‌های کوچک و تقریباً بدون وزن غیرقابل اجتناب است [۲۷،۷۷]. بر اساس مطالعات جاری، میکروپلاستیک‌ها (مانند PE، PP و PS و ...) نرخ‌های بالایی از شناسایی را در بافت ریه انسان دارند [۱۷،۷۷]، ویانلو و همکاران با استفاده از شبیه‌ساز حرارتی-تنفسی، اثرات قرارگیری انسان‌ها در معرض میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در محیط‌های داخلی را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که مقدار کل میکروپلاستیک‌های استنشاقی که بدن انسان در طول ۲۴ ساعت جذب می‌کند، می‌تواند به ۲۷۲ میکروپلاستیک برسد. ترکیب پلیمری میکروپلاستیک‌های آلوده‌کننده نیز به شرح زیر بود: PES ۴۳٪، PA ۲۲٪، PS ۱۷٪، PE ۱۳٪ و PUR ۴٪ [۷۷]. به دلیل اندازه کوچک میکروپلاستیک‌ها و یا نانوپلاستیک‌ها، هنگامی که وارد بدن انسان یا سایر موجودات می‌شوند، می‌توانند به سطح آلوئول‌ها رسیده و موجب انسداد سیستم تنفسی شوند. این ذرات ممکن است واکنش‌های فوری برونشمال، آسیب به دیواره بین آلوئول‌ها، آلوئولیت آلرژیک خارجی، برونشیت مزمن و ذات‌الریه مزمن را به دنبال داشته باشند [۳۱]. در کارگران تایید شده است که این افراد در برابر تحریک التهابی مزمن آسیب‌پذیر هستند که منجر به فیروز ریوی و حتی سرطان می‌شود [۳۱]. گودمن و همکاران برای اولین بار گزارش دادند که قرار گرفتن سلول‌های ریه انسان در معرض میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن با هر اندازه‌ای، می‌تواند به طور قابل توجهی تکثیر سلولی را مهار کرده و تغییرات عمده‌ای در مورفولوژی سلول‌ها ایجاد کند. آن‌ها تأکید کردند که میکروپلاستیک‌ها و یا نانوپلاستیک‌ها، زمانی که استنشاق می‌شوند، به دلیل عدم تجزیه‌پذیری در بدن انسان، در بافت ریه جمع می‌شوند و به عنوان یک محل رسوب دائمی در طول عمر باقی می‌مانند. علاوه بر این، هیچ درمان آشکاری برای این مشکل وجود ندارد [۸۲].

علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها و یا نانوپلاستیک‌ها می‌توانند از سد تنفسی عبور کرده و به سیستم گردش خون برسند و باعث آسیب به نواحی مختلف بدن شوند [۱۱،۳۱]. اخیراً، دو مطالعه به عنوان مثال‌های برجسته در این زمینه مطرح شده‌اند. یکی از این مطالعات برای اولین بار وجود میکروپلاستیک‌ها را در جفت انسان اثبات کرد. نتایج این مطالعه نشان داد که در مجموع ۱۲ تکه میکروپلاستیک در ۴ جفت یافت شده است که اندازه آن‌ها بین ۵ تا ۱۰ میکرون بوده و دارای اشکال گرد یا نامنظم بودند [۸۳]. در همین حال، مطالعه دیگری توسط فورنیه و همکاران نشان داد که نانوپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق سد سلولی ریه به اندام‌های ثانویه از جمله جفت منتقل شوند [۵۶]. پس از استنشاق دانه‌های نانوپلی‌استایرن رنگ‌شده با رودامین توسط موش‌ها، این ذرات نانو در جفت و سایر اندام‌ها مانند کبد جنین، ریه، قلب، کلیه و مغز نیز مشاهده شدند، که نشان می‌دهد نانوپلاستیک‌ها از ریه مادر به بافت‌های جفتی و جنینی در مراحل پایانی بارداری منتقل می‌شوند، که ممکن است باعث آسیب‌پذیری واحد فتوپلاکتی در برابر اثرات مضر شود. بنابراین، میکروپلاستیک‌ها و یا نانوپلاستیک‌ها در هوا می‌توانند باعث سمیت به اندام‌هایی غیر از سیستم تنفسی شوند. قرار گرفتن انسان در معرض میکروپلاستیک‌ها و یا نانوپلاستیک‌ها ممکن است اثرات بلندمدتی بر سلامت ایجاد کند. متأسفانه، شواهد مستقیم از مطالعات سمیت و ارزیابی ریسک زیست‌محیطی مربوط به میانجی‌ها و محصولات نهایی تشکیل‌شده در طول تبدیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا هنوز گزارش نشده است.

در مجموع، دانش و داده‌های موجود در مورد محصولات تغییر یافته میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و اثرات آن‌ها بر محیط زیست و سلامت انسان همچنان محدود است، و میزان آسیب‌هایی که این محصولات تغییر یافته ممکن است به سلامت انسان وارد کنند، به‌خوبی مشخص نشده است. اگرچه مسیرهای تبدیل غیرزیستی و زیستی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ممکن است اقدامات بالقوه‌ای برای کنترل این آلودگی باشند، واسطه‌ها، محصولات فرعی و محصولات نهایی تولید شده در فرآیند تبدیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و اثرات مضر آن‌ها شایسته توجه هستند.

## ۵. نتایج و چشم‌اندازها

میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند در آسمان‌های شهرهای بزرگ، اقیانوس‌ها و مناطق دورافتاده در سرتاسر جهان یافت شوند و به یکی از مشکلات زیست‌محیطی جهانی

تبدیل شده‌اند که نگرانی‌های مختلفی را در بر می‌گیرد. منابع میکروپلاستیک‌های معلق در هوا پیچیده هستند و عمدتاً از الیاف مصنوعی ناشی می‌شوند. به دلیل ویژگی‌های منحصر به فرد خود، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند مدت طولانی در هوا باقی بمانند و سپس از طریق مهاجرت مکانیکی (مانند آشوب‌های جوی، باد و ته‌نشینی خشک-مرطوب)، فیزیکی-شیمیایی و زیستی به مکان‌های کوتاه‌مدت یا بلندمدت منتقل شوند. در این میان، مهاجرت مکانیکی نقش غالبی ایفا می‌کند. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند از مکان اولیه رهاسازی خود مهاجرت کرده و به مناطق دورافتاده و لایه مرزی جو (PBL) که در آن‌ها فعالیت‌های انسانی قابل توجهی وجود ندارد، برسند و حتی در اکوسیستم بازیافت شوند. در طول مهاجرت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، معمولاً تغییرات همراه با آن‌ها رخ می‌دهد. تغییرات میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از طریق تخریب فیزیکی و شیمیایی (شامل تخریب فوتوپاسخی، هیدرولیتیکی و حرارتی-اکسیداتیو و ...) و زیستی انجام می‌شود. تحقیقات جاری نشان داده‌اند که نانوپلاستیک‌ها محصولات اصلی تبدیل شده از میکروپلاستیک‌ها هستند. مهاجرت و تبدیل میکروپلاستیک‌های معلق در هوا تحت تأثیر عوامل متعددی قرار دارد که شامل ویژگی‌های خود، شرایط محیطی خارجی و فعالیت‌های بیولوژیکی و ... می‌باشند.

مقدار میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در محیط زیست به‌طور روزافزونی در حال افزایش است، با این حال، تنها تعداد کمی از مطالعات به مهاجرت و تغییرات آن‌ها پرداخته‌اند و عمق نظری تحقیقاتی هنوز در این زمینه کم است. بنابراین، انجام تحقیقات وسیع‌تر برای درک کامل رفتارها، سرنوشت‌ها و اثرات محیطی آن‌ها ضروری است و باید به‌طور دقیق‌تر اندازه‌گیری شود که چه میزان آسیبی ممکن است به سلامت انسان و اکوسیستم وارد کند.

بر اساس مطالب فوق، مواردی که باید در آینده مورد توجه قرار گیرند به شرح زیر است:

- روش‌های شناسایی، تشخیص و اندازه‌گیری دقیق‌تر و با دقت بالاتر میکروپلاستیک‌های معلق در هوا باید بیشتر توسعه یابند.
- مکانیسم تعامل میان میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و سایر آلاینده‌ها و مکانیسم‌های مهاجرت و تغییر شکل آن‌ها باید روشن شود.
- فراورده‌ها و محصولات نهایی ناشی از تغییرات میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و اثرات زیست‌محیطی آن‌ها باید بیشتر تعیین شود.

- استراتژی‌ها و مدل‌های قابل اعتماد برای ارزیابی ریسک‌های بالقوه میکروپلاستیک‌های معلق در هوا برای محیط زیست، به‌ویژه انسان‌ها، باید توسعه یابند.
- بر اساس مکانیسم‌های مهاجرت و تغییرات میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، استراتژی‌هایی باید برای کاهش یا پیشگیری از آلودگی میکروپلاستیک‌ها مورد مطالعه قرار گیرند.

## منابع

- [1] L.F. Amato-Lourenc,o, L.D.S. Galva~o, L.A. de Weger, et al., An emerging class of air pollutants: potential effects of microplastics to respiratory human health? *Sci. Total Environ.* 749 (2020) 141676.
- [2] J. Brahney, M. Hallerud, E. Heim, et al., Plastic rain in protected areas of the United States, *Science* 368 (2020) 1257–1260.
- [3] R.C. Thompson, Y. Olsen, R.P. Mitchell, et al., Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304 (2004) 838.
- [4] R. Geyer, J.R. Jambeck, K.L. Law, Production, use, and fate of all plastics ever made, *Sci. Adv.* 3 (2017) 1700782. Migration and transformation of airborne microplastics 91
- [5] UNEP, *Unep Year Book: Emerging Issues in our Global Environment*, United Nations Environment Programme, Nairobi, 2014.
- [6] S. Sridharan, M. Kumar, L. Singh, et al., Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: a critical review, *J. Hazard. Mater.* 418 (2021) 126245.
- [7] J.P.G.L. Frias, R. Nash, Microplastics: finding a consensus on the definition, *Mar. Pollut. Bull.* 138 (2019) 145–147.
- [8] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, et al., Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran, *Environ. Pollut.* 244 (2019) 153–164.
- [9] Y.W. Li, L.Y. Shao, W.H. Wang, et al., Airborne fiber particles types, size and concentration observed in Beijing, *Sci. Total Environ.* 705 (2020) 135967.
- [10] J.C. Prata, Airborne microplastics: consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234 (2018) 115–126.
- [11] C.Y. Xu, B.B. Zhang, C.J. Gu, et al., Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment, *J. Hazard. Mater.* 400 (2020) 123228.
- [12] Y.L. Wang, Y.H. Lee, I.J. Chiu, et al., Potent impact of plastic nanomaterials and micromaterials on the food chain and human health, *Int. J. Mol. Sci.* 21 (2020) 1727.
- [13] P. Yao, B. Zhou, Y.H. Lu, et al., A review of microplastics in sediments: spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods, *Quat. Int.* 519 (2019) 274–281.

- [14] R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, et al., Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris, *Environ. Chem.* 12 (2015) 592–599.
- [15] J. Liao, Q.Q. Chen, Biodegradable plastics in the air and soil environment: low degradation rate and high microplastics formation, *J. Hazard. Mater.* 418 (2021) 126329.
- [16] M. Paduani, Microplastics as novel sedimentary particles in coastal wetlands: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 161 (2020) 111739.
- [17] L.F. Amato-Lourenc,o, R. Carvalho-Oliveira, G.R. Ju´nior, et al., Presence of airborne microplastics in human lung tissue, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 126124.
- [18] V. Foulon, F.L. Roux, C. Lambert, et al., Colonization of polystyrene microparticles by vibrio crassostreae: light and electron microscopic investigation, *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 10988–10996.
- [19] Q.Y. Liu, J. Schauer, Airborne microplastics from waste as a transmission vector for COVID-19, *Aerosol Air Qual. Res.* 21 (2021) 200439.
- [20] UNEP, Marine Plastic Debris and Microplastics-Global Lessons and Research to Inspire Action and Guide Policy Change, United Nations Environment Programme, Nairobi, 2016.
- [21] C.E. Enyoh, A.W. Verla, E.N. Verla, et al., Airborne microplastics a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks, *Environ. Monit. Assess.* 191 (2019) 668.
- [22] K. Liu, X.H. Wang, T. Fang, et al., Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai, *Sci. Total Environ.* 675 (2019) 462–471.
- [23] G.L. Chen, Q.Y. Feng, J. Wang, Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans, *Sci. Total Environ.* 703 (2020) 135504.
- [24] E. Gaston, M. Woo, C. Steele, et al., Microplastics differ between indoor and outdoor air masses insights from multiple microscopy methodologies, *Appl. Spectrosc.* 74 (2020) 1079–1098.
- [25] K. Lu, K.P. Lai, T. Stoeger, et al., Detrimental effects of microplastic exposure on normal and asthmatic pulmonary physiology, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 126069.
- [26] Z.Y. Song, K. Liu, X.H. Wang, et al., To what extent are we really free from airborne microplastics? *Sci. Total Environ.* 754 (2021) 142118. 92 Ji-liang Zhang and Xiao-ping Diao
- [27] S.N. Akanyange, X. Lyu, X.H. Zhao, et al., Does microplastic really represent a threat a review of the atmospheric contamination sources and potential impacts, *Sci. Total Environ.* 777 (2021) 146020.
- [28] I. Bahrina, A.D. Syafei, R. Satoto, et al., An occupant-based overview of microplastics in indoor environments in the city of Surabaya, Indonesia, *J. Ecol. Eng.* 21 (2020) 236–242.
- [29] Y.P. Cai, D.M. Mitrano, R. Hufenus, et al., Formation of fiber fragments during abrasion of polyester textiles, *Environ. Sci. Technol.* 55 (2021) 8001–8009, <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00650>. Accepted 5 May 2021.
- [30] M. Beaurepaire, R. Dris, J. Gasperi, et al., Microplastics in the atmospheric compartment: a comprehensive review on methods, results on their occurrence and determining factors, *Curr. Opin. Food Sci.* 41 (2021) 159–168.

- [31] A. Facciola, G. Visalli, M.P. Ciarello, et al., Newly emerging airborne pollutants current knowledge of health impact of micro and nanoplastics, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 18 (2021) 2997.
- [32] X.C. Chen, X.F. Chen, Q. Liu, et al., Used disposable face masks are significant sources of microplastics to environment, *Environ. Pollut.* 285 (2021) 117485.
- [33] X.H. Wang, K. Liu, L.X. Zhu, et al., Efficient transport of atmospheric microplastics onto the continent via the east Asian summer monsoon, *J. Hazard. Mater.* 414 (2021) 125477.
- [34] O. Mbachau, G. Jenkins, C. Pratt, et al., A new contaminant superhighway? A review of sources, measurement techniques and fate of atmospheric microplastics, *Water Air Soil Pollut.* 231 (2020) 85.
- [35] S.K. Ghosh, S. Pal, S. Ray, Study of microbes having potentiality for biodegradation of plastics, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 20 (2013) 4339–4355.
- [36] S.L. Wright, J. Ulke, A. Font, et al., Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport, *Environ. Int.* 136 (2020) 105411.
- [37] L.Q. Cai, J.D. Wang, J.P. Peng, et al., Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (2017) 24928–24935.
- [38] R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, et al., Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104 (2016) 290–293.
- [39] M. Gonzalez-Pleiter, C. Edo, A. Aguilera, et al., Occurrence and transport of microplastics sampled within and above the planetary boundary layer, *Sci. Total Environ.* 761 (2021) 143213.
- [40] N.S. Soltani, M.P. Taylor, S.P. Wilson, Quantification and exposure assessment of microplastics in Australian indoor house dust, *Environ. Pollut.* 283 (2021) 117064.
- [41] M. Bergmann, S. Mutzel, S. Primpke, et al., White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic, *Sci. Adv.* 5 (2019) 1157.
- [42] Z.L. Liao, X.L. Ji, Y. Ma, et al., Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China, *J. Hazard. Mater.* 417 (2021) 126007.
- [43] S. Loppi, B. Roblin, L. Paoli, et al., Accumulation of airborne microplastics in lichens from a landfill dumping site (Italy), *Sci. Rep-UK* 11 (2021) 4564.
- [44] G.L. Chen, Z.L. Fu, H.R. Yang, et al., An overview of analytical methods for detecting microplastics in the atmosphere, *Trends Anal. Chem.* 130 (2020) 115981.
- [45] T. Stanton, M. Johnson, P. Nathanail, et al., Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by ‘natural’, not microplastic, fibres, *Sci. Total Environ.* 666 (2019) 377–389.
- [46] R. Pen˜alver, I. Costa-Go´mez, N. Arroyo-Manzanares, et al., Assessing the level of airborne polystyrene microplastics using thermogravimetry-mass spectrometry: results for an agricultural area, *Sci. Total Environ.* 787 (2021) 147656. Migration and transformation of airborne microplastics 93
- [47] A.F. Stein, R.R. Draxler, G.D. Rolph, et al., Noaa’s hysplit atmospheric transport and dispersion modeling system, *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 100 (2015) 2059–2077.



- [48] S. Allen, D. Allen, V.R. Phoenix, et al., Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nat. Geosci.* 12 (2019) 339–344.
- [49] Y. Wang, J. Huang, F.X. Zhu, et al., Airborne microplastics: a review on the occurrence, migration and risks to humans, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 107 (2021) 657–664, <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03180-0>.
- [50] R. Dris, J. Gasperi, C. Mirandea, et al., A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments, *Environ. Pollut.* 221 (2017) 453–458.
- [51] D. Materic, A. Kasper-Giebl, D. Kau, et al., Micro- and nanoplastics in alpine snow—a new method for chemical identification and (semi) quantification in the nanogram range, *Environ. Sci. Technol.* 54 (2020) 2353–2359.
- [52] M. Zheng, Z.G. Guo, M. Fang, et al., Dry and wet deposition of elements in Hong Kong, *Mar. Chem.* 97 (2005) 124–139.
- [53] Y.M. Huang, X. Qing, W.J. Wang, et al., Mini-review on current studies of airborne microplastics analytical methods, occurrence, sources, fate and potential risk to human beings, *Trends Anal. Chem.* 125 (2020) 115821.
- [54] Y.M. Huang, T. He, M.T. Yan, et al., Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 126168.
- [55] C.J. Rhodes, Solving the plastic problem from cradle to grave, to reincarnation, *Sci. Prog.* 102 (2019) 218–248.
- [56] S.B. Fournier, J.N. D’Errico, D.S. Adler, et al., Nanopolystyrene translocation and fetal deposition after acute lung exposure during late-stage pregnancy, *Part. Fibre Toxicol.* 17 (2020) 1–11.
- [57] R. Al-Jaibachi, R.N. Cuthbert, A. Callaghan, Up and away: ontogenic transference as a pathway for aerial dispersal of microplastics, *Biol. Lett.* 14 (2018) 20180479.
- [58] P. Schwabl, S. Koppel, P. K € onigshofer, et al., Detection of various microplastics in € human stool a prospective case series, *Ann. Intern. Med.* 171 (2019) 453–457.
- [59] M. Klein, E.K. Fischer, Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany, *Sci. Total Environ.* 685 (2019) 96–103.
- [60] H.J.S. Fernando, S.M. Lee, J. Anderson, et al., Urban fluid mechanics: air circulation and contaminant dispersion in cities, *Environ. Fluid Mech.* 1 (2001) 107–164.
- [61] S. O’Brien, E.D. Okoffo, J.W. O’Brien, et al., Airborne emissions of microplastic fibres from domestic laundry dryers, *Sci. Total Environ.* 747 (2020) 141175.
- [62] S.S. Ali, T. Elsamahy, E. Koutra, et al., Degradation of conventional plastic wastes in the environment: a review on current status of knowledge and future perspectives of disposal, *Sci. Total Environ.* 771 (2021) 144719.
- [63] I. Jakubowicz, J. Enebro, N. Yarahmadi, Challenges in the search for nanoplastics in the environment—a critical review from the polymer science perspective, *Polym. Test.* 93 (2021) 106953.
- [64] L.L. Tian, Q.Q. Chen, W. Jiang, et al., A carbon-14 radiotracer-based study on the phototransformation of polystyrene nanoplastics in water versus in air, *Environ. Sci. Nano* 6 (2019) 2907.

- [65] J.N. Hahladakis, C.A. Velis, R. Weber, et al., An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *J. Hazard. Mater.* 344 (2018) 179–199.
- [66] H.S. Auta, C.U. Emenike, S.H. Fauziah, Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in peninsular Malaysia for microplastic degradation, *Environ. Pollut.* 231 (2017) 1552–1559.
- [67] S. Jaiswal, B. Sharma, P. Shukla, Integrated approaches in microbial degradation of plastics, *Environ. Technol. Innov.* 17 (2020) 100567. 94 Ji-liang Zhang and Xiao-ping Diao
- [68] A.M. Brandon, S.H. Gao, R. Tian, et al., Biodegradation of polyethylene and plastic mixtures in mealworms (larvae of *Tenebrio molitor*) and effects on the gut microbiome, *Environ. Sci. Technol.* 52 (2018) 6526–6533.
- [69] Y. Lou, P. Ekaterina, S.S. Yang, et al., Biodegradation of polyethylene and polystyrene by greater wax moth larvae (*Galleria mellonella* L.) and the effect of co-diet supplementation on the core gut microbiome, *Environ. Sci. Technol.* 54 (2020) 2821–2831.
- [70] L.P. Luo, Y.M. Wang, H.Q. Guo, et al., Biodegradation of foam plastics by *Zophobas atratus* larvae (Coleoptera: Tenebrionidae) associated with changes of gut digestive enzymes activities and microbiome, *Chemosphere* 282 (2021) 131006.
- [71] Y. Lou, Y.R. Li, B.Y. Lu, et al., Response of the yellow mealworm (*Tenebrio molitor*) gut microbiome to diet shifts during polystyrene and polyethylene biodegradation, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 126222.
- [72] Z.X. Luo, X.Y. Zhou, Y. Su, et al., Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: similarities and differences with tire wear particles, *Sci. Total Environ.* 795 (2021) 148902.
- [73] N.N. Wu, W.M. Cao, R.J. Qu, et al., Photochemical transformation of decachlorobiphenyl (PCB-209) on the surface of microplastics in aqueous solution, *Chem. Eng. J.* 420 (2021) 129813.
- [74] F. Wang, C.S. Wong, D. Chen, et al., Interaction of toxic chemicals with microplastics: a critical review, *Water Res.* 139 (2018) 208–219.
- [75] L.W. Wang, W.M. Wu, N.S. Bolan, et al., Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: current status and future perspectives, *J. Hazard. Mater.* 401 (2021) 123415.
- [76] R. Akhbarizadeh, S. Dobaradaran, M.A. Torkmahalleh, et al., Suspended fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: their possible relationships and health implications, *Environ. Res.* 192 (2021) 110339.
- [77] A. Vianello, R.L. Jensen, L. Liu, et al., Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin, *Sci. Rep.* 9 (2019) 8670.
- [78] J.C. Prata, J.L. Castro, J.P. da Costa, et al., The importance of contamination control in airborne fibers and microplastic sampling experiences from indoor and outdoor air sampling in Aveiro, Portugal, *Mar. Pollut. Bull.* 159 (2020) 11152.
- [79] M. Sendra, A. Saco, M.P. Yeste, et al., Nanoplastics: from tissue accumulation to cell translocation into *Mytilus galloprovincialis* hemocytes. Resilience of immune cells

exposed to nanoplastics and a nanoplastic plus *Vibrio splendidus* combination, *J. Hazard. Mater.* 388 (2019) 121788.

- [80] H. Yang, H.R. Xiong, K.H. Mi, et al., Toxicity comparison of nano-sized and micron-sized microplastics to goldfish *Carassius auratus* larvae, *J. Hazard. Mater.* 388 (2020) 122058.
- [81] I. Velzeboer, C.J.A.F. Kwadijk, A.A. Koelmans, Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes, *Environ. Sci. Technol.* 48 (2014) 4869–4876.
- [82] K.E. Goodman, J.T. Hare, Z.I. Khamis, et al., Exposure of human lung cells to polystyrene microplastics significantly retards cell proliferation and triggers morphological changes, *Chem. Res. Toxicol.* 34 (2021) 1069–1081.
- [83] A. Ragusa, A. Svelato, C. Santacroce, et al., Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta, *Environ. Int.* 146 (2021) 106274.

# فرایند فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها و آزادسازی آلاینده‌های آن‌ها

### ۱. مقدمه

در فرایند تولید محصولات پلاستیکی، به منظور بهبود عملکرد و تقویت ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن‌ها، معمولاً ترکیبات شیمیایی متنوعی از جمله نرم‌کننده‌ها، بازدارنده‌های شعله، سورفکتانت‌ها، آنتی‌اکسیدان‌ها، تثبیت‌کننده‌های UV و حرارتی، رنگدانه‌ها، عوامل ضد میکروبی و مواد نگهدارنده به ترکیب اولیه افزوده می‌شود [۱]. در حال حاضر، رایج‌ترین ترکیبات افزودنی شامل دی‌پروپیل بروماید دیفنول اترها (PBDEs<sup>۱</sup>)، بیسفنول A (BPA<sup>۲</sup>)، فلزات و دی‌فنیل فتالات‌ها (PAEs) [۲] هستند که حدود ۴٪ از وزن کل محصول پلاستیکی را تشکیل می‌دهند [۳]. بنابراین، پلاستیک‌ها پلیمرهایی هستند که حاوی مواد افزودنی مختلفی می‌باشند [۴]. بر اساس ترکیب آن‌ها، افزودنی‌ها می‌توانند به دو دسته تقسیم شوند:

1. Polybrominated Diphenyl Ethers  
2. Bisphenol A

افزودنی‌های آلی و افزودنی‌های فلزی. رایج‌ترین افزودنی‌های آلی شامل مواد ضد آتش برومینه (BFRs<sup>۱</sup>)، نرم‌کننده‌ها و تثبیت‌کننده‌های حرارتی [۵] و رایج‌ترین افزودنی‌های فلزی شامل کاتالیزورها [۶،۷] (مانند اکسید روی، اکسید آهن قرمز و دی‌اکسید تیتانیوم سفید) و عوامل ضد میکروبی (مانند نانو نقره و نانو اکسید روی) [۸] می‌باشند.

از آنجا که بیشتر افزودنی‌ها عمدتاً به صورت یک مخلوط فیزیکی در ماتریس پلیمری پلاستیک‌ها وجود دارند و پیوندهای شیمیایی پایداری با ماتریس پلیمری تشکیل نمی‌دهند، این مواد شیمیایی به راحتی در طول تولید، استفاده و فرسودگی پلاستیک‌ها به محیط زیست رها می‌شوند [۹،۱۰]. همچنین، به دلیل ماهیت مقاوم پلاستیک‌ها، فرآیند آزادسازی افزودنی‌های شیمیایی معمولاً در طی تخریب تدریجی و تکه‌تکه شدن آن‌ها در محیط رخ می‌دهد. علاوه بر افزودنی‌ها، مونومرهای واکنش‌نیافته (مانند مونومرهای استایرن در پلی‌استایرن و مونومرهای BPA در پلی‌کربنات) نیز از پلیمر رها می‌شوند [۱۱]. پلاستیک‌ها به یکی از منابع اصلی آلودگی‌های مختلف در محیط زیست تبدیل شده‌اند، به طوری که میکروپلاستیک‌ها به عنوان شکل اصلی پلاستیک‌ها در طبیعت شناخته می‌شوند. بنابراین، درک عمیق فرآیند فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها و جداسدن آلودگی‌ها همراه با فرآیند فرسایش و تخریب، به ما کمک خواهد کرد تا رفتار محیطی میکروپلاستیک‌ها را به طور جامع درک کنیم و بدین ترتیب مبنای علمی دقیقی برای در نظر گرفتن توسعه پلاستیک‌ها و کنترل آلودگی میکروپلاستیک‌ها فراهم خواهیم کرد.

## ۲. فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها

فرآیند تکه‌تکه شدن مواد پلاستیکی به میکروپلاستیک‌ها از طریق فرایندهایی مانند اکسیداسیون نوری، هیدرولیز، تجزیه حرارتی، تجزیه کاتالیزوری، تجزیه زیستی و تجزیه مکانیکی انجام می‌شود [۱۲،۱۳]. در میان این روش‌ها، فرسایش نوری ناشی از تابش اشعه ماوراء بنفش خورشید به عنوان مهم‌ترین مکانیسم در محیط زیست شناخته می‌شود که منجر به تجزیه پلاستیک‌ها و در نهایت تبدیل آن‌ها به میکروپلاستیک می‌شود [۱۴،۱۵]، زیرا تابش اشعه ماوراء بنفش خورشید، اکسیداسیون خودکاتالیتیک سطح پلاستیک‌های در معرض تابش را تحریک می‌کند [۱۶]. فرسایش نوری همچنین سایر مکانیسم‌های تخریب پلاستیک‌ها به

1. Bro-Minated Flame Retardants

ذرات ریز را تقویت کرده و در نتیجه، تولید میکروپلاستیک‌ها را افزایش می‌دهد. به عنوان مثال، در سواحل یا جاده‌هایی که در معرض نور مستقیم خورشید هستند، میکروپلاستیک‌ها اغلب علاوه بر فرسایش نوری، فرسایش حرارتی اکسیداتیو را نیز تجربه می‌کنند و تکه‌های پلاستیکی فرسوده شده بیشتر تحت تاثیر امواج و سایر نیروهای مکانیکی قرار می‌گیرند و توسط میکروارگانیسم‌ها تجزیه می‌شوند [۱۷]. بنابراین، اکسیداسیون نوری ناشی از تابش اشعه ماوراء بنفش نقش مهمی در تخریب میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست ایفا می‌کند [۱۸]. علاوه بر این، مورفولوژی سطح (اندازه ذرات، سطح ویژه، و زبری) و خواص فیزیکوشیمیایی (بلورینگی، گروه‌های عاملی، وزن مولکولی و آبگریزی) میکروپلاستیک‌ها در طول فرسایش نوری تغییر می‌کند [۱۹]. این تغییرات، در نهایت سرنوشت میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست را تحت تاثیر قرار می‌دهند [۲۰].

## ۲-۱. مکانیسم فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها

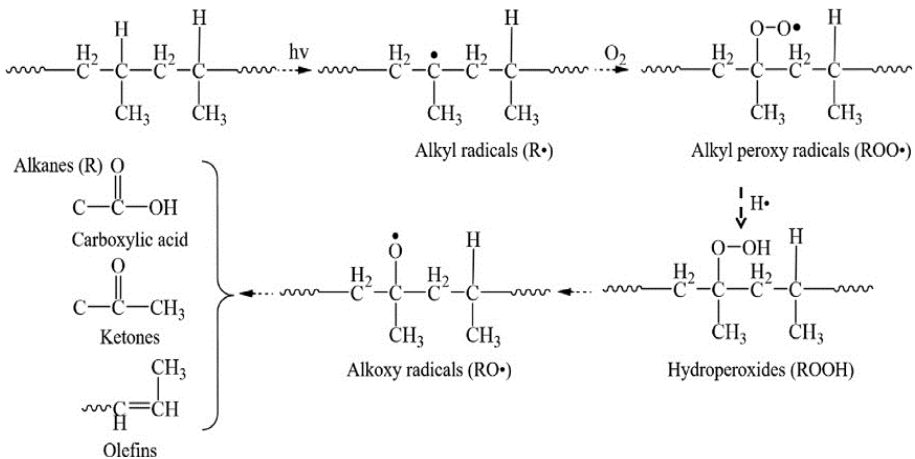
### ۲-۱-۱. فرسایش نوری مستقیم

مکانیسم‌های فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها عمدتاً شامل اکسیداسیون نوری مستقیم ناشی از تابش UV و اکسیداسیون نوری غیرمستقیم ناشی از رادیکال‌های آزاد هستند. اکسیداسیون نوری مستقیم میکروپلاستیک‌ها فرایندی است که در آن پیوندهای شیمیایی زمانی که میکروپلاستیک‌ها در معرض پرتوهای UV-A (تقریباً ۳۱۵-۴۰۰ نانومتر) و UV-B (تقریباً ۲۸۰-۳۱۵ نانومتر) با انرژی تابشی بیشتر از انرژی پیوند شیمیایی سطح میکروپلاستیک قرار می‌گیرند، شکسته می‌شوند. به عنوان مثال، انرژی پیوندهای C=Cl, C=O, C=C, C=H و C=N در پلیمرها به ترتیب ۳۸۰-۴۲۰، ۳۴۰-۳۵۰، ۳۲۰-۳۸۰، ۳۰۰-۳۴۰ و ۳۲۰-۳۳۰ کیلوژول بر مول است که همگی کمتر از انرژی نور در ۲۹۰ نانومتر هستند، که منجر به شکسته شدن زنجیره پلیمر در هنگام جذب نور UV با طول موج ۲۹۰ نانومتر می‌شود [۲۱]. علاوه بر این، نرخ و مکانیسم‌های اکسیداسیون نوری ممکن است بسته به ساختار مولکولی میکروپلاستیک‌ها متفاوت باشد. انرژی لازم برای شکستن پیوند پلی‌پروپیلن (PP) (۷۷ کیلوکالری بر مول، ۳۷۰ نانومتر) کمتر از پلی‌اتیلن (PE) (۹۶ کیلوکالری بر مول، ۳۰۰ نانومتر) و پلی‌استایرن (PS) (۹۰ کیلوکالری بر مول، ۳۱۸ نانومتر) است، بنابراین میکروپلاستیک‌های PP بیشتر در معرض فرسایش نوری قرار دارند، که منجر به شکنندگی و تخریب میکروپلاستیک‌های PP می‌شود [۲۲، ۲۳]. علاوه بر این تخریب اکسیداتیو نوری

میکروپلاستیک‌ها می‌تواند ناشی از جذب نور UV توسط واحدها یا گروه‌های تشکیل‌دهنده ساختار شیمیایی پلیمر یا توسط ناخالصی‌ها و افزودنی‌های کروموفور در پلاستیک باشد [۲۴].

### ۲-۱-۲. فرسایش نوری غیرمستقیم

رادیکال‌های آزاد با القای حساسیت در میکروپلاستیک‌های پلی‌اولفینی نظیر PE، PP و PS، مکانیسم اصلی اکسیداسیون نوری غیرمستقیم را تشکیل می‌دهند؛ فرآیندی که از نظر سازوکار، مشابه با فرسایش نوری مستقیم است [۲۲، ۲۵]. شکل ۱ فرایند فرسایش نوری میکروپلاستیک‌های PP (پلاستیک‌های پلی‌اولفینی) را در محیط آبی نشان می‌دهد. در مرحله شروع زنجیره، افزودنی‌ها در پلیمر می‌توانند فوتون‌ها را جذب کرده و شکستن پیوندهای C=H پلیمر را تحریک کنند و منجر به تشکیل رادیکال‌های آلکیلی (R•) تحت شرایط نوری شوند. رادیکال R• با اکسیژن یا اکسیژن محلول در آب واکنش می‌دهد و رادیکال‌های پراکسی آلکیل (RO<sub>2</sub>•) تشکیل می‌شوند، سپس RO<sub>2</sub>• با رادیکال‌های هیدروژنی در آب واکنش می‌دهد و هیدروپراکسیدها (ROOH) را تشکیل می‌دهد. از آنجا که انرژی تجزیه RO-OH در ROOH (۱۷۵/۸ کیلوژول بر مول) کمتر از R-OOH (۲۹۳ کیلوژول بر مول) و ROO-H (۳۷۶/۷ کیلوژول بر مول) است، ROOH راحت‌تر تجزیه شده و رادیکال‌های آلوکسی (R•) و رادیکال‌های هیدروکسیل (OH•) را تشکیل می‌دهد [۲۵، ۲۷].



شکل ۱. فرآیند پیری میکروپلاستیک‌های پلی‌اولفین در محیط آبی (پلاستیک پلی‌پروپیلن به عنوان مثال) [۲۶].

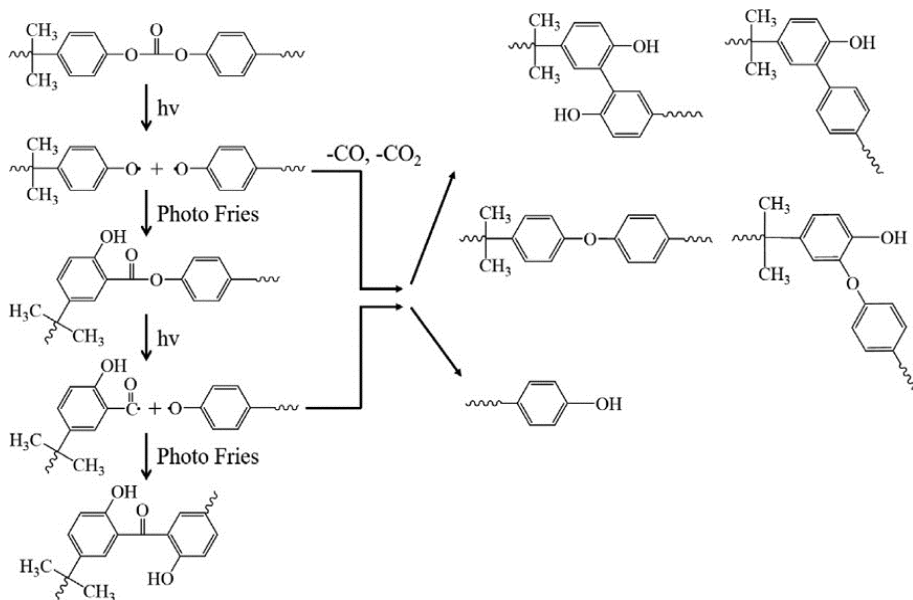
رادیکال  $\text{OH}\cdot$ ، به‌عنوان یک رادیکال غیرانتخابی، (پتانسیل اکسیداسیون-احیاء: ۲/۸ ولت) می‌تواند به‌طور مستقیم به اسکلت پلیمر در حضور نور حمله کرده و یک دور جدید از فرآیندهای واکنش زنجیره‌ای پلیمر را آغاز کند ( $\text{OH} + \text{R-H} \rightarrow \text{R}\cdot + \text{H}_2\text{O}$ )، که نشان می‌دهد که  $\text{OH}\cdot$  ممکن است عامل مهمی در فرسایش میکروپلاستیک‌ها باشد. علاوه بر  $\text{OH}\cdot$ ، اکسیژن سینگلت ( $\text{O}_2$ )، آنیون سوپراکسید ( $\text{O}_2^-$ ) و پراکسید هیدروژن ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) نیز در درجات مختلف ( $\text{HO}\cdot > \text{O}_2^- > \text{IO}_2$ ) به فرآیند فرسایش میکروپلاستیک‌ها کمک می‌کنند [۲۸]. رادیکال  $\text{RO}\cdot$  در حضور نور می‌تواند وارد واکنش‌های شکاف نوری نوع I در موقعیت‌های  $\alpha$  و نوع II در موقعیت  $\beta$  شود، که این واکنش‌ها منجر به تولید مونومرها یا اولیگومرهایی حاوی ترکیباتی نظیر اولفین‌ها، کتون‌ها، آلدهیدها و گروه‌های عاملی اسیدهای کربوکسیلیک می‌شوند. نسبت فراوانی این ترکیبات، به‌ویژه پلیمرهایی که حاوی گروه‌های عاملی مشخصی مانند کربونیل، هیدروکسیل و وینیل هستند، به‌عنوان شاخصی برای سنجش میزان تخریب یا فرسودگی پلاستیک‌ها به کار می‌رود [۲۹].

پلی‌کربنات که شامل اتم‌های غیرکربنی در زنجیره اصلی خود است، تحت تأثیر فرآیند شیمیایی تجزیه نوری قرار می‌گیرد و به دو مکانیسم مختلف نسبت داده می‌شود: بازآرایی فریس<sup>۱</sup> نوری و فتواکسیداسیون (زنجیره جانبی و اپوکسیداسیون<sup>۲</sup>). اهمیت نسبی این مکانیسم‌ها به طول موج تابش مورد استفاده بستگی دارد. لمر و همکاران [۳۰] نشان دادند که واکنش‌های بازآرایی فریس نوری احتمالاً در طول موج‌های کمتر از ۳۰۰ نانومتر رخ می‌دهند، در حالی که واکنش‌های فتواکسیداسیون در طول موج‌های بلندتر (< ۳۴۰ نانومتر) انجام می‌شوند. در طول موج‌های کوتاه، تجزیه نوری پلی‌کربنات شامل تشکیل بازآرایی‌های فریس نوری است که منجر به تولید فنیل سالیسیلات و مشتقات دی‌هیدروکسی بنزوفنون می‌شود (شکل ۲) [۳۲]. در طول موج‌های بالاتر از ۳۴۰ نانومتر، واکنش‌های اکسیداسیون زنجیره جانبی غالب هستند (شکل ۳) [۳۳].

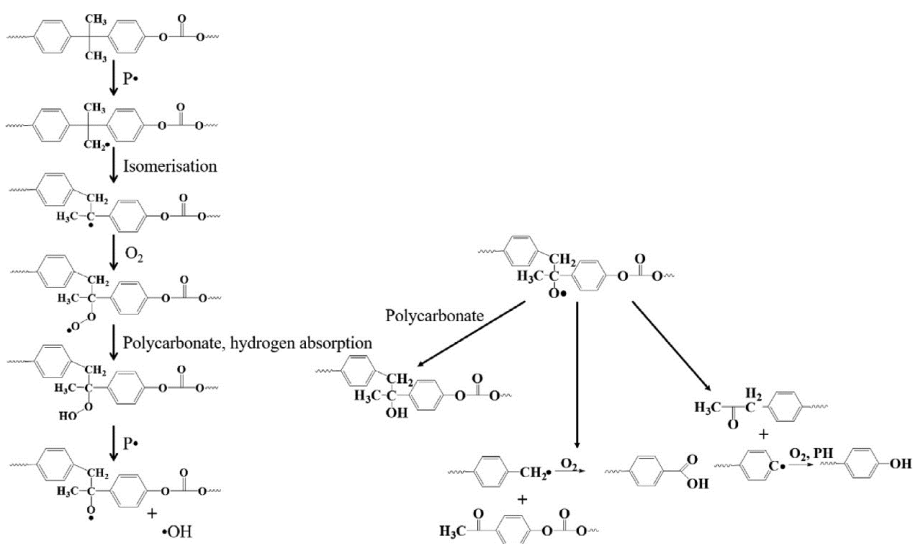
۱- "فریس" در اصطلاح علمی، به ویژه در شیمی و فیزیک، به یک نوع بازآرایی مولکولی اشاره دارد که تحت تأثیر نور فرابنفش (UV) رخ می‌دهد.

۲- اپوکسیداسیون فرآیندی شیمیایی است که طی آن یک آلکن به اپوکسید تبدیل می‌شود.



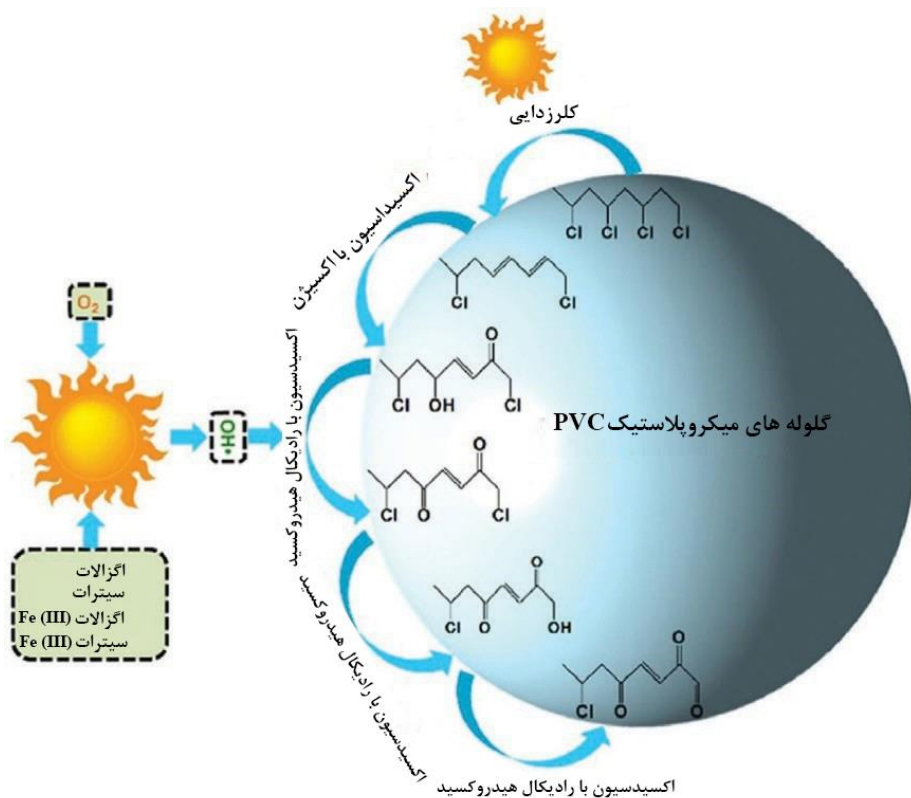


شکل ۲. بازآرایی Photo-Fries توسط کامپیوتر از طریق فرآیند رادیکال آزاد [۳۱].



شکل ۳. اکسیداسیون نوری PC [۳۱].

چندین فناوری نوظهور برای به‌دست آوردن درک عمیق‌تری از مکانیسم‌های فرسایش نوری پلاستیک‌ها استفاده می‌شوند. وانگ و همکاران [۳۴] مکانیسم فرسایش نوری میکروپلاستیک‌های PVC را با استفاده از تکنیک‌های طیف‌سنجی فوریه تبدیل مادون قرمز (FTIR) در محل و رامان همراه با تشخیص رزونانس پارامغناطیسی الکترونی (همان‌طور که در شکل ۴ نشان داده شده) بررسی کردند.

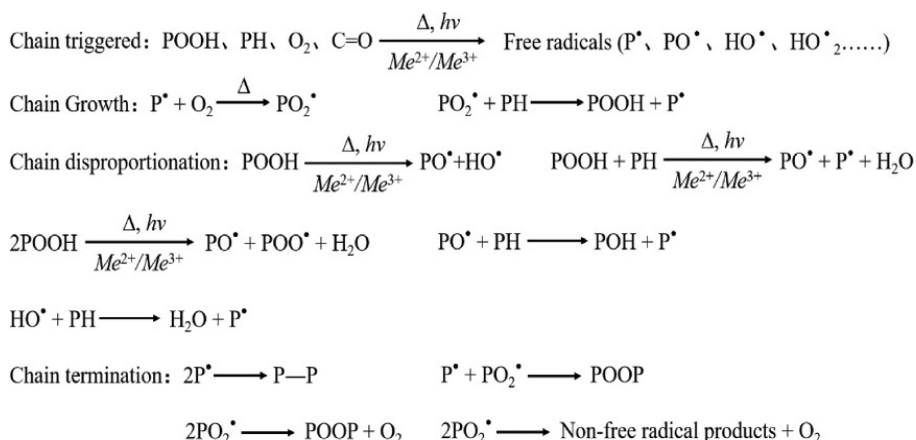


شکل ۴. نمودار شماتیک مکانیسم فرسایش نوری PVC [۳۴].

نتایج نشان داد که رادیکال‌های هیدروکسیل ( $\cdot\text{OH}$ ) گونه‌های مهم اکسیژن واکنش‌پذیر هستند که بر فرسایش پلاستیک‌های PVC تأثیر می‌گذارند و می‌توانند باعث شکست پیوندهای  $\text{C}=\text{Cl}$  روی سطح میکروپلاستیک‌های PVC و تشکیل مونومرها یا اولیگومرهایی با گروه‌های عاملی مانند کربونیل، هیدروکسیل و اولفین‌ها شوند. مسیر فرسایش نوری PVC با نتایج محاسبات نظری چگالی بیشتر تأیید شد. پلی‌استایرن به دلیل حضور حلقه بنزن، که

می‌تواند تحت تابش UV به حالت سه‌تایی برانگیخته شود، مستعد تجزیه نوری است. انرژی حالت سه‌تایی برانگیخته بنزن می‌تواند به جدایش یا انتقال گروه فنیل به پیوندهای C=H یا C=C نزدیک منجر شود [۳۵]. در غیاب اکسیژن، رادیکال‌های پایه پلی‌استایرن به دلیل شکستن پیوند C=H تولید می‌شوند [۳۶]. در حضور اکسیژن، رادیکال‌های پلی‌استایرن به رادیکال‌های پراکسیل تبدیل می‌شوند و در نهایت با مولکول‌های اطراف پلی‌استایرن واکنش می‌دهند.

در نتیجه، فرآیندها و مکانیسم‌های فرسایش نوری و تولید میکروپلاستیک‌ها به طور نسبی مشابه هستند، که هر دو شامل مجموعه‌ای از واکنش‌های رادیکال آزاد می‌باشند [۳۷، ۳۵]. واسطه‌های تشکیل شده می‌توانند به عنوان آغازکننده واکنش‌های ثانویه عمل کرده و به افزایش تعداد گونه‌های واکنش‌دهنده بیشتر کمک کنند، که این خود به تسریع تجزیه نوری اکسیداتیو منجر می‌شود [۳۸]. فرسایش نوری پلیمر عمدتاً یک فرآیند خوداکسیداسیون است که با انرژی نوری آغاز می‌شود، که این فرآیند می‌تواند به واکنش آغاز زنجیره، واکنش رشد زنجیره، و واکنش پایان زنجیره تقسیم شود [۳۹]، همان‌گونه که در مکانیسم واکنش ارائه شده در شکل ۵ مشاهده می‌شود در طول تجزیه نوری، در ابتدا ساختارهای غیر اشباع یا افزودنی‌های موجود در پلیمر پرتو UV را جذب کرده و رادیکال‌های پلیمر را تشکیل می‌دهند، سپس تحت تاثیر اضافه شدن اکسیژن و جذب هیدروژن قرار می‌گیرند و در نهایت منجر به شکست یا تقاطع شدن زنجیره‌های پلیمر می‌شوند [۴۰، ۴۱].

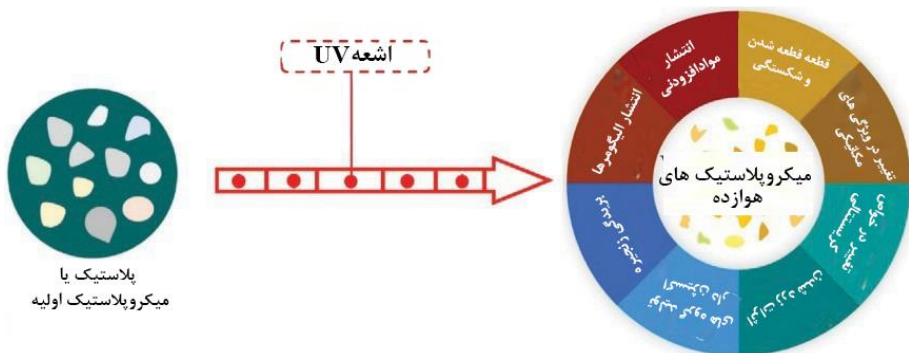


شکل ۵. نمایش نموداری فرآیند واکنش اکسیداسیون پلیمر.

در ادامه، شکست‌های زنجیره‌ای موجب کاهش وزن مولکولی نسبی پلیمر می‌شوند، و ایجاد پیوندهای عرضی بین زنجیره‌ها، منجر به تشکیل ساختارهای شکننده‌ای می‌گردد که در نهایت باعث افت خواص فیزیکی و مکانیکی پلیمر می‌شود. علاوه بر این، محصولات تجزیه حاوی کربونیل و تشکیل کروموفورها به نوبه خود باعث تغییر رنگ می‌شوند [۴۲]. شکست پیوندهای شیمیایی و تشکیل رادیکال‌های آزاد در تمام میکروپلاستیک‌ها زمانی که فرسایش فتوشیمیایی اتفاق می‌افتد، رخ می‌دهند.

## ۲-۲. تغییرات در خواص فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها در طی فرسایش نوری

شکل ۶ شماتیکی از رفتار فرسایش میکروپلاستیک‌ها تحت شرایط تابش UV را نشان می‌دهد، مطابق با آن، فرایند فتوشیمیایی به طور قابل توجهی خواص سطحی پلاستیک را تغییر می‌دهد. فرایند فرسایش نوری منجر به ایجاد شکاف‌هایی در میکروپلاستیک‌ها شده [۴۳] و قطعات پلاستیکی کوچکتری تشکیل می‌شود [۴۴،۴۵]. سانگ و همکاران [۲۳] دریافتند که قرار دادن PE، PP، و PS تحت تابش UV به مدت ۱۲ ماه، سپس سایش مکانیکی به مدت ۲ ماه، به ترتیب ۲۰۸/۳، ۶۰۸۴ و ۱۰۵۰۱ ذره در هر ریزکره پلاستیکی PE، PP، و PS تولید کرد، که نشان‌دهنده آن است که PP و PS بیشتر از PE مستعد شکست هستند. وو و همکاران [۴۶] دریافتند که مواد اولیه PP که در شرایط فرسایش تقویت‌شده UV در آب دریا شبیه سازی شده قرار گرفتند، به تدریج منجر به کاهش اندازه ذرات می‌شوند.



**شکل ۶.** رفتار فرسایش میکروپلاستیک‌ها در شرایط تابش UV. اقتباس از لیو و همکاران. لیو، پی، ژان، ایکس، وو، ایکس، لی، جی، وانگ، اچ، گانو، اس. اثر هوازگی بر رفتار محیطی میکروپلاستیک‌ها: خواص، جذب و خطرات بالقوه. Chemosphere 242 (2020b) 125193.

علاوه بر این، فرآیند فرسایش نوری بر بلورینگی پلیمر نیز تأثیرگذار است. معمولاً پلیمر در دو حالت آمورف و بلوری در پلاستیک وجود دارد. در حالت آمورف، زنجیره‌های پلیمر به طور تصادفی و نامنظم چیده شده‌اند، در حالی که در حالت بلوری، زنجیره‌های پلیمر به صورت منظم و در فاصله‌های کوتاه مرتب هستند. شکست زنجیره‌ها باعث کاهش چگالی و درهم‌تنیدگی در فاز آمورف می‌شود، که این امر باعث بلورینگی ثانویه مولکول‌های پلیمر می‌گردد [۱۴،۴۷].

افزایش بلورینگی پلاستیک‌ها در مراحل اولیه تجزیه نوری مشاهده می‌شود، زیرا نواحی آمورف معمولاً بیشتر در معرض تخریب قرار دارند [۱۶]. بلورینگی ناحیه آمورف پلاستیک پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) پس از فرسایش نوری UV افزایش می‌یابد [۴۸]، زیرا تخریب معمولاً از سطح شروع می‌شود زمانی که پلیمر تحت تابش UV و اکسیژن قرار می‌گیرد؛ به دلیل نفوذ کم اکسیژن به ناحیه بلوری، تخریب عمدتاً در ناحیه آمورف رخ می‌دهد که در آن ناحیه اکسیژن به راحتی پخش می‌شود [۴۹]. این فرآیند باعث شکست زنجیره‌ای در ناحیه آمورف می‌شود که باعث کاهش نسبت این ناحیه می‌شود و در نتیجه نسبت بلورینگی افزایش می‌یابد، و در نهایت میکروپلاستیک‌ها مستعد شکستن به ذرات کوچک تر می‌شوند [۵۰] علاوه بر این، با گذشت زمان، فرسایش نوری و فتواکسیداسیون سطح میکروپلاستیک، نظم مولکولی را بیشتر مختل کرده و نواحی ساختاری ماده را سست می‌کند. این تغییرات خواص مکانیکی سطح (مانند مقاومت کششی، مقاومت خمشی و مقاومت ضربه) را تغییر داده که در نهایت منجر به شکنندگی تدریجی سطح میکروپلاستیک و ایجاد منافذ و ترک‌ها می‌گردد [۵۱]. علاوه بر این، فرآیند فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها منجر به تغییر رنگ سطح نیز می‌شود؛ به عنوان مثال، تغییر رنگ از سفید به زرد یا مشکی، که معمولاً با افزایش زمان فرسایش نوری، این تغییرات رنگی عمیق‌تر می‌شود. اثر رنگ‌آمیزی عمدتاً به محصولات کروموفور ناشی از اکسیداسیون میکروپلاستیک یا محصولات حاوی ساختارهای کینونی ناشی از اکسیداسیون آنتی‌اکسیدانت‌های فنولی نسبت داده می‌شود [۵۳].

مقدار گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن بر روی سطح میکروپلاستیک‌ها پس از قرارگیری طولانی‌مدت در معرض نور خورشید یا تابش UV افزایش می‌یابد (شکل ۶) [۱۷]. به عنوان مثال، فرسایش نوری منجر به تشکیل گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن از جمله هیدروکسیل، کربونیل و کربن-اکسیژن بر روی سطح میکروپلاستیک‌های PP و PE می‌شود [۲۹].

گروه‌های عاملی اصلی که توسط PS و PE تشکیل می‌شوند متفاوت هستند، به طوری که کتون به عنوان گروه عاملی اصلی PS و گروه کربوکسیل به عنوان گروه عاملی اصلی PE شناخته می‌شود. براندون و همکاران [۵۴] دریافتند که محتوای گروه‌های عاملی اکسیژن دار در PP و PE با چگالی پایین و بالا پس از ۳ سال قرارگیری در معرض آب دریا و نور خورشید افزایش می‌یابد، افزایش این گروه‌های عاملی بر روی سطح میکروپلاستیک‌ها منجر به بهبود خواص آبدوستی میکروپلاستیک‌ها می‌شود [۵۵]. همچنین فرآیند فرسایش نوری به تدریج باعث افزایش تخلخل و مساحت سطح ویژه میکروپلاستیک می‌شود [۵۶]، که این امر موجب شکست و اکسیداسیون پلیمر و کاهش وزن مولکولی آن می‌شود. همانطور که ترهاله و همکاران [۴۳] نشان دادند، جرم مولکولی پلاستیک‌های با حفرات ریز طبیعی و میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از گردش گرمسیری شمال آتلانتیک به ترتیب ۱۴ و ۷ کیلوگرم بر مول بود، که به طور قابل توجهی کمتر از ۲۳ و ۲۲/۵ کیلوگرم بر مول گرانول‌های PE و مواد بسته‌بندی پلاستیکی خام بود. میله‌اوت و همکاران [۵۷] مشاهده کردند که شکست و اکسیداسیون PS تحت تابش نور با طول موج بلند (۳۰۰ نانومتر به بالا) محصولات اکسیداسیون مختلفی مانند استوفنون، بنزالدهید، بنزوئیک اسید، انیدرید بنزوئیک، S-لاکتون، اسید استیک و اسید فرمیک تولید کرد.

به طور خلاصه، ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی میکروپلاستیک‌ها، مانند زبری سطح، مساحت سطح ویژه، شکل بلوری، اندازه ذرات، وزن مولکولی، گروه‌های عاملی و خاصیت آبگریزی، در طی فرآیند فرسایش نوری تغییر می‌کنند و این تغییرات می‌توانند بر جذب و دفع مواد آلی یا فلزات سنگین تأثیر بگذارند [۱۹] و باعث آزادسازی افزودنی‌ها و واسطه‌های مشتق شده از پلاستیک شوند [۵۸، ۵۹]. این فرآیندها می‌توانند غشای سلولی را مختل کنند، دستگاه گوارش را مسدود نمایند و آسیب‌های دیگری که به سلامت موجودات آبی آسیب می‌رسانند، از خود به جای بگذارند [۲۸]. بنابراین، مطالعه تغییرات ریزمورفولوژیکی سطح میکروپلاستیک‌ها پس از فرسایش نوری و خطرات زیست‌محیطی مرتبط با آن‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است.

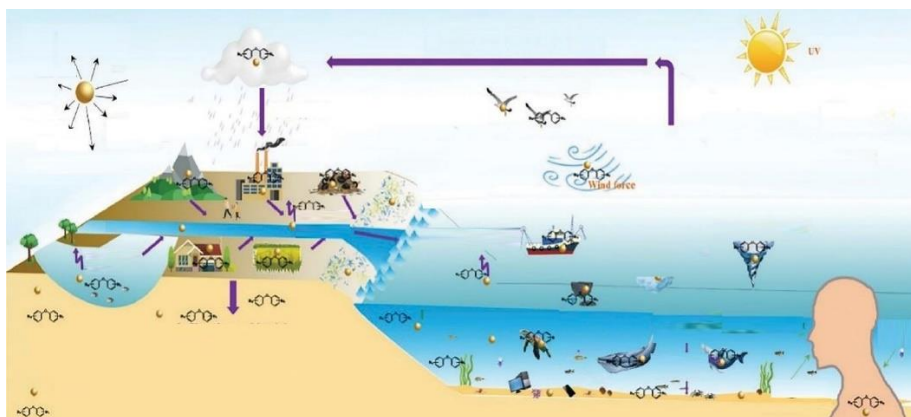
## ۲-۳. اثر افزودنی‌های پلاستیکی بر فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها

محصولات پلاستیکی معمولاً به منظور بهبود عملکرد و افزایش طول عمر با افزودنی‌هایی شیمیایی مختلفی ترکیب می‌شوند [۶۰، ۶۱]. بسته به کاربرد ماده پلاستیکی، افزودنی‌های مورد استفاده عمدتاً آنتی‌اکسیدان‌ها، نرم‌کننده‌ها، مواد ضد آتش، تثبیت‌کننده‌های نوری و حرارتی،

روان کننده‌ها و رنگدانه‌ها هستند [۵]. افزودنی‌های پلاستیکی معمولاً به صورت فیزیکی در ماتریس مولکول پلیمر قرار دارند. در طی فرسایش طولانی‌مدت ذرات پلاستیکی در محیط، ممکن است مجموعه‌ای از تعاملات بین بدنه پلیمر و افزودنی‌ها رخ دهد که به‌طور بیشتری بر فرآیند فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها تأثیر بگذارد. برای مطالعه اثر افزودنی‌ها بر فرسایش میکروپلاستیک‌ها، وو و همکاران [۴۶] مواد اولیه پلی‌پروپیلن بدون افزودنی و پلاستیک‌های تجاری با افزودنی‌ها (جعبه‌های ناهار یک‌بار مصرف و فنجان‌های چای) را در معرض آزمایشات فرسایش نوری در آب‌نمک شبیه‌سازی شده قرار دادند و دریافتند که نرخ فرسایش پلاستیک‌های تجاری با افزودنی‌ها به‌طور قابل‌توجهی کمتر از مواد پلاستیکی اولیه بدون افزودنی بود، که نشان می‌دهد ممکن است چرخه‌های فرسایش طولانی‌تری برای ذرات میکروپلاستیک غنی از افزودنی‌ها در محیط دریایی وجود داشته باشد. لیو و همکاران [۶۱] اثر رنگدانه قرمز آهن ( $Fe_2O_3$ ) بر فرسایش میکروپلاستیک‌های پلی‌پروپیلن در آب‌نمک شبیه‌سازی شده را بررسی کردند و دریافتند که رنگدانه قرمز آهن به‌طور قابل‌توجهی فرسایش پلاستیک‌ها را مهار کرده و مکانیسم مهار عمدتاً به‌دلیل اثر مسدودکنندگی نور و رقابت رنگدانه قرمز آهن برای دریافت الکترون‌ها و گونه‌های واکنش‌پذیر اکسیژن دار تولیدشده در طی فرآیند فرسایش پلی‌پروپیلن بود. آنتی‌اکسیدان‌ها می‌توانند رادیکال‌های آزاد را جذب کرده و اکسیداسیون پلاستیک‌ها را کند کنند و تثبیت‌کننده‌ها می‌توانند از قرار گرفتن پلاستیک در معرض اشعه UV جلوگیری کنند [۷]. در مقابل، تثبیت‌کننده‌ها یا رنگدانه‌های فلزی و BFRs ممکن است تخریب پلاستیک‌ها را تسریع کنند زیرا حساسیت‌زایی نوری افزودنی‌های فلزی، گونه‌های واکنش‌پذیر اکسیژن تولید می‌کند [۴۱] و جذب اشعه UV را افزایش می‌دهند [۵۹]. بنابراین، حضور افزودنی‌ها بر نرخ تخریب میکروپلاستیک‌ها تأثیر می‌گذارد که این اثرات عمدتاً بستگی به ویژگی‌های شیمیایی و محتوای نسبی آن‌ها در میکروپلاستیک‌ها دارد.

### ۳. آزادسازی آلودگی در طول فرسایش نوری میکروپلاستیک‌ها

تا کنون، گزارش‌هایی از آلودگی‌های آزاد شده از میکروپلاستیک‌ها شامل PAEs [۶۲،۶۳]، BFRs [۶۴،۶۵]، نوئیل فنول [۶۶،۶۷]، BPA [۶۲،۶۸]، فلزات سنگین [۶۹،۷۰] و سایر ترکیبات آلی [۷۱] منتشر شده است. شکل ۷ به‌طور شماتیک انتقال میکروپلاستیک‌ها در محیط و آزادسازی آلودگی‌ها در طول انتقال، عوامل مؤثر بر سینتیک آزادسازی آلودگی‌ها، و اثرات بالقوه آلودگی‌های آزاد شده بر محیط زیست و اکوسیستم‌ها را نشان می‌دهد.



شکل ۷. شماتیک مهاجرت میکروپلاستیک‌ها در محیط و آزادسازی آلاینده‌ها در طول فرآیند مهاجرت [۷۲].

### ۳-۱. آلودگی‌های آلی

آزادسازی آلودگی‌ها تحت تأثیر شرایط اقلیمی (مانند تابش UV و پارامترهای اکسیژن و آب، از جمله pH و دما) [۶۹،۷۰] و همچنین ماهیت میکروپلاستیک‌ها و آلودگی‌ها قرار دارد [۷۱]. تابش خورشید و اکسیژن از مهم‌ترین عواملی هستند که بر آزادسازی آلودگی‌ها تأثیر می‌گذارند، زیرا بیشتر میکروپلاستیک‌ها در محیط در معرض نور خورشید و اکسیژن قرار دارند [۷۳،۷۴]. pH اسیدی باعث تسریع آزادسازی آلودگی‌های غیرآلی می‌شود [۶۳،۷۱]، در حالی که دماهای بالا به طور قابل توجهی آزادسازی آلودگی‌های آلی و غیرآلی را تسریع می‌کنند [۲۲]. رانی و همکاران [۶۴] از طریق آزمایشات میدانی تأیید کردند که قرارگیری در معرض نور خورشید باعث فرسایش و شکست میکروپلاستیک PS و تسریع آزادسازی BFR هگزابروموسیکلودودکان (<sup>۱</sup>HBCD) شد. خالد و همکاران [۵۹] دریافتند که شبیه‌سازهای خورشیدی و تابش‌های بیرونی باعث افزایش شکست فیلم‌های PS (با ضخامت ۱۰۰ میکرون) و تسریع آزادسازی انواع BFR و محصولات فتوشیمیایی آن‌ها شدند. به طور مشابه، میکروپلاستیک‌های PVC (با قطر ۱۰ تا ۳۰۰ میکرون) هنگام تابش نور UV/مرئی چهار ترکیب ارگانوتین<sup>۲</sup> (دی‌متیل‌تین، مونومتیل‌تین، دی‌بوتیل‌تین و مونوبوتیل‌تین) آزاد کردند [۷۳].

#### 1. Hexabromocyclododecane

۲- ارگانوتین‌ها دسته‌ای از ترکیبات شیمیایی هستند که در آن‌ها اتم‌های قلع (Sn) به گروه‌های آلی متصل شده‌اند. این ترکیبات به دلیل خواص شیمیایی و زیستی متنوعی که دارند، کاربردهای گسترده‌ای در صنایع مختلف پیدا کرده‌اند، اما در عین حال، به دلیل اثرات منفی زیست‌محیطی و سمی‌شان، نگرانی‌های جدی را نیز برانگیخته‌اند.



با این حال، اثر فرسایش نوری بر آزادسازی آلودگی‌های آلی از پلاستیک‌ها به طور خاص تحت تأثیر نوع میکروپلاستیک‌ها نیز قرار دارد. برای مثال، پالوسلی و همکاران [۶۳] گزارش کردند که فرسایش نوری، آزادسازی فتالات‌ها را از قطعات پلاستیک تجاری PVC به طور قابل توجهی افزایش داد، اما این اثر در کیسه‌های PE مشاهده نشد. در یک نظرسنجی میدانی، جانگ و همکاران [۷۵] دریافتند که صدف‌های موجود در بقایای میکروپلاستیک‌های فوم پلی‌استایرن در دریا، ذرات PS و ۵۱۶۰ نانوگرم در هر گرم از BFRها (به طور خاص HBCD) را جذب کردند، که نشان‌دهنده انتقال افزودنی‌ها از آوار میکروپلاستیک‌های فوم پلی‌استایرن به صدف‌ها است.

لازم به ذکر است که ویژگی‌های آلودگی‌های آلی می‌توانند بر توانایی آن‌ها در پیوند با پلاستیک‌ها تأثیر بگذارند، به‌ویژه زمانی که تعامل بین افزودنی‌های آبگریز و پلاستیک‌های آبگریز بیشتر باشد. سینی و همکاران [۷۱] دریافتند که ترتیب آزادسازی افزودنی‌ها از پنبه و پلی‌استر به صورت زیر است: استرهای آلکلی ارگانوفسفات ( $\log Kow < 4$ )، PAEs با وزن مولکولی پایین ( $\log Kow 4-6$ ) و OPEs با ساختارهای آروماتیک ( $\log Kow 4-6$ )، و BFRs ( $\log Kow > 6$ ) و PAEs با وزن مولکولی بالا ( $\log Kow > 8$ )، که نشان‌دهنده همبستگی منفی بین آزادسازی افزودنی‌ها و  $Kow$  آن‌ها است.

### ۳-۲. آلودگی‌های فلزی

مطالعات نشان داده‌اند که بسیاری از افزودنی‌ها خالص نیستند، بلکه معمولاً با موم‌ها و روغن‌ها و حتی فلزات سنگین مخلوط می‌شوند. لاهیمر و همکاران [۷۶] ترکیب آلی و غیرآلی افزودنی‌ها در بسته‌بندی پلاستیکی مواد غذایی را با استفاده از کروماتوگرافی گازی و طیف‌سنجی نشر اتمی پلاسما جفت‌شده القایی تجزیه و تحلیل کردند. آن‌ها دریافتند که آنتی‌اکسیدان فنولی Hostanox 016 FF حاوی ۳ میلی‌گرم بر لیتر سرب و آنتی‌اکسیدان فسفیت Hostanox 24 FF حاوی ۸ میلی‌گرم بر لیتر مس است. علاوه بر این، برخی از فلزات و کمپلکس‌های فلزی به عنوان کاتالیزگر و مواد ضدآتش به محصولات پلاستیکی افزوده شده‌اند [۵]. ماو و همکاران [۷۷] دریافتند که غلظت آنتیموان فلزی ( $< 1000$  میلی‌گرم بر لیتر) در سه میکروپلاستیک استایرن بسیار بالاتر از کروم، نیکل یا مس بود، که ممکن است به دلیل افزودن یک ماده ضدآتش غیرآلی مانند اکسید آنتیموان برای بهبود مقاومت دمای

بالای ماده باشد. علاوه بر این، اچه‌گویان و همکاران [۷۸] دریافتند که نانوذرات نقره در میکروپلاستیک‌های PP و PE شناسایی شد. در یک تحقیق میدانی، فریس و همکاران [۷۹] وجود نانوذرات دی‌اکسید تیتانیوم در میکروپلاستیک‌های جدا شده از رسوبات و خاک‌های تپه را پیدا کردند. با این حال، اثر فرسایش نوری بر آزادسازی آلودگی‌های فلزی از پلاستیک‌ها نیز به طور خاص تحت تأثیر ویژگی‌های ساختاری میکروپلاستیک‌ها قرار دارد. لیو و همکاران [۸۰] دریافتند که آزادسازی  $Cd^{2+}$  از میکروپلاستیک‌ها در حین فرسایش نوری به شدت به اندازه ذرات میکروپلاستیک بستگی دارد، و آزادسازی  $Cd^{2+}$  از میکروپلاستیک‌هایی با اندازه ذره بالای ۰/۸۵ میلی‌متر قابل توجه نبوده است. با این حال، برای میکروپلاستیک‌هایی با اندازه ذره کمتر از ۰/۸۵ میلی‌متر، میزان آزادسازی  $Cd^{2+}$  به طور قابل توجهی با کاهش اندازه ذره افزایش یافته است. اخیراً، مطالعه‌ای توسط ترنر و همکاران [۸۱] نشان داد که وجود افزودنی‌های سرب در میکروپلاستیک‌های دریایی نسبت به سربی که از محیط اطراف جذب شده اند، اثرات منفی بیشتری بر زندگی موجودات دریایی از نظر غلظت سرب و تجمع زیستی ایجاد کرده است. علاوه بر این، مطالعه‌ای توسط اولیویرو و همکاران [۸۲] نشان داد که سه رنگ مختلف میکروپلاستیک‌های تجاری PVC (>۲۵۰ میکرون قطر، ۱۰۰ گرم در لیتر) مخلوطی از ترکیب‌های فلزی حاوی رنگدانه‌های فلزی سنگین ترشح می‌کنند که باعث مهار توسعه لاروی خارپوستان در معرض غلظت‌های زیاد شده و مورفولوژی لاروی را تغییر می‌دهند، در حالی که محلول حاصل از PVC بی‌رنگ اصلی، سمی نمی‌باشد.

به طور خلاصه، میکروپلاستیک‌ها در محیط معمولاً همراه با فرسایش، افزودنی‌های مختلفی ترشح می‌کنند. زمانی که موجودات زنده از این افزودنی‌ها تغذیه می‌کنند، این مواد در بدن آنها تجمع یافته و از طریق انتقال در زنجیره غذایی به ارگانسیم‌های سطوح بالاتر منتقل می‌شوند، که در نهایت اثرات سمی بر ارگانسیم‌های آبی بر جای می‌گذارند. بنابراین، فرسایش نوری می‌تواند ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها را تغییر دهد که به نوبه خود اثر مهمی بر آزادسازی افزودنی‌های پلاستیکی و پیامدهای آن‌ها برای زندگی دریایی و محیط زیست دارد.

## منابع

- [1] H. Bouwmeester, P. Hollman, R. Peters, Potential health impact of environmentally released Micro- and Nanoplastics in the human food production chain: experiences from Nanotoxicology, Environ. Sci. Technol. 49 (2015) 8932–8947.
- [2] A.A. Horton, A. Walton, D.J. Spurgeon, E. Lahive, C. Svendsen, Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify

- the knowledge gaps and future research priorities, *Sci. Total Environ.* 586 (2017) 127–141.
- [3] M. Nouman, J. Saunier, E. Jubeli, N. Yagoubi, Additive blooming in polymer materials: consequences in the pharmaceutical and medical field, *Polym. Degrad. Stab.* 143 (2017) 239–252.
- [4] F. Laoutid, L. Bonnaud, M. Alexandre, J.M. Lopez-Cuesta, P. Dubois, New prospects in flame retardant polymer materials: from fundamentals to nanocomposites, *Mater. Sci. Eng. R Rep.* 63 (2009) 100–125.
- [5] L. Hermabessiere, A. Dehaut, I. Paul-Pont, C. Lacroix, R. Jezequel, P. Soudant, G. Duflos, Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review, *Chemosphere* 182 (2017) 781–793.
- [6] B. Bocca, G. Forte, F. Petrucci, S. Costantini, P. Izzo, Metals contained and leached from rubber granulates used in synthetic turf areas, *Sci. Total Environ.* 407 (2009) 2183–2190.
- [7] J.N. Hahladakis, C.A. Velis, R. Weber, E. Iacovidou, P. Purnell, An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *J. Hazard. Mater.* 344 (2018) 179–199.
- [8] D.-W. Han, M. Lee, M. Lee, M. Uzawa, C. Park, The use of silver-coated ceramic beads for sterilization of *Sphingomonas* sp. in drinking mineral water, *World J. Microbiol. Biotechnol.* 21 (2005) 921–924.
- [9] N. Hartmann, S. Rist, J. Bodin, L. Jensen, S. Schmidt, P. Mayer, A. Meibom, A. Baun, Microplastics as vectors for environmental contaminants: exploring sorption, desorption, and transfer to biota: microplastics as contaminant vectors: exploring the processes, *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13 (2017) 488–493.
- [10] J. Sajiki, J. Yonekubo, Leaching of bisphenol a (BPA) to seawater from polycarbonate plastic and its degradation by reactive oxygen species, *Chemosphere* 51 (2003) 55–62.
- [11] M. Shen, Y. Zhang, Y. Zhu, B. Song, G. Zeng, D. Hu, X. Wen, X. Ren, Recent advances in toxicological research of nanoplastics in the environment: a review, *Environ. Pollut.* 252 (2019) 511–521. Photoaging process of microplastics and their pollutant release 111
- [12] O. Alimi, J. Farner, L. Hernandez, N. Tufenkji, Microplastics and Nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport, *Environ. Sci. Technol.* 52 (2017) 1704–1724.
- [13] Y. Sun, J. Yuan, T. Zhou, Y. Zhao, F. Yu, J. Ma, Laboratory simulation of microplastics weathering and its adsorption behaviors in an aqueous environment: a systematic review, *Environ. Pollut.* 265 (2020) 114864.
- [14] X. Guo, J. Wang, The chemical behaviors of microplastics in marine environment: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 142 (2019) 1–14.
- [15] A. Muller, R. Becker, U. Dorgerloh, F.-G. Simon, U. Braun, The effect of polymer € aging on the uptake of fuel aromatics and ethers by microplastics, *Environ. Pollut.* 240 (2018) 639–646.
- [16] A.L. Andrady, The plastic in microplastics: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 119 (2017) 12–22.

- [17] Q. Wang, Y. Zhang, X. Wangjin, Y. Wang, G. Meng, Y. Chen, The adsorption behavior of metals in aqueous solution by microplastics effected by UV radiation, *J. Environ. Sci.* 87 (2020) 272–280.
- [18] Q. Wang, X. Wangjin, Y. Zhang, N. Wang, Y. Wang, G. Meng, Y. Chen, The toxicity of virgin and UV-aged PVC microplastics on the growth of freshwater algae *Chlamydomonas reinhardtii*, *Sci. Total Environ.* 749 (2020) 141603.
- [19] P. Liu, X. Zhan, X. Wu, J. Li, H. Wang, S. Gao, Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: properties, sorption and potential risks, *Chemosphere* 242 (2020) 125193.
- [20] M. Kedzierski, M. D'Almeida, A. Magueresse, A. Le Grand, H. Duval, G. Cesar, O. Sire, S. Bruzard, V. Le Tilly, Threat of plastic ageing in marine environment. Adsorption/desorption of micropollutants, *Mar. Pollut. Bull.* 127 (2018) 684–694.
- [21] Wu, M., 2010. *Plastics Degradation and Stabilization (IV): Photodegradation and Photostabilization (top)*. *Plast. addit.*, 51–55.
- [22] B. Gewert, M.M. Plassmann, M. MacLeod, Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment, *Environ. Sci. Process Imp.* 17 (2015) 1513–1521.
- [23] Y.-K. Song, S. Hong, M. Jang, G. Han, S.W. Jung, W. Shim, Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 4368–4376.
- [24] A.L. Andrady, Microplastics in the marine environment, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 1596–1605.
- [25] K. Zhu, H. Jia, S. Zhao, T. Xia, X. Guo, T. Wang, L. Zhu, Formation of environmentally persistent free radicals on microplastics under light irradiation, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 8177–8186.
- [26] Y. Shi, P. Liu, X. Wu, H. Shi, H. Huang, H. Wang, S. Gao, Insight into chain scission and release profiles from photodegradation of polycarbonate microplastics, *Water Res.* 195 (2021) 116980.
- [27] B. Ra'nby, Photodegradation and photo-oxidation of synthetic polymers, *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 15 (1989) 237–247.
- [28] P. Liu, Y. Shi, X. Wu, H. Wang, H. Huang, X. Guo, S. Gao, Review of the artificially-accelerated aging technology and ecological risk of microplastics, *Sci. Total Environ.* 768 (2021) 144969.
- [29] P. Liu, L. Qian, H. Wang, X. Zhan, K. Lu, C. Gu, S. Gao, New insights into the aging behavior of microplastics accelerated by advanced oxidation processes, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 3579–3588.
- [30] J. Lemaire, J.-L. Gardette, A. Rivaton, A. Roger, Dual photo-chemistries in aliphatic polyamides, bisphenol a polycarbonate and aromatic polyurethanes—a short review, *Polym. Degrad. Stab.* 15 (1986) 1–13. 112 Jinping Peng et al.
- [31] A. Rivaton, Recent advances in bisphenol-a polycarbonate photodegradation, *Polym. Degrad. Stab.* 49 (1995) 163–179.
- [32] M. Diepens, P. Gijsman, Photodegradation of bisphenol a polycarbonate, *Polym. Degrad. Stab.* 92 (2007) 397–406.

- [33] A. Rivaton, D. Sallet, J. Lemaire, The photochemistry of bisphenol-a polycarbonate reconsidered, *Polym. Chem.* 3 (1983) 463–481.
- [34] C. Wang, Z. Xian, X. Jin, S. Liang, Z. Chen, B. Pan, B. Wu, Y.S. Ok, C. Gu, Photo-aging of polyvinyl chloride microplastic in the presence of natural organic acids, *Water Res.* 183 (2020) 116082.
- [35] E. Yousif, R. Haddad, Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review, *SpringerPlus* 2 (2013) 398.
- [36] R. Dris, J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, B. Tassin, A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments, *Environ. Pollut.* 221 (2017) 453–458.
- [37] H. Kaczmarek, Photodegradation of polystyrene and poly(vinyl acetate) blends—II. Irradiation of PS/PVAc blends by fluorescent lamp, *Eur. Polym. J.* 31 (1995) 1175–1184.
- [38] B.G.R.J. Ra°nby, Photodegradation, photo-oxidation, and photostabilization of polymers, *Polym. Chem.* 33 (1975) 152–153.
- [39] G. Geuskens, M.S. Kabamba, Photo-oxidation of polymers-part V: a new chain scission mechanism in polyolefins, *Polym. Degrad. Stab.* 4 (1982) 69–76.
- [40] D. Feldman, Polymer weathering: photo-oxidation, *J. Polym. Environ.* 10 (2002) 163–173.
- [41] B. Singh, N. Sharma, Mechanistic implications of plastic degradation, *Polym. Degrad. Stab.* 93 (2008) 561–584.
- [42] H. Wu, Progress in the application of hindered amines in polyolefin materials, *Mater. Develop. Appl.* 26 (2011) 97–102.
- [43] A. Ter Halle, L. Ladirat, M. Martignac, A.F. Mingotaud, O. Boyron, E. Perez, To what extent are microplastics from the open ocean weathered? *Environ. Pollut.* 227 (2017) 167–174.
- [44] M. Enfrin, L.F. Dumeé, J. Lee, Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes – origin, impact and potential solutions, *Water Res.* 161 (2019) 621–638.
- [45] X.F. Wen, C.Y. Du, P. Xu, G.M. Zeng, D.L. Huang, L.S. Yin, Q.D. Yin, L. Hu, J. Wan, J.F. Zhang, S.Y. Tan, R. Deng, Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: abundance, composition, surface textures, *Mar. Pollut. Bull.* 136 (2018) 414–423.
- [46] X. Wu, P. Liu, H. Shi, H. Wang, H. Huang, Y. Shi, S. Gao, Photo aging and fragmentation of polypropylene food packaging materials in artificial seawater, *Water Res.* 188 (2021), 116456.
- [47] N.M. Stark, L.M. Matuana, Surface chemistry changes of weathered HDPE/ wood-flour composites studied by XPS and FTIR spectroscopy, *Polym. Degrad. Stab.* 86 (2004) 1–9.
- [48] K. Aljoumaa, M. Abboudi, Physical ageing of polyethylene terephthalate under natural sunlight: correlation study between crystallinity and mechanical properties, *Appl. Phys. A* 122 (2016) 6.

- [49] X. Bai, F. Li, L. Ma, C. Li, Weathering of geotextiles under ultraviolet exposure: a neglected source of microfibers from coastal reclamation, *Sci. Total Environ.* 804 (2022) 150168.
- [50] X.-D. Xue, C.-R. Fang, H.-F. Zhuang, Adsorption behaviors of the pristine and aged thermoplastic polyurethane microplastics in cu(II)-OTC coexisting system, *J. Hazard. Mater.* 407 (2021) 124835. Photoaging process of microplastics and their pollutant release 113
- [51] N. Meides, T. Menzel, B. Poetzschner, M. Loder, U. Mansfeld, P. Strohriegl, € V. Altst€adt, J. Senker, Reconstructing the environmental degradation of polystyrene by accelerated weathering, *Environ. Sci. Technol.* 55 (2021) 7930–7938.
- [52] S. Veerasingam, M. Saha, V. Suneel, P. Vethamony, A. Rodrigues, S. Bhattacharyya, B.G. Naik, Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India, *Chemosphere* 159 (2016) 496–505.
- [53] Y. Lv, Y. Huang, M. Kong, Q. Yang, G. Li, Multivariate correlation analysis of outdoor weathering behavior of polypropylene under diverse climate scenarios, *Polym. Test.* 64 (2017) 65–76.
- [54] J. Brandon, M. Goldstein, M.D. Ohman, Long-term aging and degradation of microplastic particles: comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns, *Mar. Pollut. Bull.* 110 (2016) 299–308.
- [55] K. Zhu, H. Jia, Y. Sun, Y. Dai, C. Zhang, X. Guo, T. Wang, L. Zhu, Long-term phototransformation of microplastics under simulated sunlight irradiation in aquatic environments: roles of reactive oxygen species, *Water Res.* 173 (2020) 115564.
- [56] A. Ter Halle, L. Ladirat, X. Gendre, D. Goudouneche, C. Pusineri, C. Routaboul, C. Tenailleau, B. Duployer, E. Perez, Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris, *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 5668–5675.
- [57] B. Mailhot-Jensen, J.-L. Gardette, Polystyrene photooxidation. 2. A pseudo wavelength effect, *Macromolecules* 25 (1992) 4127–4133.
- [58] B. Gewert, M. Plassmann, O. Sandblom, M. MacLeod, Identification of chain scission products released to water by plastic exposed to ultraviolet light, *Environ. Sci. Technol. Lett.* 5 (2018) 272–276.
- [59] A. Khaled, A. Rivaton, C. Richard, F. Jaber, M. Sleiman, Phototransformation of plastic containing brominated flame retardants: enhanced fragmentation and release of photoproducts to water and air, *Environ. Sci. Technol.* 52 (2018) 11123–11131.
- [60] F. Akoueson, C. Chbib, S. Monchy, I. Paul-Pont, P. Doyen, A. Dehaut, G. Duflos, Identification and quantification of plastic additives using pyrolysis-GC/MS: a review, *Sci. Total Environ.* 773 (2021) 145073.
- [61] P. Liu, X. Wu, J. Peng, H. Wang, Y. Shi, H. Huang, S. Gao, Critical effect of iron red pigment on photoaging behavior of polypropylene microplastics in artificial seawater, *J. Hazard. Mater.* 404 (2021) 124209.
- [62] E. Fasano, F. Bono-Blay, T. Cirillo, P. Montuori, S. Lacorte, Migration of phthalates, alkylphenols, bisphenol a and di(2-ethylhexyl)adipate from food packaging, *Food Control* 27 (2012) 132–138.

- [63] A. Paluselli, V. Fauvelle, F. Galgani, R. Semp<sub>茅茅</sub>, Phthalate release from plastic fragments and degradation in seawater, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 166–175.
- [64] M. Rani, W.J. Shim, M. Jang, G.M. Han, S.H. Hong, Releasing of hexabromocyclododecanes from expanded polystyrenes in seawater -field and laboratory experiments, *Chemosphere* 185 (2017) 798–805.
- [65] B. Sun, Y. Hu, H. Cheng, S. Tao, Releases of brominated flame retardants (BFRs) from microplastics in aqueous medium: kinetics and molecular-size dependence of diffusion, *Water Res.* 151 (2019) 215–225.
- [66] J. Loyo-Rosales, G. Rosales-Rivera, A. Lynch, C. Rice, A. Torrents, Migration of nonylphenol from plastic containers to water and a Milk surrogate, *J. Agric. Food Chem.* 52 (2004) 2016–2020.
- [67] L. Votavova', J. Dobia'~s, M. Voldrich, H. Cı 'z'kova', Migration of nonylphenols from polymer packaging materials into food simulants, *Czech J. Food Sci.* 27 (2009) 293–299.
- [68] E. Teuten, J. Saquing, D. Knappe, M. Barlaz, S. Jonsson, A. Bj<sub>枚</sub>rn, S. Rowland, R. Thompson, T. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, 114 Jinping Peng et al. P. Viet, T. Tana, M. Prudente, R. Boonyathumanond, M. Zakaria, K. Akkhavong, H. Takada, Transport and release of chemicals from plastic to the environment and to wildlife, *Philos. Trans. R. Soc. Lond., B, Biol. Sci.* 364 (2009) 2027–2045.
- [69] M.H. Al-Malack, S.Y. Sheikheldin, Effect of solar radiation on the migration of vinyl chloride monomer from unplasticized PVC pipes, *Water Res.* 35 (2001) 3283–3290.
- [70] C. Chen, L. Chen, Y. Yao, F. Artigas, Q. Huang, W. Zhang, Organotin release from polyvinyl chloride (PVC) microplastics and concurrent Photodegradation in water: impacts from salinity, dissolved organic matter and light exposure, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 10741–10752.
- [71] A. Saini, C. Thaysen, L. Jantunen, R. McQueen, M. Diamond, From clothing to laundry water: investigating the fate of phthalates, brominated flame retardants, and organophosphate esters, *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 9289–9297.
- [72] H. Cheng, H. Luo, Y. Hu, S. Tao, Release kinetics as a key linkage between the occurrence of flame retardants in microplastics and their risk to the environment and ecosystem: a critical review, *Water Res.* 185 (2020) 116253.
- [73] M. Rani, W.J. Shim, G.M. Han, M. Jang, Y.K. Song, S.H. Hong, Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products, *Sci. Total Environ.* 579 (2017) 745–754.
- [74] F. Zhan, H. Zhang, R. Cao, Y. Fan, P. Xu, J. Chen, Release and transformation of BTBPE during the thermal treatment of flame retardant ABS plastics, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2018) 185–193.
- [75] M. Jang, W.J. Shim, G.M. Han, M. Rani, Y.K. Song, S.H. Hong, Styrofoam debris as a source of hazardous additives for marine organisms, *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 4951–4960.
- [76] M. Cherif Lahimer, N. Ayed, J. Horriche, S. Belgaied, Characterization of plastic packaging additives: food contact, stability and toxicity, *Arab. J. Chem.* 10 (2017) S1938–S1954.

- [77] S. Mao, W. Gu, J. Bai, B. Dong, Q. Huang, J. Zhao, X. Zhuang, C. Zhang, W. Yuan, J. Wang, Migration of heavy metal in electronic waste plastics during simulated recycling on a laboratory scale, *Chemosphere* 245 (2020) 125645.
- [78] Y. Echegoyen, C. Nerin, Nanoparticle release from nano-silver antimicrobial food containers, *Food Chem. Toxicol.* 62 (2013) 16–22.
- [79] E. Fries, J. Dekiff, J. Willmeyer, M.-T. Nuelle, M. Ebert, D. Remy, Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy, *Environ Sci Process Impacts* 15 (2013) 1949.
- [80] H. Liu, K. Liu, H. Fu, R. Ji, X. Qu, Sunlight mediated cadmium release from colored microplastics containing cadmium pigment in aqueous phase, *Environ. Pollut.* 263 (2020) 114484.
- [81] A. Turner, L. Holmes, R.C. Thompson, A.S. Fisher, Metals and marine microplastics: adsorption from the environment versus addition during manufacture, exemplified with lead, *Water Res.* 173 (2020) 115577.
- [82] M. Oliviero, T. Tato, S. Schiavo, V. Fernández, S. Manzo, R. Beiras, Leachates of micronized plastic toys provoke embryotoxic effects upon sea urchin *Paracentrotus lividus*, *Environ. Pollut.* 247 (2019) 706–715.





# ویژگی‌های سطحی و سمیت زیستی میکروپلاستیک‌های هوابرد

### ۱. ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌های هوابرد

میکروپلاستیک‌ها، قادر به جذب انواع آلاینده‌های محیطی مانند آلاینده‌های آلی پایدار (POPs)، فلزات سنگین و میکروارگانیسم‌ها هستند و این آلاینده‌ها ممکن است در بدن موجودات زنده آزاد شوند. خطرات ناشی از آلودگی میکروپلاستیک‌ها پژوهشگران را به بررسی نحوه تعامل آن‌ها با محیط زیست و پیامدهای ناشی از آن ترغیب کرده است.

بر اساس مطالعات قبلی، مکانیسم‌های اصلی تعامل میان میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های محیطی شامل موارد زیر است:

۱. **پر شدن حفرات:** بافت یا حفرات موجود در سطح میکروپلاستیک‌ها ممکن است به‌عنوان محل‌هایی برای جذب مواد خارجی عمل کنند.

۲. **جذب آب‌گریز:** برهمکنش‌های آب‌گریز به‌عنوان یکی از مکانیسم‌های اصلی در جذب آلاینده‌های آلی آب‌گریز به میکروپلاستیک‌هایی با سطح غیرقطبی شناخته می‌شوند [۱].

۳. **تعامل الکترواستاتیکی:** برهمکنش‌های الکترواستاتیکی به دلیل جاذبه میان مولکول‌های دارای بار مخالف یا دفع میان مولکول‌های با بار مشابه ایجاد می‌شود.

۴. **پیوند هیدروژنی:** پیوندهای هیدروژنی تعاملات الکترواستاتیکی ضعیف و خاصی هستند که با یون هیدروژن ( $H^+$ ) در ارتباط هستند.

۵. **نیروی واندروالسی:** نیروهای واندروالسی نوعی از تعاملات ضعیف میان مولکول‌ها هستند که شامل پیوند کووالانسی یا یونی نمی‌شوند.

۶. **تعامل  $\pi-\pi$ :** تعاملات  $\pi-\pi$  نیروهای جاذبه میان مولکول‌های آروماتیک هستند.

جذب و واجذب آلاینده‌ها بر روی میکروپلاستیک به عوامل مختلفی وابسته است که در این میان ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها نقش مهمی ایفا می‌کنند. مورفولوژی سطح، مساحت سطح ویژه، تخلخل، بلورینگی، بار سطحی و آب‌گریزی می‌توانند بر این فرآیندها موثر باشند. به علاوه، این عوامل تحت تأثیر شرایط خارجی مانند pH و پرتو UV تغییر می‌کنند و در نهایت بر فرآیندهای جذب و واجذب اثر می‌گذارند. از این رو، بررسی ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های جذب شده بر آن‌ها از منظر سمیت زیستی در موجودات زنده، اهمیت زیادی دارد.

## ۱-۱. توپوگرافی سطح

میکروپلاستیک‌ها در اشکال و رنگ‌های متنوعی یافت می‌شوند [۲]. قطعات، الیاف، کره‌ها، فیلم‌ها و فوم‌ها در گزارش‌های منتشر شده درباره میکروپلاستیک‌های موجود در اتمسفر به خوبی مستند سازی شده‌اند [۳]. اولین مستندات مربوط به وجود میکروپلاستیک‌های هوابرد در پاریس ارائه شده است که ۹۰ درصد آن‌ها به شکل الیاف بودند [۴]. در تحقیقات بعدی درباره میکروپلاستیک‌های هوابرد در شهرهای دیگر نیز الیاف به‌عنوان شکل غالب شناخته شدند [۵-۷]. میکروپلاستیک‌های هوابرد در طیف گسترده‌ای از رنگ‌ها از جمله قرمز، آبی، مشکی،

قهوه ای، سبز، زرد، شفاف و ... گزارش شده‌اند [۳]. با این حال، رنگ سطح میکروپلاستیک‌ها ممکن است در معرض پرتو UV تغییر کند؛ برای مثال، از سفید به زرد تبدیل شود [۸]. علاوه بر این، با گذر زمان و شدت یافتن فرآیند فرسایش، تغییر رنگ سطح میکروپلاستیک‌ها می‌تواند به صورت تدریجی افزایش یافته و به سمت تیرگی و عمق بیشتر پیش رود. با این وجود، صرف نظر از اشکال و رنگ‌ها، سطح پلاستیک‌های اولیه معمولاً صاف‌تر و مسطح‌تر است [۹]. اما در نمونه‌های طبیعی اتمسفری، میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده کاملاً صاف نیستند و دارای خمیدگی مشخص و برآمدگی‌ها و فرورفتگی‌هایی در سطح خود هستند [۴، ۱۰]. شواهد تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) می‌توانند تغییرات سطحی میکروپلاستیک‌های محیطی را با توصیف بافت‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها نشان دهد. تصاویر SEM نمونه‌های جمع‌آوری شده از شهرستان عسلویه نشان داد که سطح میکروپلاستیک‌های هوابرد صاف بوده و فاقد ترک هستند، اما حفرات و شیارهایی دارند [۱۱]. در میکروپلاستیک‌های هوابرد دیگر، حفرات، شیارها، لبه‌های نامنظم، ترک‌ها و ورقه‌ها نیز بر روی سطح میکروپلاستیک‌های هوابرد یافت شده‌اند [۱۲]. در حال حاضر، به‌طور گسترده پذیرفته شده است که شکل‌گیری بافت سطحی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا عمدتاً ناشی از عوامل مختلفی از جمله برخورد‌های مکانیکی، سایش ناشی از دینامیک جو و همچنین فرسایش شیمیایی می‌باشد [۱۲]. با این حال، میکروپلاستیک‌ها در محیط طبیعی معمولاً به‌طور هم‌زمان تحت تأثیر هر دو نوع فرسایش فیزیکی و شیمیایی قرار می‌گیرند. به دلیل تفاوت در شرایط جغرافیایی، نوع و میزان فرسایش وارد بر هر نوع میکروپلاستیک و همچنین تفاوت در مقاومت آن‌ها در برابر عوامل محیطی، یافتن دو میکروپلاستیک با بافت سطحی کاملاً مشابه تقریباً غیرممکن است [۱۱، ۱۲]. با این حال، می‌توان با اطمینان گفت که با افزایش میزان فرسایش، تغییرات بیشتری در بافت سطحی میکروپلاستیک‌ها ایجاد می‌شود. از این رو، شدت و مدت زمان فرسودگی میکروپلاستیک‌های موجود در هوا را می‌توان تا حدودی از طریق بررسی توپوگرافی سطحی آن‌ها تخمین زد.

میکروپلاستیک‌هایی با سطوح زبرتر، توانایی بیشتری در جذب آلاینده‌ها از محیط اطراف دارند. این موضوع را می‌توان با این واقعیت توضیح داد که بافت‌های ناهموار سطحی، نقاط فعال بیشتری را برای اتصال آلاینده‌های خارجی فراهم می‌کنند [۱۳، ۱۴]. به عبارت دیگر، میکروپلاستیک‌های فرسوده، ظرفیت جذب آلاینده بیشتری از محیط پیرامون خود دارند. علاوه بر این، تشکیل بافت‌های سطحی طی فرآیندهای فرسایش می‌تواند روند شکنندگی این

ذرات را تسریع کرده و در نهایت موجب افزایش شکنندگی آن‌ها شود [۱۳، ۱۵، ۱۶]. میکروپلاستیک‌ها ممکن است تحت تأثیر تنش‌های برشی یا کششی، در امتداد ترک‌ها و شکاف‌های سطحی خود دچار شکست شده و به قطعات کوچکتری، حتی در مقیاس نانو، تجزیه شوند. در نتیجه، فرآیند جذب آلاینده‌ها بر روی نانوپلاستیک‌ها به‌طور قابل توجهی قوی‌تر - در حدود یک تا دو مرتبه - نسبت به میکروپلاستیک‌ها گزارش شده است [۱۷].

## ۱-۲. مساحت سطح ویژه و تخلخل

مساحت سطح ویژه یکی از مهم‌ترین دلایلی است که میکروپلاستیک‌ها اغلب به‌عنوان حامل آلاینده‌ها در نظر گرفته می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها به‌دلیل اندازه کوچکشان (کمتر از ۵ میلی‌متر) مساحت سطح ویژه بزرگی دارند. علاوه بر این، ترک‌ها و شکاف‌هایی که بر روی سطح میکروپلاستیک‌ها در محیط ایجاد می‌شود، سطح ذرات میکروپلاستیک را افزایش داده و به این ترتیب مساحت سطح ویژه را بیشتر می‌کند [۱۸]. در یک آزمایش فرسایش ۶۰ دقیقه ای، اندازه میانگین ذرات میکروپلاستیک‌های PVC به‌طور تدریجی از ۱۵۳/۸۵ میکرون به ۱۴۴/۴۴ میکرون کاهش یافت، در حالی که مساحت سطح ویژه ۶ درصد افزایش پیدا کرد [۱۹]. همبستگی بالایی بین مساحت سطح ویژه میکروپلاستیک‌ها و ظرفیت جذب آن‌ها یافت شده است که می‌تواند در ارزیابی خطر جذب موثر باشد [۱۸، ۲۰]. بر اساس سینتیک جذب، فرآیند جذب بر روی میکروپلاستیک‌ها در ابتدا با سرعت بالا آغاز می‌شود و پس از گذشت زمان، به تدریج کاهش یافته و با نرخ آهسته تری به سمت تعادل پیش می‌رود [۲۱]. افزایش تدریجی جذب در مرحله‌ی دوم ممکن است ناشی از افزایش سطح ویژه به‌دلیل ایجاد بافت‌ها و ترک‌های سطحی باشد، که در نتیجه‌ی آن، تعداد بیشتری از نقاط فعال برای اتصال آلاینده‌ها فراهم می‌گردد.

برخلاف ترک‌های سطحی، تخلخل به فضاهای درونی موجود در ساختار مواد اشاره دارد و نقش قابل توجهی در فرآیند جذب ایفا می‌کند. تخلخل بالا، مکان‌های بیشتری را برای جذب آلاینده‌های خارجی فراهم می‌کند. انواع مختلف میکروپلاستیک‌ها ویژگی‌های تخلخلی متفاوتی دارند که این تفاوت‌ها احتمالاً ناشی از خواص ذاتی مواد تشکیل‌دهنده آن‌هاست. به‌عنوان مثال، مساحت سطح ویژه و تخلخل ذرات فرسوده PP به‌طور قابل توجهی بیشتر از نمونه‌های بکر بود، در حالی که در مورد ذرات پلی‌اتیلن PE روندی معکوس مشاهده شد [۲۲]. با این حال، هنگامی که میکروپلاستیک‌ها در معرض هوا و پرتو UV قرار می‌گیرند، سطح

آن‌ها زبرتر می‌شود و تخلخل آن‌ها نیز بیشتر از ذرات بکر خواهد بود که منجر به جذب بیشتر آلودگی‌ها می‌گردد [۲۳]. به طور کلی، به دلیل افزایش مساحت سطح و تخلخل ناشی از فرآیندهای فرسایش محیطی، ظرفیت جذب میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های طبیعی بیشتر از میکروپلاستیک‌های بکر است [۲۱،۲۴]. همچنین، این موضوع احتمالاً به قطر منافذ ساختار پلیمر و اندازه مولکولی آلودگی‌ها نیز مربوط است، آلودگی‌هایی که وزن مولکولی کمتری دارند به راحتی می‌توانند وارد ماتریکس پلیمر با منافذ بزرگتر شوند.

### ۱-۳. بلورینگی

بلورینگی به درجه نظم ساختاری در یک ماده جامد اشاره دارد و اثر زیادی بر سختی، چگالی، شفافیت و نفوذپذیری دارد. در حال حاضر، پلاستیک‌های تجاری تقریباً به ۱۰۰٪ بلورینگی نمی‌رسند و معمولاً از «مناطق بلوری» (مناطق با نظم بالا) و «مناطق آمورف» (مناطق بی‌نظم) تشکیل شده‌اند، اما بلورینگی انواع مختلف پلاستیک تفاوت زیادی دارد. پلی‌اتیلن با چگالی پایین (LDPE<sup>۱</sup>) بلورینگی حدود ۳۰-۵۰ درصد دارد، پلی‌اتیلن با چگالی بالا (HDPE<sup>۲</sup>) حدود ۸۰-۹۰ درصد، PP حدود ۳۰-۵۰ درصد، PS صفر درصد و PET حدود ۳۰-۱۰ درصد [۲۵]. با این حال، بلورینگی یک ویژگی ثابت نیست بلکه به راحتی می‌تواند با روش‌های فیزیکی یا حرارتی تغییر کند [۲۵]. در مراحل ابتدایی فرسایش، میزان بلورینگی به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد؛ با این حال، با پیشرفت فرآیندهای فرسایشی، این روند معکوس شده و کاهش بلورینگی مشاهده می‌شود [۲۶]. در برخی موارد، تغییرات بلورینگی با ترک‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها همبستگی دارد. بلورینگی جزئی باعث می‌شود پلاستیک محکم‌تر شود، اما در درجات بسیار بالای بلورینگی، پلاستیک شکننده می‌شود که ممکن است منجر به تشکیل بیشتر قطعات میکروپلاستیک گردد [۲۵]. زمانی که بلورینگی به میزان ۸-۱۰ درصد افزایش یابد، ترک‌های روی سطح میکروپلاستیک‌ها قابل شناسایی هستند [۲۷].

برخی مطالعات استنباط کرده‌اند که بلورینگی اثر قابل توجهی بر ظرفیت جذب میکروپلاستیک‌ها ندارد. به عنوان مثال، بدون توجه به نوع میکروپلاستیک (PA، PP، PE)، PS و PVC)، بلورینگی نتوانسته است تفاوت‌های مشاهده شده در میزان جذب آنتی‌بیوتیک‌ها را توجیه کند [۲۸]. بلورینگی همچنین تأثیر زیادی بر جذب ترکیبات پرفلئورینه بر روی

1. Low Density Polyethylene  
2. High Density Polyethylene

میکروپلاستیک‌ها ندارد [۲۹]. در حالی که برخی مطالعات نتایج متفاوتی را گزارش کرده‌اند، آزمایشات نشان داده‌اند که جذب مواد شیمیایی آلی آبگریز (HOCs)<sup>۱</sup> توسط PE، با میزان بلورینگی همستگی منفی دارد [۳۰]. بلورینگی حتی نقش اصلی را در جذب فتالات از میکروپلاستیک‌های PE ایفا می‌کند [۳۱]. این نتایج ممکن است ناشی از آن باشد که نواحی بلوری به دلیل ساختار منظم و فشرده، برای نفوذ آلاینده‌ها غیرقابل دسترس اند؛ بنابراین، فرآیند جذب عمدتاً در نواحی آمورف، که ساختاری نامنظم و نفوذپذیر دارند، صورت می‌گیرد [۳۲]. همچنین گزارش شده است که اثر بلورینگی بر فرآیندهای جذب میکروپلاستیک‌ها در غلظت‌های پایین آلاینده‌های آلی مقاوم (HOCs) چشمگیرتر بوده است [۳۲]. فرسایش ممکن است منجر به افزایش بلورینگی میکروپلاستیک‌ها و بازآرایی مناطق آمورف شوند که ممکن است ظرفیت و نرخ جذب میکروپلاستیک‌ها را کاهش دهد [۳۳، ۳۴]. با این حال، تحت شرایط طبیعی، مکانیسم اثر جذب میکروپلاستیک‌ها پیچیده است و تنها توسط یک عامل تعیین نمی‌شود [۳۵، ۳۶].

## ۱-۴. بار سطحی

تعاملات الکترواستاتیکی یکی از مکانیسم‌های غالب در فرآیند جذب بین میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های دارای بار سطحی است [۳۷، ۳۸]. این امر به دلیل جاذبه مولکول‌های با بار مخالف است که عمدتاً به بار سطحی بستگی دارد. هنگامی که pH محلول از نقطه صفر بار (PZC)<sup>۲</sup> میکروپلاستیک‌ها بالاتر باشد، آن‌ها بار منفی دارند و احتمال جذب گونه‌های دارای بار مثبت بیشتر است و بالعکس [۱، ۳۸، ۳۹]. نقاط صفر بار PE، PP و PS به ترتیب ۴/۳۰، ۴/۲۶ و ۳/۹۶ است، در حالی که pH محیط معمولاً بالاتر از آن می‌باشد [۴۰]. میکروپلاستیک‌ها تمایل دارند که در محیط بار منفی داشته باشند؛ اما تغییر pH محیطی ممکن است باعث تغییر بار سطحی میکروپلاستیک‌ها شود [۳۹، ۴۱]. به عنوان مثال، در یک مطالعه مشاهده شد که بار سطحی میکروپلاستیک‌های PE، PP و PS ابتدا مثبت بوده و با افزایش pH در بازه ۲ تا ۱۲ به بار منفی تغییر می‌یابد؛ این تغییر بار سطحی یکی از عوامل مؤثر در تغییر ظرفیت جذب میکروپلاستیک‌ها در شرایط مختلف pH است [۴۲]. انواع مختلف میکروپلاستیک با درجات متفاوت روندهای مشابهی در پاسخ به تغییرات pH داشتند. با این حال، زمانی که میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌ها بار سطحی یکسانی داشته باشند، آلاینده جذب شده بر روی

1. Hydrophobic Organic Chemicals  
2. Point of Zero Charge

میکروپلاستیک‌ها ممکن است به دلیل غالب بودن دافعه الکترواستاتیکی به محیط بازگشته و آزاد شود [۳۷،۴۲،۴۳]. بنابراین، میکروپلاستیک‌ها ممکن است به دلیل تغییر pH در مهاجرت محیطی خود به یک منبع جدید آلاینده تبدیل شوند.

توجه داشته باشید که بار سطحی ممکن است تحت فرآیندهای فرسایش محیطی به ویژه فرآیندهای زیستی و مکانیکی تغییر کند و در نتیجه جذب آلاینده‌ها نیز تغییر یابد [۴۴]. PZC میکروپلاستیک‌های فرسوده تغییر می‌کند؛ بنابراین، جذب الکترواستاتیک آن‌ها با آلاینده‌ها دستخوش تغییر شده و بیشترین میزان جذب نیز متفاوت خواهد بود [۳۶،۴۵]. همچنین فرآیندهای فرسایش، بار منفی سطح را افزایش داده و منجر به تقویت تعاملات الکترواستاتیک در فرآیند جذب می‌شوند [۳۹]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌های فرسوده به تغییرات pH در محیط حساس‌تر هستند [۴۵].

## ۱-۵. آبگریزی

اثر آبگریزی یکی از مکانیسم‌های مهم در تعاملات مولکولی است. طبق تیتراسیون جرمی پتانسیومتری میکروپلاستیک‌های بکر، به دلیل خاصیت آبگریزی سطحی می‌توانند به عنوان حامل‌های مناسبی برای HOCs و میکروپلاستیک‌های آبگریز عمل کنند [۲۳،۴۶]. حضور و گسترش میکروپلاستیک‌ها ممکن است جریان آلودگی‌ها را در مناطق مختلف تسریع کند. مطالعات پیشین نشان داده‌اند که ظرفیت جذب میکروپلاستیک‌ها به ترکیبات آلی با قابلیت تجمع زیستی بالا (HOCs) به طور مثبت و خطی با ضریب تقسیم‌پذیری آن‌ها در آب و اکتان (log Kow) همبسته است [۲۹،۳۸]. با این حال، انواع مختلف میکروپلاستیک ممکن است درجات متفاوتی از جذب ترکیبات مشابه را داشته باشند [۴۷]. این امر ممکن است به گروه‌های عاملی موجود در مواد پلاستیکی مربوط باشد که نقش مهمی در تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، به‌ویژه خصوصیات آبگریزی ایفا می‌کنند.

حلقه‌های آروماتیک می‌توانند تعاملات  $\pi-\pi$  را تقویت کنند، که این امر بر جذب میان میکروپلاستیک‌ها و مواد شیمیایی آروماتیک اثر می‌گذارد. جذب مواد شیمیایی آروماتیک به میکروپلاستیک‌های PS به طور قابل توجهی بالاتر از جذب آن به میکروپلاستیک‌های PE، PA و PVC است، که این امر به گروه‌های فنیل مربوط می‌شود و موجب تقویت تعاملات  $\pi-\pi$  می‌گردد [۴۸]. به عنوان مثال، در مقایسه با PE و PVC، جذب مواد شیمیایی پرفلئور بر



روی PS کمتر است که احتمالاً به ساختار مولکولی خاص آنها مرتبط می‌باشد. در ساختار مولکولی PS، حلقه بنزن جایگزین هیدروژن موجود در PE و اتم کلر موجود در PVC می‌شود و این نوع جانشینی می‌تواند قطبیت PS را افزایش داده و جذب را بیشتر کند. [۲۹]. گروه‌های آبدوست نیز اثر زیادی بر میزان جذب میکروپلاستیک‌ها دارند؛ به این معنا که گروه‌های آبدوست می‌توانند سطح مواد را آبدوست تر کنند، که این امر ظرفیت جذب مواد آبریز را کاهش می‌دهد. به عنوان مثال، الیاف PE و PA برای جذب فنانتن‌ها (دارای خاصیت آبریز) مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج نشان دادند که PE، که شامل گروه‌های آبریز است، سریع تر از الیاف PA، فنانتن را جذب کرده و ظرفیت جذب بالاتری دارد [۴۹]. علاوه بر این، گروه‌های عاملی خاص دیگری مانند گروه‌های آمیدی نیز در جذب بالای مواد نقش مهمی دارند. جذب آنتی‌بیوتیک‌ها بر روی پنج نوع میکروپلاستیک، از جمله PE، PS، PP، PA و PVC مورد مطالعه قرار گرفت [۲۸]. ایزوترم‌های جذب نشان دادند که PA بالاترین ظرفیت جذب آنتی‌بیوتیک‌ها را داشت، که به پیوند هیدروژنی نسبت داده می‌شود. پیوندهای هیدروژنی توسط گروه امید موجود در PA و گروه کربونیل موجود در آنتی‌بیوتیک‌ها ایجاد می‌شوند، که منجر به جذب بالای آنتی‌بیوتیک‌ها بر روی PA می‌شود. [۲۸،۵۰]. همچنین هالوژن‌ها قادرند با الکترون‌های  $\pi$  حلقه‌های بنزن پیوند هالوژنی برقرار کنند، که این تعاملات غیر کووالانسی می‌توانند بر رفتار جذب تأثیرگذار باشند. به عنوان مثال، در مورد بیسفنول A، وجود اتم هالوژن (Cl-) در شاخه‌های PVC که می‌تواند نقش پذیرنده الکترون را ایفا کند، و حلقه‌های بنزن با گروه‌های هیدروکسیل که به عنوان اهداکننده الکترون عمل می‌کنند، منجر به تشکیل پیوندهای هالوژنی می‌شود که در نتیجه، جذب بیسفنول A بر روی میکروپلاستیک‌های PVC را تقویت می‌کند [۳۸].

با این حال، فرآیندهای فرسایش ممکن است آبریزی میکروپلاستیک‌ها را تغییر دهند و بر جذب آنها تأثیر بگذارند. گزارش شده است که فرآیندهای فرسایش می‌توانند گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن میکروپلاستیک‌ها مانند گروه‌های کربونیل و هیدروکسیل را افزایش دهند [۸]. محتوای کربونیل می‌تواند با شاخص کربونیل ( $CI^1$ ) توصیف شود، این شاخص معمولاً برای توصیف درجه فرسایش میکروپلاستیک‌ها نیز استفاده می‌شود. به دنبال فرسایش مصنوعی، گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن بیشتری بر روی PS و PVC فرسوده شده پیدا می‌شود و شاخص CI از ۰/۴۶ به ۱/۴۱ بعد از ۹۶ ساعت افزایش یافت، که نشان می‌دهد فرآیندهای

1. Carbonyl Index

فرسایش، آبگریزی میکروپلاستیک‌ها را کاهش داده و بدین ترتیب ظرفیت جذب مواد شیمیایی آبدوست را تقویت می‌کند [۳۶]. علاوه بر این، گروه‌های عاملی حاوی اکسیژن ممکن است پیوند هیدروژنی با مولکول‌های آب اطراف تشکیل دهند، که این پیوندها سایت‌های جذب آلاینده‌ها را اشغال کرده و جذب آلاینده‌های آبگریز را محدود می‌کنند [۵۱]. علاوه بر شاخص CI، زاویه تماس نیز می‌تواند میزان رطوبت‌پذیری سطح مواد جامد را توصیف کند. زمانی که زاویه تماس  $90^\circ <$  باشد، سطح جامد آبگریز است و بالعکس. پس از اکسیداسیون، زاویه‌های تماس PS و PE به ترتیب از  $143/3^\circ$  و  $134/7^\circ$  به  $105/6^\circ$  و  $86/7^\circ$  کاهش یافتند [۵۲]. این موضوع نشان می‌دهد که فرایندهای اکسیداسیون می‌توانند نواحی آبدوست جزئی را بر روی سطوح میکروپلاستیک‌های به شدت آبگریز ایجاد کنند و بدین ترتیب ظرفیت جذب آن‌ها برای آلاینده‌های آلی آبدوست (مانند اکسی‌تتراسایکلین) را افزایش دهند [۴۵].

در نتیجه، میکروپلاستیک‌ها ممکن است در طول زمان ویژگی‌های آبگریزی خود را تغییر دهند و به سطحی تبدیل شوند که قادر به تعامل و جذب طیف وسیع تری از آلاینده‌ها نسبت به گذشته باشد.

## ۱-۶. قطبیت

برای میکروپلاستیک‌های قطبی، علاوه بر تقسیم‌بندی آبگریز، تعاملات خاصی نظیر نیروهای واندر والس، پیوندهای هیدروژنی و تعاملات گیرنده-دهنده الکترون ( $\pi-\pi$  (EDA<sup>۱</sup>)) نیز نقش مهمی ایفا می‌کنند که در مجموع باعث افزایش ظرفیت جذب این میکروپلاستیک‌ها نسبت به نمونه‌های غیرقطبی می‌شود [۵۳]. در میکروپلاستیک‌های معمولی، PVC و پلی‌یورتان (PU) دارای قطبیت قوی، PA، PET، PMMA دارای قطبیت متوسط، PS دارای قطبیت ضعیف و PP، PE فاقد قطبیت هستند. در مقایسه با میکروپلاستیک غیرقطبی PS، جذب میکروپلاستیک‌های قطبی شامل PU، پلی‌بوتیلن سوکسینات (PBS) و پلی‌کاپرولاکتون (PCL<sup>۲</sup>) بسیار بالاتر است. به‌طور خاص، PU حاوی یک حلقه بنزنی است که به تعاملات گیرنده-دهنده الکترون  $\pi-\pi$  مربوط می‌شود، بنابراین جذب بیشتری نسبت به دو میکروپلاستیک قطبی دیگر نشان داد [۵۳]. آزمایش‌های جذب دیگری بین پلی (بوتیلن آدیپات کو-ترفتالات) (PBAT)، PS و PE انجام شد. نتایج نشان داد که ظرفیت جذب

1. Electron Donor– Acceptor  
2. Polycaprolactone

PBAT با قطبیت بالاتر، بیشتر از میکروپلاستیک‌های متداول بود، که ممکن است به محتوای زیربخش‌های لاستیکی بستگی داشته باشد [۵۴].

## ۲. مسیرهای مواجهه با میکروپلاستیک‌های معلق در هوا توسط موجودات زنده

### ۲-۱. مسیرهای مواجهه حیوانات

میکروپلاستیک‌ها به‌طور گسترده‌ای در حیوانات شناسایی شده‌اند و راه‌های متعددی برای ورود این ذرات معلق در هوا به بدن موجودات زنده وجود دارد که رایج‌ترین آن‌ها شامل استنشاق، بلع و تماس پوستی می‌باشد [۵۵].

#### ۲-۱-۱. استنشاق

استنشاق، مستقیم‌ترین مسیر ورود میکروپلاستیک‌های معلق در هوا به بدن موجودات زنده به شمار می‌رود. میکروپلاستیک‌ها از منابع مختلفی به هوا آزاد می‌شوند و به‌طور گسترده‌ای در هوا حضور دارند. یکی از مطالعات پیشین بر روی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در ۳۹ شهر چین، غلظت داخلی را در بازه ۱۷ تا ۶۲۰ عدد بر میلی متر مکعب و غلظت خارجی را در بازه ۷ تا ۴۳۱ عدد بر میلی متر مکعب گزارش کرده است [۵۶]. استنشاق و حمل میکروپلاستیک‌های معلق در ریه به اندازه آن‌ها بستگی دارد [۵۷]. به‌طور کلی، ذرات کوچکتر از ۱۰ میکرون قابل استنشاق هستند. علاوه بر این، الیاف با طول بیشتر از ۵ میکرون، قطر کمتر از ۳ میکرون و نسبت طول به قطر بیشتر از ۳:۱ احتمالاً قابل استنشاق هستند [۵۷]. این پدیده را می‌توان به این صورت توضیح داد که الیاف می‌توانند در جهت محور جریان هوای تنفسی به صورت موازی قرار گیرند و تنظیم شوند [۵۸]. الیاف ۲۵۰ میکرونی در نمونه برداری ریه‌های انسان شناسایی شده‌اند [۵۹] که مسیر مواجهه از طریق استنشاق را تأیید می‌کنند. دامنه اندازه غالب بیشتر میکروپلاستیک‌های معلق در هوا بین ۲ تا ۵۰۰ میکرون است که عمدتاً به صورت الیاف دیده می‌شوند و این اندازه‌ها به‌قدری کوچک هستند که امکان استنشاق آن‌ها توسط موجودات زنده از طریق تنفس فراهم می‌شود [۳]. تخمین زده شده که هر فرد روزانه به‌طور متوسط ۲۷۲ میکروپلاستیک از هوای داخلی استنشاق می‌کند [۶۰] که تحت تأثیر تفاوت‌های فردی، روش‌های نمونه‌برداری، عملکرد مناطق مورد مطالعه، محیط‌های اطراف، فصول و ... قرار دارد [۶۱،۶۲].

پس از استنشاق میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، مواجهه اولیه در مجاری تنفسی از مجاری بینی تا راه‌های هوایی و ریه‌ها اتفاق می‌افتد [۶۳]. به‌عنوان مثال در انسان، در بافت ریه‌های افرادی که سیگار نمی‌کشند، ریزکره‌های پلیمری و میکروفیبرها در نواحی نزدیک و دور ریه چپ به‌ترتیب با اندازه‌های ۵/۵۶-۱/۶۰ میکرون و ۱۶/۸۰-۸/۱۲ میکرون شناسایی شده‌اند [۶۴]. با این حال، توزیع رسوب ذرات در مجاری تنفسی یکنواخت نیست. اگر مجاری تنفسی به منطقه بینی (از بینی تا دهان)، منطقه تراشه-برونش (از گلو تا تراشه) و منطقه آلوئول<sup>۱</sup> (از تراشه تا آلوئول) تقسیم شود، بیش از ۶۰ درصد ذرات در منطقه بینی، ۳۰ درصد در منطقه آلوئول و ۶ درصد در منطقه تراشه-برونش رسوب می‌کنند [۶۵]. در آزمایش‌های مواجهه با الیاف به قطر حدود ۱۰ میکرون در موش‌ها، میکروپلاستیک‌ها تنها یک ساعت پس از مواجهه در ریه‌ها مشاهده شدند. بیشتر الیافی که از راه‌های هوایی عبور می‌کنند در محل انشعاب مجاری آلوئولی رسوب می‌کنند و الیاف کمتری در انشعاب‌های دورتر مشاهده می‌شوند [۶۶]. همه ذرات استنشاقی به دلیل مکانیسم‌های پاکسازی نمی‌توانند به ریه‌ها راه یابند [۵۷]. در انسان، ذرات با اندازه‌های کوچکتر از ۵ میکرون معمولاً توسط مخاط بینی پاک‌سازی نمی‌شوند و می‌توانند به‌طور مستقیم وارد ریه‌ها شوند، و ذرات با اندازه ۲/۵ میکرون یا کمتر می‌توانند در ریه‌ها باقی بمانند و حتی از سد تنفسی عبور کنند [۶۷، ۶۸]. در یک آزمایش مواجهه در محیط آزمایشگاهی، میکروپلاستیک‌های PE، PP و پلی‌کربنات (PC) پس از ۱۸۰ روز قرارگیری در مایع شبیه‌سازی شده ریوی، هیچگونه حل‌شدگی و تغییرات قابل‌توجهی در سطح الیاف نشان داده نشد، که نمایانگر این موضوع است که میکروپلاستیک‌ها ممکن است مدت طولانی‌تری در ریه‌ها باقی بمانند [۶۹]. افرادی که مکانیسم‌های پاکسازی ضعیفی دارند نسبت به افرادی با مکانیسم‌های پاکسازی مناسبی دارند ممکن است در معرض خطر بیشتری برای مواجهه با میکروپلاستیک‌ها قرار گیرند.

## ۲-۱-۲. بلع

مواجهه از طریق بلع یکی از مهم‌ترین مسیرهای مواجهه محسوب می‌شود که شامل دو روش است. ابتدا، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق موجوداتی که قبلاً میکروپلاستیک‌ها را بلعیده‌اند، وارد زنجیره غذایی شوند. ثابت شده است که زئوپلانکتون‌ها، ماهی‌ها، دوکفه‌ای‌ها و دیگر گونه‌ها قادر به بلعیدن میکروپلاستیک‌ها هستند [۷۰-۷۲]. یک بررسی انجام‌شده بر

۱- آلوئول‌ها واحدهای عملکردی اصلی ریه‌ها هستند که تبادل گاز بین هوا و خون در آنها انجام می‌شود.

روی ۷۴ ماهی از ۱۰ گونه مختلف در رودخانه‌های اصلی منتهی به دریاچه میشیگان نشان داد که تراکم میکروپلاستیک‌ها با نوع رژیم تغذیه‌ای ماهی‌ها همبستگی مثبت دارد؛ به عبارتی، ماهی‌هایی که رژیم غذایی متنوع‌تری داشتند، احتمال بیشتری برای بلع میکروپلاستیک‌ها نشان دادند [۷۳]. این موضوع نشان می‌دهد که موجودات با رتبه تغذیه‌ای بالا ممکن است میکروپلاستیک‌ها را از طریق انتقال مواد مغذی در طعمه‌ها به‌جای بلعیدن مستقیم از محیط بدست آورند. میکروپلاستیک‌ها همراه با بقایای قابل توجهی از طعمه‌ها در دستگاه گوارش پرندگان گوشت‌خوار مشاهده شده‌اند. این امر نشان می‌دهد که این پرندگان ممکن است به‌طور غیرمستقیم و از طریق بلع ثانویه، در معرض میکروپلاستیک‌هایی قرار گیرند که پیش‌تر توسط طعمه‌هایشان مصرف شده‌اند [۷۴]. ثابت شده است که طیف وسیعی از مواد غذایی، از جمله غذاهای دریایی [۷۵]، شیر [۷۶]، آب آشامیدنی [۷۷] و نمک‌های خوراکی [۷۸]، احتمالاً مسیریهای مواجهه با میکروپلاستیک‌ها هستند. به‌عنوان مثال، انسان‌ها سالانه چند صد میکروپلاستیک از طریق نمک‌ها بلعیده و ۱۲۳ ذره میکروپلاستیک از طریق مصرف صدف در بریتانیا یا ۴۶۲۰ ذره در فرانسه، بلژیک یا اسپانیا [۸۰] می‌بلعند. از سوی دیگر، به دلیل اجتناب ناپذیری آلودگی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، میکروپلاستیک‌ها ممکن است به غذا یا آب آشامیدنی نشست و در نهایت در هنگام تغذیه بلعیده شوند [۸۰، ۸۱]. گاهی اوقات، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا که هنگام یک وعده غذای باز روی بشقاب‌ها نشست‌اند، ممکن است حتی بیشتر از میکروپلاستیک‌های موجود در غذا باشند و تخمین زده می‌شود که هر شخص سالانه بین ۱۳،۷۳۱ تا ۶۸،۴۱۵ ذره میکروپلاستیک در طول یک وعده غذایی می‌بلعد [۸۰].

پس از بلع، میکروپلاستیک‌ها به‌سرعت از بدن دفع نمی‌شوند، بلکه در بافت‌ها و اندام‌های مختلف توزیع و انباشته می‌شوند. به‌عنوان مثال، در مطالعه‌ای که در آن حلزون‌ها با رژیم غذایی حاوی الیاف میکروپلاستیک PET با طول ۷/۸۱۲۵ میکرون و قطر ۳/۳۷۶ میکرون تغذیه شدند، مشاهده گردید که میکروپلاستیک‌ها به‌صورت وابسته به زمان در اندام‌های دستگاه گوارش شامل معده و روده توزیع شده و تجمع می‌یابند [۸۲]. طبق آزمایش‌های مدل درون‌مقعدی از اپیتلیوم روده انسان، میکروپلاستیک‌ها (با اندازه ۱۰-۱ میکرون) بر روی سطح سلول‌های روده یا داخل سلول‌ها جذب می‌شوند [۸۳].

با این حال، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق سیستم گردش خون به اندام‌های غیر از سیستم گوارشی منتقل شوند. به‌عنوان مثال، میکروپلاستیک‌ها پس از مواجهه دهانی با آب مخلوط با میکروپلاستیک‌های PS (۵ و ۱۰ میکرون) در کبد، کلیه و روده موش‌ها شناسایی شدند. غلظت میکروپلاستیک‌ها در هر سه بافت با افزایش زمان مواجهه افزایش یافت و پس از ۱۴ روز به یک حالت ثابت رسید [۸۴].

### ۲-۱-۳. تماس پوستی

مسیرهای ورود میکروپلاستیک‌ها به موجودات زنده تنها به استنشاق و بلعیدن محدود نمی‌شود، بلکه تماس پوستی و چسبیدن به سطح بدن نیز از راه‌های مهم قرارگیری آن‌ها به شمار می‌آید. مطالعات نشان داده‌اند که چسبندگی میکروپلاستیک‌ها به سطح بافت‌ها یا اندام‌های خاص، یک مسیر کلیدی برای افزایش قرارگیری و مواجهه موجودات با این ذرات است. آزمایش‌ها تأیید کرده‌اند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به سطح بایوسوس<sup>۱</sup> صدف‌ها بچسبند و انواع مختلفی از میکروپلاستیک‌ها به روش‌های مختلف به بایوسوس جدید تشکیل شده می‌چسبند و با آن ادغام می‌شوند. به‌عنوان مثال، ریزکره‌های پلیمری PS (۱۰ میکرون) می‌توانند به صورت تکی به ساختار بایوسوس نفوذ کنند. ذرات PA (۵ میکرون) تمایل به تجمع و تشکیل توده‌هایی دارند که نخ بایوسوس را می‌پوشانند. الیاف PES نرم و باریک هستند، بنابراین به راحتی به صورت دوتایی توده تشکیل داده و به نخ بایوسوس می‌چسبند [۸۵]. علاوه بر صدف‌ها، میکروپلاستیک‌های PE (۲۸۰۰-۷۱۰ میکرون) زمانی که در خاک مخلوط می‌شوند، به سطح کرم‌های خاکی می‌چسبند و باعث آسیب‌های سطحی و داخلی و تغییر در توزیع میکروپلاستیک‌ها می‌شوند [۸۶، ۸۷]. این میکروپلاستیک‌ها که به سطح موجودات می‌چسبند، ممکن است به‌طور تصادفی توسط موجودات با سطح تغذیه بالاتر در هنگام شکار بلعیده شوند. اگرچه ذرات بزرگتر از ۱۰۰ نانومتر از طریق پوست جذب نمی‌شوند [۸۸]، پیشنهاد شده است که نانوذرات می‌توانند از طریق اپیدرم نفوذ کرده و به لایه‌های درم و زیرپوستی برسند [۸۹]. با این حال، انباشت و رفتار میکروذرات، به‌ویژه میکروپلاستیک‌ها، بر روی سطح پوست هنوز به‌طور کامل روشن نیست.

۱- به رشته‌های پروتئینی محکمی گفته می‌شود که برخی از نرم‌تنان دوکفه‌ای، مانند صدف‌ها و میگوها، برای اتصال خود به سطوح سخت مانند صخره‌ها، سنگ‌ها یا سایر اجسام زیر آب تولید می‌کنند.

## ۲-۲. مسیرهای قرارگیری میکروپلاستیک‌ها در گیاهان

گیاهان احتمالاً به‌عنوان مخازن مهمی برای ذرات معلق اتمسفر هستند، زیرا توانایی بالایی در جذب این ذرات از طریق برگ‌های بزرگ و ناهموار خود دارند [۹۰]. با وجود اینکه غلظت میکروپلاستیک‌ها در هوا به مراتب کمتر از خاک و محیط‌های آبی است، اما به دلیل سیالیت بالای هوا، جذب این ذرات معلق توسط سطح وسیع برگ‌های گیاهان از طریق تماس‌های هوایی امکان‌پذیر بوده و در طول زمان می‌تواند منجر به انباشت قابل توجهی از میکروپلاستیک‌ها در گیاهان شود. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و ذرات معلق جوی ویژگی‌های مشترک زیادی دارند (مانند اندازه، ویژگی‌های آیرودینامیکی). همچنین میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق جوی شناسایی شده‌اند، بنابراین اثر میکروپلاستیک‌ها بر گیاهان می‌تواند عواقب قابل توجهی برای رفتار و سرنوشت محیطی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا داشته باشد. مسیرهای قرارگیری گیاهان با مسیرهای قرارگیری حیوانات تفاوت دارد. برای گیاهان، چسبندگی یکی از رایج‌ترین مسیرها است. میکروپلاستیک‌ها بر روی سطح جلویی و پشتی برگ‌های گیاه کاسنی (*Lemna minor*) و ریشه‌های آن‌ها می‌چسبند [۹۱]. علاوه بر این، جلبک دریایی (*Fucus vesiculosus*) [۹۲]، علف دریایی (*Thalassia testudinum*) [۹۳] و ... نیز می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را روی سطح خود نگه دارند. تعداد میکروپلاستیک‌هایی که به گیاهان می‌چسبند با غلظت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ارتباط دارد [۹۴]. در این مرحله، تعامل فیزیکی و شیمیایی واقعی که به موجب آن میکروپلاستیک‌ها به گیاهان چسبیده‌اند هنوز مشخص نیست. با این حال، چندین مکانیسم ممکن پیشنهاد شده است: (۱) ذرات پلاستیکی با بار مثبت به دلیل نیروی الکترواستاتیکی به راحتی به اجزای سلولز سلول‌های گیاهی جذب می‌شوند [۹۵]. (۲) چسبندگی میکروپلاستیک‌ها به گیاهان ممکن است به تعاملات آگریز بستگی داشته باشد. به‌عنوان مثال، ویژگی‌های سطح چربی دوست میکروپلاستیک‌ها باعث می‌شود که میکروپلاستیک‌ها تمایل بیشتری به پوشش مومی برگ‌ها داشته باشند [۹۶]. (۳) ویژگی‌های سطح گیاهان ممکن است بر چسبندگی تأثیر بگذارد. از یک سو، این موضوع می‌تواند به ساختار سطحی مربوط باشد؛ به‌عنوان مثال، زبری سطوح سلولز گیاهی مکان‌های اتصال متعددی برای میکروپلاستیک‌ها فراهم می‌آورد [۹۷]. از سوی دیگر، ترشحات روی سطوح گیاهان نیز مؤثر است؛ به‌عنوان مثال، میکروپلاستیک‌های PS می‌توانند از طریق موکوس (یک پلی‌ساکارید بسیار هیدراته) ترشح شده از کلاهیک ریشه‌ها به سطح ریشه‌های کاهو بچسبند [۹۸]. گونه‌های اپی‌بایوتروفیک هتروتروفی که روی سطح گیاه قرار دارند، ممکن است دسترسی به

میکروپلاستیک‌ها را آسان‌تر کنند [۹۳]. (۴) بیوفیلیم‌های چسبنده که بر سطح میکروپلاستیک‌ها شکل می‌گیرند، ممکن است تمایل بیشتری به چسبیدن به گیاهان نسبت به میکروپلاستیک‌های بدون بیوفیلیم داشته باشند. بیوفیلیم‌ها شامل جوامعی متنوع از باکتری‌ها، جلبک‌ها، تک‌یاخته‌ها و قارچ‌ها هستند که هر یک می‌توانند ویژگی‌های چسبندگی متفاوتی از خود نشان دهند [۹۹].

علاوه بر چسبیدن به سطح برگ، میکروپلاستیک‌ها قادرند تا به لایه‌های کوتیکول برگ نیز نفوذ کنند. در آزمایش‌های انجام شده در شرایط آزمایشگاهی روی گیاه تربچه (*Lepidium sativum* L.)، مشاهده شد که میکروپلاستیک‌هایی با اندازه ۴/۸ میکرون، طی ۴ و ۸ ساعت اول پیش از جوانه زنی، در لایه فیلم پوشاننده کپسول بذر تجمع یافتند. هنگامی که رادیکول پس از شکستن آندوسپرم میکروپیلار از درون کپسول بذر عبور می‌کند، میکروپلاستیک‌ها به رادیکول متصل می‌شوند. پس از ۲۴ ساعت قرارگیری، در مرحله‌ای که جوانه‌ها از شکاف پوسته بذر خارج می‌شوند، میکروپلاستیک‌ها به ریشه‌ها منتقل شده و در ریشه‌ها و برگ‌ها و اپیدرم تجمع می‌یابند [۱۰۰]. علاوه بر این، در برگ‌ها، استوماتا ممکن است یکی از مسیرهایی باشد که میکروپلاستیک‌ها از طریق آن وارد گیاهان می‌شوند، زیرا اندازه استوماتا از حدود ۸۰-۱۰ میکرون متغیر است [۱۰۱]. تا به امروز، شواهد نشان داده‌اند که نانوپلاستیک‌های PS (ریزکره‌های ۲۴ و ۲۲ میکرون) می‌توانند از طریق استوماتا وارد برگ‌های ذرت شده و سپس از طریق بافت‌های آوندی به ریشه‌ها منتقل شوند [۱۰۲]. با این حال، هیچ موردی از ورود میکروپلاستیک‌ها به گیاهان از طریق استوماتا گزارش نشده است.

ویژگی جذب ریشه‌های گیاهان می‌تواند زمینه ساز ورود میکروپلاستیک‌ها به داخل آن‌ها شود. در یک مطالعه، پس از قرارگیری ریشه‌های گیاه برنج (گونه Xiuzhan-15) به مدت ۱۴ روز در معرض ریزکره‌های پلیمری پلی‌استایرن (PS) با اندازه ۱ میکرون، مشاهده شد که میکروپلاستیک‌ها تجمع یافته و ابتدا به سطح ریشه چسبیدند و سپس وارد ساختارهای داخلی ریشه، به ویژه سلول‌های آوندی، شدند. برای اینکه پرایموردا ریشه‌های جانبی به وجود آیند، شکاف‌هایی بین سلول‌های اپیدرمی ریشه‌های جانبی ظاهر می‌شوند، به طوری که سلول‌های بافت‌های پوششی از هم جدا می‌شوند. این شکاف‌ها به عنوان مکان‌های ورود به آوندها در هنگام جذب میکروپلاستیک‌ها توسط گیاهان در نظر گرفته می‌شوند [۹۸]. پس از جذب توسط ریشه‌ها، انتقال میکروپلاستیک‌ها در گیاهان اهمیت زیادی دارد.



مسیر آپوپلاستیک<sup>۱</sup> به‌عنوان مسیر اصلی انتقال میکروپلاستیک‌ها در گیاهان پیشنهاد شده است و این مسیر محدود به اندازه دیواره سلولی (۲۰-۵ نانومتر) است [۱۰۳]. با این حال، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند دیواره‌های سلولی را تغییر شکل دهند، به‌طوری که ذرات بزرگتر می‌توانند از طریق ایجاد منافذ بزرگتر جدید عبور کنند [۱۰۴]، که احتمالاً به دلیل استحکام مکانیکی بیشتر آن‌ها نسبت به دیواره‌های سلولی گیاهان است. انتقال میکروپلاستیک‌ها از ریشه‌ها به بخش‌های هوایی از مسیر آپوپلاستیک در گیاه‌های برنج مشاهده شده است [۱۰۳]. ریزکره‌های پلیمری PS (۲ و ۰/۲ میکرون) همچنین از ریشه‌ها به شاخه‌ها در گندم (*Triticum aestivum*) و کاهو (*Lactuca sativa*) منتقل شدند [۹۸].

گیاهان می‌توانند از طریق درهم تنیدگی فیزیکی با میکروپلاستیک‌ها، به‌ویژه میکروپلاستیک‌های الیافی که بخش عمده‌ای از میکروپلاستیک‌های معلق در هوا را تشکیل می‌دهند، تعامل داشته باشند. گزارش‌هایی از مقدار زیادی میکروپلاستیک در ماکرو جلبک‌ها (*Ulva prolifera*) در دریای زرد چین وجود دارد و چسبندگی (۴۸ درصد) و درهم‌تنیدگی (۳۷ درصد) از مکانیسم‌های غالب در به‌دام اندازی میکروپلاستیک‌ها بوده‌اند [۱۰۵]. زمانی که الیاف میکروپلاستیک وارد خاک می‌شوند، می‌توانند ریشه‌های جوان گیاهان را در هم تنیده و رشد نهال‌ها را مختل کنند [۱۰۶].

### ۳. سمیت زیستی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

#### ۳-۱. شاخص‌های سمیت میکروپلاستیک‌ها

نگرانی در مورد سمیت میکروپلاستیک‌ها در موجودات زنده به دلیل فراگیری و انباشت آن‌ها در حال افزایش است. بیشتر مطالعات قبلی سمیت میکروپلاستیک‌ها را بر اساس شاخص‌ها یا شاخص‌های نهایی به جای مکانیسم‌های سمیت مورد بحث قرار داده‌اند [۱۰۷]، که می‌توانند برای ارزیابی اثرات در محیط‌ها استفاده شوند. شاخص‌های سمیت، نتایج اندازه‌گیری‌های خاصی هستند که در طول یا در پایان آزمایش‌های سمیت گرفته می‌شوند، مانند استرس اکسیداتیو، شاخص‌های نهایی، نتایج قابل مشاهده‌ای در یک موجود زنده هستند مانند نشانه‌های بالینی یا وضعیت‌های پاتولوژیک. از آنجایی که میکروپلاستیک‌ها در اندازه‌ها، اشکال و انواع پلیمرهای مختلف وجود دارند، نتایج آزمایش‌های سمیت می‌توانند از گونه‌ای به

۱- مسیر آپوپلاستیک یکی از روش‌های انتقال مواد در عرض ریشه گیاهان است.

گونه دیگر متفاوت باشند. شاخص‌های مشترک شامل شاخص‌های مرتبط با استرس اکسیداتیو یا استرس آنتی‌اکسیداتیو، سمیت سلول‌های عصبی، متابولیسم انرژی و پاسخ ایمنی و ... هستند که در جدول ۱ به تفصیل آمده است. رایج‌ترین شاخص‌های پذیرفته شده، شاخص‌های مرتبط با استرس اکسیداتیو یا استرس آنتی‌اکسیداتیو هستند، مانند فعالیت گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) و سوپراکسید دیسموتاز (SOD<sup>۱</sup>). قرار گرفتن موجودات در معرض میکروپلاستیک‌ها می‌تواند منجر به تولید بیش از حد ROS شود که ممکن است به آسیب اکسیداتیو به ماکرومولکول‌های بافت‌ها منجر گردد. اگرچه سیستم‌های آنتی‌اکسیداتیو می‌توانند این اثر را کاهش دهند، اما استرس اکسیداتیو زمانی رخ می‌دهد که نرخ تولید ROS از نرخ حذف آن فراتر رود. بنابراین، این شاخص‌ها می‌توانند برای ارزیابی سمیت زیستی میکروپلاستیک‌ها برای موجودات زنده استفاده شوند [۱۰۸]. مالوندیالدهید (MDA<sup>۲</sup>) یک محصول سمی از پراکسیداسیون چربی‌ها است که می‌تواند برای نشان دادن درجه استرس اکسیداتیو در سلول‌ها استفاده شود [۱۰۹].

شاخص دیگری که به‌طور معمول پایش می‌شود، سمیت عصبی است [۱۰۷]، که معمولاً با فعالیت استیل‌کولین استراز (AChE<sup>۳</sup>) و کولین استراز (ChE<sup>۴</sup>) توصیف می‌شود. AChE آنزیم کلیدی در هدایت عصبی بیولوژیکی است که انتقال طبیعی سیگنال‌های عصبی در موجودات زنده را تضمین می‌کند. ChE می‌تواند به‌عنوان نشانه‌ای از اختلال احتمالی کولینرژیک نوروموسکولار<sup>۵</sup> در نظر گرفته شود و هر دو می‌توانند اطلاعات ارزشمندی در مورد سمیت عصبی ارائه دهند [۱۱۰]. از سوی دیگر، شاخص‌های نهایی عمدتاً شامل پاسخ‌های رفتاری مانند واکنش اجتنابی، عملکرد رشد مانند طول، وزن یا تولید مثل، مرگ و میر و ... هستند. برای گیاهان، شاخص‌های نهایی بیشتر پذیرفته می‌شوند زیرا دوره رشد گیاهان کوتاه‌تر از حیوانات است و اثرات ناشی از آلاینده‌های خارجی با احتمال بیشتری بر روی آن‌ها منعکس می‌شوند.

1. Superoxide Dismutase
2. Malondialdehyde
3. Acetylcholinesterase
4. Cholinesterase

۵- اختلال کولینرژیک نوروموسکولار یعنی مشکلی در انتقال پیام‌های عصبی از طریق استیل‌کولین به عضلات که باعث بروز مشکلات در انقباض عضلاتی و عملکرد عضلات می‌شود.

جدول ۱. نتایج آزمایشات سمیت میکروپلاستیک.

منابع	شاخص‌های مهم	شاخص‌ها	اثرات	نوع میکروپلاستیک	گونه مورد آزمایش
[۱۱۱]	التهاب، سمیت تولیدمثل	ROS	استرس اکسیداتیو	PS	موش
[۱۱۲]	N/A	NO	استرس اکسیداتیو	PE/PLA	<i>Aphylla williamsoni</i>
		TBARS			
		SOD	استرس آنتی اکسیدانی		
		تیول‌های کل			
		AChE	آسیب‌های عصبی		
[۱۰۸]	N/A	‘CAT، ‘SOD، ‘GST	استرس آنتی اکسیدانی	PET / پلی‌آکریلات	<i>Mullus surmuletus</i>
		MDA	پراکسیداسیون لیپید		
[۱۱۳]	N/A	TBARS	پراکسیداسیون لیپید	LDPE	<i>Eisenia fetida</i>
		LDH			
[۱۱۰]	N/A	AChE	نوروتوکسیسیته	N/A	<i>Dicentrarchus labrax</i>
		LDH	متابولیسم انرژی		
		IDH			
[۸۴]	وزن بدن، وزن اندام‌ها، مصرف غذا	سطح ATP	متابولیسم انرژی	PS	موش
		LDH			
		T-CHO	متابولیسم لیپید		
		TG			
[۱۱۴]	N/A	PO	پاسخ ایمنی	PE	<i>Chironomus riparius</i>

منابع	شاخص‌های مهم	شاخص‌ها	اثرات	نوع میکروپلاستیک	گونه مورد آزمایش
[۱۱۵]	مرگ، مصرف غذا، حساسیت به ویروس‌ها	N/A	پاسخ ایمنی	PS	<i>Apis mellifera</i>
[۱۱۶]	نرخ سقط جنین، نرخ جذب جنین	N/A	سمیت تولیدمثل	PS	موش
[۱۱۷]	وضعیت فردی، تعاملات اجتماعی، رفتار تغذیه‌ای	N/A	پاسخ رفتاری	LDPE	<i>Sparus aurata</i>
[۱۱۸]	مرگ‌ومیر	N/A	طول عمر	PP/PE/PVC	<i>Daphnia magna</i>
[۱۱۹]	جوانه‌زنی، طول ریشه، طول ساقه، وزن	N/A	رشد	PC	<i>Lepidium sativum</i>
[۱۲۰]	ارتفاع گیاه، تعداد برگ، وزن برگ، وزن و طول ریشه	N/A	رشد	PE	<i>Lactuca sativa</i> L. var. <i>ramosa</i> Hort
	رشد	کلروفیل	فتوسنتز		
[۱۲۱]	التهاب، اختلال عملکرد ریه	DCFH-DA TEER, HO-1	استرس اکسیداتیو	PS	BEAS-2B cells (in vitro)

#### اختصارات:

PS: پلی‌استایرن، PE: پلی‌اتیلن، PLA: پلی‌لاکتیک اسید، PET: پلی‌اتیلن ترفتالات، LDPE: پلی‌اتیلن با چگالی پایین، PP: پلی‌پروپیلن، PVC: پلی‌وینیل کلراید، ROS: گونه‌های اکسیژن فعال، NO: نیتریک اکسید، TBARS: مواد واکنش‌پذیر اسید تیوباریتوریک، SOD: سوپراکسید دیسموتاز، AChE: استیل‌کولین‌استراز، CAT: کاتالاز، GST: گلوپروتئین S-ترانسفراز، MDA: مالون‌دی‌آلدئید، LDH: لاکتات دهیدروژناز، IDH: ایزوسیترات دهیدروژناز، ATP: آدنوزین تری‌فسفات، T-CHO: کلسترول کل، TG: تری‌گلیسرید، PO: فنول‌اکسیداز، DCFH-DA: دی‌کلرو‌هیدروفلوروسئین دی‌استات، HO-1: هم‌اکسیژناز-۱، TEER: مقاومت الکتریکی ترانزیپیتلیال.

### ۳-۲. سمیت میکروپلاستیک‌های هوابرد

#### ۳-۲-۱. سمیت فیزیکی

پس از بلعیده شدن، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند با روش‌های مختلفی بر موجودات زنده تأثیر بگذارند [۱۲۲]. به دلیل ویژگی‌های ذره‌ای نامحلول خود، میکروپلاستیک‌ها احتمالاً جذب نمی‌شوند، اما ممکن است آسیب فیزیکی یا مکانیکی مانند سایش و پارگی در بافت‌های بدن ایجاد کنند. بلع میکروپلاستیک‌ها و جا به جایی آن‌ها در بدن، موضوعی است که اغلب گزارش می‌شود. شکل و اندازه این ذرات، عامل اصلی در این فرآیند است [۱۲۳]. میکروپلاستیک‌های غیرکروی در مقایسه با انواع کروی، زمان بیشتری برای عبور از روده نیاز دارند. همچنین، این ذرات غیرکروی آسیب‌های شدیدتری به غشای مخاطی روده وارد می‌کنند. این آسیب‌ها شامل واکوئولاسیون<sup>۱</sup>، آسیب به سیلیا<sup>۲</sup> و آسیب به سلول‌های ماست<sup>۳</sup> در پایه اپیتلیوم است.

اخیراً مطالعه‌ای نشان داد که تجزیه پیوسته میکروپلاستیک‌ها تحت تابش پرتو ماوراء بنفش طی ۵۶ روز، منجر به آزادسازی ذرات کوچکتر در مقیاس نانو می‌شود و میزان نانوپلاستیک‌ها به مرور زمان افزایش می‌یابد [۱۲۵]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها به دلیل شرایط فیزیولوژیکی مختلف ممکن است در داخل بدن به ذرات کوچکتر تجزیه شوند [۱۲۶]. ذرات کوچکتر، به‌ویژه در مقیاس نانو ممکن است اثرات بیشتری داشته باشند. برای مثال، ذرات نانوپلاستیک ممکن است پس از ورود به بدن، به عمق ریه‌ها نفوذ کرده، پتانسیل التهابی بیشتری داشته باشند و حتی بر نفوذپذیری میکروواسکولار<sup>۴</sup> ریوی تأثیر بگذارند [۱۲۷، ۱۲۸].

پس از بلعیدن، تجمع میکروپلاستیک‌ها در بسیاری از گونه‌ها نیز مشاهده شده است [۱۲۹، ۱۳۰]. در آزمایش قرارگیری در معرض سیلیاته<sup>۵</sup> *Uronema marinum*، مشخص شد

۱- واکوئولاسیون به تشکیل و بزرگ شدن واکوئول‌ها در داخل سلول گفته می‌شود.

۲- سیلیا (Cilia) ساختارهای مویی و ریز هستند که روی سطح برخی سلول‌ها قرار دارند و نقش حرکتی یا حسی دارند.

۳- سلول‌های ماست (Mast cells) نوعی سلول ایمنی هستند که در بافت‌های مختلف بدن، به ویژه در نزدیکی پایه اپیتلیوم (لایه‌ی زیرین سلول‌های پوششی) حضور دارند. این سلول‌ها نقش مهمی در پاسخ‌های ایمنی و التهاب دارند.

۴- میکروواسکولار (Microvascular) به شبکه ریز و کوچک‌ترین رگ‌های خونی در بدن اشاره دارد که شامل مویرگ‌ها، شریانچه‌ها و وریدچه‌ها می‌شود. این رگ‌ها مسئول تبادل مواد مغذی، اکسیژن و دفع ضایعات بین خون و بافت‌های بدن هستند.

۵- یک نوع مژکدار (سیلیات) دریایی است.

که سیلیات‌ها در مرحله اولیه قرارگیری در معرض آلاینده، مقادیر زیادی میکروپلاستیک مصرف کردند اما به تدریج با گذشت زمان غلظت میکروپلاستیک‌ها در بدنشان کاهش یافت. این موضوع نشان می‌دهد که سیلیات‌ها پس از بلعیدن نمی‌توانند میکروپلاستیک‌ها را تجزیه کنند، بنابراین آن‌ها را از بدن دفع می‌کنند. با این حال، این کارایی به طور کامل ۱۰۰ درصد نبوده و میکروپلاستیک‌ها پس از ۹۶ ساعت، در داخل بدن تجمع کردند که ممکن است اثرات منفی به همراه داشته باشند [۱۳۱]. میکروپلاستیک‌های بلعیده شده به ندرت باعث مرگ فوری موجودات می‌شوند، اما اثرات مزمن آن‌ها ممکن است اثرات بلند مدتی به همراه داشته باشند [۱۷۲]. قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌های اسید پلیلاکتیک (PLA) به مدت ۲۱ روز می‌تواند منجر به مرگ *Daphnia magna* شود که مشخصاً مواد شیمیایی واسطه در این فرآیند دخالتی ندارند [۱۳۲]. علاوه بر این، قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها و تجمع آن‌ها می‌تواند باعث انسداد روده و ایجاد احساس سیری کاذب شود که بر میزان تغذیه اثر گذاشته و حتی می‌تواند منجر به مرگ به علت گرسنگی شود [۱۳۳]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌های بلعیده شده می‌توانند به مراحل بعدی زندگی منتقل شوند. به عنوان مثال، هنگامی که میکروپلاستیک‌های PS توسط لاروهای پشه *Culex* بلعیده می‌شوند، می‌توانند از مرحله لارو به مرحله شفیره و در نهایت به مرحله زندگی بالغ منتقل شوند [۱۳۴]. همان‌طور که در آزمایش قرارگیری در معرض PET نیز گزارش شد، میکروپلاستیک‌های بلعیده شده توسط لاروهای *Chironomus riparius* از مراحل مختلف زندگی عبور کرده و در نهایت به بالغ‌ها منتقل شدند [۱۳۵]. با این حال، در مطالعات موجود تنها یک نسل بررسی شده است و احتمال انتقال و اثرات آن‌ها در نسل‌های بعدی نیاز به تحقیقات بیشتر دارد.

با این حال، آسیب‌های فیزیکی و مکانیکی تنها پس از بلعیدن اتفاق نمی‌افتند. میکروپلاستیک‌ها به ویژه غلظت‌های بالای میکروپلاستیک‌ها (بیش از ۱ گرم بر کیلوگرم LDPE) به پوست *Eisenia fetida* آسیب سطحی وارد می‌کنند [۸۷]. علاوه بر این، در غلظت‌های بالاتر (۲۵، ۵۰ یا ۷۰ گرم بر کیلوگرم)، میکروپلاستیک‌ها به پوست کرم‌های خاکی می‌چسبند و باعث سوختگی‌ها یا زخم‌ها و سایر تغییرات مورفولوژیکی، مانند پیچش و نازک شدن می‌شوند [۱۳۶]. افزودن میکروپلاستیک‌های PE به خاک می‌تواند باعث افزایش تبخیر آب و تغییر الگوی ترک‌خوردگی خاک شود، که در نتیجه، سرعت از دست رفتن آب در خاک را بیشتر می‌کند [۱۳۷]. همچنین، این میکروپلاستیک‌ها چگالی حجمی خاک، ظرفیت نگهداری آب و تعادل میان فعالیت‌های میکروبی و تجمعات پایدار آبی را تحت تأثیر قرار می‌دهند. این

تغییرات ممکن است شرایط نامطلوبی برای رشد گیاهان و ارگانسیم‌های خاکی ایجاد کند [۱۳۸]. به عنوان مثال، چگالی حجمی خاک پس از افزودن میکروپلاستیک‌ها کاهش یافت، اما چگالی خاک در ریزوسفر افزایش یافت و این تغییرات باعث تغییرات در ویژگی‌های ریشه گیاهان شد، که با افزایش قابل توجه طول کلی ریشه و کاهش قطر متوسط ریشه نمایان شد [۱۳۹]. برای یک محیط ساحلی، تجمع پلاستیک‌ها موجب افزایش افراطی در دمای روزانه شد، به طوری که دمای حداکثر بالاتر و دمای حداقل پایین‌تر بود [۱۴۰]. با کاهش پلاستیک‌ها، تجمع قابل توجهی از میکروپلاستیک‌ها می‌تواند به دلیل خواص عایقی خود، دمای زیرسطح خاک را کاهش دهد [۱۴۱]. تغییرات دما ممکن است بر رشد و رفتار موجودات حساس به دما که در سواحل زندگی می‌کنند، مانند لاک‌پشته‌های دریایی، تأثیر بگذارد [۱۴۰]. لاک‌پشته‌های دریایی گونه‌ای با تعیین جنسیت وابسته به دما هستند. دمای انکوباسیون در دوره جنینی، جنسیت آنها را تعیین می‌کند. تخم‌گذاری در محیط‌های گرم‌تر، بیشتر به جنس ماده می‌انجامد. دماهای بالا هنگام تخم‌گذاری ممکن است فقط تخم‌های ماده تولید کند و حتی مرگ‌ومیر را در دوره رشد افزایش دهد [۱۴۲]. سمیت مواد شیمیایی میکروپلاستیک‌ها به توانایی ورود ذرات به بدن بستگی دارد. این ویژگی را خصوصیات خود میکروپلاستیک‌ها تعیین می‌کند [۱۴۳]. معمولاً مدتی طول می‌کشد تا مواد شیمیایی در میکروپلاستیک‌ها تجزیه یا شسته شوند. پیش از آن، باید به سمیت ذرات میکروپلاستیک بر موجودات زنده نیز توجه کرد. سمیت میکروپلاستیک‌ها ممکن است از شستشوی شیمیایی مونومرهای پلیمر ناشی شود. برای مثال، میکروپلاستیک‌های PS می‌توانند از راه استرس اکسیداتیو، سمیت تولیدمثل در موش‌ها ایجاد کنند. این سمیت شامل کاهش چشمگیر تعداد و تحرک اسپرم‌ها و افزایش تغییر شکل آنهاست. [۱۱۱]. ممکن است هیچ تفاوت معناداری در سمیت تولیدمثل بر اساس جنسیت مشاهده نشود. همچنین، میکروپلاستیک‌های PS می‌توانند فیروز تخمدانی ایجاد کنند و از طریق استرس اکسیداتیو، آپوپتوز<sup>۱</sup> سلول‌های گرانولوزا تخمدان<sup>۲</sup> را تحریک کنند که در نهایت منجر به کاهش ظرفیت ذخیره تخمدان‌ها می‌شود [۱۴۴]. با این حال، بر اساس گزارش‌ها، نوع پلیمر میکروپلاستیک‌های رایج در هوا شامل PE، PVC، PP، PS، PET و

۱- آپوپتوز یک فرآیند برنامه‌ریزی شده مرگ سلولی است که به طور طبیعی در بدن اتفاق می‌افتد تا سلول‌های آسیب‌دیده، غیرضروری یا تهدیدکننده را به طور کنترل‌شده حذف کند

۲- سلول‌های گرانولوزا تخمدان (Granulosa cells) سلول‌هایی هستند که در اطراف فولیکول‌های تخمدان قرار دارند و نقش حیاتی در رشد و تکامل فولیکول تخمدان و فرآیند تخمک‌گذاری ایفا می‌کنند.

PA بوده [۳]، و اثرات سمی انواع مختلف پلیمرها ممکن است تفاوت‌های زیادی داشته باشد [۱۴۵]. PVC به دلیل محتوای بالای کلرید و مونومرهای مضر آن معمولاً به‌عنوان یک پلاستیک خطرناک شناخته می‌شود، در حالی که PE و PET خطر کمتری داشته و مونومرهای مضر کمتری دارند [۱۴۶]. برای مقایسه سمیت بیولوژیکی پلیمرهای مختلف، *Daphnia magna* به‌عنوان یک مدل آزمایشی انتخاب شد و سمیت بیولوژیکی انواع رایج پلیمرهای میکروپلاستیک در هوا نسبت به این ارگانیسم در جدول ۲ خلاصه شده است. *Daphnia magna* یک گونه آرتمیا<sup>۱</sup> است که به دلیل پراکندگی وسیع، اندازه کوچک، چرخه زندگی کوتاه، باروری بالا و تولید مثل پارتنوژنیک<sup>۲</sup>، به‌طور گسترده‌ای در آزمایش‌های سمیت آبیان استفاده می‌شود [۱۴۷]. در حال حاضر، تعداد محدودی از گونه‌های بوم‌شناسی نماینده آزمایشات سمیت میکروپلاستیک‌های هوازی گزارش شده است، اما ارزیابی خطرات انواع مختلف میکروپلاستیک‌ها ضروری است. بنابراین، *Daphnia magna* می‌تواند به‌عنوان یک مدل موقت برای مقایسه اولیه سمیت بیولوژیکی انواع مختلف میکروپلاستیک‌های هوازی به‌کار رود.

علاوه بر نوع پلیمر، اثرات بیولوژیکی سمیت میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی میکروپلاستیک‌ها، ویژگی‌های فیزیولوژیکی موجودات آزمایش شده، غلظت، مدت زمان و عوامل دیگر قرار دارند. برای میکروپلاستیک‌ها، اندازه، شکل، مورفولوژی سطحی و بار آن‌ها ممکن است نقش مهمی در سمیت آن‌ها ایفا کنند. برای مثال، میکروپلاستیک‌هایی با اندازه‌های کوچکتر با احتمال بیشتری به بدن موجودات زنده وارد می‌شوند و ممکن است اثرات سمی ایجاد کنند [۱۵۰]. با این حال، میکروپلاستیک‌های کوچکتر لزوماً سمیت بیولوژیکی بالاتری ایجاد نمی‌کنند. در آزمایشاتی که بر روی *Daphnia magna* انجام شد، میکروپلاستیک PLA با اندازه ۴۰ میکرون در مقایسه با پلیمرهای PUR و PVC با اندازه‌های کوچکتر (کمتر از ۲۰ میکرون) اثرات سمی نامطلوبی ایجاد کرد، در حالی که PUR و PVC کوچک‌تر اثرات منفی قابل توجهی نشان ندادند [۱۳۲].

۱- آرتمیا یک نوع سخت‌پوست مهم است که در آب‌های لب شور تا بسیار شور زندگی می‌کند.

۲- تولید مثل پارتنوژنیک (Parthenogenesis) نوعی تولید مثل غیرجنسی است که در آن تخمک بدون نیاز به لقاح با اسپرم، به صورت خودبه‌خود رشد و تقسیم می‌شود و منجر به تشکیل یک فرد جدید می‌گردد.



جدول ۲. اثرات سمی انواع پلیمرهای مختلف بر روی *Daphnia magna*.

منابع	اثرات سمی	زمان تماس	غلظت	شکل	اندازه (میکرون)	پلیمر
[۱۴۸]	کاهش طول بدن، افزایش نرخ مرگ‌ومیر، کاهش نرخ تولیدمثل، کاهش آنزیم‌های گوارشی	۱۹ روز	۱۰۱/۶ میلی گرم بر لیتر	کروی	۱۳	PS
[۱۱۸]	افزایش نرخ مرگ‌ومیر (PE > PP > PVC)	۹۶ ساعت	۰/۰۵ گرم بر لیتر	نامنظم	۱۰۰	PE
[۱۴۹]	کاهش طول بدن، مهار رشد	۴۸ ساعت	۱۰۰ میلی گرم بر لیتر	فیبری	۱۰۰-۵۰۰	PET
[۱۳۲]	کاهش نرخ بقا	۲۱ روز	۱۲۲ میلی گرم بر لیتر	نامنظم	<۵۹	PLA
	تأخیر در تولیدمثل، کاهش طول بدن	۲۱ روز	۲۳۶ میلی گرم بر لیتر			PUR
	تأخیر در تولیدمثل، کاهش طول بدن	۲۱ روز	۴۵ میلی گرم بر لیتر			PVC

## اختصارات:

PS: پلی‌استایرن، PE: پلی‌اتیلن، PVC: پلی‌وینیل کلراید، PP: پلی‌پروپیلن، PET: پلی‌اتیلن ترفتالات، PLA: پلی‌لاکتیک اسید، PUR: پلی‌اورتان.

میکروپلاستیک‌های هوابرد به دلیل قرارگیری طولانی مدت در معرض نور طبیعی تحت فرآیند فرسایش نوری قرار می‌گیرند و میکروپلاستیک‌های فرسوده اثرات سمی قوی‌تری نسبت به میکروپلاستیک‌های بکر دارند [۱۵۱]. علاوه بر این در بین گونه‌های مختلف با رفتارهای تغذیه‌ای مختلف، حساسیت‌های متفاوتی به میکروپلاستیک‌ها وجود دارد که منجر به تفاوت در سمیت بیولوژیکی می‌شود [۱۵۲]. همچنین مراحل مختلف زندگی حساسیت‌های متفاوتی به میکروپلاستیک‌ها دارند، به طوری که لاروها معمولاً آسیب‌پذیرترین هستند. مراحل ابتدایی زندگی *Daphnia magna* حساسیت بالاتری نسبت به انواع بالغ نشان دادند [۱۵۳].

علاوه بر این، غلظت مواجهه، مدت زمان قرارگیری و مسیر اصلی تماس موجودات مورد آزمایش باید هنگام ارزیابی سمیت بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها مورد توجه قرار گیرند. در مورد *Daphnia magna*، مرگ و میر در ۱۰ روز اول مواجهه با میکروپلاستیک‌ها فاقد اهمیت بود، اما با افزایش زمان مواجهه، میزان مرگ و میر افزایش یافت. به علاوه، موجودات در مواجهه با

غلظت‌های بالاتر میکروپلاستیک‌ها مرگ و میر بالاتری نسبت به موجودات در معرض غلظت‌های پایین‌تر نشان دادند [۱۵۳]. ورود میکروپلاستیک‌ها به بدن موجودات زنده اغلب از راه مصرف غذای آلوده رخ می‌دهد. اما اثر میکروپلاستیک‌ها بر موجودات مختلف در شرایط گرسنگی و تغذیه می‌تواند متفاوت باشد. برای نمونه، سمیت میکروپلاستیک‌های PE در شرایط گرسنگی ۴ برابر بیشتر از شرایط تغذیه بود. این تفاوت ممکن است به فرآیند جذب مواد غذایی هنگام تغذیه مربوط باشد [۱۱۸]. بنابراین، برای به‌دست آوردن ارزیابی کمی از سمیت بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها، لازم است تا درجه تأثیر عوامل مختلف بر اثرات بیولوژیکی سمی میکروپلاستیک‌ها روشن شود.

### ۳-۲-۲. سمیت شیمیایی افزودنی‌های میکروپلاستیک

پلیمرهای میکروپلاستیک به ندرت به صورت خالص مورد استفاده قرار می‌گیرند و معمولاً به منظور بهبود ویژگی‌های عملکردی، افزودن‌هایی به محصولات پلاستیکی افزوده می‌شود. این افزودنی‌ها شامل گروهی متنوع از ترکیبات مانند نرم‌کننده‌ها، مواد بازدارنده شعله، پایدارکننده‌ها، آنتی‌اکسیدان‌ها، خنثی‌کننده‌های اسید، عوامل کف‌زا، روان‌کننده‌ها، رنگ‌ها، مواد ضد الکتریسیته ساکن، ترکیبات ضد کف و پایدارکننده‌های حرارتی هستند. این ترکیبات نقش مهمی در بهینه‌سازی خواص فیزیکی، شیمیایی و مکانیکی پلاستیک‌ها ایفا می‌کنند [۱۵۴]. بنابراین، سمیت بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها که به دلیل نشت مواد شیمیایی ایجاد می‌شود، تنها به مونومرهای پلیمرها مربوط نمی‌شود، بلکه به افزودنی‌هایی که در طول ترکیب و فرآیند تولید به آن‌ها افزوده می‌شوند نیز مربوط است. در نمونه‌های گرد و غبار جاده‌های شهری جمع‌آوری شده از ژاپن، پنج افزودنی پلاستیکی از جمله فتالات‌ها، ارگانوفسفات‌ها، مواد ضد آتش و تثبیت‌کننده‌های UV همراه با میکروپلاستیک‌ها شناسایی شده‌اند [۱۵۵]. افزودنی‌های موجود در ترکیب پلاستیک‌ها ممکن است به‌طور بالقوه از ماتریس پلیمری به محیط اطراف مهاجرت کنند. همچنین، این ترکیبات می‌توانند از درون ساختار پلاستیک به سطح آن منتقل شده و در تماس با محیط آزاد شوند [۱۵۴]. به عنوان مثال، مواد بازدارنده شعله بر پایه برم (مواد ضد آتش برومینه) می‌توانند از محصولات پلاستیکی آزاد شده و در پی آن، به‌واسطه فرایندهایی مانند سایش و فرسایش سطحی، به همراه ذرات ریز حاصل به ذرات گرد و غبار موجود در جو منتقل شوند [۱۵۶]. علاوه بر این، به‌دلیل انتقال مداوم، غلظت چنین افزودنی‌هایی می‌تواند به سطح بالایی در گرد و غبار برسد و ممکن است از گرد و غبار دوباره به هوا آزاد شوند [۱۵۷]. افزودنی‌ها می‌توانند به‌طور چشمگیری بر سمیت

بیولوژیکی میکروپلاستیک‌ها اثر بگذارند علاوه بر این، سمیت بالقوه انواع مختلف افزودنی‌ها ممکن است متفاوت باشد. بنابراین، اثرات سمی چند افزودنی پلاستیکی معمولی در ادامه خلاصه شده است.

### ۳-۲-۱. فتالات‌ها

فتالات‌ها پرمصرف‌ترین نرم‌کننده‌ها هستند و به طور گسترده‌ای به پلاستیک‌های PVC اضافه می‌شوند. اگرچه PVC به دلیل مونومرهای پلیمر خود سمی است، اما PVC نرم شده سمیت بیشتری دارد. PVC نرم شده به عنوان یکی از خطرناک‌ترین پلاستیک‌ها شناخته می‌شود، زیرا افزودن زیاد نرم‌کننده‌ها باعث می‌شود که این مواد به عنوان سموم تولید مثل شناخته شوند که می‌توانند به باروری و سلامت جنین آسیب برسانند [۱۴۶]. بیشتر فتالات‌ها نیمه فرار بوده و به پلیمرهای میکروپلاستیک به صورت شیمیایی متصل نمی‌شوند، بنابراین به راحتی می‌توانند از میکروپلاستیک‌ها به محیط آزاد شده و در گرد و غبار جاده‌ها شناسایی شوند [۱۵۵، ۱۵۸]. فتالات‌ها می‌توانند باعث اختلال در سیستم غدد درون‌ریز شوند و در مطالعات مواجهه کوتاه‌مدت و بلندمدت در جوندگان، اثرات منفی وابسته به دوز در کبد، کلیه، غده تیروئید و بیضه‌ها مشاهده شده است [۱۵۹]. در مقایسه با میکروپلاستیک‌های غیر نرم شده، میکروپلاستیک‌های آلوده به فتالات اثرات منفی بیشتری بر روده موش‌ها می‌گذارد که شامل آسیب‌های بافتی، تغییرات آنزیمی، اختلال در عملکرد ژن‌ها و اختلال در میکروبیوتای روده است. با جابجایی میکروپلاستیک‌ها در محیط، فتالات‌ها نیز ممکن است از سطح آن‌ها جدا شده و به نواحی مختلف منتقل و در آنجا تجمع یابند. این میکروپلاستیک‌ها می‌توانند میکرومحیط‌هایی ایجاد کنند که در آن‌ها فتالات‌ها به صورت تدریجی و مداوم آزاد می‌شوند. این آزادسازی پایدار می‌تواند موجب افزایش اثرات سمی این ترکیبات و تشدید پیامدهای زیست محیطی و بهداشتی آن‌ها گردد [۱۶۰]. به طور کلی، ذرات کوچکتر و محتوای بالاتر نرم‌کننده منجر به نشت بیشتر فتالات‌ها می‌شود.

اثر اصلی فتالات‌ها اثرات منفی بر تولید مثل است. مطالعه اخیر نشان داد که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند فتالات‌ها را به کبد و روده منتقل کنند و برخی از آن‌ها حتی ممکن است وارد بیضه موش‌ها شوند. تماس هم‌زمان با میکروپلاستیک‌های آلوده به فتالات می‌تواند اثرات نامطلوب قابل توجهی بر عملکرد تولید مثلی در موش‌های نر برجای گذارد. نتایج مطالعات نشان می‌دهد که کاهش تعداد اسپرم و تحرک آن‌ها در گروه مواجهه شده با ترکیب میکروپلاستیک و فتالات،

به مراتب شدیدتر از گروه‌هایی است که به صورت مجزا در معرض هر یک از این آلاینده‌ها قرار گرفته اند. این یافته‌ها بیانگر اثر هم افزایی این دو عامل زیست محیطی بر سلامت تولید مثل هستند؛ با این حال، این اثرات شدید سمی تنها به دلیل تجمع فتالات‌ها مربوط نمی شود [۱۶۱]. اخیراً در مطالعه ای نشان داده شده است که میکروپلاستیک‌های ریز (۱۰ میکرون) می‌توانند وارد بیضه‌های موش‌ها شده و باعث التهاب بیضه و آسیب به سد خونی آن شوند [۱۶۲]. بنابراین، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند استرس اکسیداتیو در بیضه‌ها ایجاد کنند که این امر حساسیت بافت‌های بیضه را نسبت به فتالات‌ها افزایش می‌دهند و اثرات سمی تولید مثل را تشدید می‌کنند. علاوه بر سمیت تولید مثل، دیپوتیل فتالات می‌تواند تشکیل ماکروفاژها و فرآیند فاگوسیتوز را در جنین‌های ماهی زبرا مهار کند و باعث سرکوب سیستم ایمنی شود [۱۶۳]. همچنین، فتالات‌ها می‌توانند باعث استرس اکسیداتیو و کاهش رشد در گیاهان شوند [۱۶۴]. انباشت میکروپلاستیک‌ها باعث تشدید اثرات منفی فتالات‌ها و کاهش میزان فستوسنتز در گیاهان می‌شود [۱۶۵، ۱۲۰]. علاوه بر این، فرسایش پلاستیک‌ها به دلیل تابش خورشید می‌تواند باعث افزایش رهاسازی فتالات‌ها از پلاستیک‌ها شود [۱۶۶] و در نتیجه، میکروپلاستیک‌های موجود در هوا قادرند افزودنی‌های شیمیایی خود را به محیط‌های اطراف منتقل کنند که این امر با تابش خورشید تقویت می‌شود.

### ۳-۲-۲. بازدارنده‌های شعله

بازدارنده‌های شعله پلاستیک‌ها شامل بازدارنده‌های شعله فعال و بازدارنده‌های شعله افزودنی هستند که به دلیل قیمت پایین‌تر سهم بیشتری در بازار دارند. بازدارنده‌های شعله افزودنی معمولاً به ترموپلاستیک‌ها مانند PE، PP، PS، PC و آکریلونیتریل بوتادین استایرن (ABS)<sup>۱</sup> اضافه می‌شوند. این بازدارنده‌ها به طور شیمیایی به زنجیره‌های پلیمری متصل نیستند و تنها از طریق نیروهای میان مولکولی با ماتریس پلاستیکی واکنش نشان می‌دهند، بنابراین می‌توانند نسبتاً آزادانه حرکت کرده و از میکروپلاستیک‌ها آزاد شوند. بازدارنده‌های شعله آزاد شده از میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به صورت مولکول‌های گازی در هوا وجود داشته باشند یا بر روی ذرات معلق در هوا جذب شوند [۱۶۷]. آزاد شدن بازدارنده‌های شعله به ابعاد میکروپلاستیک‌ها بستگی دارد و گزارش شده است که جریان آزاد شدن اترهای دی‌فنیل پلی‌بروئید (PBDEs)<sup>۲</sup>، نوعی بازدارنده شعله برومینه از میکروپلاستیک‌های ABS در اندازه‌های

1. Acrylonitrile Butadiene Styrene  
2. Polybrominated Diphenyl Ethers

۲۹۷/۰-۱۴۹/۰ میلی‌متر بسیار بیشتر از اندازه‌های ۲-۸۴/۰ میلی‌متر بوده است [۱۶۸]. این نتایج نشان می‌دهند که آزاد شدن بازدارنده‌های شعله با کاهش اندازه ذرات افزایش می‌یابد که ممکن است به دلیل نسبت سطح به حجم بالاتر باشد. لازم به ذکر است که عوامل مختلف در فرآیندهای فرسودگی، نظیر تابش نور خورشید، می‌توانند موجب تجزیه بیشتر میکروپلاستیک‌ها شده و ساختارهای پلیمری آن‌ها را دچار اختلال نمایند. این تغییرات ساختاری به‌طور قابل توجهی می‌توانند رهایش ترکیبات شیمیایی افزودنی، از جمله بازدارنده‌های شعله، را تسریع می‌کند [۱۶۷]. موجودات زنده می‌توانند به‌طور مستقیم بازدارنده‌های شعله آزاد شده در محیط را از طریق بلع یا استنشاق وارد بدن خود کنند. همچنین، این ترکیبات ممکن است به‌صورت غیرمستقیم و از طریق بلعیدن میکروپلاستیک‌هایی که حامل بازدارنده‌های شعله هستند، وارد بدن شده و پس از آزادسازی در دستگاه گوارش، اثرات زیان‌باری بر سلامت موجود زنده برجای گذارند. بر اساس مطالعات انجام‌شده، زمانی که میکروپلاستیک‌های PE توسط پرندگان بلعیده می‌شوند، آزادسازی بازدارنده‌های شعله از نوع PBDE در محیط‌های زیستی مرتبط با دستگاه گوارش آن‌ها به‌طور چشمگیری افزایش می‌یابد. به‌طور مشخص، میزان رهایش PBDE از میکروپلاستیک‌های PE در روغن معده واقعی پرندگان و روغن ماهی - که بخش عمده‌ای از ترکیب روغن معده پرندگان را تشکیل می‌دهد - به ترتیب حدود ۲۰ برابر و ۵۰ برابر بیشتر از مقدار آزادشده در آب مقطر و آب دریا گزارش شده است. این مواد ممکن است در بافت‌ها تجمع یابند [۱۶۹]. به‌طور خاص، در مقایسه با بازدارنده‌های شعله با خاصیت چربی دوستی کمتر، بازدارنده‌های شعله با خاصیت چربی دوستی بالا راحت‌تر از میکروپلاستیک‌ها به مایع گوارشی آزاد می‌شوند [۱۷۰]. تجمع میکروپلاستیک‌ها در بافت‌های مختلف به‌طور گسترده‌ای گزارش شده است و ماندگاری طولانی‌تر این ذرات در روده می‌تواند منجر به افزایش آزادسازی بازدارنده‌های شعله شود، که این موضوع احتمال جذب و اثرات زیان‌بار این ترکیبات را در بدن موجودات زنده تشدید می‌کند [۱۷۱]. سمیت بیولوژیکی بازدارنده‌های شعله برومینه به خوبی مستند شده است، که شامل اثرات مورفولوژیکی، پاسخ‌های ایمنی‌شناسی، سمی بودن عصبی توسعه‌ای، سمیت تولیدمثلی و ... می‌باشد [۱۷۲]. به‌عنوان مثال، قرار گرفتن در معرض PBDEs آزادسازی اسید آراشیدونیک<sup>۱</sup> [H<sub>3</sub>] را با فعال کردن مسیر فسفولیپاز A<sub>2</sub> در سلول‌های عصبی شبیه‌سازی کرد که می‌تواند اثرات سمیت عصبی مانند تغییرات در یادگیری و حافظه در

۱- اسید آراشیدونیک یک اسید چرب ضروری امگا-۶ با ۲۰ کربن و ۴ پیوند دوگانه است.

موش‌ها و اختلال در مکانیسم‌های سیگنال دهی درون سلولی را ایجاد کند [۱۷۳]. با این حال، اثرات سمی گونه‌های مختلف PBDE می‌تواند جنبه‌های متفاوتی از سلامت را تحت تأثیر قرار دهد. به‌عنوان مثال، PentaBDEs به‌طور ویژه بر توسعه رفتارهای عصبی اثرات بحرانی دارد، در حالی که OctaBDEs بیشتر مسئول سمیت جنینی و تراژوژنسیته (نقص‌های هنگام تولد) در موش‌ها و خرگوش‌ها است. همچنین، DecaBDEs باعث بروز تغییرات مورفولوژیکی خاصی در اندام‌هایی همچون تیروئید، کبد و کلیه‌های حیوانات بالغ می‌شود. این تفاوت‌ها نشان‌دهنده تنوع اثرات زیستی و مخاطرات خاص هر هموزن از خانواده PBDE است [۱۷۲]. علاوه بر این، قرار گرفتن در معرض میکروپلاستیک‌ها با بازدارنده‌های شعله ارگانوفسفر نیز می‌تواند باعث استرس اکسیداتیو و سمیت عصبی شود و متابولیسم اسید آمینه و متابولیسم انرژی را در موش‌ها مختل کند [۱۷۴].

### ۳-۲-۲-۳. پایدارکننده‌ها

پایدارکننده‌های اصلی در محصولات پلاستیکی شامل پایدارکننده‌های UV و حرارتی هستند. پایدارکننده‌های UV به‌طور گسترده در محصولات پلاستیکی برای افزایش دوام و کاهش آسیب ناشی از تابش UV استفاده می‌شوند و بیشتر از بازدارنده‌های شعله در پرندگان دریایی یافت شده‌اند [۱۷۵]. پایدارکننده‌های بنزوتریازول ماوراء بنفش (BUVSS) از انواع رایج مواد جذب‌کننده و محافظ در برابر اشعه UV هستند که به‌طور گسترده در محصولات صنعتی و مصرفی استفاده می‌شوند. اثرات مختل‌کننده غدد درون‌ریز این ترکیبات پیش‌تر به‌صورت مستند گزارش شده است [۱۷۶]. در ماهی‌ها، BUVSS می‌توانند سطوح mRNA گیرنده‌های هورمون تیروئید در جنین ماهی زبرا و فعالیت‌های آندروژنی را با تغییر مسیرهای بیان ژن تحت تأثیر قرار دهند [۱۷۷، ۱۷۸]. آزمایشات دوز تکراری با BUVSS در موش‌ها نشان داد که این ترکیبات موجب سمیت در سیستم‌های خون، کبد، قلب، کلیه و تیروئید می‌شوند. همچنین، حساسیت به این سمیت‌ها در موش‌های نر نسبت به ماده بیشتر بوده است [۱۷۹].

### ۳-۲-۲-۴. رنگدانه‌ها

طبق مطالعات منتشر شده، میکروپلاستیک‌های هوابرد بی‌رنگ نیستند، بلکه رنگ‌های متنوعی مانند قرمز، آبی و ... دارند [۳] که نشان دهنده استفاده گسترده از رنگدانه‌ها در محصولات پلاستیکی است. رنگدانه‌ها را می‌توان به رنگدانه‌های آزو محلول، رنگ‌های آلی و رنگدانه‌های معدنی تقسیم کرد [۱۵۴]. رنگدانه‌های آزو محلول به راحتی مهاجرت می‌کنند و عمدتاً در

پلاستیک‌هایی با شفافیت بالا مانند PS، PMMA و پلاستیک‌های سلولزی برای ایجاد رنگ شفاف روشن استفاده می‌شوند. رنگ‌های آلی و رنگدانه‌های معدنی نامحلول تمایل کمتری به مهاجرت دارند. رنگدانه‌های معدنی که به‌طور گسترده استفاده می‌شوند شامل اکسیدها، سولفیدها، کرومات‌ها و ترکیبات فلزی مانند ترکیبات کادمیوم، کروم، سرب و ... هستند [۱۵۴]. اخیراً، رنگدانه‌های معدنی مصنوعی با منشأ انسانی از جمله هماتیت (رنگ‌های قرمز) و فتالوسیانین مس (رنگ‌های آبی) در بافت‌های صدف‌های خوراکی (*Mytilus edulis*) و (*Crassostrea gigas*) شناسایی شده است [۱۸۹]. علاوه بر این، رنگدانه‌های نامحلول ممکن است به‌صورت ذرات میکروسکوپی همراه با میکروپلاستیک‌ها در بدن موجودات زنده یافت شوند. به‌عنوان مثال، رنگدانه‌های نارنجی (۶۶-۹۷ میکرون)، سبز (۹۹ میکرون)، قرمز تیره (۶۲-۶۹ میکرون) و آبی روشن (۱۰۳ میکرون) در بافت نرم صدف سبز، *Perna viridis* یافت شدند [۱۹۰].

گاهی اوقات سمیت میکروپلاستیک‌ها ناشی از خود پلاستیک‌ها نیست، بلکه به دلیل وجود رنگدانه‌ها همراه آن‌ها ایجاد می‌شود. میکروپلاستیک‌ها در دستگاه گوارش بی‌مهرگان نمونه‌برداری شده از ایستگاه اقیانوس‌شناسی خلیج کالوی<sup>۱</sup> اندازه‌گیری شده‌اند. بر اساس نتایج، حضور سلولز در این ذرات ممکن است سمیت بیولوژیکی قابل توجهی ایجاد نکند و به تنهایی به عنوان یک مشکل زیست محیطی محسوب نشود. با این حال، رنگدانه‌های همراه میکروپلاستیک‌ها می‌توانند برای این بی‌مهرگان مضر باشند. رنگدانه‌های Direct Blue 22 و Direct Red 28 از جمله رنگدانه‌هایی هستند که روی سلولزها یافت شده‌اند و Direct Red 28 (که به نام "رنگ قرمز کنگو" نیز شناخته می‌شود) به عنوان یک رنگدانه سرطان‌زا، جهش‌زا یا سمی برای تولید مثل طبقه بندی شده است. نشتی و تجمع رنگدانه‌ها در میکروپلاستیک‌های رنگی بسته به نوع، غلظت و مدت زمان حضور آن‌ها می‌توانند منجر به سمیت و حتی مشکلات زیست محیطی شوند. ذرات دی‌اکسید تیتانیوم ( $\text{TiO}_2$ ) و بزرگی انکساری بالایی دارند که باعث درخشندگی و رنگ سفید طبیعی می‌شود و به عنوان یک رنگدانه سفید پرکاربرد استفاده می‌شود. اگرچه مطالعات خاصی در مورد سمیت رنگدانه‌ها در میکروپلاستیک‌ها انجام نشده است، اما مطالعات قبلی نشان داده‌اند که قرارگیری طولانی مدت در معرض  $\text{TiO}_2$  (معمولاً با طول موج ۲۹۴ نانومتر به مدت ۹۰ روز متوالی) می‌تواند

سمیت تولید مثل از جمله آسیب به تخمدان‌ها و تغییرات در بیان ژن‌ها در موش‌های ماده، و آسیب به بیضه‌ها، کاهش تولید اسپرم و تغییرات در بیان ژن‌ها در موش‌های نر ایجاد کند.

### ۳-۲-۵. مواد ضد میکروبی

بر اساس نوع پلیمرهای میکروپلاستیک‌های هوابرد که مورد مطالعه قرار گرفته اند، بسته بندی به‌عنوان یکی از منابع اصلی تولید و انتشار میکروپلاستیک‌های معلق در هوا شناخته شده است [۶]. مواد ضد میکروبی معمولاً به بسته‌بندی‌ها، به‌ویژه بسته‌بندی‌های مواد غذایی، افزوده می‌شوند تا از رشد میکروارگانیسم‌های پاتولوژیک و عوامل فساد جلوگیری کنند و به این ترتیب ماندگاری و ایمنی محصولات غذایی را افزایش دهند. تریکلوسان (۲،۴،۴۰-تری کلرو-۲-هیدروکسی دی فنیل اتر، TCS) یک اتر بی‌فنیل هالوژنه است که به طور گسترده به عنوان یک افزودنی ضد میکروبی در محصولات پلاستیکی استفاده می‌شود. نکته نگران‌کننده این است که TCS می‌تواند از محصولات پلاستیکی یا میکروپلاستیکی آزاد شود و به عنوان یک ترکیب ضد میکروبی، خطرات بهداشتی قابل توجهی برای ارگانیسم‌ها ایجاد کند [۱۹۴]. برای گیاهان، TCS می‌تواند رشد بذرها را در خاک مهار کند، به طوری که بذرها برنج نسبت به بذرها خیار حساسیت بیشتری نسبت به این ماده نشان می‌دهند. در عین حال، TCS می‌تواند به طور قابل توجهی تنفس خاک<sup>۱</sup> و فعالیت فسفاتاز را در طی چند روز اول انکوباسیون مهار کند [۱۹۵]. برای حیوانات، TCS به طور قابل توجهی ژنوتوکسیک، موتاژنتیک یا سرطان‌زا نمی‌باشد، اما ممکن است به کبد، کلیه‌ها و ارگان‌های مرتبط به آن‌ها آسیب برساند [۱۹۶]. TCS سمیت حاد و سمیت تولید مثل زیادی (شامل زمان اولین نسل، تعداد نوزادها در اولین نسل، تعداد نسل‌ها و تعداد کل نوزادها) برای *Daphnia magna* نشان داده است، و هم زیستی با میکروپلاستیک‌های PS این اثرات منفی سمی را تشدید خواهد کرد [۱۹۷]. علاوه بر این، ثابت شده است که این ماده ضد میکروبی می‌تواند باعث اختلال در سیستم غدد درون‌ریز در انواع گونه‌ها شود [۱۹۶]. به عنوان مثال، در آزمایشی که بر روی موش‌ها انجام شد TCS می‌تواند به طور قابل توجهی فعالیت آنزیم آدنیتات سیکلاز را کاهش دهد که به دنبال آن سنتز سیلیک آدنوزین مونوفوسفات (cAMP<sup>۲</sup>)

۱- تنفس خاک به فرآیندی گفته می‌شود که در آن میکروارگانیسم‌ها، ریشه گیاهان و سایر موجودات زنده داخل خاک، اکسیژن مصرف کرده و کربن دی‌اکسید تولید می‌کنند. این فرآیند نشان‌دهنده فعالیت زیستی خاک است و نقش مهمی در چرخه کربن و تجزیه مواد آلی در خاک دارد.



کاهش یافته و در نتیجه سنتز تستوسترون نیز کاهش می‌یابد [۱۹۸]. همچنین این ماده اثرات قابل توجهی بر غلظت هورمون‌های تیروئید در موش‌های نر جوان از مسیر دهانی داشته است [۱۹۹]. علاوه بر TCS، سایر مواد ضد میکروبی مانند تریکلوکاربان (۳،۴،۴-تری کلروکرانیلید، TCC)، که یک ماده ضد میکروبی رایج در محصولات بهداشتی است، نیز اثرات اختلال در سیستم غدد درون‌ریز دارند [۲۰۰]. اثرات سمی سیستم ایمنی نگرانی دیگری است که در ماهی‌ها اثبات شده است. در هموسیت‌های *Mytilus galloprovincialis* TCS می‌تواند سیگنال دهی سلولی وابسته به کیناز، غشای لیزوزومی و تعادل ردوکس در ارگان‌های مختلف را تحت تأثیر قرار دهد [۲۰۱].

محصولات تجزیه‌ای TCS مانند متیل تریکلوسان، دیوکسین‌ها، کلروفنول‌ها و کلروفرم به دلیل پتانسیل سمیت و خطرات بهداشتی برای ارگانسیم‌ها و حتی محیط زیست، نگرانی زیادی را به همراه دارند [۱۹۶]. با این حال، مطالعات در مورد محصولات تجزیه‌ای TCS عمدتاً بر روی محیط‌های آبی متمرکز هستند و مکانیسم‌های آزادسازی آن‌ها از میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، نحوه عملکرد و اثرات آن‌ها در هوا به ندرت مورد بحث قرار گرفته اند.

### ۳-۳. سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا

به دلیل مساحت سطح ویژه بزرگ و ویژگی‌های سطحی (مانند خاصیت هیدروفوبیک خوب، بار سطحی)، میکروپلاستیک‌ها قادر به جذب آلاینده‌ها از محیط هستند. بنابراین، سمیت میکروپلاستیک‌ها نباید فقط از نظر سمیت فیزیکی یا شیمیایی خودشان در نظر گرفته شود، بلکه باید اثرات سمی ترکیبی آن‌ها در ترکیب با سایر آلاینده‌های محیطی نیز مورد توجه قرار گیرد. محققان نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان ناقل بالقوه برای تجمع زیستی انواع آلاینده‌های محیطی عمل کنند، مانند آلاینده‌های آلی پایدار (POPs)، از جمله هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs) [۲۰۲]، مواد پرفلوروآلکیل (PFASs) [۲۰۳]، بنزن‌های پلی کلرینه (PCBs) [۲۰۴] و فلزات سنگین [۲۰۵]. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌توانند به راحتی در مقیاس‌های بزرگ مختلف، از جمله هوا، محیط‌های زمینی و آبی به صورت یک‌طرفه یا حتی دوطرفه حرکت کنند. بنابراین، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا این قابلیت را دارند که با آلاینده‌های سمی محیطی در هر محیطی که در تماس با هوا قرار دارد، وارد تعامل شوند. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا ممکن است از طریق بلعیدن،

استنشاق یا تماس پوستی اثرات سلامتی بر ارگانسیم‌ها بگذارند. با این حال، مشکل دیگری که در ارتباط با میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و آلاینده‌های ترکیبی آن‌ها وجود دارد، احتمال نشست آن‌ها بر روی سطح خاک و منابع آبی است، که بدین ترتیب بر ارگانسیم‌های خاک یا منابع آبی تأثیر می‌گذارد. بنابراین، سمیت‌های ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های محیطی معمول به طور خلاصه در جدول ۳ نشان داده شده است.

### ۳-۳-۱. سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌های جذب‌کننده آلاینده‌های آلی آبگریز<sup>۱</sup> (HOCs)

گزارشاتی وجود دارد که نشان می‌دهند میکروپلاستیک‌های موجود در محیط قادرند آلاینده‌های آلی آب‌گریز (HOCs) را جذب کنند. به عنوان مثال، DDE، PCBs و نونیل‌فنول‌ها در گرانول‌های PP جمع‌آوری شده از سواحل ژاپن شناسایی شدند که از محیط اطراف جذب شده‌اند [۳۴]. جذب HOCs به میکروپلاستیک‌ها ممکن است نوعی جذب رقابتی باشد [۲۰۶]. در پایش ۱۲ ماهه میدانی خلیج سان دیگو، کالیفرنیا، نرخ‌ها و غلظت‌های جذب PCBs و PAHs بین انواع پلاستیک‌ها و مکان‌ها، تفاوت‌های قابل توجهی داشت. در مقایسه با HDPE، LDPE و PP، نرخ جذب PAHs و PCBs برای PET و PVC بسیار سریع‌تر بوده است. با این حال، غلظت‌های PAHs و PCBs جذب شده به HDPE، LDPE و PP بسیار بالاتر از غلظت‌های جذب شده به PET و PVC بودند [۲۰۷]. پس از بلع یا استنشاق، میکروپلاستیک‌ها به عنوان حامل HOCs عمل کرده و باعث انتقال آن‌ها به ارگانسیم‌ها می‌شود. گزارش شده است که PBDEs استخراج شده از میکروپلاستیک‌ها می‌تواند در بافت‌های آمفیپویدهای دریایی<sup>۲</sup> (*Allorchestes compressa*) جذب شود [۲۰۸]. علاوه بر این، یک مطالعه نشان داد که اضافه کردن تنها ۱ میکروگرم پلی‌اتیلن آلوده به فناتورن (با اندازه ۲۵۰-۲۰۰ میکرون) به یک گرم رسوب باعث افزایش قابل توجهی در انباشت فناتورن توسط *Arenicola marina* خواهد شد [۴۷]. تجمع زیستی مواد شیمیایی خطرناک می‌تواند در موجودات تجمع یابد و باعث بروز بیماری یا اثرات نامطلوب بر سلامت گردد. در مطالعات قبلی، ذرات LDPE توانسته‌اند مواد شیمیایی خطرناک (مانند PAH، PCB و PBDE) را به *Oryzias latipes* منتقل کنند و موجب استرس کبدی و ناهنجاری‌های پاتولوژیکی مانند کاهش شدید گلیکوژن، واکوئولاسیون چربی، نکروز سلولی و ضایعات شوند [۲۰۹].

1. Hydrophobic Organic Contaminant

۲- گروهی از سخت پوستان کوچک دریایی

جدول ۳. سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های محیطی.

منابع	اثرات سمی	زمان تماس	غلظت میکروپلاستیک	آلاینده	اندازه (میکرون)	نوع	گونه مورد آزمایش
[۲۱۱]	استرس اکسیداتیو	۱۱ روز	۲۰ میکروگرم بر لیتر، ۵۰ میکروگرم بر لیتر	فنانترن	۱۷، ۱۵۰	PS	<i>Maetra veneriformis</i>
[۲۰۹]	استرس کبدی	۲ ماه	۱۰٪	PAH, PCB, PBDE	۳۰۰۰	LDPE	<i>Oryzias latipes</i>
[۳۱۲]	استرس اکسیداتیو، متابولیسم کبد، سیستم ایمنی	۸۰ روز	۲٪	HBCD, PBDEs, PCB	۱۲۵ - ۲۵۰	LDPE	<i>Dicentrarchus labrax</i>
[۲۱۶]	کاهش نرخ خروج لارو از تخم، کاهش وزن بدن، کاهش ضربان قلب، افزایش نرخ ناهنجاری	۲۸ روز	۲۰-۲۰۰ میکروگرم بر لیتر	فنانترن	۱۰	PS	<i>Oryzias latipes</i>
[۳۱۰]	کاهش فعالیت فاگوسیتیک، افزایش نرخ مرگ و میر	۱۰ روز	۵٪	توبیل فنول، تریکلوسان	۲۳۰	PVC	<i>Arenicola marina</i>
[۳۱۴]	استرس اکسیداتیو، کاهش فعالیت ریشه، غیرفعال شدن ژن	۳۰ روز	۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم	فنانترن	۱ - ۱۰۰	PS	<i>Soybean</i>
[۲۱۳]	کاهش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیداتیو، کاهش فتوسنتز	۱۵ روز	۵ - ۰/۵٪	فنانترن	۲۰۰ - ۲۵۰	PE	<i>Wheat</i>

ادامه جدول ۳. سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های محیطی.

منابع	اثرات سمی	زمان تماس	غلظت میکروپلاستیک	آلاینده	اندازه (میکرون)	نوع	گونه مورد آزمایش
[۲۱۹]	کاهش فعالیت آنزیمی، تغییر در بیان ژن	۲۸ روز	%۱	سولفاموکسازول	۵	PS	<i>Red tilapia</i>
[۲۱۷]	استرس اکسیداتیو، آسیب اکسیداتیو و آپوپتوز، نوروکسیکوز	۱۴ روز	۵۰ گرم بر لیتر	PPOS	۰.۴ - ۶ ۲۰ - ۲۵	LDPE	<i>Scrobicularia plana</i>
[۲۳۰]	مهلهل جوانه‌زنی	۴ روز	۰ - ۱۰ گرم بر لیتر	As (V)	۰.۱ - ۱۰	PMMA	<i>Brassia campestris L.</i>
[۲۲۳]	کاهش عملکرد شنا	۹۶ ساعت	۰.۲۶ میلی گرم بر لیتر، ۰.۶۹ میلی گرم بر لیتر	Hg	۱ - ۵	-	<i>Dicentrarchus labrax</i>
[۲۲۴]	کاهش نرخ تغذیه، کاهش زنده‌مانی هموسیت‌ها، آسیب‌شناسی بافت، استرس اکسیداتیو	۴۸ ساعت	۲۵ میکروگرم بر لیتر	Hg	۱۰ - ۴۵	PE	<i>Ruditapes philippinarum</i>
[۲۲۸]	کاهش زیست‌توده	۴۵ روز	۰.۱ - ۱۰ %	Cd	۵۰۰	PE	<i>Lactuca sativa L.</i>
[۲۲۶]	تغییر در هموستاز میکروبیوتای روده، مهار رشد گناد	۳۰ روز	۱۰۰ میکروگرم بر لیتر	Cd, Pb, Zn	۲/۵	PS	<i>ma</i>
[۲۲۷]	کاهش وزن تازه، افزایش MDA	۱۴ روز	۱ %	Cd	۱۰۶	PVC	<i>Vallisneria natans</i>
[۲۲۵]	نوروکسیکوز، استرس اکسیداتیو، افزایش مرگ‌ومیر	۱۴ روز	۲ میلی گرم بر لیتر	Cu	۱ - ۵	-	<i>Danio rerio</i>
[۲۲۹]	تجمع زیستی	۱۶ ساعت	۱ - ۳۰ میلی گرم بر لیتر	Ni	۲۰۰	PS	<i>Daphnia magna</i>

اختصارات:

PS: پلی‌استایرن، PE: پلی‌اتیلن، LDPE: پلی‌اتیلن با چگالی کم، PVC: پلی‌وینیل کلراید، PMMA: پلی‌متیل متاکریلات، PAH: هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای، PCB: بی‌فنیل‌های پلی‌کلرینه، PBDE: دی‌فنیل‌اترها، پلی‌برومینه، HBCD: هگزا‌بروموسی‌کلودوکان، PFOS: اسید سولفونیک پرفلوروکتان، As: آرسنیک، Hg: جیوه، Pb: سرب، Zn: روی، Cd: کادمیوم، Ni: نیکل، MDA: مالون‌دی‌آلدید.

همچنین گزارش شده است که نونیل فنول و TCS از طریق میکروپلاستیک‌ها به بافت‌های *Arenicola marina* منتقل شده‌اند که باعث کاهش توانایی سلول‌های کولوموسیت<sup>۱</sup> در از بین بردن باکتری‌های پاتوژن و افزایش مرگ و میر شده است [۲۱۰]. گاهی اوقات، اثرات سمیت ترکیبی ناشی از قرارگیری همزمان در معرض میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های محیطی می‌تواند به مراتب شدیدتر از اثرات سمی هر یک از این ترکیبات به تنهایی باشد [۲۱۱]. در یک آزمایش ۴۰ روزه از ماهی مرکب اروپایی، میکروپلاستیک‌ها اثرات سمی آلاینده‌های شیمیایی جذب شده را تشدید کردند [۲۱۲]. برای مثال، آلودگی تنها با میکروپلاستیک‌های PE می‌تواند به تخریب سیستم فتوسنتزی برگ‌های گندم منجر شود. با این حال، زمانی که این آلودگی با حضور همزمان فنانتزین (یکی از ترکیبات آلی آب‌گریز و آلاینده‌های رایج) همراه باشد، اثرات منفی بر فرایند فتوسنتز به طور قابل توجهی تشدید می‌شود [۲۱۳]. علاوه بر این، قرارگیری همزمان در معرض میکروپلاستیک‌های PS و فنانتزین منجر به تغییرات چشمگیری در ترکیب و ساختار جوامع میکروبی ریزوسفر خاک‌های کشت سویا شده و در نتیجه، سمیت بیشتری برای بافت‌های گیاه سویا به همراه داشته است. این مطالعه همچنین نشان داد که سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌های در ابعاد میکرونی و فنانتزین - به‌ویژه از نظر ژنوتوکسیک بودن (آسیب به مواد ژنتیکی سلول‌ها) - بیشتر از سمیت ترکیبی نانوپلاستیک‌ها و فنانتزین بود [۲۱۴].

با این حال، مکانیسم سمیت زیستی هنوز مبهم است. اگرچه مطالعات اخیر نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها قادر به انتقال ترکیبات سمی و ماندگار با قابلیت تجمع زیستی به موجودات زنده هستند، اما شواهد قطعی و جامع مبنی بر اینکه میکروپلاستیک‌ها به‌طور قطعی منجر به افزایش تجمع زیستی این مواد سمی در بافت‌های زیستی می‌شوند، هنوز در دست نیست. اگرچه میزان معینی از قرارگیری و انتقال آلاینده‌ها از جمله HOCs از طریق میکروپلاستیک‌ها به موجودات زنده مشاهده شده است، اما شواهد موجود نشان می‌دهند که میزان تجمع زیستی این ترکیبات و اثرات منفی ناشی از آن‌ها نسبتاً محدود و ناچیز است [۵۰]. به عنوان مثال، قرارگیری همزمان در معرض میکروپلاستیک‌ها و PBDEs به مدت ۹۶ ساعت تجمع بیولوژیکی PBDEs را در *Lymnaea stagnalis* افزایش نداد و تنها اثرات

۱- سلول‌های کولوموسیت (Coelomocytes) سلول‌هایی هستند که در مایع داخلی بدن (کولوم) بسیاری از بی‌مهرگان مانند کرم‌های خاکی، خارپوستان (مانند ستاره‌های دریایی و توتیای دریایی)، و برخی نرم‌تنان یافت می‌شوند.

جزئی بر کاهش وزن و تغییرات خفیف در میکروبیوم مشاهده شد [۲۱۵]. با این حال، به دلیل تاب‌آوری و مقاومت بیولوژیکی موجودات زنده، ممکن است اثرات سمی میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های مرتبط در مواجهه‌های حاد و کوتاه‌مدت قابل مشاهده نباشند. از سوی دیگر، سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های محیطی به شدت به غلظت آن‌ها وابسته است. مطالعات متعددی نشان داده‌اند که در برخی موارد، اثرات ترکیبی این مواد می‌تواند باعث افزایش اندکی در برخی فرایندها شود، در حالی که در موارد دیگر، مهار قابل توجهی در عملکردهای زیستی مشاهده شده است. فنانترین مخلوط با ۵-۰/۵ درصد میکروپلاستیک PE می‌تواند فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی ریشه‌های گندم را افزایش دهد؛ اما فنانترین و ۸ درصد میکروپلاستیک PE باعث آسیب به سیستم آنتی‌اکسیدانی ریشه‌ها خواهند شد [۲۱۳]. این پدیده نه تنها در گیاهان، بلکه در حیوانات نیز مشاهده می‌شود. قرار گرفتن در معرض ترکیبی از میکروپلاستیک و فنانترین (به میزان ۲ میکروگرم بر لیتر) باعث کاهش نرخ نقص و مرگ‌ومیر در ماهی می‌داس شد. در مقابل، در همان غلظت فنانترین، سطوح بالای میکروپلاستیک‌ها (۲۰ و ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر) سبب مهار رشد شدند [۲۱۶]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند آلاینده‌هایی مانند HOC را از محیط جذب کنند. این جذب برای مواد شیمیایی مختلف، با تمایل و میزان متفاوتی انجام می‌شود. در یک مطالعه، رفتار جذب پنج نوع مشابه بیسفنول روی میکروپلاستیک‌های PVC بررسی شد. نتایج نشان داد که میزان جذب در میان مواد شیمیایی مختلف، متفاوت است [۳۸]. ممکن است بین جذب آلاینده‌های مختلف نیز اثر متقابل رخ دهد. برای مثال، DDT می‌تواند با جذب فنانترین روی میکروپلاستیک‌ها تداخل ایجاد کند [۲۰۶]. آلاینده‌های آلی در طبیعت به صورت مخلوط‌های پیچیده و در غلظت‌های مختلف وجود دارند. به همین دلیل، ارزیابی دقیق خطر سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌هایی که این آلاینده‌های آلی را جذب کرده اند، کار بسیار دشواری است.

**۳-۳-۲. سمیت ترکیبی آلاینده‌های آلی آب دوست جذب شده توسط میکروپلاستیک‌ها**

آلاینده‌های آلی آب دوست معمولاً در آفت‌کش‌ها، نرم‌کننده‌ها و مواد ضدآتش استفاده می‌شوند. حتی در مقادیر کم، این مواد می‌توانند سلامت موجودات زنده را به خطر بیندازند. اثرات سمی میکروپلاستیک‌ها و آلاینده‌های آلی آب دوست کمتر از آلاینده‌های آلی آب‌گریز گزارش شده است. اسید پرفلورواکتان سولفونیک (PFOS<sup>۱</sup>) یک اسید قوی و سمی است که

---

1. Perfluorooctane Sulfonic Acid

به تولید مثل، رفتار عصبی، رشد و سیستم‌های بدن موجودات زنده آسیب می‌رساند. صدف *Scrobicularia plana* می‌تواند PFOS را که روی میکروپلاستیک‌ها حمل می‌شود، بلعد. این امر ممکن است باعث استرس اکسیداتیو در صدف شود که به اندازه و بافت میکروپلاستیک بستگی دارد. قرار گرفتن همزمان در معرض میکروپلاستیک و PFOS، فعالیت آنزیم AChE را در آبشش صدف‌ها کاهش می‌دهد. این نشان موضوع می‌دهد که میکروپلاستیک‌های آلوده به PFOS ممکن است اثرات سمی بر سیستم عصبی داشته باشند [۲۱۷].

سولفامتوکسازول، یک آنتی بیوتیک رایج، می‌تواند به دلیل نیروهای وان در والس روی میکروپلاستیک‌های PE جذب شود. با وجود این که فرسایش ممکن است بر ظرفیت جذب سولفامتوکسازول روی میکروپلاستیک‌ها اثر بگذارد، قرار گرفتن همزمان تیلاپیای قرمز در معرض سولفامتوکسازول و میکروپلاستیک‌های فرسوده یا جدید، تغییری در فعالیت‌های آنزیمی و بیان ژن‌های ماهی ایجاد نکرد. با این حال، میکروپلاستیک‌های فرسوده باعث مهار بیشتر فعالیت آنزیم سیتوکروم P450 شدند [۲۱۹].

قرارگیری حاد گونه *Synechocystis* در معرض سیپروفلوکساسین<sup>(۱)</sup> (CIP) و میکروپلاستیک‌ها به صورت جداگانه، می‌تواند منجر به مهار رشد و ایجاد استرس اکسیداتیو در این موجودات شود. با این حال، مکانیسم اصلی سمیت میکروپلاستیک‌ها بر گونه *Synechocystis* تولید ROS و ایجاد استرس اکسیداتیو است، در حالی که سیپروفلوکساسین بیشتر در متابولیسم لیپیدها اختلال ایجاد کرده و در تکثیر DNA و حفظ یکپارچگی ژنوم تداخل ایجاد می‌کند. علاوه بر این، ترکیب سیپروفلوکساسین و میکروپلاستیک‌ها در مقایسه با سیپروفلوکساسین به تنهایی، منجر به افزایش کمتر متابولیت‌ها شد که نشان‌دهنده اثرات متقابل و کاهش نسبی سمیت در ترکیب این دو عامل است.

### ۳-۳-۳. سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌های جذب کننده فلزات

علاوه بر آلاینده‌های آلی، فلزات نیز می‌توانند روی میکروپلاستیک‌ها جذب شوند و به عنوان یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های محیطی شناخته می‌شوند. آزمایشات انجام شده نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها قابلیت جذب فلزات را نیز دارند، اما میزان جذب وابسته به نوع فلز و جنس

---

1. Ciprofloxacin

میکروپلاستیک متفاوت است. نتایج نشان می‌دهد که میکروپلاستیک‌های PE، PP، PS و PVC طی ۱۲۰ ساعت تماس، فلزات را با سرعت بالایی جذب می‌کنند. در این میان، جذب فلزات سرب (Pb)، کروم (Cr) و روی (Zn)، به‌ویژه توسط میکروپلاستیک‌های PE و PVC، بسیار قابل توجه بوده است [۱۸]. در یک آزمایش ۱۴ روزه، مشخص شد که میکروپلاستیک‌های PS و PVC می‌توانند فلزات مس (Cu) و Zn را از رنگ‌های ضد رسوب جذب کنند [۲۰۵]. مطالعات اخیر نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها قادر به جذب فلزات از محیط زیست هستند. به عنوان مثال، در رسوبات ساحلی جزیره ویس در دریای آدریاتیک، فلزاتی مانند کادمیوم (Cd)، Cr، Cu، آهن (Fe)، منگنز (Mn)، نیکل (Ni)، Pb و Zn توسط ذرات پلاستیکی با قطر متوسط ۳/۹ میلی‌متر یافت شدند [۲۲۰]. علاوه بر این، فلزاتی مانند Pb، جیوه (Hg)، آنتیموان (Sb) و Cu در میکروپلاستیک‌های معلق در هوا که در شهر شیراز ایران جمع‌آوری شده‌اند، شناسایی شده‌اند. احتمالاً این آلودگی ناشی از فعالیت‌های صنعتی و ترافیک شهری است [۲۲۱]. مقایسه میکروپلاستیک‌های تازه و میکروپلاستیک‌های ساحلی نشان داد که میکروپلاستیک‌های فرسوده، به دلیل افزایش مساحت سطح و ایجاد مکان‌های فعال آنیونی، قادر به جذب فلزات بیشتری نسبت به میکروپلاستیک‌های تازه هستند [۲۱]. [۲۲۲]. میکروپلاستیک‌های PE که در معرض هوا قرار گرفته‌اند، در مقایسه با میکروپلاستیک‌های تازه، ظرفیت جذب و تثبیت بالاتری برای یون‌های مس ۲ ظرفیتی نشان می‌دهند. این افزایش ظرفیت جذب به دلیل تشکیل کمپلکس‌های Cu-PAE است [۲۲].

میکروپلاستیک‌ها به عنوان واسطه‌هایی برای انتقال آلودگی فلزات در محیط زیست شناخته می‌شوند. غلظت فلزات جذب شده توسط میکروپلاستیک‌ها ممکن است از غلظت آن‌ها در محیط اطراف بیشتر باشد، که می‌تواند اثرات سمی را تشدید کند [۲۲۰]. واکنش‌های رفتاری موجودات زنده معمولاً به عنوان شاخص‌های حساسیت برای ارزیابی اثرات آلودگی محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرند. اثر همزمان میکروپلاستیک‌ها و Hg می‌تواند سرعت شنا و توانایی مقاومت ماهی‌ها در برابر جریان آب را به میزان قابل توجهی کاهش دهد، به طوری که این کاهش بیشتر از زمانی است که ماهی‌ها به طور جداگانه در معرض میکروپلاستیک‌ها یا Hg قرار می‌گیرند [۲۲۳]. نرخ تغذیه، که یکی دیگر از شاخص‌های متداول برای ارزیابی اثرات آلودگی است، پس از قرار گرفتن صدف‌ها در معرض همزمان میکروپلاستیک‌ها و Hg کاهش یافت. به عبارت دیگر، صدف‌هایی که همزمان با میکروپلاستیک و جیوه آلوده شده بودند، در مقایسه با زمانی که فقط با یکی از این آلاینده‌ها آلوده شده بودند، تغذیه کمتری داشتند



[۲۲۴]. علاوه بر اختلالات رفتاری، عملکردهای فیزیولوژیکی داخلی موجودات زنده نیز نگرانی‌های زیادی را برانگیخته است. اثر همزمان میکروپلاستیک و Hg باعث تغییرات بافتی در بافت‌های آبشش و غده گوارشی صدف‌ها شد و با کاهش بقای هموسیت‌ها، سیستم ایمنی آن‌ها را تحریک کرد [۲۲۴]. در آزمایش‌های مواجهه ماهی زبرا با میکروپلاستیک‌ها همراه با Cu باعث مسمومیت عصبی در لاروها شدند، این مسمومیت با مهار فعالیت آنزیم استیل‌کولین استراز رخ داد. این اثر در مقایسه با قرارگیری جداگانه در معرض هر یک از این آلاینده‌ها، قابل توجه و شدیدتر بود که نشان می‌دهد میکروپلاستیک‌ها می‌توانند اثرات هم‌افزایی با مس داشته باشند. علاوه بر این، این ترکیب می‌تواند باعث مرگ‌ومیر بالا و استرس اکسیداتیو در لاروها شود [۲۲۵]. با این حال، همه فلزات اثرات هم‌افزایی با میکروپلاستیک‌ها ندارند. مواجهه مداکای دریایی با ترکیب میکروپلاستیک‌های PS و فلزاتی مانند Cd، Pb و Zn باعث ایجاد تخمک‌های خالی، آترزی فولیکولی و تغییراتی در سطوح بیان ژن‌های مرتبط با محور هیپوتالاموس-هیپوفیز-گناد شد. با این حال، اثرات بر رشد گناد عمدتاً ناشی از فلزات سنگین بود و با افزودن میکروپلاستیک‌ها تشدید نشد [۲۲۶]. علاوه بر آن، کاهش تنوع و فراوانی میکروبیوتای روده مشاهده شد که مربوط به قرارگیری ترکیبی فلزات (Cd، Pb و Zn) و میکروپلاستیک‌ها بود و شدت آن بیشتر از قرارگیری جداگانه در معرض هر یک از این آلاینده‌ها بود [۲۲۶]. قرارگیری گیاه *Vallisneria natans* در معرض ترکیب Cd و PVC نیز نشان داد که اثرات هم‌افزایی قابل توجهی بین میکروپلاستیک‌ها و فلزات مشاهده نشد. هر یک از این آلاینده‌ها اثرات سمی خود را بر گیاهان اعمال می‌کنند و افزودن میکروپلاستیک‌ها تغییری در سمیت Cd ایجاد نمی‌کند [۲۲۷]. علاوه بر اثر مستقیم بر موجودات، میکروپلاستیک‌ها و فلزات ممکن است به طور غیرمستقیم و با تغییر محیط زیست آنها، اثرگذار باشند. به عنوان مثال، میکروپلاستیک‌های PE می‌توانند ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک (مانند کاهش pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و کربن آلی محلول) را تغییر دهد، تعداد باکتری‌ها و قارچ‌های خاک را تحت تأثیر قرار داده و فراوانی ژن‌ها و بیان مقاومت به کادمیوم (Cd) را افزایش دهند. در نتیجه، دسترسی زیستی کادمیوم در خاک را افزایش داده و جذب و تجمع آن را در کاهو بیشتر می‌کنند [۲۲۸].

اثرات سمی به طور مستقیم یا غیرمستقیم تحت تأثیر عوامل متعددی قرار می‌گیرند. به عنوان مثال، نوع میکروپلاستیک‌ها، که به دلیل کاربردهای مختلف، ویژگی‌های متفاوتی مانند گروه‌های عاملی و اندازه دارند، توانایی آن‌ها در ترکیب با مواد شیمیایی را تعیین می‌کند. در

آزمایش‌های قرارگیری ترکیبی سمی، دو نوع میکروپلاستیک انتخاب شدند: یکی با گروه عاملی کربوکسیل (PS-COOH) و دیگری فاقد این گروه PS. به منظور ارزیابی سمیت ترکیب میکروپلاستیک‌ها با نیکل (Ni) [۲۲۹] نتایج نشان داد که سمیت ترکیب نیکل (Ni) با میکروپلاستیک‌های PS-COOH بیشتر از ترکیب نیکل با میکروپلاستیک‌های PS بود. این امر به این دلیل است که یون‌های نیکل (Ni) بیشتر توسط میکروپلاستیک‌های PS-COOH که دارای گروه عاملی منفی هستند، جذب می‌شوند [۲۲۹]. با توجه به اندازه آن‌ها، میکروپلاستیک‌ها احتمالاً به دلیل فرآیندهای محیطی مانند فرسایش، به اندازه‌های کوچک‌تر تقسیم می‌شوند که ممکن است اثرات سمی آن‌ها را تشدید کند. به‌عنوان مثال، آزمایش نشان داد که آرسنیک (V) به تنهایی، شاخص جوانه‌زنی کلزا را به طور قابل توجهی کاهش داد. اما نانوپلاستیک‌های پلی‌متیل‌متاکریلات (PMMA) با اندازه کمتر از ۱ میکرون، هنگامی که با آرسنیک (V) ترکیب شدند، اثر مهاری بر جوانه‌زنی کلزا را به صورت هم‌افزایی تشدید کردند [۲۳۰]. با این حال، این بدان معنا نیست که میکروپلاستیک‌های بزرگ‌تر بی‌ضررتر هستند. مقایسه اثرات قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌های با اندازه‌های مختلف بر روی ماهی تیلاپیا قرمز، شامل استرس اکسیداتیو، مسمومیت عصبی و تغییرات متابولومیک، نشان داد که میکروپلاستیک‌های ۵ میکرون سمیت قوی‌تری نسبت به نانوپلاستیک‌های ۰/۳ میکرونی ایجاد کردند [۲۳۱].

آلودگی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا تقریباً اجتناب‌ناپذیر است [۸۱]، بنابراین بیشتر موجودات ممکن است از اثرات سمی مزمن میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، از جمله سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و سایر آلودگی‌ها، رنج ببرند. اگرچه مطالعات قبلی نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند با سایر آلودگی‌ها ترکیب شوند، سمیت ترکیبی آن‌ها هنوز مشخص نیست. به دلیل تنوع مواد پلاستیکی و پیچیدگی‌های محیطی، هنوز برخی کمبودها و محدودیت‌ها در مطالعات جاری وجود دارد: (۱) بیشتر مطالعات موجود، آزمایش‌های شبیه‌سازی شده در آزمایشگاه هستند که در آن‌ها غلظت‌های استفاده‌شده از آلودگی‌ها بسیار متفاوت از غلظت‌های واقعی محیطی است. بنابراین، اثرات سمی حاصل در آزمایشگاه‌ها لزوماً در محیط طبیعی واقعی صدق نمی‌کنند. با این حال، غلظت آلودگی در محیط زیست بسته به شرایط محلی متغیر است، بنابراین تعیین غلظت‌ها دشوار است. (۲) آلودگی‌ها در محیط به‌طور جداگانه وجود ندارند، بلکه با انواع مختلف آلودگی‌ها همراه هستند. به دلیل اثر هم‌افزایی، اثرات سمی آلودگی‌ها ممکن است تحت تأثیر قرار بگیرند و این امر سطح چالش‌های برآورد کمی

سمیت هر آلودگی را افزایش می‌دهد. علاوه بر این، تعادل توزیع و جذب رقابتی باید در زمانی که چندین آلودگی وجود دارند، در نظر گرفته شوند. (۳) ترجیحات تغذیه‌ای، پیچیدگی ترکیب غذا در موجودات و حساسیت آن‌ها به آلودگی‌های مختلف اغلب نادیده گرفته می‌شود، اما این عوامل به‌طور عمده‌ای تجمع زیستی و سمیت بیولوژیکی که ایجاد می‌کنند را تعیین می‌کنند. (۴) مکانیسم‌های حمل‌ونقل، آزادسازی و پاکسازی میکروپلاستیک‌ها و آلودگی‌های ترکیبی آن‌ها در موجودات هنوز نامشخص است. در حال حاضر، مطالعات بیشتر بر روی میکروپلاستیک‌ها و آلودگی‌های محیطی در محیط‌های آبی یا محیط‌های زمینی متمرکز است، اما مطالعه بر روی اثرات بیولوژیکی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا هنوز در مرحله ابتدایی است. وضعیت آلودگی و ویژگی‌های میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، همچنین رابطه و رفتار محیطی آن‌ها با آلودگی‌های جوی اطراف، هنوز مشخص نیست. بنابراین، سمیت بیولوژیکی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا همچنان به مطالعات بیشتری، به‌ویژه در مورد فرآیند تجمع زیستی و سمیت ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و آلودگی‌های جذب‌شده آن‌ها نیاز دارد.

## منابع

- [1] P.S. Tourinho, V. Koci', S. Loureiro, C.A.M. van Gestel, Partitioning of chemical contaminants to microplastics: sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation, *Environ. Pollut.* 252 (2019) 1246–1256.
- [2] J.A.I. do Sul, M.F. Costa, The present and future of microplastic pollution in the marine environment, *Environ. Pollut.* 185 (2014) 352–364.
- [3] Y. Zhang, S. Kang, S. Allen, D. Allen, T. Gao, M. Sillanpää, Atmospheric microplastics: a review on current status and perspectives, *Earth Sci. Rev.* 203 (2020) 103118.
- [4] R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, M. Saad, N. Renault, B. Tassin, Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater Paris, *Environ. Chem.* 12 (2015) 592–599.
- [5] R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, B. Tassin, Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104 (2016) 290–293.
- [6] S. Allen, D. Allen, V.R. Phoenix, G. Le Roux, P. Durañte Jimenez, A. Simonneau, S. Binet, D. Galop, Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nat. Geosci.* 12 (2019) 339–344.
- [7] K. Liu, X. Wang, T. Fang, P. Xu, L. Zhu, D. Li, Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai, *Sci. Total Environ.* 675 (2019) 462–471.

- [8] Y.K. Song, S.H. Hong, M. Jang, G.M. Han, S.W. Jung, W.J. Shim, Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 4368–4376.
- [9] M. Dong, Q. Zhang, X. Xing, W. Chen, Z. She, Z. Luo, Raman spectra and surface changes of microplastics weathered under natural environments, *Sci. Total Environ.* 739 (2020) 139990.
- [10] C.M. Rochman, C. Brookson, J. Bikker, N. Djuric, A. Earn, K. Bucci, S. Athey, A. Huntington, H. McIlwraith, K. Munno, H. De Frond, A. Kolomijeca, L. Erdle, J. Grbic, M. Bayoumi, S.B. Borrelle, T. Wu, S. Santoro, L.M. Werbowski, X. Zhu, R.K. Giles, B.M. Hamilton, C. Thaysen, A. Kaura, N. Klasios, L. Ead, J. Kim, C. Sherlock, A. Ho, C. Hung, Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite, *Environ. Toxicol. Chem.* 38 (2019) 703–711.
- [11] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, A. Turner, F.J. Kelly, A.O. Dominguez, N. Jaafarzadeh, Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran, *Environ. Pollut.* 24 (2019) 153–164.
- [12] L. Cai, J. Wang, J. Peng, Z. Tan, Z. Zhan, X. Tan, Q. Chen, Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (2017) 24928–24935.
- [13] D.A. Cooper, P.L. Corcoran, Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii, *Mar. Pollut. Bull.* 60 (2010) 650–654.
- [14] I.E. Napper, A. Bakir, S.J. Rowland, R.C. Thompson, Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics, *Mar. Pollut. Bull.* 99 (2015) 178–185.
- [15] A. ter Halle, L. Ladirat, M. Martignac, A.F. Mingotaud, O. Boyron, E. Perez, To what extent are microplastics from the open ocean weathered? *Environ. Pollut.* 227 (2017) 167–174.
- [16] J. Brandon, M. Goldstein, M.D. Ohman, Long-term aging and degradation of microplastic particles: comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns, *Mar. Pollut. Bull.* 110 (2016) 299–308. 152 Zhen Yuan and Xiang-Rong Xu
- [17] I. Velzeboer, C.J.A.F. Kwadijk, A.A. Koelmans, Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes, *Environ. Sci. Technol.* 48 (2014) 4869–4876.
- [18] V. Godoy, G. Bla'zquez, M. Calero, L. Quesada, M.A. Marti'n-Lara, The potential of microplastics as carriers of metals, *Environ. Pollut.* 255 (2019) 113363.
- [19] L. Zhou, T. Wang, G. Qu, H. Jia, L. Zhu, Probing the aging processes and mechanisms of microplastic under simulated multiple actions generated by discharge plasma, *J. Hazard. Mater.* 398 (2020) 122956.
- [20] Y. Liu, K. Zhang, S. Xu, M. Yan, D. Tao, L. Chen, Y. Wei, C. Wu, G. Liu, P.K.S. Lam, Heavy metals in the “plastisphere” of marine microplastics: adsorption mechanisms and composite risk, *Gondw. Res.* (2021).
- [21] L.A. Holmes, A. Turner, R.C. Thompson, Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment, *Environ. Pollut.* 160 (2012) 42–48.
- [22] K.N. Fotopoulou, H.K. Karapanagioti, Surface properties of beached plastic pellets, *Mar. Environ. Res.* 81 (2012) 70–77.

- [23] Y. Wang, X. Wang, Y. Li, J. Li, Y. Liu, S. Xia, J. Zhao, Effects of exposure of polyethylene microplastics to air, water and soil on their adsorption behaviors for copper and tetracycline, *Chem. Eng. J.* 404 (2021) 126412.
- [24] F. Gao, J. Li, C. Sun, L. Zhang, F. Jiang, W. Cao, L. Zheng, Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment, *Mar. Pollut. Bull.* 144 (2019) 61–67.
- [25] A.L. Andrady, The plastic in microplastics: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 119 (2017) 12–22.
- [26] Y. Lv, Y. Huang, J. Yang, M. Kong, H. Yang, J. Zhao, G. Li, Outdoor and accelerated laboratory weathering of polypropylene: a comparison and correlation study, *Polym. Degrad. Stab.* 112 (2015) 145–159.
- [27] C. Rouillon, P.O. Bussiere, E. Desnoux, S. Collin, C. Vial, S. Therias, J.L. Gardette, Is carbonyl index a quantitative probe to monitor polypropylene photodegradation? *Polym. Degrad. Stab.* 128 (2016) 200–208.
- [28] J. Li, K. Zhang, H. Zhang, Adsorption of antibiotics on microplastics, *Environ. Pollut.* 237 (2018) 460–467.
- [29] F. Wang, K.M. Shih, X.Y. Li, The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics, *Chemosphere* 119 (2015) 841–847.
- [30] X. Guo, X. Wang, X. Zhou, X. Kong, S. Tao, B. Xing, Sorption of four hydrophobic organic compounds by three chemically distinct polymers: role of chemical and physical composition, *Environ. Sci. Technol.* 46 (2012) 7252–7259.
- [31] S. Yao, H. Cao, H.P.H. Arp, J. Li, Y. Bian, Z. Xie, F. Cherubini, X. Jiang, Y. Song, The role of crystallinity and particle morphology on the sorption of dibutyl phthalate on polyethylene microplastics: implications for the behavior of phthalate plastic additives, *Environ. Pollut.* 283 (2021) 117393.
- [32] J.F.M. Velez, Y. Shashoua, K. Syberg, F.R. Khan, Considerations on the use of equilibrium models for the characterisation of HOC-microplastic interactions in vector studies, *Chemosphere* 210 (2018) 359–365.
- [33] H.K. Karapanagioti, I. Klontza, Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesvos island beaches (Greece), *Mar. Environ. Res.* 65 (2008) 283–290.
- [34] Y. Mato, T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake, T. Kaminuma, Plastic resin pellets as a transport medium for toxic Chemicals in the Marine Environment, *Environ. Sci. Technol.* 35 (2001) 318–324.
- [35] F. Wang, M. Zhang, W. Sha, Y. Wang, H. Hao, Y. Dou, Y. Li, Sorption behavior and mechanisms of organic contaminants to nano and microplastics, *Molecules* 25 (2020). Surface characteristics and biotoxicity of airborne microplastics 153
- [36] G. Liu, Z. Zhu, Y. Yang, Y. Sun, F. Yu, J. Ma, Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater, *Environ. Pollut.* 246 (2019) 26–33.
- [37] X. Guo, J. Pang, S. Chen, H. Jia, Sorption properties of tylosin on four different microplastics, *Chemosphere* 209 (2018) 240–245.

- [38] P. Wu, Z. Cai, H. Jin, Y. Tang, Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics, *Sci. Total Environ.* 650 (2019) 671–678.
- [39] P. Liu, X. Zhan, X. Wu, J. Li, H. Wang, S. Gao, Effect of weathering on environmental behavior of microplastics: properties, sorption and potential risks, *Chemosphere* 242 (2020) 125193.
- [40] Y. Vieira, E.C. Lima, E.L. Foletto, G.L. Dotto, Microplastics physicochemical properties, specific adsorption modeling and their interaction with pharmaceuticals and other emerging contaminants, *Sci. Total Environ.* 753 (2021) 141981.
- [41] W. Mei, G. Chen, J. Bao, M. Song, Y. Li, C. Luo, Interactions between microplastics and organic compounds in aquatic environments: a mini review, *Sci. Total Environ.* 736 (2020) 139472.
- [42] B. Xu, F. Liu, P.C. Brookes, J. Xu, Microplastics play a minor role in tetracycline sorption in the presence of dissolved organic matter, *Environ. Pollut.* 240 (2018) 87–94.
- [43] T. Atugoda, H. Wijesekara, D.R.I.B. Werellagama, K.B.S.N. Jinadasa, N.S. Bolan, M. Vithanage, Adsorptive interaction of antibiotic ciprofloxacin on polyethylene microplastics: implications for vector transport in water, *Environ. Technol. Innov.* 19 (2020) 100971.
- [44] A. Potthoff, K. Oelschlägel, M. Schmitt-Jansen, C.D. Rummel, D. Kuhnel, From the € sea to the laboratory: characterization of microplastic as prerequisite for the assessment of ecotoxicological impact, *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13 (2017) 500–504.
- [45] H. Zhang, J. Wang, B. Zhou, Y. Zhou, Z. Dai, Q. Zhou, P. Christie, Y. Luo, Enhanced adsorption of oxytetracycline to weathered microplastic polystyrene: kinetics, isotherms and influencing factors, *Environ. Pollut.* 243 (2018) 1550–1557.
- [46] L.M. Ziccardi, A. Edgington, K. Hentz, K.J. Kulacki, S. Kane Driscoll, Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: a state-of-the-science review, *Environ. Toxicol. Chem.* 35 (2016) 1667–1676.
- [47] E.L. Teuten, S.J. Rowland, T.S. Galloway, R.C. Thompson, Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants, *Environ. Sci. Technol.* 41 (2007) 7759–7764.
- [48] T. Huffer, T. Hofmann, Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution, *Environ. Pollut.* 214 (2016) 194–201.
- [49] Z. Wang, M. Chen, L. Zhang, K. Wang, X. Yu, Z. Zheng, R. Zheng, Sorption behaviors of phenanthrene on the microplastics identified in a mariculture farm in Xiangshan Bay, southeastern China, *Sci. Total Environ.* 628-629 (2018) 1617–1626.
- [50] X. Guo, C. Chen, J. Wang, Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics, *Chemosphere* 228 (2019) 300–308.
- [51] T. Huffer, A.-K. Weniger, T. Hofmann, Sorption of organic compounds by aged polystyrene microplastic particles, *Environ. Pollut.* 236 (2018) 218–225.
- [52] P. Liu, L. Qian, H. Wang, X. Zhan, K. Lu, C. Gu, S. Gao, New insights into the aging behavior of microplastics accelerated by advanced oxidation processes, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 3579–3588.
- [53] L. Zhao, L. Rong, J. Xu, J. Lian, L. Wang, H. Sun, Sorption of five organic compounds by polar and nonpolar microplastics, *Chemosphere* 257 (2020) 127206.

- [54] L.-Z. Zuo, H.-X. Li, L. Lin, Y.-X. Sun, Z.-H. Diao, S. Liu, Z.-Y. Zhang, X.-R. Xu, Sorption and desorption of phenanthrene on biodegradable poly(butylene adipate co-terephthalate) microplastics, *Chemosphere* 215 (2019) 25–32.
- [55] J.C. Prata, J.P. da Costa, I. Lopes, A.C. Duarte, T. Rocha-Santos, Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects, *Sci. Total Environ.* 702 (2020) 134455. 154 Zhen Yuan and Xiang-Rong Xu
- [56] C. Liu, J. Li, Y. Zhang, L. Wang, J. Deng, Y. Gao, L. Yu, J. Zhang, H. Sun, Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure, *Environ. Int.* 128 (2019) 116–124.
- [57] C.E. Enyoh, A.W. Verla, E.N. Verla, F.C. Ibe, C.E. Amaobi, Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks, *Environ. Monit. Assess.* 191 (2019) 668.
- [58] B.T. Mossman, M. Lippmann, T.W. Hesterberg, K.T. Kelsey, A. Barchowsky, J.C. Bonner, Pulmonary endpoints (lung carcinomas and asbestosis) following inhalation exposure to Asbestos, *J. Toxicol. Environ. Health, Part B.* 14 (2011) 76–121.
- [59] J.L. Pauly, S.J. Stegmeier, H.A. Allaart, R.T. Cheney, P.J. Zhang, A.G. Mayer, R.J. Streck, Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue, *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.* 7 (1998) 419.
- [60] J.C. Prata, Airborne microplastics: consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234 (2018) 115–126.
- [61] Y. Huang, X. Qing, W. Wang, G. Han, J. Wang, Mini-review on current studies of airborne microplastics: analytical methods, occurrence, sources, fate and potential risk to human beings, *TrAC-Trends Anal. Chem.* 125 (2020) 115821.
- [62] Q. Zhang, Y. Zhao, F. Du, H. Cai, G. Wang, H. Shi, Microplastic fallout in different indoor environments, *Environ. Sci. Technol.* 54 (2020) 6530–6539.
- [63] K. Lu, K.P. Lai, T. Stoeger, S. Ji, Z. Lin, X. Lin, T.F. Chan, J.K.-H. Fang, M. Lo, L. Gao, C. Qiu, S. Chen, G. Chen, L. Li, L. Wang, Detrimental effects of microplastic exposure on normal and asthmatic pulmonary physiology, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 126069.
- [64] L.F. Amato-Lourenc,o, R. Carvalho-Oliveira, G.R. Ju'nior, L. dos Santos Galva~o, R.A. Ando, T. Mauad, Presence of airborne microplastics in human lung tissue, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 126124.
- [65] Y. Chao, J. Chen, W. Yang, T. Ho, F. Yen, Exposure hazard to bisphenol a for labor and particle size distribution at polycarbonate molding plants, Iran. *J. Public Health* 44 (2015) 783–790.
- [66] A.R. Brody, L.H. Hill, B. Adkins, R.W. O'Connor, Chrysotile asbestos inhalation in rats: deposition pattern and reaction of alveolar epithelium and pulmonary macrophages, *Am. Rev. Respir. Dis.* 123 (1981) 670–679.
- [67] C. Wang, J. Zhao, B. Xing, Environmental source, fate, and toxicity of microplastics, *J. Hazard. Mater.* 407 (2021) 124357.
- [68] A. Tunahan Kaya, M. Yurtsever, S. C, iftc,i Bayraktar, Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air, *Eur. Phys. J. Plus.* 133 (2018) 488.
- [69] B.D. Law, W.B. Bunn, T.W. Hesterberg, Solubility of polymeric organic fibers and manmade vitreous fibers in gambles solution, *Inhal. Toxicol.* 2 (1990) 321–339.

- [70] M. Cole, P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Moger, T.S. Galloway, Microplastic ingestion by zooplankton, *Environ. Sci. Technol.* 47 (2013) 6646–6655.
- [71] D. Neves, P. Sobral, J.L. Ferreira, T. Pereira, Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast, *Mar. Pollut. Bull.* 101 (2015) 119–126.
- [72] Z. Fu, G. Chen, W. Wang, J. Wang, Microplastic pollution research methodologies, abundance, characteristics and risk assessments for aquatic biota in China, *Environ. Pollut.* 266 (2020) 115098.
- [73] R.E. McNeish, L.H. Kim, H.A. Barrett, S.A. Mason, J.J. Kelly, T.J. Hoellein, Microplastic in riverine fish is connected to species traits, *Sci. Rep.* 8 (2018) 11639.
- [74] S. Zhao, L. Zhu, D. Li, Microscopic anthropogenic litter in terrestrial birds from Shanghai, China: not only plastics but also natural fibers, *Sci. Total Environ.* 550 (2016) 1110–1115.
- [75] D. Santillo, K. Miller, P. Johnston, Microplastics as contaminants in commercially important seafood species, *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13 (2017) 516–521. Surface characteristics and biotoxicity of airborne microplastics 155
- [76] G. Kutralam-Muniasamy, F. Perez-Guevara, I. Elizalde-Martínez, V.C. Shruti, Branded milks – are they immune from microplastics contamination? *Sci. Total Environ.* 714 (2020) 136823.
- [77] B.E. Oßmann, G. Sarau, H. Holtmannspotter, M. Pischetsrieder, S.H. Christiansen, € W. Dicke, Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water, *Water Res.* 141 (2018) 307–316.
- [78] D. Peixoto, C. Pinheiro, J. Amorim, L. Oliva-Teles, L. Guilhermino, M.N. Vieira, Microplastic pollution in commercial salt for human consumption: a review, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 219 (2019) 161–168.
- [79] H. Lee, A. Kunz, W.J. Shim, B.A. Walther, Microplastic contamination of table salts from Taiwan, including a global review, *Sci. Rep.* 9 (2019) 10145.
- [80] A.I. Catarino, V. Macchia, W.G. Sanderson, R.C. Thompson, T.B. Henry, Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal, *Environ. Pollut.* 237 (2018) 675–684.
- [81] Z. Song, K. Liu, X. Wang, N. Wei, C. Zong, C. Li, C. Jiang, Y. He, D. Li, To what extent are we really free from airborne microplastics? *Sci. Total Environ.* 754 (2021) 142118.
- [82] Y. Song, C. Cao, R. Qiu, J. Hu, M. Liu, S. Lu, H. Shi, K.M. Raley-Susman, D. He, Uptake and adverse effects of polyethylene terephthalate microplastics fibers on terrestrial snails (*Achatina fulica*) after soil exposure, *Environ. Pollut.* 250 (2019) 447–455.
- [83] V. Stock, L. Bohmert, E. Lisicki, R. Block, J. Cara-Carmona, L.K. Pack, R. Selb, € D. Lichtenstein, L. Voss, C.J. Henderson, E. Zabinsky, H. Sieg, A. Braeuning, A. Lampen, Uptake and effects of orally ingested polystyrene microplastic particles in vitro and in vivo, *Arch. Toxicol.* 93 (2019) 1817–1833.
- [84] Y. Deng, Y. Zhang, B. Lemos, H. Ren, Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure, *Sci. Rep.* 7 (2017) 46687.
- [85] Q. Li, C. Sun, Y. Wang, H. Cai, L. Li, J. Li, H. Shi, Fusion of microplastics into the mussel byssus, *Environ. Pollut.* 252 (2019) 420–426.



- [86] M.C. Rillig, L. Ziersch, S. Hempel, Microplastic transport in soil by earthworms, *Sci. Rep.* 7 (2017) 1362.
- [87] Y. Chen, X. Liu, Y. Leng, J. Wang, Defense responses in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene microplastics in soils, *Ecotox. Environ. Safe.* 187 (2020) 109788.
- [88] M. Revel, A. Ch<sup>^</sup>atel, C. Mouneyrac, Micro(nano)plastics: a threat to human health? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health.* 1 (2018) 17–23.
- [89] E.A. Sykes, Q. Dai, K.M. Tsoi, D.M. Hwang, W.C.W. Chan, Nanoparticle exposure in animals can be visualized in the skin and analysed via skin biopsy, *Nat. Commun.* 5 (2014) 3796.
- [90] J.E. Rindy, A.G. Ponette-Gonzalez, T.E. Barrett, R.J. Sheesley, K.C. Weathers, Urban trees are sinks for soot: elemental carbon accumulation by two widespread oak species, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 10092–10101.
- [91] A. Mateos-Cárdenas, D.T. Scott, G. Seitmaganbetova, N.A.M. van Pelt Frank, J. O'Halloran, M.A.K. Jansen, Polyethylene microplastics adhere to *Lemna minor* (L.), yet have no effects on plant growth or feeding by *Gammarus duebeni* (Lillj.), *Sci. Total Environ.* 689 (2019) 413–421.
- [92] K.B. Sundbæk, I.D.W. Koch, C.G. Villaro, N.S. Rasmussen, S.L. Holdt, N.B. Hartmann, Sorption of fluorescent polystyrene microplastic particles to edible seaweed *Fucus vesiculosus*, *J. Appl. Phycol.* 30 (2018) 2923–2927.
- [93] H. Goss, J. Jaskiel, R. Rotjan, *Thalassia testudinum* as a potential vector for incorporating microplastics into benthic marine food webs, *Mar. Pollut. Bull.* 135 (2018) 1085–1089. 156 Zhen Yuan and Xiang-Rong Xu
- [94] L. Gutow, A. Eckerlebe, L. Gimenez, R. Saborowski, Experimental evaluation of seaweeds as a vector for microplastics into marine food webs, *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 915–923.
- [95] P. Bhattacharya, S. Lin, J.P. Turner, P.C. Ke, Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis, *J. Phys. Chem. C* 114 (2010) 16556–16561.
- [96] M. Bi, Q. He, Y. Chen, What roles are terrestrial plants playing in global microplastic cycling? *Environ. Sci. Technol.* 54 (2020) 5325–5327.
- [97] G. Kalci'kova', A. Z' gajnar Gotvajn, A. Kladnik, A. Jemec, Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor*, *Environ. Pollut.* 230 (2017) 1108–1115.
- [98] L. Li, Y. Luo, R. Li, Q. Zhou, W.J.G.M. Peijnenburg, N. Yin, J. Yang, C. Tu, Y. Zhang, Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode, *Nat. Sustain.* 3 (2020) 929–937.
- [99] C.D. Rummel, A. Jahnke, E. Gorokhova, D. Kuhnel, M. Schmitt-Jansen, Impacts of € biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment, *Environ. Sci. Technol. Lett.* 4 (2017) 258–267.
- [100] T. Bosker, L.J. Bouwman, N.R. Brun, P. Behrens, M.G. Vijver, Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*, *Chemosphere* 226 (2019) 774–781.
- [101] A.M. Hetherington, F.I. Woodward, The role of stomata in sensing and driving environmental change, *Nature* 424 (2003) 901–908.

- [102] H. Sun, C. Lei, J. Xu, R. Li, Foliar uptake and leaf-to-root translocation of nanoplastics with different coating charge in maize plants, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 125854.
- [103] Y. Liu, R. Guo, S. Zhang, Y. Sun, F. Wang, Uptake and translocation of nano/micropoplastics by rice seedlings: evidence from a hydroponic experiment, *J. Hazard. Mater.* 421 (2022) 126700.
- [104] Y. Dong, M. Gao, W. Qiu, Z. Song, Uptake of micropoplastics by carrots in presence of as (III): combined toxic effects, *J. Hazard. Mater.* 411 (2021) 125055.
- [105] Z. Feng, T. Zhang, H. Shi, K. Gao, W. Huang, J. Xu, J. Wang, R. Wang, J. Li, G. Gao, Micropoplastics in bloom-forming macroalgae: distribution, characteristics and impacts, *J. Hazard. Mater.* 397 (2020) 122752.
- [106] N. Khalid, M. Aqeel, A. Noman, Microplastics could be a threat to plants in terrestrial systems directly or indirectly, *Environ. Pollut.* 267 (2020) 115653.
- [107] J. Jeong, J. Choi, Adverse outcome pathways potentially related to hazard identification of micropoplastics based on toxicity mechanisms, *Chemosphere* 231 (2019) 249–255.
- [108] C. Alomar, A. Sureda, X. Capó, B. Guijarro, S. Tejada, S. Deudero, Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress, *Environ. Res.* 159 (2017) 135–142.
- [109] W. Sun, Z. Meng, R. Li, R. Zhang, M. Jia, S. Yan, S. Tian, Z. Zhou, W. Zhu, Joint effects of microplastic and dufulin on bioaccumulation, oxidative stress and metabolic profile of the earthworm (*Eisenia fetida*), *Chemosphere* 263 (2021) 128171.
- [110] L.G.A. Barboza, L.R. Vieira, V. Branco, N. Figueiredo, F. Carvalho, C. Carvalho, L. Guilhermino, Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), *Aquat. Toxicol.* 195 (2018) 49–57.
- [111] X. Xie, T. Deng, J. Duan, J. Xie, J. Yuan, M. Chen, Exposure to polystyrene micropoplastics causes reproductive toxicity through oxidative stress and activation of the p38 MAPK signaling pathway, *Ecotox. Environ. Safe.* 190 (2020) 110133.
- [112] T.Q. Chagas, A.P. da Costa Araújo, G. Malafaia, Biomicroplastics versus conventional micropoplastics: An insight on the toxicity of these polymers in dragonfly larvae, *Sci. Total Environ.* 761 (2021) 143231. Surface characteristics and biotoxicity of airborne micropoplastics 157
- [113] A. Rodríguez-Seijo, J.P. da Costa, T. Rocha-Santos, A.C. Duarte, R. Pereira, Oxidative stress, energy metabolism and molecular responses of earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene micropoplastics, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (2018) 33599–33610.
- [114] C.J.M. Silva, S. Beleza, D. Campos, A.M.V.M. Soares, A.L. Patri'cio Silva, J.L.T. Pestana, C. Gravato, Immune response triggered by the ingestion of polyethylene micropoplastics in the dipteran larvae *Chironomus riparius*, *J. Hazard. Mater.* 414 (2021) 125401.
- [115] Y. Deng, X. Jiang, H. Zhao, S. Yang, J. Gao, Y. Wu, Q. Diao, C. Hou, Microplastic polystyrene ingestion promotes the susceptibility of honeybee to viral infection, *Environ. Sci. Technol.* 55 (2021) 11680–11692.
- [116] J. Hu, X. Qin, J. Zhang, Y. Zhu, W. Zeng, Y. Lin, X. Liu, Polystyrene micropoplastics disturb maternal-fetal immune balance and cause reproductive toxicity in pregnant mice, *Reprod. Toxicol.* 106 (2021) 42–50.

- [117] B. Rios-Fuster, P. Arechavala-Lopez, K. Garcí'a-Marcos, C. Alomar, M. Compa, E. A Alvarez, M.M. Julia, A. Solomando Marti, A. Sureda, S. Deudero, Experimental evidence of physiological and behavioral effects of microplastic ingestion in *Sparus aurata*, *Aquat. Toxicol.* 231 (2021) 105737.
- [118] M. Renzi, E. Grazioli, A. Blas`kovic, Effects of different microplastic types and surfactant-microplastic mixtures under fasting and feeding conditions: a case study on *Daphnia magna*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 103 (2019) 367–373.
- [119] S. Pflugmacher, S. Tallinen, Y.J. Kim, S. Kim, M. Esterhuizen, Ageing affects microplastic toxicity over time: effects of aged polycarbonate on germination, growth, and oxidative stress of *Lepidium sativum*, *Sci. Total Environ.* 790 (2021) 148166.
- [120] M. Gao, Y. Liu, Z. Song, Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *ramosa* Hort), *Chemosphere* 237 (2019) 124482.
- [121] C.-D. Dong, C.-W. Chen, Y.-C. Chen, H.-H. Chen, J.-S. Lee, C.-H. Lin, Polystyrene microplastic particles: in vitro pulmonary toxicity assessment, *J. Hazard. Mater.* 385 (2020) 121575.
- [122] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, T.S. Galloway, Microplastics as contaminants in the marine environment: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 2588–2597.
- [123] Y. Zhao, R. Qiao, S. Zhang, G. Wang, Metabolomic profiling reveals the intestinal toxicity of different length of microplastic fibers on zebrafish (*Danio rerio*), *J. Hazard. Mater.* 403 (2021) 123663.
- [124] R. Qiao, Y. Deng, S. Zhang, M.B. Wolosker, Q. Zhu, H. Ren, Y. Zhang, Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish, *Chemosphere* 236 (2019) 124334.
- [125] S. Lambert, M. Wagner, Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene, *Chemosphere* 145 (2016) 265–268.
- [126] A. Bhattacharya, S.K. Khare, Ecological and toxicological manifestations of microplastics: current scenario, research gaps, and possible alleviation measures, *J. Environ. Sci. Health, Part C.* 38 (2020) 1–20.
- [127] J. Hamoir, A. Nemmar, D. Halloy, D. Wirth, G. Vincke, A. Vanderplasschen, B. Nemery, P. Gustin, Effect of polystyrene particles on lung microvascular permeability in isolated perfused rabbit lungs: role of size and surface properties, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 190 (2003) 278–285.
- [128] L.M. Brown, N. Collings, R.M. Harrison, A.D. Maynard, R.L. Maynard, G. Oberdurstler, Toxicology of ultrafine particles: in vivo studies, *Phil. Trans. R. Soc. € A.* 358 (2000) 2719–2740.
- [129] T. Wang, M. Hu, G. Xu, H. Shi, J.Y.S. Leung, Y. Wang, Microplastic accumulation via trophic transfer: can a predatory crab counter the adverse effects of microplastics by body defence? *Sci. Total Environ.* 754 (2021) 142099. 158 Zhen Yuan and Xiang-Rong Xu
- [130] S.L. Wright, R.C. Thompson, T.S. Galloway, The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review, *Environ. Pollut.* 178 (2013) 483–492.
- [131] Y. Zhang, J. Wang, X. Geng, Y. Jiang, Does microplastic ingestion dramatically decrease the biomass of protozoa grazers? A case study on the marine ciliate *Uronema marinum*, *Chemosphere.* 267 (2021) 129308.

- [132] L. Zimmermann, S. Gottlich, J. Oehlmann, M. Wagner, C. V € olker, What are the € drivers of microplastic toxicity? Comparing the toxicity of plastic chemicals and particles to *Daphnia magna*, *Environ. Pollut.* 267 (2020) 115392.
- [133] A. Rebelein, I. Int-Veen, U. Kammann, J.P. Scharsack, Microplastic fibers—underestimated threat to aquatic organisms? *Sci. Total Environ.* 777 (2021) 146045.
- [134] R. Al-Jaibachi, R.N. Cuthbert, A. Callaghan, Up and away: ontogenic transference as a pathway for aerial dispersal of microplastics, *Biol. Lett.* 14 (2018) 20180479.
- [135] L. Setyorini, D. Michler-Kozma, B. Sures, F. Gabel, Transfer and effects of PET microfibers in *Chironomus riparius*, *Sci. Total Environ.* 757 (2021) 143735.
- [136] C. Baeza, C. Cifuentes, P. Gonzalez, A. Araneda, R. Barra, Experimental exposure of *Lumbricus terrestris* to microplastics, *Water Air Soil Pollut.* 231 (2020) 308.
- [137] Y. Wan, C. Wu, Q. Xue, X. Hui, Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil, *Sci. Total Environ.* 654 (2019) 576–582.
- [138] A.A. de Souza Machado, C.W. Lau, J. Till, W. Kloas, A. Lehmann, R. Becker, M.C. Rillig, Impacts of microplastics on the soil biophysical environment, *Environ. Sci. Technol.* 52 (2018) 9656–9665.
- [139] A.A. de Souza Machado, C.W. Lau, W. Kloas, J. Bergmann, J.B. Bachelier, E. Faltin, R. Becker, A.S. Gorlich, M.C. Rillig, Microplastics can change soil properties and € affect plant performance, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 6044–6052.
- [140] J.L. Lavers, J. Rivers-Auty, A.L. Bond, Plastic debris increases circadian temperature extremes in beach sediments, *J. Hazard. Mater.* 416 (2021) 126140.
- [141] H.S. Carson, S.L. Colbert, M.J. Kaylor, K.J. McDermid, Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 1708–1713.
- [142] M.P. Jensen, C.D. Allen, T. Eguchi, I.P. Bell, E.L. LaCasella, W.A. Hilton, C.A.M. Hof, P.H. Dutton, Environmental warming and feminization of one of the largest sea turtle populations in the world, *Curr. Biol.* 28 (2018) 154–159.e4.
- [143] L. Lei, S. Wu, S. Lu, M. Liu, Y. Song, Z. Fu, H. Shi, K.M. Raley-Susman, D. He, Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*, *Sci. Total Environ.* 619-620 (2018) 1–8.
- [144] R. An, X. Wang, L. Yang, J. Zhang, N. Wang, F. Xu, Y. Hou, H. Zhang, L. Zhang, Polystyrene microplastics cause granulosa cells apoptosis and fibrosis in ovary through oxidative stress in rats, *Toxicology* 449 (2021) 152665.
- [145] S. Lambert, C. Scherer, M. Wagner, Ecotoxicity testing of microplastics: considering the heterogeneity of physicochemical properties, *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13 (2017) 470–475.
- [146] D. Lithner, A° . Larsson, G. Dave, Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition, *Sci. Total Environ.* 409 (2011) 3309–3324.
- [147] S. Koivisto, Is *Daphnia magna* an ecologically representative zooplankton species in toxicity tests? *Environ. Pollut.* 90 (1995) 263–267.
- [148] B. Trotter, M.V. Wilde, J. Brehm, E. Dafni, A. Aliu, G.J. Arnold, T. Frohlich, € C. Laforsch, Long-term exposure of *Daphnia magna* to polystyrene microplastic (PS-MP)

- leads to alterations of the proteome, morphology and life-history, *Sci. Total Environ.* 795 (2021) 148822.
- [149] A.J. Kokalj, U. Kunej, T. Skalar, Screening study of four environmentally relevant microplastic pollutants: uptake and effects on *Daphnia magna* and *Artemia franciscana*, *Chemosphere* 208 (2018) 522–529. Surface characteristics and biotoxicity of airborne microplastics 159
- [150] S. Rehse, W. Kloas, C. Zarfl, Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*, *Chemosphere* 153 (2016) 91–99.
- [151] Z. Ouyang, Z. Zhang, Y. Jing, L. Bai, M. Zhao, X. Hao, X. Li, X. Guo, The photo-aging of polyvinyl chloride microplastics under different UV irradiations, *Gondw. Res.* (2021).
- [152] S. Messinetti, S. Mercurio, M. Parolini, M. Sugni, R. Pennati, Effects of polystyrene microplastics on early stages of two marine invertebrates with different feeding strategies, *Environ. Pollut.* 237 (2018) 1080–1087.
- [153] Y.S. Eltemsah, T. Bøhn, Acute and chronic effects of polystyrene microplastics on juvenile and adult *Daphnia magna*, *Environ. Pollut.* 254 (2019) 112919.
- [154] J.N. Hahladakis, C.A. Velis, R. Weber, E. Iacovidou, P. Purnell, An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *J. Hazard. Mater.* 344 (2018) 179–199.
- [155] K.-I. Kitahara, H. Nakata, Plastic additives as tracers of microplastic sources in Japanese road dusts, *Sci. Total Environ.* 736 (2020) 139694.
- [156] C. Rauert, S. Harrad, G. Suzuki, H. Takigami, N. Uchida, K. Takata, Test chamber and forensic microscopy investigation of the transfer of brominated flame retardants into indoor dust via abrasion of source materials, *Sci. Total Environ.* 493 (2014) 639–648.
- [157] V. Sukiene, N. von Goetz, A.C. Gerecke, M.I. Bakker, C.J.E. Delmaar, K. Hungerbühler, Direct and air-mediated transfer of labeled SVOCs from indoor sources to dust, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 3269–3277.
- [158] M. Wensing, E. Uhde, T. Salthammer, Plastics additives in the indoor environment—flame retardants and plasticizers, *Sci. Total Environ.* 339 (2005) 19–40.
- [159] U. Heudorf, V. Mersch-Sundermann, J. Angerer, Phthalates: toxicology and exposure, *Int. J. Hyg. Environ. Health* 210 (2007) 623–634.
- [160] Y. Deng, Z. Yan, R. Shen, M. Wang, Y. Huang, H. Ren, Y. Zhang, B. Lemos, Microplastics release phthalate esters and cause aggravated adverse effects in the mouse gut, *Environ. Int.* 143 (2020) 105916.
- [161] Y. Deng, Z. Yan, R. Shen, Y. Huang, H. Ren, Y. Zhang, Enhanced reproductive toxicities induced by phthalates contaminated microplastics in male mice (*Mus musculus*), *J. Hazard. Mater.* 406 (2021) 124644.
- [162] H. Jin, T. Ma, X. Sha, Z. Liu, Y. Zhou, X. Meng, Y. Chen, X. Han, J. Ding, Polystyrene microplastics induced male reproductive toxicity in mice, *J. Hazard. Mater.* 401 (2021) 123430.
- [163] H. Xu, X. Dong, Z. Zhang, M. Yang, X. Wu, H. Liu, Q. Lao, C. Li, Assessment of immunotoxicity of dibutyl phthalate using live zebrafish embryos, *Fish Shellfish Immunol.* 45 (2015) 286–292.

- [164] M. Gao, Y. Dong, Z. Zhang, W. Song, Y. Qi, Growth and antioxidant defense responses of wheat seedlings to di-n-butyl phthalate and di (2-ethylhexyl) phthalate stress, *Chemosphere* 172 (2017) 418–428.
- [165] M. Gao, Y. Xu, Y. Liu, S. Wang, C. Wang, Y. Dong, Z. Song, Effect of polystyrene on di-butyl phthalate (DBP) bioavailability and DBP-induced phytotoxicity in lettuce, *Environ. Pollut.* 268 (2021) 115870.
- [166] Y. Yan, F. Zhu, C. Zhu, Z. Chen, S. Liu, C. Wang, C. Gu, Dibutyl phthalate release from polyvinyl chloride microplastics: influence of plastic properties and environmental factors, *Water Res.* 204 (2021) 117597.
- [167] H. Cheng, H. Luo, Y. Hu, S. Tao, Release kinetics as a key linkage between the occurrence of flame retardants in microplastics and their risk to the environment and ecosystem: a critical review, *Water Res.* 185 (2020) 116253.160 Zhen Yuan and Xiang-Rong Xu
- [168] B. Sun, Y. Hu, H. Cheng, S. Tao, Releases of brominated flame retardants (BFRs) from microplastics in aqueous medium: kinetics and molecular-size dependence of diffusion, *Water Res.* 151 (2019) 215–225.
- [169] K. Tanaka, H. Takada, R. Yamashita, K. Mizukawa, M.-A. Fukuwaka, Y. Watanuki, Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues, *Environ. Sci. Technol.* 49 (2015) 11799–11807.
- [170] H. Guo, X. Zheng, S. Ru, X. Luo, B. Mai, The leaching of additive-derived flame retardants (FRs) from plastics in avian digestive fluids: the significant risk of highly lipophilic FRs, *J. Environ. Sci.* 85 (2019) 200–207.
- [171] J.F. Narva'ez Valderrama, K. Baek, F.J. Molina, I.J. Allan, Implications of observed PBDE diffusion coefficients in low density polyethylene and silicone rubber, *Environ. Sci.: Processes Impacts* 18 (2016) 87–94.
- [172] P.O. Darnerud, Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife, *Environ. Int.* 29 (2003) 841–853.
- [173] P.R.S. Kodavanti, E.C. Derr-Yellin, Differential effects of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls on [3H]arachidonic acid release in rat cerebellar granule neurons, *Toxicol. Sci.* 68 (2002) 451–457.
- [174] Y. Deng, Y. Zhang, R. Qiao, M.M. Bonilla, X. Yang, H. Ren, B. Lemos, Evidence that microplastics aggravate the toxicity of organophosphorus flame retardants in mice (*Mus musculus*), *J. Hazard. Mater.* 357 (2018) 348–354.
- [175] R. Yamashita, N. Hiki, F. Kashiwada, H. Takada, K. Mizukawa, B.D. Hardesty, L. Roman, D. Hyrenbach, P.G. Ryan, B.J. Dilley, J.P. MuN<sup>+</sup> Oz-PERez, C.A. Valle, C.K. Pham, J. Frias, B. Nishizawa, A. Takahashi, J.-B. Thiebot, A. Will, N. Kokubun, Y.Y. Watanabe, T. Yamamoto, K. Shiomi, U. Shimabukuro, Y. Watanuki, Plastic additives and legacy persistent organic pollutants in the preen gland oil of seabirds sampled across the globe, *Environ. Monit. Contam. Res.* 1 (2021) 97–112.
- [176] W. Liu, Y. Zhao, Z. Shi, Z. Li, X. Liang, Ecotoxicoproteomic assessment of microplastics and plastic additives in aquatic organisms: a review, *Comp. Biochem. Physiol. Part D Genomics Proteomics* 36 (2020) 100713.
- [177] X. Liang, J. Li, C.J. Martyniuk, J. Wang, Y. Mao, H. Lu, J. Zha, Benzotriazole ultraviolet stabilizers alter the expression of the thyroid hormone pathway in zebrafish (*Danio rerio*) embryos, *Chemosphere* 182 (2017) 22–30.

- [178] K. Fent, G. Chew, J. Li, E. Gomez, Benzotriazole UV-stabilizers and benzotriazole: antiandrogenic activity in vitro and activation of aryl hydrocarbon receptor pathway in zebrafish eleuthero-embryos, *Sci. Total Environ.* 482-483 (2014) 125–136.
- [179] M. Hirata-Koizumi, N. Watari, D. Mukai, T. Imai, A. Hirose, E. Kamata, M. Ema, A 28-day repeated dose toxicity study of ultraviolet absorber 2-(20 -hydroxy-30 ,50 -di-tert-butylphenyl) benzotriazole in rats, *Drug Chem. Toxicol.* 30 (2007) 327–341.
- [180] N. Zitouni, N. Bousserrhine, O. Missawi, I. Boughattas, N. Che`vre, R. Santos, S. Belbekhouche, V. Alphonse, F. Tisserand, L. Balmassiere, S.P. Dos Santos, M. Mokni, H. Guerbej, M. Banni, Uptake, tissue distribution and toxicological effects of environmental microplastics in early juvenile fish *Dicentrarchus labrax*, *J. Hazard. Mater.* 403 (2021) 124055.
- [181] J. Ren, T. Wu, C. Liu, P. Cui, F. Dang, Q. Yang, Y. Wang, UV-irradiation facilitating pb release from recycled PVC microplastics, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 107 (2021) 748–753.
- [182] H. Hirai, H. Takada, Y. Ogata, R. Yamashita, K. Mizukawa, M. Saha, C. Kwan, C. Moore, H. Gray, D. Laursen, E.R. Zettler, J.W. Farrington, C.M. Reddy, E.E. Peacock, M.W. Ward, Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 1683–1692. Surface characteristics and biotoxicity of airborne microplastics 161
- [183] Y. Shi, P. Liu, X. Wu, H. Shi, H. Huang, H. Wang, S. Gao, Insight into chain scission and release profiles from photodegradation of polycarbonate microplastics, *Water Res.* 195 (2021) 116980.
- [184] P. Wu, Y. Tang, H. Jin, Y. Song, Y. Liu, Z. Cai, Consequential fate of bisphenol-attached PVC microplastics in water and simulated intestinal fluids, *Environ. Sci. Ecotechnol.* 2 (2020) 100027.
- [185] Y. Tang, W. Zhou, S. Sun, X. Du, Y. Han, W. Shi, G. Liu, Immunotoxicity and neurotoxicity of bisphenol a and microplastics alone or in combination to a bivalve species, *Tegillarca granosa*, *Environ. Pollut.* 265 (2020) 115115.
- [186] S. Pflugmacher, A. Sulek, H. Mader, J. Heo, J.H. Noh, O.-P. Penttinen, Y. Kim, S. Kim, M. Esterhuizen, The influence of new and artificial aged microplastic and leachates on the germination of *Lepidium sativum* L, *Plan. Theory* 9 (2020).
- [187] J. Xue, W. Liu, K. Kannan, Bisphenols, benzophenones, and bisphenol a Diglycidyl ethers in textiles and infant clothing, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 5279–5286.
- [188] S.T.L. Sait, L. Sørensen, S. Kubowicz, K. Vike-Jonas, S.V. Gonzalez, A.G. Asimakopoulos, A.M. Booth, Microplastic fibres from synthetic textiles: environmental degradation and additive chemical content, *Environ. Pollut.* 268 (2021) 115745.
- [189] L. Van Cauwenberghe, C.R. Janssen, Microplastics in bivalves cultured for human consumption, *Environ. Pollut.* 193 (2014) 65–70.
- [190] S.A. Naidu, Preliminary study and first evidence of presence of microplastics and colorants in green mussel, *Perna viridis* (Linnaeus, 1758), from southeast coast of India, *Mar. Pollut. Bull.* 140 (2019) 416–422.
- [191] F. Remy, F. Collard, B. Gilbert, P. Compe`re, G. Eppe, G. Lepoint, When microplastic is not plastic: the ingestion of artificial cellulose fibers by macrofauna living in seagrass macrophytodetritus, *Environ. Sci. Technol.* 49 (2015) 11158–11166.

- [192] G. Gao, Y. Ze, B. Li, X. Zhao, T. Zhang, L. Sheng, R. Hu, S. Gui, X. Sang, Q. Sun, J. Cheng, Z. Cheng, L. Wang, M. Tang, F. Hong, Ovarian dysfunction and gene-expressed characteristics of female mice caused by long-term exposure to titanium dioxide nanoparticles, *J. Hazard. Mater.* 243 (2012) 19–27.
- [193] G. Gao, Y. Ze, X. Zhao, X. Sang, L. Zheng, X. Ze, S. Gui, L. Sheng, Q. Sun, J. Hong, X. Yu, L. Wang, F. Hong, X. Zhang, Titanium dioxide nanoparticle-induced testicular damage, spermatogenesis suppression, and gene expression alterations in male mice, *J. Hazard. Mater.* 258-259 (2013) 133–143.
- [194] M.D. Marazuela, M. Klaiber, E. Moreno-Gordaliza, A. Barata, M.M. Gómez-Go´mez, Safety assessment of commercial antimicrobial food packaging: triclosan and microplastics, a closer look, *Food Packag. Shelf Life* 31 (2022) 100780.
- [195] F. Liu, G.-G. Ying, L.-H. Yang, Q.-X. Zhou, Terrestrial ecotoxicological effects of the antimicrobial agent triclosan, *Ecotox. Environ. Safe.* 72 (2009) 86–92.
- [196] A.B. Dann, A. Hontela, Triclosan: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action, *J. Appl. Toxicol.* 31 (2011) 285–311.
- [197] C. Yin, X. Yang, T. Zhao, P. Watson, F. Yang, H. Liu, Changes of the acute and chronic toxicity of three antimicrobial agents to *Daphnia magna* in the presence/ absence of micro-polystyrene, *Environ. Pollut.* 263 (2020) 114551.
- [198] V. Kumar, C. Balomajumder, P. Roy, Disruption of LH-induced testosterone biosynthesis in testicular Leydig cells by triclosan: probable mechanism of action, *Toxicology* 250 (2008) 124–131.
- [199] L.M. Zorrilla, E.K. Gibson, S.C. Jeffay, K.M. Crofton, W.R. Setzer, R.L. Cooper, T.E. Stoker, The effects of triclosan on puberty and thyroid hormones in male wistar rats, *Toxicol. Sci.* 107 (2009) 56–64.
- [200] J. Chen, K.C. Ahn, N.A. Gee, M.I. Ahmed, A.J. Duleba, L. Zhao, S.J. Gee, B.D. Hammock, B.L. Lasley, Triclocarban enhances testosterone action: a new type of endocrine disruptor? *Endocrinology* 149 (2008) 1173–1179. 162 Zhen Yuan and Xiang-Rong Xu
- [201] L. Canesi, C. Ciacci, L.C. Lorusso, M. Betti, G. Gallo, G. Pojana, A. Marcomini, Effects of triclosan on *Mytilus galloprovincialis* hemocyte function and digestive gland enzyme activities: possible modes of action on non target organisms, *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* 145 (2007) 464–472.
- [202] L. Mai, L.-J. Bao, L. Shi, L.-Y. Liu, E.Y. Zeng, Polycyclic aromatic hydrocarbons affiliated with microplastics in surface waters of Bohai and Huanghai seas, China, *Environ. Pollut.* 241 (2018) 834–840.
- [203] M. Llorca, G. Schirinzi, M. Mart´nez, D. Barcelo´, M. Farre, Adsorption of perfluoroalkyl substances on microplastics under environmental conditions, *Environ. Pollut.* 235 (2018) 680–691.
- [204] H. Lee, W.J. Shim, J.-H. Kwon, Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals, *Sci. Total Environ.* 470-471 (2014) 1545–1552.
- [205] D. Brennecke, B. Duarte, F. Paiva, I. Cacador, J. Canning-Clode, Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 178 (2016) 189–195.



- [206] A. Bakir, S.J. Rowland, R.C. Thompson, Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment, *Mar. Pollut. Bull.* 64 (2012) 2782–2789.
- [207] C.M. Rochman, E. Hoh, B.T. Hentschel, S. Kaye, Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris, *Environ. Sci. Technol.* 47 (2013) 1646–1654.
- [208] E.M. Chua, J. Shimeta, D. Nugegoda, P.D. Morrison, B.O. Clarke, Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *Allorchestes Compressa*, *Environ. Sci. Technol.* 48 (2014) 8127–8134.
- [209] C.M. Rochman, E. Hoh, T. Kurobe, S.J. Teh, Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress, *Sci. Rep.* 3 (2013) 3263.
- [210] M.A. Browne, S.J. Niven, T.S. Galloway, S.J. Rowland, R.C. Thompson, Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity, *Curr. Biol.* 23 (2013) 2388–2392.
- [211] X. Zhang, X. Wang, B. Yan, Single and combined effects of phenanthrene and polystyrene microplastics on oxidative stress of the clam (*Macra veneriformis*), *Sci. Total Environ.* 771 (2021) 144728.
- [212] K. Granby, S. Rainieri, R.R. Rasmussen, M.J.J. Kotterman, J.J. Sloth, T.L. Cederberg, A. Barranco, A. Marques, B.K. Larsen, The influence of microplastics and halogenated contaminants in feed on toxicokinetics and gene expression in European seabass (*Dicentrarchus labrax*), *Environ. Res.* 164 (2018) 430–443.
- [213] S. Liu, J. Wang, J. Zhu, J. Wang, H. Wang, X. Zhan, The joint toxicity of polyethylene microplastic and phenanthrene to wheat seedlings, *Chemosphere* 282 (2021) 130967.
- [214] G. Xu, Y. Liu, Y. Yu, Effects of polystyrene microplastics on uptake and toxicity of phenanthrene in soybean, *Sci. Total Environ.* 783 (2021) 147016.
- [215] A.A. Horton, L.K. Newbold, A.M. Palacio-Cortes, D.J. Spurgeon, M.G. Pereira, H. Carter, H.S. Gweon, M.G. Vijver, P.M. van Bodegom, M.A. Navarro da Silva, E. Lahive, Accumulation of polybrominated diphenyl ethers and microbiome response in the great pond snail *Lymnaea stagnalis* with exposure to nylon (polyamide) microplastics, *Ecotox. Environ. Safe.* 188 (2020) 109882.
- [216] Y. Li, J. Wang, G. Yang, L. Lu, Y. Zheng, Q. Zhang, X. Zhang, H. Tian, W. Wang, S. Ru, Low level of polystyrene microplastics decreases early developmental toxicity of phenanthrene on marine medaka (*Oryzias melastigma*), *J. Hazard. Mater.* 385 (2020) 121586.
- [217] N. Islam, T. Garcia da Fonseca, J. Vilke, J.M. Gonçalves, P. Pedro, S. Keiter, S.C. Cunha, J.O. Fernandes, M.J. Bebianno, Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) Surface characteristics and biotoxicity of airborne microplastics 163 adsorbed to polyethylene microplastics: accumulation and ecotoxicological effects in the clam *Scrobicularia plana*, *Mar. Environ. Res.* 164 (2021) 105249.
- [218] B. Xu, F. Liu, P.C. Brookes, J. Xu, The sorption kinetics and isotherms of sulfamethoxazole with polyethylene microplastics, *Mar. Pollut. Bull.* 131 (2018) 191–196.
- [219] Y. Huang, J. Ding, G. Zhang, S. Liu, H. Zou, Z. Wang, W. Zhu, J. Geng, Interactive effects of microplastics and selected pharmaceuticals on red tilapia: role of microplastic aging, *Sci. Total Environ.* 752 (2021) 142256.

- [220] J. Mars'ic-Lucic, J. Lus'ic, P. Tutman, D. Bojanic Varezić, J. S'iljic, J. Pribudic, Levels of trace metals on microplastic particles in beach sediments of the island of Vis, Adriatic Sea, Croatia, *Mar. Pollut. Bull.* 137 (2018) 231–236.
- [221] M.J. Nematollahi, F. Zarei, B. Keshavarzi, M. Zarei, F. Moore, R. Busquets, F.J. Kelly, Microplastic occurrence in settled indoor dust in schools, *Sci. Total Environ.* 807 (2022) 150984.
- [222] M.C. Vedolin, C.Y.S. Teophilo, A. Turra, R.C.L. Figueira, Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics, *Mar. Pollut. Bull.* 129 (2018) 487–493.
- [223] L.G.A. Barboza, L.R. Vieira, L. Guilhermino, Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*): changes in behavioural responses and reduction of swimming velocity and resistance time, *Environ. Pollut.* 236 (2018) 1014–1019.
- [224] E. Sikdokur, M. Belivermis, N. Sezer, M. Pekmez, O.K. Bulan, O. K. € ilic, Effects of microplastics and mercury on manila clam *Ruditapes philippinarum*: feeding rate, immunomodulation, histopathology and oxidative stress, *Environ. Pollut.* 262 (2020) 114247.
- [225] D. Santos, L. Felix, A. Luzio, S. Parra, J. Bellas, S.M. Monteiro, Single and combined acute and subchronic toxic effects of microplastics and copper in zebrafish (*Danio rerio*) early life stages, *Chemosphere* 277 (2021) 130262.
- [226] W. Yan, N. Hamid, S. Deng, P.-P. Jia, D.-S. Pei, Individual and combined toxicogenetic effects of microplastics and heavy metals (cd, pb, and Zn) perturb gut microbiota homeostasis and gonadal development in marine medaka (*Oryzias melastigma*), *J. Hazard. Mater.* 397 (2020) 122795.
- [227] L. Wang, Y. Gao, W. Jiang, J. Chen, Y. Chen, X. Zhang, G. Wang, Microplastics with cadmium inhibit the growth of *Vallisneria natans* (Lour.) Haral rather than reduce cadmium toxicity, *Chemosphere* 266 (2021) 128979.
- [228] F. Wang, X. Wang, N. Song, Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment, *Sci. Total Environ.* 784 (2021) 147133.
- [229] D. Kim, Y. Chae, Y.-J. An, Mixture toxicity of nickel and microplastics with different functional groups on *Daphnia magna*, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 12852–12858.
- [230] R. Dong, R. Liu, Y. Xu, W. Liu, L. Wang, X. Liang, Q. Huang, Y. Sun, Single and joint toxicity of polymethyl methacrylate microplastics and as (V) on rapeseed (*Brassica campestris* L.), *Chemosphere* (2021) 133066.
- [231] J. Ding, Y. Huang, S. Liu, S. Zhang, H. Zou, Z. Wang, W. Zhu, J. Geng, Toxicological effects of nano- and micro-polystyrene plastics on red tilapia: are larger plastic particles more harmless? *J. Hazard. Mater.* 396 (2020) 122693.

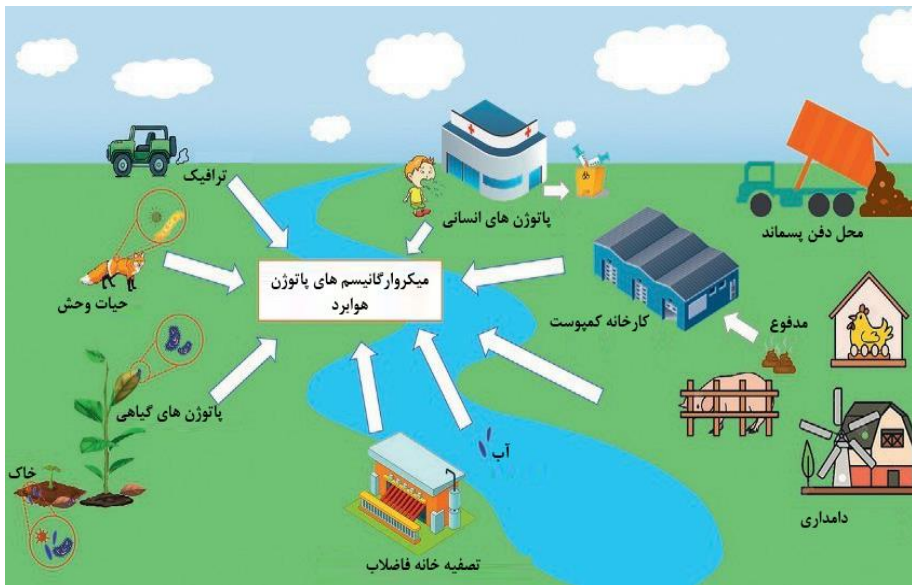


### تعامل بین ذرات هوابرد (میکروپلاستیک‌ها) و میکروارگانسیم‌های پاتوژن

#### ۱. مقدمه

ذرات هوابرد، ذراتی هستند که در هوا معلق بوده و به دو دسته آئروسول‌های زیستی و غیرزیستی تقسیم می‌شوند [۱]. میکروارگانسیم‌ها به عنوان اجزای مهم آئروسول‌های زیستی در اتمسفر وجود دارند [۲]. در مقایسه با سایر منابع میکروارگانسیم‌های معلق در هوا، نظیر خاک، آب‌های سطحی یا دریایی و پوشش گیاهی، اتمسفر محیطی چالش برانگیز برای بقای این میکروارگانسیم‌ها به شمار می‌رود. این محیط نه تنها از نظر رطوبت و منابع غذایی فقیر است، بلکه در معرض تابش شدید اشعه فرابنفش خورشید قرار دارد و به دلیل جریان‌های هوایی، ظرفیت پراکندگی بالایی دارد که می‌تواند بقای طولانی‌مدت میکروارگانسیم‌ها را دشوار سازد [۲،۳]. با این حال، تعداد زیادی میکروارگانسیم در هوا وجود دارند. با وجود اینکه بیشتر میکروارگانسیم‌ها برای انسان‌ها بیماری‌زا نیستند [۴]، اما میکروارگانسیم‌های بیماری‌زا نیز در هوا وجود دارند؛ برای مثال، ویروس‌های آنفلوآنزا و ویروس‌های کرونا که باعث بیماری‌های

تنفسی می‌شوند و سلامت انسان‌ها و حیوانات را تحت تأثیر قرار می‌دهند. علاوه بر ویروس‌ها، باکتری‌های بیماری‌زا نیز در هوا وجود دارند، مانند *لژیونلا پنوموفیلا*، *مایکوباکتریوم توپیرکلوزیس*، *استافیلوکوکوس اورئوس*، *کلوسترییدیوم دیفیسیل* و ... که می‌توانند باعث بیماری‌های شدید انسانی شوند [۵]. میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا موجود در هوا عمدتاً از خاک، آب، گیاهان، حیوانات و انسان‌ها نشأت می‌گیرند (شکل ۱). میکروارگانیسم‌های حمل شده توسط گیاهان (مانند برگ‌ها) و حیوانات (مانند پوست) می‌توانند تحت شرایط خاص در هوا پخش شوند. تریادو-مارگاریس و همکاران [۶] نمونه‌هایی از بارش‌های جوی را با استفاده از توالی یابی ژن‌های ۱۶S و ۱۸S تجزیه و تحلیل کردند که در آن‌ها پاتوژن‌ها (هم باکتری‌ها و هم قارچ‌ها) از انسان‌ها، گیاهان و حیوانات یافت شدند. تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و محل‌های دفن زباله به عنوان منابع مهم ذخیره و انتشار میکروارگانیسم‌های معلق در هوا شناسایی شده‌اند [۷]. آلودگی هوای میکروبی ناشی از دامداری، به ویژه فضولات حیوانات (شامل کارخانه‌های کمپوست تجاری و محل‌های تصفیه فضولات)، جدی است [۸-۱۰]. بار باکتریایی در هوا به دلیل افزایش فعالیت‌های انسانی مانند کشاورزی، دامداری، احتراق زیست توده و حمل و نقل جاده‌ای، به طور مداوم در حال افزایش است [۱۱].



شکل ۱. منابع اصلی میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا موجود در هوا بر روی ذرات.

ذرات معلق غیرزیستی ( $PM^{1}$ ) عمدتاً از احتراق سوخت‌های فسیلی، گازهای خروجی وسایل نقلیه و گرد و غبار صنایع ناشی می‌شوند و عمدتاً از مواد معدنی (مانند کربن سیاه، فلزات سنگین)، گوگرد، اکسیدها، ترکیبات آلی (مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای، میکروپلاستیک‌ها) تشکیل شده‌اند. میکروارگانیسم‌های معلق در هوا به ندرت به صورت منفرد وجود دارند. ذرات معلق غیرزیستی حاملان اصلی میکروارگانیسم‌های معلق در هوا هستند؛ باکتری‌ها و ویروس‌های بیماری‌زا می‌توانند به ذرات معلق هوا متصل شده و همراه با این حامل‌ها در جو جابه‌جا شوند.

میکروپلاستیک‌ها، که به ذرات پلاستیکی با اندازه‌ای کمتر از ۵ میلی‌متر اطلاق می‌شود، به طور گسترده‌ای در محیط‌های آبی و خشکی یافت می‌شوند. به دلیل مساحت سطح ویژه بالا و خاصیت آبریزی، میکروپلاستیک‌ها برای انباشت آلاینده‌ها (مانند فلزات سنگین و آنتی‌بیوتیک‌ها) و کلونی‌سازی میکروارگانیسم‌ها مناسب هستند. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند میکروارگانیسم‌ها را در اکوسیستم‌های آبی جذب کرده و "پلاستیسفر" تشکیل دهند [۱۲]. علاوه بر ایجاد زیستگاه میکروبی جدید، میکروپلاستیک‌ها به عنوان حاملانی برای انتقال مواد شیمیایی مضر و میکروارگانیسم‌ها نیز عمل می‌کنند [۱۳، ۱۴]. بررسی‌های سمیت‌شناسی و مسیرهای متابولیکی جوامع باکتریایی روی میکروپلاستیک‌ها، آب سطحی و رسوبات نشان داد که باکتری‌های بالقوه بیماری‌زا (مانند *Sordomonas* و *Basilus*) به طور قابل توجهی بیشتر بر سطح میکروپلاستیک‌ها حضور دارند تا در محیط‌های پیرامونی [۱۵]. مطالعات نشان داده‌اند که بیوفیلم‌های تشکیل شده روی میکروپلاستیک‌ها محیط مناسبی برای تجمع و رشد برخی از باکتری‌های بیماری‌زا مانند *Pseudomonas monteilii* و *Pseudomonas mendocina* فراهم می‌کنند. این یافته‌ها حاکی از آن است که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند موجب افزایش حضور باکتری‌های فرصت طلب انسانی در محیط شوند [۱۶]. میکروپلاستیک‌ها به دلیل اندازه کوچک و چگالی کم، به راحتی توسط باد، جریان‌های هوا یا امواج وارد اتمسفر می‌شوند [۱۷]. میکروپلاستیک‌هایی که وارد اتمسفر می‌شوند، می‌توانند مسافت‌های طولانی را در اتمسفر طی کنند و در مناطق شهری، مناطق دورافتاده، اقیانوس‌ها و ... مشاهده شوند [۱۸-۲۲]. اخیراً، وجود میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق اتمسفر، توجه زیادی را به خود جلب کرده است [۲۳]. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، به عنوان بستری منحصر به فرد، می‌توانند میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا را جذب کنند. سطح میکروپلاستیک‌های رسوب کرده از اتمسفر

در نواحی ساحلی دالیان<sup>۱</sup> دارای نشانه‌های بارزی از فرسایش، از جمله ایجاد منافذ، ترک‌ها و شیارها است. در این نواحی، تجمع میکروارگانیسم‌ها و تشکیل بیوفیلم نیز به‌وضوح مشاهده شده است [۱۷].

## ۲. تحلیل میکروارگانیسم‌های پاتوژن معلق در هوا

تحقیقات کنونی در مورد تحلیل میکروارگانیسم‌های معلق در هوا، بر ترکیب جوامع میکروبی تمرکز دارند. روش‌های شناسایی مختلفی برای انواع گوناگون میکروارگانیسم‌های معلق در هوا استفاده می‌شوند. روش‌های متداول مانند PCR کمی (qPCR) می‌توانند برای تعیین کمیت گونه‌های خاص باکتریایی و قارچ‌های معلق در هوا به کار روند [۲۴]. برای طبقه بندی باکتری‌های معلق در هوا در نمونه‌های ذرات معلق (PM)، توالی یابی ژن 16S rRNA در پلتفرم Illumina MiSeq، پس از استخراج DNA و تکثیر PCR، انجام می‌شود [۵،۲۵،۲۶]. برای شناسایی بهتر باکتری‌های بیماری‌زا، توالی‌های ژن 16S rRNA پس از کنترل کیفیت، با پایگاه داده "Human Pathogen Database" مقایسه می‌شوند [۲۵]. توالی یابی ژن 16S rRNA همچنین می‌تواند در تحلیل آرکئاباکتری‌ها مورد استفاده قرار گیرد [۲۷].

اگرچه توالی یابی ژن 16S rRNA ابزاری مؤثر برای شناسایی باکتری‌های معلق در هوا به شمار می‌رود، اما در برخی موارد توانایی آن در تفکیک و طبقه‌بندی باکتری‌ها تا سطح گونه محدود است. توالی یابی متاژنومیک این مشکل را به طور مؤثری حل می‌کند و می‌تواند برای تحلیل باکتری‌های معلق در هوا به کار رود [۲۸،۲۹]. جستجو در پایگاه داده Microbial Genome برای شناسایی گونه‌های آنوتیت شده MetaPhlan می‌تواند به شناسایی بیشتر پاتوژن‌ها کمک کند [۳۰]. جامعه قارچی معلق در هوا می‌تواند با استفاده از پلتفرم Illumina MiSeq و پرایمرهای خاص قارچی که ناحیه فضاهای ترانسکریپت داخلی<sup>۱</sup> (ITS1) ژن زیر واحد بزرگ rRNA را هدف قرار می‌دهند، تحلیل شود [۳۱،۳۲].

به طور خلاصه، نمونه‌های جمع‌آوری شده پس از استخراج DNA، PCR، خالص سازی و تعیین کمیت محصول، نهایتاً بر روی پلتفرم Illumina MiSeq به صورت دوطرفه توالی یابی می‌شوند [۳۲]. سپس توالی‌های ITS قارچی با پایگاه داده Unite مقایسه می‌شوند [۳۳] یا از تحلیل metastats استفاده می‌شود [۳۲].

۱- دالیان یک شهر ساحلی زیبا در ترکیه است که به خاطر سواحل شگفت‌انگیز و لاک‌پشت‌های نادرش شهرت دارد.

تجمعات ویروسی در هوا شایع هستند، اما غلظت ویروس‌های معلق در هوا بسیار کم است [۳۴]. ویروس‌های معلق در هوا می‌توانند از طریق روش‌های کشت یا تکنیک‌های مبتنی بر اسید نوکلئیک اندازه‌گیری شوند [۴]، اما این روش‌ها فقط برای ویروس‌های هدف خاص معتبر هستند و میزان کل ویروس‌ها را اندازه‌گیری می‌کنند. برای ویروس‌های زنده، روش‌های کشت مانند آزمایش پلاک و دوز عفونت کشت بافتی ۵۰ درصد (TCID<sub>50</sub>) انجام می‌شوند [۳۵]. PCR و RT-PCR (معکوس) می‌توانند به ترتیب برای شناسایی مقادیر اندک DNA و RNA ویروس‌های معلق در هوا استفاده شوند [۳۶، ۳۷]. از نظر تئوری، ویروس‌های معلق در هوا را می‌توان با استفاده از آزمون‌های ایمنولوژیکی مورد بررسی قرار داد [۴]. هر روش تحلیلی برای میکروارگانیسم‌های معلق در هوا محدودیت‌های خاص خود را دارد و روش‌های کنونی برای مطالعه باکتری‌ها، قارچ‌ها و آرکئاباکتری‌های معلق در هوا معمولاً پیشرفته‌تر از روش‌های مطالعه ویروس‌های معلق در هوا هستند. اگر میکروارگانیسم‌های موجود در میکروپلاستیک‌های معلق در هوا نیاز به تحلیل داشته باشند، بررسی نحوه جداسازی آن‌ها از سایر ذرات معلق در هوا ارزشمند است.

### ۳. منبع، ترکیب و عوامل مؤثر بر میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک در هوا

#### ۳-۱. ترکیب میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک معلق در هوا

میکروارگانیسم‌ها ارتباط نزدیکی با انسان‌ها دارند و تحقیقات نشان داده‌اند که میکروارگانیسم‌ها عملکرد ایمنی بدن انسان را تنظیم کرده و در فعالیت‌های متابولیکی شرکت می‌کنند [۳۸]. با توسعه شهرنشینی و صنعتی شدن، محیط زندگی و سبک زندگی مردم تغییرات زیادی کرده است و ساختار و تنوع جوامع میکروبی سطح بدن انسان و داخل بدن در پاسخ به تغییرات محیط خارجی، دچار تغییراتی شده است.

بسیاری از بیماری‌هایی که به دلیل اختلالات سیستم ایمنی به وجود می‌آیند، عمدتاً به تغییرات در جوامع میکروبی بدن انسان نسبت داده شده‌اند [۳۹]. میکروارگانیسم‌های معلق در هوا عمدتاً شامل باکتری‌ها، قارچ‌ها، اکتینومیست‌ها، ویروس‌ها، گرده‌ها و آرکئاباکتری‌ها هستند [۴۰]. ترکیب میکروارگانیسم‌های معلق در هوا در محیط‌های مختلف به طور قابل توجهی متفاوت است، اما معمولاً باکتری‌ها و قارچ‌ها غالب هستند [۴۱].



گونه‌های میکروبی قابل استنشاق تنها شامل میکروارگانیسم‌های بی‌ضرر نیستند، بلکه انواع مختلف پاتوژن‌های مضر برای انسان‌ها مانند باکتری‌ها، قارچ‌ها و ویروس‌ها را نیز شامل می‌شوند [۲۸، ۴۲-۴۴]. استنشاق پاتوژن‌های معلق در هوا باعث عفونت‌های تنفسی می‌شود. *اشریشیا کلی*، *سودوموناس فلورسنس*، *لژیونلا پنوموفیلا*، *استافیلوکوکوس اپیدرمیدیس*، *استافیلوکوکوس اورئوس*، *میکروکوکوس لوتئوس* و *مایکوباکتریوم* از جمله باکتری‌های بیماری‌زای شایع در هوا هستند [۴۳]. بیشتر پاتوژن‌های باکتریایی معلق در هوا، متعلق به جنس‌های *آسیتوباکتر*، *سودوموناس*، *استافیلوکوکوس*، *انتروکوکوس*، *استرپتوکوکوس*، *باسیلوس*، *باکترئیدها*، *بورخولدريا* و *ویبریو* هستند [۴۵، ۴۶]. علاوه بر این، از میان جنس‌های قارچی با خاصیت آلرژی‌زایی یا بیماری‌زایی، *کلادوسپوریوم*، *آسپرژیلوس* و *پنی‌سیلیوم* با بیشترین فراوانی شناسایی شدند [۳۳، ۴۷-۴۹]. علاوه بر این، ویروس آنفولانزا و آدنوویروس‌ها نیز از دیگر پاتوژن‌های متداول در هوا هستند [۵۰، ۵۱]. هنگامی که میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا وارد بدن می‌شوند، واکنش‌های التهابی متعددی ایجاد می‌کنند که به نوبه خود سلامت انسان را تهدید می‌کنند. به عنوان مثال، میکروارگانیسم‌های بیماری‌زای معلق در هوا (مانند *سودوموناس فلورسنس*) منبع اصلی آلرژن‌ها برای بیماری‌های تنفسی آلرژیک هستند [۵۲]. *لژیونلا پنوموفیلا*، *استافیلوکوکوس اورئوس*، *مایکوباکتریوم اورئوس* و ویروس سرخک باعث عفونت‌زایی و آلرژی‌زایی می‌شوند [۵۳]. علاوه بر این، ممکن است در ترکیب و غلظت میکروارگانیسم‌های بیماری‌زای معلق هوا در محیط‌های مختلف تفاوت‌هایی وجود داشته باشد. تنوع و فراوانی نسبی پاتوژن‌های باکتریایی در نزدیکی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و بیمارستان‌ها بیشتر از سایر مناطق است [۵۴، ۵۵]. علاوه بر این، لی و همکاران [۴۵] دریافتند که هرچه میزان شهرنشینی بیشتر باشد، نسبت پاتوژن‌های باکتریایی به کل باکتری‌ها بیشتر است و انواع پاتوژن‌های باکتریایی متنوع‌تر می‌شوند.

### ۲-۳. عوامل مؤثر بر میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک معلق در هوا

گونه‌ها، جمعیت و فعالیت میکروارگانیسم‌ها در هوا ثابت نیست و تحت تأثیر عوامل متعددی مانند فرآیندهای طبیعی (طوفان‌های گرد و غبار بیابانی، فوران‌های آتشفشانی و ...)، فعالیت‌های انسانی (تولید صنعتی، دفع زباله، کشاورزی و ...)، عوامل فیزیکی (اندازه ذرات، غلظت و ...) و عوامل هواشناسی (دما، رطوبت، سرعت باد، شدت نور و ...) قرار دارد. طوفان‌های گرد و غبار بیابانی می‌توانند بر انتقال میکروارگانیسم‌ها در مسافت‌های طولانی تأثیر بگذارند. آن و همکاران [۵۶] دریافتند که فراوانی باکتری‌ها در ذرات معلق در هوا در

مدت طوفان‌های گرد و غبار به طور قابل توجهی افزایش یافته است. در همین حال، جون و همکاران [۵۷] نشان دادند که سطح جمعیت‌های باکتریایی هوا در مدت طوفان‌های ماسه‌ای و گرد و غبار با مقادیر ذرات معلق کل (TSP<sup>۱</sup>) و ذرات معلق با اندازه ۱۰ میکرون (PM<sub>10</sub>) همبستگی مثبت و معناداری داشت.

عوامل هواشناسی می‌توانند ساختار جامعه میکروبی موجود هوا را تحت تأثیر قرار دهند. دما می‌تواند بر بار جوامع باکتریایی روی ذرات اثر بگذارد. لی و همکاران [۵۸] دریافتند که غلظت میکروارگانیسم‌های موجود در هوا با افزایش دما افزایش می‌یابد. علاوه بر این، وانگ و همکاران [۵۹] نشان دادند که دما، دی‌اکسید گوگرد و دی‌اکسید نیتروژن از عوامل کلیدی تأثیرگذار بر ساختار جوامع میکروبی هستند. همچنین نشان داده شد که رطوبت نسبی بالاتر می‌تواند به رشد میکروارگانیسم‌ها کمک کند [۴۳].

PM می‌تواند به عنوان منبع انرژی، حامل و پناهگاه برای میکروارگانیسم‌های معلق در هوا عمل کند. فراوانی نسبی باکتری‌ها و باکتری‌های بیماری‌زا با غلظت PM و آلاینده‌های هوا همبستگی مثبت نشان دادند [۶۰]. اندازه PM نیز بر فراوانی و ترکیب باکتری‌ها در هوا اثر می‌گذارد. در یک شهر صنعتی واقع در استان جیانگ سو چین، ساختار جامعه باکتریایی موجود در ذرات معلق کوچک‌تر، از نظر تنوع و فراوانی، غنی‌تر از آن در ذرات معلق بزرگ‌تر گزارش شد [۶۱]. در محیط مرغداری‌ها، بیشترین فراوانی باکتری‌های معلق در هوا در ذرات معلق با اندازه بین ۱/۲ تا ۷/۴ میکرون مشاهده شد [۵۸]. علاوه بر این، فراوانی باکتری‌های بیماری‌زا در نمونه‌های PM<sub>10</sub> از نمونه‌های ذرات معلق با اندازه ۲/۵ میکرون (PM<sub>2.5</sub>) و TSP از پشت بام یک ساختمان در هانگژو، چین، کمتر بود [۵]. باکتری‌های بیماری‌زاى فرصت طلب نیز در PM<sub>2.5</sub> نسبت به PM<sub>10</sub> در شیان، چین، بیشتر بودند [۶۳]. با این حال، لیو و همکاران [۵] دریافتند که ترکیب جوامع باکتریایی کل و نسبت باکتری‌های بیماری‌زا در نمونه‌های PM<sub>10</sub> با نمونه‌های PM<sub>2.5</sub> و TSP متفاوت بود. فراوانی نسبی جنس *Firmicutes* در نمونه‌های PM<sub>10</sub>، ۲/۱۵ برابر بیشتر از نمونه‌های PM<sub>2.5</sub> و ۱/۷۱ برابر بیشتر از نمونه‌های TSP بود [۵]. همچنین فراوانی *Firmicutes* در نمونه‌های PM<sub>10</sub> بیشتر از نمونه‌های PM<sub>2.5</sub> در مدیترانه شرقی بود [۶۲].

PM عامل اصلی تأثیرگذار بر نسبت باکتری‌های بیماری‌زای فرصت طلب معلق در هوا بودند و آلاینده‌های هوا (ذرات معلق، دی‌اکسید گوگرد، اکسیدهای نیتروژن، مونوکسید کربن و ازون) نسبت به عوامل هواشناسی (رطوبت نسبی، دما و سرعت باد) اثر بیشتری بر نسبت باکتری‌های بیماری‌زای فرصت طلب داشتند [۶۳]. تحلیل شباهت‌ها نشان داد که اندازه ذرات و سطح کیفیت هوا اثر قابل توجهی بر ترکیب جامعه قارچی معلق در هوا دارند، در حالی که تحلیل همبستگی کانونی نشان داد که دما، دی‌اکسید نیتروژن، PM<sub>10</sub>، دی‌اکسید گوگرد، مونوکسید کربن و رطوبت نسبی از عوامل مهمی هستند که ترکیب جامعه قارچی معلق در هوا را تعیین می‌کنند [۳۲].

#### ۴. تعامل بین PM (میکروپلاستیک‌ها) و میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک

##### ۴-۱. PM (میکروپلاستیک‌ها) به عنوان حامل‌های میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک

تعداد کمی از میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا به صورت منفرد وجود دارند. بیشتر میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا در هوا به صورت چسبیده به ذرات معلق هستند. میکروپلاستیک‌ها، به عنوان ذرات معلق نوظهور در هوا، ممکن است حامل‌های میکروارگانیسم‌های پاتوژن باشند. اگرچه مطالعات انجام شده در خصوص حضور میکروارگانیسم‌های پاتوژن بر روی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا هنوز محدود است، اما به نظر منطقی می‌رسد که این ذرات پلاستیکی بتوانند میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا را جذب کرده و در نهایت منجر به تشکیل "پلاستیسفر" در محیط هوایی شوند. پلاستیک‌ها به دلیل ویژگی‌های شیمیایی پایدار و مقاومت در برابر تجزیه، بستر مناسبی برای تسهیل مهاجرت و انتقال میکروارگانیسم‌ها فراهم می‌کنند. به عنوان یک پناهگاه، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا نه تنها مواد مغذی را برای میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا فراهم می‌کنند، بلکه آن‌ها را از آسیب تابش فرابنفش محافظت می‌کنند. تو و همکاران [۱۷] ساختار جامعه و ویژگی‌های عملکردی بیوفیلم‌های روی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات جوی از منطقه ساحلی دالیان در تابستان و پاییز را بررسی کردند و پروتئوباکتیریا، سیانوباکتیریا و اکتینوباکتیریا به عنوان جوامع باکتریایی غالب شناسایی شدند. نتایج پیش بینی عملکرد ژن‌ها نشان داد که ژن‌های عملکردی مرتبط با بیماری‌های انسانی در بیوفیلم‌های اپی‌فیتیک میکروپلاستیک‌های جوی وجود دارند [۱۷]. ویروس کرونا از نوع سندرم حاد تنفسی ۲ (SARS-CoV-2) ممکن است به میکروپلاستیک‌های معلق در هوا متصل شود. فراوانی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و

SARS-CoV-2 در TSP در ناحیه اطراف بزرگترین مرکز پزشکی در آمریکای لاتین تجزیه و تحلیل شد و نتایج نشان داد که مقدار کل میکروپلاستیک‌ها به طور مثبت با تعیین کمیت ژن پوششی SARS-CoV-2 همبستگی داشت، که نشان می‌دهد آئروسول‌های SARS-CoV-2 ممکن است به میکروپلاستیک‌ها متصل شوند و ورود ویروس به بدن انسان را تسهیل کنند [۶۴].

میکروپلاستیک‌های هوابرد توسط باد حمل می‌شوند و انتقال طولانی مدت آن‌ها تحت تأثیر عوامل جوی مانند سرعت باد، رطوبت، فشار و ... قرار دارد [۶۵]. مطالعات نشان داده‌اند که انتقال جوی، علاوه بر تخلیه‌های رودخانه‌ای و ساحلی، یکی از مسیرهای مهم انتقال میکروپلاستیک‌ها از زمین به محیط دریایی است [۲۱، ۲۲، ۶۵، ۶۶]. با تجزیه و تحلیل میکروپلاستیک‌ها در ذرات معلق جوی در ۲۱ مسیر نمونه برداری از مصب رودخانه مروارید تا دریای جنوبی چین و سپس به اقیانوس شرقی هند، وانگ و همکاران [۶۵] نشان دادند که میکروپلاستیک‌ها از طریق اتمسفر به مسافت‌های طولانی، بیش از ۱۰۰۰ کیلومتر، منتقل می‌شوند. بر اساس برآورد ها، ۱/۲۱ تن میکروپلاستیک معلق در هوا از منابع زمینی به محیط دریایی منتقل می‌شود که در آن الیاف میکروپلاستیک، غالب بودند [۲۱]. انتقال جوی میکروپلاستیک‌ها می‌تواند میکروارگانیسم‌های بیماری‌زای چسبیده به سطح آن‌ها را نیز گسترش دهد [۶۶] که این فرآیند بسیار سریع‌تر از سایر مسیرها مانند رواناب‌ها و جریان‌های دریایی است. علاوه بر این، انتقال جوی میکروپلاستیک‌ها می‌تواند میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا را به مناطق دورتر (مناطق قطب و کوه‌های بلند) منتقل کند. از طرفی، محیط‌های دریایی نیز منبعی برای میکروپلاستیک‌های معلق در هوا هستند. براهنی و همکاران [۱۹] پیشنهاد کردند که ورود ریزکره‌های پلاستیکی از سطح آب دریا می‌تواند تحت شرایط آشفته با آئروسول سازی اتفاق بیفتد و سپس به مناطق دوردست زمینی منتقل شوند. بنابراین، میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا با منشأ دریایی می‌توانند از طریق چسبیدن به میکروپلاستیک‌ها به خشکی منتقل شوند. انتقال طولانی مدت میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا می‌تواند پیامدهای غیرمنتظره بیشتری برای اکوسیستم‌ها ایجاد کند. علاوه بر این، باکتری‌های بیماری‌زای معلق در هوا تحمل بیشتری نسبت به انواع غیربیماری‌زا دارند که این امر به آن‌ها این توانایی را می‌دهد که انتقال طولانی مدت داشته باشند [۲۵]. علاوه بر انتقال در مسافت‌های طولانی، میکروارگانیسم‌های بیماری‌زایی که به میکروپلاستیک‌های معلق در هوا چسبیده اند، ممکن است مستقیماً به ریه‌های انسان‌ها منتقل شوند و مکانیسم‌های دفاعی را دور بزنند و پتانسیل

ایجاد عفونت را به ویژه در نواحی ضعیف که قبلاً از سمیت ذرات رنج می‌برند، ایجاد کنند [۶۷].

## ۴-۲. آسیب‌های احتمالی ذرات معلق (میکروپلاستیک‌ها) به میکروارگانیسم‌های پاتوژنیک

میکروپلاستیک‌ها اثرات منفی بالقوه‌ای بر سلامت انسان دارند. بیماری‌های میکروپلاستیک‌ها ممکن است تا حدی به مونومرها و افزودنی‌های باقی‌مانده، واسطه‌های تجزیه و POPS نسبت داده شود [۶۷]. فلزات سنگین چسبیده به میکروپلاستیک‌ها نیز اثرات منفی بر سلامت انسان را افزایش می‌دهند. به دلیل پلیمریزاسیون ناقص، مونومرها و افزودنی‌هایی مانند فتالات‌ها و بیسفنول A ممکن است از ماتریس پلیمری آزاد شوند. میکروپلاستیک‌ها همچنین ممکن است اثر منفی بر میکروارگانیسم‌های مستقر بر روی خود داشته باشند. سمیت میکروپلاستیک‌ها برای میکروارگانیسم‌ها مانند ریزجلیک‌ها در محیط‌های آبی به طور قابل توجهی مطالعه شده است [۶۸]. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند بر رشد میکروارگانیسم‌ها اثر بگذارند و در بیشتر موارد، اثر بازدارنده‌ای نشان داده شده است [۶۸-۷۲]. با این حال، در برخی موارد، میکروپلاستیک‌ها اثری بر رشد میکروارگانیسم‌ها نخواهند داشت یا حتی ممکن است رشد آن‌ها را تقویت کنند [۷۳-۷۵]. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند بر فتوسنتز میکروارگانیسم‌ها نیز اثر بگذارند و برای برخی سلول‌های منفرد در محیط‌های آبی اثر داشته باشند [۶۸]. اگرچه هنوز مشخص نیست که آیا میکروپلاستیک‌ها برای میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا سمی هستند یا خیر، اما نشان داده شده است که باکتری‌های بیماری‌زا نسبت به سموم معلق در هوا مقاوم‌تر از سایر باکتری‌ها هستند [۷۶].

PAHs از جمله ترکیبات شیمیایی سمی محسوب می‌شوند که به‌طور گسترده در محیط اتمسفر حضور دارند. این ترکیبات که دارای ویژگی‌های سرطان‌زایی، تراژوژنی (ایجاد نقص جنین) و جهش‌زایی هستند، در صورت اتصال به ذرات معلق مانند میکروپلاستیک‌ها، می‌توانند اثرات زیان‌باری بر میکروارگانیسم‌های معلق در هوا داشته باشند. ترکیبات شیمیایی ذرات معلق در هوا (مانند یون‌های نیترات) اکسیدان‌های قوی هستند و اثرات سمی بر میکروارگانیسم‌ها دارند [۷۷]. فلزات سنگین موجود در PM سمیت بیولوژیکی قابل توجهی دارند. یون‌های محلول در آب موجود در PM همچنین می‌توانند نوع و فراوانی ژن‌های

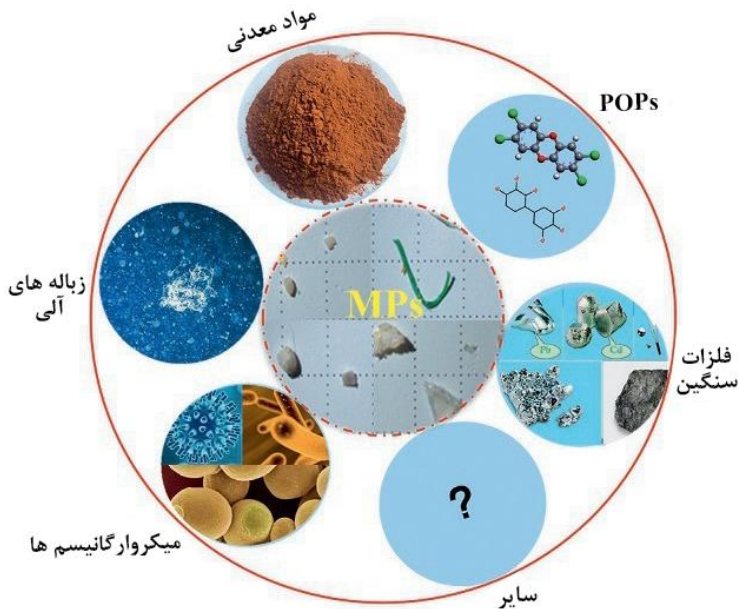
مقاومت به آنتی‌بیوتیک (ARGs)<sup>۱</sup> در باکتری‌ها را با اختلال در متابولیسم آن‌ها تحت تأثیر قرار دهند [۷۸]. وی [۷۹] تفاوت ساختار جامعه میکروبی را در روزهای مه‌آلود و روزهای غیر مه‌آلود در PM<sub>2.5</sub> مورد تجزیه و تحلیل قرار داد و دریافت که فراوانی باکتری‌های بیماری‌زای مرتبط با بیماری‌های تنفسی در روزهای مه‌آلود به طور قابل توجهی افزایش یافته است و باکتری‌های گرم منفی نسبت به PAHs مقاوم‌تر از باکتری‌های گرم مثبت هستند. تجزیه و تحلیل عملکردی جامعه میکروبی نشان داد که هیدروکسیلاسیون حلقه آروماتیک باعث شد میکروارگانیسم‌ها تحمل بیشتری نسبت به هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای PAHs متصل به قطر کمتر از PM<sub>2.5</sub> تنها به طور مستقیم بر جوامع میزبان ژن‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک (ARGs) تأثیر می‌گذارند، بلکه از طریق تسهیل انتقال افقی این ژن‌ها توسط عناصر ژنتیکی قابل انتقال، موجب تسریع انتقال و گسترش ARGs بین میکروارگانیسم‌ها می‌شوند؛ در نتیجه، مقاومت کلی میکروارگانیسم‌ها به آنتی‌بیوتیک افزایش می‌یابد [۷۹].

#### ۳-۴. اثر ذرات معلق (میکروپلاستیک‌ها) بر بیماری‌زایی میکروارگانیسم‌ها

میکروپلاستیک‌ها بستر مناسبی برای استقرار و رشد میکروارگانیسم‌ها فراهم می‌کنند. بررسی‌ها نشان داده‌اند که جوامع باکتریایی مستقر بر سطح میکروپلاستیک‌ها از پایداری، بیماری‌زایی و تحمل بالایی نسبت به شرایط استرس‌زا برخوردار بوده و شاخص بیماری‌زایی بالقوه‌ی آن‌ها نسبت به محیط‌های پیرامونی بیشتر است [۱۵]. ذرات معلق (میکروپلاستیک‌ها) نه تنها میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا، بلکه انواع مختلفی از مواد آلی و غیرآلی را نیز حمل می‌کنند (شکل ۲). تعامل بین ذرات ویروسی و مواد آلی و غیرآلی متصل به ذرات معلق ممکن است بر پایداری ویروس‌ها اثر بگذارد [۸۰]. به عنوان مثال، حضور یون‌های آهن محلول در ذرات معلق می‌تواند فرآیند تشکیل تجمعات ویروسی را تحت تأثیر قرار دهد [۳۴] که این امر منجر به تأثیر بر پایداری ذرات ویروسی در محیط اتمسفر می‌شود [۸۰]. علاوه بر این، مواد آلی طبیعی موجود بر روی ذرات معلق می‌توانند از غیرفعال‌سازی حرارتی ویروس‌ها جلوگیری کرده و پایداری آن‌ها را در محیط افزایش دهند [۸۱]. ذرات معلق (میکروپلاستیک‌ها) ممکن است باعث افزایش مقاومت باکتری‌ها به آنتی‌بیوتیک‌ها شوند. استفاده بیش از حد و نادرست از آنتی‌بیوتیک‌ها منجر به شیوع گسترده ARGs و باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک (ARB)<sup>۲</sup>

1. Antibiotic Resistance Genes  
2. Antibiotic Resistant Bacteria

در نمونه‌های ذرات معلق شده است [۸۲-۸۴]، به ویژه در ذرات معلق موجود در اطراف مزارع دامداری، این مسئله به طور چشمگیری مشاهده شده است. مطالعات قبلی نشان داده‌اند که ARGs در ذرات معلق می‌توانند از طریق انتقال افقی ژن (HGT<sup>۱</sup>) به باکتری‌های مختلف وارد شوند، که این امر منجر به تولید بیشتر باکتری‌های مقاوم به آنتی بیوتیک می‌شود. این وضعیت منجر به پیچیدگی بیشتر در تشخیص و درمان عفونت‌های باکتریایی، کاهش کارایی آنتی‌بیوتیک‌ها و افزایش نرخ عفونت‌های شدید باکتریایی می‌شود [۸۷، ۸۶، ۸۰]. به عنوان ذرات معلق، میکروپلاستیک‌های معلق در هوا نیز ممکن است باعث افزایش مقاومت به آنتی‌بیوتیک‌ها در باکتری‌ها شوند.



شکل ۲. مواد متصل به میکروپلاستیک‌های موجود در هوا.

میکروپلاستیک‌ها به عنوان حامل مناسبی برای پاتوژن‌ها و ARGs در خاک، تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، شیرابه‌های محل دفن زباله و محیط‌های آبی شناخته شده‌اند [۱۴]. بر اساس گزارشات، غلظت باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک روی سطح میکروپلاستیک‌ها بین ۱۰۰ تا ۵۰۰۰ برابر بیشتر از غلظت آن‌ها در آب‌های اطراف است [۸۸]. پاتوژن‌های باکتریایی مانند

فلاوویداکتریوم، کرایزوتوباکتریوم، سودوموناس موتیلی و سودوموناس مندوسینا نیز روی میکروپلاستیک‌ها غنی شده‌اند [۱۶، ۸۹]. HGT به عنوان عامل اصلی گسترش مقاومت باکتریایی در نظر گرفته می‌شود [۹۰]. در طی انتقال هوابرد میکروپلاستیک‌ها، ژن‌های مقاوم به آنتی بیوتیک که بر روی این ذرات معلق در هوا غنی شده اند، ممکن است از طریق عناصر ژنتیکی متحرک نظیر پلاسمیدها، اینترون‌ها<sup>۱</sup> و ترانسپوزون‌ها<sup>۲</sup> منتقل شوند. این فرایند می‌تواند به گسترش و انتشار مقاومت آنتی بیوتیکی در میان باکتری‌ها منجر شده [۹۱] و حتی به ظهور «سوپر باکتری‌ها» بینجامد [۹۲].

علاوه بر این، فلزات جذب شده بر روی میکروپلاستیک‌ها ممکن است غلظت ARGs و مقاومت باکتری‌ها را افزایش دهند. عناصر فلزی خارجی مانند مس (Cu)، روی (Zn)، آنتیموان (Sb)، جیوه (Hg)، سرب (Pb)، مولیبدن (Mo)، آلومینیوم (Al)، منگنز (Mn)، نیکل (Ni)، تیتانیوم (Ti)، کادمیوم (Cd)، کبالت (Co)، کروم (Cr)، کلسیم (Ca)، سیلیسیم (Si) و منیزیم (Mg) در میکروپلاستیک‌های معلق در هوا حضور دارند [۹۳، ۹۴]. یون منیزیم به عنوان یکی از عوامل کلیدی در فعال سازی آنزیم‌های بیوشیمیایی شناخته شده است. شواهد نشان می‌دهند که این یون می‌تواند به طور مثبت بر تنظیم غلظت ARGs در جوامع باکتریایی اثرگذار باشد [۸۰، ۸۲]. مس (Cu) و کروم (Cr) می‌توانند فرآیند HGT که ژن‌های مقاوم به آنتی بیوتیک را در پلاسمیدها حمل می‌کنند، تسهیل کنند [۸۰، ۹۵، ۹۶]. افزون بر این، میکروارگانسیم‌های جذب شده بر سطح میکروپلاستیک‌ها با یکدیگر تعامل برقرار می‌کنند. به عنوان نمونه، ذرات ویروسی از طریق کاهش نرخ تقسیم خود، می‌توانند رشد باکتری‌ها را تسهیل نمایند [۸۰].

از سوی دیگر، همان‌طور که پیش‌تر اشاره شد، میکروپلاستیک‌ها به دلیل مونومرهای باقی‌مانده، مواد افزودنی و دیگر مواد شیمیایی مضر جذب شده می‌توانند اثرات بالقوه‌ای بر سلامت انسان داشته باشند. وجود این مواد می‌تواند باعث افزایش بیماری‌های مزمن میکروارگانسیم‌ها شود. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا موجب بروز بیماری در کارگران صنایع مختلف می‌شوند [۶۷]. به عنوان مثال، استنشاق ایاف مصنوعی در کارخانه‌های تولید

۱- اینترون (Intron) بخش‌هایی از توالی DNA یا RNA در یک ژن هستند.

۲- ترانسپوزون‌ها (Transposons)، که به آن‌ها ژن‌های پرشی (Jumping genes) نیز گفته می‌شود، بخش‌هایی از DNA هستند که می‌توانند از یک مکان به مکان دیگر در ژنوم جابه‌جا شوند.



منسوجات با علائم تنفسی ارتباط دارد. الیاف طبیعی منسوجات مانند کف به دلیل فعالیت بیولوژیکی بالای خود، سمیت بیشتری نسبت به الیاف مصنوعی دارند [۶۷]. علاوه بر الیاف منسوجات، ذرات قابل استنشاق از صنایع پرز و PVC نیز می‌توانند باعث بیماری‌های ریوی شوند. مونومرها، محصولات ناشی از تخریب حرارتی ذرات پلاستیکی و ماهیت تحریک‌کننده و پایدار ذرات پلاستیکی، ممکن است از عوامل ایجاد سمیت میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در صنایع مختلف باشند [۶۷]. همانطور که سانگ و همکاران [۴۳] ذکر کرده اند، گونه‌های مختلفی از میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا در هوا می‌توانند بیماری‌های مختلفی ایجاد کنند. استنشاق میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا همراه با میکروپلاستیک‌های معلق در هوا می‌تواند اثرات مشترکی بر انسان‌ها و حیوانات داشته باشد.

با این حال، اثرات سلامت ناشی از میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا به طور چشمگیری تحت تأثیر توزیع اندازه میکروپلاستیک‌ها قرار می‌گیرد، زیرا میکروپلاستیک‌های قابل استنشاق با قطر آئرودینامیکی کمتر از ۱۰ میکرون می‌توانند در بخش‌های مختلف دستگاه تنفسی رسوب کنند. بنابراین، توصیف دقیق توزیع اندازه میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا بر روی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، هنگام برآورد اثرات مشترک میکروپلاستیک‌ها و پاتوژن‌ها بر انسان‌ها اهمیت دارد. باید توجه شود که با توجه به اینکه مطالعات اندکی در مورد میکروارگانیسم‌های بیماری‌زای حمل شده توسط میکروپلاستیک‌ها در اتمسفر وجود دارد، ارزیابی اثرات سمی ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا دشوار است. همچنین، پتانسیل انتقال طولانی مدت میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا همراه با میکروپلاستیک‌های معلق در هوا نیاز به بررسی‌های بیشتری دارد.

#### ۴-۴. اثرات میکروپلاستیک‌های بیماری‌زای معلق در هوا بر میکروپلاستیک‌ها

علاوه بر مواد معدنی و آلی موجود روی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا، این ذرات می‌توانند به عنوان منبع تغذیه برای رشد و تکثیر میکروارگانیسم‌ها عمل کنند؛ به‌ویژه گروه‌های کربونیل که قادرند به عنوان منبع کربن مورد استفاده قرار گیرند [۶۸]. با وجود اینکه تاکنون تخریب میکروپلاستیک‌های معلق در هوا گزارش نشده است، شواهد نشان می‌دهد که میکروارگانیسم‌ها در آب دریا و رسوبات توانایی تجزیه میکروپلاستیک‌ها، به‌ویژه انواع زیست‌تخریب‌پذیر را دارند. تحلیل میکروسکوپ الکترونی عبوری میکروپلاستیک‌های پلی‌پروپیلن و پلی‌وینیل کلراید که به مدت یک سال در آب‌های ساحلی چین قرار داشتند،

نشان داد که میکروپلاستیک‌ها نشانه‌هایی از تخریب بیولوژیکی توسط میکروارگانیسم‌ها از خود نشان دادند [۹۷]. دو گونه *باسیلوس* که از رسوبات جنگل‌های مانگرو در شبه‌جزیره مالزی جدا شدند، نشان دادند که توانایی قابل توجهی در تخریب میکروپلاستیک‌های پلی‌پروپیلن، پلی‌اتیلن، پلی‌استایرن و پلی‌اتیلن ترفتالات دارند [۹۸]. ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها مانند زبری، آب دوستی، ترکیب شیمیایی و فرسودگی ممکن است از عوامل مهمی باشند که بر تخریب میکروپلاستیک‌ها توسط میکروارگانیسم‌ها تأثیر می‌گذارد [۹۹-۱۰۱]. از طرف دیگر، عوامل محیطی مانند مواد مغذی نیز بر فرآیند تخریب زیستی تأثیر خواهند گذاشت [۶۸]. میکروارگانیسم‌ها همچنین می‌توانند ترکیبات شیمیایی آلی متصل به میکروپلاستیک‌های معلق در هوا را تجزیه کنند. به عنوان مثال، میکروارگانیسم‌ها می‌توانند از آنزیم‌ها برای متابولیزه کردن PAH به عنوان تنها منبع کربن استفاده کنند یا PAH را با سایر مواد آلی متابولیزه کنند. PAH‌های ساده به راحتی توسط میکروارگانیسم‌ها تخریب می‌شوند، PAH‌های چند حلقه‌ای به دلیل وزن مولکولی بالا و ساختار پیچیده خود، تخریب توسط آنزیم‌های دی‌اکسیژناز میکروبی را با دشواری مواجه می‌کنند [۱۰۲]. تابش خورشیدی و فلزات جذب شده بر روی میکروپلاستیک‌ها نیز ممکن است پارامترهای موثر بالقوه‌ای باشند.

## ۵. نتیجه‌گیری و چشم‌اندازها

با توجه به پراکنش گسترده میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی و خاکی، تعامل بین میکروپلاستیک‌ها و میکروارگانیسم‌ها در آب و خاک به صورت جامع مورد بررسی قرار گرفته است. با این حال، مطالعات اندکی در مورد فراوانی و ویژگی‌های میکروارگانیسم‌ها بر روی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا انجام شده است. در این فصل، تعامل بالقوه میان میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و میکروارگانیسم‌ها بر اساس اطلاعات موجود در مورد جامعه میکروبی در محیط‌های آبی و اثر ذرات معلق بر میکروارگانیسم‌های (بیماری‌زا) مورد بحث قرار گرفت. برای دستیابی به درک صحیح و جامع از تعامل میان میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و میکروارگانیسم‌ها، همچنان تحقیقات گسترده‌ای مورد نیاز است:

۱. انجام مطالعات بیشتر در مورد ویژگی‌های میکروپلاستیک‌های هوابرد برای دستیابی به درک جامع‌تری از فراوانی، ویژگی‌ها و عوامل تأثیرگذار بر میکروپلاستیک‌ها.
۲. اطلاعات اندکی در مورد میکروارگانیسم‌های (بیماری‌زا) بر روی میکروپلاستیک‌های هوابرد در دسترس است، بنابراین لازم است جوامع میکروبی موجود بر روی

- میکروپلاستیک‌های معلق در هوا در مناطق مختلف مورد بررسی قرار گیرند و عوامل مؤثر بر استقرار میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا بر روی میکروپلاستیک‌ها مورد بررسی قرار گیرند.
۳. از آنجایی که میکروپلاستیک‌ها و میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا برای انسان خطرناک هستند، بررسی اثرات مشترک میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا بر سلامت انسان حائز اهمیت است.
۴. بررسی اثرات بالقوه PAH، فلزات سنگین و ... بر میکروارگانیسم‌های بیماری‌زای معلق در هوا.
۵. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا مکان مناسبی برای استقرار میکروارگانیسم‌های بیماری‌زا هستند و انتقال هوابرد میکروپلاستیک‌ها ممکن است بر توزیع پاتوژن‌ها تأثیر بگذارد. لازم است توزیع پاتوژن‌ها بر روی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و تأثیر جابجایی جوی میکروپلاستیک‌ها بر توزیع پاتوژن‌ها مورد بررسی قرار گیرد.
۶. ایجاد یک شبکه نظارتی شامل داده‌های میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و پاتوژن‌ها به منظور ارائه مراجع ارزشمند برای جلوگیری از شیوع بیماری‌های تنفسی کشنده.

## منابع

- [1] T. Ruiz-Gil, J.A. Jacquelinne, S. Fujiyoshi, D. Tanaka, J. Noda, F. Maruyama, M.A. Jorquera, Airborne bacterial communities of outdoor environments and their associated influencing factors, *Environ. Int.* 145 (2020) 106156.
- [2] Y. Zhai, X. Li, T. Wang, B. Wang, C. Li, G. Zeng, A review on airborne microorganisms in particulate matters: composition, characteristics and influence factors, *Environ. Int.* 113 (2018) 74–90. Airborne particulates (microplastics) and pathogenic microorganisms 177
- [3] T.J. Henderson, H. Salem, CHAPTER 1: The Atmosphere: Its Developmental History and Contributions to Microbial Evolution and Habitat, *Aerobiology: The Toxicology of Airborne Pathogens and Toxins*, Royal Society of Chemistry, 2016, pp. 1–41.
- [4] J. Bhardwaj, S. Hong, J. Jang, C.H. Han, J. Lee, J. Jang, Recent advancements in the measurement of pathogenic airborne viruses, *J. Hazard. Mater.* 420 (2021) 126574.
- [5] H. Liu, X. Zhang, H. Zhang, X. Yao, M. Zhou, J. Wang, Z. He, H. Zhang, L. Lou, W. Mao, P. Zheng, B. Hu, Effect of air pollution on the total bacteria and pathogenic bacteria in different sizes of particulate matter, *Environ. Pollut.* 233 (2018) 483–493.
- [6] X. Triado-Margarit, J. Caliz, E.O. Casamayor, A long-term atmospheric baseline for intercontinental exchange of airborne pathogens, *Environ. Int.* 158 (2022) 106916.
- [7] M. Zhang, J. Zuo, X. Yu, X. Shi, L. Chen, Z. Li, Quantification of multi-antibiotic resistant opportunistic pathogenic bacteria in bioaerosols in and around a pharmaceutical wastewater treatment plant, *J. Environ. Sci.* 72 (2018) 53–63.

- [8] X.L. Gao, M.F. Shao, Y. Luo, Y.F. Dong, F. Ouyang, W.Y. Dong, J. Li, Airborne bacterial contaminations in typical Chinese wet market with live poultry trade, *Sci. Total Environ.* 572 (2016) 681–687.
- [9] M. Gao, Z. Yang, Y. Guo, M. Chen, T. Qiu, X. Sun, X. Wang, The size distribution of airborne bacteria and human pathogenic bacteria in a commercial composting plant, *Front. Environ. Sci. Eng.* 15 (3) (2021) 39.
- [10] G.P. Ko, O.D. Simmons III, C.A. Likirdopulos, L. Worley-Davis, M. Williams, M.D. Sobsey, Investigation of bioaerosols released from swine farms using conventional and alternative waste treatment and management technologies, *Environ. Sci. Technol.* 42 (23) (2008) 8849–8857.
- [11] Y.G. Zhu, M. Gillings, P. Simonet, D. Stekel, S. Banwart, J. Penuelas, Microbial mass movements, *Science* 357 (6356) (2017) 1099–1100.
- [12] E.R. Zettler, T.J. Mincer, L.A. Amaral-Zettler, Life in the “Plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris, *Environ. Sci. Technol.* 47 (2013) 7137–7146.
- [13] K. Kaur, S. Reddy, P. Barathe, U. Oak, V. Shriram, S.S. Kharat, M. Govarthanan, Kumar., V., Microplastic-associated pathogens and antimicrobial resistance in environment, *Chemosphere* 291 (2022) 133005.
- [14] Y. Liu, W. Liu, X. Yang, J. Wang, Y. Yang, Microplastics are a hotspot for antibiotic resistance genes: progress and perspective, *Sci. Total Environ.* 773 (2021) 145643.
- [15] N. Wu, Y. Zhang, Z. Zhao, J. He, W. Li, J. Li, W. Xu, Y. Ma, Z. Niu, Colonization characteristics of bacterial communities on microplastics compared with ambient environments (water and sediment) in Haihe Estuary, *Sci. Total Environ.* 708 (2020) 134876.
- [16] X. Wu, J. Pan, M. Li, Y. Li, M. Bartlam, Y. Wang, Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm, *Water Res.* 165 (2019) 114979.
- [17] C. Tu, Y. Tian, Y. Liu, X. Zhang, Y. Luo, Occurrence of atmospheric (micro) plastics and the characteristics of the plastic associated biofilms in the coastal zone of Dalian in summer and autumn, *Environ. Sci.* 43 (2022) 1821–1828 (in Chinese).
- [18] S. Allen, D. Allen, V.R. Phoenix, G.L. Roux, P.D. Jimenez, A. Simonneau, S. Binet, D. Galop, Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nat. Geosci.* 12 (2019) 339–344.
- [19] J. Brahney, M. Hallerud, E. Heim, M. Hahnenberger, S. Sukumaran, Plastic rain in protected areas of the United States, *Science* 368 (2020) 1257–1260.
- [20] Y. Huang, X. Qing, W. Wang, G. Han, J. Wang, Mini-review on current studies of airborne microplastics: analytical methods, occurrence, sources, fate and potential risk to human beings, *Trends Analyt. Chem.* 125 (2020) 115821.
- [21] K. Liu, T. Wu, X. Wang, Z. Song, C. Zong, N. Wei, D. Li, Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 10612–10619. 178 Yumei Huang et al.
- [22] K. Liu, X. Wang, Z. Song, N. Wei, H. Ye, X. Cong, L. Zhao, Y. Li, L. Qu, L. Zhu, F. Zhang, C. Zong, C. Jiang, D. Li, Global inventory of atmospheric fibrous microplastics input into the ocean: an implication from the indoor origin, *J. Hazard. Mater.* 400 (2020) 123223.

- [23] J.M. Levermore, T. Smith, F.J. Kelly, S.L. Wright, Detection of microplastics in ambient particulate matter using Raman spectral imaging and chemometric analysis, *Anal. Chem.* 92 (13) (2020) 8732–8740.
- [24] D. Hospodsky, N. Yamamoto, J. Peccia, Accuracy, precision, and method detection limits of quantitative PCR for airborne bacteria and fungi, *Appl. Environ. Microbiol.* 76 (21) (2010) 7004–7012.
- [25] Z. Hu, H. Liu, H. Zhang, X. Zhang, M. Zhou, L. Lou, P. Zheng, C. Xi, B. Hu, Temporal discrepancy of airborne total bacteria and pathogenic bacteria between day and night, *Environ. Res.* 186 (2020) 109540.
- [26] R.L. Yu, S.K. Wang, X.L. Wu, L. Shen, Y.D. Liu, J.K. Li, G.Z. Qin, W.M. Zeng, Community structure variation associated with airborne particulate matter at central south of China during hazy and nonhazy days, *Atmos. Pollut. Res.* 10 (5) (2019) 1536–1542.
- [27] J. Wehking, D.A. Pickersgill, R.M. Bowers, D. Teschner, U. Poschl, J. Frohlich-Nowoisky, V.R. Despres, Community composition and seasonal changes of archaea in coarse and fine air particulate matter, *Biogeosciences* 15 (13) (2018) 4205–4214.
- [28] C. Cao, W. Jiang, B. Wang, J. Fang, J. Lang, G. Tian, J. Jiang, T.F. Zhu, Inhalable microorganisms in Beijing's PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> pollutants during a severe smog event, *Environ. Sci. Technol.* 48 (3) (2014) 1499–1507.
- [29] W. Jiang, P. Liang, B. Wang, J. Fang, J. Lang, G. Tian, J. Jiang, T.F. Zhu, Optimized DNA extraction and metagenomic sequencing of airborne microbial communities, *Nat. Protoc.* 10 (5) (2015) 768–779.
- [30] N. Qin, P. Liang, C. Wu, G. Wang, Q. Xu, X. Xiong, T. Wang, M. Zolfo, N. Segata, H. Qin, R. Knight, J.A. Gilbert, T.F. Zhu, Longitudinal survey of microbiome associated with particulate matter in a megacity, *Genome Biol.* 21 (1) (2020) 55.
- [31] P. Pollegioni, C. Mattioni, M. Ristorini, D. Occhiuto, S. Canepari, M.V. Korneykova, O. Gavrichkova, Diversity and source of airborne microbial communities at differential polluted sites of Rome, *Atmosphere* 13 (2) (2022).
- [32] D. Yan, T. Zhang, J. Su, L.L. Zhao, H. Wang, X.M. Fang, Y.Q. Zhang, H.Y. Liu, L.Y. Yu, Diversity and composition of airborne fungal community associated with particulate matters in Beijing during haze and non-haze days, *Front. Microbiol.* 7 (2016) 487.
- [33] D.M. Wu, Y. Zhang, W.W. Qin, Y. Tian, A.G. Li, L.A. Hou, Y.C. Hou, B.Y. Han, T.Q. Wang, J. Xiong, R. Gao, Assessment of seasonal variations in concentration, particle-size distribution, and taxonomic composition of airborne fungi in a courtyard space, *Atmos. Pollut. Res.* 12 (2) (2021) 113–121.
- [34] C.P. Gerba, W.Q. Betancourt, Viral aggregation: impact on virus behavior in the environment, *Environ. Sci. Technol.* 51 (13) (2017) 7318–7325.
- [35] C.B. Brooke, Biological activities of 'noninfectious' influenza A virus particles, *Future Virol.* 9 (2014) 41–51.
- [36] S.K. Bhardwaj, N. Bhardwaj, V. Kumar, D. Bhatt, A. Azzouz, J. Bhaumik, K.H. Kim, A. Deep, Recent progress in nanomaterial-based sensing of airborne viral and bacterial pathogens, *Environ. Int.* 146 (2021) 106183.
- [37] M.D. King, R.E. Lacey, H. Pak, A. Fearing, G. Ramos, T. Baig, B. Smith, A. Koustova, Assays and enumeration of bioaerosols-traditional approaches to modern practices,

- Aerosol Sci. Tech. 54 (5) (2020) 611–633. Airborne particulates (microplastics) and pathogenic microorganisms 179
- [38] C.A. Lowry, D.G. Smith, P.H. Siebler, D. Schmidt, C.E. Stamper, et al., The microbiota, immunoregulation, and mental health: implications for public health, *Curr. Environ. Health Rep.* 3 (3) (2016) 270–286.
- [39] L.V. Herten, I. Hanski, T. Haahtela, Natural immunity. Biodiversity loss and inflammatory diseases are two global megatrends that might be related, *EMBO Rep.* 12 (11) (2011) 1089–1093.
- [40] L.D. Stetzenbach, M.P. Buttner, P. Cruz, Detection and enumeration of airborne biocontaminants, *Curr. Opin. Biotechnol.* 15 (3) (2004) 170–174.
- [41] T. Maki, M. Kakikawa, F. Kobayashi, M. Yamada, A. Matsuki, H. Hasegawa, Y. Iwasaka, Assessment of composition and origin of airborne bacteria in the free troposphere over Japan, *Atmos. Environ.* 74 (2013) 73–82.
- [42] Y. Qi, Y. Li, W. Xie, R. Lu, F. Mu, W. Bai, S. Du, Temporal-spatial variations of fungal composition in PM<sub>2.5</sub> and source tracking of airborne fungi in mountainous and urban regions, *Sci. Total Environ.* 708 (2020) 135027.
- [43] C.G. Song, J.H. Park, P.M. Lee, M.G. Jung, Survey of airborne microorganisms in an arcade-type traditional market in Anseong, South Korea, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 19 (11) (2022) 6667.
- [44] J. Zhang, Y. Li, E. Xu, L. Jiang, J. Tang, M. Li, et al., Bacterial communities in PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in broiler houses at different broiler growth stages in spring, *Pol. J. Vet. Sci.* 22 (3) (2019) 495–504.
- [45] H. Li, X.Y. Zhou, X.R. Yang, Y.G. Zhu, Y.W. Hong, J.Q. Su, Spatial and seasonal variation of the airborne microbiome in a rapidly developing city of China, *Sci. Total Environ.* 665 (2019) 61–68.
- [46] C. Xu, M. Wei, J. Chen, C. Zhu, J. Li, X. Xu, et al., Profile of inhalable bacteria in PM<sub>2.5</sub> at Mt. Tai, China. Abundance, community, and influence of air mass trajectories, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 168 (2019) 110–119.
- [47] G.F. Bezerra, S.M. Gomes, M.A. Neto Silva, R.M. Santos, W.E. Filho Muniz, Diversity and dynamics of airborne fungi in São Luis, State of Maranhão, Brazil, *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.* 47 (1) (2014) 69–73.
- [48] P. Kumari, C. Woo, N. Yamamoto, H.L. Choi, Variations in abundance, diversity and community composition of airborne fungi in swine houses across seasons, *Sci. Rep-UK* 6 (2016) 37929.
- [49] A. Sepahvand, M. Shams-Ghahfarokhi, A. Allameh, M. Razzaghi-Abyaneh, Diversity and distribution patterns of airborne microfungi in indoor and outdoor hospital environments in Khorramabad, Southwest Iran, *Jundishapur J. Micro.* 6 (2) (2013) 186–192.
- [50] T.C. Hsiao, P.C. Cheng, K.H. Chi, H.Y. Wang, S.Y. Pan, C. Kao, Y.L. Lee, H.P. Kuo, K.F. Chung, H.C. Chuang, Interactions of chemical components in ambient PM<sub>2.5</sub> with influenza viruses, *J. Hazard Mater.* 423 (Pt. B) (2022) 127243.

- [51] K.W. Moon, E.H. Huh, H.C. Jeong, Seasonal evaluation of bioaerosols from indoor air of residential apartments within the metropolitan area in South Korea, *Environ. Monit. Assess.* 186 (4) (2014) 2111–2120.
- [52] V. Silano, J. Baviera, C. Bolognesi, P.S. Cocconcelli, R. Crebelli, D.M. Gott, et al., Safety evaluation of the food enzyme  $\alpha$ -amylase from the genetically modified *Pseudomonas fluorescens* strain BD15754, *EFSA J.* 18 (3) (2020) e06043.
- [53] L. Falzone, G. Gattuso, C. Lombardo, G. Lupo, C.M. Grillo, D.A. Spandidos, M. Libra, M. Salmeri, Droplet digital PCR for the detection and monitoring of legionella pneumophila, *Int. J. Mol. Med.* 46 (5) (2020) 1777–1782.
- [54] G. Bearman, S. Munoz-Price, D.J. Morgan, R.K. Murthy, *Infection Prevention: New Perspectives and Controversies*, Springer, 2017.
- [55] X.L. Gao, M.F. Shao, Q. Wang, L.T. Wang, W.Y. Fang, F. Ouyang, J. Li, Airborne microbial communities in the atmospheric environment of urban hospitals in China, *J. Hazard. Mater.* 349 (2018) 10–17. 180 Yumei Huang et al.
- [56] S. An, H.H. Sin, M.S. DuBow, Modification of atmospheric sand-associated bacterial communities during Asian sandstorms in China and South Korea, *Heredity* 114 (5) (2015) 460–467.
- [57] E.M. Jeon, H.J. Kim, K. Jung, J.H. Kim, M.Y. Kim, Y.P. Kim, J.-O. Ka, Impact of Asian dust events on airborne bacterial community assessed by molecular analyses, *Atmos. Environ.* 45 (25) (2011) 4313–4321.
- [58] Z. Li, W. Zheng, Y. Wang, B. Li, Y. Wang, Spatiotemporal variations in the association between particulate matter and airborne bacteria based on the size-resolved respiratory tract deposition in concentrated layer feeding operations, *Environ. Int.* 150 (2021) 106413.
- [59] S. Wang, W. Liu, J. Li, H. Sun, Y. Qian, L. Ding, et al., Seasonal variation characteristics of Bacteria and Fungi in PM<sub>2.5</sub> in typical basin cities of Xi'an and Linfen, China, *Atmosphere* 12 (7) (2021) 809.
- [60] S. Zhong, L. Zhang, X. Jiang, P. Gao, Comparison of chemical composition and airborne bacterial community structure in PM<sub>2.5</sub> during haze and non-haze days in the winter in Guilin, China, *Sci. Total Environ.* 655 (2019) 202–210.
- [61] X. Yuan, G. Li, W. Yang, D. Li, Distribution characteristics of microbial community structure in atmospheric particulates of the typical industrial city in Jiangsu province, China, *Bioengineered* 12 (1) (2021) 615–626.
- [62] P.N. Polymenakou, M. Mandalakis, E.G. Stephanou, A. Tselepidis, Particle size distribution of airborne microorganisms and pathogens during an intense African dust event in the eastern Mediterranean, *Environ. Health Perspect* 116 (2008) 292–296.
- [63] C. Fan, Y. Li, P. Liu, F. Mu, Z. Xie, R. Lu, Y. Qi, B. Wang, C. Jin, Characteristics of airborne opportunistic pathogenic bacteria during autumn and winter in Xi'an, China, *Sci. Total Environ.* 672 (2019) 834–845.
- [64] L.F. Amato-Lourenc\_o, N.S.X. Costa, K.C. Dantas, L.S. Galvao, F.N. Moralles, S.C.F.S. Lombardi, A.M. Junior, J.A.L. Lindoso, R.A. Ando, F.G. Lima, R. Carvalho-Oliveira, T. Mauad, Airborne microplastics and SARS-CoV-2 in total suspended particles in the area surrounding the largest medical Centre in Latin America, *Environ. Pollut.* 292 (2022) 118299.

- [65] X. Wang, C. Li, K. Liu, L. Zhu, D. Li, Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source, *J. Hazard. Mater.* 389 (2020) 121846.
- [66] M. Trainic, J.M. Flores, I. Pinkas, M.L. Pedrotti, F. Lombard, G. Bourdin, G. Gorsky, E. Boss, Y. Rudich, A. Rudich, I. Koren, Author correction: airborne microplastic particles detected in the remote marine atmosphere, *Commun. Earth Environ.* 2 (2021) 49.
- [67] J.C. Prata, Airborne microplastics: consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234 (2018) 115–126.
- [68] X. Qiu, Z. Qi, Z. Ouyang, P. Liu, X. Guo, Interactions between microplastics and microorganisms in the environment: modes of action and influencing factors, *Gondw. Res.* 108 (2022) 102–119.
- [69] Q. Chen, Y. Li, B. Li, Is color a matter of concern during microplastic exposure to *Scenedesmus obliquus* and *Daphnia magna*? *J. Hazard. Mater.* 383 (2020) 121224.
- [70] S. Seena, D. Graca, A. Bartels, J. Cornut, Does nanosized plastic affect aquatic fungal litter decomposition? *Fungal Ecol.* 39 (2019) 388–392.
- [71] Y. Xiao, X. Jiang, Y. Liao, W. Zhao, P. Zhao, M. Li, Adverse physiological and molecular level effects of polystyrene microplastics on freshwater microalgae, *Chemosphere* 255 (2020) 126914.
- [72] T. Zhao, L. Tan, X. Zhu, W. Huang, J. Wang, Size-dependent oxidative stress effect of nano/micro-scaled polystyrene on *Karenia mikimotoi*, *Mar. Pollut. Bull.* 154 (2020) 111074. Airborne particulates (microplastics) and pathogenic microorganisms 181
- [73] Y. Chae, D. Kim, Y.J. An, Effects of micro-sized polyethylene spheres on the marine microalga *Dunaliella salina*: focusing on the algal cell to plastic particle size ratio, *Aquat. Toxicol.* 216 (2019) 105296.
- [74] F. Lagarde, O. Olivier, M. Zanella, P. Daniel, S. Hiard, A. Caruso, Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type, *Environ. Pollut.* 215 (2016) 331–339.
- [75] M. Seoane, C. Gonzalez-Fernandez, P. Soudant, A. Huvet, M. Esperanza, A. Cid, I. Paul-Pont, Polystyrene microbeads modulate the energy metabolism of the marine diatom *Chaetoceros neogracile*, *Environ. Pollut.* 251 (2019) 363–371.
- [76] K.Y. Lee, B.J. Lee, Structure, biology, and therapeutic application of toxin–antitoxin systems in pathogenic bacteria, *Toxins* 8 (10) (2016) 305.
- [77] B. Lighthart, Mini-review of the concentration variations found in the alfresco atmospheric bacterial populations, *Aerobiologia* 16 (1) (2000) 7–16.
- [78] I. Gandolfi, V. Bertolini, G. Bestetti, et al., Spatio-temporal variability of airborne bacterial communities and their correlation with particulate matter chemical composition across two urban areas, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99 (11) (2015) 4867–4877.
- [79] Y. Wei, Bacterial Community Response to Major Environmental Pollution in PM2.5 During Heating Period in Taiyuan, Thesis for Master’s degree, Shanxi University, 2020.
- [80] J. Wang, H.M. Li, X.B. Deng, Toxicity of inhalable microorganisms attached to PM2.5, *Asian J. Ecotoxicol.* 16 (3) (2021) 66–77 (in Chinese).



- [81] P. Waldman, F.S. Lucas, G. Varrault, L. Moulin, S. Wurtzer, Hydrophobic organic matter promotes coxsackievirus B5 stabilization and protection from heat, *Food Environ. Virol.* 12 (2020) 118–129.
- [82] J.L. Hu, F.Z. Zhao, X.X. Zhang, M. Li, Metagenomic profiling of ARGs in airborne particulate matters during a severe smog event, *Sci. Total Environ.* 615 (2018) 1332–1340.
- [83] J. Li, L.T. Zhou, X.Y. Zhang, Bioaerosol emissions and detection of airborne antibiotic resistance genes from a wastewater treatment plant, *Atmos. Environ.* 124 (2016) 404–412.
- [84] J. Li, J.J. Cao, Y.G. Zhu, Q.L. Chen, F. Shen, Y. Wu, Global survey of antibiotic resistance genes in air, *Environ. Sci. Technol.* 52 (19) (2018) 10975–10984.
- [85] Y. Zhang, Y. Zheng, Z. Zhu, Y. Chen, H. Dong, Dispersion of antibiotic resistance genes (ARGs) from stored swine manure biogas digestate to the atmosphere, *Sci. Total Environ.* 761 (22) (2021) 144108.
- [86] Y.G. Zhu, Y. Zhao, B. Li, C.L. Huang, S.Y. Zhang, S. Yu, T. Zhang, M.R. Gillings, J.Q. Su, Continental-scale pollution of estuaries with antibiotic resistance genes, *Nat. Microbiol.* 2 (2017) 16270.
- [87] S.B. Levy, G.B. FitzGerald, A.B. Maccone, Spread of antibiotic-resistant plasmids from chicken to chicken and from chicken to man, *Nature* 260 (5546) (1976) 40–42.
- [88] Y.X. Zhang, J. Lu, J. Wu, J.H. Wang, Y.M. Luo, Potential risks of microplastics combined with superbugs: enrichment of antibiotic resistant bacteria on the surface of microplastics in mariculture system, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 187 (2020) 109852.
- [89] M. Gong, G. Yang, L. Zhuang, E.Y. Zeng, Microbial biofilm formation and community structure on low-density polyethylene microparticles in lake water microcosms, *Environ. Pollut.* 252 (2019) 94–102.
- [90] C. Stevenson, J.P.J. Hall, E. Harrison, et al., Gene mobility promotes the spread of resistance in bacterial populations, *ISME J.* 11 (8) (2017) 1930–1932.
- [91] X. Wu, G. Shi, Y. Wang, Microplastics influence the spread and horizontal gene transfer of antibiotic resistance genes, *China Environ. Sci.* 21 (2022) 1–14 (in Chinese).
- [92] J. Wang, X. Qin, J. Guo, et al., Evidence of selective enrichment of bacterial assemblages and antibiotic resistant genes by microplastics in urban rivers, *Water Res.* 183 (2020) 116113. 182 Yumei Huang et al.
- [93] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, H. Delshab, N. Soltani, A. Sorooshian, Investigation of microrubbers, microplastics and heavy metals in street dust: a study in Bushehr city, Iran, *Environ. Earth Sci.* 76 (23) (2017) 798.
- [94] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, A. Turner, F.J. Kelly, A.O. Dominguez, N. Jaafarzadeh, Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran, *Environ. Pollut.* 244 (2019) 153–164.
- [95] C.W. Knapp, S.M. McCluskey, B.K. Singh, et al., Antibiotic resistance gene abundances correlate with metal and geochemical conditions in archived Scottish soils, *Plos. One* 6 (11) (2011) e27300.
- [96] Q. Wang, L. Liu, Z.L. Hou, et al., Heavy metal copper accelerates the conjugative transfer of antibiotic resistance genes in freshwater microcosms, *Sci. Total Environ.* 717 (2020) 137055.

- [97] X. Xu, S. Wang, F. Gao, J. Li, Marine microplastic-associated bacterial community succession in response to geography, exposure time, and plastic type in China's coastal seawaters, *Mar. Pollut. Bull.* 145 (2019) 278–286.
- [98] H.S. Auta, C.U. Emenike, S.H. Fauziah, Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in peninsular Malaysia for microplastic degradation, *Environ. Pollut.* 231 (2017) 1552–1559.
- [99] A. Mercier, K. Gravouil, W. Aucher, S. Brosset-Vincent, L. Kadri, J. Colas, D. Bouchon, T. Ferreira, Fate of eight different polymers under uncontrolled composting conditions: relationships between deterioration, biofilm formation, and the material surface properties, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 1988–1997.
- [100] S.Y. Park, C.G. Kim, Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site, *Chemosphere* 222 (2019) 527–533.
- [101] E. Syranidou, K. Karkanorachaki, F. Amorotti, M. Franchini, E. Repouskou, M. Kaliva, M. Vamvakaki, B. Kolvenbach, F. Fava, P.F.X. Corvini, N. Kalogerakis, Biodegradation of weathered polystyrene films in seawater microcosms, *Sci. Rep-UK* 7 (2017) 17991.
- [102] J. Seo, Y. Keum, Q.X. Li, Bacterial degradation of aromatic compounds, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 6 (2009) 278–309.



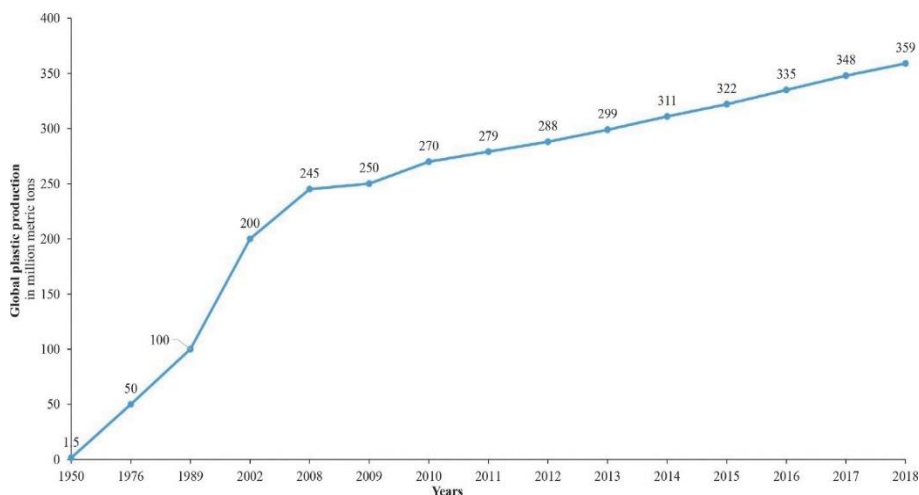
## فصل ۸

### اثرات میکروپلاستیک‌های هوابرد بر سلامت انسان

#### ۱. مقدمه

پلاستیک‌ها پلیمرهایی با وزن مولکولی بالا هستند که نقش مهمی در زندگی و کار انسان‌ها ایفا می‌کنند. به دلیل ویژگی‌هایی نظیر دوام بالا، وزن سبک، مقاومت در برابر خوردگی، شکل‌پذیری مناسب و هزینه تولید پایین، پلاستیک‌ها نقش بسزایی در تسهیل زندگی مدرن ایفا کرده و به یکی از مواد اولیه ضروری در جوامع امروزی بدل شده‌اند [۱]. در سال ۲۰۱۸ [۲]، تولید پلاستیک در جهان تقریباً به ۳۶۰ میلیون تن رسید که در زندگی روزمره، ساخت‌وساز، صنعت خودروسازی، الکترونیک، کشاورزی، صنعت پزشکی و سایر صنایع استفاده می‌شود (شکل ۱). با وجود قابلیت استفاده مجدد و بازیافت بسیاری از محصولات پلاستیکی، حجم قابل توجهی از پلاستیک‌ها پس از مصرف به زباله تبدیل می‌شوند. به عنوان مثال، سالانه بیش از ۸۰ درصد از پلاستیک‌های یکبار مصرف تولید شده دور انداخته یا سوزانده می‌شوند که به ۹۰ میلیون تن می‌رسد [۲]. تخمین زده شده است که سالانه حداقل ۱۰ درصد

از پلاستیک‌های تولید شده وارد اقیانوس‌ها می‌شوند [۳]. آلودگی‌های پلاستیکی در محیط‌های گوناگون پراکنده‌اند و به عنوان تهدیدی بلند مدت برای سلامت اکوسیستم‌ها محسوب می‌شوند. قطعات پلاستیکی بزرگ تحت تأثیر تابش UV، فرسایش، هوا و فرآیندهای دمایی، می‌توانند به ذرات کوچکتر تبدیل شوند [۴،۵]. این ذرات پلاستیکی می‌توانند بر اساس اندازه به گروه‌های مختلفی تقسیم شوند، از جمله ماکروپلاستیک‌ها (< ۲۵ میلی‌متر)، پلاستیک‌های میانه (۵-۲۵ میلی‌متر)، میکروپلاستیک‌ها (۰.۰۱-۵۰ میلی‌متر) و نانوپلاستیک‌ها (> ۱ میکرون) [۶،۷]. در دهه گذشته، ذرات پلاستیکی ریز، میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها، به موضوع مهمی تبدیل شده‌اند [۸،۹]. با وجود اینکه نانوپلاستیک‌ها در مقایسه با میکروپلاستیک‌ها فراوانی بیشتری در محیط‌های مختلف دارند، اما به دلیل اندازه بسیار کوچک آن‌ها، جمع‌آوری و تحلیل دقیق‌شان با چالش‌های قابل توجهی مواجه است [۱۰]. تاکنون، تحقیقات موجود در مورد ذرات پلاستیکی کوچک عمدتاً بر میکروپلاستیک‌ها متمرکز بوده است. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند بر اساس منبع به دو دسته اولیه و ثانویه تقسیم شوند [۱۱،۱]. میکروپلاستیک‌های اولیه پلاستیک‌هایی هستند که عمدتاً با اندازه میکرو ساخته شده‌اند، مانند میکروبیدها و گلوله‌های رزینی [۴]. این ذرات ریز معمولاً به منظور کاربرد در حوزه‌های پزشکی، محصولات صنعتی و مواد شوینده خانگی مانند شوینده‌های دست و صورت، خمیردندان، همچنین در ترکیب برخی روغن‌ها، گازها و داروها به کار می‌روند [۱۲،۱۳]. میکروپلاستیک‌های ثانویه از شکست قطعات بزرگتر پلاستیکی به وجود می‌آیند. ذراتی که اندازه آن‌ها کمتر از ۵ میلی‌متر است، منبع دیگری از میکروپلاستیک‌ها در محیط هستند. اندازه، شکل، رنگ و ترکیب شیمیایی چهار ویژگی اصلی میکروپلاستیک‌ها هستند. در مطالعات مختلف، میکروپلاستیک‌ها بر اساس اندازه به گروه‌های مختلفی تقسیم می‌شوند. شکل میکروپلاستیک‌ها با منشأ آن‌ها ارتباط دارند. میکروپلاستیک‌ها در محیط به اشکال مختلفی ظاهر می‌شوند، از جمله الیاف، قطعات، فیلم، فوم، دانه و گلوله [۱۴،۱۵]. رنگ میکروپلاستیک‌ها برگرفته از رنگ محصولات پلاستیکی اولیه‌ای است که از آن‌ها منشأ گرفته‌اند. رنگ‌های قرمز، مشکی، سفید، شفاف، سبز، آبی و بنفش از رنگ‌های رایج میکروپلاستیک‌ها هستند. پلیمرهای معمول میکروپلاستیک‌ها شامل پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌استایرن (PS)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌وینیل کلراید (PVC)، پلی‌آمید (PA، نایلون‌ها) و پلی‌کربنات (PC) و ... هستند [۱۶].

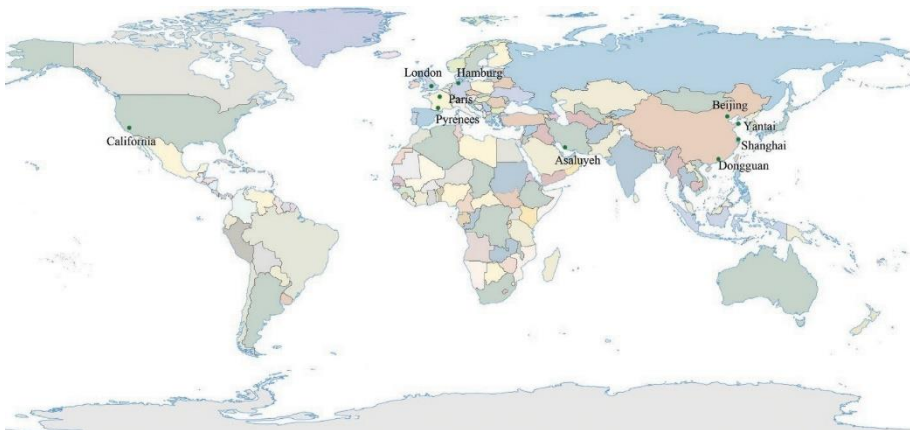


شکل ۱. تولید جهانی پلاستیک از سال ۱۹۵۰ تا ۲۰۱۸ (بر حسب میلیون تن).

میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های زمینی (سواحل، مناطق ساحلی و خاک) و سیستم‌های آبی (دریاها، رودخانه‌ها و دریاچه‌ها) شناسایی شده‌اند [۱۷-۱۹]. بسیاری از تحقیقات انجام شده بر روی شناسایی میکروپلاستیک‌ها بر محیط‌های دریایی از جمله آب دریا، رسوبات و موجودات زنده در آن متمرکز بوده است. داده‌های تمامی این مطالعات نشان می‌دهد که حضور گسترده میکروپلاستیک‌ها به یک آلودگی زیست محیطی جدی تبدیل شده است [۲۱، ۲۰]. با توجه به انتشار گسترده و اندازه کوچک میکروپلاستیک‌ها، این ذرات ممکن است به صورت ناخواسته توسط موجودات آبی نظیر زئوپلانکتون‌ها، ماهی‌ها، میگوها، لاک‌پشت‌ها و نهنگ‌ها بلعیده شوند [۲۲-۲۷]. انباشت میکروپلاستیک‌ها در موجودات باعث اثرات منفی مانند پاسخ‌های التهابی، کاهش نرخ رشد و ظرفیت تولیدمثل می‌شود [۲۸-۳۰]. مطالعات بسیاری گزارش کرده‌اند که میکروارگانیزم‌ها، فلزات سنگین و مواد شیمیایی سمی مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs)، مواد شیمیایی آلی آگریز (HOC) و بی‌فنیل‌های پلی‌کلره (PCBs) می‌توانند به سطح میکروپلاستیک‌ها جذب و در آن‌ها تجمع یابند [۳۱-۳۳]. این آلودگی‌ها می‌توانند از طریق میکروپلاستیک‌ها به بافت‌ها منتقل شده و اثرات سمی خود را در موجودات افزایش دهند. شناسایی میکروپلاستیک‌ها در بافت‌های حیوانات نگرانی جهانی را برانگیخته است. قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها از طریق نوشیدن آب و زنجیره‌های غذایی ممکن است تهدیدی جدی برای سلامت انسان باشد که هنوز به طور کامل روشن نشده است [۳۴، ۳۵].

میکروپلاستیک‌های هوابرد نسبت به میکروپلاستیک‌های موجود در سایر محیط‌ها می‌توانند اثر مستقیمی بر سلامت انسان داشته باشند، زیرا قابلیت استنشاق دارند. میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و آلاینده‌های جذب شده می‌توانند به سیستم تنفسی برسند و خطراتی برای سلامت انسان ایجاد کنند [۳۶،۳۷]. اخیراً، اثرات بالقوه منفی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا و آلاینده‌های چسبیده به آن‌ها بر سلامت انسان، توجه گسترده‌ای را به خود جلب کرده است. با این حال، تحقیقات در زمینه میکروپلاستیک‌های هوابرد محدود است و این تحقیقات تنها در برخی مناطق انجام شده است (شکل ۲) [۳۸]. غلظت و ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها مورد بررسی و تحلیل قرار گرفته است، اما ارتباط آن‌ها با میکروپلاستیک‌های موجود در سایر محیط‌ها و میزان تهدید آن‌ها برای سلامت انسان هنوز به‌طور کامل مشخص نشده است. علاوه بر این، نبود پروتکل‌های استاندارد برای نمونه‌برداری جوی، استخراج، شناسایی و کمی‌سازی میکروپلاستیک‌ها مانع از انجام تحقیقات بیشتر و مقایسه غلظت میکروپلاستیک‌ها با دیگر مطالعات می‌شود [۳۹،۴۰].

برای درک بهتر اطلاعات موجود درباره میکروپلاستیک‌های جوی، این فصل خلاصه‌ای از یافته‌های تحقیقاتی کنونی را ارائه می‌دهد که شامل (۱) روش‌های ارزیابی و شناسایی میکروپلاستیک‌های هوابرد، (۲) فراوانی، ویژگی‌ها شامل اندازه، شکل، رنگ و ترکیب شیمیایی، منبع و سرنوشت آن‌ها، (۳) خطرات بالقوه انسانی ناشی از میکروپلاستیک‌های هوابرد و آلاینده‌های چسبیده به آن‌ها، (۴) محدودیت‌های مطالعات کنونی و پیشنهادات برای تحقیقات آینده می‌باشد.

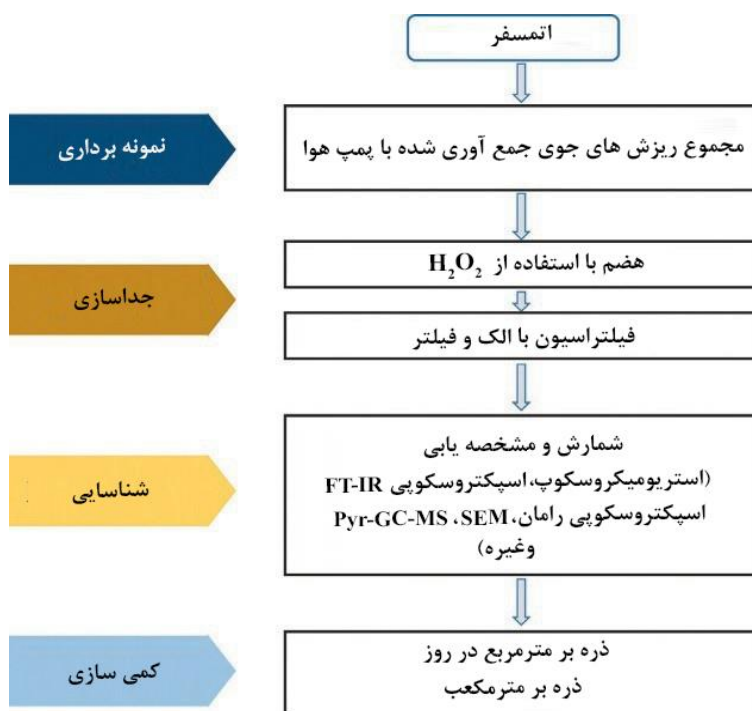


شکل ۲. نمایش نقشه برداری شده از مطالعات میکروپلاستیک اتمسفر که تا به امروز منتشر شده است.

## ۲. روش‌های آنالیز میکروپلاستیک‌های هوابرد

### ۲-۱. جمع‌آوری نمونه‌ها

در مطالعات شناسایی میکروپلاستیک‌های هوابرد معمولاً دو روش برای جمع‌آوری ذرات میکروپلاستیک به کار می‌روند (شکل ۳) [۱۰،۴۱،۴۲]. اولین روش، جمع‌آوری رسوبات کلی هوا است که به آن روش نمونه برداری غیرفعال نیز گفته می‌شود. رسوبات کلی هوا شامل میکروپلاستیک‌ها، با استفاده از نمونه‌گیرهای غیرفعال جمع‌آوری می‌شود. تجهیزات این روش شامل یک کیف برای عبور ذرات و یک بطری برای ذخیره ذرات و آب باران است. همچنین یک دستگاه ثابت‌کننده مانند جعبه مات نیز ضروری است [۴۳،۴۴]. برای جمع‌آوری میکروپلاستیک‌های هوابرد معمولاً سیستم نمونه برداری غیرفعال استفاده می‌شود زیرا به راحتی قابل تهیه و استفاده هستند. این روش برای جمع‌آوری رسوبات جوی در مدت زمان طولانی بدون وقفه یا در مناطق دورافتاده بدون دسترسی به برق نیز مناسب است [۴۵]. پس از جمع‌آوری، میکروپلاستیک‌ها برای تحلیل‌های بیشتر استخراج می‌شوند.



شکل ۳. نمودار جریان فرآیندهای تحلیلی برای آنالیز میکروپلاستیک‌های هوابرد.



روش دوم، روش نمونه برداری فعال است که در آن هوا پمپاژ شده و فیلتر می‌شود تا ذرات معلق در هوا جمع‌آوری شوند [۴۶،۴۲]. این روش در دهه گذشته با موفقیت در چندین مطالعه برای شناسایی آلاینده‌های جوی، مانند  $PM_{10}$ ،  $PM_{2.5}$ ، آلاینده‌های آلی پایدار و فلزات سنگین به کار رفته است.

سیستم پمپاژ فعال شامل یک پمپ برای پمپاژ هوا به داخل یا خارج و یک لوله قابل تعویض همراه با فیلتر برای جمع‌آوری ذرات فیلتر شده جوی است [۴۷،۴۲]. این روش، تکنیک مؤثری برای جمع‌آوری میکروپلاستیک‌های هوابرد به شمار می‌آید. در مقایسه با روش غیرفعال، نمونه برداری فعال به یک پمپ و جریان برق نیاز دارد که این امر کاربرد آن را در مناطق کوهستانی دورافتاده تحت تأثیر قرار می‌دهد. مزیت روش فعال این است که می‌تواند ذرات معلق را به سرعت نمونه برداری کند [۳۸]. علاوه بر این، روش‌های نمونه برداری فعال با تنظیم ارتفاع نمونه‌برداری و نرخ پمپاژ می‌توانند برای برآورد میزان میکروپلاستیک‌های استنشاقی توسط انسان‌ها مورد استفاده قرار گیرند [۴۸،۴۷].

روش نمونه برداری غیرفعال از رسوبات جوی می‌تواند اطلاعاتی درباره ذرات میکروپلاستیک جوی که روی سطح محل‌های نمونه برداری ته نشین می‌شوند، فراهم کند. روش پمپاژ فعال می‌تواند داده‌هایی در مورد ذرات معلق میکروپلاستیک در هوا فراهم کند. بنابراین، توصیه می‌شود که با ترکیب این دو روش نمونه برداری، تصویری جامع‌تر و دقیق‌تر از آلودگی میکروپلاستیک‌های جوی به دست آید. علاوه بر این، شرایط جوی باید برای تجزیه و تحلیل بیشتر ثبت شوند، زیرا فعالیت‌های جوی به شدت بر فراوانی آلودگی میکروپلاستیک‌های هوابرد تأثیر می‌گذارند [۴۵،۴۳]. همچنین اطلاعات زیر نیز باید ذکر شود: روش‌های نمونه برداری به کار رفته در مطالعات، تاریخ و مدت زمان فرایند نمونه برداری، محل و ارتفاع سایت‌های نمونه برداری. با داشتن این اطلاعات، نتایج می‌توانند با مطالعات مختلف مقایسه شوند.

## ۲-۲. آماده سازی نمونه

اگرچه روش‌های استاندارد و یکسانی برای آماده سازی نمونه‌ها تعیین نشده است، اما دو فرایند در تحقیقات مختلف برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های مختلف به کار رفته‌اند (شکل ۳). نخست، مواد آلی جذب شده روی سطح میکروپلاستیک‌ها باید حذف شوند که برای

جداسازی، شناسایی و ویژگی‌یابی بعدی ضروری است [۴۵،۴۶]. چندین اکسیدکننده ( $H_2O_2$ )، اسید ( $HCl$ ،  $HNO_3$ )، قلیا ( $NaOH$ ،  $KOH$ ) و آنزیم برای حذف مواد آلی به کار گرفته شده‌اند [۴۹]. تاکنون، ذرات میکروپلاستیک هوابرد با محلول پراکسید هیدروژن ( $H_2O_2$ ) و هیپوکلریت سدیم ( $NaClO$ ) برای حذف مواد آلی استفاده شده‌اند [۴۴]. علاوه بر این، فنتون (ترکیبی از  $H_2O_2$  و یون‌های آهن دو ظرفیتی) به عنوان یک روش بهبود یافته برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌ها پیشنهاد شده است که در آینده به یک روش محبوب برای انحلال مواد آلی در مطالعات میکروپلاستیک تبدیل خواهد شد [۵۰].

یکی از رایج‌ترین روش‌ها برای تفکیک میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های محیطی جداسازی بر اساس چگالی است. [۱۰]. در آزمایشگاه، محلول‌های روی کلرید ( $ZnCl_2$ ) با چگالی  $1/6-1/7 g/cm^3$  برای جداسازی نمونه‌های میکروپلاستیک استفاده می‌شوند که موثرترین روش برای جداسازی چندین ذره میکروپلاستیک است [۵۱]. علاوه بر  $ZnCl_2$ ، محلول‌های سدیم کلرید ( $1/2 g/cm^3$ )، سدیم یدید ( $1/8 g/cm^3$ ) و سایر محلول‌های نمکی نیز در مطالعات شناسایی میکروپلاستیک‌ها از سایر محیط‌ها به کار رفته‌اند [۴۹]. در طول فرایند جداسازی، محلول باید به آرامی هم زده شود تا از جذب ذرات ریز یا گرد و غبار بر روی میکروپلاستیک‌ها قبل از ته نشینی جلوگیری شود. علاوه بر این، برای بهبود کارایی استخراج و کاهش آلودگی محیطی، پیشنهاد می‌شود که محلول‌های نمکی بازیافت شده و فرایند استخراج تکرار شود.

## ۲-۳. شناسایی میکروپلاستیک‌ها

معمولاً میکروپلاستیک‌ها از ماتریس آماده شده با روش‌های فیزیکی و شیمیایی شناسایی می‌شوند. ویژگی‌های فیزیکی میکروپلاستیک‌ها، از جمله اندازه، شکل و رنگ، با استفاده از چشم غیرمسلح و یا میکروسکوپ شناسایی می‌شوند. ویژگی‌های شیمیایی مانند ساختارهای شیمیایی، ترکیبات و مواد افزودنی با استفاده از طیف سنجی تبدیل فوریه مادون قرمز (FTIR)، طیف سنجی رامان، میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) و کروماتوگرافی گاز-طیف سنجی جرمی تجزیه‌ای (PyT-GC-MS) انجام می‌شوند (شکل ۳) [۱۰،۳۸].

## ۲-۳-۱. شناسایی بصری

رایج‌ترین و ساده‌ترین روش برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها شناسایی بصری است.

میکروپلاستیک‌ها معمولاً ابتدا توسط میکروسکوپ، مانند استریو میکروسکوپ، مرتب و شناسایی می‌شوند [۴۹]. میکروپلاستیک‌ها بر اساس ویژگی‌هایشان، از جمله رنگ، اندازه و شکل، شناسایی می‌شوند. برای افزایش دقت در شناسایی، رهنمودهایی ارائه شده است که باید با دقت در فرایند شناسایی بصری رعایت شوند: (۱) میکروپلاستیک‌ها هیچ سلول یا ساختار ارگانیکی ندارند، (۲) میکروپلاستیک‌های الیافی معمولاً دارای ضخامت و رنگ یکنواخت در طول خود بوده و ساختاری سه‌بعدی دارند؛ (۳) رنگ میکروپلاستیک‌های قطعه‌ای و فیلمی باید شفاف و یکنواخت باشد، (۴) رنگ یک شاخص مهم برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها است و ذرات سفید و شفاف باید با استفاده از روش‌های دیگر بیشتر شناسایی شوند [۵۲]. شناسایی بصری یک روش سریع برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها است، اما نتایج آن به اندازه کافی دقیق نیست و ممکن است میزان میکروپلاستیک‌ها بیش از حد یا کمتر برآورد شود [۵۳]. نتایج تکنیک نوری به شدت تحت تأثیر عوامل مختلفی قرار دارند، از جمله سوگیری انسانی، ویژگی‌های ماتریس نمونه و میکروسکوپ. استفاده از روش‌های نوری برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها ممکن است در مورد ذرات کوچکتر از ۵۰۰ میکرون، خطای بیشتری در نتایج ایجاد کند. شناسایی این ذرات ریز با استفاده از میکروسکوپ نوری به دلیل محدودیت‌های وضوح این نوع میکروسکوپ دشوار است؛ بنابراین پیشنهاد می‌شود که از ابزارهای میکروسکوپی و روش‌های تحلیلی دیگر برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها استفاده شود.

### ۲-۳-۲. میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM)

SEM می‌تواند تصاویری با وضوح بسیار بالا (کمتر از ۰/۵ نانومتر) از نمونه‌های مورد نظر ارائه دهد [۵۴]. این تصاویر جزئیات دقیقی از اندازه و بافت سطحی ذرات نشان می‌دهند که برای تشخیص میکروپلاستیک‌ها از سایر نمونه‌ها بسیار مفید است [۵۵]. برای بررسی نحوه تخریب مکانیکی ناشی از فرسایش و تجزیه شیمیایی بافت سطحی میکروپلاستیک‌ها بررسی می‌شود. به عنوان مثال، وجود حفرات و شیارها روی سطح میکروپلاستیک‌های هوابرد ممکن است به دلیل برخورد و اصطکاک ناشی از حرکت هوا باشد و شکستگی‌ها نیز ممکن است به اثرات باد مرتبط باشند [۴۱]. علاوه بر این، استفاده همزمان از SEM و طیف سنجی انرژی پراش پرتو ایکس (SEM/EDS) می‌تواند ترکیب عنصری نمونه‌ها را مشخص کرده و به تشخیص میکروپلاستیک‌ها از سایر ذرات کمک کند [۴۶، ۵۴]. با این حال، دستگاه‌های SEM گران

قیمت هستند و آماده سازی نمونه‌ها نیز زمان و تلاش زیادی می‌طلبد، که استفاده از آن را برای بررسی تعداد زیادی نمونه را محدود می‌کند.

### ۲-۳-۳. طیف سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR)

FTIR روشی متداول برای شناسایی میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از محیط‌های مختلف است. FTIR با استفاده از طیف مادون قرمز، ترکیب شیمیایی نمونه‌ها را مشخص می‌کند [۴۹]. در این روش، طول موج جذب شده توسط ذره اندازه‌گیری می‌شود و طیف منحصر به فرد آن ذره با استفاده از FTIR به دست می‌آید. هر نمونه، طیف FTIR متفاوتی دارد. طیف حاصل از FTIR با مقایسه با کتابخانه‌های طیف مرجع، برای تعیین ترکیب ذرات استفاده می‌شود. در مقایسه با میکروسکوپ نوری، FTIR ذرات کوچک‌تر را شناسایی می‌کند و نتایج آن قابل اعتمادتر هستند [۵۶، ۵۷]. از آنجا که این روش سابقه طولانی در شناسایی پلیمرها دارد، کتابخانه‌های طیفی آن بسیار کامل هستند، که این امر شناسایی ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌های مختلف را آسان می‌کند. با این حال، FTIR ممکن است در شناسایی نوع پلیمر میکروپلاستیک‌های کوچک‌تر از ۲۰ میکرون و میکروپلاستیک‌های فرسوده یا کهنه با مشکل مواجه شود. همچنین، استفاده از FTIR زمان بر است و به اپراتورهای متخصص نیاز دارد. با وجود این محدودیت‌ها، این روش همچنان رایج‌ترین روش در مطالعات شناسایی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا است.

ترکیب FTIR با دستگاه‌های دیگر می‌تواند کاربرد آن را گسترش داده و دقت شناسایی را افزایش دهد. میکرو-FTIR (ترکیب FTIR و میکروسکوپ) امکان شناسایی ذرات میکروپلاستیک کوچک‌تر (بزرگ‌تر از ۱۰ میکرون) را با کمترین آماده سازی نمونه فراهم کند [۵۸]. طیف سنجی FTIR با آرایه صفحه کانونی (FPA-FTIR) می‌تواند کل فیلتر کاغذی را اسکن کرده و طیف‌های شناسایی شده از میکروپلاستیک‌ها را به صورت همزمان در یک مرحله تحلیل ثبت کند [۵۹، ۶۰]. این فناوری برای تحلیل میکروپلاستیک‌ها با سرعت بالا کاربرد دارد و شناسایی سریع تعداد زیادی میکروپلاستیک را ممکن می‌سازد. ATR-FTIR با موفقیت ذرات میکروپلاستیک با اشکال نامنظم در نمونه‌های محیطی مختلف با اندازه بزرگ‌تر از ۵۰۰ میکرون را شناسایی کرده است [۶۱]. اگرچه دستگاه‌های FTIR هزینه بر هستند، اما این فناوری‌ها به دلیل دقت بالا و قابلیت تکرارپذیری نتایج، به ابزارهای رایج و استاندارد برای شناسایی فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها در بسیاری از مطالعات تبدیل شده‌اند.

### ۲-۳-۴. طیف سنجی رامان

طیف سنجی رامان در سال‌های اخیر برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های مختلف به کار رفته است [۶۲، ۶۳]. در دستگاه طیف سنجی رامان، پس از تابش لیزر با فرکانس بالا نمونه، پرتویی با فرکانس متفاوت منتشر می‌کند. تفاوت فرکانس بین دو لیزر، طیف منحصر به فردی از هر نمونه ایجاد می‌کند که با مقایسه با کتابخانه مرجع، می‌توان نوع پلیمر میکروپلاستیک‌ها را تعیین کرد. طیف سنجی رامان نتایج بسیار قابل اعتمادی ارائه می‌دهد. علاوه بر این، میکرو-رامان (طیف سنجی رامان همراه با میکروسکوپ) برای تجزیه و تحلیل ذرات میکروپلاستیک تا اندازه ۱ میلی‌متر مناسب است [۶۳]. با ترکیب طیف سنجی رامان با میکروسکوپ لیزری کانفوکال<sup>۱</sup>، می‌توان از این سیستم برای شناسایی ذرات میکروپلاستیک در بافت‌های زیستی استفاده کرد، که برای بررسی خطرات بهداشتی میکروپلاستیک‌ها برای موجودات زنده مفید است. با این حال، افزودنی‌ها، رنگدانه‌ها یا آلاینده‌های چسبیده به میکروپلاستیک‌ها می‌توانند با سیگنال‌های طبیعی پلیمرها تداخل ایجاد کرده و منجر به شناسایی نادرست شوند [۶۴]. همچنین، باید لیزری با طول موج مناسب برای حذف فلورسانس احتمالی منتشرشده از نمونه انتخاب شود [۶۱]. با وجود این چالش‌ها، طیف سنجی رامان روشی امیدوارکننده برای شناسایی میکروپلاستیک‌های موجود در هوا است.

### ۲-۳-۵. تحلیل ترموشیمیایی

روش‌های ترموشیمیایی، به‌ویژه کروماتوگرافی گاز-پیرولیز-طیف‌سنجی جرمی (PyT-GC-MS)، در مطالعات قبلی برای شناسایی ذرات میکروپلاستیک در نمونه‌های مختلف محیطی به کار رفته‌اند [۵۴، ۶۵، ۶۶]. پس از تجزیه حرارتی نمونه، پیروگرام محصول تجزیه با مقایسه با پیروگرام مرجع تولید شده از پلیمرهای خالص شناخته شده، برای تأیید ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها استفاده می‌شود [۶۷]. در نتیجه، شکل، اندازه و رنگ تأثیری بر نتایج ندارند و همچنین افزودنی‌های موجود در میکروپلاستیک‌ها اختلال ایجاد نمی‌کنند. اخیراً روش‌های جدید تحلیل حرارتی برای شناسایی میکروپلاستیک‌ها بر اساس PyT-GC/MS توسعه یافته‌اند [۶۷]. با این حال، این روش‌ها زمان بر هستند و نمونه مورد نظر پس از تجزیه حرارتی از بین می‌رود. اگرچه برای شناسایی با PyT-GC-MS به تعداد اندکی نمونه میکروپلاستیک نیاز است، اما نمونه مورد نظر باید حداقل اندازه‌ای بزرگ‌تر از ۱۰۰ میکرون

۱- میکروسکوپ لیزری کانفو کال (Confocal Laser Scanning Microscope یا CLSM) یک نوع میکروسکوپ پیشرفته است

که با استفاده از لیزر و سیستم اسکن، تصاویر بسیار دقیق و سه‌بعدی از نمونه‌ها ایجاد می‌کند

داشته باشد و امکان انتقال دستی آن به لوله پیرولیز وجود داشته باشد [۱۰، ۵۴]. در مقایسه با روش‌های طیف سنجی، روش تحلیل ترموشیمیایی می‌تواند ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها را بدون اثر عوامل دیگر مانند افزودنی‌ها، شکل و رنگ شناسایی کند. بنابراین، PyT-GC-MS روشی مطلوب برای شناسایی ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌ها است [۶۶].

### ۳. دانش میکروپلاستیک‌های هوابرد

#### ۳-۱. وقوع و فراوانی

تا به امروز، آلودگی میکروپلاستیک‌های هوابرد، به عنوان یک حوزه تحقیقاتی جدید و در حال رشد، تنها در چند کشور مانند فرانسه، آلمان، ایران و چین مورد مطالعه قرار گرفته است [۳۸]. مقادیر مختلف میکروپلاستیک‌های هوابرد در شهرها و مناطق گوناگون در جدول ۱ آمده است. نخستین مطالعه در مورد رسوبات میکروپلاستیک‌های هوابرد در دانشگاه پاریس در سال ۲۰۱۵ انجام شد و میانگین آن ۱۱۸ ذره بر متر مربع در روز بود [۶۸]. در پاریس،  $۱۱۰ \pm ۹۶$  ذره/متر مربع/روز اندازه‌گیری شد، در حالی که در یک منطقه حومه‌ای حدود  $۵۳ \pm ۳۸$  ذره بر متر مربع در روز اندازه‌گیری شد [۴۳]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌های هوابرد در محیط‌های داخلی نیز با استفاده از روش‌های نمونه برداری فعال یافت شدند [۴۲]. میانگین غلظت میکروفیبرها در فضای داخلی  $۵/۴$  ذره بر متر مکعب و در فضای خارجی  $۰/۹$  فیبر بر متر مکعب بود.

مطالعه‌ای در کالیفرنیا نشان داد که هوای داخل ساختمان‌ها دو برابر بیشتر از هوای خارج محتوی ذرات میکروپلاستیک است [۶۹]. در کوه‌های پیرنه فرانسه، یک منطقه کوهستانی دورافتاده، رسوب میکروپلاستیک‌های جوی  $۳۶۵ \pm ۶۹$  ذره بر متر مربع در روز مشاهده شد [۴۵]. این نتیجه نشان داد که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق هوا مسافت‌های طولانی را طی کنند. در هامبورگ، رسوب ذرات میکروپلاستیک با میانگین ۲۷۵ ذره بر متر مربع در روز مشاهده شد [۴۴]. در شهرستان عسلویه، میکروپلاستیک‌ها در هوا و گرد و غبار خیابان‌ها با استفاده از روش‌های نمونه برداری غیرفعال و فعال شناسایی شدند و غلظت میکروپلاستیک‌های جوی از  $۰/۳$  تا  $۱/۱$  ذره بر متر مکعب متغیر بود [۴۶]. در مرکز لندن، میزان رسوب میکروپلاستیک‌ها بین ۵۷۵ تا ۱۰۰۸ میکروپلاستیک بر متر مربع در روز بود [۷۰].

## جدول ۱. غلظت و ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها در جو (مطالعات اخیر).

منبع	نوع پلیمر	رنگ‌ها	شکل	اندازه	فراوانی	مکان
[۶۸]	نامشخص	نامشخص	الیاف، قطعات	۵۰۰-۱۰۰ میکرون، ۱۰۰۰-۵۰۰ میکرون، ۱۰۰۰۰-۵۰۰۰ میکرون (<۵۰/)	۲۸-۲۹ ذره/متر مربع/روز، میانگین: ۱۱۸ ذره/متر مربع/روز	پاریس
[۴۳]	PU، PA، PET	نامشخص	الیاف	۵۰-۵۰۰ میکرون	مناطق شهری: ۹۶±۱۰ ذره/متر مریخ/روز، حومه: ۳۸±۵۳ ذره/متر مربع/روز	پاریس
[۴۲]	PE، PP، PA	نامشخص	الیاف	فضای باز: ۱۶۵۰-۵۰ میکرون فضای بسته: ۳۲۵۰-۵۰ میکرون	فضای باز: ۵۹/۴-۰/۴ ذره/متر مکعب، فضای بسته: ۱/۵-۰/۳ ذره/متر مکعب	پاریس
[۴۶]	نامشخص	سفید، شفاف، قرمز، زرد، آبی، سیاه	الیاف، فیلم، کره، قطعات	<۲۵۰ میکرون (غالب)، ۲۵۰-۵۰۰۰ میکرون	۱ ذره/متر مکعب	عسلویه
[۴۴]	PE، EVAC، PVA، PTFE، PET	نامشخص	قطعات، الیاف	قطعات: >۶۳ میکرون (۰/۷۷)، ۳۰۰-۶۳ میکرون (۲/۲)، ۵۰۰۰-۳۰۰ میکرون (۱/۱)	۲۷۵ ذره/متر مربع/روز	هامبورگ
[۶۹]	PE، PET، PS، PA، PC، PVC، ABS	سیاه، آبی، قرمز، سبز	الیاف، قطعات	فضای باز: ۱۶±۵۳۶۷ میکرون (الیاف)، ۱۰۴/۶۴±۸/۹ میکرون (قطعات)، فضای بسته: ۴۱±۸۱۰/۷ میکرون (الیاف)، ۵۸/۱۵۵±۶ میکرون (قطعات)	فضای باز: ۰/۶±۰/۶ الیاف/متر مکعب، ۵/۳±۶/۲ قطعات/متر مکعب، فضای بسته: ۳/۲±۲/۹ الیاف/متر مکعب، ۱۲/۰±۶/۸ قطعات/متر مکعب	کالیفرنیا

ادامه جدول ۱. غلظت و ویژگی‌های میکروپلاستیک‌ها در جو (مطالعات اخیر).

منبع	نوع پلیمر	رنگ‌ها	شکل	اندازه	فراوانی	مکان
[۷۰]	PA, PES, PAN, PE, PVC, PP, PUR, PS, PET	نامشخص	الیاف، قطعات، فیلم، گرانول، فوم	الیاف: ۱۶۴±۱۶۷ میکرون ۹۰.۵±۶۴۱ غیرالیافی	۷۷۱±۱۶۷ ذره/متر مربع/روز	لندن
[۴۵]	PE, PP, PS, PET	نامشخص	الیاف، قطعات، فیلم	الیاف: ۲۰۰-۵۰ میکرون (۳۰٪) ۲۰۰ میکرون (۴۷٪) ۷۰۰-۳۰۰۰ میکرون (۲۳٪) فیلم: ۲۰۰-۵۰ میکرون (غالب) قطعه: >۷۵ میکرون (<۹۰٪)	۲۶۵ ذره/متر مربع/روز	پیرنه
[۴۱]	PS, PP, PE	آبی، قرمز، زرد، سفید، سیاه	الیاف، قطعات، فیلم، فوم	۲۰۰-۴۲۰۰ میکرون	۳۶±۷ ذره/متر مربع/روز	دوگوان
[۴۷]	PES, PE, PET, PAA, PAN, EP, RY, EVA, ALK	آبی، سیاه، قرمز، شفاف، قهوه‌ای، سبز، زرد، خاکستری	الیاف، قطعات، گرانول	۲۳-۱۰۰۰ میکرون (۸۷٪) ۱۰۰۰-۵۰۰۰ میکرون	۴,۱۸-۰۰ ذره/متر مکعب، میانگین: ۱,۴۲±۱,۴۲ ذره/متر مکعب	شانگهای
[۷۱]	نامشخص	نامشخص	الیاف	۲۰۰-۵ μm	محل RB: ۱۰-۳ × ۵۷ فیبر بر میلی لیتر محل HRH: ۱۰-۳ × ۵/۶ فیبر بر میلی لیتر	پکن
[۷۲]	PVC, PE, PET, PS	سفید، سیاه، قرمز، شفاف	الیاف، قطعات، فوم	۵۰۰-۳۰۰۰ μm (غالب)، ۵۰۰۰-۳۰۰۰۰ میکرون (کم)	۴۰۰ ذره/متر مربع/روز	یانتای

اختصارات:

PE: پلی استایرن، LDPE: پلی اتیلن، HDPE: پلی اتیلن با چگالی کم، PVC: پلی وینیل کلراید، PET: پلی اتیلن ترفتالات، PA: پلی آمید، PU: پلی اورتان، PAN: پلی آکریلونیتریل، PES: پلی استایرن سولفید، ABS: آکریلونیتریل بوتادین استایرن، EVAC: کوپلیمر اتیلن وینیل استات، PTFE: پلی تترافلورو اتیلن.



تحقیقات در مورد شناسایی میکروپلاستیک‌های هوابرد در چهار شهر چین انجام شده است. کای و همکارانش دریافتند که میانگین غلظت میکروپلاستیک‌ها در دونگ‌گوان  $36 \pm 7$  ذره بر متر مربع در روز بود [۴۱]. میانگین غلظت میکروپلاستیک‌های هوابرد در شانگهای  $1/1 \pm 42/42$  نانوذره بر متر مکعب بود و به‌طور میانگین روزانه تقریباً ۲۱ ذره میکروپلاستیک توسط شهروندان شانگهای استنشاق می‌شد [۴۷]. در یانتای، یک شهر ساحلی در استان شاندونگ، میزان رسوب انواع مختلف اشکال میکروپلاستیک تا  $60.2$  ذره بر متر مربع در روز رسید [۷۲]. در پکن، غلظت ذرات الیاف جوی بین  $14/1 \times 10^3$  تا  $16/7 \times 10^3$  فیبر بر میلی لیتر بود [۷۱].

### ۳-۲. اشکال

میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست اشکال گوناگونی دارند. در متون علمی، معمولاً آن‌ها به شکل‌های تکه، الیاف، فیلم، گرانول، پلت و فوم دسته بندی می‌شوند. شکل میکروپلاستیک‌ها با منبع تولید آن‌ها مرتبط است. بنابراین، می‌توان از آن‌ها برای تشخیص منبع تولیدشان استفاده کرد. الیاف عمدتاً به صنایع نساجی، فاضلاب خانگی و ابزار ماهیگیری نسبت داده می‌شوند. محصولات پلاستیکی می‌توانند به تکه‌های کوچک‌تر تبدیل شوند. منبع فیلم‌ها، کیسه‌های پلاستیکی و فیلم‌های مالچ‌پاشی هستند، در حالی که مواد بسته بندی منابع احتمالی فوم‌ها هستند. میکروپلاستیک‌های گرانولی از ضایعات پلاستیکی تولید می‌شوند و پلت‌ها از پلت‌های صنعتی و محصولات پاک‌کننده خانگی به دست می‌آیند که به‌طور عمدی در اندازه میکروسکوپی ساخته می‌شوند، مانند ریزکره‌های پلاستیکی و پلت‌های رزینی.

الیاف رایج‌ترین شکل میکروپلاستیک‌های هوابرد هستند که در شهرهایی مانند لندن (۹۲ درصد)، پاریس (< ۹۲ درصد)، دونگ‌گوان، شانگهای (۶۷ درصد)، یانتای (۹۵ درصد) و عسلویه (جدول ۱) مشاهده شده‌اند، زیرا منسوجات مصنوعی منابع مهمی برای میکروپلاستیک‌های هوابرد هستند [۳۷، ۴۳]. علاوه بر این، تکه‌ها و فیلم‌ها نیز در رسوبات هوابرد در این مطالعات یافت شده‌اند. با این حال، ۹۵ درصد از میکروپلاستیک‌های هوابرد در هامبورگ به شکل قطعه بودند [۴۴]. در کوه‌های پیرنه، تکه‌ها شکل‌های اصلی میکروپلاستیک‌های هوابرد هستند و الیاف و فیلم‌ها نیز یافت و تأیید شده‌اند [۴۵]. جدول ۱ اطلاعات مربوط به اشکال میکروپلاستیک‌های هوابرد در این مطالعات را نشان می‌دهد.

### ۳-۳. اندازه

میکروپلاستیک‌ها ذرات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر هستند. ذراتی که اندازه آن‌ها کمتر از ۱ میکرون باشد، نانوپلاستیک نامیده می‌شوند و به دلیل محدودیت‌های روش‌های نمونه برداری و شناسایی فعلی، امکان شناسایی آن‌ها وجود ندارد. میکروپلاستیک‌ها بر اساس نیازها و روش‌های مطالعات مختلف، به گروه‌های گوناگونی تقسیم می‌شوند. به طور کلی، اندازه غالب میکروپلاستیک‌های هوابرد کوچک‌تر از میکروپلاستیک‌های موجود در محیط‌های آبی و رسوبی است [۱۰]. در پاریس، بیش از ۵۰ درصد از الیاف، کوچک‌تر از ۱۰۰۰ میکرون بودند [۶۸]. مطالعه دیگری نیز نشان داد در پاریس الیاف کوچک‌تر (۲۰۰ تا ۶۰۰ میکرون) غالب بودند [۴۳]. در کوه‌های پیرنه، طول الیاف عمدتاً در محدوده ۲۰۰ تا ۷۰۰ میکرون (۴۷ درصد) و ۵۰ تا ۲۰۰ میکرون (۳۰ درصد) و بلندترین الیاف شناسایی شده در این مطالعه ۳۰۰۰ میکرون بود [۴۵]. علاوه بر این، بیش از ۹۰ درصد از قطعات کوچک‌تر از ۷۵ میکرون بودند. کای و همکارانش دریافتند که بیش از ۷۰ درصد میکروپلاستیک‌ها در محدوده اندازه ۲۰۰ تا ۱۷۰۰ میکرون در دونگ‌گون قرار دارند [۴۱]. در شانگهای، اندازه میانگین میکروپلاستیک‌های موجود در هوا ۵۸۲/۲ میکرون بود و ۸۷ درصد از میکروپلاستیک‌ها کوچک‌تر از ۱ میلی‌متر بودند [۴۷]. حدود ۸۰ درصد از الیاف موجود در هوا در پکن کوچک‌تر از ۲۰ میکرون بودند [۷۱]. در هامبورگ، بیشتر قطعات کوچک‌تر از ۶۳ میکرون (۷۷ درصد) بودند، پس از آن اندازه‌های ۶۳ تا ۳۰۰ میکرون (۲۲ درصد) و بزرگ‌تر از ۳۰۰ میکرون (۱ درصد) قرار داشتند، در حالی که اندازه‌های الیاف در محدوده ۳۰۰ تا ۵۰۰۰ میکرون غالب بودند [۴۴]. توزیع اندازه ذرات در این مطالعات نشان داد که با کاهش اندازه ذرات، تعداد زباله‌های پلاستیکی به طور چشمگیری افزایش می‌یابد. بنابراین، ممکن است تعداد زیادی از ذرات میکروپلاستیک کوچک‌تر که هنوز قابل مشاهده نیستند، در هوا وجود داشته باشند.

### ۳-۴. رنگ

میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های مختلف رنگ‌های گوناگونی دارند و معمولاً از محصولات پلاستیکی اولیه تولید می‌شوند. با این حال، نمی‌توان از رنگ میکروپلاستیک‌ها برای تشخیص منبع یا نوع پلیمر استفاده کرد. رنگ میکروپلاستیک‌ها شامل قرمز، زرد، قهوه‌ای، مشکی، خاکستری، آبی، سبز، سفید و سایر رنگ‌ها می‌شود. رنگ در شناسایی میکروپلاستیک‌ها بسیار مفید است. در مقایسه با میکروپلاستیک‌های سفید و شفاف، میکروپلاستیک‌هایی با رنگ‌های روشن‌تر به آسانی قابل شناسایی‌اند [۳۸]. با این حال، دریس و همکارانش معتقد بودند که

میکروپلاستیک‌های با رنگ روشن ممکن است بیش از حد برآورد شوند زیرا راحت‌تر شناسایی می‌شوند، در حالی که ذرات پلاستیکی بی‌رنگ شناسایی سخت‌تری دارند و احتمالاً کمتر از مقدار واقعی تخمین زده می‌شوند [۶۸].

در دونگ‌گوان، طبق تصاویر میکروسکوپ نوری، میکروپلاستیک‌هایی با رنگ‌های آبی، قرمز، زرد، سفید و مشکی مشاهده شدند [۴۱]. در شانگهای، رنگ اصلی میکروپلاستیک‌های معلق در هوا آبی و مشکی و سایر رنگ‌ها شامل قرمز، شفاف، قهوه‌ای، سبز، زرد و خاکستری بودند [۴۷]. در یانتای، میکروپلاستیک‌هایی با الیاف سفید، مشکی، قرمز و شفاف، اکثر میکروپلاستیک‌های هوابرد را تشکیل می‌دادند [۷۲]. عباسی و همکارانش دریافتند که رنگ غالب میکروپلاستیک‌های معلق، سفید-شفاف بود و تنها تعداد کمی میکروپلاستیک با رنگ‌های آبی-سبز، زرد-نارنجی و مشکی مشاهده شدند [۴۶].

### ۳-۵. انواع پلیمر

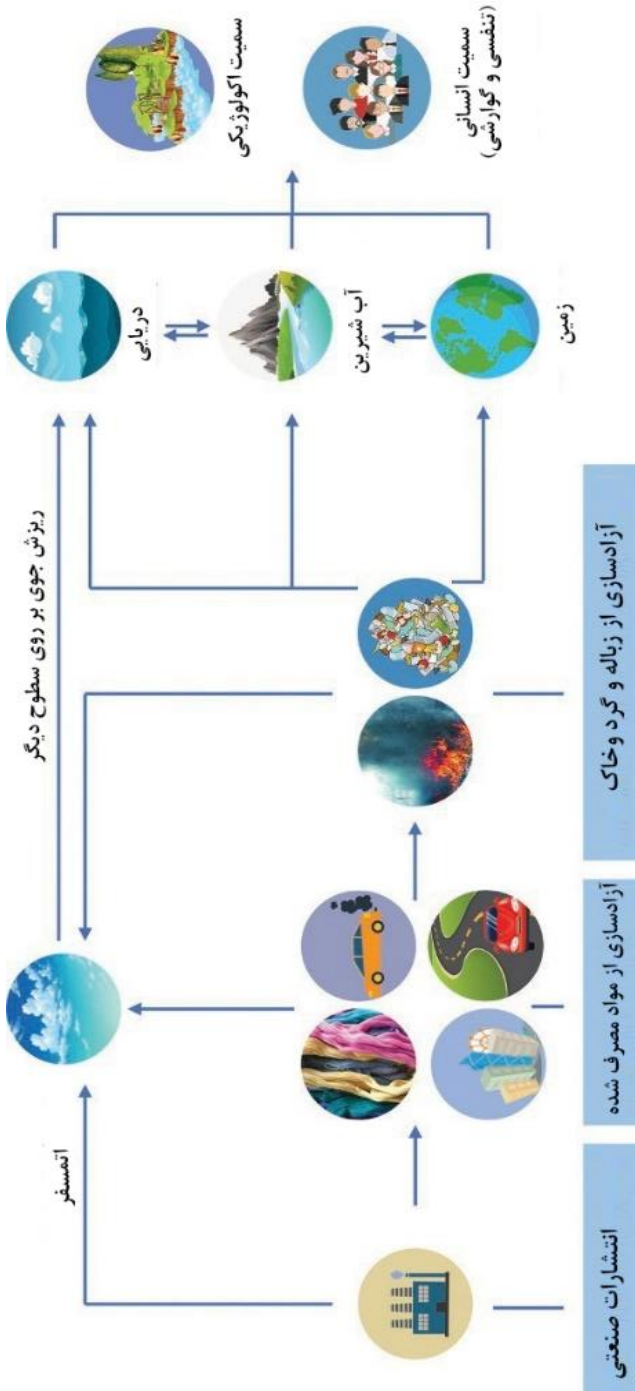
پلاستیک از پلیمرهای آلی با وزن مولکولی بالا تشکیل شده است. در جوامع مدرن، انواع مختلفی از پلیمرها تولید و استفاده می‌شوند. بر اساس بررسی‌ها، پلی‌پروپیلن (PP) یکی از پرمصرف‌ترین پلیمرها به شمار می‌رود و حدود ۱۹/۳ درصد از کل تولید جهانی پلیمرها را به خود اختصاص داده است. این پلیمر عمدتاً در تولید بسته‌بندی‌های مواد غذایی، پوشش‌ها، درپوش‌های لولایی، ظروف، لوله‌ها و قطعات خودرو کاربرد دارد [۲]. پس از آن، پلی‌اتیلن با چگالی پایین/پلی‌اتیلن با چگالی پایین خطی (PE-LD/PE-LLD) با ۱۷/۵ درصد قرار دارد که ماده اولیه ساخت کیسه‌های پلاستیکی و فیلم‌ها است، در حالی که پلی‌اتیلن با چگالی بالا/پلی‌اتیلن با چگالی متوسط (PE-HD/PE-MD) با ۱۲/۲ درصد برای ساخت اسباب بازی‌ها، بطری‌ها، لوله‌ها و لوازم خانگی به کار می‌رود. علاوه بر این، PVC، پلی‌یورتان (PUR)، PET، PS و سایر انواع پلیمرها نیز تقاضای بالایی دارند. ترکیب شیمیایی یکی از ویژگی‌های کلیدی در مطالعات شناسایی میکروپلاستیک‌ها محسوب می‌شود، زیرا امکان تمایز این ذرات از سایر اجزای موجود در نمونه را فراهم می‌سازد.

### ۳-۶. منبع و سرنوشت میکروپلاستیک‌های هوابرد

الیاف مصنوعی به‌عنوان منبع اصلی میکروپلاستیک‌های هوابرد شناخته می‌شوند (شکل ۴) [۳۷، ۴۳]. منسوجات پلاستیکی ۱۶ درصد از تولید سالانه پلاستیک را تشکیل می‌دهند [۳۶].

در طی فرآیند تولید، برش، آسیاب و خرد کردن منسوجات مقدار زیادی میکروالیاف به هوا آزاد می‌شود [۷۳]. الیاف کوچک به راحتی تحت تنش‌های مکانیکی و شیمیایی از منسوجاتی مانند لباس، مبیل و فرش جدا می‌شوند [۷۴، ۷۵]. مطالعات نشان داده‌اند که در هر شست‌وشو ۷۳۶۰ الیاف در هر متر مربع از پارچه‌های پلی استری آزاد می‌شود [۷۶]. هنگامی که لباس‌ها با خشک‌کن چرخشی یا به‌صورت آویزان زیر نور خورشید یا در فضای داخلی خشک می‌شوند، مقدار زیادی میکروپلاستیک به هوا آزاد خواهد شد [۷۴، ۷۵]. علاوه بر این، منابع میکروپلاستیک‌های هوابرد شامل تجزیه ماکروپلاستیک‌ها، محل‌های دفن زباله یا سوزاندن، انتشارات صنعتی، ذرات ناشی از ترافیک و مواد ساختمانی، گردوغبار و ... می‌باشد (شکل ۴) [۴۳، ۷۳]. پلاستیک‌های دور ریخته شده تحت تأثیر نور خورشید، امواج و باد به قطعات کوچک‌تری تبدیل می‌شوند و این ذرات میکروپلاستیک موجود در گرد و غبار با کمک باد به هوا معلق می‌شوند [۳۶]. مطالعات نشان داده‌اند که مقادیر زیادی میکروپلاستیک به‌طور مداوم در محل‌های دفن زباله تولید می‌شود و فرآیند احتراق ناقص ممکن است تولید میکروپلاستیک‌های هوابرد را تسریع کند [۷۷، ۷۸]. انتشارات صنعتی از کارخانه‌ها، مانند کارخانجات تولید پلاستیک، نیز در طول فرآیند تولید، میکروپلاستیک‌ها را به هوا انتقال می‌دهند. علاوه بر میکروپلاستیک‌های موجود در انتشارات خروجی، ساییدگی تایرها و سطوح جاده به عنوان یکی از عوامل اصلی انتشارات میکروپلاستیک‌ها به محیط‌زیست شناخته می‌شود، زیرا ذرات ناشی از ساییدگی آج تایر در برابر سطوح جاده ایجاد می‌شوند [۴۴، ۷۹، ۸۰].

میکروپلاستیک‌های موجود در هوا، به دلیل قابلیت جابجایی و رسوب‌گذاری، به عنوان یکی از منابع آلودگی میکروپلاستیک در سایر محیط‌ها شناخته می‌شوند (شکل ۴) [۶۸، ۸۱، ۸۲]. الگوهای تخریب در میکروپلاستیک‌های هوابرد مشابه الگوهای مشاهده شده در سواحل دریا و دریاچه‌ها هستند، که نشان می‌دهد رسوب‌گذاری جوی به آلودگی میکروپلاستیکی در محیط‌های آبی کمک می‌کند [۴۱]. رسوب میکروپلاستیک‌های جوی بر سطح زمین ممکن است مجدداً وارد جو شود یا از طریق رواناب‌های سطحی و جریان‌های ناشی از طوفان به محیط‌های آبی انتقال یابد [۳۷، ۴۶]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌های موجود در هوا و رسوبات جوی ممکن است استنشاق یا بلعیده شوند که خطراتی برای سلامتی انسان ایجاد می‌کنند.



شکل ۴. منبع و تبادل میکروپلاستیک‌های هوابرد

## ۴. اثر میکروپلاستیک‌های هوابرد بر سلامت انسان

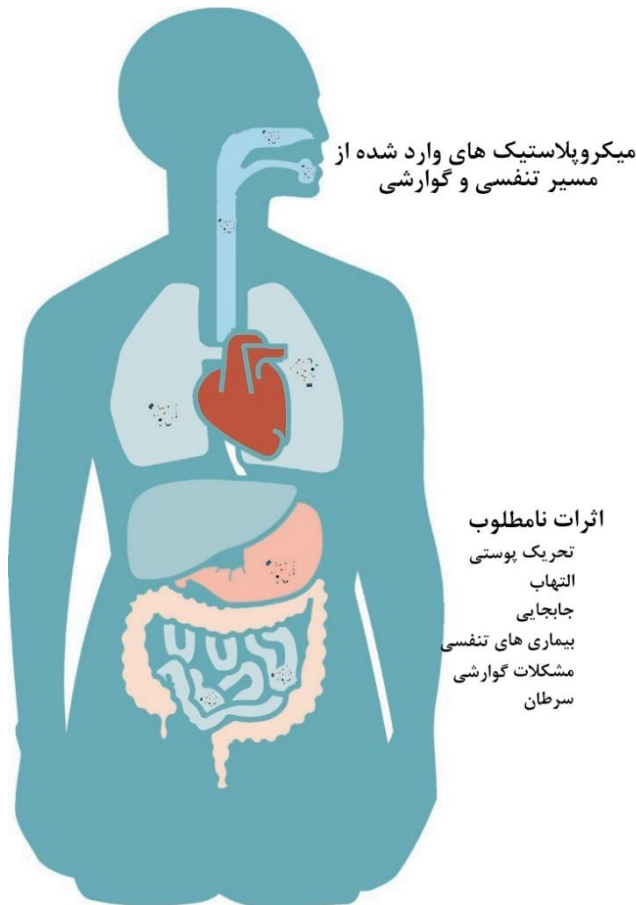
آلودگی میکروپلاستیک به‌طور فراگیر در محیط‌های مختلف از جمله محیط‌های دریایی، آب‌های شیرین، خشکی و هوا مشاهده شده است. علاوه بر این، حضور میکروپلاستیک‌ها در بیش از ۱۰۰ گونه آبی‌زی گزارش شده است [۸۳]. نگرانی جهانی در خصوص اثرات بالقوه منفی میکروپلاستیک‌ها بر سلامت انسان در حال افزایش است. با این حال، هنوز مشخص نیست که پس از ورود این ذرات به بدن، چه اتفاقی رخ می‌دهد. درباره میکروپلاستیک‌های موجود در هوا، تحقیقات در مکان‌های مختلف و بررسی خطرات احتمالی آن‌ها برای انسان همچنان محدود است. در این بخش، دانش فعلی برای توضیح خطرات سلامتی ناشی از استنشاق میکروپلاستیک‌ها مورد استفاده قرار گرفته است.

### ۴-۱. میکروپلاستیک‌های هوابرد قابل تنفس هستند.

میکروپلاستیک‌های هوابرد به دلیل حضور گسترده و اندازه کوچکشان، ممکن است به صورت ناخواسته در محیط‌های داخلی و خارجی استنشاق شوند و خطراتی برای سلامت انسان ایجاد کنند [۳۶]. احتمال استنشاق میکروپلاستیک‌های جوی به اندازه و شکل آن‌ها بستگی دارد [۳۶]. میکروپلاستیک‌هایی با اندازه کوچک‌تر با احتمال بیشتری از مسیر بینی و دهان وارد مجاری تنفسی فوقانی شده و به سیستم تنفسی می‌رسند (شکل ۵). پیش‌تر میکروفیبرها در ریه شناسایی شده‌اند که این موضوع نشان می‌دهد میکروپلاستیک‌های هوابرد قابل تنفس هستند [۸۴]. تخمین زده شده است که شهروندان شانگهای روزانه بیش از ۲۰ میکروپلاستیک هوابرد را استنشاق می‌کنند [۴۷]. اخیراً، ویانلو و همکاران به بررسی قرار گرفتن انسان در معرض میکروپلاستیک‌های هوابرد در محیط داخلی پرداخته‌اند. نتایج نشان داده است که شبیه ساز آزمایشی احتمالاً ۱۱ ذره میکروپلاستیک را در هر ساعت استنشاق کرده است [۴۸].

میکروپلاستیک‌های موجود در هوا در محیط‌های داخلی و خارجی شناسایی شده‌اند [۴۲، ۶۹]. با این حال، آلودگی میکروپلاستیک در هوای داخل ساختمان معمولاً شدیدتر از هوای بیرون است. منبع اصلی میکروپلاستیک‌های هوابرد داخلی، منسوجات مصنوعی خانگی مانند لباس، ملحفه و فرش است. علاوه بر این، منابع داخلی میکروپلاستیک‌ها شامل مصالح ساختمانی، اسباب بازی‌ها، مبلمان، کیسه‌های پلاستیکی، لوازم آرایشی، خمیردندان و محصولات لایه‌بردار نیز می‌باشند [۴۲، ۶۹]. پایین بودن میزان تهویه هوا در محیط‌های داخلی می‌تواند منجر به

غلظت‌های بالاتر میکروپلاستیک‌های داخلی شود، در حالی که رقیق شدن هوا به طور قابل توجهی غلظت میکروپلاستیک‌ها را در هوای خارجی کاهش می‌دهد [۳۷، ۷۳]. در پاریس، غلظت میکروپلاستیک‌های هوابرد داخلی (دفاتر و آپارتمان‌ها)  $5/4$  فیبر در هر متر مکعب بوده و این میزان در هوای خارجی  $0/9$  فیبر در هر متر مکعب است [۴۲]. در ساحل کالیفرنیا، میزان میکروپلاستیک‌ها در هوای داخلی دو برابر هوای خارجی است [۶۹]. بنابراین، افرادی که زمان زیادی از روز را در محیط‌های داخلی سپری می‌کنند، در معرض آلودگی شدیدتر میکروپلاستیک‌های هوابرد قرار می‌گیرند.



شکل ۵. اثر نامطلوب بالقوه میکروپلاستیک‌های هوابرد.

#### ۴-۲. مواجهه انسان با میکروپلاستیک‌ها

یکی دیگر از راه‌های مواجهه انسان با میکروپلاستیک‌های معلق، رسوب آلودگی‌های هوابرد است [۴۲، ۱۰]. این ذرات میکروپلاستیک رسوب شده ممکن است به طور ناخواسته وارد بدن انسان شوند. در شهر پاریس، میزان رسوب میکروفیبرها بین ۲۰۷۰ تا ۷۳۰۰ فیبر در روز به ازای هر متر مربع تخمین زده شده است که این امر منجر به غلظتی بین ۱۹۰ تا ۶۷۰ فیبر در هر میلی‌گرم از گرد و غبار می‌شود [۴۲]. لیو و همکاران میکروپلاستیک‌های PET را در گرد و غبار ۳۹ شهر چین شناسایی کردند که غلظت داخلی آن ۲۶۸۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و غلظت خارجی آن ۲۷۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بود [۸۵]. علاوه بر میکروپلاستیک‌های هوابرد، میکروپلاستیک‌های سایر محیط‌ها نیز وارد زندگی انسان‌ها شده‌اند. میکروپلاستیک‌ها در غذاها (از جمله غذاهای دریایی، نمک، عسل و شکر) و آب آشامیدنی (آب لوله‌کشی، آب بطری شده، نوشیدنی‌ها و آبجو) شناسایی شده‌اند [۳۵، ۸۶-۹۱]. برآورد شده است که آمریکایی‌ها ممکن است سالانه بین ۳۹۰۰۰ تا ۵۲۰۰۰ ذره میکروپلاستیک را بسته به سن، جنسیت و عادات غذایی خود بلعند [۹۲]. این تعداد در صورت در نظر گرفتن استنشاق به ۷۴۰۰۰ و ۱۲۱۰۰۰ افزایش می‌یابد، و همچنین افرادی که فقط آب معدنی می‌نوشند، به طور اضافی ۹۰۰۰۰ ذره میکروپلاستیک مصرف خواهند کرد. مطالعات همچنین نشان داده‌اند که نانوپلاستیک‌ها با بار مثبت و منفی می‌توانند در گیاهان تجمع یابند، که این موضوع نشان‌دهنده احتمال تجمع ذرات پلاستیکی کوچک‌تر در سبزیجات و میوه‌ها است [۹۳-۹۵]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها در مدفوع انسان نیز شناسایی شده‌اند [۹۶]. پژوهشگران نمونه‌های مدفوع هشت نفر از کشورهای مختلف را بررسی کردند. ۹ نوع پلاستیک شناسایی شد و ۲۰ ذره میکروپلاستیک در هر ۱۰ گرم از فضولات یافت شد که اندازه آن‌ها بین ۵۰ تا ۵۰۰ میکرون متغیر بود. بنابراین، انسان‌ها به طور اجتناب‌ناپذیری از طریق استنشاق و بلعیدن در معرض میکروپلاستیک‌ها قرار دارند.

#### ۴-۳. ته نشینی و پاکسازی

ته نشینی ذرات استنشاق شده در هوا به مسیرهای تنفسی، به ویژگی ذرات و فیزیولوژی انسان بستگی دارد [۳۷]. پارامترهای چگالی ( $\rho$ ) و قطر ( $d$ ) ذرات بر نحوه ته نشینی آن‌ها اثر می‌گذارد. قطر معادل آئرودینامیکی ( $AED = d \sqrt{\rho}$ ) برای اندازه‌گیری توانایی ته نشینی ذره در مجرای تنفسی استفاده می‌شود [۳۷، ۱۰]. بر اساس این فرمول، ذرات میکروپلاستیک با



چگالی کم و قطر کوچک به راحتی به مسیره‌های هوایی پایین‌تر می‌رسند. برخی مطالعات نشان داده‌اند که فرآیند ته نشینی ذرات می‌تواند به چهار نوع مختلف تقسیم شود. یکی از این انواع، برخورد ذرات به دیواره‌ها بر اثر حفظ شتاب است که در مورد ذرات با قطر آئرودینامیکی بین ۵ تا ۳۰ میکرون رخ می‌دهد و به آن تصادم اینرسی<sup>۱</sup> گفته می‌شود. رسوبات میکروپلاستیک با قطر آئرودینامیکی بین ۱ تا ۵ میکرون تمایل دارند در بخش‌های پایین‌تر دستگاه تنفسی ته نشین شوند. این ته نشینی به عواملی مانند زمان تماس با بافت‌ها و نیروی گرانش بستگی دارد. ذراتی با قطر آئرودینامیکی کمتر از ۱ میکرون در مسیره‌های هوایی حرکت براونی انجام می‌دهند. علاوه بر این، تماس بین سطح مسیره‌های هوایی و لبه ذرات (به‌ویژه فیبرها) «بازدارندگی» نامیده می‌شود.

هنگامی که ذرات موجود در هوا استنشاق می‌شوند، مکانیسم ایمنی اصلی بدن، یعنی پاکسازی، فعال می‌شود. پاکسازی یک مکانیسم دفاعی است که می‌تواند راه‌های هوایی را از ذرات خارجی محافظت کند، که شامل (۱) روش‌های مکانیکی (مانند عطسه)، (۲) سیستم موکوسیلیاری<sup>۲</sup>، که ذرات را با تولید مخاط چسبناک و ضربات مداوم مژک‌ها از دهان دفع می‌کند، (۳) فاگوسیتوز، که در آن ذرات خارجی توسط ماکروفاژها خورده و هضم می‌شوند، و (۴) انتقال لنفاوی می‌شود. بنابراین، تنها بخشی از ذرات میکروپلاستیک موجود در هوا که استنشاق می‌شوند، قادرند به مسیره‌های هوایی پایین‌تر و ریه‌ها برسند. با این حال، به دلیل مساحت سطح ویژه زیاد، فیبرهای میکروپلاستیک زیست‌پایداری بالایی دارند و از بین بردن آن‌ها دشوار است. پائولی و همکاران فیبرهای پلاستیکی (۲۵۰ میکرون) را در مسیره‌های ریوی عمیق شناسایی کردند [۸۴].

#### ۴-۴. سمیت ذرات

میکروپلاستیک‌ها نیز مانند سایر ذرات موجود در هوا، می‌توانند تهدیدی برای سلامت انسان باشند. ذرات میکروپلاستیک استنشاق شده به دستگاه تنفسی آسیب می‌رسانند و باعث بروز

۱- تصادم اینرسی (Inertial Impaction) یکی از مکانیزم‌های ته‌نشینی ذرات معلق در هوا است. این پدیده زمانی اتفاق می‌افتد که ذرات به دلیل اینرسی (تمایل به حفظ حرکت مستقیم خود) قادر به پیروی از مسیر منحنی جریان هوا نباشند و با مانع یا سطحی برخورد کنند.

۲- سیستم موکوسیلیاری (Mucociliary System) یک مکانیسم دفاعی مهم در دستگاه تنفسی است که به تمیز کردن و محافظت از مسیره‌های هوایی کمک می‌کند. این سیستم شامل دو بخش اصلی است.

برخی بیماری‌ها می‌شوند. پراتا (۲۰۱۸) معتقد است که مکانیسم‌های آسیب ذرات استنشاق شده شامل بارگذاری گرد و غبار، استرس اکسیداتیو، سمیت سلولی و جابجایی هستند.

#### ۴-۴-۱. بارگذاری گرد و غبار

بارگذاری گرد و غبار مکانیسمی است که برای توضیح اختلال در فرآیند پاکسازی سیستم تنفسی به واسطه تجمع و انباشته شدن ذرات استنشاق شده در مسیرهای هوایی به کار می‌رود [۹۷، ۹۸]. مطالعات نشان داده‌اند که ذرات با سطح زیاد می‌توانند باعث آزاد سازی عوامل شیمیایی شوند که حرکت ماکروفاژها را مهار می‌کنند. بنابراین، ذرات کوچک‌تر ممکن است باعث بارگذاری بیشتر شوند [۹۹]. عدم کارایی عملکرد ماکروفاژها در حذف ذرات منجر به آزادسازی مداوم برخی سیتوکین‌ها و التهاب بلندمدت بافت‌ها می‌شود. حتی ذرات دارای سمیت نسبتا پایین در هوا، به واسطه قرارگیری مداوم، قادرند منجر به بروز آسیب‌های جدی و مزمن در بافت‌ها و عملکرد سیستم‌های بیولوژیکی شوند [۳۷]. بنابراین، میکروپلاستیک‌های استنشاق شده ممکن است باعث بارگذاری گرد و غبار در سیستم تنفسی شوند و اثرات منفی مانند التهاب شدید و مزمن ایجاد کنند.

#### ۴-۴-۲. استرس اکسیداتیو

مکانیسم دیگر سمیت ذرات، استرس اکسیداتیو است. میکروپلاستیک‌های استنشاق شده می‌توانند باعث تولید گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) شوند که منجر به استرس اکسیداتیو می‌گردد. ROS یک محصول جانبی طبیعی از متابولیسم معمولی سلولی است. این مولکول‌ها به سیگنال‌های سلولی مرتبطانند و ممکن است هم سمی و هم مفید برای سلول‌ها باشند [۱۰۰]. غلظت ROS بستگی به میزان تولید و پاکسازی آن‌ها توسط آنتی‌اکسیدان‌ها و آنزیم‌ها دارد [۱۰۱]. قرارگیری مداوم در معرض میکروپلاستیک‌ها می‌تواند غلظت ROS را افزایش دهد که منجر به آسیب‌های سلولی، آسیب به DNA و استرس اکسیداتیو می‌شود [۱۰۲]. میکروپلاستیک‌ها تولید ROS را افزایش داده و پاسخ آنتی‌اکسیدانی را تحت تأثیر قرار می‌دهند، سپس سیتوکین‌های پیش التهابی توسط سلول‌ها آزاد شده و منجر به التهاب بافتی و سمیت سلولی می‌شوند [۱۰۳]. اگرچه مکانیسم دقیق پاسخ تولید ROS ناشی از ذرات پلاستیکی هنوز به طور کامل مشخص نشده است، اما تولید ROS و فعال‌سازی پاسخ استرس اکسیداتیو پس از قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها در گونه‌ها و سلول‌های مختلف به روشنی شناسایی شده است.

سمیت میکروپلاستیک‌ها به اندازه ذرات بستگی دارد و ذرات کوچک‌تر سمی‌تر هستند [۱۰۰، ۱۰۲]. آزمایشات نشان داده‌اند که بیان آنزیم‌های مرتبط با آنتی‌اکسیدان به‌طور قابل‌توجهی افزایش می‌یابد [۱۰۱]. لو و همکارانش دریافتند که پس از ۷ روز مواجهه، میکروپلاستیک‌ها در بافت‌های ماهی تجمع کرده و باعث التهاب شدند. از طرفی فعالیت‌های سوپراکسید دیسموتاز (SOD) و کاتالاز (CAT) به‌طور قابل‌توجهی افزایش می‌یابد، که نشان دهنده این است که میکروپلاستیک‌ها باعث استرس اکسیداتیو در ماهی زبرا می‌شود [۱۰۴]. دنگ و همکارانش عدم تعادل در سیستم دفاعی آنتی‌اکسیدان در موش‌ها را هنگام قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها نشان دادند [۱۰۵]. در مطالعه‌ی یانگ و همکاران، گزارش کردند که میکروپلاستیک پلی‌استایرن همبستگی مثبتی با استرس اکسیداتیو، متابولیسم انرژی و چربی در کبد موش‌ها دارد و اندازه میکروپلاستیک‌ها رفتار این پاسخ‌های زیستی را تحت تأثیر قرار می‌دهد [۱۰۶]. علاوه بر واکنش استرس اکسیداتیو ناشی از میکروپلاستیک‌ها که در موجودات آبی و برخی پستانداران یافت شده است، برخی آزمایشات نیز ثابت کرده‌اند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند تولید ROS را در سلول‌های انسانی تحریک کنند و موجب استرس اکسیداتیو شوند. پس از قرارگیری در معرض میکروپلاستیک‌ها، ROS نیز به‌ترتیب در سلول‌های مغزی و اپیتلیالی انسان تحریک می‌شود. هوانگ و همکارانش دریافتند که مقداری ROS در سلول‌های انسانی در دوزهای زیاد ذرات تحریک می‌شود [۱۰۰]. دنگ و همکارانش دریافتند که میکروپلاستیک پلی‌استایرن می‌تواند تولید ROS را تحریک کرده و باعث اثرات التهابی در سلول‌های اپیتلیالی ریه انسان شود [۱۰۷]. این نتایج تأیید می‌کنند که استرس اکسیداتیو یکی از مکانیسم‌های ناشی از مواجهه با میکروپلاستیک‌ها در سطح سلولی است.

#### ۴-۴-۳. سمیت سلولی

سمیت سلولی نتیجه آسیب سلولی است که به دلیل تعامل میکروپلاستیک‌ها با سلول‌ها ایجاد می‌شود. آزمایشات نشان داده‌اند که PS می‌تواند سمیت سلولی را در ماکروفاژها، گلبول‌های قرمز و خط سلولی اپیتلیالی آلوئول موش‌ها تحریک کند [۱۰۸، ۱۰۹]. میکروپلاستیک‌ها به غشا متصل نیستند و تعامل آن‌ها با سلول‌ها ممکن است ساختارهای سلولی را آسیب دیده کرده و منجر به سمیت سلولی شود [۱۰۸]. ذرات پلاستیکی جمع‌آوری شده از محیط، پس از تماس با سلول‌ها، نشان داده‌اند که می‌توانند باعث بروز سمیت سلولی شوند [۱۰۳]. علاوه بر این، سمیت سلولی ممکن است از سمیت ذراتی که قبلاً توضیح داده شده‌اند مانند بار زیاد گرد

و غبار و استرس اکسیداتیو ناشی شود، زیرا آزادسازی سیتوکین‌ها، پروتئازها و ROS همراه با تغییرات در بیان ژن‌ها می‌تواند به سمیت سلولی کمک کند [۱۱۰]. هنگامی که سلول‌ها در معرض PS و PE قرار می‌گیرند، سطح بالایی از ROS در سلول‌های مغزی و اپیتلیالی انسان تحریک می‌شود که این فرآیند به بروز سمیت سلولی منجر می‌گردد [۱۱۱]. ذرات PS می‌توانند ROS و استرس شبکه آندوپلاسمی را تحریک کرده و منجر به تغییر شکل پروتئین‌ها و مرگ سلولی شوند [۱۱۲].

#### ۴-۴-۴. انتقال

پس از بلع توسط موجودات زنده، میکروپلاستیک‌هایی که در دستگاه گوارش تجمع می‌یابند، ممکن است از طریق مکانیسم‌های انتقال زیستی به سایر اندام‌ها منتقل شده و موجب بروز اختلالات فیزیولوژیکی و آسیب‌های بافتی شوند [۱۰۵، ۱۱۸، ۱۱۹]. بنابراین، انتقال میکروپلاستیک‌های استنشاق شده نیز ممکن است از سیستم تنفسی به سایر بافت‌ها در انسان‌ها رخ دهد. انتقال ذرات احتمالاً در مدت التهاب اتفاق می‌افتد، زیرا نفوذپذیری اندوتلیالی و اپیتلیالی افزایش می‌یابد [۳۷]. انتقال میکروپلاستیک‌ها به اندام‌های بعدی تحت تأثیر عواملی مانند آب دوستی، اندازه، شیمی و بار سطحی قرار دارد [۱۲۰، ۱۲۱]. انتقال ذرات کوچک تر، به‌ویژه نانوذرات، ممکن است کارآمدتر باشد. یک آزمایش نشان داد که نرخ انتقال نانوذرات ۱۰۰ نانومتری در سه رده سلولی ۰/۸ درصد است، در حالی که نرخ انتقال نانوذرات ۵۰ نانومتری به ۷/۸ درصد می‌رسد [۱۲۲]. علاوه بر بار سطحی، انتقال ذرات به شیمی سطح آن‌ها نیز بستگی دارد، زیرا تفاوت‌های بزرگی در انتقال بین دو نوع نانوذرات ۵۰ نانومتری با بار منفی مشاهده شد [۱۲۲].

انتقال میکروپلاستیک‌ها در برخی گونه‌ها به‌طور تجربی شناسایی شده است. به‌عنوان مثال، پس از قرارگیری در مواجهه با میکروپلاستیک‌ها و انتقال به محیط‌های پاک، ردیابی این ذرات در خون‌آبه، روده و سیستم گردش خون حلزون‌ها طی مدت سه روز ادامه یافت [۱۲۳]. هنگامی که خرچنگ‌ها با ریزکره‌های پلیمری تغذیه شدند، میکروپلاستیک‌ها در خون‌آبه، معده، کبد، تخمدان و آبشش‌ها مشاهده شدند [۱۲۴]. یک مطالعه همچنین نشان داد که ذرات ۱ میکرونی می‌توانند از روده به حفره هموکولئیک<sup>۱</sup> در مدت هشت روز منتقل شوند [۱۱۸].

۱- حفره هموکولئیک (Hemocoel) فضای اصلی بدن در برخی از جانوران بی‌مهره، به‌ویژه در بندپایان (مثل حشرات، عنکبوت‌ها، سخت‌پوستان) و نرم‌تنان است که به‌جای داشتن یک سیستم گردش خون بسته مانند مهره‌داران، دارای سیستم گردش خون باز هستند.

و همکارانش دریافتند که میکروپلاستیک‌ها در آبشش‌ها، کبد و روده ماهی زبرا جمع شده و باعث التهاب می‌شوند [۱۰۴]. برنک و همکاران مشاهده کردند که ذرات ریز می‌توانند به کبد خرچنگ، *Uca rapax*، منتقل شوند و نه تنها ذرات بسیار ریز، بلکه میکروپلاستیک‌ها (< ۱۰۰ میکرون) نیز می‌توانند به اندام‌های بی‌مهرگان بزرگ منتقل شوند [۱۲۵]. پس از بلعیده شدن ذرات فلورسنت پلی‌استایرن توسط موش‌ها، انتقال میکروپلاستیک‌ها در کبد، کلیه و روده شناسایی شدند [۱۰۵]. در بدن انسان، ذرات در فضاهای درون سلولی سلول‌های اپیتلیال<sup>۱</sup> ریه و سلول‌های مزوتلیال<sup>۲</sup> و افیوژن پلورال<sup>۳</sup> بیماران شغلی یافت شد [۱۲۶]. در نتیجه، میکروپلاستیک‌های هوابرد ممکن است تهدیداتی برای سلامت سایر اندام‌ها نیز ایجاد کنند.

#### ۴-۵. سمیت شیمیایی

سمیت شیمیایی میکروپلاستیک‌ها از مونومرها و مواد افزودنی و همچنین آلاینده‌های چسبیده به آن‌ها ناشی می‌شود [۸۸، ۱۲۷]. میکروپلاستیک‌ها در محیط زیست مونومرهای واکنش نیافته و مواد افزودنی مختلف را آزاد می‌کنند [۱۲۸]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها انواع آلاینده‌ها مانند آلاینده‌های آلی و فلزات سنگین را از محیط جذب می‌کنند [۱۲۹]. این مواد شیمیایی خطرناک ممکن است پس از بلع یا استنشاق میکروپلاستیک‌ها در بدن انسان آزاد شوند و تهدیداتی برای سلامت انسان ایجاد کنند.

#### ۴-۵-۱. مونومرها و افزودنی‌ها

پلاستیک یک پلیمر با وزن مولکولی بالا است که از مونومرها یا لیگومرهای آلی از طریق واکنش‌های شیمیایی و روش‌های مختلف ساخته می‌شود [۸۸]. برای برآورده کردن نیازهای گوناگون، افزودنی‌هایی به پلاستیک اضافه می‌شوند تا محصولات پلاستیکی با ویژگی‌ها و عملکردهای مختلف به دست آید [۱]. این افزودنی‌ها شامل نرم‌کننده‌ها، پرکننده‌ها، مواد ضد آتش، تثبیت‌کننده‌ها، آنتی‌اکسیدان‌ها، روان‌کننده‌ها، مواد ضد الکتریسیته ساکن، رنگ‌ها و ... هستند [۸۸، ۱۳۰]. این افزودنی‌ها می‌توانند استحکام و مقاومت در برابر حرارت پلاستیک را بهبود بخشند؛ انعطاف‌پذیری آن را افزایش دهند؛ رنگ دلخواه را به پلیمر بدهند؛ از تجزیه و

۱- این سلول‌ها سطح داخلی مجاری تنفسی (مانند نای، نایژه‌ها و آلئول‌ها) را پوشانده‌اند.

۲- سطح داخلی حفره‌های بدن (مثل حفره قفسه سینه، شکم و قلب) و همچنین سطح خارجی برخی اندام‌ها را می‌پوشانند.

۳- منظور از این سلول‌ها، سلول‌هایی هستند که در مایع تجمع‌یافته در فضای پلورال (بین ریه و دیواره قفسه سینه) یافت می‌شوند.

فرسایش پلاستیک جلوگیری کنند؛ ویژگی‌های آن‌ها را بهبود بخشند [۱۲۷، ۱۳۱]. اگرچه این افزودنی‌ها ویژگی‌های پلاستیک‌ها را بهبود می‌بخشند، اما بسیاری از آن‌ها سمی هستند و به طور شیمیایی به زنجیره‌های پلیمری متصل نیستند [۱۲۱]. در طول تجزیه مداوم پلاستیک‌ها، افزودنی‌ها و مونومرهای باقی مانده مستعد شسته شدن از ذرات هستند [۱۳۲]. بنابراین، اگر میکروپلاستیک‌ها از طریق بلع یا استنشاق در موجودات تجمع یابند، انواع مختلفی از مواد شیمیایی سمی را به اندام‌ها یا بافت‌ها آزاد خواهند کرد. برخی از مونومرها و افزودنی‌های مورد استفاده در ساخت پلاستیک‌ها، به عنوان ترکیباتی با اثرات زیان بار برای سلامت انسان شناسایی شده‌اند. این ترکیبات ممکن است منجر به جهش‌های ژنتیکی، اختلال در عملکرد هورمون‌ها، القای فرایندهای سرطان‌زا، و نیز آسیب به اندام‌ها، سیستم عصبی و دستگاه تولید مثل شوند [۱۲۷]. به عنوان مثال، مونومر کلرید وینیل در PVC ممکن است به طور حاد برای بدن انسان سمی باشد و سرطان‌زا است [۱۲۸]. علاوه بر این، بیسفنول A (BPA)، یکی از رایج‌ترین مواد شیمیایی مورد استفاده در تولید پلاستیک، عمدتاً به عنوان مونومر برای رزین اپوکسی و پلی‌کربنات استفاده می‌شود که جهش‌زا و/یا سرطان‌زا است [۱۳۱]. BPA به عنوان یکی از مهم‌ترین ترکیبات مختل‌کننده غدد درون ریز شناخته می‌شود که می‌تواند سمیت سلولی در بافت‌های زنده ایجاد کند و در بروز ناهنجاری‌های تولید مثلی نقش داشته باشد [۱۳۴].

علاوه بر مونومرهای باقی‌مانده، آزاد شدن افزودنی‌ها نیز می‌تواند باعث مشکلات بهداشتی شود. فتالات‌ها، عمدتاً به عنوان نرم‌کننده برای افزایش انعطاف پذیری و کشسانی پلیمرهای پلاستیکی استفاده می‌شوند [۱۳۰]. این مواد به طور گسترده‌ای در تولید برخی پلاستیک‌ها استفاده می‌شوند. با این حال، فتالات‌ها در ادرار و خون انسان‌ها نیز شناسایی شده‌اند و بر رشد، بلوغ، سلامت سیستم تنفسی و تولیدمثل اثر می‌گذارند [۱۳۵]. علاوه بر این، مواد ضد آتش مانند دی‌فنیل‌اترهای پلی‌برومینه‌شده (PBDEs) و تترا‌بروموبیسفنول (TBBPA) هر دو اختلال‌گر غدد درون‌ریز هستند که می‌توانند به اهداف مولکولی در بدن متصل شوند، هورمون‌ها را تخریب کرده و بر تولیدمثل انسان‌ها و حیوانات اثر بگذارند [۱۳۶]. علاوه بر این، برخی فلزات به عنوان تثبیت‌کننده‌ها، رنگدانه‌های غیرآلی و مواد ضد باکتری در محصولات پلیمری استفاده می‌شوند [۱۲۷، ۱۲۸]. با این حال، بیشتر آن‌ها نیز برای انسان‌ها سمی هستند. بلعیدن و استنشاق، یک مسیر گسترده برای مواجهه با افزودنی‌ها هستند. بنابراین، استنشاق میکروپلاستیک‌ها ممکن است بخشی از مسیر مواجهه باشد.

علاوه بر ترکیبات آزاد شده از میکروپلاستیک‌ها، آن‌ها همچنین قادرند به دلیل مساحت سطح ویژه بزرگ و توانایی جذب بالای خود، مواد شیمیایی و میکروارگانیسم‌ها را از محیط جذب کرده و آزاد کنند [۱۲۹، ۱۳۷]. گزارش‌ها نشان می‌دهند که آلاینده‌های آلی، فلزات سنگین و میکروارگانیسم‌ها می‌توانند بر سطح میکروپلاستیک‌ها جذب شده و بر روی آن‌ها تجمع یابند [۳۱، ۱۳۸]. میکروپلاستیک‌ها توانایی‌های متفاوتی برای جذب و دفع آلاینده‌ها دارند. عوامل مختلفی بر ظرفیت جذب میکروپلاستیک‌ها تأثیر می‌گذارند، از جمله نوع پلیمر، اندازه، بار الکترواستاتیک و عوامل محیطی مانند شوری، pH، دما و ... [۳۲، ۱۲۹]. به‌عنوان مثال جذب پیرن و فناترن در PE نسبت به PS و PVC بیشتر است [۱۳۹، ۱۴۰]. بنابراین، جذب میکروپلاستیک‌ها به نوع پلیمر مرتبط است. ذرات کوچک تر نسبت به ذرات بزرگ، جذب بیشتری دارند. بار الکترواستاتیکی که در طول تولید و فرآیندهای دیگر بر روی میکروپلاستیک‌ها ایجاد می‌شود، باعث تقویت جذب آلاینده‌ها می‌شود. علاوه بر این، فرسایش میکروپلاستیک‌ها توانایی جذب آلاینده‌ها را به دلیل افزایش مساحت سطح ویژه و بار الکترواستاتیکی که بر روی میکروپلاستیک‌ها ایجاد می‌شود، افزایش می‌دهد [۱۴۲، ۱۴۱].

آلاینده‌های آلی پایدار مانند هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای (PAHs)، بی‌فیل‌های پلی‌کلرینه (PCBs)، دی‌کلرو دی‌فنیل‌تری‌کلرواتان‌ها (DDTs) و هگزا کلروسیکلوهگزان‌ها (HCHs) مواد شیمیایی مضر هستند و در میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از مکان‌های مختلف شناسایی شده‌اند [۳۳]. به‌عنوان مثال، غلظت PCBs در گرانول‌های رزین پلاستیکی جمع‌آوری شده از ساحل دونگشان بین ۲۱/۵ تا ۳۲۲/۲ نانوگرم بر گرم و PAHs بین ۳۹۷/۶ تا ۲۳۸۴/۲ نانوگرم بر گرم بوده است، در حالی که غلظت DDTs بین ۱/۵ تا ۱۲۷ نانوگرم بر گرم است [۱۴۳]. HCHs با غلظت ۰/۱۵ تا ۰/۹۴ نانوگرم بر گرم در گرانول‌های رزین پلاستیکی در ساحل کهو، کالیفرنیا شناسایی شده‌اند [۱۴۴]. تجمع این آلاینده‌های آلی می‌تواند اثرات منفی بر سلامت انسان‌ها داشته باشد، از جمله اختلال در ترشح هورمون‌ها، ایجاد بیماری‌های کبد، مغز و پوست، اثر بر سیستم‌های تولید مثل و عصبی و حتی ایجاد سرطان [۱۲۹، ۱۳۷]. علاوه بر آلاینده‌های آلی، فلزات سنگین نیز می‌توانند روی میکروپلاستیک‌ها جذب شوند. فلزات و سایر آلاینده‌های موجود در میکروپلاستیک‌ها با غلظتی بالاتر از محیط‌های اطراف تجمع می‌کنند. هولمز و همکارانش دریافتند که غلظت میانگین فلزات در گرانول‌های پلاستیکی بسیار بالاتر از این فلزات در محیط دریایی اطراف است [۱۴۱]. جذب بیش از حد فلزات سنگین می‌تواند اثرات جدی بر سلامت انسان ایجاد کند.

به‌عنوان مثال، مس (Cu) می‌تواند باعث شکستن رشته‌های DNA و اکسیداسیون آن‌ها شود؛ جیوه (Hg) یک جهش‌زا و سرطان‌زا است که می‌تواند به ساختار مولکولی DNA آسیب وارد کرده و باعث آسیب مغزی شود؛ آرسنیک (As) می‌تواند استرس اکسیداتیو و آسیب سلولی ایجاد کرده، باعث افزایش کم‌خونی شده، فشار خون را افزایش داده و به سیستم‌های عصبی و مغزی آسیب برساند [۱۲۷، ۱۴۵]. علاوه بر این، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند میکروارگانیسم‌ها را نیز بر روی سطوح خود حمل کنند. تا کنون، برخی جوامع میکروارگانیسم بر روی سطوح میکروپلاستیک‌ها شناسایی شده‌اند، مانند *Vibrio parahaemolyticus* که ممکن است بیماری‌زا باشد، *Erythrobacter* که قادر به تجزیه پلاستیک است، *Pseudomonas veronii* برای پاک‌سازی آلودگی‌های نفتی استفاده شده است، *Photobacterium rosenbergii* مربوط به سفید شدن مرجان‌ها و بیماری‌های مربوط به آن‌ها است [۱۴۶، ۱۴۷]. علاوه بر این، حدود ۵۰۰ گونه مختلف از میکروارگانیسم‌های یوکاریوتی بر روی میکروپلاستیک‌ها شناسایی شده‌اند، از جمله دینوفلاژلات *Pfiesteria piscicida*، یک گونه پلانکتونی که ممکن است با تولید سموم به پوست ماهی آسیب زده و خطرات جدی برای سلامت انسان ایجاد کند [۱۴۸]. بسیاری از جوامع میکروارگانیسم‌ها می‌توانند بر روی سطوح میکروپلاستیک‌ها مستقر شوند و بیوفیلم‌هایی تشکیل دهند که ممکن است بر اثرات بالقوه میکروپلاستیک‌ها تأثیر بگذارد [۱۴۹]. علاوه بر این آلاینده‌های شیمیایی و میکروارگانیسم‌ها در ذرات هوابرد شناسایی شده‌اند. بنابراین، میکروپلاستیک‌های هوابرد نیز می‌توانند آلاینده‌های هوا را جذب کرده و به‌عنوان حامل آن‌ها عمل کنند [۳۷]. استنشاق میکروپلاستیک‌های موجود در هوا ممکن است به سلامت انسان آسیب برساند و آلاینده‌های جذب شده نیز این خطر را تشدید خواهند کرد.

#### ۴-۶. اثرات سلامت و بیماری‌های شغلی

تا به امروز، تحقیقات در مورد میکروپلاستیک‌های موجود در هوا محدود است و تحقیقات در مورد اثرات منفی این ذرات بر سلامت انسان نیز اندک است. بلعیدن میکروپلاستیک‌ها می‌تواند باعث استرس اکسیداتیو سلولی و التهاب بافت‌ها شود (شکل ۵). علاوه بر این، تحریک مزمن و التهاب ممکن است موجب بروز سرطان شود [۳۷]. آزمایشات نشان داده‌اند که میکروپلاستیک‌ها و نانوپلاستیک‌ها می‌توانند از طریق ایجاد ROS، تغییر در بیان پروتئین‌های مرتبط و فعال‌سازی رونویسی ژن‌های التهابی باعث سمیت سلولی و التهاب در سلول‌های اپیتلیال ریه انسان شوند [۱۰۷، ۱۱۶]. یافته‌ها نشان می‌دهند که استنشاق میکروپلاستیک‌ها ممکن است باعث بروز بیماری‌های تنفسی شود. بروز بیماری‌های ناشی از



جذب میکروپلاستیک‌ها در بدن انسان‌ها تأیید نشده اند. استنشاق میکروپلاستیک‌ها در شرایط عادی نمی‌تواند باعث بیماری‌های حاد تنفسی شود (شکل ۵). با این حال، کارگران در کارخانه‌های پلاستیک‌سازی هر روز مقادیر زیادی ذرات پلاستیکی استنشاق می‌کنند و قرار گرفتن در معرض غلظت‌های بالایی از میکروپلاستیک‌ها می‌تواند باعث بروز بیماری‌های شغلی جدی شود [۷۳]. بسیاری از مطالعات ارتباط بین علائم تنفسی و استنشاق و بلع ذرات پلاستیکی را گزارش کرده اند. قرار گرفتن طولانی مدت در معرض ذرات پلاستیکی می‌تواند به سیستم تنفسی آسیب برساند و علائمی شامل نفوذ لنفوسیت‌های پری‌برونشیال<sup>۱</sup> در غدد لنفاوی، نفوذ لنفوسیتی بینابینی، مراکز جنینی و برونشیولیت لنفوسیتی و ... باشد [۱۵۰]. آسیب به سیستم تنفسی می‌تواند موجب بروز بیماری‌های متعددی شود. کارگران معمولاً از علائم سیستمیک یا تنفسی مکرر رنج می‌برند، مانند تحریک چشم و گلو، تنگی نفس، سرفه، تنگی نفس مزمن، گرفتگی سینه، خلط، خس‌خس سینه، تب‌های مکرر و دردهای عمومی [۱۵۱، ۱۵۲]. به عنوان مثال، ۵۷/۵ درصد از کارگرانی که با PVC سروکار دارند کاهش جریان هوا را به‌طور وابسته به سن و مدت زمان قرارگیری در معرض هوا تجربه کرده‌اند، در حالی که ۳۰/۵ درصد سرفه مزمن و خلط دارند [۱۵۳]. علاوه بر این، کارگران در کارخانه‌های نساجی مصنوعی معمولاً خطر بیشتری برای ابتلا به سرطان در سیستم‌های تنفسی و گوارشی دارند. مطالعات نشان داده‌اند که بروز سرطان ریه در کارگران سه برابر افزایش یافته است و خطر ابتلا به سرطان معده و مری با مدت زمان بیشتر قرارگیری در معرض گرد و غبار ایلیاف مصنوعی افزایش می‌یابد [۱۵۴، ۱۵۵]. بنابراین، شناخت بیماری‌های شغلی می‌تواند تهدیدات بالقوه سلامت میکروپلاستیک‌ها در هوا را روشن کند.

## ۵. نتیجه‌گیری

میکروپلاستیک‌ها به‌عنوان آلاینده‌ها و ذرات معلق در هوا به‌طور گسترده‌ای در محیط‌های مختلف یافت می‌شوند. آن‌ها در هوا و رسوبات جوی در مناطق باز، بسته، شهری، حومه‌ای و حتی در مناطق دورافتاده نیز شناسایی شده‌اند [۱۰، ۷۳]. غلظت، ویژگی و ترکیب شیمیایی میکروپلاستیک‌های هوابرد در مطالعات مختلف متفاوت است. فراوانی میکروپلاستیک‌های

۱- لنفوسیت‌های پری‌برونشیال (Peribronchial lymphocytes) به گروهی از سلول‌های ایمنی گفته می‌شود که در اطراف راه‌های هوایی بزرگ و کوچک ریه، یعنی اطراف برونش‌ها، تجمع می‌یابند. این لنفوسیت‌ها نقش مهمی در پاسخ‌های ایمنی موضعی ریه دارند و در حفاظت از بافت‌های تنفسی در برابر عوامل بیماری‌زا و تحریک‌کننده‌های محیطی نقش ایفا می‌کنند.

موجود در هوا با فعالیت‌های انسانی، تراکم جمعیت و سطح صنعتی شدن مرتبط است [۴۷]. الیاف در به‌عنوان شکل غالب میکروپلاستیک‌های هوابرد شناخته می‌شوند زیرا منسوجات مصنوعی منبع اصلی میکروپلاستیک‌های موجود در هوا است [۴۳]. با کاهش اندازه ذرات، میزان ذرات پلاستیکی به طور قابل توجهی افزایش می‌یابد. با این حال، به دلیل اندازه کوچک و وزن سبک آن‌ها، نمونه برداری و شناسایی آن‌ها دشوار است. میکروپلاستیک‌های هوابرد به وسیله هوا جابه‌جا شده و توزیع و رسوب آن‌ها تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی و شرایط جوی قرار می‌گیرند [۴۵، ۷۳]. با این وجود، تحقیقات در مورد میکروپلاستیک‌های هوابرد هنوز محدود است که این امر تحلیل وقوع جهانی، توزیع، منابع، سرنوشت و انتقال آن‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد.

در مطالعات میکروپلاستیک‌های هوابرد با استفاده از روش‌های نمونه‌برداری فعال و غیرفعال جمع‌آوری می‌شوند، سپس با انحلال مواد آلی و جداسازی بر اساس چگالی آماده‌سازی می‌شوند و با استفاده از روش‌های نوری، طیف‌سنجی و کروماتوگرافی شناسایی می‌شوند [۱۰، ۳۸]. محدودیت اصلی روش‌های نمونه‌برداری این است که نمی‌توانند ذرات میکروپلاستیک ریز را جمع‌آوری کنند، زیرا رسوب ذرات کوچک میکروپلاستیک در هوا دشوار است و اندازه منافذ فیلتر در نمونه‌بردارهای فعال محدود است. برای مطالعات آینده، باید روش‌ها و تجهیزات جدیدی برای نمونه‌برداری از میکروپلاستیک‌های کوچک توسعه یابند. روش‌های شناسایی موجود قادر به تشخیص سریع و دقیق میکروپلاستیک‌ها و ویژگی‌های آن‌ها نیستند، که این امر موجب می‌شود شناسایی میکروپلاستیک‌ها زمان‌بر و دشوار باشد [۳۹]. علاوه بر این، استفاده از روش‌ها و فناوری‌های مختلف، تجزیه و تحلیل و مقایسه آلودگی میکروپلاستیک‌ها در سطح جهانی را دشوار می‌کند [۱۵۶]. برای مطالعه بهتر میکروپلاستیک‌های هوابرد در آینده، باید مجموعه‌ای از روش‌های استاندارد شامل جمع‌آوری، جداسازی و شناسایی کارآمد میکروپلاستیک‌های هوابرد ایجاد شود.

بیشترین نگرانی مربوط به آلودگی میکروپلاستیک‌های هوابرد و خطرات بهداشتی آن‌ها برای سلامت انسان است [۳۶، ۳۷]. مطالعات نشان داده‌اند که استنشاق ذرات میکروپلاستیک می‌تواند موجب بروز سمیت‌هایی مشابه با مواجهه با بار زیاد گرد و غبار شود؛ این سمیت‌ها شامل استرس اکسیداتیو، آسیب سلولی و جابجایی فیزیکی، همچنین سمیت‌های شیمیایی ناشی از آزاد شدن مونومرها و افزودنی‌های واکنش‌نیافته موجود در میکروپلاستیک‌ها

می‌باشند [۳۷، ۱۲۷]. در عین حال، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند آلاینده‌ها را از هوا جذب کرده و آن‌ها را تغلیظ کرده و به سیستم تنفسی منتقل نمایند که این امر اثرات سمی میکروپلاستیک‌های هوابرد را تشدید می‌کند [۱۲۹، ۱۳۸]. علائم تنفسی ناشی از غلظت‌های اندک میکروپلاستیک‌ها در محیط هنوز روشن نشده است. با این حال، بیماری‌های شغلی در کارگران مانند التهاب، سرفه، تنگی نفس، درد قفسه سینه، فیروز ریه و سرطان‌ها نشان‌دهنده خطرات بالقوه میکروپلاستیک‌ها هستند [۳۷]. تحقیقات بیشتری لازم است تا خطرات میکروپلاستیک‌های هوابرد برای محیط‌زیست ارزیابی شوند و بیماری‌های بالقوه ناشی از آن‌ها در غلظت‌های محیطی روشن شوند.

## منابع

- [1] R.C. Thompson, C.J. Moore, F.S.v. Saal, S.H. Swan, Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends, *Philos. Trans. R. Soc. B.* 364 (2009) 2153–2166.
- [2] Plastics Europe, Plastics – The Facts 2019: An Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data, Plastics Europe, 2019.
- [3] K. Mattsson, L.A. Hansson, T. Cedervall, Nano-plastics in the aquatic environment, *Environ. Sci. Process. Impacts* 17 (2015) 1712–1721.
- [4] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, T.S. Galloway, Microplastics as contaminants in the marine environment: a review, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 2588–2597.
- [5] D.K.A. Barnes, F. Galgani, R.C. Thompson, M. Barlaz, Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments, *Philos. Trans. R. Soc. B.* 364 (2009) 1985–1998. 214 Guanglong Chen et al.
- [6] R.C. Thompson, Y. Olsen, R.P. Mitchell, A. Davis, S.J. Rowland, A.W. John, D. McGonigle, A.E. Russell, Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304 (2004) 838.
- [7] W.J. Shim, S.H. Hong, S. Eo, Marine microplastics: abundance, distribution, and composition, in: E.Y. Zeng (Ed.), *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, Elsevier, 2018, pp. 1–26 (Chapter 1).
- [8] X. Chang, Y. Xue, J. Li, L. Zou, M. Tang, Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution, *J. Appl. Toxicol.* 40 (2020) 4–15.
- [9] M. Revel, A. Ch<sup>^</sup>atel, C. Mouneyrac, Micro(nano)plastics: a threat to human health? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 1 (2018) 17–23.
- [10] Y. Zhang, S. Kang, S. Allen, D. Allen, T. Gao, M. Sillanp<sup>^</sup>e<sup>^</sup>a, Atmospheric microplastics: a review on current status and perspectives, *Earth Sci. Rev.* 203 (2020) 103118.
- [11] V. Hidalgo-Ruz, L. Gutow, R.C. Thompson, M. Thiel, Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification, *Environ. Sci. Technol.* 46 (2012) 3060–3075.

- [12] M. Yan, H. Nie, K. Xu, Y. He, Y. Hu, Y. Huang, J. Wang, Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China, *Chemosphere* 217 (2019) 879–886.
- [13] M.A. Browne, T.S. Galloway, R.C. Thompson, Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines, *Environ. Sci. Technol.* 44 (2010) 3404–3409.
- [14] K. Zhang, H. Shi, J. Peng, Y. Wang, X. Xiong, C. Wu, P.K.S. Lam, Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management, *Sci. Total Environ.* 630 (2018) 1641–1653.
- [15] Z. Fu, J. Wang, Current practices and future perspectives of microplastic pollution in freshwater ecosystems in China, *Sci. Total Environ.* 691 (2019) 697–712.
- [16] C.G. Avio, S. Gorbi, F. Regoli, Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat, *Mar. Environ. Res.* 128 (2017) 2–11.
- [17] J. Peng, J. Wang, L. Cai, Current understanding of microplastics in the environment: occurrence, fate, risks, and what we should do, *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13 (2017) 476–482.
- [18] H.S. Auta, C.U. Emenike, S.H. Fauziah, Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions, *Environ. Int.* 102 (2017) 165–176.
- [19] J. Li, H. Liu, J. Paul Chen, Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection, *Water Res.* 137 (2018) 362–374.
- [20] E. Guzzetti, A. Sureda, S. Tejada, C. Faggio, Microplastic in marine organism: environmental and toxicological effects, *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 64 (2018) 164–171.
- [21] A.L. Andrady, Microplastics in the marine environment, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 1596–1605.
- [22] M. Cole, P. Lindeque, E. Fileman, C. Halsband, R. Goodhead, J. Moger, T.S. Galloway, Microplastic ingestion by zooplankton, *Environ. Sci. Technol.* 47 (2013) 6646–6655.
- [23] L.I. Devriese, M.D. van der Meulen, T. Maes, K. Bekaert, I. Paul-Pont, L. Frere, J. Robbens, A.D. Vethaak, Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the southern North Sea and channel area, *Mar. Pollut. Bull.* 98 (2015) 179–187.
- [24] J. Li, D. Yang, L. Li, K. Jabeen, H. Shi, Microplastics in commercial bivalves from China, *Environ. Pollut.* 207 (2015) 190–195.
- [25] A.L. Lusher, G. Hernandez-Milian, J. O'Brien, S. Berrow, I. O'Connor, R. Officer, Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*, *Environ. Pollut.* 199 (2015) 185–191. Human health effects of airborne microplastics 215
- [26] R.G. Santos, R. Andrades, M.A. Boldrini, A.S. Martins, Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem, *Mar. Pollut. Bull.* 93 (2015) 37–43.
- [27] P. Ferreira, E. Fonte, M.E. Soares, F. Carvalho, L. Guilhermino, Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: gold nanoparticles, microplastics and temperature, *Aquat. Toxicol.* 170 (2016) 89–103.
- [28] N. von Moos, P. Burkhardt-Holm, A. Kohler, Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure, *Environ. Sci. Technol.* 46 (2012) 11327–11335.

- [29] S.L. Wright, R.C. Thompson, T.S. Galloway, The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review, *Environ. Pollut.* 178 (2013) 483–492.
- [30] C. Alomar, A. Sureda, X. Capo, B. Guijarro, S. Tejada, S. Deudero, Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress, *Environ. Res.* 159 (2017) 135–142.
- [31] H. Hirai, H. Takada, Y. Ogata, R. Yamashita, K. Mizukawa, M. Saha, C. Kwan, C. Moore, H. Gray, D. Laursen, E.R. Zettler, J.W. Farrington, C.M. Reddy, E.E. Peacock, M.W. Ward, Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches, *Mar. Pollut. Bull.* 62 (2011) 1683–1692.
- [32] J.P.G.L. Frias, P. Sobral, A.M. Ferreira, Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast, *Mar. Pollut. Bull.* 60 (2010) 1988–1992.
- [33] W.C. Li, The occurrence, fate, and effects of microplastics in the marine environment, in: E.Y. Zeng (Ed.), *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, Elsevier, 2018, pp. 133–173 (Chapter 5).
- [34] M. Smith, D.C. Love, C.M. Rochman, R.A. Neff, Microplastics in seafood and the implications for human health, *Curr. Environ. Health Rep.* 5 (2018) 375–386.
- [35] R.H. Waring, R.M. Harris, S.C. Mitchell, Plastic contamination of the food chain: a threat to human health? *Maturitas* 115 (2018) 64–68.
- [36] J. Gasperi, S.L. Wright, R. Dris, F. Collard, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, F.J. Kelly, B. Tassin, Microplastics in air: are we breathing it in? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 1 (2018) 1–5.
- [37] J.C. Prata, Airborne microplastics: consequences to human health? *Environ. Pollut.* 234 (2018) 115–126.
- [38] G. Chen, Z. Fu, H. Yang, J. Wang, An overview of analytical methods for detecting microplastics in the atmosphere, *TrAC Trends Anal. Chem.* 130 (2020) 115981.
- [39] C.E. Enyoh, A.W. Verla, E.N. Verla, F.C. Ibe, C.E. Amaobi, Airborne microplastics: a review study on method for analysis, occurrence, movement and risks, *Environ. Monit. Assess.* 191 (2019) 668.
- [40] Y. Huang, X. Qing, W. Wang, G. Han, J. Wang, Mini-review on current studies of airborne microplastics: analytical methods, occurrence, sources, fate and potential risk to human beings, *TrAC Trends Anal. Chem.* 125 (2020) 115821.
- [41] L. Cai, J. Wang, J. Peng, Z. Tan, Z. Zhan, X. Tan, Q. Chen, Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 24 (2017) 24928–24935.
- [42] R. Dris, J. Gasperi, C. Mirande, C. Mandin, M. Guerrouache, V. Langlois, B. Tassin, A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments, *Environ. Pollut.* 221 (2017) 453–458.
- [43] R. Dris, J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande, B. Tassin, Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Mar. Pollut. Bull.* 104 (2016) 290–293.
- [44] M. Klein, E.K. Fischer, Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany, *Sci. Total Environ.* 685 (2019) 96–103.
- [45] S. Allen, D. Allen, V.R. Phoenix, G. Le Roux, P. Durañtez Jimenez, A. Simonneau, S. Binet, D. Galop, Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment, *Nat. Geosci.* 12 (2019) 339–344. 216 Guanglong Chen et al.

- [46] S. Abbasi, B. Keshavarzi, F. Moore, A. Turner, F.J. Kelly, A.O. Dominguez, N. Jaafarzadeh, Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran, *Environ. Pollut.* 244 (2019) 153–164.
- [47] K. Liu, X. Wang, T. Fang, P. Xu, L. Zhu, D. Li, Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai, *Sci. Total Environ.* 675 (2019) 462–471.
- [48] A. Vianello, R.L. Jensen, L. Liu, J. Vollertsen, Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a breathing thermal manikin, *Sci. Rep.* 9 (2019) 8670.
- [49] W. Wang, J. Wang, Investigation of microplastics in aquatic environments: an overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis, *TrAC Trends Anal. Chem.* 108 (2018) 195–202.
- [50] J.C. Prata, J.P. da Costa, A.V. Giraõ, I. Lopes, A.C. Duarte, T. Rocha-Santos, Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples, *Sci. Total Environ.* 686 (2019) 131–139.
- [51] H.K. Imhof, J. Schmid, R. Niessner, N.P. Ivleva, C. Laforsch, A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments, *Limnol. Oceanogr. Meth.* 10 (2012) 524–537.
- [52] F. Noren, Small plastic particles in coastal Swedish waters, *KIMO Rep.* (2007) 1–11.
- [53] Y.K. Song, S.H. Hong, M. Jang, G.M. Han, M. Rani, J. Lee, W.J. Shim, A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples, *Mar. Pollut. Bull.* 93 (2015) 202–209.
- [54] E. Fries, J.H. Dekiff, J. Willmeyer, M.T. Nuelle, M. Ebert, D. Remy, Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy, *Environ. Sci. Process. Impacts* 15 (2013) 1949–1956.
- [55] C.B. Crawford, B. Quinn, 10—Microplastic identification techniques, in: C.B. Crawford, B. Quinn (Eds.), *Microplastic Pollutants*, Elsevier, 2017, pp. 219–267.
- [56] W.J. Shim, S.H. Hong, S.E. Eo, Identification methods in microplastic analysis: a review, *Anal. Methods* 9 (2017) 1384–1391.
- [57] A.B. Silva, A.S. Bastos, C.I.L. Justino, J.P. da Costa, A.C. Duarte, T.A.P. Rocha-Santos, Microplastics in the environment: challenges in analytical chemistry - a review, *Anal. Chim. Acta.* 1017 (2018) 1–19.
- [58] A. Vianello, A. Boldrin, P. Guerriero, V. Moschino, R. Rella, A. Sturaro, L. Da Ros, Microplastic particles in sediments of lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence, spatial patterns and identification, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 130 (2013) 54–61.
- [59] A.S. Tagg, M. Sapp, J.P. Harrison, J.J. Ojeda, Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane Array-based reflectance micro-FT-IR imaging, *Anal. Chem.* 87 (2015) 6032–6040.
- [60] M.G.J. Loder, M. Kuczera, S. Mintenig, C. Lorenz, G. Gerdt, Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples, *Environ. Chem.* 12 (2015) 563–581.
- [61] M.G.J. Loder, G. Gerdt, Methodology used for the detection and identification of € microplastics—a critical appraisal, in: M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*, Springer International Publishing, Cham, 2015, pp. 201–227.

- [62] C.F. Araujo, M.M. Nolasco, A.M.P. Ribeiro, P.J.A. Ribeiro-Claro, Identification of microplastics using Raman spectroscopy: latest developments and future prospects, *Water Res.* 142 (2018) 426–440.
- [63] R. Lenz, K. Enders, C.A. Stedmon, D.M.A. Mackenzie, T.G. Nielsen, A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement, *Mar. Pollut. Bull.* 100 (2015) 82–91. Human health effects of airborne microplastics 217
- [64] S. Huppertsberg, T.P. Knepper, Instrumental analysis of microplastics-benefits and challenges, *Anal. Bioanal. Chem.* 410 (2018) 6343–6352.
- [65] M.T. Nuelle, J.H. Dekiff, D. Remy, E. Fries, A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments, *Environ. Pollut.* 184 (2014) 161–169.
- [66] M. Fischer, B.M. Scholz-Bottcher, Simultaneous trace identification and quantification of common types of microplastics in environmental samples by pyrolysis-gas chromatography–mass spectrometry, *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 5052–5060.
- [67] A. Kappler, M. Fischer, B.M. Scholz-Bottcher, S. Oberbeckmann, M. Labrenz, D. Fischer, K.J. Eichhorn, B. Voit, Comparison of  $\mu$ -ATR-FTIR spectroscopy and py-GCMS as identification tools for microplastic particles and fibers isolated from river sediments, *Anal. Bioanal. Chem.* 410 (2018) 5313–5327.
- [68] R. Dris, J. Gasperi, V. Rocher, S. Mohamed, B. Tassin, Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris, *Environ. Chem.* 12 (2015) 592–599.
- [69] E. Gaston, M. Woo, C. Steele, S. Sukumaran, S. Anderson, Microplastics differ between indoor and outdoor air masses: insights from multiple microscopy methodologies, *Appl. Spectrosc.* 74 (2020) 1079–1098.
- [70] S.L. Wright, J. Ulke, A. Font, K.L.A. Chan, F.J. Kelly, Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport, *Environ. Int.* 136 (2020) 105411.
- [71] Y. Li, L. Shao, W. Wang, M. Zhang, X. Feng, W. Li, D. Zhang, Airborne fiber particles: types, size and concentration observed in Beijing, *Sci. Total Environ.* 705 (2020) 135967.
- [72] Q. Zhou, C. Tian, Y. Luo, Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere, *Chin. Sci. Bull.* 62 (2017) 3902.
- [73] G. Chen, Q. Feng, J. Wang, Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans, *Sci. Total Environ.* 703 (2020) 135504.
- [74] I.E. Napper, R.C. Thompson, Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions, *Mar. Pollut. Bull.* 112 (2016) 39–45.
- [75] F. Salvador Cesa, A. Turra, J. Baraque-Ramos, Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings, *Sci. Total Environ.* 598 (2017) 1116–1129.
- [76] B.M. Carney Almroth, L. Åström, S. Roslund, H. Petersson, M. Johansson, N.-K. € Persson, Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (2018) 1191–1199.
- [77] P. He, L. Chen, L. Shao, H. Zhang, F. Lu, Municipal solid waste (MSW) landfill: a € source of microplastics?—evidence of microplastics in landfill leachate, *Water Res.* 159 (2019) 38–45.
- [78] Y. Su, Z. Zhang, D. Wu, L. Zhan, H. Shi, B. Xie, Occurrence of microplastics in landfill systems and their fate with landfill age, *Water Res.* 164 (2019) 114968.

- [79] F. Sommer, V. Dietze, A. Baum, J. Sauer, S. Gilge, C. Maschowski, R. Giere, Tire abrasion as a major source of microplastics in the environment, *Aerosol Air Qual. Res.* 18 (2018) 2014–2028.
- [80] P.J. Kole, A.J. Lohr, F. Van Belleghem, A.M.J. Ragas, Wear and tear of tyres: a stealthy source of microplastics in the environment, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14 (2017) 1265.
- [81] C.M. Free, O.P. Jensen, S.A. Mason, M. Eriksen, N.J. Williamson, B. Boldgiv, High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake, *Mar. Pollut. Bull.* 85 (2014) 156–163.
- [82] J. Boucher, D. Friot, Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources, International Union For Conservation of Nature, 2017. 218 Guanglong Chen et al.
- [83] P.J. Kershaw, C.M. Rochman, Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part 2 of a Global Assessment, Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP), 2016.
- [84] J.L. Pauly, S.J. Stegmeier, H.A. Allaart, R.T. Cheney, P.J. Zhang, A.G. Mayer, R.J. Streck, Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue, *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.* 7 (1998) 419–428.
- [85] C. Liu, J. Li, Y. Zhang, L. Wang, J. Deng, Y. Gao, L. Yu, J. Zhang, H. Sun, Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure, *Environ. Int.* 128 (2019) 116–124.
- [86] E. Garrido Gamarro, J. Ryder, E.O. Elvevoll, R.L. Olsen, Microplastics in fish and shellfish—a threat to seafood safety? *J. Aquat. Food Prod. Technol.* 29 (2020) 417–425.
- [87] D. Peixoto, C. Pinheiro, J. Amorim, L. Oliva-Teles, L. Guilhermino, M.N. Vieira, Microplastic pollution in commercial salt for human consumption: a review, *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 219 (2019) 161–168.
- [88] S. Rist, B. Carney Almroth, N.B. Hartmann, T.M. Karlsson, A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics, *Sci. Total Environ.* 626 (2018) 720–726.
- [89] V.C. Shruti, F. Perez-Guevara, I. Elizalde-Martínez, G. Kutralam-Muniasamy, First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks - future research and environmental considerations, *Sci. Total Environ.* 726 (2020) 138580.
- [90] M. Pivokonsky, L. Cermakova, K. Novotna, P. Peer, T. Cajthaml, V. Janda, Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water, *Sci. Total Environ.* 643 (2018) 1644–1651.
- [91] D. Eerkes-Medrano, H.A. Leslie, B. Quinn, Microplastics in drinking water: a review and assessment, *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 7 (2019) 69–75.
- [92] K.D. Cox, G.A. Covernton, H.L. Davies, J.F. Dower, F. Juanes, S.E. Dudas, Human consumption of microplastics, *Environ. Sci. Technol.* 53 (2019) 7068–7074.
- [93] X.D. Sun, X.Z. Yuan, Y. Jia, L.J. Feng, F.P. Zhu, S.S. Dong, J. Liu, X. Kong, H. Tian, J.L. Duan, Z. Ding, S.G. Wang, B. Xing, Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*, *Nat. Nanotechnol.* 15 (2020) 755–760.
- [94] L. Li, Y. Luo, R. Li, Q. Zhou, W.J.G.M. Peijnenburg, N. Yin, J. Yang, C. Tu, Y. Zhang, Effective uptake of submicrometre plastics by crop plants via a crack-entry mode, *Nat. Sustain.* 3 (2020) 929–937.



- [95] G. Oliveri Conti, M. Ferrante, M. Banni, C. Favara, I. Nicolosi, A. Cristaldi, M. Fiore, P. Zuccarello, Micro- and nano-plastics in edible fruit and vegetables. The first diet risks assessment for the general population, *Environ. Res.* 187 (2020) 109677.
- [96] P. Schwabl, S. Koppel, P. K € onigshofer, T. Bucsics, M. Trauner, T. Reiberger, € B. Liebmann, Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series, *Ann. Intern. Med.* 171 (2019) 453–457.
- [97] P.E. Morrow, Possible mechanisms to explain dust overloading of the lungs, *Fundam. Appl. Toxicol.* 10 (1988) 369–384.
- [98] P.E. Morrow, Dust overloading of the lungs: update and appraisal, *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 113 (1992) 1–12.
- [99] K. Donaldson, D. Brown, A. Clouter, R. Duffin, W. MacNee, L. Renwick, L. Tran, V. Stone, The pulmonary toxicology of ultrafine particles, *J. Aerosol Med.* 15 (2002) 213–220.
- [100] J. Hwang, D. Choi, S. Han, J. Choi, J. Hong, An assessment of the toxicity of polypropylene microplastics in human derived cells, *Sci. Total Environ.* 684 (2019) 657–669. Human health effects of airborne microplastics 219
- [101] C.B. Jeong, E.J. Won, H.M. Kang, M.C. Lee, D.S. Hwang, U.K. Hwang, B. Zhou, S. Souissi, S.J. Lee, J.S. Lee, Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the Monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*), *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 8849–8857.
- [102] C.B. Jeong, H.M. Kang, M.C. Lee, D.H. Kim, J. Han, D.S. Hwang, S. Souissi, S.J. Lee, K.H. Shin, H.G. Park, J.S. Lee, Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod *Paracyclopsina nana*, *Sci. Rep.* 7 (2017) 41323.
- [103] C.Q.Y. Yong, S. Valiyaveetil, B.L. Tang, Toxicity of microplastics and nanoplastics in mammalian systems, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17 (2020) 1509.
- [104] Y. Lu, Y. Zhang, Y. Deng, W. Jiang, Y. Zhao, J. Geng, L. Ding, H. Ren, Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effects in liver, *Environ. Sci. Technol.* 50 (2016) 4054–4060.
- [105] Y. Deng, Y. Zhang, B. Lemos, H. Ren, Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure, *Sci. Rep.* 7 (2017) 46687.
- [106] Y.F. Yang, C.Y. Chen, T.H. Lu, C.M. Liao, Toxicity-based toxicokinetic/toxicodynamic assessment for bioaccumulation of polystyrene microplastics in mice, *J. Hazard. Mater.* 366 (2019) 703–713.
- [107] C.D. Dong, C.W. Chen, Y.C. Chen, H.H. Chen, J.S. Lee, C.H. Lin, Polystyrene microplastic particles: in vitro pulmonary toxicity assessment, *J. Hazard. Mater.* 385 (2020) 121575.
- [108] M. Geiser, B. Rothen-Rutishauser, N. Kapp, S. Schurch, W. Kreyling, H. Schulz, € M. Semmler, V.I. Hof, J. Heyder, P. Gehr, Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in lungs and in cultured cells, *Environ. Health Perspect.* 113 (2005) 1555–1560.
- [109] N.R. Yacobi, L. Demaio, J. Xie, S.F. Hamm-Alvarez, Z. Borok, K.J. Kim, E.D. Crandall, Polystyrene nanoparticle trafficking across alveolar epithelium, *Nanomedicine* 4 (2008) 139–145.

- [110] J.C. Prata, J.P. da Costa, I. Lopes, A.C. Duarte, T. Rocha-Santos, Environmental exposure to microplastics: an overview on possible human health effects, *Sci. Total Environ.* 702 (2020) 134455.
- [111] G.F. Schirinzi, I. Perez-Pomeda, J. Sanchi's, C. Rossini, M. Farre, D. Barcelo', Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells, *Environ. Res.* 159 (2017) 579–587.
- [112] H.W. Chiu, T. Xia, Y.H. Lee, C.W. Chen, J.C. Tsai, Y.J. Wang, Cationic polystyrene nanospheres induce autophagic cell death through the induction of endoplasmic reticulum stress, *Nanoscale* 7 (2015) 736–746.
- [113] J. Hwang, D. Choi, S. Han, S.Y. Jung, J. Choi, J. Hong, Potential toxicity of polystyrene microplastic particles, *Sci. Rep.* 10 (2020) 7391.
- [114] E. Frohlich, C. Samberger, T. Kueznik, M. Absenger, E. Roblegg, A. Zimmer, T.R. € Pieber, Cytotoxicity of nanoparticles independent from oxidative stress, *J. Toxicol. Sci.* 34 (2009) 363–375.
- [115] B. Wu, X. Wu, S. Liu, Z. Wang, L. Chen, Size-dependent effects of polystyrene microplastics on cytotoxicity and efflux pump inhibition in human Caco-2 cells, *Chemosphere* 221 (2019) 333–341.
- [116] M. Xu, G. Halimu, Q. Zhang, Y. Song, X. Fu, Y. Li, Y. Li, H. Zhang, Internalization and toxicity: a preliminary study of effects of nanoplastic particles on human lung epithelial cell, *Sci. Total Environ.* 694 (2019) 133794. 220 Guanglong Chen et al.
- [117] S.L. Lim, C.T. Ng, L. Zou, Y. Lu, J. Chen, B.H. Bay, H.M. Shen, C.N. Ong, Targeted metabolomics reveals differential biological effects of nanoplastics and nanoZnO in human lung cells, *Nanotoxicology* 13 (2019) 1117–1132.
- [118] S. Messinetti, S. Mercurio, G. Scari', A. Pennati, R. Pennati, Ingested microscopic plastics translocate from the gut cavity of juveniles of the ascidian *Ciona intestinalis*, *Eur. Zool. J.* 86 (2019) 189–195.
- [119] A.P. Walczak, P.J. Hendriksen, R.A. Woutersen, M. van der Zande, A.K. Undas, R. Helsdingen, H.H. van den Berg, I.M. Rietjens, H. Bouwmeester, Bioavailability and biodistribution of differently charged polystyrene nanoparticles upon oral exposure in rats, *J. Nanopart. Res.* 17 (2015) 231.
- [120] D.A. Norris, P.J. Sinko, Effect of size, surface charge, and hydrophobicity on the translocation of polystyrene microspheres through gastrointestinal mucin, *J. Appl. Polym. Sci.* 63 (1997) 1481–1492.
- [121] S.L. Wright, F.J. Kelly, Plastic and human health: a micro issue? *Environ. Sci. Technol.* 51 (2017) 6634–6647.
- [122] A.P. Walczak, E. Kramer, P.J. Hendriksen, P. Tromp, J.P. Helsper, M. van der Zande, I.M. Rietjens, H. Bouwmeester, Translocation of differently sized and charged polystyrene nanoparticles in vitro intestinal cell models of increasing complexity, *Nanotoxicology* 9 (2015) 453–461.
- [123] M.A. Browne, A. Dissanayake, T.S. Galloway, D.M. Lowe, R.C. Thompson, Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.), *Environ. Sci. Technol.* 42 (2008) 5026–5031.
- [124] P. Farrell, K. Nelson, Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.), *Environ. Pollut.* 177 (2013) 1–3.
- [125] D. Brennecke, E.C. Ferreira, T.M. Costa, D. Appel, B.A. da Gama, M. Lenz, Ingested microplastics (>100 µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*, *Mar. Pollut. Bull.* 96 (2015) 491–495.

- [126] Y. Song, X. Li, X. Du, Exposure to nanoparticles is related to pleural effusion, pulmonary fibrosis and granuloma, *Eur. Respir. J.* 34 (2009) 559–567.
- [127] C. Campanale, C. Massarelli, I. Savino, V. Locaputo, V.F. Uricchio, A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health, *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17 (2020) 1212.
- [128] J.N. Hahladakis, C.A. Velis, R. Weber, E. Iacovidou, P. Purnell, An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *J. Hazard. Mater.* 344 (2018) 179–199.
- [129] J. Wang, Z. Tan, J. Peng, Q. Qiu, M. Li, The behaviors of microplastics in the marine environment, *Mar. Environ. Res.* 113 (2016) 7–17.
- [130] R.U. Halden, Plastics and health risks, *Annu. Rev. Public Health* 31 (2010) 179–194.
- [131] L. Hermabessiere, A. Dehaut, I. Paul-Pont, C. Lacroix, R. Jezequel, P. Soudant, G. Duflos, Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: a review, *Chemosphere* 182 (2017) 781–793.
- [132] C.S. Kwan, H. Takada, Release of additives and monomers from plastic wastes, in: H. Takada, H.K. Karapanagioti (Eds.), *Hazardous Chemicals Associated With Plastics in the Marine Environment*, Springer International Publishing, Cham, 2019, pp. 51–70.
- [133] M. Rani, W.J. Shim, G.M. Han, M. Jang, N.A. Al-Odaini, Y.K. Song, S.H. Hong, Qualitative analysis of additives in plastic marine debris and its new products, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 69 (2015) 352–366. Human health effects of airborne microplastics 221
- [134] E. Diamanti-Kandarakis, J.P. Bourguignon, L.C. Giudice, R. Hauser, G.S. Prins, A.M. Soto, R.T. Zoeller, A.C. Gore, Endocrine-disrupting chemicals: an Endocrine Society scientific statement, *Endocr. Rev.* 30 (2009) 293–342.
- [135] R. Hauser, A.M. Calafat, Phthalates and human health, *Occup. Environ. Med.* 62 (2005) 806–818.
- [136] A. Sjodin, D.G. Patterson Jr., A. Bergman, A review on human exposure to brominated flame retardants—particularly polybrominated diphenyl ethers, *Environ. Int.* 29 (2003) 829–839.
- [137] E.L. Teuten, J.M. Saquing, D.R. Knappe, M.A. Barlaz, S. Jonsson, A. Bjorn, S.J. Rowland, R.C. Thompson, T.S. Galloway, R. Yamashita, D. Ochi, Y. Watanuki, C. Moore, P.H. Viet, T.S. Tana, M. Prudente, R. Boonyatumanond, M.P. Zakaria, K. Akkhavong, Y. Ogata, H. Hirai, S. Iwasa, K. Mizukawa, Y. Hagino, A. Imamura, M. Saha, H. Takada, Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife, *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 364 (2009) 2027–2045.
- [138] A.W. Verla, C.E. Enyoh, E.N. Verla, K.O. Nwarnorh, Microplastic–toxic chemical interaction: a review study on quantified levels, mechanism and implication, *SN Appl. Sci.* 1 (2019) 1400.
- [139] W. Wang, J. Wang, Different partition of polycyclic aromatic hydrocarbon on environmental particulates in freshwater: microplastics in comparison to natural sediment, *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 147 (2018) 648–655.
- [140] W. Wang, J. Wang, Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics, *Chemosphere* 193 (2018) 567–573.
- [141] L.A. Holmes, A. Turner, R.C. Thompson, Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment, *Environ. Pollut.* 160 (2012) 42–48.

- [142] L.A. Holmes, A. Turner, R.C. Thompson, Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions, *Mar. Chem.* 167 (2014) 25–32.
- [143] W. Zhang, X. Ma, Z. Zhang, Y. Wang, J. Wang, J. Wang, D. Ma, Persistent organic pollutants carried on plastic resin pellets from two beaches in China, *Mar. Pollut. Bull.* 99 (2015) 28–34.
- [144] A. Van, C.M. Rochman, E.M. Flores, K.L. Hill, E. Vargas, S.A. Vargas, E. Hoh, Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California, *Chemosphere* 86 (2012) 258–263.
- [145] S.M. Harmon, The effects of microplastic pollution on aquatic organisms, in: E.Y. Zeng (Ed.), *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, Elsevier, 2018, pp. 249–270 (Chapter 8).
- [146] E. Curren, S.C.Y. Leong, Profiles of bacterial assemblages from microplastics of tropical coastal environments, *Sci. Total Environ.* 655 (2019) 313–320.
- [147] I.V. Kirstein, S. Kirmizi, A. Wichels, A. Garin-Fernandez, R. Erler, M. Loder, G. Gerdt, Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles, *Mar. Environ. Res.* 120 (2016) 1–8.
- [148] M.T. Kettner, S. Oberbeckmann, M. Labrenz, H.-P. Grossart, The Eukaryotic Life on Microplastics in Brackish Ecosystems, *Front. Microbiol.* 10 (2019) 538.
- [149] C.D. Rummel, A. Jahnke, E. Gorokhova, D. Kuhnel, M. Schmitt-Jansen, Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment, *Environ. Sci. Technol. Lett.* 4 (2017) 258–267.
- [150] D.G. Kern, C. Kuhn III, E.W. Ely, G.S. Pransky, C.J. Mello, A.E. Fraire, J. Muller, Flock Worker’s lung: broadening the spectrum of clinicopathology, narrowing the spectrum of suspected etiologies, *Chest* 117 (2000) 251–259.
- [151] R.M. Washko, B. Day, J.E. Parker, R.M. Castellán, K. Kreiss, Epidemiologic investigation of respiratory morbidity at a nylon flock plant, *Am. J. Ind. Med.* 38 (2000) 628–638. 222 Guanglong Chen et al.
- [152] E. Barroso, M.D. Iban̄ez, F.I. Aranda, S. Romero, Polyethylene flock-associated interstitial lung disease in a Spanish female, *Eur. Respir. J.* 20 (2002) 1610–1612.
- [153] A. Miller, A.S. Teirstein, M. Chuang, I.J. Selikoff, R. Warshaw, Changes in pulmonary function in workers exposed to vinyl chloride and polyvinyl chloride\*, *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 246 (1975) 42–52.
- [154] L.G. Gallagher, W. Li, R.M. Ray, M.E. Romano, K.J. Wernli, D.L. Gao, D.B. Thomas, H. Checkoway, Occupational exposures and risk of stomach and esophageal cancers: update of a cohort of female textile workers in Shanghai, China, *Am. J. Ind. Med.* 58 (2015) 267–275.
- [155] P. Davison, R. Asch, Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific subtropical gyre, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 432 (2013) 173–180.
- [156] L. Mai, L.J. Bao, L. Shi, C.S. Wong, E.Y. Zeng, A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments, *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 25 (2018) 11319–11332.



Mashhad University of  
Medical Sciences  
Vice Chancellor for  
Research and Technology

# COMPREHENSIVE ANALYTICAL CHEMISTRY

## **Airborne Microplastics: Analysis, Fate and Human Health Effects**

**Jun Wang**

Translated by:

**Dr. Ziaeddin Bonyadi**  
**Afsaneh Esmaili Nasrabadi**