

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Государственная публичная научно-техническая библиотека
Сибирского отделения Российской академии наук

Серия «Экология»

Издается с 1989 г.

Выпуск 110

А. И. Сапрыкин, П. П. Самойлов

**МИКРО- И НАНОПЛАСТИКИ
В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ**

(Аналитика, источники, распределение
и проблемы экологии)

Аналитический обзор

Новосибирск, 2021

ББК 20.18

Сапрыкин А. И., Самойлов П. П. Микро- и нанопластики в окружающей среде (Аналитика, источники, распределение и проблемы экологии) = Micro- and nanoplastics in the environment (Analytics, sources, distribution and environmental issues) : аналит. обзор / Федер. гос. бюджет. учреждение науки Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук. – Новосибирск : ГПНТБ СО РАН, 2021. – 115 с. – (Сер. Экология. Вып. 110).

ISBN 978-5-94560-325-7

В предлагаемом обзоре рассмотрены литературные данные преимущественно за 2014–2020 гг. по проблемам микро- и нанопластиков в окружающей среде. В представленном материале нашли отражение наиболее актуальные вопросы этой глобальной проблемы. Читатель найдет здесь описание современного состояния аналитики микро- и наночастиц в сложных системах, включая биологические объекты. Кроме того, в обзоре освещено распределение МП и НП по отдельным экосферам: гидросфера, литосфера и атмосфера и описаны взаимодействие МП с микроорганизмами и фауной и флорой этих сфер. Обзор может быть полезен специалистам – экологам, медико-биологам, химикам-аналитикам, имеющим дело с изучением объектов окружающей среды, и студентам, обучающимся по экологическим специальностям.

This review considers the literature data mainly for 2014–2020 on the problems of micro- and nanoplastics in the environment. The presented material reflects the most pressing issues of this global problem. The reader will find here a description of the current state of the analytics of micro- and nanoparticles in complex systems, including biological objects. In addition, the review highlights the distribution of MPs and NPs in individual ecospheres: hydrosphere, lithosphere, and atmosphere, and describes the interaction of MPs with microorganisms and fauna and flora of these spheres. The review can be useful for specialists – ecologists, biomedical specialists, analytical chemists dealing with the study of environmental objects and students studying in environmental specialties.

Ответственный редактор д-р хим. наук, профессор В. Е. Федоров

Обзор подготовлен к печати д-ром пед. наук О. Л. Лаврик
канд. пед. наук Т. А. Калюжной
Л. Т. Юкляевской

ISBN 978-5-94560-325-7 © Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Государственная публичная научно-техническая библиотека
Сибирского отделения Российской академии наук
(ГПНТБ СО РАН), 2021

ПРЕДИСЛОВИЕ

Предлагаемый читателям обзор посвящен одной из наиболее актуальных проблем экологии – «Микро- и нанопластики в окружающей среде». Ее актуальность убедительно подтверждается числом публикаций. Только в 2020 г. в электронных версиях журналов, включенных в базы данных «Web of Science», по этой проблеме опубликовано 330 статей, из которых 64 обзора. Этот нарастающий поток исследований можно объяснить двумя причинами. Во-первых, тема сравнительно новая, многогранная и интересная, и много журналов первого квартиля, которые охотно и быстро публикуют работы по этой проблеме, во-вторых, эти исследования, как правило, включены в комплексные государственные и международные программы и, по-видимому, хорошо поддерживаются грантами. Такая ситуация поставила перед авторами обзора весьма трудную задачу – отразить действительно современное состояние проблемы. Когда заключения, общепринятые в 2019 г., ставятся под сомнение на основе результатов 2020 г., это обстоятельство необходимо отразить в обзоре, чтобы он не устарел еще до опубликования.

В большинстве публикаций по теме обзора подчеркивается необходимость соответствия выбора методов детектирования, идентификации и характеристики микропластиков (МП) и нанопластиков (НП) цели и задаче исследования [1–5].

Это обстоятельство нашло отражение в структуре обзора. В нем, прежде всего, рассмотрены проблемы аналитики МП и НП. Хотя в настоящее время постоянное взаимодействие и обмены микрочастицами между атмосферой, гидросферой и почвой доказаны и общепризнаны, тем не менее во многих работах взаимодействие между микробиотой и МП рассмотрены для одного конкретного отдела окружающей среды (атмосфера, гидросфера или литосфера) [6–10]. В связи с этим авторы посчитали целесообразным рассмотреть источники МП и их взаимодействие с растениями и микроорганизмами (МО) в каждой экосреде отдельно, но выделить воздействие на человека в отдельный раздел обзора.

У внимательного читателя обзора может возникнуть вопрос об отсутствии российских авторов в списках цитируемой литературы. Авторы обзора имеют ответ на этот вопрос, и он состоит в том, что такая ситуация предопределена количеством публикаций зарубежных и российских

исследователей. В 2020 г. из 330 опубликованных работ 8 выполнены с участием российских авторов. С целью ознакомить с авторами, тематикой и результатами этих работ российских студентов, аспирантов и молодых ученых, желающих работать в области экологических проблем МП и НП, ниже процитированы эти 8 работ [11–17].

ЛИТЕРАТУРА

1. Zhu J., Wang C. Recent advances in the analysis methodologies for microplastics in aquatic organisms: current knowledge and research challenges // *Analytical Methods*. 2020. Vol. 12(23). P. 2944–2957. DOI: 10.1039/d0ay00143k.
2. Li P., Li Q., Hao Z., Yu S., Liu J. Analytical methods and environmental processes of nanoplastics // *Journal of Environmental Sciences*. 2020. Vol. 94. P. 88–99. DOI: 10.1016/j.jes.2020.03.057.
3. Nguyen B., Claveau-Mallet D., Hernandez L. M., Xu E. G., Farner J. M., Tufenkji N. Separation and analysis of microplastics and nanoplastics in complex environmental samples // *Accounts of Chemical Research*. 2019. Vol. 52(4). P. 858–866. DOI: 10.1021/acs.accounts.8b00602.
4. Zhang Y., Gao T., Kang S., Allen S., Luo X., Allen D. Microplastics in glaciers of the Tibetan Plateau: Evidence for the long-range transport of microplastics // *Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 758, art. 143634. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143634.
5. Bianco A., Passananti M. Atmospheric micro and nanoplastics: an enormous microscopic problem // *Sustainability*. 2020. Vol. 12(18), art. 7327. DOI: 10.3390/su12187327.
6. Zhou Y., Wang J., Zou M., Jia Z., Zhou S., Li Y. Microplastics in soils: a review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 748, art. 141368. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141368.
7. Kurniawan S. B., Sheikh Abdullah S. R., Imron M. F., Ismail N. I. Current state of marine plastic pollution and its technology for more eminent evidence: a review // *Journal of Cleaner Production*. 2021. Vol. 278, art. 123537. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.123537.
8. Khalid N., Aqeel M., Noman A., Hashem M., Mostafa, Y. S., Alhaithloul H. A. S., Alghanem S. M. Linking effects of microplastics to ecological impacts in marine environments // *Chemosphere*. 2021. Vol. 264, art. 128541. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128541.
9. Zhang Y., Kang S., Allen S., Allen D., Gao T., Sillanpaa M. Atmospheric microplastics: a review on current status and perspectives // *Earth-Science Reviews*. 2020. Vol. 203, art. 103118. DOI: 10.1016/j.earscirev.2020.103118.
10. Leonov V. D., Tiunov, A.V. Interaction of invertebrates and synthetic polymers in soil: a review // *Russian Journal of Ecology*. 2020. Vol. 51. P. 503–517. DOI: 10.1134/S1067413620060041.

11. Ильина О. В., Колобов М. Ю., Ильинский В. В. Пластиковое загрязнение прибрежных поверхностных вод среднего и южного Байкала // *Водные ресурсы*. 2021. Т. 48, № 1. С. 42–51. DOI: 10.31857/S0321059621010181.
12. Esiukova E., Khatmullina L., Lobchuk O., Grave A., Kilesa A., Haseler M., Zyubin A., Chubarenko I. From macro to micro: dataset on plastic contamination along and across a sandy tide-less coast (the Curonian Spit, the Baltic Sea) // *Data in Brief*. 2020. Vol. 30, art. 105635. DOI: 10.1016/j.dib.2020.105635.
13. Chubarenko I., Esiukova E., Khatmullina L., Lobchuk O., Grave A., Kilesa K., Haseler M. From macro to micro, from patchy to uniform: analyzing plastic contamination along and across a sandy tide-less coast // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. Vol. 156, art. 111198. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111198.
14. Chubarenko I., Efimova I., Bagaeva M., Bagaev A., Isachenko I. On mechanical fragmentation of single-use plastics in the sea swash zone with different types of bottom sediments: Insights from laboratory experiments // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. Vol. 150, art. 110726. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110726.
15. Zobkov M., Belkina N., Kovalevski V., Zobkova M., Efremova T., Galakhina N. Microplastic abundance and accumulation behavior in Lake Onego sediments: a journey from the river mouth to pelagic waters of the large boreal lake // *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2020. Vol. 8(5), art. 104367. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104367.
16. Esiukova E., Zobkov M., Chubarenko I. Data on microplastic contamination of the Baltic Sea bottom sediment samples in 2015–2016 // *Data in Brief*. 2020. Vol. 28, art. 104887. DOI: 10.1016/j.dib.2019.104887.
17. Isachenko I. Catching the variety: Obtaining the distribution of terminal velocities of microplastics particles in a stagnant fluid by a stochastic simulation // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. Vol. 159, art. 111464. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111464.

ВВЕДЕНИЕ

Парадоксально, что на фоне нынешней обеспокоенности из-за загрязнения окружающей среды пластиком, производство первого синтетического пластика (форма нитроцеллюлозы) было направлено именно на защиту слонов как представителей окружающей среды и связано со снижением спроса на слоновую кость, из которой делались бильярдные шары, хотя шары из нитроцеллюлозы иногда взрывались при ударе. Действительно, сообщалось, что Джон Уэсли Хаятт, который предложил синтетический пластик для изготовления бильярдных шаров, прокомментировал свою цель так: «несмотря на их склонность к возгоранию, нитрат целлюлозы спас слона» [1].

В 1950-х годах мировое производство пластмасс оценивалось в 1,5 млн т, а в 2019 году достигло 368 млн т [2].

Срок службы пластмассовых изделий варьируется от менее 1 года до более 50 лет; следовательно, годовой объем пластиковых отходов не обязательно соотносится с производством в конкретном временном диапазоне. Нарушающее экологические требования обращение с отходами и несанкционированный сброс приводят к попаданию пластика в окружающую среду, а из-за длительного срока разложения пластика он легко накапливается в различных экологических средах [3].

Самым важным моментом является то, что естественное разложение пластмасс происходит чрезвычайно медленно. После физического, химического и (или) биологического воздействия на большие куски пластика, они будут распадаться на МП (1 мкм – 5 мм) или НП (< 1000 нм) [4].

Накопление пластика в окружающей среде привело, как следствие, к образованию и накоплению микропластиков – нового типа загрязняющих веществ. Исследователи обнаружили присутствие МП по всему миру: например, в отложениях на глубине 4601–5732 м в западной части Тихого океана (240 единиц на кг сухого веса наносов) [5], а также на коралловых рифах у острова Сиша Южно-Китайского моря (0,2–45,2 шт./л) [6]. Даже снег в Альпах [7] и на северном и южном полюсах [8–10] был загрязнен различным количеством МП или НП. В последние 15 лет именно МП из-за их повсеместного распространения, биодоступности и негативного воздействия на экосистемы привлекли большое внимание исследователей [11, 12].

В водной среде они были тщательно изучены и считаются потенциально опасными для ряда биологических сообществ [13, 14].

Исследования пластиковых отходов в океанах были впервые описаны в научной литературе в 1970-х гг. [15, 16], но до начала 2000-х гг. они не привлекали большого внимания научного сообщества. Термин «микропластик» в научной литературе появился в 2004 году в статье Thompson et al. для описания мелких пластиковых частиц в океанах [17]. По-видимому, эта статья стимулировала поиски МП, и вскоре они были обнаружены во всем мире в широком диапазоне окружающей среды, даже в организме человека. Количество исследований МП также резко выросло, особенно в области пресноводных и морских сред.

Принято разделять МП на две категории: первичные, которые производятся в виде частиц маленьких размеров и такими попадают в окружающую среду, и вторичные МП, которые получаются из более крупных пластиковых отходов под действием воды, ветра, солнечного света и других факторов окружающей среды. Первичные МП попадают в окружающую среду напрямую, тогда как вторичные – образуются в результате разрушения крупногабаритных кусков.

Микропластики были дополнительно классифицированы на основе их формы. Различают микрогранулы, гранулы, волокна, пены и фрагменты. Микрогранулы синтезируются эмульсионной, суспензионной и дисперсионной полимеризацией и обычно имеют сферическую форму. Гранулы – промышленное сырье для производства более крупных продуктов, и они могут непреднамеренно выбрасываться в окружающую среду во время производства и транспортировки. Они, как правило, цилиндрической или дисковой формы [18].

Пластиковые волокна обычно имеют цилиндрическую форму со средним диаметром 10–20 мкм и длиной до нескольких мм и образуются в результате износа текстильного материала. Пены и фрагменты в основном вторичного происхождения; они образуются путем механического истирания более крупных пластмассовых изделий и обычно имеют неправильную форму [19]. Форма и размер имеют решающее влияние на перенос МП во многих экологических матрицах, таких как атмосфера и почва; поэтому перенос через экологические среды может быть специфическим для разных типов МП [20–22].

К настоящему времени в англоязычной научной литературе широко представлены исследования по анализу, переносу и токсикологии микро- и нанопластиков в водной, наземной и атмосферной средах. Данный обзор является первой попыткой на русском языке отразить состояние этих вопросов. В этом обзоре обобщены результаты исследований МП и НП в окружающей среде, что не только обеспечивает более полную и обновленную систему знаний для российских исследователей, работающих или приступающих к работе в этой области, но также позволяет определить магистральные направления будущих исследований.

ЛИТЕРАТУРА

1. Frienkel S. A brief history of plastic's conquest of the world. Cheap plastic has unleashed a flood of consumer goods // *Scientific American*. 29 May 2011. URL: <https://www.scientificamerican.com/article/a-brief-history-of-plastic-world-conquest/> (дата обращения: 15.12.2020).
2. *PlasticsEurope. Plastics the Facts–2020*; PlasticsEurope: Brussels, Belgium, 2020. URL: www.plasticseurope.org (дата обращения 15.12.2020).
3. Blaesing M., Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 612. P. 422–435. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.086.
4. Jahnke A., Arp H. P. H., Escher B. I., Gewert B., Gorokhova E., Kühnel D., Ogonowski M., Potthoff A., Rummel C., Schmitt-Jansen M., Toorman E., MacLeod M. Reducing uncertainty and confronting ignorance about the possible impacts of weathering plastic in the marine environment: review // *Environmental Science & Technology Letters*. 2017. Vol. 4(3). P. 85–90. DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00008.
5. Zhang D. D., Liu X. D., Huang W., Li J. J., Wang C. S., Zhang D. S., Zhang C. F. Microplastic pollution in deep-sea sediments and organisms of the Western Pacific Ocean // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 259, art. 113948. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.113948.
6. Ding J. F., Jiang F. H., Li J. X., Wang Z. X., Sun C. J., Wang Z. Y., Fu L., Ding N. X., He C. F. Microplastics in the coral reef systems from Xisha Islands of South China Sea // *Environmental science & technology*. 2019. Vol. 53(14). P. 8036–8046. DOI: 10.1021/acs.est.9b01452.
7. Materic D., Kasper-Giebl A., Kau D., Anten M., Greilinger M., Ludewig E., van Sebille E., Rockmann T., Holzinger R. Micro- and nanoplastics in Alpine Snow: a new method for chemical identification and (semi) quantification in the nanogram range // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(4). P. 2353–2359. DOI: 10.1021/acs.est.9b07540.
8. Tekman M. B., Wekerle C., Lorenz C., Primpke S., Hasemann C., Gerdt G., Bergmann M. Tying up loose ends of microplastic pollution in the Arctic: distribution from the sea surface, through the water column to deep-sea sediments at the HAUSGARTEN observatory // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(7). P. 4079–4090. DOI: 10.1021/acs.est.9b06981.
9. Peeken I., Primpke S., Beyer B., Guetermann J., Katlein C., Krumpfen T., Bergmann M., Hehemann L., Gerdt G. Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic // *Nature Communications*. 2018. Vol. 9, art. 1505. DOI: 10.1038/s41467-018-03825-5.
10. Dawson A., Huston W., Kawaguchi S., King C., Cropp R., Wild S., Eisenmann P., Townsend K., Bengtson Nash S. Uptake and depuration kinetics influence microplastic bioaccumulation and toxicity in Antarctic Krill (*Euphausia superba*) // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(5). P. 3195–3201. DOI: 10.1021/acs.est.7b05759.
11. Wright S. L., Thompson R. C., Galloway T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review // *Environmental Pollution*. 2013. Vol. 178. P. 483–492. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.02.031.
12. Scheurer M., Bigalke M. Microplastics in Swiss floodplain soils // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(6). P. 3591–3598. DOI: 10.1021/acs.est.7b06003.

13. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review // *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62(12). P. 2588–2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
14. Rillig M. C., Bonkowski M. Microplastic and soil protists: A call for research // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 241. P. 1128–1131. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.147.
15. Carpenter E. J., Smith K. L. Plastics on the Sargasso sea surface // *Science*. 1972. Vol. 175(4027). P. 1240–1241. DOI: 10.1126/science.175.4027.1240.
16. Wong C. S., David R. G., Cretney W. J. Quantitative tar and plastic waste distributions in the Pacific Ocean // *Nature*. 1974. Vol. 247. P. 30–32.
17. Thompson R. C., Olsen Y., Mitchell R. P., Davis A., Rowland S. T., John A. W. G., McGonigle D., Russell A. E. Lost at sea: Where is all the plastic? // *Science*. 2004. Vol. 304(5672). P. 838. DOI: 10.1126/science.1094559.
18. Kooi M., Reisser J., Slat B., Ferrari F. F., Schmid M. S., Cunsolo S., Brambini R., Noble K., Sirks L.-A., Linders T. E. W., Schoeneich-Argent R. I., Koelmans A. A. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean // *Scientific Reports*. 2016. Vol. 6, art. 33882. DOI: 10.1038/srep33882.
19. Wu P., Huang J., Zheng Y., Yang Y., Zhang Y., He F., Chen H., Quan G., Yan J., Li T., Gao B. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019. Vol. 184, art. 109612. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109612.
20. Wang J., Liu X., Li Y., Powell T., Wang X., Wang G., Zhang P. Microplastics as contaminants in the soil environment: a mini-review // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 691. P. 848–857. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.209.
21. Zhang B., Yang X., Chen L., Chao J., Teng J., Wang Q. Microplastics in soils: a review of possible sources, analytical methods and ecological impacts // *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 2020. Vol. 95(8). P. 2052–2068. DOI: 10.1002/jctb.6334.
22. Zhang Y., Gao T., Kang S., Sillanpaa M. Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 254, art. 112953. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.121.

1. ДЕТЕКТИРОВАНИЕ, ИДЕНТИФИКАЦИЯ И ХАРАКТЕРИЗАЦИЯ МИКРО- И НАНОПЛАСТИКОВ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

1.1. Проблемы отбора проб

Репрезентативный отбор проб, возможно, является одним из наиболее важных шагов во время анализа окружающей среды; нерепрезентативный отбор проб приведет к ненадежным данным, независимо от того, насколько надежны последующая обработка и анализ проб [1].

1.1.1. Водная среда

Изучение микропластиков в окружающей среде начиналось с работ по их обнаружению и поведению в воде, и к настоящему времени накопилось довольно много данных по проблеме их отбора в водоемах различной природы. Методологии отбора проб МП в морской и пресной воде широко обсуждались [2, 3].

На количество и распределение микропластика в водной среде в значительной степени влияют метеорологические, временные и географические факторы, от которых может зависеть воспроизводимость результатов. С другой стороны, количество отобранного материала и методика его изучения могут повлиять на репрезентативность результатов. Результаты обычно выражаются как общее количество микропластика на единицу массы или объема образца (например, л⁻¹, в воде), иногда с подробным описанием размера, цвета и формы (например, волокна, частицы, фрагменты).

Микропластики распределяются в толще воды в зависимости от их свойств, таких как плотность, форма, размер, адсорбция химикатов и биообрастание, а также от условий окружающей среды, таких как плотность воды, ветер, течения и волны. Таким образом, количество и качество извлеченных микропластиков во многом зависят от места отбора проб и глубины. Методы отбора и обработки проб одинаковы как для проб пресной, так и морской воды, что позволяет стандартизировать методы в будущем. Однако могут быть обнаружены различия в распределении микропластика

в каждой системе, на которые влияют характеристики окружающей среды, такие как гидродинамические профили, а также плотность. Различия в плотности пресной и соленой воды, соответственно $1,00 \text{ г/см}^3$ и $1,03 \text{ г/см}^3$, могут привести к различному распределению микропластика в толще воды в каждой системе (то есть обычно микропластик будет глубже в толще воды в пресноводных системах). Таким образом, может потребоваться корректировка глубины и местоположения пробоотборника в зависимости от места отбора проб и солености. Репрезентативность может зависеть от отбора проб больших объемов воды, что часто достигается за счет уменьшения количества воды, не содержащей пластика, на месте с помощью сеток, сит или насосов, которые обычно используются для обработки ограниченных объемов воды. Таким образом, исследователи всегда стоят перед трудным выбором между репрезентативностью и предотвращением потенциального загрязнения. Стандартизация минимального объема выборки для достижения репрезентативности могла бы облегчить этот выбор.

Те же проблемы возникают при анализе водных организмов на содержание микропластиков, поскольку факторы водной среды могут периодически меняться в разных временных масштабах (например, сезоны и климат) или в соответствии с экологическими градиентами в разных пространственных масштабах (например, в бассейне и на глубине воды). Phuong et al. [4] сообщили, что качественный и количественный анализ микропластика в мидиях не зависел от сезонных колебаний. Тем не менее другое исследование, проведенное Catarino et al. [5], показало очевидные различия в количестве микропластика в мидиях, собранных в разное время года. Количество микропластика в морской воде по вертикали экспоненциально уменьшается с глубиной [6]. Другими словами, такие факторы, как деятельность человека, течения и осадки, могут влиять на количество и распределение микропластика. Таким образом, время и место отбора проб следует рассматривать как переменные факторы в процессе исследования. При координации методов отбора проб следует учитывать эти временные и пространственные различия [7].

Из-за различных целей исследования, методов и технологий, а также способов представления данных, их качество и полнота различаются, что влияет на надежность и сопоставимость данных. Трудно сравнивать образцы, собранные в разных странах, местах и в разное время [8].

До сих пор в работах в качестве объектов исследований использовались многие водные виды, такие как двустворчатые моллюски [9–11], рыбы [12, 13] и беспозвоночные [14, 15]. Помимо разнообразия представителей водной фауны в различных опубликованных работах объектами исследований становились весь живой организм или его части – желудок, печень, желудочно-кишечный тракт и т. д.

Полученные данные о микропластиках несопоставимы, а разные биологические образцы также усложняют процесс разложения пробы. Микро-

пластики распределены в окружающей среде неравномерно, что может помешать составлению представительного заключения. Необходимо не только стандартизировать методы идентификации и количественной оценки микропластиков, но и решить проблему репрезентативности выборки. Следовательно, следует выступать за создание стандартизированных операционных процедур, которые могут охватывать весь процесс анализа и обнаружения микропластиков в пробах морских организмов, включая отбор проб, предварительную обработку проб и идентификацию.

В исследовании Fossi et al. [16] в качестве нового комплексного инструмента мониторинга были предложены биоиндикаторы, чтобы оценить влияние захваченных микропластиков на морские организмы.

Этот метод может обеспечить нахождение точных концентраций микропластиков и других загрязнителей в организмах и одновременно оценить их соответствующие токсикологические эффекты. Выбор подходящего экологического и биологического индикаторного вида очень важен, так как это способствует оценке риска микропластиков в морской воде и оптимальному выбору будущих действий. Недавно в обзорной статье было предложено использовать мидии в качестве глобального идеального биологического индикатора для прогнозирования и измерения концентрации микропластиков в окружающей среде [7]. Количественное определение уровня загрязнителей в биологических индикаторах и конкретные реакции организмов на загрязнители могут облегчить мониторинг качества окружающей среды [17].

Мидии – это глобально распространенный представитель водной фауны. Кроме того, важные для человека морепродукты, мидии, вероятно, являются основным источником микропластиков, попадающих в организм человека из морской среды, поскольку они употребляются целиком. Мидиям их питатели-фильтры позволяют потреблять большие количества микропластика, и они были отмечены как виды, восприимчивые к поглощению микропластиков [18, 19].

Хотя отбор проб водных организмов сам по себе не является сложной задачей, действительно непросто выбрать подходящее место и время отбора проб и биологические индикаторы, чтобы представить микропластическое загрязнение водной среды, подверженной динамическим изменениям. Следует усилить репрезентативное исследование схемы отбора проб, особенно биологических, взятых из морской среды. Кроме того, оптимизация процесса отбора проб и разработка единых протоколов имеют основополагающее значение для точной оценки микропластического загрязнения водных организмов.

1.1.2. Почва

При работе с такой неоднородной матрицей, как почва, в сочетании с твердыми аналитами, такими как микропластики, для достижения надежных ре-

зультатов необходимо очень хорошо спланировать схему отбора проб [20]. Это означает, что цель исследования, область отбора проб, а также отбор проб с глубины должны быть точно определены заранее. Следует учитывать историю использования почв (например, сельскохозяйственные угодья, где применялось пластиковое мульчирование) и возможные сбросы из точечных (например, урны, места для пикников и т. д.) или диффузных источников, таких как близлежащие дороги. Кроме того, следует идентифицировать потенциальные зоны накопления МП, такие как впадины, где может осаждаться микропластик из поверхностных стоков, или гребни и живые изгороди, где скорость ветра замедляется, а отложение переносимых ветром твердых частиц увеличивается. В зависимости от цели исследования можно использовать несколько различных подходов к выборке. Среди возможных подходов к отбору проб можно отметить следующие [20]:

1. Систематическая выборка по сетке – это распределение точек выборки по узлам регулярного шаблона (например, квадратам или треугольникам). Начальная точка выбирается случайным образом и отсюда определяется ось координат. Затем остальные точки отбора проб размещаются через равные промежутки времени от этой начальной точки. Этот метод обеспечивает равномерный охват сайта и прост в применении.

2. Отбор проб на трансекте – одномерный систематический метод отбора проб. Точки отбора проб выбираются через равные промежутки времени по одной или нескольким прямым линиям. Линии трансекты могут быть параллельны друг другу, но не обязательно. Определение и реализация трансект в полевых условиях проще, чем использовать сетку.

3. Выборка по невыровненной сетке сочетает в себе преимущества случайной выборки и систематической выборки по сетке. Сетка определена, как указано выше, но точки отбора проб расположены в пределах отсеков сетки случайным образом. Это позволяет обеспечить хорошее покрытие при сохранении случайности.

4. Стратифицированная случайная выборка – это разделение области первоначальной выборки на более мелкие части (страты). Это полезно, если пласты значительно отличаются друг от друга и предполагается, что загрязнение внутри каждого пласта распределено более однородно, чем в месте отбора проб в целом.

После выбора подходящего подхода к отбору проб согласно цели исследования необходимо также рассмотреть количество точек отбора проб на каждом участке. Пробы могут быть как одноточечные, так и составные (несколько дискретных точечных образцов одинакового размера в пределах пространственной единицы объединяются и гомогенизируются в одну) [21].

Поскольку микропластики представляют собой частицы, сильно различающиеся по размеру, весьма вероятно, что количество микропластиков в почве и их размеры также значительно варьируются. Чтобы преодолеть эту неоднородность, использование составных выборок, взятых из определенных точек в пределах участка выборки, может оказаться полезным

для получения более репрезентативного отражения степени микропластического загрязнения объекта без необходимости транспортировать, хранить и анализировать слишком много образцов. Zhang и Liu [22] применили этот метод, определяя пять участков на каждом участке отбора проб, случайным образом отбирая шесть точечных проб с каждого участка и объединяя их в одну составную пробу. Scheurer и Bigalke [23] использовали аналогичный подход, составив пять образцов, взятых вдоль параллельных разрезов с разным расстоянием до реки.

Количество точек отбора проб на каждом участке (одноточечные или составные пробы) можно определить с помощью статистического анализа мощности. Однако идеальное количество повторов и объем образца сильно ограничиваются обработкой образца и последующими методами анализа, которые по-прежнему являются узким местом количественного определения микропластиков во всех средах [24].

На данный момент нет рекомендаций относительно минимального количества точек отбора проб на единицу пространства. Поскольку почвы представляют собой трехмерную среду, глубина отбора проб имеет первостепенное значение и всегда должна определяться и отражаться в протоколе. Если, например, в центре внимания исследования находится отложение микропластика на поверхности ненарушенной почвы, может быть достаточно объемного отбора предварительно определенных первых нескольких сантиметров. Если необходимо учитывать вертикальное распределение микропластика после вспашки, необходимо соответствующим образом адаптировать глубину отбора проб. С другой стороны, если необходимо определить загрязнение почвы на различной глубине, требуется отбор керна. Следует отметить, что, по литературным данным, анализируют, в основном, пласт поверхности почвы в пределах верхних 10 см [22, 23, 25–27], так как это диапазон, в котором наиболее вероятно находится основная масса микропластических частиц.

Однако механизмы нисходящего переноса микропластических частиц различного размера в ненарушенных почвах еще не были проанализированы [28]. Это следует сделать до определения стандартной глубины для анализа поверхности почвы. Полученное количество пробы (масса или объем) для каждой точки отбора также должно быть определено и задокументировано. Оно должно превышать количество, необходимое для определения общего содержания микропластика, что позволяет использовать дополнительные аликвоты образца (после гомогенизации) для определения содержания воды в качестве резервных образцов и образцов для анализа восстановления (в качестве контроля пригодности метода для данной конкретной почвы) [29].

Из-за неоднородного характера распределения микропластов, отбираемые в полевых условиях, более крупные образцы являются более репрезентативными, чем мелкие, и могут быть преобразованы в меньшую лабораторную пробу путем гомогенизации и разделения [30]. По литературным

данным, масса отобранных проб выбиралась произвольно, от 50 г [31] до 4 кг [26].

Пока накоплено слишком мало данных, чтобы рекомендовать минимальное количество пробы для репрезентативных образцов почвы, но оно должно, по крайней мере, превышать контрольную единицу массы или объема, чтобы избежать необоснованной экстраполяции. Разумной эталонной единицей будет количество единиц на 1 кг средней сухой массы, определенных из аликвот образца с использованием стандартной процедуры, например, ISO 11465 [32].

В этом случае образцы, взятые с поля, должны существенно превышать 1 кг с учетом содержания в них воды и дополнительных аликвот, которые могут потребоваться, как указано выше. Инструменты для отбора проб могут быть разными в зависимости от цели: для поверхностных проб можно использовать ложку, совок или совок из нержавеющей стали, а кротовой пробоотборник можно использовать, если целью является анализ более глубоких горизонтов. Все образцы должны быть перенесены в чистые и маркированные металлические или стеклянные контейнеры с крышками (без пластика) для транспортировки и хранения. Как правило, следует принимать меры для предотвращения загрязнения образцов микропластиками от инструментов, одежды или окружающего воздуха лабораторий и складских помещений. К сожалению, в настоящее время нет реальных и обоснованных предложений биоиндикаторов уровня угнетения почвы микропластиками.

1.1.3. Атмосфера

В большинстве опубликованных на сегодняшний день исследований атмосферных микропластиков отбор проб был проведен с использованием пассивного коллектора (общее осаждение), как это описано в работах [33–36]. В ранних исследованиях использовалось не стандартизированное оборудование для сбора. В выборку попадали ряд влажных и / или сухих отложений за различные периоды. Однако недавние разработки в области пассивного отбора проб атмосферных отложений привели к созданию стандартизированной системы металл / стекло, разработанной NILU (Норвежским институтом исследований воздуха). Эта система обеспечивает стандартизированный метод пассивного атмосферного осаждения без использования пластика, который идеально подходит для исследований микропластика. Преимуществами этих пробоотборников общего или объемного осаждения являются простота использования, стандартизация методологии и отсутствие необходимости в подаче электроэнергии на место исследования. Внедрение этого стандартизированного метода отбора проб позволяет проводить исследования в удаленных местах с минимальной инфраструктурой по очень низкой цене, но со стандартным протоколом сбора. Еще одна причина использования стандартизированного пробоот-

борника заключается в том, что объем прорыва (ветер, поднимающий частицы из сборной воронки перед улавливанием) является известным, что позволяет сравнивать его с другим отложенным материалом в дополнение к другим исследованиям пластичности.

Активные пробоотборники с насосом успешно используются для отбора проб известных объемов воздуха в определенные периоды в выбранных местах [37]. Этот высокоэффективный метод сбора проб, который следует стандартному протоколу сбора, может быть сопоставлен с метеорологическими условиями конкретного участка и известными условиями поверхности суши или океана. Активный отбор проб воздуха с помощью перекачки – это признанный метод мониторинга загрязнения атмосферы (микропластиков и других установленных атмосферных загрязнителей) [38]. Dris et al. [35] использовали методику активного отбора проб с нагнетанием воздуха, чтобы обеспечить возможность отбора (фильтрации) известного объема воздуха в помещении. Это гарантирует прогресс в стандартизации протокола отбора проб и, несмотря на более высокую интенсивность использования ресурсов (электричество, оборудование), пробы можно легко воспроизвести. Liu et al. [39] использовали активные пробоотборники, размещенные на крышах домов, с перекачкой $100 \pm 0,1$ л/мин, для отбора проб микропластика в воздушной массе города Шанхай, а в дальнейшем исследовании – для отбора проб микропластика из океанического воздуха во время морского путешествия через Китайское море (исследование Шанхай-Марианских островов) [40].

Пассивные пробоотборники атмосферных отложений обеспечивают определение количества микропластика, падающего на поверхность (например, городское дорожное покрытие, сельское поле или удаленная горная вершина), в зависимости от места и времени. Активные пробоотборники отбирают перекачиваемый воздух и, следовательно, предоставляют образец микропластика в воздушной массе, а не осажденных микропластических загрязнений. Активные пробы перекачиваемого воздуха позволяют определить количество микропластика в воздушной массе, который может не осаждаться. В результате, использование пассивных пробоотборников для сбора атмосферных отложений (влажных и/или сухих) рекомендуется в сочетании с активным отбором проб воздуха с перекачкой, чтобы получить полную картину содержания МП в воздухе. Для обеспечения достоверности, строгости и будущей сравнительной способности всех опубликованных исследований микропластиков важно четко указывать во всех полевых и лабораторных исследованиях следующее: тип оборудования, используемого для отбора образцов микропластика; продолжительность и даты всех выборок (представляющих период времени); пространственное расположение образцов (расположение и высота). Эта информация в сочетании с аналитическими ограничениями оборудования (например, ограничением размера и типа частиц) обеспечит сравнение результатов исследований с другими международными исследованиями МП.

ЛИТЕРАТУРА

1. Fries E., Dekiff J. H., Willmeyer J., Nuelle M.-T., Ebert M., Remy D. Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy // *Environmental Science-Processes & Impacts*. 2013. Vol. 15(10). P. 1949–1956. DOI: 10.1039/c3em00214d.
2. Prata J. C., da Costa J. P., Duarte A. C., Rocha-Santos T. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review // *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. 2019. Vol. 110. P. 150–159. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.029.
3. Stock F., Kochleus C., Baensch-Baltruschat B., Brennholt N., Reifferscheid G. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review // *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. 2019. Vol. 113. P. 84–92. DOI: 10.1016/j.trac.2019.01.014.
4. Phuong N. N., Poirier L., Pham Q. T., Lagarde F., Zalouk-Vergnoux A. Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: Location, season and/or mode of life? // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 129(2). P. 664–674. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.10.054.
5. Catarino A. I., Macchia V., Sanderson W. G., Thompson R. C., Henry T. B. 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 // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 237. P. 675–684. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.02.069.
6. Song Y. K., Hong S. H., Eo S., Jang M., Han G. M., Isobe A., Shim W. J. Horizontal and vertical distribution of microplastics in Korean coastal waters // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(21). P. 12188–12197. DOI: 10.1021/acs.est.8b04032.
7. Li J., Lusher A. L., Rotchell J. M., Deudero S., Turra A., Brate I. L. N., Sun C., Hos-sain M. S., Li Q., Kolandhasamy P., Shi H. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 244. P. 522–533. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.032.
8. Underwood A. J., Chapman M. G., Browne M. A. Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1332–1345. DOI: 10.1039/c6ay02641a.
9. Teng J., Wang Q., Ran W., Wu D., Liu Y., Sun S., Liu H., Cao R., Zhao J. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 653. P. 1282–1292. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.057.
10. Davidson K., Dudas S. E. Microplastic ingestion by wild and cultured manila clams (*Venerupis philippinarum*) from Baynes Sound, British Columbia // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2016. Vol. 71(2). P. 147–156. DOI: 10.1007/s00244-016-0286-4.
11. Van Cauwenberghe L., Janssen C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption // *Environmental Pollution*. 2014. Vol. 193. P. 65–70. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.
12. Steer M., Cole M., Thompson R. C., Lindeque P. K. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 226. P. 250–259. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.03.062.
13. Phillips M. B., Bonner T. H. Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico // *Marine Pollution Bulletin*. 2015. Vol. 100(1). P. 264–269. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.08.041.

14. Devriese L. I., van der Meulen M. D., Maes T., Bekaert K., Paul-Pont I., Frere L., Robbens J., Vethaak A. D. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area // *Marine Pollution Bulletin*. 2015. Vol. 98(1–2). P. 179–187. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.051.
15. Fang C., Zheng R., Zhang Y., Hong F., Mu J., Chen M., Song P., Lin L., Lin H., Le F., Bo J. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions // *Chemosphere*. 2018. Vol. 209. P. 298–306. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.101.
16. Fossi M. C., Peda C., Compa M., Tsangaris C., Alomar C., Claro F., Ioakeimidis C., Galgani F., Hema T., Deudero S., Romeo T., Battaglia P., Andaloro F., Caliani I., Casini S., Panti C., Baini M. Bioindicators for monitoring marine litter ingestion and its impacts on Mediterranean biodiversity // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 237. P. 1023–1040. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.11.019.
17. Reguera P., Couceiro L., Fernandez N. A review of the empirical literature on the use of limpets *Patella* spp. (Mollusca: Gastropoda) as bioindicators of environmental quality // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. Vol. 148. P. 593–600. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.11.004.
18. Li J., Qu X., Su L., Zhang W., Yang D., Kolandhasamy P., Li D., Shi H. Microplastics in mussels along the coastal waters of China // *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 214. P. 177–184. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.04.012.
19. Santana M. F. M., Ascer L. G., Custodio M. R., Moreira F. T., Turra A. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 106(1–2). P. 183–189. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.02.074.
20. Moeller J. N., Loeder M. G. J., Laforsch C. Finding Microplastics in soils: a review of analytical methods // *Environmental Science & Technology* 2020. Vol. 54(4). P. 2078–2090. DOI: 10.1021/acs.est.9b04618.
21. Habib D., Locke D. C., Cannone L. J. Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents // *Water Air and Soil Pollution*. 1998. Vol. 103(1–4). P. 1–8. DOI: 10.1023/a:1004908110793.
22. Zhang G. S., Liu Y. F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 642. P. 12–20. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.004.
23. Scheurer M., Bigalke M. Microplastics in Swiss floodplain soils // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(6). P. 3591–3598. DOI: 10.1021/acs.est.7b06003.
24. Miller M. E., Kroon F. J., Motti C. A. Recovering microplastics from marine samples: a review of current practices // *Marine Pollution Bulletin*. 2017. Vol. 123(1–2). P. 6–18. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.058.
25. Piehl S., Leibner A., Löder M. G. J., Laforsch C., Bogner C. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland // *Science Reports*. 2018. Vol. 8, art. 17950. DOI: 10.1038/s41598-018-36172-y.
26. Zhou Q., Zhang H., Fu C., Zhou Y., Dai Z., Li Y., Tu C., Luo Y. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea // *Geoderma*. 2018. Vol. 322. P. 201–208. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.02.015.
27. Liu M., Song Y., Lu S., Qiu R., Hu J., Li X., Bigalke M., Shi H., He D. A method for extracting soil microplastics through circulation of sodium bromide solutions //

- Science of the Total Environment. 2019. Vol. 691. P. 341–347. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.144.
28. Rillig M. C., Ingraffia R., Machado A. A. de S. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems // *Frontiers in Plant Science*. 2017. Vol. 8, art. 1805. DOI: 10.3389/fpls.2017.01805.
 29. Fries E., Dekiff J. H., Willmeyer J., Nuelle M.-T., Ebert M., Remy D. Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy // *Environmental Science-Processes & Impacts*. 2013. Vol. 15(10). P. 1949–1956. DOI: 10.1039/c3em00214d.
 30. LAGA PN 98. Richtlinie für das Vorgehen bei Physikalischen, Chemischen und Biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen. Mainz, 2001. 67 S. (Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall; № 32).
 31. Huerta E., Vega J. M., Ku-Quej V., Chi J. de los A., Sanchez del Cid L., Chi C., Escalona-Segura G., Gertsen H., Salánki T., van der Ploeg M. J., Koelmans A. A., Geissen V. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain // *Science Reports*. 2017. Vol. 7(1), art. 14071. DOI 10.1038/s41598-017-14588-2.
 32. ISO 11465. Soil quality – determination of dry matter and water content on a mass basis – gravimetric method // *International Standard Organization*. URL: <https://www.iso.org/standard/20886.html> (дата обращения: 20.12.2020).
 33. Allen S., Allen D., Phoenix V. R., Le Roux G., Jimenez P. D., Simonneau A., Binet S., Galop D. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment // *Nature Geoscience*. 2019. Vol. 12(5). P. 339–344. DOI: 10.1038/s41561-019-0335-5.
 34. Cai L., Wang J., Peng J., Tan Z., Zhan Z., Tan X., Chen Q. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence // *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. Vol. 24(32). P. 24928–24935. DOI: 10.1007/s11356-017-0116-x.
 35. Dris R., Gasperi J., Mirande C., Mandin C., Guerrouache M., Langlois V., Tassin B. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 221. P. 453–458. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.013.
 36. Klein M., Fischer E. K. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 685. P. 96–103. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.405.
 37. Hayward S. J., Gouin T., Wania F. Comparison of Four Active and Passive Sampling Techniques for Pesticides in Air // *Environmental Science & Technology*. 2010. Vol. 44(9). P. 3410–3416. DOI: 10.1021/es902512h.
 38. Dommergue A., Amato P., Tignat-Perrier R., Magand O., Thollot A., Joly M., Bouvier L., Sellegri K., Vogel T., Sonke J. E., Jaffrezou J.-L., Andrade M., Moreno I., Labuschagne C., Martina L., Zhang Q., Larose C. Methods to investigate the global atmospheric microbiome // *Frontiers in Microbiology*. 2019. Vol. 10, art. 243. DOI: 10.3389/fmicb.2019.00243.
 39. Liu K., Wang X., Fang T., Xu P., Zhu L., Li D. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 675. P. 462–471. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.110.
 40. Liu K., Wu T., Wang X., Song Z., Zong C., Wei N., Li D. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(18). P. 10612–10619. DOI: 10.1021/acs.est.9b03427.

2. МЕТОДЫ ИЗВЛЕЧЕНИЯ МИКРО- И НАНОПЛАСТИКОВ ИЗ ОБРАЗЦОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

2.1. Предварительная обработка образцов

Образцы проб окружающей среды могут содержать большое количество органических веществ (ОВ), особенно в сложных матрицах, таких как сточные воды, биота, почва и отложения. Даже в пресноводной системе МП и НП всегда покрыты биокоронами или связаны с организмами, что очень затрудняет анализ НП. Следовательно, почти всегда требуется процесс предварительной обработки для удаления органических фракций из образцов. Выбирая способ предварительной переработки, приходится решать две задачи – максимизации степени извлечения микропластиков и минимизации изменений в них.

Два основных подхода к разложению образцов широко описаны в литературе – это методы химической переработки и ферментативного расщепления [1].

В первом методе для обработки образцов используются различные химические реагенты, включая растворы кислот (HCl и HNO_3), щелочей (NaOH и KOH), окислителей (H_2O_2) и поверхностно-активных веществ (додecilсульфат натрия, ДСН). Нужно отметить, что в большинстве исследований, в которых использовались определенные химические вещества для разложения образцов, эффективность процедуры и влияние этих химических веществ на МП не рассматривались. Только в нескольких работах тщательно оценивалась применимость каждого протокола [2–6].

Использование растворов сильных кислот, таких как HCl и HNO_3 , а также 10% раствора ДСН даже при повышенных температурах (50°C) дает возможность разложить лишь около 40% природных органических веществ, включая растительные вещества, вещества животного происхождения, масла и парафины, показывая тем самым недостаточное снижение содержания органических веществ [2, 5]. Щелочи (NaOH и KOH) более эффективны для разложения тканей животных [3, 5], а эффективность переработки образцов намного выше, особенно при высокой концентрации и повышенной температуре. Cole et al. [2] сообщили, что 91,3% образцов природного планктона могут быть переработаны при применении оптимизированного протокола щелочного разложения (10 М NaOH при 60°C , 24 ч).

Однако при щелочной обработке наблюдались частичная деградация нейлоновых волокон, частиц полиэтилентерефталата (ПЭТ) и поликарбоната (ПК), слияние фрагментов полиэтилена (ПЭ) и эрозия гранул поливинилхлорида (ПВХ) [2, 4]. Раствор пероксида водорода (30%) нашел широкое применение для разложения органической матрицы в образцах сточных вод [7–9]. Согласно данным [6], обработка образца 30% H_2O_2 (7 дней) эффективно удаляет органические вещества, содержащиеся в сточных водах, что приводит к значительному повышению скорости фильтрации и не влияет на последующую идентификацию микропластиков. Другое исследование [4] показало, что полиамид 66 (ПА 66) может быть поврежден действием H_2O_2 при концентрациях выше 30%, а обработка полипропилена (ПП) 30% H_2O_2 при 70 °С также привела к значительному уменьшению размера его частиц. Таким образом, для образцов, содержащих эти целевые материалы, следует соблюдать особую осторожность при использовании H_2O_2 в качестве раствора для разложения. Использование реагента Фентона ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$) оказалось наиболее подходящей процедурой для разрушения сложных матриц образцов окружающей среды [4, 5]. Обработка этим реагентом даже почв и шламов позволяет удалить более 86% органических веществ, что намного выше, чем при использовании методов разложения кислотными или щелочными растворами. Более того, обычно используемые типы полимеров, в том числе ПП, ПЭ низкой плотности, ПЭ высокой плотности, полистирол (ПС), ПЭТ, ПА66, ПК и полиметилметакрилат (ПММ), не показали никаких свидетельств изменений после процесса разложения пробы [4].

Доказано, что ферментативное расщепление является полезным методом отделения пластиковых частиц от матриц в сложных пробах окружающей среды. После оптимизации процедуры разложения [2] было показано, что более 97% (по массе) матриц в образцах морской воды, богатых планктоном, могут быть переработаны с помощью эффективного фермента протеиназы-К без повреждения присутствующих МП. Об аналогичной эффективности разложения сообщалось также при выделении МП из мидий [10].

Однако главным препятствием широкому применению этого метода является высокая цена протеиназы-К, которая используется в приложениях молекулярной биологии. Хотя другие, недорогие ферменты, такие как протеаза и трипсин, также считаются эффективными для разложения органических компонентов [11, 12]; основными мишенями этих ферментов являются ткани животных.

Известен метод последовательной ферментативной очистки [13], который подходит для переработки различных типов образцов окружающей среды, таких как сточные воды, отложения, биота и пищевые продукты. В этом исследовании, основанном на конкретных органических соединениях, использовались различные наборы ферментов и многоступенчатое ферментативное расщепление с последующей обработкой H_2O_2 показало

значительно улучшение эффективности переработки. Однако сложность процедуры и относительно долгое время разложения (несколько дней) могут препятствовать широкому использованию этого подхода. Фактические данные показали, что обработка ферментами не оказывает значительного влияния на структуру микропластиков, а непрерывные методы ферментативного расщепления и очистки имеют хорошие перспективы для применения. Однако эффективность расщепления ферментами относительно низкая, а экономические затраты высоки. Использование других методик и комбинированных методов может увеличить скорость ферментативной обработки и снизить экономические затраты. Таким образом, необходимы дополнительные усилия для изучения взаимодействия различных ферментов с биологическими материалами, прежде чем они будут широко применяться для переработки биологических матриц из образцов водных организмов.

2.2. Импульсное ультразвуковое извлечение

В дополнение к химическому расщеплению Wagner et al. [14] предложили новый метод, а именно импульсное ультразвуковое расщепление для извлечения микропластиков из матрицы кишечника рыб. Биологические образцы помещали в резервуар для импульсного ультразвукового расщепления и подвергали воздействию прямоугольных импульсных сигналов с частотой 39–41 кГц, тем самым извлекая микропластики из матриц. По сравнению с химической обработкой этот метод не разрушает тканевые компоненты биологических образцов. Микропластики, извлеченные таким образом, можно использовать для анализа состава методом инфракрасной спектроскопии с преобразованием Фурье. Хотя микропластики были успешно извлечены из биологических образцов водных организмов с использованием этого метода, о скорости извлечения микропластиков не сообщалась. Кроме того, стареющие и хрупкие частицы пластика могут разрушаться во время ультразвуковой обработки и искусственно создавать новые вторичные микропластики, что мешает последующему анализу. Такие ограничения этого метода могут препятствовать его широкому применению. Поэтому, по крайней мере на данный момент, импульсная ультразвуковая экстракция не рекомендуется для переработки водных организмов с целью извлечения микропластиков.

2.3. Мембранная фильтрация

Мембранная фильтрация обычно используется в пробах воды или водных растворов для отделения твердых частиц. Для нее характерны простота обращения, высокая эффективность и приемлемые факторы обогащения.

Мембраны с различным размером пор (от нескольких мкм до десятков нм) позволяют фракционировать МП и НП разного размера. Используя фильтр из целлюлозы 2,5 мкм, Hernandez et al. легко отделяли МП и НП из раствора, полученного обработкой пластикового чайного пакетика ультрачистой водой при 95 °С [15].

Мембраны из политетрафторэтилена с размером пор 0,2 мкм также использовались для отделения НП от МП в пробах талого альпийского снега [16].

Одним из преимуществ метода является то, что размер и морфология НП, хранящихся на фильтре, могут быть сохранены и доступны для дальнейшей идентификации и количественной оценки. Однако, когда размер пор выходит из нанометрового диапазона в сторону уменьшения, засорение мембраны замедляет процесс фильтрации, а возможное повреждение поровых структур значительно уменьшает допустимый объем образцов, которые можно фильтровать [17].

Стоимость мембран зависит от размера ее пор, причем мембраны с меньшими порами из тех же материалов намного стоят дороже, что делает практически невозможным анализ больших объемов образцов. Целесообразным подходом является последовательный процесс фильтрации с мембранами с разным размером пор. Hernandez et al. провели пятиступенчатую фильтрацию с использованием мембран с размером пор 25 мкм, 2,5, 0,45 и 0,1 мкм (дважды) для определения минимального размера НП ПЭ в скрабах для лица, что в некоторой степени уменьшило закупорку пор [18].

Поскольку известно, что некоторые мембранные материалы могут сильно адсорбировать искусственные наночастицы (ИНЧ), следует также учитывать адсорбцию НП [19]. Однако эффективность фильтрации и извлечение НП оцениваются редко, что может повлиять на точную количественную оценку НП в последующем анализе.

2.4. Ультрафильтрация

Ультрафильтрация – еще один метод, позволяющий одновременно концентрировать, разделять и очищать НП. В этом методе мембранного разделения фильтрование жидкости осуществляется под действием разности давлений до и после мембраны. Размер пор ультрафильтрационных мембран варьируется от 0,01 до 0,1 мкм [20].

После ультрафильтрации остается небольшой объем растворителя, что облегчает сбор частиц и в значительной степени снижает возможности потери образца и изменения или агрегации частиц. При анализе НП в субтропическом течении Северной Атлантики, 1 л фильтрованной морской воды уменьшили до объема 10 мл с помощью ячейки с перемешиванием 8200-Amicon с мембраной на основе полисульфона (10 кДа) с коэффициентом обогащения 100 [21].

Ультрафильтрация с поперечным потоком также использовалась для разделения НП в пробах питьевой воды. Несмотря на хорошую воспроизводимость, извлечение 50 нм сфер ПС было чрезвычайно низким (всего 12,7%), что требует дальнейшей оптимизации для повышения эффективности метода [22].

2.5. Полевое фракционирование потока

Полевое фракционирование потока (ПФП) является мощным инструментом для разделения ИНЧ [23], поэтому было естественно ожидать попытки адаптации этого метода для дискриминации НП в окружающей среде по размеру. Gigault et al. [24] предложили оптимизированный вариант метода ПФП с асимметричным потоком (AF4), который позволяет сортировать НП ПС во всем диапазоне коллоидных размеров от 1 до 800 нм. Регулировка параметров релаксации и элюирования (без изменения состава подвижной фазы и компонентов канала) также позволяет с высоким разрешением различать субфракции: 10–100 нм, 100–200, 200–450 и 450–800 нм в диаметре, демонстрируя мощные возможности AF4 для разделения микро- и нанопластиков. Метод также применялся для выделения НП из проб окружающей среды и морских пищевых продуктов [22, 25]. После ферментативного расщепления образцов рыб НП ПС (100 нм) успешно отделены и дополнительно охарактеризованы с помощью AF4 в сочетании с многоугловым светорассеянием с пределом обнаружения 52 мкг/г рыбы [25]. Однако метод не смог обнаружить НП ПЭ в образцах рыб из-за высокого фона светорассеяния, следовательно, анализ различных полимеров с помощью AF4 должен быть оптимизирован в каждом конкретном случае. В целом, это по-прежнему сложный метод, требующий многоступенчатой оптимизации параметров и большого количества пользовательского опыта, что было бы затруднительно для новых операторов [24].

2.6. Экстракция в точке помутнения

Экстракция в точке помутнения широко применялась для концентрирования и выделения ИНЧ из проб окружающей среды [26–28].

Метод основан на разделении гомогенного раствора поверхностно-активных веществ (ПАВ) при определенных условиях на две изотропные фазы: одна из них, обогащенная ПАВ, содержит вещества, имеющие гидрофобный характер, до фазового разделения распределенные по всему объему; другая – фаза, обедненная ПАВ, или водная фаза, содержит ПАВ с концентрацией до критической концентрации мицеллообразования и остаточные количества веществ, не перешедших в фазу, обогащенную ПАВ.

Недавно, этот метод с использованием Triton X-45 (TX-45) в качестве ПАВ был впервые предложен для обогащения НП в реальных водах [29].

При использовании НП ПС и ПММ в качестве моделей целевые НП могут быть легко захвачены мицеллой ПАВ выше точек помутнения и хорошо отделены от матриц после центрифугирования. В оптимальных условиях можно получить коэффициент обогащения 500 без повреждения исходного размера и морфологии НП в исходных образцах. Между тем ТХ-45 в выбранной богатой ПАВ фазе может разлагаться при 190 °С в течение 3 часов, что не мешает дальнейшему количественному определению НП. Путем добавления 8,47–12,1 мкг/л модельных НП в речную, морскую воду, приток и сточные воды со станции очистки сточных вод можно получить степень извлечения 76,6–96,6%, что показывает, что этот метод применим для определения НП в широком диапазоне экологических вод.

Иза-за сверхмалой массы НП в водной системе фактора обогащения 500 может быть недостаточно. Поскольку только 10 мл каждого образца применялось для оптимизации метода экстракции в точке помутнения в исследовании [29], использование большего объема образцов для экстракции или многоступенчатой экстракции может еще больше увеличить коэффициент обогащения [30].

2.7. Жидкостная экстракция под давлением

Жидкостная экстракция под давлением оказалась подходящим методом извлечения пластиковых фрагментов из сложных проб окружающей среды. В процедуру были включены два этапа: образцы сначала экстрагировали метанолом при 100 °С для удаления всех экстрагируемых органических соединений; а затем выбранные пластмассы были извлечены с использованием дихлорметана при 180 °С.

Микрочастицы пяти широко используемых пластиков, включая ПС, ПВХ, ПЭТ, ПП и полиэтилен высокой плотности, были количественно извлечены из проб городских отходов и почв [31].

Хотя жидкостная экстракция под давлением – простой и быстрый метод, его недостаток состоит в том, что он является деструктивным и, в принципе, позволяет извлекать все пластмассы различного размера. Невозможно охарактеризовать исходный размер и форму НП и МП в образцах, что затрудняет отслеживание их источника. Более того, все типы извлеченных пластмасс будут однородно смешиваться с пластиковыми остатками после испарения растворителя, что является большой проблемой для последующей идентификации и количественной оценки.

2.8. Термический щелочной гидролиз

Пластмассы – это полимеры с разной степенью полимеризации. Теоретически идентификацию пластмасс можно проводить путем анализа типичных

строительных блоков после деполимеризации. Однако разложение полимеров с углерод-углеродной основной цепью очень сложно, за исключением щелочного гидролиза сложноэфирных групп [32].

Wang et al. применили термический щелочной гидролиз для деполимеризации содержащих сложноэфирные группы ПЭТ и ПК [33].

После выдержки в системе пентанола или бутанола при 135° С или 115° С в течение 30 минут в присутствии гидроксида калия ПЭТ и ПК были хорошо деполимеризованы, в то время как количества ПЭТ и ПК можно рассчитать, анализируя содержание продуктов гидролиза, то есть п-фталевой кислоты (РТА) и бисфенола А (ВРА) в системе, методом жидкостной хроматографии и тандемной масс-спектрометрии (ЖХ-МС / МС). Успешная количественная оценка частиц ПЭТ и ПК в осадке сточных вод, кормах для домашних животных и фекалиях показывает, что этот косвенный метод измерения эффективен и для оценки загрязнения, переноса и потенциального воздействия ПЭТ и ПК в окружающей среде [34, 35].

Однако этот метод применим только для ПЭТ и ПК со сложноэфирными группами в основной цепи, что препятствует его широкому использованию. Процедура гидролиза стирает исходный размер и морфологию пластиковых частей, и МП и НП в образцах будут количественно определены вместе. Следовательно, вклад крупных пластиковых обломков следует исключить соответствующими методами, если требуется отдельный анализ МП и НП.

2.9. Электростатическое разделение

Хорошо известен и применяется в промышленности способ электростатической сепарации электропроводных материалов от диэлектриков. Принцип этого способа удалось использовать в методе электростатического отделения микропластических частиц от матрицы твердого вещества. Хотя эксперименты, проведенные Hidalgo-Ruz et al. [36] в этом направлении, потерпели неудачу, Felsing et al. [37] удалось реализовать эту методику. Электростатическое разделение обеспечивает относительно высокую пропускную способность при уменьшении массы до 99% и степени извлечения 90–100% для чистых микропластических частиц размером от 63 мкм до 5 мм. Однако для достижения этих высоких степеней извлечения образцы подвергались процедуре трижды, продолжительностью 3–4 часа на 150 г образца. Кроме того, авторы [37] заявляют, что применимость метода не зависит от содержания органического вещества, плотности частиц, формы, возраста или биообрастания. Однако метод не подходит для влажных образцов, и его пригодность для образцов глинистой почвы сомнительна из-за неизбежного образования агрегатов. Кроме того, необходимо проверить его применимость для очень мелких частиц, поскольку силы сцепления с металлическим барабаном и скребком могут быть выше силы

тяжести, что может привести к значительным потерям небольшой микропластической фракции в конечном образце.

2.10. Масляная экстракция

Crichton et al. [38] разработали и применили простой подход для извлечения микропластиков из твердых образцов, используя липофильные свойства поверхности большинства микропластиков. Как выяснилось, в качестве экстрагента подходят растительные масла.

Высушенные образцы осадка смешивают с водой и маслом канолы (рапсовое), затем тщательно перемешивают и оставляют отстаиваться до тех пор, пока масляная, водная и минеральные фракции полностью не разделятся – любые микропластические частицы, контактирующие с маслом, должны, таким образом, попасть в слой масла и могут легко переноситься на фильтр. По данным, представленным в [38], степень извлечения находится в диапазоне от 90 до 100% для всех семи протестированных типов полимеров, показывая таким образом лучшие результаты извлечения, чем для двух сравниваемых методов разделения по плотности в растворах NaI и CaCl₂. Процедура проста, безопасна, дешева и эффективна по времени, но может потребовать дополнительного этапа для удаления органических веществ из образца. Позднее, в работе [39], эти результаты нашли подтверждение. Метод экстракции с применением касторового масла был использован для отделения микропластиков (0,3 – 1 мм) из четырех сложных матриц окружающей среды, таких как речные и морские взвешенные вещества на поверхности, а также отложения морских пляжей и сельскохозяйственные почвы. Метод показал высокие скорости извлечения для четырех полимеров (полипропилен, полистирол, полиметилметакрилат и полиэтилентерефталат, модифицированный гликолем (ПЭТ-G)), использованных в эксперименте с добавкой, со средней степенью извлечения 99% ± 4% (среднее ± SD) и средним уменьшением веса матрицы 95% ± 4% (сухой вес). Для проверки взвешенные твердые частицы из реки Рейн без добавок прошли протокол экстракции касторовым маслом. Из 978 микропластичных частиц, обнаруженных в общей сложности в пяти исследованных образцах, 773 были извлечены в верхней масляной фазе, а 205 – из нижней водной и твердой фазы, что привело к степени извлечения 74% ± 13%. Для матриц образцов, богатых органическими веществами, требовалась дополнительная стадия разложения H₂O₂ для достижения адекватной очистки образца [39].

ЛИТЕРАТУРА

1. Zarfl C. Promising techniques and open challenges for microplastic identification and quantification in environmental matrices // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2019. Vol. 411(17). P. 3743–3756. DOI: 10.1007/s00216-019-01763-9.
2. Cole M., Webb H., Lindeque P. K., Fileman E. S., Halsband C., Galloway T. S. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms // *Scientific Reports*. 2014. Vol. 4, art. 4528. DOI: 10.1038/srep04528.
3. Dehaut A., Cassone A.-L., Frere L., Hermabessiere L., Himber C., Rinnert E., Riviere G., Lambert C., Soudant P., Huvet A., Duflos G., Paul-Pont I. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization // *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 215. P. 223–233. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.05.018.
4. Hurley R. R., Lusher A. L., Olsen M., Nizzetto L. Validation of a method for extracting microplastics from complex, organic-rich, environmental matrices // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(13). P. 7409–7417. DOI: 10.1021/acs.est.8b01517.
5. Prata J. C., da Costa J. P., Girao A. V., Lopes I., Duarte A. C., Rocha-Santos T. Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 686. P. 131–139. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.456.
6. Tagg A. S., Sapp M., Harrison J. P., Ojeda J. J. Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array-based reflectance Micro-FT-IR imaging // *Analytical Chemistry*. 2015. Vol. 87(12). P. 6032–6040. DOI: 10.1021/acs.analchem.5b00495.
7. Dyachenko A., Mitchell J., Arsem N. Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluent // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1412–1418. DOI: 10.1039/c6ay02397e.
8. Mason S. A., Garneau D., Sutton R., Chu Y., Ehmann K., Barnes J., Fink P., Papazissimos D., Rogers D. L. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent // *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 218. P. 1045–1054. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.08.056.
9. Mintenig S. M., Int-Veen I., Loeder M. G. J., Primpke S., Gerdtts G. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging // *Water Research*. 2017. Vol. 108. P. 365–372. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.015.
10. Karlsson T. M., Vethaak A. D., Almroth B. C., Ariese F., van Velzen M., Hasselov M., Leslie H. A. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation // *Marine Pollution Bulletin*. 2017. Vol. 122(1–2). P. 403–408. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.081.
11. Catarino A. I., Thompson R., Sanderson W., Henry T. B. Development and optimization of a standard method for extraction of microplastics in mussels by enzyme digestion of soft tissues // *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2017. Vol. 36(4). P. 947–951. DOI: 10.1002/etc.3608.
12. Courtene-Jones W., Quinn B., Murphy F., Gary S. F., Narayanaswamy B. E. Optimisation of enzymatic digestion and validation of specimen preservation methods for the analysis of ingested microplastics // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1437–1445. DOI: 10.1039/c6ay02343f.
13. Loeder M. G. J., Imhof H. K., Ladehoff M., Loeschel L. A., Lorenz C., Mintenig S., Piehl S., Primpke S., Schrank I., Laforsch C., Gerdtts G. Enzymatic purification of

- microplastics in environmental samples // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(24). P. 14283–14292. DOI: 10.1021/acs.est.7b03055.
14. Wagner J., Wang Z.-M., Ghosal S., Rochman C., Gassel M., Wall S. Novel method for the extraction and identification of microplastics in ocean trawl and fish gut matrices // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1479–1490. DOI: 10.1039/c6ay02396g.
 15. Hernandez L. M., Xu E. G., Larsson H. C. E., Tahara R., Maisuria V. B., Tufenkji N. Plastic teabags release billions of microparticles and nanoparticles into tea // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(21). P. 12300–12310. DOI: 10.1021/acs.est.9b02540.
 16. Materic D., Kasper-Giebl A., Kau D., Anten M., Greilinger M., Ludewig E., van Seville E., Rockmann T., Holzinger R. Micro- and nanoplastics in alpine snow: a new method for chemical identification and (semi)quantification in the nanogram range // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(4). P. 2353–2359. DOI: 10.1021/acs.est.9b07540.
 17. Abdelrasoul A., Doan H., Lohi A., Cheng C.-H. The influence of aggregation of latex particles on membrane fouling attachments & ultrafiltration performance in ultrafiltration of latex contaminated water and wastewater // *Journal of Environmental Sciences*. 2017. Vol. 52. P. 118–129. DOI: 10.1016/j.jes.2016.03.023.
 18. Hernandez L. M., Yousefi N., Tufenkji N. Are there nanoplastics in your personal care products? // *Environmental Science & Technology Letters*. 2017. Vol. 4(7). P. 280–285. DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00187.
 19. Zhou X.-x., Lai Y.-j., Liu R., Li S.-s., Xu J.-w., Liu J.-f. Polyvinylidene fluoride micropore membranes as solid-phase extraction disk for preconcentration of nanoparticulate silver in environmental waters // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(23). P. 13816–13824. DOI: 10.1021/acs.est.7b04055.
 20. Majedi S. M., Lee H. K. Recent advances in the separation and quantification of metallic nanoparticles and ions in the environment // *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. 2016. Vol. 75. P. 183–196. DOI: 10.1016/j.trac.2015.08.009.
 21. Ter Halle A., Jeanneau L., Martignac M., Jarde E., Pedrono B., Brach L., Gigault J. Nanoplastic in the North Atlantic subtropical gyre // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(23). P. 13689–13697. DOI: 10.1021/acs.est.7b03667.
 22. Mintenig S. M., Bauerlein P. S., Koelmans A. A., Dekker S. C., van Wezel A. P. Closing the gap between small and smaller: towards a framework to analyse nano- and microplastics in aqueous environmental samples // *Environmental Science-Nano*. 2018. Vol. 5(7). P. 1640–1649. DOI: 10.1039/c8en00186c.
 23. Tan Z.-Q., Yin Y.-G., Guo X.-R., Amde M., Moon M. H., Liu J.-F., Jiang G.-B. Tracking the transformation of nanoparticulate and ionic silver at environmentally relevant concentration levels by hollow fiber flow field-flow fractionation coupled to ICPMS // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(21). P. 12369–12376. DOI: 10.1021/acs.est.7b03439.
 24. Gigault J., El Hadri H., Reynaud S., Deniau E., Grassl B. Asymmetrical flow field flow fractionation methods to characterize submicron particles: application to carbon-based aggregates and nanoplastics // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2017. Vol. 409(29). P. 6761–6769. DOI: 10.1007/s00216-017-0629-7.
 25. Correia M., Loeschner K. Detection of nanoplastics in food by asymmetric flow field-flow fractionation coupled to multi-angle light scattering: possibilities, challenges and analytical limitations // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2018. Vol. 410(22). P. 5603–5615. DOI: 10.1007/s00216-018-0919-8.

26. Chao J.-b., Liu J.-f., Yu S.-j., Feng Y.-d., Tan Z.-q., Liu R., Yin Y.-g. Speciation analysis of silver nanoparticles and silver ions in antibacterial products and environmental waters via cloud point extraction-based separation // *Analytical Chemistry*. 2011. Vol. 83(17). P. 6875–6882. DOI: 10.1021/ac201086a.
27. Liu J.-f., Yu S.-j., Yin Y.-g., Chao J.-b. Methods for separation, identification, characterization and quantification of silver nanoparticles // *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. 2012. Vol. 33. P. 95–106. DOI: 10.1016/j.trac.2011.10.010.
28. Yu S.-j., Chao J.-b., Sun J., Yin Y.-g., Liu J.-f., Jiang G.-b. Quantification of the uptake of silver nanoparticles and ions to HepG2 cells // *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47(7). P. 3268–3274. DOI: 10.1021/es304346p.
29. Zhou X.-x., Hao L.-t., Wang H.-y.-z., Li Y.-j., Liu J.-f. Cloud-point extraction combined with thermal degradation for nanoplastic analysis using pyrolysis gas chromatography-mass spectrometry // *Analytical Chemistry*. 2019. Vol. 91(3). P. 1785–1790. DOI: 10.1021/acs.analchem.8b04729.
30. Hartmann G., Schuster M. Species selective preconcentration and quantification of gold nanoparticles using cloud point extraction and electrothermal atomic absorption spectrometry // *Analytica Chimica Acta*. 2013. Vol. 761. P. 27–33. DOI: 10.1016/j.aca.2012.11.050.
31. Fuller S., Gautam A. A Procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction // *Environmental Science & Technology*. 2016. Vol. 50(11). P. 5774–5780. DOI: 10.1021/acs.est.6b00816.
32. Gewert B., Plassmann M. M., MacLeod M. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment // *Environmental Science-Processes & Impacts*. 2015. Vol. 17(9). P. 1513–1521. DOI: 10.1039/c5em00207a.
33. Wang L., Zhang J., Hou S., Sun H. A simple method for quantifying polycarbonate and polyethylene terephthalate microplastics in environmental samples by liquid chromatography-tandem mass spectrometry // *Environmental Science & Technology Letters*. 2017. Vol. 4(12). P. 530–534. DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00454.
34. Zhang J., Wang L., Halden R. U., Kannan K. Polyethylene terephthalate and polycarbonate microplastics in sewage sludge collected from the United States // *Environmental Science & Technology Letters*. 2019. Vol. 6(11). P. 650–655. DOI: 10.1021/acs.estlett.9b00601.
35. Zhang J., Wang L., Kannan K. Polyethylene terephthalate and polycarbonate microplastics in pet food and feces from the United States // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(20). P. 12035–12042. DOI: 10.1021/acs.est.9b03912.
36. Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R. C., Thiel M. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification // *Environmental Science & Technology*. 2012. Vol. 46(6). P. 3060–3075. DOI: 10.1021/es2031505.
37. Felsing S., Kochleus C., Buchinger S., Brennholt N., Stock F., Reifferscheid G. A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 234. P. 20–28. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.11.013.
38. Crichton E. M., Noel M., Gies E. A., Ross P. S. A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1419–1428. DOI: 10.1039/c6ay02733d.
39. Mani T., Frehland S., Kalberer A., Burkhardt-Holm P. Using castor oil to separate microplastics from four different environmental matrices // *Analytical Methods*. 2019. Vol. 11(13). P. 1788–1794. DOI: 10.1039/c8ay02559b.

3. МЕТОДЫ ИДЕНТИФИКАЦИИ И ХАРАКТЕРИЗАЦИИ

3.1. Инфракрасная спектроскопия с преобразованием Фурье

В настоящее время инфракрасная спектроскопия с преобразованием Фурье (ИКПФ) является наиболее часто используемым методом для идентификации микропластических компонентов в должным образом подготовленной пробе. Преимущества метода в простоте, высокой точности и неразрушении образцов. Сопоставляя инфракрасные спектры частиц образца со стандартными спектрами полимера в спектральной библиотеке, с помощью этого метода можно не только идентифицировать наличие микропластиков, но и определять конкретные типы полимеров [1].

Однако традиционная инфракрасная спектроскопия занимает много времени, а для определения цели анализа требуется предварительная сортировка частиц пробы вручную. При этом микропластики, содержащиеся в пробе в незначительном количестве, и микропластики с небольшими размерами частиц чаще всего остаются нерассмотренными [2]. В последнее время наиболее часто используемой технологией стало объединение микроскопии и ИКПФ (микро-ИКПФ) на одной платформе с переключением между линзой объектива и инфракрасным детектором для синхронизации визуализации образцов и сбора спектров [3]. Микро-ИКПФ не требует сложного процесса подготовки образцов, и она может непосредственно идентифицировать микропластики на пленках, обеспечивая беспыльную среду для идентификации микропластиков, предотвращая внешние загрязнения [4].

Три основных режима микро-ИКПФ, а именно режим пропускания, режим отражения и режим ослабленного полного отражения, были применены для анализа и идентификации микропластиков [5].

Различные режимы могут быть выбраны в соответствии с различными сценариями применения. Режим пропускания подходит для идентификации тонких и прозрачных пластиковых пленок и может давать спектры с высоким разрешением. При идентификации необходимо следить за тем, чтобы инфракрасные лучи проникали через пластик. Режим отражения подходит для анализа непрозрачных и толстых микропластиков. Режим ослабленного полного отражения подходит для идентификации микропластиков с неравномерной толщиной; он часто используется для идентификации

пластиковых частиц размером более 300 мкм. Поскольку интенсивность затухающей волны ослабленного полного отражения экспоненциально уменьшается с увеличением расстояния от поверхности кристалла, этот метод обычно нечувствителен к толщине образцов. В настоящее время наименьший размер частиц микропластика, который может быть определен с помощью микро-ИКПФ, составляет 20 мкм, что не позволяет идентифицировать более мелкие пластиковые частицы в окружающей среде [6].

Кроме того, влага в образце может мешать процессу идентификации, следовательно, образцы должны быть тщательно высушены перед идентификацией.

Обычная микро-ИКПФ может дать спектральные кривые только для одной точки образца, но не может анализировать спектральные кривые для многих точек пластиковых образцов, что препятствует обнаружению микропластиков с небольшим размером образца. С развитием технологии спектрального обнаружения была выполнена идентификация микропластиков с помощью микро-ИКПФ на основе массива фокальной плоскости [7–9].

Инфракрасное изображение образца может быть получено в поле зрения матрицы фокальной плоскости для анализа всего микропластика на мембране фильтра. Существует два широко используемых метода оценки полученных спектров: поиск в базе данных на основе сравнения полных спектрограмм эталонной библиотеки спектров [10] и искусственная интерпретация соответствующих полос колебаний на основе справочных таблиц [11, 12].

Большинство программ ИКПФ могут запускать базу данных с функцией поиска по библиотеке эталонного спектра. Существует множество алгоритмов, которые можно использовать для расчета индекса качества совпадений, которые могут количественно определить сходство между измеренными образцами и эталонными спектрами [13]. Искусственная интерпретация требует много времени и профессиональных знаний, и подходит только для анализа небольшого количества образцов.

3.2. Спектроскопия комбинационного рассеяния

Спектроскопия комбинационного рассеяния (КР) также использовалась для идентификации микропластиков во многих исследованиях. Под действием возбуждающего света образец может излучать волны неупругого рассеяния света с различными частотами возбуждающего света за счет взаимодействия между возбуждающим излучением и функциональными группами микропластика в образце. Микропластические компоненты образцов могут быть быстро и точно определены путем сравнения спектров комбинационного рассеяния образцов со спектрами из стандартной спектральной библиотеки. В последнее время, подобно микро-ИКПФ, используется микро-спектроскопия комбинационного рассеяния света (микро-КР), кото-

рая сочетает в себе микроскопию и КР и успешно применяется для анализа и идентификации микропластиков [14]. Микро-КР в сочетании с микроскопией может использоваться для идентификации микропластиков размером менее 1 мкм. Сравнение ИКПФ с КР приводит к выводу, что КР особенно рекомендуется для очень мелких пластиковых частиц (< 20 мкм) [15]. В этой работе один и тот же образец с размером частиц < 400 мкм был исследован с помощью ИКПФ и КР и было показано, что эффективность идентификации микропластиков ИКПФ по сравнению с КР была значительно ниже (около 35%), особенно для частиц с размером < 20 мкм.

Лишь недавно для исследования МП и НП в морской воде применили метод комбинационного пинцета, сочетающий оптический пинцет с КР спектроскопией. Это позволило осуществить оптический захват и химическую идентификацию обычных НП (включая ПП, ПЭ, ПС и нейлон) вплоть до диапазона 50 нм [16], что могло бы стать потенциальным инструментом для мониторинга загрязнения МП и НП в морской системе.

Одновременное использование методов разделения (ПФП) и индикации (ультрафиолетовое излучение или многоугловое рассеяние света) нанопластиков в одной измерительной ячейке с последующей идентификацией микро- и нанопластиков микро-КР, использующей оптический пинцет, позволило охарактеризовать частицы размером до 200 нм при содержании 10^9 частиц в одном литре [17].

Метод оптического пинцета в сочетании с микро-КР получает свое развитие в новых исследованиях, и перспективы этого направления несомненны [18].

Однако у КР есть и определенные недостатки. Одним из основных является то, что образцы, загрязненные примесями с флуоресцентными характеристиками, такие как экологические пигменты, добавки и другие, могут повлиять на результаты измерения. Спектроскопия комбинационного рассеяния не может определять флуоресцентные образцы, потому что получаемые спектры КР перекрывают спектры микропластиков [19]. Кроме того, индуцированная лазером флуоресценция также является помехой [20].

Флуоресценцию можно уменьшать изменением длины волны возбуждающего излучения, но уменьшение флуоресценции будет сопровождаться уменьшением интенсивности линий спектра КР микропластиков. Следовательно, существует острая необходимость в определении оптимальной длины волны возбуждения для поддержания баланса между подавлением флуоресценции и низкой интенсивностью сигнала, чтобы получить более точные результаты идентификации. Более того, данные показали, что максимальное общее количество частиц микро-КР составляет приблизительно 5000 частиц и метод имеет самую высокую способность распознавания для частиц (5–10 мкм), что может приводить к недооценке содержания микропластика в образцах [21].

3.3. Сканирующая электронная микроскопия и энергодисперсионная рентгеновская спектроскопия

В сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) сфокусированный электронный луч используется для сканирования поверхности микропластика для получения изображений поверхности. Он обеспечивает высокое разрешение и большое увеличение деталей поверхности, что дает значительные преимущества для идентификации микропластика. Однако СЭМ требует, чтобы образец был твердым, нерадиоактивным, немагнитным, сухим, со стабильным составом; кроме того, он должен быть покрыт плохо проводящими или непроводящими материалами в испытательной среде с высоким вакуумом, чтобы предотвратить накопление заряда. Таким образом, процесс предварительной обработки образцов с помощью СЭМ требует строгого выполнения протокола. С развитием технологии СЭМ была проведена идентификация микропластиков с помощью СЭМ в сочетании с энергодисперсионной рентгеновской спектроскопией (ЭДРС). Сочетание этих двух методов может использоваться в условиях низкого вакуума без каких-либо эффектов покрытия и заряда [22].

Анализ элементного состава предполагаемых частиц может помочь отличить углеродсодержащие микропластики от неорганических веществ. СЭМ-ЭДРС можно использовать для качественного анализа состава микропластика из образца, что облегчает определение источника загрязнения этими микропластиками [23]. Преимущества СЭМ-ЭДРС состоят в обеспечении химического анализа и уменьшении возможности ошибочной оценки; однако с помощью этого метода невозможно отличить добавки и адсорбенты от микропластиков. Кроме того, спектрометр КР очень дорогой, а метод требует больших затрат времени, что ограничивает количество образцов, которые можно обработать в течение определенного периода времени [24].

3.4. Методы термического анализа

Для идентификации микропластиков в дополнение к ИКПФ и КР применялись методы термического анализа, включая термогравиметрический анализ в сочетании с дифференциальной сканирующей калориметрией (ТГА-ДСК), газово-хроматографической масс-спектрометрией (ГХ-МС) и элементным анализом. Изменения физических и химических свойств полимеров можно определить по термической стабильности образцов. Когда полимеры переходят из твердого состояния в жидкое или газообразное, они поглощают большое количество тепла и дают эндотермические пики. ТГА-ДСК – эффективный метод определения термических свойств полимерных материалов. Majewsky et al. сообщили [25], что метод ТГА-ДСК

можно использовать для идентификации смеси ПЭ и ПП, потому что температуры их эндотермических пиков сильно различаются, составляя $101 \pm 2^\circ \text{C}$ и $164 \pm 1^\circ \text{C}$ соответственно. Однако этот метод нельзя использовать для идентификации ПА, ПЭТ, ПВХ и полиуретана из-за схожих пиковых температур и перекрывающихся сигналов.

Многообещающими термоаналитическими методами получения информации о составе МП и НП в диапазоне до 20 мкм являются методы, основанные на масс-спектрометрии. Один из таких методов описан Duemichen et al. в работе [26]. Исследователи подвергали предварительно гомогенизированный образец полному термическому разложению. Продукты разложения соответствующего МП адсорбировались на твердофазном адсорбере и затем анализировались с помощью термодесорбционной газовой хроматографии и масс-спектрометрии. Для точной идентификации в первую очередь были выбраны конкретные продукты разложения соответствующего полимера. Эта методика получила название – пиролитическая газовой хроматографическая масс-спектрометрия (ПИР-ГХ-МС). Число исследований, сообщающих об использовании ПИР-ГХ-МС для количественного определения НП, постоянно растет. В основе метода ПИР-ГХ-МС лежит термическое разложение полимерных смесей на мономеры и осколки при высоких температурах ($> 500^\circ \text{C}$) в инертной атмосфере и их последующее разделение с помощью газовой хроматографии. Продукты разложения НП и их индикаторные ионы идентифицируются и количественно определяются с помощью масс-спектрометрии [27–29].

Одним из основных преимуществ ПИР-ГХ-МС является возможность селективной идентификации и количественного определения различных МП и НП в пробах окружающей среды в полностью автоматизированной системе. Хотя достигнутые пределы обнаружения для различных полимеров в пробах окружающей среды, полученных с помощью пиролиза в микрочастицах [27], очень низкие (вплоть до ppt-ppm), основными недостатками ПИР-ГХ-МС являются ограничение минимального размера частиц приблизительно 50 мкм из-за ручного переноса частиц в трубку для пиролиза, необходимость в различных типах пиролиза (например, пиролиз в печи, на нити накала и пиролиз по точке Кюри), а также отсутствие информации о размере частиц. Кроме того, чувствительность все еще может быть препятствием для идентификации и количественного определения НП без использования процедур предварительной обработки образцов.

Термоэкстракционная десорбция в сочетании с методом газовой хроматографии-масс-спектрометрии (ТЭД-ГХ-МС) по используемым принципам очень похожа. Отличие состоит в том, что термическое разложение осуществляется в условиях теплового баланса. Это дает дополнительную информацию о потере массы при нагревании. Обычно тигель для ТЭД-ГХ-МС имеет больший объем, чем для ПИР-ГХ-МС. Это позволяет вводить в печь до нескольких десятков миллиграммов пробы, тогда как в ПИР-ГХ-МС ограничение составляет несколько миллиграмм. После разложения в

ТЭД-ГХ-МС продукты собираются на адсорбере. По окончании термической экстракции адсорбер переводят на термодесорбцию и газовую хроматографию с МС детектированием. Все шаги можно автоматизировать [30]. Профиль термического разложения с ТЭД-ГХ-МС немного отличается от профиля ПИР-ГХ-МС. Это связано с тем, что программы термодесорбции обычно выполняются при максимальной температуре 200 °С, и более крупные соединения не десорбируются и не переносятся в ГХ-МС. Преимущество ТЭД-ГХ-МС заключается в том, что в спектрометр вводится меньшее количество веществ, и предполагается меньшее загрязнение. Оба метода позволяют протекать пиролизу в контролируемых условиях и генерировать воспроизводимые и согласованные составы продуктов разложения. С помощью обоих методов было продемонстрировано, что количественное определение микропластика возможно [31–33]. Кроме того, многообещающими представляются совсем недавние разработки в области термической фрагментации и времяпролетной масс-спектрометрии с матрично-активированной лазерной десорбцией / ионизацией [34].

Масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой, работающая в режиме одиночных частиц (оч-ИСП-МС), считается элегантным методом скрининга образцов, содержащих низкие концентрации (масса/количество) ИНЧ [35], и она широко используется для характеристики металлических наночастиц (НЧ) [35], предоставляя информацию об элементном составе частиц, размере (сферический эквивалентный диаметр [нм]) и распределении по размерам, численной плотности частиц (частиц/мл) и массовой концентрации (мг/л).

Совсем недавно пилотное исследование продемонстрировало успешное использование оч-ИСП-МС для обнаружения микропластиков и их количественного определения (числовой плотности частиц) [36].

При таком подходе отдельные пластиковые частицы наблюдаются как короткие переходные сигналы или всплески сигнала при сверхбыстром непрерывном мониторинге (с временем пребывания детектора 100 мкс) интенсивности при соотношении массы к заряду (m/z), равным 13 ($^{13}C^+$) с использованием квадрульного блока ИСП-МС, работающего в режиме одиночного события. Кроме того, размеры, полученные для микросфер полистирола из распределения интегральной интенсивности сигнала, хорошо сравнивались с размерами, определенными с помощью электронной микроскопии. Однако до сих пор возможности этого метода были продемонстрированы только для первичных частиц ПС диаметром 1 и 2,5 мкм, в то время как необходимы также дальнейшие исследования для улучшения этого метода, что сделает его пригодным для изучения НП [37].

Совсем недавно с помощью этого метода был выполнен анализ микропластиков в потребительских продуктах [38]. Обнаружение микрочастиц полистирола размером до 1,2 мкм было достигнуто путем мониторинга изотопа ^{13}C . Пластиковые микрочастицы размером до 5 мкм были полностью переведены в газовую фазу, что позволило обнаружить микро-

пластики, определить их количественно с использованием водных стандартов растворенного углерода и измерить распределение по размерам обнаруженных частиц. Предел обнаружения 100 частиц на миллилитр был достигнут при времени сбора данных 5 мин.

3.5. Лазерная дифракция

Анализатор размера частиц на основе лазерной дифракции (ЛД) помогает оценить распределение частиц по размерам по дифракционной картине прохождения лазерного луча через взвесь частиц. С его помощью определяется угловое изменение интенсивности света, когда лазерный луч проходит через диспергированную частицу. Угол дифракции обратно пропорционален размеру частиц. Путем расчета интенсивности углового рассеяния оцениваются размер угла дифракции и распределение частиц. Распределение взвешенного по объему эквивалентного сферического диаметра рассчитывается с использованием теории Ми (все размеры частиц) или приближения Фраунгофера (большие частицы) [39].

С помощью метода динамического рассеяния света (ДРС) анализируется распределение по размерам мелких частиц, которые суспендированы или растворены в жидкости. Броуновское движение частиц в суспензии приводит к тому, что свет от луча лазера рассеивается с различной интенсивностью. Анализ колебаний интенсивности позволяет определить скорость броуновского движения и рассчитать размер частиц по уравнению Стокса-Эйнштейна.

Область применения ДРС для измерения характеристик МП и НП – это небольшие количества частиц в интервале от нескольких микрон до 1 нм. Однако размер частиц, измеренный с помощью ДРС, может быть неточным, поскольку анализ предполагает, что все частицы являются сферическими. Присутствие НП в диапазоне 1–1000 нм в морской воде и обычном косметическом продукте (скраб для лица) было обнаружено с помощью ДРС [40, 41].

Возникновение НП (< 100 нм) из-за солнечной деградации микропластиков в морской воде исследовали с помощью ДРС [42]. Образование наночастиц, состоящих из ПЭ (90%) и ПП (10%) во время фотодеструкции, измеряли с помощью настраиваемого устройства ДРС *in situ*. Образование мелких частиц на начальной стадии и дефекты в исходных частицах пластика миллиметрового размера, вызванные УФ-деструкцией, характеризовались функцией автокорреляции в ДРС.

Агрегация-седиментация полистирола (70, 1050 нм) со взвешенными твердыми частицами (каолиновая глина) изучалась на эффективность прикрепления путем измерения супернатанта с помощью ДРС до изучения переноса и удержания НП или МП в реке с использованием гидравлического

моделирования [43]. Метод ДРС применяли для обнаружения НП (ПС) в образцах рыб с пределом обнаружения 52 мкг/г рыбы [44].

3.6. Анализ траекторий наночастиц

Анализ траекторий наночастиц (АТН) – метод визуализации и изучения наночастиц в растворах. В его основе лежит наблюдение за броуновским движением отдельных наночастиц, скорость которых зависит от вязкости и температуры жидкости, а также размера и формы НЧ. Это позволяет использовать данный принцип для измерения размера наночастиц в коллоидных растворах и суспензиях. Одновременно с определением размера возможно измерение интенсивности рассеянного света индивидуальной НЧ, что позволяет разделять частицы по их материалу. Третьим измеряемым параметром является концентрация каждой из фракций наночастиц. Для визуализации НП используют освещение их взвеси сфокусированным лазерным лучом. Отдельные НП размером менее длины волны при этом ведут себя как точечные рассеиватели. При наблюдении освещенного объема раствора через ультрамикроскоп сверху отдельные НЧ выглядят как светлые точки на темном фоне. Высокочувствительная видеокамера регистрирует броуновское движения таких точек и в реальном времени передает видео на персональный компьютер для сохранения и обработки: выделения отдельных наночастиц на каждом кадре и отслеживания перемещений частиц между кадрами. Скорость броуновского движения, выраженная в виде среднеквадратичного смещения частицы за определенное время (связана с размером частицы уравнением Стокса-Эйнштейна), позволяет рассчитать диаметр частицы. Кроме того, измеренная усредненная по всем кадрам интенсивность рассеяния этой же самой частицы потенциально может быть использована для разделения НП по материалу, а также для обнаружения присутствия сильно анизотропных НЧ (стержней, трубок, пластин). Исходя из известного объема области наблюдения, который задан оптическими характеристиками прибора, и количества частиц, посчитанных в нем, рассчитывают концентрацию каждой из фракций в шт./мл. Разрешающая способность метода АТН выше, чем у ЛД и ДРС. Распределение по размерам, определенное АТН, может быть менее чувствительным к присутствию крупных частиц и агрегатов, чем при ДРС и ЛД [45]. С помощью этого метода можно обнаруживать частицы размером до 30 нм, но не возможно измерять частицы размером более 2000 нм (2 мкм) [46]. Однако анализ МП / НП с использованием АТН занимает больше времени (до 1 часа), чем с применением ДРС (несколько минут). Этот метод применялся для измерения распределения НП / МП по размерам в воде [47]. В работе [48] исследовали образование МП и НП во время разложения семи пластиков (ПЭ, ПП и пять потребительских пластиков) и их распределение по размерам в диапазоне от 30 до 60 мкм, используя устройство АТН.

Определение распределения частиц по размерам (30–2000 нм) во время разрушения латексной пленки (ПС) было выполнено с помощью метода АТН [49].

3.7. Проточная цитометрия

Поскольку большинство микропластиков рассеивают свет и обладают определенными оптическими свойствами, проточная цитометрия (ПЦМ) является подходящим быстрым и надежным методом для анализа МП. Sgier et al. использовали ПЦМ для обнаружения и отделения микропластических частиц полистирола от образцов био пленки, чтобы понять динамику микробного сообщества [50]. Другие исследования с использованием ПЦМ обычно включают обнаружение МП в организмах, таких как бактерии, беспозвоночные и фитопланктон, и подчеркивают потенциал взаимодействия между микроорганизмами и микропластиками [51, 52]. Кроме того, ПЦМ оказалась многообещающим подходом для характеристики МП в морской воде и изучения их воздействия на морские организмы и скорость осаждения [53]. Woods et al. [54] количественно оценили поглощение, переваривание и разложение микропластических волокон ПЭТ в голубых мидиях с использованием ПЦМ, а также определили, что концентрации ПЭТ-микропластика в мидиях, собранных в фильтрованной морской воде, находятся в диапазоне от 3000 до 30 000 МП на литр. Основным ограничением для широкого использования ПЦМ является необходимость нахождения каждой частицы МП отдельно в проточном цитометре.

3.8. Флуоресцентная спектроскопия

В ряде работ [55–57] описано применение флуоресцентной спектроскопии для обнаружения и количественной оценки микропластиков в организмах и воде. Например, Chen et al. [55] использовали флуоресцентную спектроскопию для анализа взаимодействия между микропластиками ПС и гуминовой кислотой, которая служит в данном случае ароматической моделью растворенного органического вещества (РОВ) при различных значениях pH. В этом исследовании изучались спектроскопические и микроструктурные изменения комплекса РОВ-МП посредством обнаружения повышенных изменений интенсивности флуоресценции. Полученные данные предоставили аналитическую платформу для оценки гетероагрегации МП и роли МП в переносе других загрязнителей в окружающей среде [55].

Флуоресцентный спектрофотометр также использовался для измерения концентрации микропластика у личинок [56] и рыбок данио [57]. Хотя флуоресцентная спектроскопия позволяет обнаруживать микропластики

по одной линии поглощения и линии излучения с высокой чувствительностью, необходимо, чтобы образцы были флуоресцентными или помечены флуоресцентными красителями. Кроме того, применение этого метода требует необходимой предварительной обработки образцов для извлечения и очистки МП.

3.9. Гиперспектральная визуализация

Гиперспектральная визуализация (ГСВ) создает изображения со спектральной информацией, относящейся к отсканированным материалам в образце. Основываясь на уникальном взаимодействии между различными химическими веществами в образце и падающим светом с разными длинами волн, специфическое поглощение или рассеяние света реализуется в виде отличительных спектров в широком диапазоне длин волн [58].

Эти спектральные характеристики или особенности «отпечатков пальцев» сильно зависят от химического состава и физической структуры (например, формы, размера и цвета) различных материалов [59].

Гиперспектральная визуализация использовалась для оценки размеров, форм и типов полимеров микропластиков, таких как ПП, ПС и ПЭ, как в морской воде, так и в почве [60–64]. Эти исследования доказали, что ГСВ – это быстрая, неинвазивная, неразрушающая и надежная платформа для визуализации. Она обеспечивает прямую визуализацию образцов с возможной химической идентификацией, а также позволяет картировать химическое распределение целевых компонентов [65].

Однако основными недостатками ГСВ являются сложность визуализации работы и этап обработки данных. Поскольку данные гиперспектрального картирования (пикселей на строку) огромны, пользователи должны разрабатывать индивидуальные алгоритмы для извлечения нужной информации [66]. Кроме того, относительно низкое качество изображения, полученное при сканировании, по сравнению с изображением в электронных микроскопах (низкая частота кадров при сканировании и требования академической подготовки) также препятствуют реализации полного потенциала ГСВ [67].

3.10. Атомно-силовая микроскопия

Сравнительно недавно атомно-силовая микроскопия (АСМ) была применена для изучения бактериальной адгезии, деградации и дестабилизации МП в морских экосистемах, включая пластиковый морской мусор, такие как ПВХ и ПЭ [68, 69]. Атомно-силовая микроскопия обнаружила морфологические изменения на пластиковых поверхностях после колонизации и роста бактерий [68].

Таким образом, АСМ является многообещающим методом определения характеристик МП и нанопластиков и заслуживает дальнейшего изучения и применения в будущих исследованиях. Однако есть некоторые ограничения АСМ, которые могут помешать ее широкому применению. Например, АСМ обычно сканирует образцы с относительно низкой скоростью (< 1 Гц, до 1 мкм в секунду), чтобы получить изображения высокого качества. Однако некоторые расширенные режимы АСМ (например, режимы Bruker PeakForce® и FastScan®) обеспечивают более высокие скорости сканирования (до $2,5$ кГц, > 2 мм в секунду), которые даже выше, чем в среднем для СЭМ. Еще одним ограничением АСМ является то, что взаимодействия типовых выборок или процессы обработки изображений могут вносить артефакты. Например, когда наконечник находится в контакте с образцами, сведения о химических свойствах частиц, помимо информации о их морфологии, можно получить лишь с помощью комбинации методов АСМ и комбинационного рассеяния или ИК-излучения [70, 71].

Атомно-силовая микроскопия в сочетании с инфракрасной спектроскопией (АСМ-ИК) представляет собой мощный метод, позволяющий получать ИК-спектры поглощения и изображения поглощения с пространственным разрешением $50\text{--}100$ нм [72].

Технология АСМ-ИК достигается путем соединения оборудования АСМ с импульсным перестраиваемым источником ИК-излучения, который имеет длительность импульса 10 нс и охватывает широкий диапазон средних инфракрасных областей. Свет от ИК-источника фокусируется в основном на область контакта «зонд-образец». Поскольку импульсный свет от этого источника поглощается образцом, образец будет быстро нагреваться и генерировать импульс на кантилевере АСМ, вызывая колебания кантилевера, что называется «кольцом вниз». Из-за различных режимов колебаний кантилевера АСМ с образцами «кольцом вниз» часто имеет несколько частот. Полосовой фильтр обычно выбирает один из этих режимов. В конечном итоге амплитуда этого сигнала будет пропорциональна поглощению образца, которое вычисляется из интеграла по толщине образцов.

В работе [72] метод АСМ-ИК использовался в различных режимах для исследования наноразмерных инфракрасных, тепловых и механических свойств пигментированных диоксидом титана НП до и после старения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Pivokonsky M., Cermakova L., Novotna K., Peer P., Cajthaml T., Janda V. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water // Science of the Total Environment. 2018. Vol. 643. P. 1644–1651. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102.

2. Loeder M. G. J., Kuczera M., Mintenig S., Lorenz C., Gerdt G. Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples // *Environmental Chemistry*. 2015. Vol. 12(5). P. 563–581. DOI: 10.1071/en14205.
3. Simon M., van Alst N., Vollertsen J. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging // *Water Research*. 2018. Vol. 142. P. 1–9. DOI: 10.1016/j.watres.2018.05.019.
4. Rocha-Santos T., Duarte A. C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment // *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. 2015. Vol. 65. P. 47–53. DOI: 10.1016/j.trac.2014.10.011.
5. Harrison J. P., Ojeda J. J., Romero-Gonzalez M. E. The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments // *Science of the Total Environment*. 2012. Vol. 416. P. 455–463. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.078.
6. Ivleva N. P., Wiesheu A. C., Niessner R. Microplastic in aquatic ecosystems // *Angewandte Chemie-International Edition*. 2017. Vol. 56(7). P. 1720–1739. DOI: 10.1002/anie.201606957.
7. Tagg A. S., Sapp M., Harrison J. P., Ojeda J. J. Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array-based reflectance micro-FT-IR imaging // *Analytical Chemistry*. 2015. Vol. 87(12). P. 6032–6040. DOI: 10.1021/acs.analchem.5b00495.
8. Primpke S., Lorenz C., Rascher-Friesenhausen R., Gerdt G. An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1499–1511. DOI: 10.1039/c6ay02476a.
9. Primpke S., Lorenz C., Rascher-Friesenhausen R., Gerdt G. An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1499–1511. DOI: 10.1039/c6ay02476a.
10. Wang J., Peng J., Tan Z., Gao Y., Zhan Z., Chen Q., Cai L. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals // *Chemosphere*. 2017. Vol. 171. P. 248–258. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.074.
11. Frias J. P. G. L., Gago J., Otero V., Sobral P. Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters // *Marine Environmental Research*. 2016. Vol. 114. P. 24–30. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.12.006.
12. Neves D., Sobral P., Ferreira J. L., Pereira T. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast // *Marine Pollution Bulletin*. 2015. Vol. 101(1). P. 119–126. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.008.
13. Klein S., Worch E., Knepper T. P. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany // *Environmental Science & Technology*. 2015. Vol. 49(10). P. 6070–6076. DOI: 10.1021/acs.est.5b00492.
14. Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., Galloway T. S. Microplastic Ingestion by Zooplankton // *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47(12). P. 6646–6655. DOI: 10.1021/es400663f.
15. Kaeppler A., Fischer D., Oberbeckmann S., Schernewski G., Labrenz M., Eichhorn K.-J., Voit B. Analysis of environmental microplastics by vibrational micro-

- spectroscopy: FTIR, Raman or both? // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2016. Vol. 40(29). P. 8377–8391. DOI: 10.1007/s00216-016-9956-3.
16. Gillibert R., Balakrishnan G., Deshoules Q., Tardivel M., Magazzu A., Donato M. G., Marago O. M., de La Chapelle M. L., Colas F., Lagarde F., Gucciardi P. G. Raman tweezers for small microplastics and nanoplastics identification in seawater // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(15). P. 9003–9013. DOI: 10.1021/acs.est.9b03105.
 17. Schwaferts C., Sogne V., Welz R., Meier F., Klein T., Niessner R., Elsner M., Ivleva N. P. Nanoplastic analysis by online coupling of Raman microscopy and field-flow fractionation enabled by optical tweezers // *Analytical Chemistry*. 2020. Vol. 92(8). P. 5813–5820. DOI: 10.1021/acs.analchem.9b05336.
 18. Ripken C., Kotsifaki D. G., Chormaic S. N. Analysis of small microplastics in coastal surface water samples of the subtropical island of Okinawa, Japan // *The Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 760, art. 143927. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143927.
 19. Ossmann B. E., Sarau G., Holtmannspoetter H., Pischetsrieder M., Christiansen S. H., Dicke W. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water // *Water Research*. 2018. Vol. 141. P. 307–316. DOI: 10.1016/j.watres.2018.05.027.
 20. Lenz R., Enders K., Stedmon C. A., Mackenzie D. M. A., Nielsen T. G. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement // *Marine Pollution Bulletin*. 2015. Vol. 100(1). P. 82–91. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.026.
 21. Schymanski D., Goldbeck C., Humpf H.-U., Fuerst P. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water // *Water Research*. 2018. Vol. 129. P. 154–162. DOI: 10.1016/j.watres.2017.11.011.
 22. Frias J. P. G. L., Gago J., Otero V., Sobral P. Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters // *Marine Environmental Research*. 2016. Vol. 114. P. 24–30. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.12.006.
 23. Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W., Farley H., Amato S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes // *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 77(1–2). P. 177–182. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.007.
 24. Silva A. B., Bastos A. S., Justino C. I. L., da Costa J. A. P., Duarte A. C., Rocha-Santos T. A. P. Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry – A review // *Analytica Chimica Acta*. 2018. Vol. 1017. P. 1–19. DOI: 10.1016/j.aca.2018.02.043.
 25. Majewsky M., Bitter H., Eiche E., Horn H. Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC) // *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 568. P. 507–511. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.017.
 26. Duemichen E., Eisentraut P., Bannick C. G., Barthel A.-K., Senz R., Braun U. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method // *Chemosphere*. 2017. Vol. 174. P. 572–584. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.010.
 27. Fischer M., Scholz-Boettcher B. M. Microplastics analysis in environmental samples – recent pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry method improvements to increase the reliability of mass-related data // *Analytical Methods*. 2019. Vol. 11(18). P. 2489–2497. DOI: 10.1039/c9ay00600a.

28. Doyen P., Hermabessiere L., Dehaut A., Himber C., Decodts M., Degraeve T., Delord L., Gaboriaud M., Mone P., Sacco J., Tavernier E., Grard T., Duflos G. Occurrence and identification of microplastics in beach sediments from the Hauts-de-France region // *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. Vol. 26(27). P. 28010–28021. DOI: 10.1007/s11356-019-06027-8.
29. Dierkes G., Lauschke T., Becher S., Schumacher H., Foeldi C., Ternes T. Quantification of microplastics in environmental samples via pressurized liquid extraction and pyrolysis-gas chromatography // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2019. Vol. 411(26). P. 6959–6968. DOI: 10.1007/s00216-019-02066-9.
30. Duemichen E., Eisentraut P., Celina M., Braun U. Automated thermal extraction-desorption gas chromatography mass spectrometry: A multifunctional tool for comprehensive characterization of polymers and their degradation products // *Journal of Chromatography A*. 2019. Vol. 1592. P. 133–142. DOI: 10.1016/j.chroma.2019.01.033.
31. Eisentraut P., Duemichen E., Ruhl A. S., Jekel M., Albrecht M., Gehde M., Braun U. Two birds with one stone-fast and simultaneous analysis of microplastics: micro-particles derived from thermoplastics and tire wear // *Environmental Science & Technology Letters*. 2018. Vol. 5(10). P. 608–613. DOI: 10.1021/acs.estlett.8b00446.
32. Duemichen E., Barthel A.-K., Braun U., Bannick C. G., Brand K., Jekel M., Senz R. Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method // *Water Research*. 2015. Vol. 85. P. 451–457. DOI: 10.1016/j.watres.2015.09.002.
33. Duemichen E., Eisentraut P., Bannick C. G., Barthel A.-K., Senz R., Braun U. Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method // *Chemosphere*. 2017. Vol. 174. P. 572–584. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.010.
34. Lin Y., Huang X., Liu Q., Lin Z., Jiang G. Thermal fragmentation enhanced identification and quantification of polystyrene micro/nanoplastics in complex media // *Talanta*. 2020. Vol. 208, art. 120478. DOI: 10.1016/j.talanta.2019.120478.
35. Montano M. D., Olesik J. W., Barber A. G., Challis K., Ranville J. F. Single particle ICP-MS: Advances toward routine analysis of nanomaterials // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2016. Vol. 408(19). P. 5053–5074. DOI: 10.1007/s00216-016-9676-8.
36. Bolea-Fernandez E., Rua-Ibarz A., Velimirovic M., Tirez K., Vanhaecke F. Detection of microplastics using inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS) operated in single-event mode // *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*. 2020. Vol. 35(3). P. 455–460. DOI: 10.1039/c9ja00379g.
37. Laborda F., Trujillo C., Lobinski R. Analysis of microplastics in consumer products by single particle-inductively coupled plasma mass spectrometry using the carbon-13 isotope // *Talanta*. 2021. Vol. 221, art. 121486. DOI: 10.1016/j.talanta.2020.121486.
38. Jiménez-Lamana J., Marigliano L., Allouche J., Grassl B., Szpunar J., Reynaud S. A novel strategy for the detection and quantification of nanoplastics by single particle inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) // *Analytical Chemistry*. 2020. Vol. 92(17). P. 11664–11672. DOI: 10.1021/acs.analchem.0c01536.
39. Linsinger T. P. J., Gerganova T., Kestens V., Charoud-Got J. Preparation and characterisation of two polydisperse, non-spherical materials as certified reference materials for particle size distribution by static image analysis and laser diffraction // *Powder Technology*. 2019. Vol. 343. P. 652–661. DOI: 10.1016/j.powtec.2018.11.073.

40. Hernandez L. M., Yousefi N., Tufenkji N. Are there nanoplastics in your personal care products? // *Environmental Science & Technology Letters*. 2017. Vol. 4(7). P. 280–285. DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00187.
41. Ter Halle A., Jeanneau L., Martignac M., Jarde E., Pedrono B., Brach L., Gigault J. Nanoplastic in the North Atlantic subtropical gyre // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(23). P. 13689–13697. DOI: 10.1021/acs.est.7b03667.
42. Gigault J., Pedrono B., Maxit B., Ter Halle A. Marine plastic litter: the unanalyzed nano-fraction // *Environmental Science-Nano*. 2016. Vol. 3(2). P. 346–350. DOI: 10.1039/c6en00008h.
43. Besseling E., Quik J. T. K., Sun M., Koelmans A. A. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 220. P. 540–548. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.10.001.
44. Correia M., Loeschner K. Detection of nanoplastics in food by asymmetric flow field-flow fractionation coupled to multi-angle light scattering: possibilities, challenges and analytical limitations // *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2018. Vol. 410(22). P. 5603–5615. DOI: 10.1007/s00216-018-0919-8.
45. Gallego-Urrea J., Tuoriniemi J., Hasselov M. Applications of particle-tracking analysis to the determination of size distributions and concentrations of nanoparticles in environmental, biological and food samples // *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2011. Vol. 30(3). P. 473–483. DOI: 10.1016/j.trac.2011.01.005.
46. Singh P., Bodycomb J., Travers B., Tatarikiewicz K., Travers S., Matyas G. R., Beck Z. Particle size analyses of polydisperse liposome formulations with a novel multispectral advanced nanoparticle tracking technology // *International Journal of Pharmaceutics*. 2019. Vol. 566. P. 680–686. DOI: 10.1016/j.ijpharm.2019.06.013.
47. Lambert S., Wagner M. Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene // *Chemosphere*. 2016. Vol. 145. P. 265–268. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.078.
48. Lambert S., Wagner M. Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers // *Chemosphere*. 2016. Vol. 161. P. 510–517. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.07.042.
49. Lambert S., Sinclair C. J., Bradley E. L., Boxall A. B. A. Effects of environmental conditions on latex degradation in aquatic systems // *Science of the Total Environment*. 2013. Vol. 447. P. 225–234. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.12.067.
50. Sgier L., Freimann R., Zupanec A., Kroll A. Flow cytometry combined with viSNE for the analysis of microbial biofilms and detection of microplastics // *Nature Communications*. 2016. Vol. 7, art. 11587. DOI: 10.1038/ncomms11587.
51. Canesi L., Ciacci C., Bergami E., Monopoli M. P., Dawson K. A., Papa S., Canonico B., Corsi I. Evidence for immunomodulation and apoptotic processes induced by cationic polystyrene nanoparticles in the hemocytes of the marine bivalve *Mytilus* // *Marine Environmental Research*. 2015. Vol. 111. P. 34–40. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.06.008.
52. Long M., Paul-Pont I., Hegaret H., Moriceau B., Lambert C., Huvet A., Soudant P. Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 228. P. 454–463. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.05.047.
53. Primpke S., Christiansen S. H., Cowger W., De Frond H., Deshpande A., Fischer M., Holland E.B., Meyns M., O'Donnell B. A., Ossmann B. E., Pittroff M., Sarau G., Scholz-Botcher B. M., Wiggin K. J. Critical assessment of analytical methods for the harmonized and cost-efficient analysis of microplastics // *Applied Spectroscopy*. 2020. Vol. 74(9). P. 1012–1047. DOI: 10.1177/0003702820921465.

54. Woods M. N., Stack M. E., Fields D. M., Shaw S. D., Matrai P. A. Microplastic fiber uptake, ingestion, and egestion rates in the blue mussel (*Mytilus edulis*) // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 137. P. 638–645. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.10.061.
55. Chen W., Ouyang Z.-Y., Qian C., Yu H.-Q. Induced structural changes of humic acid by exposure of polystyrene microplastics: a spectroscopic insight // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 233. P. 1–7. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.10.027.
56. Chen Q., Gundlach M., Yang S., Jiang J., Velki M., Yin D., Hollert H. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 584. P. 1022–1031. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.156.
57. Chen Q., Yin D., Jia Y., Schiwiy S., Legradi J., Yang S., Hollert H. Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 609. P. 1312–1321. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.144.
58. Chang C.-I. *Hyperspectral Imaging (Techniques for Spectral Detection and Classification)* Springer US, 2003. 370 p. DOI: 10.1007/978-1-4419-9170-6.
59. El Masry G., Kamruzzaman M., Sun D.-W., Allen P. Principles and applications of hyperspectral imaging in quality evaluation of agro-food products: a review // *Critical reviews in food science and nutrition*. 2012. Vol. 52. P. 999–1023. DOI: 10.1080/10408398.2010.543495.
60. Karlsson T. M., Grahn H., van Bavel B., Geladi P. Hyperspectral imaging and data analysis for detecting and determining plastic contamination in seawater filtrates // *Journal of near Infrared Spectroscopy*. 2016. Vol. 24(2). P. 141–149. DOI: 10.1255/jnirs.1212.
61. Serranti S., Palmieri R., Bonifazi G., Cozar A. Characterization of microplastic litter from oceans by an innovative approach based on hyperspectral imaging // *Waste Management*. 2018. Vol. 76. P. 117–125. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.03.003.
62. Shan J., Zhao J., Liu L., Zhang Y., Wang X., Wu F. A novel way to rapidly monitor microplastics in soil by hyperspectral imaging technology and chemometrics // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 238. P. 121–129. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.03.026.
63. Shan J., Zhao J., Zhang Y., Liu L., Wu F., Wang X. Simple and rapid detection of microplastics in seawater using hyperspectral imaging technology // *Analytica Chimica Acta*. 2019. Vol. 1050. P. 161–168. DOI: 10.1016/j.aca.2018.11.008.
64. Zhang Y., Wang X., Shan J., Zhao J., Zhang W., Liu L., Wu F. Hyperspectral imaging based method for rapid detection of microplastics in the intestinal tracts of fish // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(9). P. 5151–5158. DOI: 10.1021/acs.est.8b07321.
65. Shaw G., Manolakis D. Signal processing for hyperspectral image exploitation // *Ieee Signal Processing Magazine*. 2002. Vol. 19(1). P. 12–16. DOI: 10.1109/79.974715.
66. Lu G., Fei B. Medical hyperspectral imaging: a review // *Journal of Biomedical Optics*. 2014. Vol. 19(1), art. 10901. DOI: 10.1117/1.jbo.19.1.010901.
67. Roberts J., Power A., Chapman J., Chandra S., Cozzolino D. A short update on the advantages, applications and limitations of hyperspectral and chemical imaging in food authentication // *Applied Sciences-Basel*. 2018. Vol. 8(4), art. 505. DOI: 10.3390/app8040505.
68. Dussud C., Meistertzheim A. L., Conan P., Pujo-Pay M., George M., Fabre P., Couदानe J., Higgs P., Elineau A., Pedrotti M. L., Gorsky G., Ghiglione J. F. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and sur-

- rounding seawaters // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 236. P. 807–816. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.12.027.
69. Kumari A., Chaudhary D. R., Jha B. Destabilization of polyethylene and polyvinylchloride structure by marine bacterial strain // *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. Vol. 26(2). P. 1507–1516. DOI: 10.1007/s11356-018-3465-1.
 70. Dazzi A., Prater C. B., Hu Q., Chase D. B., Rabolt J. F., Marcott C. AFM-IR: Combining atomic force microscopy and infrared spectroscopy for nanoscale chemical characterization // *Applied Spectroscopy*. 2012. Vol. 66(12). P. 1365–1384. DOI: 10.1366/12-06804.
 71. Fu W., Zhang W. Hybrid AFM for nanoscale physicochemical characterization: Recent development and emerging applications // *Small*. 2017. Vol. 13(11), art. 1603525. DOI: 10.1002/smll.201603525.
 72. Dazzi A., Prater C. B. AFM-IR: Technology and applications in nanoscale infrared spectroscopy and chemical imaging // *Chemical Reviews*. 2017. Vol. 117(7). P. 5146–5173. DOI: 10.1021/acs.chemrev.6b00448.
 73. Luo H., Xiang Y., Zhao Li Y., Pan X. Nanoscale infrared, thermal and mechanical properties of aged microplastics revealed by an atomic force microscopy coupled with infrared spectroscopy (AFM-IR) technique // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 744, art. 140944. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140944.

4. МИКРО- И НАНОПЛАСТИКИ В РАЗЛИЧНЫХ ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

4.1. Микропластики в гидросфере

Микропластики в водной среде представлены частицами, которые различаются по размеру, удельной плотности, химическому составу и форме [1]. Среди них, по происхождению, различают первичные и вторичные МП.

Первичные микропластики – это микропластики, которые производятся для конкретных промышленных или бытовых применений. К ним относят частицы пластика, используемые в очищающих средствах для лица, зубной пасте, гранулах смолы и косметике, такой как гели для душа / ванны, скрабы, тени для век, дезодоранты, румяна, тональный крем для макияжа, тушь, крем для бритья, детские товары, средства для окраски волос, лак для ногтей, репелленты от насекомых и солнцезащитный крем [2–5]. В группу первичных МП включают синтетическую одежду, абразивы, содержащиеся в чистящих средствах, буровых растворах и средах для струйной обработки [6].

Крупный пластиковый мусор на море и на суше со временем распадается на более мелкие частицы при воздействии факторов окружающей среды, пока не превратится в микропластик. Эти типы микропластиков называются вторичными микропластиками. Комплекс физических, химических и биологических процессов разрушает структурную целостность макропластиков за счет нескольких факторов окружающей среды (таких как солнечный свет и температура) и свойств полимера (размер, плотность). Воздействие ультрафиолетового излучения (УФ) Солнца на более крупные пластмассовые частицы вызывает фотодеградацию пластмассы. Совместное действие кислорода воздуха и УФ-излучения вызывает окисление полимерной матрицы, приводящее к разрыву химических связей [2, 7–10]. Образование микропластика путем фрагментации пластиковых изделий наиболее эффективно происходит на пляжах из-за сильного ультрафиолетового излучения, физического истирания волнами, доступности кислорода [2] и турбулентности [11].

Пути, по которым микропластики попадают в морскую среду, многочисленны и разнообразны [6, 12].

Гранулы из микропластика, присутствующие в бытовых средствах, таких как скрабы, зубные пасты, средства для струйной обработки воздухом, и в одежде, могут попадать в водную среду через промышленные или бытовые дренажные системы. Аналогичным образом синтетические волокна из одежды образуют навесы из микропластика, которые смываются в воду или очистные сооружения в виде сточных вод [13].

Очистные сооружения сточных вод, расположенные на реке Клайд в Глазго, сбрасывают около 65 миллионов частиц микропластика в воду ежедневно. Gouin et al. [14] сообщили, что население США выбрасывает около 263 тонн полиэтиленовых микропластиков в год, в основном в результате использования средств личной гигиены. По их оценкам, потребление микропластика на душу населения составляет 2,4 мг на человека в день. Это составляет 25% пластмасс в субтропическом течении Северной Атлантики. Микропластики также попадают в морскую среду через ливневую канализацию, ветер и течения [13, 15]. Некоторые из них попадают в море со стоком [2], но одновременно деградация макропластикового мусора является еще одним источником МП, и маршрут его часто начинается в морских портах, где неблагоприятные погодные условия способствуют сбросу макропластика на морские берега.

Размер микропластика ≤ 5 мм и связанная с этим низкая плотность способствуют широкому распространению на большие расстояния течениями [16, 17]. Эти небольшие пластики многочисленны и широко распространены во всех водных средах обитания по всему миру [17–19]. Микропластики присутствуют на пляжах, в донных отложениях, поверхностных водах и в большом разнообразии морских организмов, таких как морские птицы, рыбы, двусторчатые моллюски, млекопитающие и ракообразные [20, 21].

Еще один путь, по которому микропластик может попасть в океаны, – фекалии зоопланктона. Это было доказано исследованием [22], в котором зоопланктон (*Calanus helgolandicus* и *C. typicus*) подвергали воздействию 20,6 мкм полистирольным микропластиком (1000 микропластиков/мл).

Зоопланктон охотно питался микропластиками, которые проходили через кишечник, инкапсулировались в фекалиях и выводились из организма. После выпаривания фекалии опускались к основанию сосуда для экспонирования и впоследствии были поглощены более крупными веслоногими рачками. Исследование показало, что микропластик может косвенно попадать в организм через потребление фекальных гранул.

Интересно, что из 269 миллионов тонн пластиков 92% составляют микропластики, но на поверхности моря их находят в сто раз меньше. Это означает, что большинство микропластиков оседает в морских отложениях [23], но некоторые из них были обнаружены замороженными во льдах арктических морей, которые стали глобальным стоком для микропластика [15, 24].

В последнее десятилетие (2010–2020 гг.) большое количество исследований было сосредоточено на изучении загрязнения морской среды МП и последствий этого загрязнения. Результаты этих исследований показали, что мусор в морской среде состоял из различных типов пластика, а именно, полиэтилена, полипропилена, полистирола и поливинилхлорида [25]. В водной среде различные типы МП могут взаимодействовать с органическими и неорганическими веществами и микроорганизмами [26]. Сорбция различных загрязняющих веществ на микропластике увеличивает его токсичность. Микропластики сорбируют различные загрязняющие вещества из окружающей воды [27–29]. Термин «сорбция» используется, когда оба механизма (то есть адсорбция и абсорбция) происходят одновременно и если неизвестно, происходит ли адсорбция или абсорбция. Физические и химические характеристики МП, например их небольшой размер, кристалличность и большая величина отношения площади поверхности к объему, способствуют накоплению химических веществ на МП и могут влиять на судьбу этих загрязняющих веществ в водных условиях [30–35].

Микропластики активно взаимодействуют с органическими загрязнителями. В результате, органические загрязнители, такие как дихлордифенилтрихлорэтан, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), гексахлорциклогексан, полихлорированные бифенилы, полифенилы, эфиры, антибиотики, антипирены, топливные ароматические соединения и пирены, в водной среде связаны с микропластиками [12, 36–45].

Согласно [46], сорбция органических загрязнителей микропластиками зависит от температуры, состава водной фазы, неорганических солей и типа пластика.

Об образовании биопленок на поверхности МП в водных системах общали различные исследователи [26, 47–51]. Эти биопленки состоят из филогенетически разных классов микроорганизмов, таких как водоросли, протисты, вирусы, грибы и бактерии [47]. Микробы имеют тенденцию колонизировать поверхность пластика в зависимости от нескольких факторов, включая тип пластика и доступную площадь поверхности для прикрепления. Результаты [48] показали, что формирование биопленки поддерживается МП за счет повышенного метаболизма витаминов, кофакторов и аминокислот (по сравнению с натуральными субстратами). Эти свойства МП делают их отличными средами обитания для микробных сообществ, образующих биопленку. Таким образом, формирование биопленок может привести к изменению структуры и функций микробного сообщества внутри и среди существующих микробных сообществ [26, 48].

Образование биопленок может изменять плавучесть МП, тем самым влияя на скорость их погружения и возможное удаление при очистке сточных вод и распределении в водной среде [52].

Биопленки вызывают структурные и функциональные повреждения МП, высвобождая ферменты, разлагающие / модифицирующие МП, маскируя свойства поверхности, выделяя побочные продукты метаболизма

и разрушающие добавки (включая металлы и стойкие органические загрязнители, адсорбированные МП) [48]. Помимо попадания в организмы различных морских видов, МП также могут накапливаться в МО в водной среде. Исследование [53] показало, что основными путями взаимодействия / накопления МП в МО являются биоадсорбция, биоабсорбция и био-разложение.

Помимо сорбции различных органических и неорганических соединений в океанах, поверхности также служат субстратом для колонизации МП разными микробными сообществами [54–56].

Эти микропластические биопленки широко известны как пластисфера – новая экологическая ниша, появившаяся в результате притока пластикового мусора в океаны. Состав биопленкообразующих микроорганизмов разнообразен и отличается от окружающих микробных сообществ [57]. В пластисфере были обнаружены различные организмы, такие как бактерии, Гетеротрофные бактерии, цианобактерии, динофлагелляты, диатомеи, мшанки, кокколитофорида и грибы [18].

На формирование биопленок на микропластике влияют различные факторы окружающей среды и биогеографические факторы, такие как размер частиц, тип субстрата, свойства поверхности, расположение образца, концентрация питательных веществ и соленость окружающей воды [58–61].

Эти микробные биопленки также могут изменять физические характеристики микропластика, такие как размер и плавучесть. Изменение размера или плавучести может быть связано с углеводородокластической природой микропластических биопленок, которая позволяет им использовать микропластики в качестве источника энергии путем разложения нефтепродуктов и сложных биополимеров [54, 62]. Разнообразие размеров и плавучести микропластиков может влиять на их распределение по вертикали в толще воды в океанах, а также может способствовать переносу микропластика по горизонтали в новые среды с ветровыми и океанскими течениями [63]. В последнее время высказывались опасения по поводу потенциально опасной природы пластисфер в океанах. Различные виды патогенных бактерий, такие как *Vibrio*, *Leptolyngbya* и *Pseudomonas* spp., часто оказываются связанными с микропластиками, что может иметь серьезные последствия для морских пищевых цепей [61, 64].

Микропластик обеспечивает экологическую среду обитания для этих патогенных бактерий, поскольку их относительная численность в окружающей морской среде, как сообщается, низкая [54, 65]. Биопленки, которые образуются этими патогенными бактериями на микропластике, получают защиту, улучшенное рассредоточение и доступ к питательным веществам. Было также обнаружено, что микропластик способствует колонизации различных вредоносных водорослей. Динофлагелляты¹, вызывающие

¹ Динофлагелляты, или динофитовые водоросли, или динофиты, или перидинейи, или панцирные жгутиконосцы (лат. Dinoflagellata syn. Dinophyta, Peridinea) –

опасное цветение водорослей, такие как *Alexandrium taylori*, *Ostreopsis* spp и *Coolia* spp, были обнаружены на плавающих пластиковых обломках в океане [66]. *Alexandrium taylori* также может вырабатывать паралитические токсины для рыб [67].

Биопленки на МП уникальны и менее разнообразны по сравнению с микробным разнообразием окружающей среды [54, 68–71].

Предварительные исследования показывают, что МП в окружающей среде способствуют лучшему выживанию МО в экстремальных условиях окружающей среды [50, 69]. Наиболее часто обнаруживаемые бактериальные сообщества, связанные с МП, принадлежат к типу *Proteobacteria*, независимо от типа водной среды. Кроме того, в морской среде цианобактерии также были зарегистрированы в биопленке МП [56, 72] *Firmicutes* и *Proteobacteria* были обнаружены как в пресной воде, так и в морской среде [72, 73].

Основываясь на альфа-разнообразии биопленок на МП и других природных субстратах в воде, в работе [73] пришли к выводу, что МП могут приводить к отбору МО, которые прикреплены к этим МП. Напротив, в [74] сообщили, что сборка МО на пластике в значительной степени была определена традиционными процессами создания морской биопленки. Авторы пришли к выводу, что пластик просто служил поверхностью для прикрепления МО, а не участвовал в процессе выбора в зависимости от типа пластика или поверхности. Это заключение было сделано на основании факта отсутствия значительной разницы между биопленками, связанными с частицами и пластиком, несмотря на разницу с окружающей водой. Дихотомия между микробным сообществом, прикрепленным к частицам, и свободноживущими микробами в воде в одном и том же месте хорошо известна [54, 68, 75–78]. Кроме того, было обнаружено, что структура сообщества биопленок на МП и других частицах в воде различается [59, 79, 80]. Присоединение МО к МП может повлиять на экологические процессы, в которых участвуют МО, однако данные о прямом воздействии МП на МО отсутствуют. Несколько исследований касались потенциального воздействия химикатов и питательных веществ, адсорбированных на МП. Это рассматривается как потенциальный фактор, влияющий на взаимодействие МО с МП. Кроме того, взаимодействие между МО, прикрепленными к МП, также рассматривалось в контексте развития устойчивости к противомикробным препаратам. Следовательно, необходимы дальнейшие исследования, чтобы обеспечить более глубокое понимание влияния МП на присоединенные МО.

Сообщения о влиянии размера МП на прикрепление микробов редки. В работе [81] авторы пришли к выводу, что размер МП не оказывает значительного влияния на тип микробного сообщества, связанного с ними. В этом исследовании не анализировался тип полимера для МП. В целом,

крупная группа протистов из надтипа альвеолят (*Alveolata*), которой традиционно присваивают ранг типа.

исследования влияния размера пластика на микробное сообщество дали основание для противоположных заключений. Debroas et al. [82] наблюдали, что в мезопластиках, которые преимущественно представляли собой ПЭТ и ПС, в значительной степени преобладали альфа- и гамма-протеобактерии, по сравнению с преобладанием бета-протеобактерий на МП (состоящих из ПС) в той же среде.

Однако Zhang et al. [83] в отличие от авторов работы [82] обнаружили значительное обогащение актинобактерий на МП (основными полимерами были ПП, ПЭ и ПС) по сравнению с макропластиками.

Следовательно, это указывает на то, что необходимы дальнейшие исследования, чтобы установить влияние размера МП на динамику микробного сообщества. Другие исследования показали, что типы МП могут влиять на набор микробов, связанных с МП. Сообщалось о разнообразных сообществах эукариот и бактерий на ПЭ и ПП, собранных в Северной Атлантике [54], северной части Тихого океана [69] и в Северном море [57].

Fei et al. [84] сообщили, что у ПЭ и ПВХ был более широкий выбор Betaproteobacteriales и Pseudomonadales по сравнению с другими МП.

Также сообщалось о более высоком содержании бактерий в ПЭ по сравнению с ПП в северном тихоокеанском течении [85] и озере Хубсугул (Монголия) [81]. Это согласуется с адсорбцией химических веществ на МП, где высокая адсорбция на полиэтилене объясняется большим свободным объемом между его молекулами [86].

Было показано, что на прикрепление бактерий к поверхностям МП сильно влияет его гидрофобность [62, 87, 88]. Несмотря на эту общую информацию, нет данных, которые бы конкретно связывали эффект гидрофобности МП и влияние на него МО.

Однако D. Lobelle и M. Cunliffe [89] продемонстрировали, что пластик в морской среде становится менее гидрофобным после колонизации его микробами в течение 3 недель.

Сообщалось также, что поверхностный заряд играет роль в процессе микробной колонизации. Было обнаружено, что поверхностная энергия пластика 31–43 мН на 1 м идеально подходит для бактериальной колонизации [90, 91].

Поверхность бактериальной клетки адсорбирует и десорбирует ионы и молекулы из окружающего ее раствора, тем самым влияя на ее поверхностный заряд [92]. Было обнаружено, что этот поверхностный заряд также влияет на прикрепление МО к другим частицам [93], в том числе и к микропластикам.

На гидрофобность МП также может влиять УФ-облучение, плазменное облучение, травление и химические взаимодействия [94].

Точно так же шероховатость МП была постулирована в качестве главного фактора, влияющего на прикрепление и отбор бактерий [90, 95]. Шероховатость поверхности увеличивает адсорбцию питательных веществ и площадь поверхности, тем самым усиливая прикрепление МО [47].

Помимо свойств МП и МО, другие факторы, такие как химические вещества или молекулы, связанные / адсорбированные на МП, могут играть значительную роль в прикреплении микробов или в формировании биопленок [96]. Было показано, что адсорбция на пластике молекул, таких как белки, сахара, жирные кислоты, липиды и нуклеиновые кислоты, улучшает начальный процесс микробной колонизации [97].

Продолжительность воздействия МП может также повлиять на сообщество МО, прикрепленных или связанных с МП. Например, в течение шестинедельного периода воздействия было замечено, что эпсилонпротеобактерии были более многочисленны, однако после пяти месяцев воздействия флавобактерии были самым распространенным классом бактерий на ПЭТ и ПП с побережья Германии [98]. В этом же исследовании было замечено, что сфингобактерии были одинаково многочисленны в течение более короткого (шесть недель) и более длительного (пять месяцев) периодов воздействия. Кроме того, сообщалось, что продолжительность воздействия влияет на разнообразие МО, прикрепленных к МП. Xu et al. [99] сообщили об увеличении индекса разнообразия Шеннона и количества доминирующих МО, прикрепленных к МП, в течение 12-месячного периода воздействия в прибрежных водах Китая. В этом исследовании авторы наблюдали наибольшее разнообразие МО через 12 месяцев, за которыми следовали 6-месячный период воздействия, с обогащением *Erythrobacteraceae* в конце 12-месячного периода.

Накопление микропластиков оказывает негативное воздействие на окружающую среду и токсикологическое воздействие на биоту [100]. Если использование пластика и его мировое производство будут постоянно расти, ущерб окружающей среде, вызванный загрязнением МП, станет еще более серьезным. В последнее время увеличилось количество исследований, связанных с МП, которые могут заполнить пробел в знаниях относительно текущего уровня встречаемости МП, их транспорта, судьбы, а также воздействия на гидросферу и здоровье. Однако проведенные к настоящему времени исследования о конкретных случаях и общем воздействии МП на окружающую среду все еще находятся в зачаточном состоянии. Для дальнейшего понимания проблемы и управления МП в окружающей среде будущие исследования должны быть направлены на изучение возникновения МП и их роль в процессах в гидросфере, почве и атмосфере, комплексную оценку воздействия МП на окружающую среду. Необходимо изучать МП как переносчиков токсичных химических веществ и патогенных организмов в окружающей среде, а также прямое и косвенное воздействие биоаккумуляции.

ЛИТЕРАТУРА

1. Duis K., Coors A. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects // *Environmental Sciences Europe*. 2016. Vol. 28, art. 2. DOI: 10.1186/s12302-015-0069-y.
2. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review // *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62(12). P. 2588–2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
3. Castaneda R. A., Avlijas S., Simard M. A., Ricciardi A. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2014. Vol. 71(12). P. 1767–1771. DOI: 10.1139/cjfas-2014-0281.
4. Costa M. F., Ivar do Sul J. A., Silva-Cavalcanti J. S., B. Araujo M. C., Spengler A., Tourinho P. S. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2010. Vol. 168 (1–4). P. 299–304. DOI: 10.1007/s10661-009-1113-4.
5. Fendall L. S., Sewell M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers // *Marine Pollution Bulletin*. 2009. Vol. 58(8). P. 1225–1228. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025.
6. Alomar C., Estarellas F., Deudero S. Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size // *Marine Environmental Research*. 2016. Vol. 115. P. 1–10. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.01.005.
7. Andrady A. L. Microplastics in the marine environment // *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62(8). P. 1596–1605. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
8. Mailhot B., Morlat S., Gardette J. L. Photooxidation of blends of polystyrene and poly(vinyl methyl ether): FTIR and AFM studies // *Polymer*. 2000. Vol. 41(6). P. 1981–1988. DOI: 10.1016/s0032-3861(99)00204-9.
9. Lucas N., Bienaime C., Belloy C., Queneudec M., Silvestre F., Nava-Saucedo J.-E. Polymer biodegradation: Mechanisms and estimation techniques // *Chemosphere*. 2008. Vol. 73(4). P. 429–442. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.06.064.
10. Wagner M., Scherer C., Alvarez-Muñoz D., Brennholt N., Bourrain X., Buchinger S., Fries E., Grosbois C., Klasmeier J., Marti T., Rodriguez-Mozaz S., Urbatzka R., Vethaak A. D., Winther-Nielsen M., Reifferscheid G. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know // *Environmental sciences Europe*. 2014. Vol. 26(1), art. 12. DOI: 10.1186/s12302-014-0012-7.
11. Barnes D. K. A., Galgani F., Thompson R. C., Barlaz M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments // *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*. 2009. Vol. 364(1526). P. 1985–1998. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205.
12. Lee H., Shim W. J., Kwon J.-H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals // *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 470. P. 1545–1552. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.023.
13. Murphy F., Ewins C., Carbonnier F., Quinn B. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment // *Environmental Science & Technology*. 2016. Vol. 50(11). P. 5800–5808. DOI: 10.1021/acs.est.5b05416.
14. Gouin T., Roche N., Lohmann R., Hodges G. A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals adsorbed to microplastic //

- Environmental Science & Technology. 2011. Vol. 45. P. 1466–1472. DOI: 10.1021/es1032025.
15. Zalasiewicz J., Waters C. N., Ivar do Sul J. A., Corcoran P. L., Barnosky A. D., Cearreta A., Edgeworth M., Galuszka A., Jeandel C., Leinfelder R., McNeill J. R., Steffen W., Summerhayes C., Waple M., Williams M., Wolfe A. P., Yonah Y. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene // *Anthropocene*. 2016. Vol. 13. P. 4–17. DOI: 10.1016/j.ancene.2016.01.002.
 16. Eriksson C., Burton H., Fitch S., Schulz M., van den Hoff J. Daily accumulation rates of marine debris on sub-Antarctic island beaches // *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 66(1–2). P. 199–208. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.08.026.
 17. Eerkes-Medrano D., Thompson R. C., Aldridge D. C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs // *Water Research*. 2015. Vol. 75. P. 63–82. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.012.
 18. Reisser J., Shaw J., Hallegraeff G., Proietti M., Barnes D. K. A., Thums M., Wilcox C., Hardesty B. D., Pattiaratchi C. Millimeter-sized marine plastics: A new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates // *Plos One*. 2014. Vol. 9(6), art. e100289. DOI: 10.1371/journal.pone.0100289.
 19. Cole M., Webb H., Lindeque P. K., Fileman E. S., Halsband C., Galloway T. S. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms // *Scientific Reports*. 2014. Vol. 4, art. 4528. DOI: 10.1038/srep04528.
 20. De Witte B., Devriese L., Bekaert K., Hoffman S., Vandermeersch G., Cooreman K., Robbens J. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types // *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 85(1). P. 146–155. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.006.
 21. Gauquie J., Devriese L., Robbens J., De Witte B. A qualitative screening and quantitative measurement of organic contaminants on different types of marine plastic debris // *Chemosphere*. 2015. Vol. 138. P. 348–356. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.06.029.
 22. Cole M., Lindeque P. K., Fileman E., Clark J., Lewis C., Halsband C., Galloway T. S. Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets // *Environmental Science & Technology*. 2016. Vol. 50(6). P. 3239–3246. DOI: 10.1021/acs.est.5b05905.
 23. Eriksen M., Lebreton L. C. M., Carson H. S., Thiel M., Moore C. J., Borerro J. C., Galgani F., Ryan P. G., Reisser J. Plastic pollution in the World's Oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea // *Plos One*. 2014. Vol. 9(12), art. e111913. DOI: 10.1371/journal.pone.0111913.
 24. Obbard R. W., Sadri S., Wong Y. Q., Khitun A. A., Baker I., Thompson R. C. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice // *Earths Future*. 2014. Vol. 2(6). P. 315–320. DOI: 10.1002/2014ef000240.
 25. Engler R. E. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean // *Environmental Science & Technology*. 2012. Vol. 46(22). P. 12302–12315. DOI: 10.1021/es3027105.
 26. Yuan J., Ma J., Sun Y., Zhou T., Zhao Y., Yu F. Microbial degradation and other environmental aspects of microplastics/plastics // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 715, art. 136968. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136968.
 27. Brennecke D., Duarte B., Paiva F., Cacador I., Canning-Clode J. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment // *Estuarine*

- Coastal and Shelf Science. 2016. Vol. 178. P. 189–195. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.12.003.
28. Hodson M. E., Duffus-Hodson C. A., Clark A., Prendergast-Miller M. T., Thorpe K. L. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(8). P. 4714–4721. DOI: 10.1021/acs.est.7b00635.
 29. Li J., Zhang K., Zhang H. Adsorption of antibiotics on microplastics // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 237. P. 460–467. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.02.050.
 30. Teuten E. L., Rowland S. J., Galloway T. S., Thompson R. C. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants // *Environmental Science & Technology*. 2007. Vol. 41(22). P. 7759–7764. DOI: 10.1021/es071737s.
 31. Karapanagioti H. K., Klontza I. Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesvos island beaches (Greece) // *Marine Environmental Research*. 2008. Vol. 65(4). P. 283–290. DOI: 10.1016/j.marenvres.2007.11.005.
 32. Turner A. Heavy metals, metalloids and other hazardous elements in marine plastic litter // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 111(1–2). P. 136–142. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.020.
 33. Filella M., Turner A. Observational study unveils the extensive presence of hazardous elements in beached plastics from Lake Geneva // *Frontiers in Environmental Science*. 2018. Vol. 6, art. 1. DOI: 10.3389/fenvs.2018.00001.
 34. Turner A., Holmes L., Thompson R. C., Fisher A. S. Metals and marine microplastics: Adsorption from the environment versus addition during manufacture, exemplified with lead // *Water Research*. 2020. Vol. 173, art. 115577. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115577.
 35. Wang F., Wang F., Zeng E. Y. Sorption of toxic chemicals on microplastics // *Microplastic contamination in aquatic environments*. Amsterdam: Elsevier, 2018. P. 225–247. DOI: 10.1016/B978-0-12-813747-5.00007-2.
 36. Guo X., Wang X., Zhou X., Kong X., Tao S., Xing B. Sorption of four hydrophobic organic compounds by three chemically distinct polymers: Role of chemical and physical composition // *Environmental Science & Technology*. 2012. Vol. 46(13). P. 7252–7259. DOI: 10.1021/es301386z.
 37. Bakir A., Rowland S. J., Thompson R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions // *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 2014. Vol. 140. P. 14–21. DOI: 10.1016/j.ecss.2014.01.004.
 38. Hueffer T., Hofmann T. Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution // *Environmental Pollution*. 2016. Vol. 214. P. 194–201. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.04.018.
 39. Wu C., Zhang K., Huang X., Liu J. Sorption of pharmaceuticals and personal care products to polyethylene debris // *Environmental Science and Pollution Research*. 2016. Vol. 23(9). P. 8819–8826. DOI: 10.1007/s11356-016-6121-7.
 40. Hueffer T., Weniger A.-K., Hofmann T. Sorption of organic compounds by aged polystyrene microplastic particles // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 236. P. 218–225. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.01.022.
 41. Wang W., Wang J. Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics // *Chemosphere*. 2018. Vol. 193. P. 567–573. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.078.
 42. Guo X., Wang J. Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater // *Marine Pollution Bulletin*. 2019. Vol. 149, art. 110511. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110511.

43. Li Y., Li M., Li Z., Yang L., Liu X. Effects of particle size and solution chemistry on Triclosan sorption on polystyrene microplastic // *Chemosphere*. 2019. Vol. 231. P. 308–314. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.05.116.
44. Qiu Y., Zheng M., Wang L., Zhao Q., Lou Y., Shi L., Qu L. Sorption of polyhalogenated carbazoles (PHCs) to microplastics // *Marine Pollution Bulletin*. 2019. Vol. 146. P. 718–728. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.034.
45. Zuo L.-Z., Li H.-X., Lin L., Sun Y.-X., Diao Z.-H., Liu S., Zhang Z.-Y., Xu X.-R. Sorption and desorption of phenanthrene on biodegradable poly(butylene adipate co-terephthalate) microplastics // *Chemosphere*. 2019. Vol. 215. P. 25–32. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.09.173.
46. Endo S., Koelmans A. Sorption of hydrophobic organic compounds to plastics in the marine environment: equilibrium // *Hazardous chemicals associated with plastics in the marine environment*. New York: Springer, 2016. P. 185–204. DOI: 10.1007/978-2016-11.
47. Oberbeckmann S., Loeder M. G. J., Labrenz M. Marine microplastic-associated biofilms – a review // *Environmental Chemistry*. 2015. Vol. 12(5). P. 551–562. DOI: 10.1071/en15069.
48. Miao L., Wang P., Hou J., Yao Y., Liu Z., Liu S., Li T. Distinct community structure and microbial functions of biofilms colonizing microplastics // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 650. P. 2395–2402. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.378.
49. Shabbir S., Faheem M., Ali N., Kerr P. G., Wang L.-F., Kuppusamy S., Li Y. Periphytic biofilm: An innovative approach for biodegradation of microplastics // *Science of the Environment*. 2020. Vol. 717, art. 137064. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137064.
50. Harrison J. P., Schratzberger M., Sapp M., Osborn A. M. Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms // *Bmc Microbiology*. 2014. Vol. 14, art. 232. DOI: 10.1186/s12866-014-0232-4.
51. Hossain M. R., Jiang M., Wei Q., Leff L. G. Microplastic surface properties affect bacterial colonization in freshwater // *Journal of Basic Microbiology*. 2019. Vol. 59(1). P. 54–61. DOI: 10.1002/jobm.201800174.
52. Artham T., Sudhakar M., Venkatesan R., Nair C. M., Murty K. V. G. K., Doble M. Biofouling and stability of synthetic polymers in sea water // *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2009. Vol. 63(7). P. 884–890. DOI: 10.1016/j.ibiod.2009.03.003.
53. Avio C. G., Gorbi S., Regoli F. Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat // *Marine Environmental Research*. 2017. Vol. 128. P. 2–11. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.05.012.
54. Zettler E. R., Mincer T. J., Amaral-Zettler L. A. Life in the «Plastisphere»: Microbial Communities on Plastic Marine Debris // *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47(13). P. 7137–7146. DOI: 10.1021/es401288x.
55. Hoellein T. J., McCormick A. R., Hittie J., London M. G., Scott J. W., Kelly J. J. Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river // *Freshwater Science*. 2017. Vol. 36(3). P. 491–507. DOI: 10.1086/693012.
56. Dussud C., Meistertzheim A. L., Conan P., Pujo-Pay M., George M., Fabre P., Coudane J., Higgs P., Elineau A., Pedrotti M. L., Gorsky G., Ghiglione J. F. Evidence of niche partitioning among bacteria living on plastics, organic particles and surrounding seawaters // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 236. P. 807–816. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.12.027.

57. De Tender C. A., Devriese L. I., Haegeman A., Maes S., Ruttink T., Dawyndt P. Bacterial community profiling of plastic litter in the Belgian part of the North sea // *Environmental Science & Technology*. 2015. Vol. 49(16). P. 9629–9638. DOI: 10.1021/acs.est.5b01093.
58. Oberbeckmann S., Loeder M. G. J., Gerdtts G., Osborn A. M. Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters // *Fems Microbiology Ecology*. 2014. Vol. 90(2). P. 478–492. DOI: 10.1111/1574-6941.12409.
59. Amaral-Zettler L. A., Zettler E. R., Slikas B., Boyd G. D., Melvin D. W., Morrall C. E., Proskurowski G., Mincer T. J. The biogeography of the Plastisphere: implications for policy // *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2015. Vol. 13(10). P. 541–546. DOI: 10.1890/150017.
60. Eich A., Mildenberger T., Laforsch C., Weber M. Biofilm and diatom succession on polyethylene (PE) and biodegradable plastic bags in two marine habitats: Early signs of degradation in the pelagic and benthic zone? // *Plos One*. 2015. Vol. 10(9). DOI: 10.1371/journal.pone.0137201.
61. Oberbeckmann S., Kreikemeyer B., Labrenz M. Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics // *Frontiers in Microbiology*. 2018. Vol. 8, art. 2709. DOI: 10.3389/fmicb.2017.02709.
62. Ogonowski M., Motiei A., Ininbergs K., Hell E., Gerdes Z., Udekwu K. I., Bacsik Z., Gorokhova E. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics // *Environmental Microbiology*. 2018. Vol. 20(8). P. 2796–2808. DOI: 10.1111/1462-2920.14120.
63. Kooi M., van Nes E. H., Scheffer M., Koelmans A. A. Ups and downs in the ocean: Effects of biofouling on vertical transport of microplastics // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 5 (14). P. 7963–7971. DOI: 10.1021/acs.est.6b04702.
64. Jiang P., Zhao S., Zhu L., Li D. Microplastic-associated bacterial assemblages in the intertidal zone of the Yangtze Estuary // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 624. P. 48–54. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.105.
65. Curren E., Leong S. C. Y. Profiles of bacterial assemblages from microplastics of tropical coastal environments // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 655. P. 313–320. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.250.
66. Maso M., Garces E., Pages F., Camp J. Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species // *Scientia Marina*. 2003. Vol. 67(1). P. 107–111. DOI: 10.3989/scimar.2003.67n1107.
67. Lim P. T., Usup G., Leaw C. P., Ogata T. First report of *Alexandrium taylori* and *Alexandrium peruvianum* (Dinophyceae) in Malaysia waters // *Harmful Algae*. 2005. Vol. 4(2). P. 391–400. DOI: 10.1016/j.hal.2004.07.001.
68. McCormick A., Hoellein T. J., Mason S. A., Schlupe J., Kelly J. J. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river // *Environmental Science & Technology*. 2014. Vol. 48(20). P. 11863–11871. DOI: 10.1021/es503610r.
69. Bryant J. A., Clemente T. M., Viviani D. A., Fong A. A., Thomas K. A., Kemp P., Karl D. M., White A. E., DeLong E. F. Diversity and activity of communities inhabiting plastic debris in the North Pacific Gyre // *MSystems*. 2016. Vol. 1(3). P. 24–16. DOI: 10.1128/mSystems.00024-16.
70. Kettner M. T., Rojas-Jimenez K., Oberbeckmann S., Labrenz M., Grossart H.-P. Microplastics alter composition of fungal communities in aquatic ecosystems // *Environmental Microbiology*. 2017. Vol. 19(11). P. 4447–4459. DOI: 10.1111/1462-2920.13891.

71. Lagana P., Caruso G., Corsi I., Bergami E., Venuti V., Majolino D., La Ferla R., Azzaro M., Cappello S. Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica) // *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2019. Vol. 222(1). P. 89–100. DOI: 10.1016/j.ijheh.2018.08.009.
72. Virsek M. K., Lovsin M. N., Koren S., Krzan A., Peterlin M. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida* // *Marine Pollution Bulletin*. 2017. Vol. 125(1–2). P. 301–309. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.08.024.
73. Miao L., Guo S., Liu Z., Liu S., You G., Qu H., Hou J. Effects of nanoplastics on freshwater biofilm Microbial Metabolic Functions as Determined by BIOLOG ECO Microplates // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019. Vol. 16(23), art. 4639. DOI: 10.3390/ijerph16234639.
74. Oberbeckmann S., Osborn A. M., Duhaime M. B. Microbes on a bottle: substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris // *Plos One*. 2016. Vol. 11(8), art. e0159289. DOI: 10.1371/journal.pone.0159289.
75. Crespo B. G., Pommier T., Fernandez-Gomez B., Pedros-Alio C. Taxonomic composition of the particle-attached and free-living bacterial assemblages in the Northwest Mediterranean Sea analyzed by pyrosequencing of the 16S rRNA // *Microbiologyopen*. 2013. Vol. 2(4). P. 541–552. DOI: 10.1002/mbo3.92.
76. Ortega-Retuerta E., Joux F., Jeffrey W. H., Ghiglione J. F. Spatial variability of particle-attached and free-living bacterial diversity in surface waters from the Mackenzie River to the Beaufort Sea (Canadian Arctic) // *Biogeosciences*. 2013. Vol. 10(4), P. 2747–2759. DOI: 10.5194/bg-10-2747-2013.
77. Mohit V., Archambault P., Toupoint N., Lovejoy C. Phylogenetic differences in attached and free-living bacterial communities in a temperate coastal lagoon during summer, revealed via high-throughput 16S rRNA gene sequencing // *Applied and Environmental Microbiology*. 2014. Vol. 80(7). P. 2071–2083. DOI: 10.1128/aem.02916-13.
78. Salta M., Wharton J. A., Blache Y., Stokes K. R., Briand J.-F. Marine biofilms on artificial surfaces: structure and dynamics // *Environmental Microbiology*. 2013. Vol. 15(11). P. 2879–2893. DOI: 10.1111/1462-2920.12186.
79. Hoellein T., Rojas M., Pink A., Gasior J., Kelly J. Anthropogenic litter in urban freshwater ecosystems: Distribution and microbial interactions // *Plos One*. 2014. Vol. 9(6), art. e98485. DOI: 10.1371/journal.pone.0098485.
80. Lee O. O., Wang Y., Tian R., Zhang W., Shek C. S., Bougouffa S., Al-Suwailem A., Batang Z. B., Xu W., Wang G. C., Zhang X., Lafi F. F., Bajic V. B., Qian P.-Y. In situ environment rather than substrate type dictates microbial community structure of biofilms in a cold seep system // *Scientific Reports*. 2014. Vol. 4, art. 3587. DOI: 10.1038/srep03587.
81. Frère L., Maignien L., Chalopin M., Free C. M., Jensen O. P., Mason S. A., Eriksen M., Williamson N. J., Boldgiv B. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake // *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 85(1). P. 156–163. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.
82. Debroas D., Mone A., Ter Halle A. Plastics in the North Atlantic garbage patch: A boat-microbe for hitchhikers and plastic degraders // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 599. P. 1222–1232. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.059.

83. Zhang K., Xiong X., Hu H., Wu C., Bi Y., Wu Y., Zhou B., Lam P. K. S., Liu J. Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi bay of Three Gorges reservoir, China // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(7). P. 3794–3801. DOI: 10.1021/acs.est.7b00369.
84. Fei Y., Huang S., Zhang H., Tong Y., Wen D., Xia X., Wang H., Luo Y., Barcelo D. Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 707, art. 135634. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135634.
85. Carson H. S., Nerheim M. S., Carroll K. A., Eriksen M. The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre // *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 75(1–2). P. 126–132. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.07.054.
86. George S. C., Thomas S. Transport phenomena through polymeric systems // *Progress in polymer science*. 2001. Vol. 26(6). P. 985–1017. DOI: 10.1016/s0079-6700(00)00036-8.
87. Bruinsma G. M., van der Mei H. C., Busscher H. J. Bacterial adhesion to surface hydrophilic and hydrophobic contact lenses // *Biomaterials*. 2001. Vol. 22(24). P. 3217–3224. DOI: 10.1016/s0142-9612(01)00159-4.
88. Bayoudh S., Othmane A., Bettaieb F., Bakhrouf A., Ben Ouada H., Ponsonnet L. Quantification of the adhesion free energy between bacteria and hydrophobic and hydrophilic substrata // *Materials Science & Engineering C-Biomimetic and Supramolecular Systems*. 2006. Vol. 26(2–3). P. 300–305. DOI: 10.1016/j.msec.2005.10.045.
89. Lobelle D., Cunliffe M. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris // *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62(1). P. 197–200. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.10.013.
90. Nauendorf A., Krause S., Bigalke N. K., Gorb E. V., Gorb S. N., Haeckel M., Wahl M., Treude T. Microbial colonization and degradation of polyethylene and biodegradable plastic bags in temperate fine-grained organic-rich marine sediments // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 103(1–2). P. 168–178. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.12.024.
91. Shen J., Du M., Wu Z., Song Y., Zheng Q. Strategy to construct polyzwitterionic hydrogel coating with antifouling, drag-reducing and weak swelling performance // *RSC Advances*. 2019. Vol. 9(4). P. 2081–2091. DOI: 10.1039/c8ra09358j.
92. Ng W., Ting Y. Bacterial surface charge in “layers”: revealed by wash buffers of different ionic strength // *PeerJ Preprints*. 2018. Vol. 6, art. e2086v4. DOI: 10.7287/peerj.preprints.2086v4.
93. Liang X., Liao C., Soupier M. L., Jarboe L. R., Thompson M. L., Dixon P. M. *Escherichia coli* attachment to model particulates: The effects of bacterial cell characteristics and particulate properties // *Plos One*. 2017. Vol. 12(9), art. e0184664. DOI: 10.1371/journal.pone.0184664.
94. Yoshihisa K., Yoshimura A., Shibamori Y., Fuchigami K., Kubota N. Polymer surface modification by using microwave plasma irradiation // *Journal of Solid Mechanics and Materials Engineering*. 2012. Vol. 6(6). P. 654–659. DOI: 10.1299/jmmp.6.654.
95. Yadav K. K., Mandal A. K., Chakraborty R. *Biology of bacterial biofilms // Biology of plants and microbes*. Kolkata: Levant Books, 2018. P. 61–82.
96. Keswani A., Oliver D. M., Gutierrez T., Quilliam R. S. Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments // *Marine Environmental Research*. 2016. Vol. 118. P. 10–19. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.04.006.

97. Renner L. D., Weibel D. B. Physicochemical regulation of biofilm formation // MRS Bulletin. 2011. Vol. 36(5). P. 347–355. DOI: 10.1557/mrs.2011.65.
98. Kirstein I. V., Wichels A., Gullans E., Krohne G., Gerdt G. The Plastisphere – uncovering tightly attached plastic "specific" microorganisms // Plos One. 2019. Vol. 14(4), art. e0215859. DOI: 10.1371/journal.pone.0215859.
99. Xu X., Wang S., Gao F., Li J., Zheng L., Sun C., He C., Wang Z., Qu L. Marine microplastic-associated bacterial community succession in response to geography, exposure time, and plastic type in China's coastal seawaters // Marine Pollution Bulletin. 2019. Vol. 145. P. 278–286. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.05.036.
100. Dawson A., Huston W., Kawaguchi S., King C., Cropp R., Wild S., Eisenmann P., Townsend K., Nash S. B. Uptake and depuration kinetics influence microplastic bioaccumulation and toxicity in antarctic krill (*Euphausia superba*) // Environmental Science & Technology. 2018. Vol. 52(5). P. 3195–3201. DOI: 10.1021/acs.est.7b05759.

4.2. Микропластики в почве

В этом разделе рассматриваются возможные источники микро- и нанопластиков в земной среде и воздействие МП на почвенные экосистемы. Учитывая постоянный взаимный перенос и циркуляцию МП и НП в водной, наземной и атмосферной среде, однозначно определить в какую среду попадают МП и НП из различных источников практически невозможно, и вряд ли необходимо. Тем не менее можно утверждать, что загрязнение земной среды МП тесно связано с антропогенной деятельностью.

Источники микропластиков в земной среде

Источниками МП в почве являются осадки сточных вод (ОСВ), компост, мульчирование пластиками, орошение полей, уличные стоки, замусоривание и атмосферные осадки [1, 2].

Осадки сточных вод являются побочным продуктом муниципальных очистных сооружений [3, 4]. После очистки воды (бытовые, большие и промышленные сбросы) 70–99% регенерированных ОСВ содержат МП [5], концентрация которых достигала 103–105 единиц/кг [6, 7].

Эффективность работы очистных сооружений зависит от размера очистных сооружений и используемых процессов очистки [8]. Между тем многие исследования показали, что количество МП, обнаруженных в иле было больше, чем в неочищенных и очищенных сточных водах [8]. Наиболее распространенными МП, обнаруженными в илах, являются ПЭ, ПП, ПВХ, ПЭТ и ПС [9]. Количество МП, ежегодно попадающих в почвы с внесенными в пахотные земли осадками сточных вод, превышает количество МП, попадающих в океаны. Кроме того, осадки сточных вод, сбрасываемые в сельскохозяйственные почвы, считаются одним из крупнейших источников внесения МП в окружающую среду [10].

Многочисленное внесение ОСВ на сельхозугодья приводит к накоплению МП в почве [6, 11, 12]. Следовательно, хотя внесение удобрений на

основе ОСВ способствует повторному использованию питательных веществ и органического вещества на суше, следует также учитывать потенциальные последствия для устойчивости и продовольственной безопасности массового переноса МП с органическими веществами и связанными с ними вредных веществ на сельскохозяйственные угодья [13, 14]. ОСВ содержат тяжёлые металлы и стойкие органические загрязнители [15, 16], в том числе большое количество МП [15], поэтому многие страны запретили использование ОСВ в качестве удобрения. Однако возможны и другие решения.

В Китае в связи с растущими темпами урбанизации в 2017 году образовалось около 40 миллионов тонн ОСВ (80 мас. % влаги), с ежегодным ростом примерно на 13%. Это увеличивающееся количество ОСВ вызвало серьезные экологические проблемы и трудности в управлении. Компостирование – это обычная технология с небольшими инвестициями в работы / процессы, связанные с преобразованием ОСВ в стабилизированный конечный продукт с легко разлагаемым органическим веществом и без очевидной фитотоксичности для растений [17].

Компостирование имеет преимущества перед широко применяемыми методами утилизации, такими как свалка или гранулирование, которые могут уменьшить объем ила на 40–50% и подготовить конечный продукт в качестве удобрения или кондиционера почвы [18–22]. Тем не менее обычное компостирование, с ее самой высокой температурой в диапазоне от 50 до 70° С, ограничено для широкого применения из-за низкой эффективности, длительного периода компостирования и неудовлетворительного качества компоста [23, 24]. Температура считается одной из наиболее важных переменных, определяющих эффективность компостирования [18, 25]. Она не только отражает микробный метаболизм, но и играет ключевую роль в скрининге микроорганизмов при трансформации ОВ [22, 26].

Вредные организмы, такие как патогенные бактерии, круглые черви и семена сорняков, могут быть устранены за счет тепла, выделяемого в термофильной фазе компостирования [27–29]. Кроме того, высокая температура положительно влияет на созревание компоста, поэтому ранее было предпринято много попыток повысить температуру компостирования. Например, непрерывное термофильное компостирование было разработано для быстрого разложения и созревания органических отходов за счет экзогенного нагрева [18]. Фактически компостирование – это процесс, управляемый различными микроорганизмами, чья последовательность в составе сообщества и популяции соответствует эволюции температуры [30]. Следовательно, динамические изменения в структуре микробного сообщества имеют большое значение для трансформации ОВ и созревания компоста во время компостирования [31].

По-видимому, эти обстоятельства подтолкнули к разработке инновационной технологии гипертермофильного компостирования (ГТК), призванной преодолеть недостатки обычного компостирования. Температура процесса ГТК на 20–30 °С выше, чем при обычном компостировании, что

повышает эффективность биоконверсии. Разработанная технология обеспечивает лучшее по качеству и эффективности компостирование, за счет увеличения зрелости компоста и сокращения периода компостирования. Проведенное исследование [21] также показало, что ГТК значительно улучшает удаление генов резистентности к антибиотикам (АРГ) и мобильных генетических элементов, поскольку удаление АРГ и мобильных генетических элементов зависит от температуры компостирования. В этой работе была предложена и продемонстрирована технология ГТК в промышленном объеме (200 т) для биодеградации *in situ* МП на основе ила. После 45 дней обработки ГТК, 43,7% МП было удалено из ОСВ, что является самым высоким значением, когда-либо зарегистрированным для биоразложения МП. Высокопроизводительное секвенирование показало, что *Thermus*, *Bacillus* и *Geobacillus* были доминирующими бактериями, ответственными за высокоэффективное биоразложение во время ГТК. Эти результаты показывают критическую роль гипертермофильных бактерий в биодеградации МП во время ГТК, подчеркивая многообещающую стратегию удаления МП на основе ила из реальной окружающей среды.

Между тем орошение сточными водами является еще одним значительным источником МП в сельскохозяйственных почвах. Многие фермеры, как правило, многократно применяют ОСВ и сточные воды для орошения полей, близких к деревням, из-за легкой доступности [32].

Заметным источником МП является мульчирование почвы пластиковой пленкой (МПП) в сельском хозяйстве. Мульчирование культур и повышение эффективности водопотребления за счет экономии воды, подавление сорняков, сохранение влажности почвы, повышение температуры и повышение устойчивости к холоду определяют широкое применение мульчирования [33, 34].

Более 80% сельскохозяйственных пленок изготовлены из полиэтилена низкой плотности (ПЭНП), который, в основном, используется в тепличных пленках (150–200 мкм) [35]. Глобальное использование МПП является значительным и быстро растет в последние годы [36]. Около 700 частиц МП на килограмм почвы было обнаружено на сельскохозяйственных угодьях в Европе [37]. В Китае, особенно на севере, применение МПП способствовало накоплению МП на сельскохозяйственных угодьях. С 1991 по 2011 год использование МПП увеличилось в четыре раза с 0,32 до 1,25 млн т [34, 38].

В Мексике пластик покрывает около 40–60% площади почв приусадебных участков Чентла, Табаско для предотвращения наводнений [39]. В Шанхае пластиковое мульчирование широко применялось на пригородных сельскохозяйственных землях в течение последних двух десятилетий. Liu et al. [40] наблюдали, что накопление МП составляло $78,00 \pm 12,91$ шт. на килограмм в неглубокой (0–3 см) почве сельскохозяйственных угодий и $62,50 \pm 12,97$ шт. на килограмм в глубоких (3–6 см) почвах.

Различие связано с профилем почвы, который приводит к разному распределению МП, и периодом применения МПП, приводящим к разным

концентрациям. Кроме того, большинство МП были полиэтиленовые и полипропиленовые, а основная форма – волокна и пленки. Было показано, что загрязнение МП было вызвано пластиковыми материалами, которые широко использовались для различных целей в сельском хозяйстве [40]. Кроме того, пластиковые пленки также содержат ~ 20–60% эфиров фталевой кислоты (ПЭ), которые могут влиять на ферментативную активность почвы и микробные сообщества [33, 34]. Хотя использование МПП на сельскохозяйственных землях обеспечивает продовольственную безопасность и рост доходов фермеров, значительный объем пластиковых остатков в почве серьезно угрожают охране окружающей среды [41].

В результате, применение МПП все чаще рассматривается общественностью не как «белая революция», а как «белое загрязнение». Однако высокая стоимость переработки и трудности практического применения препятствуют попыткам вторичного использования остатков МП [36].

Технология нанесения пленочного покрытия на агрономические семена широко применяется в современном сельском хозяйстве. Эта технология не только улучшает прорастание семян, но также улучшает обработку семян и их сыпучесть. В этой технологии тонкие липкие пластиковые покрытия состоят из пестицидов, пластификаторов и связующего. Синтетические пигменты также используются в покрытиях семян, обработанных пестицидами [42, 43]. Истирание такого покрытия семян может привести к отслоению попадающих в почву фрагментов пластиковой пленки. Предыдущие исследования показали, что размер отделившихся фрагментов покрытия семян обычно не превышает 5 мм и имеет толщину менее 5–10 мкм [42, 43]. В этих работах они получили название пленки микропластического покрытия (ПМПП). Хотя Accinelli et al. [43] отметили, что ПМПП не может долго сохраняться в почвах, скорость разложения ПМПП варьируется в зависимости от состава покрытия. В результате последовательность превращений микропластических покрытий в почве остается неизученной [42, 43].

Совершенно очевидно, что серьезное загрязнение почвы МП невозможно отделить от бесчисленного использования одноразовых пластиковых изделий. С появлением пластмассовых смол, пластмассы становятся все более доминирующими на потребительском рынке. Самая большая часть их применения на рынке – упаковка [44]. Загрязнение от быстрорастущего и широкого применения пластмасс в упаковке в виде так называемого «белого загрязнения» [45] становится все более серьезным. Данные последнего десятилетия показывают, что ежегодно более 90 миллиардов хлипких мешков – пакетов превращаются в неперерабатываемые отходы и мусор [46]. Полипропилен и полиэтилен являются полимерами, наиболее часто используемыми в повседневных пластиковых изделиях, особенно в одноразовых изделиях (пластиковая упаковка и одноразовые бутылки с водой) [47]. Основная часть современного производства пластмасс перешла от прочных пластиков к одноразовым пластикам (ОП), при

этом упаковка является доминирующим типом [48]. Растущий спрос на ОП способствовал глобальному производству пластика, достигнув ~ 360 млн метрических тонн в 2018 году, из которых продукты ОП составили 50% от общего объема производства [49].

Текстильное производство и торговля также относятся к источникам микропластиков в воздушной и земной среде. Натуральные, регенерированные и синтетические волокна – это три широкие категории волокон в текстильной промышленности. При утилизации микропластика из текстиля в иле обнаруживается синтетических волокон почти в 1,8 раза больше, чем натуральных. Было подсчитано, что более 42 миллионов тонн синтетических волокон ежегодно производятся текстильной промышленностью, примерно 80% из которых принадлежит полиэфирным волокнам (ПЭВ) [50, 51]. Более 700 000 микроволокон может быть получено из 6 кг акриловой ткани при стирке в домашних условиях [52]. Более 1900 волокон может выпасть при стирке одежды, и вся одежда выделяет более 100 волокон на литр стоков [53]. До 13 миллионов микроволокон выделяется из полиэфирных волокон и хлопчатобумажных тканей при первой машинной стирке, демонстрируя последовательную тенденцию к снижению при последующих стирках [54]. Almroth et al. [55] сравнили отслаивание микроволокон из акрила, нейлона и ПЭВ. Наибольшее количество микроволокон было выделено из флисовой ткани с ПЭВ, в среднем 7360 волокон/м²/л. В работе [56] количественно подсчитали отслаивание микроволокон из трех синтетических тканей. При сравнении трикотажного ПЭВ и тканого ПП наибольшее выделение микроволокон наблюдали при обычной стирке тканого ПЭВ, при которой на 5 кг тканей из ПЭВ образовывалось более 6 миллионов частиц. Та же исследовательская группа впервые подсчитала, что ежегодно в воду попадает $2,98 \times 10^8$ микро-ПЭВ, а $1,03 \times 10^9$ – в воздух при ношении одежды из ПЭВ. Прямое высвобождение микроволокон в воздух имеет порядок величины выброса в воду [57]. Потребительские циклы, моющие средства, температура, жесткость воды и текстильные конструкции оказали влияние на высвобождение микроволокон в процессе стирки. Например, количество микроволокон обычно уменьшалось после нескольких циклов стирки по сравнению с первой стиркой [56]. При более высоком соотношении количества воды и ткани образовалось на 0,8 миллиона микроволокон больше, чем при обычных параметрах стирки [51, 56, 58]. В этих работах также было описано, что при стирке жидким или порошковым моющим средством выделяется значительно бóльшая масса микроволокон, чем при стирке тканей в деионизированной воде.

Более того, более высокая температура, время стирки и механическое воздействие также способствовали высвобождению микроволокон. Жесткая вода ускорила абразивное повреждение волокон, а использование смягчителя может сократить образование микроволокон на 35%. Кроме того, рыхлые текстильные конструкции, такие как изношенные ткани, теряют больше микроволокон, а пряжа с высокой крутизной предпочтительнее для уменьшения осыпания в процессе стирки [55].

Еще одним источником первичных МП являются микрогранулы из косметики и средств личной гигиены. Пластиковые микрогранулы часто добавляются в качестве абразивного агента в различные средства личной гигиены, включая скрабы и отшелушивающее мыло для лица, гель для душа и шампуни, крем для кожи и жидкий макияж [59]. Из-за достаточно маленьких размеров они могут легко попадать в организмы водной фауны и флоры и накапливаться в пищевой цепи. Было подсчитано, что от 4594 до 94 500 частиц МП выпускается из средств для одноразового использования [60]. Микрогранулы производятся различных размеров и форм и служат в качестве соответствующих отшелушивающих агентов. Средняя плотность микрогранул в девяти скрабах для лица из материкового Китая составляла 20 860 частиц/г с диаметром от 85 до 186 мкм. Количество выбросов достигло 209,7 триллиона микрогранул (306,9 т) ежегодно, что составляет 0,03% пластиковых отходов, попадающих в океан [59]. Praveena et al. [61] исследовали десять популярных средств личной гигиены в Малайзии. Было обнаружено, что микрошарики размером от 3 до 178 мкм для зубной пасты и чистящего средства для лица, в большинстве своем имеют гранулированную форму. Эти МП из средств личной гигиены бытовыми стоками доставляются непосредственно на очистные сооружения, и ожидается, что ежегодно будет выбрасываться 0,199 триллиона МП. Оценка рисков показала, что в результате использования зубной пасты в Стамбуле было высвобождено в среднем 871 миллион граммов МП [62]. В 2019 году было проанализировано 37 распространенных скрабов для лица и тела, доступных в Объединенных Арабских Эмиратах. Микропластики, размер которых варьировался от 12,3 до 273,4 мкм, были обнаружены в 11 продуктах из 37, и также было показано, что они претерпевают физические изменения при термообработке, включая фрагментацию [63].

В дополнение к термопластикам, к которым относятся ПЭ, ПЭТ, ПП и ПВХ, каучук также считается классом пластмасс [64]. В 2016 году на рынок было представлено 26,9 млн тонн каучука, из них 12,3 млн тонн натурального и 14,6 тонн синтетического [65]. Практически весь каучук используется для получения резины, причем большая часть – для производства автомобильных шин.

Истирание автомобильных шин является одним из наиболее значимых источников выбросов резины. Этот процесс производит большое количество мусора размером от нанометров до микрометров [66]. Было явно упущено из виду, что шины представляют собой скрытый источник МП, и, по оценкам [67], 26–74% МП попадают в окружающую среду из резиновых шин. Согласно имеющимся данным по 13 странам мира, выбросы МП из шин, варьируются от 0,23 кг (в Индии) до 4,7 кг (в США) на душу населения в год, со среднемировым показателем 0,81 кг [67].

Выбросов от автомобильных шин было значительно больше, чем от авиационных шин, искусственного газона, износа тормозов и дорожной разметки. На их долю приходилось 5–10% мирового пластика, попадаю-

щего в океан [67]. Ziajahromi et al. [68] обнаружили МП в воде и отложениях на плавучем водно-болотном угодье для очистки ливневых вод на Золотом побережье Квинсленда. Было обнаружено, что 15–38% МП в отложениях представляют собой частицы синтетического каучука, наполненные углеродом, которые в основном поступают из автомобильных покрышек со стоком с дороги. Согласно базовой модели баланса масс МП в масштабе водораздела, в водораздел Сены было выброшено 1,8 кг на душу населения в год частиц покрышек и износа дорог. Среди всех выявленных МП, полученных из шин, 18% были доставлены в пресные воды и 2% были выпущены в устье реки [69]. Помимо использования резины в шинах, резина в виде измельченных гранул (размером от 0,7 до 3 мм) применяется для искусственных газонов, которые также являются важными источниками резины в окружающей среде. В Швейцарии в 2018 году в результате износа шин на дорогах было выброшено в окружающую среду $10\,600 \pm 3800$ т каучука и 357 ± 30 т резиновых гранул с искусственного газона [70].

По оценкам [66], производство диспергированных гранул МП в странах Европейского Союза достигло 18 000–72 000 т/год.

Поскольку МП воздействуют на различные характеристики почвы, изменение свойств почвы является основной мерой для понимания рисков, создаваемых МП для наземных экосистем [71–73]. Микропластики могут объединяться с почвой, образуя различные агрегаты: рыхлые агрегаты образуются при соединении почвы с обломками пластика, а более компактные агрегаты – с волоконными МП [74, 75].

В работе [76] изучали влияние четырех распространенных МП (волокна ПП, микрогранулы ПА, волокна ПЭТ и фрагменты ПЭ) (до 2% по массе) на важнейшие характеристики песчаной почвы – объемную плотность пластика (ОПП), водоудерживающую способность (ВУС) и водостойкость агрегатов (ВСА), и показали, что влияние на эти показатели варьировалось в зависимости от МП. Например, в почвах, загрязненных волокнами ПЭТ, ОП и ВСА значительно снижались с увеличением концентрации ПЭТ, тогда как другие МП не вызывали подобных эффектов. Однако Zhang et al. [77] заявили, что микроволокна ПЭТ ($\leq 0,3\%$ по массе) не влияли на ОПП и проводимость насыщенной воды, но отрицательно влияли на ВУС почвы. Авторы также обнаружили, что микроволокна ПЭТ могут занимать поровое пространство размером < 30 мкм, а также смешиваться с частицами почвы с образованием комков с размером макропор > 30 мкм.

Различие в результатах может быть связано с разницей в дозе воздействия МП и с разными физико-химическими характеристиками самой почвы, такими как минералы почвы, гумус, распределение пор по размерам [78, 79]. Изменения физических свойств почвы, связанные с МП, могут вызывать вариации множества физиологических показателей, таких как эффективность фотосинтеза и рост корней, что может указывать на потенциальные эффекты на стадии роста растений [80, 81].

Микропластики могут изменять влагопроницаемость и ВУС почв, что влияет на испарение [76, 82]. Вышеупомянутые исследования показывают, что МП изменяют круговорот почвенной воды, увеличивают дефицит воды в почве и влияют на миграцию загрязняющих веществ в глубину почвы по трещинам [73, 83, 84].

Увеличение содержания фульвокислот и гуминовых кислот в результате действия МП указывает на то, что МП обладают потенциалом для улучшения плодородия почвы за счет улучшения ВСА, влагопроницаемости и доступности питательных веществ, связанных с содержанием гумуса [85]. Тем не менее полезное и вредное влияние МП на свойства почвы требует дальнейшего изучения.

В ряде работ сообщалось о влиянии МП на круговорот и перенос питательных веществ в почве [71, 86–88]. МП оказывают значительное влияние на активность почвенных ферментов с высокой каталитической способностью, таких как уреазы и люциферингидролазы диуксусной кислоты (FDAse) [89]. Эти ферменты тесно связаны с различными биохимическими процессами в почве и играют важную роль в регулировании круговорота питательных веществ в ней [90, 91].

Liu et al. [71] сообщили, что высокий уровень полипропиленовых МП (примерно 30 мас. %) значительно увеличивает содержание питательных веществ (соединений С, N и P) в растворенных органических веществах (РОВ), что может быть связано с тем, что МП способствуют развитию почвы, активности ферментов и накоплению растворимых питательных веществ. Qi et al. [92] обнаружили, что обработка почвы различными МП (ПЭНП и биоразлагаемые) влияет на значение pH почвы (увеличение), проводимость (уменьшение) и соотношение углерода и азота (увеличение). Эксперименты с почвенным столбиком показали, что высокая концентрация (360 кг/га) МП ускоряет миграцию воды и нитратов [93].

Следовательно, концентрация, время воздействия и тип МП во многом определяют их действие на почву. Большинство исследований роли МП в почве основаны на недельных или месячных данных лабораторного моделирования, однако эти данные дают лишь предварительный ответ. Поэтому важно провести полевые эксперименты (адекватное воспроизведение и соответствующий контроль) для оценки долгосрочного воздействия МП. Эксперименты, проведенные в масштабе поля, помогут понять трансформацию крупных пластиковых фрагментов в микропластики (нано) при изменении внешней среды (pH почвы, текстура, гуминовые кислоты, содержание органического углерода, агрегаты, пористость), а также обозначить проблемы в использовании многоразовой и биоразлагаемой мульчи.

Объемная плотность почвы – важный параметр, предоставляющий информацию об общем количестве (пуле) углерода (С) почвы [87]. Так, наличие МП в почве может вызвать неправильную оценку пула углерода почвы. Поскольку пластмассы представляют собой полимеры с высоким содержанием углерода (например, ПЭТ составляет около 90% С), остатки

пластмассы непреднамеренно увеличивают размер стабильного пула органического углерода в почве [87, 92]. Примечательно, что эта часть пластика-С может по-разному взаимодействовать с почвенными микроорганизмами из-за их функционального различия в почвенном органическом веществе. Более того, количество углерода в МП очень низкое по сравнению с потерями органического углерода в наиболее интенсивных сельскохозяйственных системах; таким образом, его не следует рассматривать с позитивной точки зрения. Кроме того, основной механизм повышения биодоступности питательных микроэлементов остается неизвестным [94].

В сельскохозяйственном производстве пластиковая мульча улучшает определенные показатели качества почвы [95]. Очевидно, что остатки пластика могут нанести ущерб качеству почвы, что приведет к нерациональному использованию сельскохозяйственных угодий [41].

Роль МП в системах оценки качества почвы еще предстоит определить. Однако лишь в некоторых исследованиях были количественно оценены критические пороги (или критические точки) загрязнения МП, при которых могут наблюдаться негативные эффекты. Это ограничивает количественную оценку экологической устойчивости и потенциального загрязнения почвы. Определение порогового значения количества микропластика в почве полезно для дальнейшей оценки пространственного масштаба загрязнения и уровня антропогенной нагрузки, а также для прогнозирования нагрузочной способности сельскохозяйственных экосистем выдерживать эту нагрузку.

В настоящее время механизм действия МП в почве на почвенные микроорганизмы не ясен, и существующие исследования в основном оценивали потенциальное воздействие МП на почвенные микроорганизмы на основе изменения активности ферментов почвы.

Оценка активности почвенной флуоресцеиндиацетатгидролазы показала, что микробная активность почвы различалась для разных типов микропластиков [89, 96].

Например, ПА, ПЭ и ПЭТ повышали метаболическую активность микроорганизмов, а ПС и ПВХ – наоборот. Fei et al. [89] обнаружили, что ПЭ и ПВХ уменьшают богатство и разнообразие бактериальных сообществ, в то время как в двух других исследованиях [86, 97] было мало доказательств, подтверждающих это. Ren et al. [98] сообщили, что МП оказали положительное влияние на микробное сообщество удобренных почв.

Очевидно, что исследования влияния МП на микробное сообщество почвы все еще находятся в зачаточном состоянии. Изменение почвенной среды обитания, вызванное МП, считается возможной причиной изменения микробной активности почвы [92, 98]. Например, изменения в структуре почвенных агрегатов и пор, вызванные микроволокнами [77, 99], могут повлиять на и анаэробных микробов [100]. Поскольку РОВ играют важную роль в микробном обитании и изменить направление эволюции местных микроорганизмов [81, 101]. Динамика пористости и влажности, вызванная

наличием МП в почве, может влиять на концентрацию кислорода в ней и, таким образом, изменять относительную численность оксибиотических роль в метаболизме и снабжении энергией микробного сообщества [102], изменения в содержании углерода, вызванные МП, возможно, влияют на функции почвы и микробные сообщества с высокой функциональной избыточностью и разнообразием или даже создают новые экологические ниши [103]. Почвенные грибы также в различной степени подвергаются изменениям под воздействием МП, например, меняется относительная численность арбускулярных микоризных грибов² [80, 104].

Микропластик, прикрепленный к микроорганизмам (микропластисфера), потенциально, представляет собой отдельную среду обитания и резервуар для патогенов [105, 106].

Присутствие МП также влияет на рассеяние антибиотиков и генов устойчивости к бактериям / фагам (ГУБФ) [107].

Более крупные и сильно выветрившиеся МП или МП в почве после длительного выращивания овощей поглощают больше гидрофобных антибиотиков и тяжелых металлов, что может привести к высокому содержанию АРГ, связанному с устойчивостью к антибиотикам у МП [107, 108]. Ma et al. [95] дополнительно подтвердили, что МП в сочетании с тетрациклином в почвах способствуют образованию АРГ в микробиоме *Enchytraeus sputnicus*. В целом, ряд эффектов, вызванных МП на изменения свойств почвы, оказывает избирательное давление на микробы, приводя к переменам в структуре сообщества, разнообразии, временном круговороте и даже эволюции микробов [85, 88, 109].

Эти результаты подтвердили, что микропластики в окружающей среде являются горячими точками (регионами микросреды) для переноса генов на уровне патогенов и передачи АРГ между различными патогенами. В будущих исследованиях будет важно определить, влияют ли МП отрицательно на ключевые виды микробов, которые изменяют важнейшие функции почвы (такие как нитрифицирующие бактерии и арбускулярная микориза), или вызывают ли они распространение патогенных микроорганизмов (таких как патогены сельскохозяйственных культур и фауны). Для этих явлений необходимо в дальнейшем выявить движущие механизмы микробной физиологии, уровня сообщества и геномных изменений, вызванных загрязнением пластиком. Микропластики поглощают загрязняющие вещества и объединяются с вымываемыми пластификаторами или добавками [110], образуя смесь опасных загрязняющих веществ, которые могут поражать микробы, прикрепляющиеся к МП.

Принимая во внимание последствия микробной эволюции, вызванной почвенными МП, мы можем установить «реальный» исходный уровень экологии почвы для воздействия этого разнообразного набора загрязняющих

² Арбускулярные микоризные грибы – почвенные грибы с сильно разветвленным мицелием (упрощенно).

веществ, а также понять будущую реакцию популяций и сообществ почвенных микробов. Кроме того, поскольку о совместном присутствии МП и органических загрязнителей или металлов на почвенных микроорганизмах в литературе мало упоминаний, это должно стать предметом будущих исследований.

Наличие в почве МП приводит к изменениям ее физических и химических параметров, которые могут напрямую влиять на продуктивность растений, изменяя корневую систему и вегетационный период [88, 92]. Рост растений во многом зависит от ризосферных микроорганизмов, включая азотобактеры, патогенные и микоризные грибы [85, 111].

Изменения свойств почвы, вызванные МП, изменяют структуру микробных сообществ и соответствующую микробную активность, тем самым косвенно влияя на производительность растений. Например, применение 10% полимолочной кислоты значительно снизило биомассу кукурузы, в то время как ПЭ не имел очевидной токсичности для растений. Однако взаимодействие между ПЭ и Cd оказало значительное влияние на биомассу корней [112]. Pignattelli et al. [113] обнаружили, что ПВХ является наиболее токсичным для кресс-салата по сравнению с ПП и ПЭ.

В целом реакция растений зависит от типа и дозы МП, а также от взаимодействия с загрязнителями. Примечательно, что по сравнению с полиэтиленом МП на основе крахмала (биоразлагаемая пластиковая пленка) имеют более сильные негативные эффекты [36].

Это может быть связано с биоразлагаемыми пластиками, состоящими из 44,6% ПЭТ и 18,3% полибутлентерефталат, которые могут передаваться микробным сообществом или вызывать фиксацию крахмального азота в почвах. Остатки биоразлагаемого пластика оказывают значительное влияние на бактериальные сообщества ризосферы и смешанные выбросы летучих веществ [92]. Таким образом, фактическое воздействие на почву и типы растений варьируется в зависимости от характера МП [80, 112]. Существует пробел в изучении потенциального воздействия МП на наземные растения (абсорбция, перенос, накопление и реакция на стресс), и постоянные усилия исследователей должны быть сосредоточены на пластиковых гранулированных типах, видах растений и условиях окружающей среды с целью систематической оценки возможного воздействия МП на наземные растения экосистемы. В дополнение к изучению влияния МП на производительность отдельных растений, в исследовании Lozano и Rillig [114] было сообщено о потенциальных неблагоприятных эффектах волокон МП на продуктивность и структуру растительного сообщества.

Поскольку микроволокна влияют на доминирование видов растений, изучение каскадного воздействия на функции экосистемы должно стать одним из приоритетных направлений будущих исследований. Сельскохозяйственные культуры могут поглощать серию наночастиц [115], и предварительные исследования показали, что корни салата и пшеницы могут

концентрировать и поглощать ПС МП (0,2 мкм) и переносить их в надземные части [116, 117].

О воздействии МП на растения и их переносе *in vivo* сообщается мало, и необходима дальнейшая работа для изучения механизмов реакции различных культур, особенно съедобных корнеплодов. В 2020 г. Guo et al. обобщили некоторые возможные механизмы, с помощью которых МП влияют на рост растений, и предоставили руководство для будущих исследований по этой теме [118].

ЛИТЕРАТУРА

1. Blaesing M., Amelung W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 612. P. 422–435. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.086.
2. He D., Luo Y., Lu S., Liu M., Song Y., Lei L. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks // *Trac-Trends in Analytical Chemistry*. 2018. Vol. 109. P. 163–172. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.006.
3. Yang G., Zhang G., Wang H. Current state of sludge production, management, treatment and disposal in China // *Water Research*. 2015. Vol. 78. P. 60–73. DOI: 10.1016/j.watres.2015.04.002.
4. Mulchandani A., Westerhoff P. Recovery opportunities for metals and energy from sewage sludges // *Bioresource Technology*. 2016. Vol. 215. P. 215–226. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.03.075.
5. Carr S. A., Liu J., Tesoro A. G. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants // *Water Research*. 2016. Vol. 91. P. 174–182. DOI: 10.1016/j.watres.2016.01.002.
6. Corradini F., Meza P., Eguiluz R., Casado F., Huerta-Lwanga E., Geissen V. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 671. P. 411–420. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.368.
7. Van den Berg P., Huerta-Lwanga E., Corradini F., Geissen V. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 261, art. 114198. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114198.
8. Gatidou G., Arvaniti O. S., Stasinakis A. S. Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants // *Journal of Hazardous Materials*. 2019. Vol. 367. P. 504–512. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.12.081.
9. Wei W., Huang Q.-S., Sun J., Wang J.-Y., Wu S.-L., Ni B.-J. Polyvinyl chloride microplastics affect methane production from the anaerobic digestion of waste activated sludge through leaching toxic bisphenol-A // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(5). P. 2509–2517. DOI: 10.1021/acs.est.8b07069.
10. Hurley R. R., Nizzetto L. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: knowledge gaps and possible risks // *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2018. Vol. 1. P. 6–11. DOI: 10.1016/j.coesh.2017.10.006.

11. Crossman J., Hurley R. R., Futter M., Nizzetto L. Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 724, art. 138334. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138334.
12. Nizzetto L., Langaas S., Futter M. Pollution: Do microplastics spill on to farm soils? // *Nature*. 2016. Vol. 537(7621), art. 488. DOI: 10.1038/537488b.
13. Nizzetto L., Futter M., Langaas S. Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? // *Environmental Science & Technology*. 2016. Vol. 50(20). P. 10777–10779. DOI: 10.1021/acs.est.6b04140.
14. Zhang S., Wang J., Hao X. Fertilization accelerates the decomposition of microplastics in mollisols // *Science of the total environment*. 2020. Vol. 722, art. 137950. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137950.
15. Van den Berg P., Huerta-Lwanga E., Corradini F., Geissen V. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 261, art. 114198. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114198.
16. Gaylor M. O., Harvey E., Hale R. C. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and Penta-BDE-amended soils // *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47(23). P. 13831–13839. DOI: 10.1021/es403750a.
17. Hait S., Tare V. Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2012. Vol. 79. P. 214–224. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2012.01.004.
18. Xiao Y., Zeng G.-M., Yang Z.-H., Shi W.-J., Huang C., Fan C.-Z., Xu Z.-Y. Continuous thermophilic composting (CTC) for rapid biodegradation and maturation of organic municipal solid waste // *Bioresource Technology*. 2009. Vol. 100(20). P. 4807–4813. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.05.013.
19. Yuan Y., Tao Y., Zhou S., Yuan T., Lu Q., He J. Electron transfer capacity as a rapid and simple maturity index for compost // *Bioresource Technology*. 2012. Vol. 116. P. 428–434. DOI: 10.1016/j.biortech.2012.03.114.
20. Hu W., Zheng G., Fang D., Cui C., Liang J., Zhou L. Bioleached sludge composting drastically reducing ammonia volatilization as well as decreasing bulking agent dosage and improving compost quality: A case study // *Waste Management*. 2015. Vol. 44. P. 55–62. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.07.023.
21. Liao H., Lu X., Rensing C., Friman V. P., Geisen S., Chen Z., Yu Z., Wei Z., Zhou S., Zhu Y. Hyperthermophilic Composting Accelerates the Removal of Antibiotic Resistance Genes and Mobile Genetic Elements in Sewage Sludge // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52 (1). P. 266–276. DOI: 10.1021/acs.est.7b04483.
22. Wei H., Wang L., Hassan M., Xie B. Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process // *Bioresource Technology*. 2018. Vol. 256. P. 333–341. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.02.050.
23. Zeng G., Yu M., Chen Y., Huang D., Zhang J., Huang H., Jiang R., Yu Z. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme activities during agricultural waste composting // *Bioresource Technology*. 2010. Vol. 101(1). P. 222–227. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.08.013.
24. Yu Z., Zeng G.-M., Chen Y.-N., Zhang J.-C., Yu Y., Li H., Liu Z.-F., Tang L. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* on remediation of penta-

- chlorophenol-contaminated soil waste by composting // *Process Biochemistry*. 2011. Vol. 46(6). P. 1285–1291. DOI: 10.1016/j.procbio.2011.02.018.
25. Liang C., Das K. C., McClendon R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend // *Bioresource Technology*. 2003. Vol. 86(2). P. 131–137. DOI: 10.1016/s0960-8524(02)00153-0.
 26. Antizar-Ladislao B., Beck A. J., Spanova K., Lopez-Real J., Russell N. J. The influence of different temperature programmes on the bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a coal-tar contaminated soil by in-vessel composting // *Journal of Hazardous Materials*. 2007. Vol. 144(1–2). P. 340–347. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.10.031.
 27. Vinneras B., Bjorklund A., Jonsson H. Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method – laboratory-scale and pilot-scale studies // *Bioresource Technology*. 2003. Vol. 88(1). P. 47–54. DOI: 10.1016/s0960-8524(02)00268-7.
 28. Zeng G., Yu Z., Chen Y., Zhang J., Li H., Yu M., Zhao M. Response of compost maturity and microbial community composition to pentachlorophenol (PCP)-contaminated soil during composting // *Bioresource Technology*. 2011. Vol. 102(10). P. 5905–5911. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.02.088.
 29. Zeng G. M., Huang H. L., Huang D. L., Yuan X. Z., Jiang R. Q., Yu M., Yu H. Y., Zhang J. C., Wang R. Y., Liu X. L. Effect of inoculating white-rot fungus during different phases on the compost maturity of agricultural wastes // *Process Biochemistry*. 2009. Vol. 44(4). P. 396–400. DOI: 10.1016/j.procbio.2008.11.012.
 30. Partanen P., Hultman J., Paulin L., Auvinen P., Romantschuk M. Bacterial diversity at different stages of the composting process // *Bmc Microbiology*. 2010. Vol. 10, art. 94. DOI: 10.1186/1471-2180-10-94.
 31. Zhong X.-Z., Ma S.-C., Wang S.-P., Wang T.-T., Sun Z.-Y., Tang Y.-Q., Deng Y., Kida K. A comparative study of composting the solid fraction of dairy manure with or without bulking material: Performance and microbial community dynamics // *Bioresource Technology*. 2018. Vol. 247. P. 443–452. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.09.116.
 32. Zhang G. S., Liu Y. F. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China // *Science of Total Environment*. 2018. Vol. 642. P. 12–20. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.004.
 33. Qian H., Zhang M., Liu G., Lu T., Qu Q., Du B., Pan X. Effects of soil residual plastic film on soil microbial community structure and fertility // *Water Air and Soil Pollution*. 2018. Vol. 229(8), art. 261. DOI: 10.1007/s11270-018-3916-9.
 34. Liu E. K., He W. Q., Yan C. R. "White revolution" to "white pollution"-agricultural plastic film mulch in China // *Environmental Research Letters*. 2014. Vol. 9(9), art. 091001. DOI: 10.1088/1748-9326/9/9/091001.
 35. Ramos L., Berenstein G., Hughes E. A., Zalts A., Montserrat J. M. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina // *Science of the Total Environment*. 2015. Vol. 523. P. 74–81. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.142.
 36. Qi Y., Yang X., Mejia Pelaez A., Huerta Lwanga E., Beriot N., Gertsen H., Garbeva P., Geissen V. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 645. P. 1048–1056. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.229.
 37. Zhu D., Chen Q.-L., An X.-L., Yang X.-R., Christie P., Ke X., Wu L.-H., Zhu Y.-G. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and

- alters their isotopic composition // *Soil Biology & Biochemistry*. 2018. Vol. 116. P. 302–310. DOI: 10.1016/j.soilbio.2017.10.027.
38. Li K., Ma D., Wu J., Chai C., Shi Y. Distribution of phthalate esters in agricultural soil with plastic film mulching in Shandong Peninsula, East China // *Chemosphere*. 2016. Vol. 164. P. 314–321. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.08.068.
 39. Dris R., Gasperi J., Saad M., Mirande C., Tassin B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 104(1–2). P. 290–293. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.
 40. Liu M., Lu S., Song Y., Lei L., Hu J., Lv W., Zhou W., Cao C., Shi H., Yang X., He D. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 242. P. 855–862. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.07.051.
 41. Steinmetz Z., Wollmann C., Schaefer M., Buchmann C., David J., Troeger J., Munoz K., Froer O., Schaumann G. E. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? // *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 550. P. 690–705. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.153.
 42. Accinelli C., Abbas H. K., Shier W. T. A bioplastic-based seed coating improves seedling growth and reduces production of coated seed dust // *Journal of Crop Improvement*. 2018. Vol. 32(3). P. 318–330. DOI: 10.1080/15427528.2018.1425792.
 43. Accinelli C., Abbas H. K., Shier W. T., Vicari A., Little N. S., Aloise M. R., Giacomini S. Degradation of microplastic seed film-coating fragments in soil // *Chemosphere*. 2019. Vol. 226. P. 645–650. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.03.161.
 44. Jambeck J. R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T. R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K. L. Plastic waste inputs from land into the ocean // *Science*. 2015. Vol. 347(6223). P. 768–771. DOI: 10.1126/science.1260352.
 45. He Q. G., Huang C. Y., Chang H., Nie L. B. Progress in recycling of plastic packaging wastes // *Advanced Materials Research*. 2013. Vol. 660. P. 90–96. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMR.660.90.
 46. Li Z. G., Richter J. S. Problem and countermeasure on promoting the plastic bag ban of USA // *Applied Mechanics and Materials*. 2015. Vol. 768. P. 787–796. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMM.768.787.
 47. Kankanige D., Babel S. Smaller-sized micro-plastics (MPs) contamination in single-use PET bottled water in Thailand // *Science of the total environment*. 2020. Vol. 717, art. 137232. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137232.
 48. Groh K. J., Thomas B., Bethanie C. A., Birgit G., Pedro A. I., Anna L., Heather A. L., Maricel M., Daniel S., Leonardo T., Warhurst A. M., Munck J. Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards // *Science of the total environment*. 2019. Vol. 651. P. 3253–3268. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.015.
 49. Chen Y., Awasthi A. K., Wei F., Tan Q., Li J. H. Single-use plastics: Production, usage, disposal, and adverse impacts // *Science of the total environment*. 2021. Vol. 752, art. 141772. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141772.
 50. Carr S. A. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment // *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2017. Vol. 13(3). P. 466–469. DOI: 10.1002/ieam.1916.
 51. Kelly M. R., Lant N. J., Kurr M., Burgess J. G. Importance of water-volume on the release of microplastic fibers from laundry // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(20). P. 11735–11744. DOI: 10.1021/acs.est.9b03022.

52. Napper I. E., Thompson R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 112(1–2). P. 39–45. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.
53. Browne M. A., Crump P., Niven S. J., Teuten E., Tonkin A., Galloway T., Thompson R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks // *Environmental Science & Technology*. 2011. Vol. 45(21). P. 9175–9179. DOI: 10.1021/es201811s.
54. Sillanpaa M., Sainio P. Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings // *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. Vol. 24(23). P. 19313–19321. DOI: 10.1007/s11356-017-9621-1.
55. Almroth B. M. C., Astrom L., Roslund S., Petersson H., Johansson M., Persson N.-K. Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment // *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. Vol. 25(2). P. 1191–1199. DOI: 10.1007/s11356-017-0528-7.
56. De Falco F., Gullo M. P., Gentile G., Di Pace E., Cocca M., Gelabert L., Brouta-Agnesa M., Rovira A., Escudero R., Villalba R., Mossotti R., Montarsolo A., Gavignano S., Tonin C., Avella M. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 236. P. 916–925. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.10.057.
57. De Falco F., Cocca M., Avella M., Thompson R. C. Microfiber release to water, via laundering, and to air, via everyday use: A comparison between polyester clothing with differing textile parameters // *Environmental science & technology*. 2020. Vol. 54(6). P. 3288–3296. DOI: 10.1021/acs.est.9b06892.
58. Hernandez E., Nowack B., Mitrano D. M. Polyester textiles as a source of microplastics from households: A mechanistic study to understand microfiber release during washing // *Environmental science & technology*. 2017. Vol. 51(12). P. 7036–7046. DOI: 10.1021/acs.est.7b01750.
59. Cheung P. K., Fok L. Characterisation of plastic microbeads in facial scrubs and their estimated emissions in Mainland China // *Water Research*. 2017. Vol. 122. P. 53–61. DOI: 10.1016/j.watres.2017.05.053.
60. Napper I. E., Bakir A., Rowland S. J., Thompson R. C. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics // *Marine Pollution Bulletin*. 2015. Vol. 99(1–2). P. 178–185. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.029.
61. Praveena S. M., Shaifuddin S. N. M., Akizuki S. Exploration of microplastics from personal care and cosmetic product and its estimated emissions to marine environment: An evidence from Malaysia // *Marine pollution bulletin*. 2018. Vol. 136. P. 135–140. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.09.012.
62. Ustabasi G. S., Baysal A. Occurrence and risk assessment of microplastics from various toothpastes // *Environmental Monitoring and Assessment*. 2019. Vol. 191(7), art. 438. DOI: 10.1007/s10661-019-7574-1.
63. Habib R. Z., Abdoon M. M. S., Al Meqbaali R. M., Ghebremedhin F., Elkashlan M., Kittaneh W. F., Cherupurakal N., Mourad A.-H. I., Thiemann T., Al Kindi R. Analysis of microbeads in cosmetic products in the United Arab Emirates // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 258, art. 113831. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113831.
64. Wagner S., Hueffer T., Kloeckner P., Wehrhahn M., Hofmann T., Reemtsma T. Tire wear particles in the aquatic environment – A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects // *Water Research*. 2018. Vol. 139. P. 83–100. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.051.

65. World production, consumption and trade of rubber // Malaysian rubber export promotion council. 2016. URL: <http://www.mrepc.com/> (дата обращения: 23.12.2020).
66. Galafassi S., Nizzetto L., Volta P. Plastic sources: A survey across scientific and grey literature for their inventory and relative contribution to microplastics pollution in natural environments, with an emphasis on surface water // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 693, art. 133499. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.305.
67. Kole P. J., Lohr A. J., Van Belleghem F. G. A. J., Ragas A. M. J. Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017. Vol. 14(10), art. 1265. DOI: 10.3390/ijerph14101265.
68. Ziajahromi S., Drapper D., Hornbuckle A., Rintoul L., Leusch F. D. L. Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 713, art. 136356. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136356.
69. Unice K. M., Weeber M. P., Abramson M. M., Reid R. C. D., van Gils J. A. G., Markus A. A., Vethaak A. D., Panko J. M. Characterizing export of land-based microplastics to the estuary – Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 646. P. 1639–1649. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.368.
70. Wang Z., Su B., Xu X., Di D., Huang H., Mei K., Dahlgren R. A., Zhang M., Shang X. Preferential accumulation of small (< 300 μm) microplastics in the sediments of a coastal plain river network in eastern China // *Water Research*. 2018. Vol. 144. P. 393–401. DOI: 10.1016/j.watres.2018.07.050.
71. Liu H., Yang X., Liu G., Liang C., Xue S., Chen H., Ritsema C. J., Geissen V. Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil // *Chemosphere*. 2017. Vol. 185. P. 907–917. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.064.
72. Rillig M. C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? // *Environmental Science & Technology*. 2012. Vol. 46(12). P. 6453–6454. DOI: 10.1021/es302011r.
73. Zhang G. S., Zhang F. X. Variations in aggregate-associated organic carbon and polyester microfibrils resulting from polyester microfibrils addition in a clayey soil // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 258, art. 113716. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113716.
74. Rillig M. C., Ingraffia R., Machado A. A. de S. Microplastic incorporation into soil in agroecosystems // *Frontiers in Plant Science*. 2017. Vol. 8, art. 1805. DOI: 10.3389/fpls.2017.01805.
75. Wong K. H. J., Lee K. K., Tang K. H. D., Yap P.-S. Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: prevalence, fates, impacts and sustainable solutions // *Science of the total environment*. 2020. Vol. 719, art. 137512. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137512.
76. Machado A. A. de S., Lau C. W., Till J., Kloas W., Lehmann A., Becker R., Rillig M. C. Impacts of Microplastics on the Soil Biophysical Environment // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(17). P. 9656–9665. DOI: 10.1021/acs.est.8b02212.
77. Zhang G. S., Zhang F. X., Li X. T. Effects of polyester microfibrils on soil physical properties: Perception from a field and a pot experiment // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 670. P. 1–7. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.149.

78. Kim S. W., Kim D., Jeong S.-W., An Y.-J. Size-dependent effects of polystyrene plastic particles on the nematode *Caenorhabditis elegans* as related to soil physico-chemical properties // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 258, art. 113740. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113740.
79. Sollins P., Gregg J. W. Soil organic matter accumulation in relation to changing soil volume, mass, and structure: Concepts and calculations // *Geoderma*. 2017. Vol. 301. P. 60–71. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.013.
80. Machado A. A. de S., Lau C. W., Kloas W., Bergmann J., Bacheher J. B., Faltin E., Becker R., Goerlich A. S., Rillig M. C. Microplastics can change soil properties and affect plant performance // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(10). P. 6044–6052. DOI: 10.1021/acs.est.9b01339.
81. Gao M., Liu Y., Song Z. Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in lettuce (*Lactuca sativa* L. var. ramosa Hort) // *Chemosphere*. 2019. Vol. 237, art. 124482. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124482.
82. Boots B., Russell C. W., Green D. S. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(19). P. 11496–11506. DOI: 10.1021/acs.est.9b03304.
83. Hueffer T., Metzelder F., Sigmund G., Slawek S., Schmidt T. C., Hofmann T. Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 657. P. 242–247. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.047.
84. Wan Y., Wu C., Xue Q., Hui X. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 654. P. 576–582. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.123.
85. Wang W., Ge J., Yu X., Li H. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective // *Science of the total environment*. 2020. Vol. 708, art. 134841. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134841.
86. Chen H., Wang Y., Sun X., Peng Y., Xiao L. Mixing effect of polylactic acid microplastic and straw residue on soil property and ecological function // *Chemosphere*. 2020. Vol. 243, art. 125271. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125271.
87. Rillig M. C. Microplastic Disguising As Soil Carbon Storage // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(11). P. 6079–6080. DOI: 10.1021/acs.est.8b02338.
88. Rillig M. C., Lehmann A., Machado A. A. de S., Yang G. Microplastic effects on plants // *New Phytologist*. 2019. Vol. 223(3). P. 1066–1070. DOI: 10.1111/nph.15794.
89. Fei Y., Huang S., Zhang H., Tong Y., Wen D., Xia X., Wang H., Luo Y., Barceló D. Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 707, art. 135634. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135634.
90. Hu R., Wang X.-p., Xu J.-s., Zhang Y.-f., Pan Y.-x., Su X. The mechanism of soil nitrogen transformation under different biocrusts to warming and reduced precipitation: From microbial functional genes to enzyme activity // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 722, art. 137849. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137849.
91. Tian P., Razavi B. S., Zhang X., Wang Q., Blagodatskaya E. Microbial growth and enzyme kinetics in rhizosphere hotspots are modulated by soil organics and nutrient availability // *Soil Biology & Biochemistry*. 2020. Vol. 141, art. 107662. DOI: 10.1016/j.soilbio.2019.107662.
92. Qi R., Jones D. L., Li Z., Liu Q., Yan C. Behavior of microplastics and plastic film residues in the soil environment: A critical review // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 703, art. 134722. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134722.

93. Li Y., Caixia Z., Changrong Y., Lili M., Qi L., Zhen L., Wenqing H. Effects of agricultural plastic film residues on transportation and distribution of water and nitrate in soil // *Chemosphere*. 2020. Vol. 242, art. 125131. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125131.
94. Hodson M. E., Duffus-Hodson C. A., Clark A., Prendergast-Miller M. T., Thorpe K. L. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(8). P. 4714–4721. DOI: 10.1021/acs.est.7b00635.
95. Ma D., Chen, L., Qu H., Wang Y., Misselbrook T., Jiang R. Impacts of plastic film mulching on crop yields, soil water, nitrate, and organic carbon in North-western China: A meta-analysis // *Agricultural Water Management*. 2018. Vol. 202. P. 166–173. DOI: 10.1016/j.agwat.2018.02.001.
96. Ren X., Tang J., Liu X., Liu Q. Effects of microplastics on greenhouse gas emissions and the microbial community in fertilized soil // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 256, art. 113347. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113347.
97. Judy J. D., Williams M., Gregg A., Oliver D., Kumar A., Kookana R., Kirby J. K. Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 252. P. 522–531. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.05.027.
98. Naveed M., Herath L., Moldrup P., Arthur E., Nicolaisen M., Norgaard T., Ferre T. P. A., de Jonge L. W. Spatial variability of microbial richness and diversity and relationships with soil organic carbon, texture and structure across an agricultural field // *Applied Soil Ecology*. 2016. Vol. 103. P. 44–55. DOI: 10.1016/j.apsoil.2016.03.004.
99. Veresoglou S. D., Halley J. M., Rillig M. C. Extinction risk of soil biota // *Nature Communications*. 2015. Vol. 6, art. 8862. DOI: 10.1038/ncomms9862.
100. Rubol S., Manzoni S., Bellin A., Porporato A. Modeling soil moisture and oxygen effects on soil biogeochemical cycles including dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) // *Advances in Water Resources*. 2013. Vol. 62. P. 106–124. DOI: 10.1016/j.advwatres.2013.09.016.
101. Rillig M. C., Bonkowski M. Microplastic and soil protists: A call for research // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 241. P. 1128–1131. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.147.
102. DeForest J. L., Zak D. R., Pregitzer K. S., Burton A. J. Atmospheric nitrate deposition and the microbial degradation of cellobiose and vanillin in a northern hardwood forest // *Soil Biology & Biochemistry*. 2004. Vol. 36(6). P. 965–971. DOI: 10.1016/j.soilbio.2004.02.011.
103. Chai B., Li X., Liu H., Lu G., Dang Z., Yin H. Bacterial communities on soil microplastic at Guiyu, an E-Waste dismantling zone of China // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020. Vol. 195, art. 110521. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.110521.
104. Zhang P. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review // *Science of The Total Environment*. 2019. Vol. 691. P. 848–857. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.209.
105. Imran M., Das K. R., Naik M. M. Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: An emerging health threat // *Chemosphere*. 2019. Vol. 215. P. 846–857. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.114.
106. Zhang M., Zhao Y., Qin X., Jia W., Chai L., Huang M., Huang Y. Microplastics from mulching film is a distinct habitat for bacteria in farmland soil // *Science of*

- the Total Environment. 2019. Vol. 688. P. 470–478. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.108.
107. Lu X.-M., Lu P.-Z., Liu X.-P. Fate and abundance of antibiotic resistance genes on microplastics in facility vegetable soil // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 709, art. 136276. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136276.
 108. Yan W., Hamid N., Deng S., Jia P.-P., Pei D.-S. 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*) // *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Vol. 397, art. 122795. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122795.
 109. Wang J., Huang M., Wang Q., Sun Y., Zhao Y., Huang Y. LDPE microplastics significantly alter the temporal turnover of soil microbial communities // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 726, art. 138682. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138682.
 110. Zhang P., Huang P., Sun H., Ma J., Li B. The structure of agricultural microplastics (PT, PU and UF) and their sorption capacities for PAHs and PHE derivatives under various salinity and oxidation treatments // *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 257, art. 113525. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113525.
 111. Zubek S., Chmolewska D., Jamrozek D., Ciechanowska A., Nobis M., Blaszkowski J., Rozek K., Rutkowska J. Monitoring of fungal root colonisation, arbuscular mycorrhizal fungi diversity and soil microbial processes to assess the success of ecosystem translocation // *Journal of Environmental Management*. 2019. Vol. 246. P. 538–546. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.04.044.
 112. Wang F., Zhang X., Zhang S., Zhang S., Sun Y. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil // *Chemosphere*. 2020. Vol. 254, art. 126791. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.126791.
 113. Pignattelli S., Broccoli A., Renzi M. Physiological responses of garden cress (*L. sativum*) to different types of microplastics // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 727, art. 138609. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138609.
 114. Lozano Y. M., Rillig M. C. Effects of microplastic fibers and drought on plant communities // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(10). P. 6166–6173. DOI: 10.1021/acs.est.0c01051.
 115. Su Y., Kim C., Ashworth V., Adeleye A. S., Rolshausen P., Roper C., White J., Jassby D. Delivery, uptake, fate, and transport of engineered nanoparticles in plants: a critical review and data analysis // *Environmental Science: Nano*. 2019. Vol. 6(8). P. 2311–2331. DOI: 10.1039/c9en00461k.
 116. Li L., Zhou Q., Yin N., Tu C., Luo Y. Uptake and accumulation of microplastics in an edible plant // *Chinese Science Bulletin-Chinese*. 2019. Vol. 64(9). P. 928–934. DOI: 10.1360/N972018-00845.
 117. Liao Y.-c., Jahitbek N., Li M., Wang X.-l., Jiang L.-j. Effects of microplastics on the growth, physiology and biochemical characteristics of wheat (*Triticum aestivum*) // *Huanjing Kexue*. 2019. Vol. 40(10). P. 4661–4667. DOI: 10.13227/j.hjkk.201903113.
 118. Guo J.-J., Huang X.-P., Xiang L., Wang Y.-Z., Li Y.-W., Li H., Cai Q.-Y., Mo C.-H., Wong M.-H. Source, migration and toxicology of microplastics in soil // *Environment International*. 2020. Vol. 137, art. 105263. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105263.

4.3. Микропластики в атмосфере

В настоящее время исследования микропластиков сосредоточены на изучении их существования в отдельных компонентах окружающей среды, таких как почва, растительность, водные объекты (пресноводные и морские) и атмосфера. Тем не менее эти компоненты связаны, и транспортировка МП и НП усложняется хемодинамикой, выраженной в виде динамических изменений, происходящих в окружающей среде из-за взаимодействия МП, НП и природных соединений [1].

В исследовании [2] было показано, что 90% почв в поймах рек Швейцарии содержат МП, но главный результат заключался в том, что концентрация мезопластиков коррелирует с присутствием пластиковых отходов большего размера, а МП были обнаружены также в почве, не затронутой деятельностью человека. Авторы предположили, что присутствие и преобладание мелких частиц МП (< 500 мкм в диаметре) в отдаленных незаселенных высокогорных районах указывает на то, что МП попадают в почву посредством диффузного ветрового переноса.

Таким образом, границы между экологическими средами размываются и проницаемы, наличие и обилие МП и НП зависят от взаимодействий и связей с прилегающей средой. Поэтому Horton и Dixon [3] и Bank и Hansson [4] ввели понятие «пластический цикл» для обозначения биогеохимического цикла переноса пластмасс между элементами окружающей среды и подчеркнули глобальный характер этой проблемы.

Однако в принятой ими модели «Пластический цикл» судьба и перенос пластика включают только перенос с суши в океаны, то есть, в основном, однонаправленный поток. Такая модель в основном разработана для крупных пластиковых обломков (мезо- и макропластиков). Следовательно, она не учитывает возможный перенос из морей в почвы и, что наиболее важно, не оценивает атмосферный перенос, который может иметь отношение к МП и НП. Атмосферный перенос МП изучен плохо, но недавние исследования показали, что это, вероятно, важнейший путь переноса [5–7].

Еще меньше известно о переносе и источниках НП. Из-за их небольшого размера можно предположить, что НП могут происходить из источников, аналогичных МП, и что атмосферный перенос НП может быть сопоставим с переносом МП. Атмосферная динамика частиц включает переход в аэрозоль, перенос и осаждение МП и НП. Основными источниками загрязнения являются городская, промышленная и сельскохозяйственная деятельность [8–11] и транспорт [12–14], а вторичные источники, такие как эрозия загрязненных почв [15] и перенос МП из океана в атмосферу во время лопанья пузырьков на границе раздела воздух – вода [16], также следует учитывать.

Попадая в атмосферу, МП и НП переносятся вслед за движением воздушных масс [17, 18] и могут действовать как центры зародышеобразования, способствуя образованию кристаллов льда [19].

Атмосферные окислители, вероятно, играют ключевую роль в преобразованиях МП и НП, которые подвергаются воздействию солнечного света [20], окислителей в газовой фазе и водной фазе (озон, гидроксильные и нитратные радикалы) [21–25] с более высокими концентрациями по сравнению с почвой и водами. Однако о судьбе и превращении МП в атмосфере известно немного. Форма и размеры МП и НП влияют на их осаждение и, следовательно, на время их пребывания в атмосфере.

Концепция пластикового цикла может указывать на непрерывное и сложное перемещение МП. Проведенные, хотя и не многочисленные, исследования дают основания утверждать, что одежда должна быть указана в качестве основного источника натуральных или синтетических волокон в атмосфере [9, 11, 18, 28].

Характеристика и определение химического состава МП необходимы для понимания источников и судьбы атмосферных МП. Волокна являются наиболее часто обнаруживаемыми атмосферными МП и могут быть синтетическими (неорганическими или органическими) или естественного происхождения [26]. В некоторых исследованиях большинство найденных волокон было естественного происхождения [9, 27], и лишь в [11] авторы отметили, что в атмосфере было обнаружено больше синтетических волокон, чем натуральных.

Антропогенная деятельность может влиять на количество волокон из-за физического разложения соединений [11]. Кроме микроволокон, в атмосферных пробах были обнаружены МП в виде пленок, фрагментов и пены. Пленки и фрагменты могут быть продуктами деградации одноразовых пластиковых пакетов или более толстых пластиковых изделий [9], а также результатом разрушения крупных пластмасс, таких как строительные и НП между широким спектром матриц окружающей среды, также потенциально влияющее на биоту, в том числе на человека и в этом перемещении важнейшую роль играет атмосфера. Изделия из вспененного полистирола могут быть источником обнаруженных пен [9]. С другой стороны, микрошарики были впервые обнаружены в наружном воздухе, предположительно, из добавок или материалов покрытия [28].

Лишь небольшое количество исследований было направлено на определение наличия МП в воздухе помещений; и, в основном, в пробах преобладали текстильные волокна. Dris et al. [29] обнаружили, что концентрации МП в помещении были выше, чем на открытом воздухе, вероятно, из-за вызванного циркуляцией воздуха вне помещений разбавления.

В воздухе помещений преобладали волокна, 67% из которых были натуральными материалами, а остальные имели нефтехимическое происхождение [29]. В другом исследовании, проведенном в помещении, было обнаружено, что полиэстер является наиболее распространенным синтетическим полимером, выделенным, возможно, из одежды, мебели и ковров [30].

Было выявлено фрагментирование упаковочных материалов или других пластиков [30]. Для полной оценки воздействия МП на окружающую среду в помещениях необходимы дополнительные исследования.

Количество повсеместно распространенных МП в воздухе помещений показало сезонные колебания: в частности, это количество было высоким весной, летом и зимой и самым низким осенью [31]. Сезонные предпочтения в одежде также могут повлиять на количество и тип МП на открытом воздухе [32].

Выбросы, связанные с дорожным движением, были зарегистрированы как еще один источник МП, особенно в городских районах [13, 33, 34].

Высокие уровни МП в воздухе населенных пунктов коррелировали с частотой использования пластмасс; однако количество населения не является единственным действующим фактором [18, 33]. Сжигание отходов [11, 34], уровни лесонасаждений и инфраструктуры [33], использование строительных материалов, промышленная деятельность, взвесь почвы, вторичные реакции в воздухе и разложение макропластиков [34] также влияют на численность МП.

Поскольку МП были обнаружены даже в Арктике и Антарктике [6, 35], можно сделать вывод, что маленькая масса позволяет им переноситься на большие расстояния в воздухе.

Атмосферный перенос МП, происходящих из наземных экосистем, считается критическим источником загрязнения морской среды МП [11]. Ветер указывается в качестве главного фактора в распределении МП из-за их малых размеров и низкой плотности [11], и он был движущей силой в распространении малых МП в отдаленные районы [36].

Allen et al. [5] обнаружили, что количество МП положительно коррелирует с ветром, указывая на образование аэрозолей и перенос, определяемые локальными метеорологическими факторами. Такие явления являются важными механизмами во временном изменении МП [13]. Количество осажденных МП коррелировало с некоторыми факторами, включая влажность [11], дождь, снег, ветер [5], скорость порывов ветра и атмосферное давление [16].

Осадки были предложены в качестве важного фактора, вызывающего увеличение уровня МП в общих атмосферных осадках, в то время как значимой корреляции не было [31, 37, 38].

Более того, в [5] обнаружили, что количество выпавших из атмосферы МП значимо коррелировало с количеством осадков (в виде дождя или снега); однако тип пластика не коррелировал существенно с погодными условиями, а в [27] не наблюдали корреляции между дождем и соотношением натуральных и микропластиковых волокон в общем количестве, выпавших из атмосферы частиц. С другой стороны, Klein и Fischer [33] показали, что не было значимой корреляции между количеством МП и дождем и температурой, в то время как оно коррелировало с ветрами и штормами. Исследования атмосферного переноса и осаждения МП являются относительно новыми в исследованиях МП. Liu et al. [36] впервые исследовали наличие МП в океаническом воздухе. Было заявлено, что относительно низкие уровни МП, обнаруженные ночью, связаны с их оседанием из-за высокой

влажности и плотности полимера [36]. Модель гибридной лагранжевой интегрированной траектории единичных частиц (HYSPLIT)³ была применена для оценки динамического атмосферного переноса МП [5, 16, 18, 36].

Анализ обратной траектории воздушных масс показал, что МП могут перемещаться через атмосферу на расстояние до 95 км; однако было заявлено, что эти данные не указывают на перенос на большие расстояния [5]. С другой стороны, Wang et al. [16] показали, что микропластики переносятся на дальние расстояния более 1000 км в соответствии с анализом обратной траектории HYSPLIT и проведенными ими трансокеанскими съемками. Wright et al. [18] впервые рассчитали скорости оседания МП и определили расстояние их переноса, составляющее 12 и 60 км. Они провели анализ обратной траектории для оценки переноса МП на большие расстояния и обнаружили, что зоной влияния на перенос была сама городская территория. Авторы пришли к выводу, что расположенные в месте переноса МП источники влияют на численность МП [18], поскольку отсутствует корреляция с метеорологическими факторами. Они также подразумевали, что метеорологические факторы эффективны в отдаленных районах, но не в городских [18]. Перенос МП в атмосфере вызывает их повсеместное присутствие в различных средах, а загрязнение пластиковым материалом в настоящее время является глобальной проблемой: переход в аэрозоль, осаждение и эоловый перенос МП следует рассматривать в качестве основного пути переноса в биогеохимическом цикле пластиков. Если исследования МП в атмосферных частицах и выпадениях постоянно множатся, то о НП в атмосфере известно мало. Тем не менее исследование [18] показывает, что НП можно транспортировать на большие расстояния, чем МП, что делает их глобальными и потенциально более концентрированными. Однако экспериментальные данные необходимы для оценки важности НП в городских и удаленных средах: эта информация о потоках имеет фундаментальное значение для разработки и ограничения теоретических моделей. Кроме того, до сих пор МП и НП считались инертными частицами, а недавние исследования показали, что они могут реагировать и взаимодействовать со светом и окислителями, такими как озон и гидроксильные радикалы [21, 25]. При их разложении в газовой и водной фазах высвобождается множество органических соединений от карбоновых кислот с короткой цепью до ароматических и алифатических соединений с различными функциональными группами, что потенциально может существенно повлиять на состав и концентрацию пула углерода в газообразной и водной фазах. Дополнительные исследования судьбы МП и НП в окружающей среде могут дать представление об их влиянии на биогеохимический

³ Гибридная одночастичная лагранжева интегрированная траекторная модель (HYSPLIT) – это компьютерная модель, которая используется для расчета траекторий воздушных участков и осаждения или рассеивания атмосферных загрязняющих веществ.

цикл углерода. Отбор проб и обнаружение являются основными проблемами при анализе МП и НП. Влажное и сухое осаждение НП оценивается с использованием совершенно разных методологий, и стандартные рабочие процедуры должны быть определены однозначно, чтобы иметь возможность сравнивать скорость осаждения или концентрацию НП для различных частиц. Что касается НП, то нет исследований, сообщающих о потенциальном методе отбора проб, который можно было бы применить к атмосферным пробам. Из-за малого размера НП спектроскопический анализ не подходит. По-видимому, наилучшим вариантом была бы разработка метода спектрометрического обнаружения НП для анализа состава в сочетании с более традиционным SMPS (сканирующим измерителем подвижности частиц) для определения размеров частиц. Крайне важно изучить новые методологии сбора и анализа НП. Исследования должны быть сосредоточены на разработке новых технологий, сочетающих существующие знания о наноматериалах и анализе атмосферных частиц.

ЛИТЕРАТУРА

1. Thibodeaux L. J. Environmental chemodynamics: movement of chemicals in air, water, and soil. 2nd ed. New York : Wiley, 1996. 624 p.
2. Scheurer M., Bigalke M. Microplastics in Swiss floodplain soils // *Environmental Science & Technology*. 2018. Vol. 52(6). P. 3591–3598. DOI: 10.1021/acs.est.7b06003.
3. Horton A. A., Dixon S. J. Microplastics: An introduction to environmental transport processes // *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water*. 2018. Vol. 5, art. e1268. DOI: 10.1002/wat2.1268.
4. Bank M. S., Hansson S. V. The plastic cycle: A novel and holistic paradigm for the anthropocene // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(13). P. 7177–7179. DOI: 10.1021/acs.est.9b02942.
5. Allen S., Allen D., Phoenix V. R., Le Roux G., Jimenez P. D., Simonneau A., Binet S., Galop D. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment // *Nature Geoscience*. 2019. Vol. 12(5). P. 339–344. DOI: 10.1038/s41561-019-0335-5.
6. Bergmann M., Muetzel S., Primpke S., Tekman M. B., Trachsel J., Gerdts G. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic // *Science Advances*. 2019. Vol. 5(8), art. eaax1157. DOI: 10.1126/sciadv.aax1157.
7. Dris R., Gasperi J., Saad M., Mirande C., Tassin B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 104(1–2). P. 290–293. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.

8. Dris R., Gasperi J., Mirande C., Mandin C., Guerrouache M., Langlois V., Tassin B. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 221. P. 453–458. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.013.
9. Cai L., Wang J., Peng J., Tan Z., Zhan Z., Tan X., Chen Q. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence // *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. Vol. 24(32). P. 24928–24935. DOI: 10.1007/s11356-017-0116-x.
10. Dehghani S., Moore F., Akhbarizadeh R. Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran // *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. Vol. 24(25). P. 20360–20371. DOI: 10.1007/s11356-017-9674-1.
11. Liu K., Wang X., Fang T., Xu P., Zhu L., Li D. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 675. P. 462–471. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.110.
12. Abbasi S., Keshavarzi B., Moore F., Delshab H., Soltani N., Sorooshian A. Investigation of microrubbers, microplastics and heavy metals in street dust: a study in Buehr city, Iran // *Environmental Earth Sciences*. 2017. Vol. 76(23), art. 798. DOI: 10.1007/s12665-017-7137-0.
13. Abbasi S., Keshavarzi B., Moore F., Turner A., Kelly F. J., Dominguez A. O., Jaafarzadeh N. Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 244. P. 153–164. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.039.
14. Sommer F., Dietze V., Baum A., Sauer J., Gilge S., Maschowski C., Giere R. Tire abrasion as a major source of microplastics in the environment // *Aerosol and Air Quality Research*. 2018. Vol. 18(8). P. 2014–2028. DOI: 10.4209/aaqr.2018.03.0099.
15. Rezaei M., Riksen M. J. P. M., Sirjani E., Sameni A., Geissen V. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 669. P. 273–281. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.382.
16. Wang X., Li C., Liu K., Zhu L., Song Z., Li D. Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source // *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Vol. 389, art. 121846. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121846.
17. Zhang Y., Gao T., Kang S., Sillanpaa M. Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 254, art. 112953. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.121.
18. Wright S. L., Ulke J., Font A., Chan K. L. A., Kelly F. J. Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport // *Environment International*. 2020. Vol. 136, art. 105411. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105411.
19. Ganguly M., Ariya P. A. Ice nucleation of model nanoplastics and microplastics: A novel synthetic protocol and the influence of particle capping at diverse atmospheric environments // *Acs Earth and Space Chemistry*. 2019. Vol. 3(9). P. 1729–1739. DOI: 10.1021/acsearthspacechem.9b00132.
20. Brandon J., Goldstein M., Ohman M. D. Long-term aging and degradation of microplastic particles: Comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 110(1). P. 299–308. DOI: 10.1016/j.marpollbul.2016.06.048.
21. Vicente J. S., Gejo J. L., Rothenbacher S., Sarojiniamma S., Gogritchiani E., Worner M., Kasper G., Braun A. M. Oxidation of polystyrene aerosols by VUV-photolysis and/or ozone // *Photochemical & photobiological sciences*. 2009. Vol. 8(7). P. 944–952. DOI: 10.1039/b902749a.

22. Davidson M. R., Mitchell S. A., Bradley R. H. Surface studies of low molecular weight photolysis products from UV-ozone oxidised polystyrene // *Surface Science*. 2005. Vol. 581(2–3). P. 169–177. DOI: 10.1016/j.susc.2005.02.049.
23. Klein R. J., Fischer D. A., Lenhart J. L. Systematic oxidation of polystyrene by ultraviolet-ozone, characterized by near-edge X-ray absorption fine structure and contact angle // *Langmuir*. 2008. Vol. 24(15). P. 8187–8197. DOI: 10.1021/la800134u.
24. Yang R., He Q., Wang C., Sun S. Surface modification of polystyrene microsphere using ozone treatment // *Ferroelectrics*. 2018. Vol. 530(1). P. 130–135. DOI: 10.1080/00150193.2018.1453200.
25. Bianco A., Sordello F., Ehn M., Vione D., Passananti M. Degradation of nanoplastics in the environment: Reactivity and impact on atmospheric and surface waters // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 742, art. 140413. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140413.
26. Gasperi J., Wright S. L., Dris R., Collard F., Mandin C., Guerrouache M., Langlois V., Kelly F. J., Tassin B. Microplastics in air: Are we breathing it in? // *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2018. Vol. 1. P. 1–5. DOI: 10.1016/j.coesh.2017.10.002.
27. Stanton T., Johnson M., Nathanail P., MacNaughtan W., Gomes R. L. Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by 'natural', not microplastic, fibres // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 666. P. 377–389. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.278.
28. Liu K., Wang X., Wei N., Song Z., Li D. Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health // *Environment International*. 2019. Vol. 132. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105127.
29. Dris R., Gasperi J., Mirande C., Mandin C., Guerrouache M., Langlois V., Tassin B. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments // *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 221. P. 453–458. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.013.
30. Vianello A., Jensen R. L., Liu L., Vollertsen J. Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin // *Scientific Reports*. 2019. Vol. 9, art. 8670. DOI: 10.1038/s41598-019-45054-w.
31. Zhou Q., Tjan C., Luo Y. Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere // *Chinese Science Bulletin*. 2017. Vol. 62. P. 3902–3909. DOI: 10.1360/n972017-00956.
32. Kaya A. T., Yurtsever M., Bayraktar S. C. Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air // *European Physical Journal Plus*. 2018. Vol. 133(11), art. 488. DOI: 10.1140/epjp/i2018-12372-7.
33. Klein M., Fischer E. K. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 685. P. 96–103. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.405.
34. Li Y., Shao L., Wang W., Zhang M., Feng X., Li W., Zhang D. Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 705, art. 135967. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135967.
35. Waller C. L., Griffiths H. J., Waluda C. M., Thorpe S. E., Loaiza I., Moreno B., Pacherres C. O., Hughes K. A. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 598. P. 220–227. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.283.

36. Liu K., Wu T., Wang X., Song Z., Zong C., Wei N., Li D. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(18). P. 10612–10619. DOI: 10.1021/acs.est.9b03427.
37. Dris R., Gasperi J., Rocher V., Saad M., Renault N., Tassin B. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris // *Environmental Chemistry*. 2015. Vol. 12(5). P. 592–599. DOI: 10.1071/en14167.
38. Dris R., Gasperi J., Saad M., Mirande C., Tassin B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 104(1–2). P. 290–293. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.

4.4. Взаимосвязанность водной среды, почвы и атмосферы

Количественный анализ переноса МП из наземного источника в океан является серьезной проблемой, учитывая сложные и множественные факторы, связанные с деятельностью человека и окружающей средой. Традиционно речной сток [1] и прибрежный сток [2] считаются основными источниками загрязнения морской среды пластиком.

В нескольких исследованиях было высказано предположение, что атмосферные МП могут быть потенциальным источником загрязнения морской среды [3, 4]. Однако атмосферный перенос как потенциальный путь попадания твердых частиц в океан из наземных источников редко исследовался и плохо изучен. На транспортировку суспендированных атмосферных микропластиков (САМП) могут влиять атмосферная циркуляция и атмосферная динамика [5].

Однако в большей части исследований, которые проводились в городах [4, 6] или прибрежных районах, была выявлена только миграция МП в наземной среде. Присутствие, распределение и состав МП в атмосфере над морем относительно мало изучены.

Исходное положение и транспортное моделирование САМП описывается моделью HYSPLIT в обратном направлении, которая широко применялась для определения происхождения воздушных масс [7]. Ее можно было использовать для идентификации источников мелких твердых частиц [8–9] и успешно применять для проверки потенциального источника САМП в отдаленной местности [10].

Liu et al. [11] для сбора образцов САМП разделили район отбора проб в западной части Тихого океана на три региона (прибрежный, открытого моря и удаленный) в зависимости от расстояния от береговой линии и собрали 89 образцов. Для отслеживания источника мелких частиц также использовалась HYSPLIT. В целом, с удалением от берега концентрация САМП постепенно снижалась и в итоге достигла плато. Из всех проб 26 не были загрязнены САМП, и 88% этих проб были взяты из зоны открытого моря и отдаленного региона. Для двух периодов отбора проб (день и ночь) не было существенной разницы в данных о количестве САМП в среде морской атмосферы. Относительно низкое содержание САМП в ночное

время может быть связано с более высокой относительной влажностью на поверхности моря ночью, что приводит к выпадению САМП в океан. В ходе эксперимента [11] также анализировались морфологические характеристики и состав полимеров САМП в образцах. Независимо от расстояния, днем или ночью, большинство САМП были волокнистыми, а ПЭТ составлял 57% проверенных микропластических частиц. Таким образом, временная и пространственная изменчивость САМП может в основном контролироваться плотностью полимера и относительной влажностью окружающей среды. Модель HYSPLIT также четко подтвердила общие источники выбросов и характер рассеивания САМП. Предполагая, что все эти САМП распространяются с близлежащих континентов, авторы [11] подсчитали, что около 1,2 тонны САМП попадает в морскую экосистему в районе исследования каждый год, и больше САМП может попадать в морскую воду в дождливые дни. Эта работа дополнительно подтверждает гипотезу о том, что через поток атмосферы МП / НП из наземной среды будут непрерывно перемещаться в водную среду, влияя на выживание большого количества организмов.

Тем не менее Allen et al. [12] сначала выдвинули предположение, а затем подтвердили его в эксперименте, что существует такой комплекс метеоусловий, когда МП через атмосферу переносятся из океана на сушу.

Предположение строилось на факте выноса МП на сушу. Ежегодно около 6700–7400 т аэрозолей морской соли и органических веществ размером от нескольких нанометров до ~ 20 мкм производятся взаимодействием волны с ветром, которые затем переносятся в атмосферу через конвективные восходящие потоки [13, 14].

В нормальных условиях частицы соли микро- и наноразмеров выбрасываются из моря, когда прибойные волны заставляют пузыри захваченного воздуха подниматься на поверхность и лопаться [15]. При разрыве неподдерживаемой поверхности пузыря наноразмерные частицы выбрасываются и взвешиваются в воздухе, пригодном для переноса ветром [16, 17].

После удаления поверхностного пузыря вода стремится заполнить пустоту, оставленную пузырем; столкновение воды со всех сторон вызывает вторичный выброс, известный как струя для выброса более крупных микрочастиц [18]. Эта струя также выбрасывает органическое вещество, которое является важным элементом в образовании облаков и скорости выпадения осадков (особенно в теплом воздухе) [19, 20]. Хорошо известно, что бактерии и вирусные клетки путешествуют с ветром через континенты и океаны [21] и в виде аэрозолей, и сообщалось, что эти организмы покидают море аналогично аэрозолям морской соли [22].

Существует возможность апвеллинга⁴ за счет переноса Экмана, спиралей Ленгмюра и поверхностных гравитационных волн, вытягивающих воду

⁴ Апвеллинг (*англ.* upwelling) – подъем глубинных вод океана к поверхности. Наиболее часто наблюдается у западных границ материков, где перемещает более

из глубины 200 м под поверхностью [23], действующего как форма переноса МП на поверхность и выброса пузыря.

Большинство морских частиц (не МП) представляют собой либо морскую соль или органические вещества. Морская соль представляет собой выбрасываемые капли / аэрозоли и доступна бесконечно, тогда как органические вещества производятся в океанском поверхностном слое (ОПС) и не зависят напрямую от апвеллинга. Микропластики, напротив, часто можно найти в больших количествах под поверхностью моря [24], и смешение поверхностных и более глубоких морских вод и связанные с ними процессы апвеллинга могут влиять на доступность МП [25].

Основываясь на высокой степени улавливания атмосферных твердых частиц листьями растений, Vi et al. [26] полагали, что растительный покров может задерживать часть переносимых по воздуху микропластиков, которые могут играть важную роль в судьбе атмосферных микропластиков.

Например, волокнистые микропластики с большей вероятностью будут связаны с трихомами, а липофильная поверхность микропластиков повысит сродство микропластиков с восковым покровом на поверхности растений, что увеличивает вероятность того, что растения перехватят атмосферные микропластики [26]. Следовательно, при оценке потока микропластика в атмосферу необходимо было учитывать сквозной, стеблевой и опадный поток через опавшие листья или смыв с листьев в результате дождя [26]. Кроме того, необходимо пересмотреть влияние микропластика на почву и учесть угрозу, которую могут представлять овощи и зерно для здоровья человека.

Из вышесказанного видно, что атмосферный перенос может играть более значительную роль в транспортировке МП / НП между тремя основными средами. Из-за атмосферной циркуляции и небольшого размера МП / НП атмосфера как носитель облегчает транспортировку МП / НП и ускоряет их циркуляцию между каждым отделом окружающей среды. Оценка количества МП / НП, поступающих в окружающую среду, скорее всего неточна. Во-первых, еще не полностью подсчитано общее производство МП / НП; во-вторых, некоторые пути выброса и транспортировки до сих пор неизвестны. Следовательно, перенос между тремя основными частями окружающей среды еще больше усложняет степень загрязнения окружающей среды МП / НП. Различным странам и регионам следует усилить исследования в этой области, чтобы обеспечить надежную поддержку данных для других исследований.

холодные и богатые биогенами воды из глубин океана к поверхности, замещая более теплые, бедные биогенами поверхностные воды.

ЛИТЕРАТУРА

1. Lebreton L. C. M., Van der Zwet J., Damsteeg J.-W., Slat B., Andrady A., Reisser J. River plastic emissions to the world's oceans // *Nature Communications*. 2017. Vol. 8, art. 15611. DOI: 10.1038/ncomms15611.
2. Bai M., Zhu L., An L., Peng G., Li D. Estimation and prediction of plastic waste annual input into the sea from China // *Acta Oceanologica Sinica*. 2018. Vol. 37(11). P. 26–39. DOI: 10.1007/s13131-018-1279-0.
3. Dris R., Gasperi J., Saad M., Mirande C., Tassin B. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 104(1–2). P. 290–293. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.
4. Liu K., Wang X., Fang T., Xu P., Zhu L., Li D. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 675. P. 462–471. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.110.
5. Lusher A. L., Tirelli V., O'Connor I., Officer R. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples // *Scientific Reports*. 2015. Vol. 5, art. 14947. DOI: 10.1038/srep14947.
6. Dris R., Gasperi J., Rocher V., Saad M., Renault N., Tassin B. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris // *Environmental Chemistry*. 2015. Vol. 12(5). P. 592–599. DOI: 10.1071/en14167.
7. Stein A. F., Draxler R. R., Rolph G. D., Stunder B. J. B., Cohen M. D., Ngan F. NOAA'S HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system // *Bulletin of the American Meteorological Society*. 2015. Vol. 96(12). P. 2059–2077. DOI: 10.1175/bams-d-14-00110.1.
8. Wang Y., Stein A. F., Draxler R. R., de la Rosa J. D., Zhang X. Global sand and dust storms in 2008: Observation and HYSPLIT model verification // *Atmospheric Environment*. 2011. Vol. 45(35). P. 6368–6381. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.08.035.
9. Saliba N. A., Kouyoumdjian H., Roumie M. Effect of local and long-range transport emissions on the elemental composition of PM_{10-2.5} and PM_{2.5} in Beirut // *Atmospheric Environment*. 2007. Vol. 41(31). P. 6497–6509. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2007.04.032.
10. Allen S., Allen D., Phoenix V. R., Le Roux G., Jimenez P. D., Simonneau A., Binet S., Galop D. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment // *Nature Geoscience*. 2019. Vol. 12(5). P. 339–344. DOI: 10.1038/s41561-019-0335-5.
11. Liu K., Wu T. N., Wang X. H., Song Z. Y., Zong C. X., Wei N. A., Li D. J. Consistent transport of terrestrial microplastics to the ocean through atmosphere // *Environmental Science & Technology*. 2019. Vol. 53(18). P. 10612–10619. DOI: 10.1021/acs.est.9b03427.
12. Allen S., Allen D., Moss K., Le Roux G., Phoenix V. R., Sonke J. E. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics // *PLoS ONE*. 2020. Vol. 15(5), art. e0232746. DOI: 10.1371/journal.pone.0232746.
13. Sharma N., Rai A. Algal particles in the atmosphere // *Encyclopedia of environmental health*. Burlington: Elsevier, 2011. Vol. 1. P. 64–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-52272-6.00332-9>.
14. Sofiev M., Soares J., Prank M., de Leeuw G., Kukkonen J. A regional-to-global model of emission and transport of sea salt particles in the atmosphere // *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 2011. Vol. 116, D21302. DOI: 10.1029/2010jd014713.

15. Erinin M. A., Wang S. D., Liu R., Towle D., Liu X., Duncan J. H. Spray generation by a plunging breaker // *Geophysical Research Letters*. 2019. Vol. 46(14). P. 8244–8251. DOI: 10.1029/2019gl082831.
16. Lewis E., Schwartz S. Sea salt aerosol production: mechanisms, methods, measurements and models. Washington: American Geophysical Union, 2004. 426 p. (Geophysical Monograph Series ; vol. 152).
17. Hoppel W. A., Frick G. M., Fitzgerald J. W. Surface source function for sea-salt aerosol and aerosol dry deposition to the ocean surface // *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 2002. Vol. 107(D19), art. 4382. DOI: 10.1029/2001jd002014.
18. Richter D. H., Veron F. Ocean spray: an outsized influence on weather and climate // *Physics Today*. 2016. Vol. 69(11). P. 34–39. DOI: 10.1063/pt.3.3363.
19. O'Dowd C. D., De Leeuw G. Marine aerosol production: a review of the current knowledge // *Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences*. 2007. Vol. 365(1856). P. 1753–1774. DOI: 10.1098/rsta.2007.2043.
20. Quinn J. A., Steinbrook R. A., Anderson J. L. Breaking bubbles and water-to-air transport of particulate matter // *Chemical Engineering Science*. 1975. Vol. 30(9). P. 1177–1184. DOI: 10.1016/0009-2509(75)87021-7.
21. Posfai M., Li J., Anderson J. R., Buseck P. R. Aerosol bacteria over the southern ocean during ACE-1 // *Atmospheric Research*. 2003. Vol. 66(4). P. 231–240. DOI: 10.1016/s0169-8095(03)00039-5.
22. Reche I., D'Orta G., Mladenov N., Winget D. M., Suttle C. A. Deposition rates of viruses and bacteria above the atmospheric boundary layer // *Isme Journal*. 2018. Vol. 12(4). P. 1154–1162. DOI: 10.1038/s41396-017-0042-4.
23. McWilliams J. C., Sullivan P. P., Moeng C. H. Langmuir turbulence in the ocean // *Journal of Fluid Mechanics*. 1997. Vol. 334. P. 1–30. DOI: 10.1017/s0022112096004375.
24. Choy C. A., Robison B. H., Gagne T. O., Erwin B., Firl E., Halden R. U. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column // *Scientific reports*. 2019. Vol. 9. P. 1–9. DOI: 10.1038/s41598-018-37186-2.
25. Kukulka T., Harcourt R. R. Influence of Stokes Drift Decay Scale on Langmuir Turbulence // *Journal of Physical Oceanography*. 2017. Vol. 47(7). P. 1637–1656. DOI: 10.1175/jpo-d-16-0244.1.
26. Bi M., He Q., Chen Y. What roles are terrestrial plants playing in global microplastic cycling? // *Environmental science & technology*. 2020. Vol. 54(9). P. 5325–5327.

5. ВРЕДНОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ПЛАСТИКОВЫХ ЧАСТИЦ НА ЖИВЫЕ ОРГАНИЗМЫ

Крупный пластиковый мусор считается менее вредным по сравнению с крошечными пластиковыми частицами в окружающей среде. Сообщается, что крупный пластиковый мусор нарушает живую экосистему морской биоты, улавливая, запутываясь и прилипая к телу морской биоты [1–4]. Крупный пластиковый мусор, в том числе полиэтиленовые пакеты, волоконная веревка, крышки от бутылок и другие формы, также обнаруживается в кишечнике и тканях мертвых животных [1, 2, 5]. Сообщалось, что несколько птиц были найдены мертвыми со множеством пластиковых частиц внутри их кишечника [3, 6]. Причина этого в том, что они не способны различать свою пищу / добычу и пластиковый мусор [7].

С другой стороны, проглоченные частицы пластика будут накапливаться внутри жировой ткани и внутренних органов биоты [8–10]. В зависимости от места накопления пластиковые частицы могут вызывать нарушения функций органов и метаболизма, а также вызывать ряд заболеваний [11]. О серьезных нарушениях органов пищеварения и дыхательной системы морской биоты, которые первыми подвергаются загрязнению МП, сообщалось во многих работах [1, 6, 12–14]. В ряде работ описаны случаи накопления пластмасс, макро- или микропластиков в телах морских организмов, которые обычно связаны с биоаккумуляцией. Поскольку проглатывание пластика и его воздействие на живые организмы продолжается на протяжении всей жизни организмов, количество пластика внутри их тел также увеличивается. Некоторые исследователи сообщали, что накопление пластика может вызвать рост раковых клеток [13, 15]. Биоаккумуляция пластика в морской биоте ставит под угрозу все живые организмы в системе пищевой цепи [16, 17]. Концентрация пластика в пищевой цепи увеличивается из-за механизма биомагнификации. Поскольку люди находятся на вершине пищевой цепи, существует вероятность того, что на их здоровье может повлиять пластиковое загрязнение [16, 18, 19]. Биоаккумуляция и биодоступность микропластиков влияют на морские пищевые цепи. Для разработки эффективных оценок риска микропластика в морских пищевых сетях особенно важно понимание его воздействия на все уровни биологических организаций (от молекулярного до популяционного), поскольку микропластики представляют большую опасность [20].

Экосистемы, безусловно, страдают, если нарушаются физиологические функции и / или физическая форма значительного числа особей в популяции [21].

Биомониторинговые исследования подтвердили широкое распространение микропластика у различных морских организмов, включая устьевых ракообразных, рыб, приливных моллюсков, мидий, ракушек, самородков, морских огурцов, амфипод и морских птиц [10, 22–27]. После случайного или преднамеренного проглатывания микропластик переносится через эпителий желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) и остается в ЖКТ или может выделяться с калом. Удержание микропластика в желудочно-кишечном тракте может серьезно повлиять на здоровье организма, вызывая физические садины и / или перфорации, снижая поглощение питательных веществ и активность кормления из-за чувства ложного насыщения [28].

Физическая структура и сорбируемые химические вещества микропластиков (антипирены, красители, противомикробные препараты, другие органические соединения и металлы) могут оказывать неблагоприятное воздействие на организмы после проглатывания. Более крупные микропластики могут вызывать внутреннее истирание, закупорку пищеварительной системы и поражения кишечника [29–31]. Однако токсические эффекты прикрепленных химических веществ могут быть и смертельными [32].

Сообщалось, что химические вещества, связанные с микропластиками, вызывают клеточную токсичность [33] и отрицательно влияют на популяции рыб [34], энергетические запасы дождевых червей и прибрежных крабов [30, 35, 36], скорость метаболизма и выживаемость азиатских зеленых мидий [37], а также на рост, развитие и выживаемость дафний [38] в лабораторных условиях. После воздействия микропластика морские веслоногие рачки (*Centropages typicus*) демонстрируют значительное сокращение потребления водорослей, что в конечном итоге влияет на их плодовитость и выживаемость [39].

Проглатывание микропластика морскими фильтрующими особями может иметь более серьезные последствия для пищевых цепочек, поскольку фильтрующие существа находятся в основе пищевых цепей. Кроме того, питатели-фильтры более уязвимы для воздействия взвешенных микропластиков [40]. Микропластик может нарушить экологический баланс, в значительной степени влияя на рост этих молодых существ и мелких организмов. Их индивидуальное поведение может изменяться в ответ на загрязнители окружающей среды или стрессоры. Изменения в поведении являются сигналами раннего предупреждения о последствиях, которые могут повлиять на всю экосистему, поскольку они связывают физиологические изменения в организмах и экологические процессы в системе [41]. Люди могут подвергаться воздействию микропластика, поедая основных потребителей морских пищевых цепей. Было обнаружено, что многие морские виды, предназначенные для потребления человеком, такие как рыба, ракообразные и беспозвоночные, заражены микропластиком [10, 33].

Однако количественной информации о совокупности последствий для экосистемы все еще недостаточно, чтобы оценить риски воздействия микропластика на человека из-за пробелов в исследованиях микропластиков.

Из-за сообщений о вредных воздействиях МП на морские организмы все большее внимание уделяется отрицательному влиянию МП на почвенные организмы. Известно, что мезофауна (например, дождевые черви, клещи и коллемболы) полезна для поддержания качества почвы; тем не менее интенсивное земледелие часто приводит к сокращению этих организмов [42].

Следовательно, если эта важная мезофауна будет и далее разрушена пластиком, это создаст непредсказуемую угрозу для основных функций агроэкосистем. Большинство исследований экотоксикологического воздействия МП на почвенных животных проводилось в лабораторных условиях. Однако концентрации МП в таких исследованиях были чрезвычайно высокими. Эти результаты, возможно, не подходят для реальных уровней окружающей среды.

Воздействие МП на почвенных животных изменяет их пищевое поведение [29, 43], что влияет на потребление биомассы углерода и азота, а также метаболическое потребление и приводит к снижению скорости развития и даже смерти почвенных животных [44, 45].

Кроме того, МП могут вызывать механическое нарушение пищевода [46], кишечную непроходимость [43], снижение репродуктивной способности [47], снижение иммунного ответа [48], нарушения обмена веществ и другие биохимические реакции [47, 49].

Эти важные исследования показали, что воздействие даже низких концентраций МП (например, 1 мг/кг, 0,1%) оказывает неблагоприятное воздействие на рост почвенных животных, и существует сильная корреляция между размером частиц и токсичностью. Недавний токсикологический эксперимент показал, что общая площадь поверхности, материальный состав и удельная плотность микрогранул ПС определяют их токсичность для нематод [50].

Дальнейшие исследования должны уточнить эффект токсичности для почвенных животных, вызванный различными свойствами МП. Микропластики могут накапливать на своей поверхности вредные химические вещества, такие как стойкие органические загрязнители, тяжелые металлы и антибиотики [51–53], что может усугубить загрязнение почвы и увеличить ущерб, причиненный МП для почвенных организмов [54, 55].

По этому вопросу были проведены исследования, но с неоднозначными результатами. Полибромированные дифениловые эфиры, выделяемые из пенополиуретановых МП (< 75 мкм), могут переноситься дождевыми червями (*Eisenia fetida*), так как легко попадают в их организм [56]. Обрывки мешка из полиэтилена высокой плотности (< 400 мкм) повышали биодоступность цинка для дождевых червей в качестве носителя, но не было доказательств накопления Zn в теле дождевого червя [57].

Rodriguez-Seijo et al. [58] сообщили о подобных результатах, но не смогли определить, является ли ПЭНП переносчиком пестицидов в почвенных организмах. Было выявлено, что МП увеличивают биоаккумуляцию ветеринарных антибиотиков (окситетрациклин) и флорфеникола в крови моллюсков и даже значительно подавляют активность ЖКТ и экспрессию генов детоксикации [59].

Многочисленные исследования подтвердили повсеместное присутствие МП в атмосфере (смотри 4.3). Человек подвергается воздействию переносимых по воздуху микропластических загрязнителей. Многие люди проводят по несколько часов каждый день дома и в офисе, где загрязнения МП более серьезны, чем на открытом воздухе [60]. Проведенная оценка [60] показала, что человек может вдохнуть 26–130 частиц МП в день, в [61] подсчитали, что жители Шанхая, находящиеся вне помещений, ежедневно вдыхали воздух, содержащий около 21 частицы МП. Кроме того, дети и рабочие в полимерной промышленности могут пострадать от серьезных последствий микропластического загрязнения из-за более высокого содержания микропластика у земли и отсутствия надлежащей защиты в рабочей зоне, соответственно [61, 62].

Микропластик, попадающий при вдохе в легкие человека, вероятно, будет подвергаться действию механизмов очистки, включая механические методы (чихание), мукоцилиарный эскалатор, фагоцитоз макрофагами и лимфатический транспорт [60]. Эти механизмы мешают многим МП проникнуть в тело. Однако некоторые МП способны избежать механизмов клиренса, и в конечном итоге они могут попасть в легкие [63] и вызвать воспаление в результате высвобождения внутриклеточных мессенджеров, протеаз и активных форм кислорода [62, 64]. Сообщалось, что пластиковые волокна сохраняются в синтетической внеклеточной жидкости легких в течение 180 дней без изменения площади поверхности [65]. Таким образом, микропластики потенциально накапливаются и сохраняются в легких человека в течение длительного времени, что может способствовать непрерывному окислительному повреждению, вызванному активными формами кислорода. Исследования, изучающие ущерб, наносимый человеческому телу микропластиками, немногочисленны, но известно, что пластиковый мусор вызывает профессиональные заболевания у промышленных рабочих, которые подвергаются воздействию высоких концентраций пластиковых частиц в течение нескольких часов в день. Многие исследования выявили связь между вдыханием синтетических волокон и респираторными поражениями. Две трети рабочих страдали частыми респираторными симптомами, такими как раздражение горла, одышка, кашель и боль в груди [66]. Симптомы сохраняются и после ухода сотрудников с работы и вылечить таких людей трудно. Хроническое воспаление и раздражение могут привести к фиброзу легких, а иногда даже вызвать рак [67, 68]. Люди в нормальной среде не подвержены этим профессиональным заболеваниям,

но серьезные симптомы подчеркивают потенциальные риски переносимых по воздуху микропластиков для людей.

В состав пластмасс непременно входят мономеры, стабилизирующие добавки и другие ингредиенты, большинство из которых токсичны [60]. Непрореагировавшие мономеры и опасные химические вещества могут нанести вред здоровью. Было показано, что многие пластмассы, такие как поликарбонат, полистирол и поливинилхлорид выделяют токсичные мономеры, с которыми связаны репродуктивная токсичность, мутагенность и канцерогенность [69].

Частицы ПВХ, содержащие добавки, вызывают более серьезное воспаление, чем частицы ПВХ без добавок [70].

Кроме того, многие исследования показали, что микропластики адсорбируют и накапливают загрязнители, такие как тяжелые металлы, полихлорированные бифенилы и ПАУ, которые вызывают растущую обеспокоенность общественности из-за их широкого распространения и активности в качестве мутагенов и канцерогенов [71, 72]. Микропластики обладают более высокой способностью абсорбировать два типа ПАУ, фенантрен и пирен. Полиэтилен показал самое высокое поглощение фенантрена и пирена, за ним следовали ПС и ПВХ, по сравнению с естественным осадком [73, 74].

Микропластики также могут выделять большее количество абсорбированных ПАУ, чем естественный осадок во время процесса десорбции. Чем больше ПАУ абсорбируется микропластиками, тем больше ПАУ попадает в другие системы. Переносимые по воздуху микропластики могут поглощать множество различных загрязнителей из воздуха, таких как ПАУ и переходные металлы, выделяемые в результате транспортных выбросов [62].

Вдыхание и проглатывание МП может вызвать токсичность частиц в ткани, а токсичные химические вещества и микроорганизмы, абсорбированные на МП, могут вызывать воспаление и инфекции. Хотя в выводах некоторых исследований говорится о нарастающем, связанным с микропластиками, риске для здоровья, необходимо получить дополнительные доказательства, чтобы оценить влияние МП и особенно НП на экосистемы и людей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Nelms S. E., Duncan E. M., Broderick A. C., Galloway T. S., Godfrey M. H., Hamann M., Lindeque P. K., Godley B. J. Plastic and marine turtles: a review and call for research // *Ices Journal of Marine Science*. 2016. Vol. 73(2). P. 165–181. DOI: 10.1093/icesjms/fsv165.

2. Sigler M. The effects of plastic pollution on aquatic wildlife: current situations and future solutions // *Water Air and Soil Pollution*. 2014. Vol. 225(11), art. 2184. DOI: 10.1007/s11270-014-2184-6.
3. Thiel M., Luna-Jorquera G., Alvarez-Varas R., Gallardo C., Hinojosa I. A., Luna N., Miranda-Urbina D., Morales N., Ory N., Pacheco A. S., Portflitt-Toro M., Zavalaga C. Impacts of marine plastic pollution from continental coasts to subtropical gyres-fish, seabirds, and other vertebrates in the SE Pacific // *Frontiers in Marine Science*. 2018. Vol. 5, art. 238. DOI: 10.3389/fmars.2018.00238.
4. Wang J., Zheng L., Li J. A critical review on the sources and instruments of marine microplastics and prospects on the relevant management in China // *Waste Management & Research*. 2018. Vol. 36(10). P. 898–911. DOI: 10.1177/0734242x18793504.
5. Critchell K., Hoogenboom M. O. Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*) // *Plos One*. 2018. Vol. 13(3), art. e0193308. DOI: 10.1371/journal.pone.0193308.
6. Wilcox C., Van Sebille E., Hardesty B. D. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing // *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2015. Vol. 112(38). P. 11899–11904. DOI: 10.1073/pnas.1502108112.
7. Savoca M. S., Tyson C. W., McGill M., Slager C. J. Odours from marine plastic debris induce food search behaviours in a forage fish // *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. 2017. Vol. 284, art. 20171000 DOI: 10.1098/rspb.2017.1000.
8. Lusher A. L., Welden N. A., Sobral P., Cole M. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates // *Analytical Methods*. 2017. Vol. 9(9). P. 1346–1360. DOI: 10.1039/c6ay02415g.
9. Macali A., Semenov A., Venuti V., Crupi V., D'Amico F., Rossi B., Corsi I., Bergami E. Episodic records of jellyfish ingestion of plastic items reveal a novel pathway for trophic transference of marine litter // *Scientific Reports*. 2018. Vol. 8, art. 6105. DOI: 10.1038/s41598-018-24427-7.
10. Van Cauwenbergh L., Janssen C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption // *Environmental Pollution*. 2014. Vol. 193. P. 65–70. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.
11. Rochman C. M., Hoh E., Kurobe T., Teh S. J. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress // *Scientific Reports*. 2013. Vol. 3, art. 3263. DOI: 10.1038/srep03263.
12. Carbery M., O'Connor W., Thavamani P. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health // *Environment International*. 2018. Vol. 115. P. 400–409. DOI: 10.1016/j.envint.2018.03.007.
13. Deng Y., Zhang Y., Lemos B., Ren H. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure // *Scientific Reports*. 2017. Vol. 7, art. 46687. DOI: 10.1038/srep46687.
14. Tanaka K., Takada H. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters // *Scientific Reports*. 2016. Vol. 6, art. 34351. DOI: 10.1038/srep34351.
15. Driedger A. G. J., Duerr H. H., Mitchell K., Van Cappellen P. Plastic debris in the Laurentian Great Lakes: A review // *Journal of Great Lakes Research*. 2015. Vol. 41(1). P. 9–19. DOI: 10.1016/j.jglr.2014.12.020.

16. Gallo F., Fossi C., Weber R., Santillo D., Sousa J., Ingram I., Nadal A., Romano D. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures // *Environmental Sciences Europe*. 2018. Vol. 30, art. 13. DOI: 10.1186/s12302-018-0139-z.
17. Seltnerich N. New link in the food chain? Marine plastic pollution and seafood safety // *Environmental Health Perspectives*. 2015. Vol. 123(2). P. A34–A41. DOI: 10.1289/ehp.123-A34.
18. Forrest A. K., Hindell M. Ingestion of plastic by fish destined for human consumption in remote South Pacific Islands // *Australian Journal of Maritime & Ocean Affairs*. 2018. Vol. 10(2). P. 81–97. DOI: 10.1080/18366503.2018.1460945.
19. Kontrick A. V. Microplastics and human health: Our great future to think about now // *Journal of Medical Toxicology*. 2018. Vol. 14. P. 117–119. DOI:10.1007/s13181-018-0661-9.
20. Auta H. S., Emenike C. U., Fauziah S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions // *Environment International*. 2017. Vol. 102. P. 165–176. DOI: 10.1016/j.envint.2017.02.013.
21. Guzzetti E., Sureda A., Tejada S., Faggio C. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2018. Vol. 64. P. 164–171. DOI: 10.1016/j.etap.2018.10.009.
22. Digka N., Tsangaris C., Torre M., Anastasopoulou A., Zeri C. Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea // *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 135. P. 30–40. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.063.
23. Provencher J. F., Vermaire J. C., Avery-Gomm S., Braune B. M., Mallory M. L. Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics // *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 644. P. 1477–1484. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.101.
24. Covernton G. A., Collicutt B., Gurney-Smith H. J., Pearce C. M., Dower J. F., Ross P. S., Dudas S. E. Microplastics in bivalves and their habitat in relation to shellfish aquaculture proximity in coastal British Columbia, Canada // *Aquaculture Environment Interactions*. 2019. Vol. 11. P. 357–374. DOI: 10.3354/aei00316.
25. Iannilli V., Pasquali V., Setini A., Corami F. First evidence of microplastics ingestion in benthic amphipods from Svalbard // *Environmental Research*. 2019. Vol. 179, art. 108811. DOI: 10.1016/j.envres.2019.108811.
26. Mohsen M., Wang Q., Zhang L., Sun L., Lin C., Yang H. Microplastic ingestion by the farmed sea cucumber *Apostichopus japonicus* in China // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 245. P. 1071–1078. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.11.083.
27. Xu X. Y., Wong C. Y., Tam N. F. Y., Liu H. M., Cheung S. G. Barnacles as potential bioindicator of microplastic pollution in Hong Kong // *Marine Pollution Bulletin*. 2020. Vol. 154, art. 111081. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111081.
28. Walkinshaw C., Lindeque P. K., Thompson R., Tolhurst T., Cole M. Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020. Vol. 190, art. 110066. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.110066.
29. Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., Galloway T. S. Microplastic ingestion by zooplankton // *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47(12). P. 6646–6655. DOI: 10.1021/es400663f.
30. Wright S. L., Rowe D., Thompson R. C., Galloway T. S. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms // *Current Biology*. 2013. Vol. 23(23). P. R1031–R1033. DOI: 10.1016/j.cub.2013.10.068.

31. Ahrendt C., Perez-Venegas D. J., Urbina M., Gonzalez C., Echeveste P., Aldana M., Pulgar J., Galban-Malagon C. Microplastic ingestion cause intestinal lesions in the intertidal fish *Girella laevis* // Marine Pollution Bulletin. 2020. Vol. 151, art. 110795. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110795.
32. Wang F., Wang F., Zeng E. Y. Sorption of toxic chemicals on microplastics // Microplastic contamination in aquatic environments. Amsterdam: Elsevier, 2018. P. 225–247. DOI: 10.1016/B978-0-12-813747-5.00007-2.
33. Rochman C. M., Tahir A., Williams S. L., Baxa D. V., Lam R., Miller J. T., Teh F.-C., Werorilangi S., Teh S. J. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption // Scientific Reports. 2015. Vol. 5, art. 14340. DOI: 10.1038/srep14340.
34. Guven O., Bach L., Munk P., Dinh K. V., Mariani P., Nielsen T. G. Microplastic does not magnify the acute effect of PAH pyrene on predatory performance of a tropical fish (*Lates calcarifer*) // Aquatic Toxicology. 2018. Vol. 198. P. 287–293. DOI: 10.1016/j.aquatox.2018.03.011.
35. Watts A. J. R., Urbina M. A., Corr S., Lewis C., Galloway T. S. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance // Environmental Science & Technology. 2015. Vol. 49(24). P. 14597–14604. DOI: 10.1021/acs.est.5b04026.
36. Besseling E., Redondo-Hasselerharm P., Foekema E. M., Koelmans A. A. Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic // Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 2019. Vol. 49(1). P. 32–80. DOI: 10.1080/10643389.2018.1531688.
37. Rist S. E., Assidqi K., Zamani N. P., Appel D., Perschke M., Huhn M., Lenz M. Suspended micro-sized PVC particles impair the performance and decrease survival in the Asian green mussel *Perna viridis* // Marine Pollution Bulletin. 2016. Vol. 111(1–2). P. 213–220. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.006.
38. Ogonowski M., Schur C., Jarsen A., Gorokhova E. The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna* // Plos One. 2016. Vol. 11(5), art. e0155063. DOI: 10.1371/journal.pone.0155063.
39. Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Galloway T. S. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus* // Environmental Science & Technology. 2015. Vol. 49(2). P. 1130–1137. DOI: 10.1021/es504525u.
40. Scherer C., Brennholt N., Reifferscheid G., Wagner M. Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates // Scientific Reports. 2017. Vol. 7, art. 17006. DOI: 10.1038/s41598-017-17191-7.
41. Wong B. B. M., Candolin U. Behavioral responses to changing environments // Behavioral Ecology. 2015. Vol. 26(3). P. 665–673. DOI: 10.1093/beheco/aru183.
42. Bedano J. C., Dominguez A., Arofo R. Assessment of soil biological degradation using mesofauna // Soil & Tillage Research. 2011. Vol. 117. P. 55–60. DOI: 10.1016/j.still.2011.08.007.
43. Zhang B., Yang X., Chen L., Chao J., Teng J., Wang Q. Microplastics in soils: A review of possible sources, analytical methods, and ecological impacts // Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 2020. Vol. 8(95). P. 2052–2058. DOI: 10.1002/jctb.6334.
44. da Costa J. P., Santos P. S. M., Duarte A. C., Rocha-Santos T. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects // Science of the Total Environment. 2016. Vol. 566. P. 15–26. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.041.

45. Setälä O., Norkko J., Lehtiniemi M. Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community // *Marine Pollution Bulletin*. 2016. Vol. 102(1). P. 95–101. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.053.
46. Shang X., Lu J., Feng C., Ying Y., He Y., Fang S., Lin Y., Dahlgren R., Ju J. Microplastic (1 and 5 μm) exposure disturbs lifespan and intestine function in the nematode *Caenorhabditis elegans* // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 705, art. 135837. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135837.
47. Selonen S., Dolar A., Kokalj A. J., Skalar T., Dolcet L. P., Hurley R., van Gestel C. A. M. Exploring the impacts of plastics in soil – The effects of polyester textile fibers on soil invertebrates // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 700, art. 134451. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134451.
48. Chen Y., Liu X., Leng Y., Wang J. Defense responses in earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene microplastics in soils // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020. Vol. 187, art. 109788. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109788.
49. Lahive E., Walton A., Horton A. A., Spurgeon D. J., Svendsen C. Microplastic particles reduce reproduction in the terrestrial worm *Enchytraeus crypticus* in a soil exposure // *Environmental Pollution*. 2019. Vol. 255 (2). P. 113–174. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113174.
50. Mueller M.-T., Fueser H., Lam Ngoc T., Mayer P., Traunspurger W., Hoess S. Surface-related toxicity of polystyrene beads to nematodes and the role of food availability // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(3). P. 1790–1798. DOI: 10.1021/acs.est.9b06583.
51. Caruso G. Microplastics as vectors of contaminants // *Marine Pollution Bulletin*. 2019. Vol. 146. P. 921–924. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.07.052.
52. Lagana P., Caruso G., Corsi I., Bergami E., Venuti V., Majolino D., La Ferla R., Azzaro M., Cappello S. Do plastics serve as a possible vector for the spread of antibiotic resistance? First insights from bacteria associated to a polystyrene piece from King George Island (Antarctica) // *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2019. Vol. 222(1). P. 89–100. DOI: 10.1016/j.ijheh.2018.08.009.
53. Wang Z., Dong H., Wang Y., Ren R., Qin X., Wang S. Effects of microplastics and their adsorption of cadmium as vectors on the cladoceran *Moina monogolica* Daday: Implications for plastic-ingesting organisms // *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Vol. 400, art. 123239. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123239.
54. Siegfried M., Koelmans A. A., Besseling E., Kroeze C. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach // *Water Research*. 2017. Vol. 127. P. 249–257. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.011.
55. Guo J.-J., Huang X.-P., Xiang L., Wang Y.-Z., Li Y.-W., Li H., Cai Q.-Y., Mo C.-H., Wong M.-H. Source, migration and toxicology of microplastics in soil // *Environment International*. 2020. Vol. 137, art. 105263. DOI: 10.1016/j.envint.2019.105263.
56. Gaylor M. O., Harvey E., Hale R. C. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) accumulation by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to biosolids-, polyurethane foam microparticle-, and Penta-BDE-amended soils // *Environmental Science & Technology*. 2013. Vol. 47(23). P. 13831–13839. DOI: 10.1021/es403750a.
57. Hodson M. E., Duffus-Hodson C. A., Clark A., Prendergast-Miller M. T., Thorpe K. L. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(8). P. 4714–4721. DOI: 10.1021/acs.est.7b00635.

58. Rodriguez-Seijo A., Santos B., da Silva E. F., Cachada A., Pereira R. Low-density polyethylene microplastics as a source and carriers of agrochemicals to soil and earthworms // *Environmental Chemistry*. 2019. Vol. 16(1). P. 8–17. DOI: 10.1071/en18162.
59. Zhou W., Han Y., Tang Y., Shi W., Du X., Sun S., Liu G. Microplastics aggravate the bioaccumulation of two waterborne veterinary antibiotics in an edible bivalve species: potential mechanisms and implications for human health // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(13). P. 8115–8122. DOI: 10.1021/acs.est.0c01575.
60. Prata J. C. Airborne microplastics: Consequences to human health? // *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 234. P. 115–126. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.11.043.
61. Liu K., Wang X., Fang T., Xu P., Zhu L., Li D. Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai // *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 675. P. 462–471. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.110.
62. Gasperi J., Wright S. L., Dris R., Collard F., Mandin C., Guerrouache M., Langlois V., Kelly F. J., Tassin B. Microplastics in air: Are we breathing it in? // *Current Opinion in Environmental Science & Health*. 2018. Vol. 1. P. 1–5. DOI: 10.1016/j.coesh.2017.10.002.
63. Pauly J. L., Stegmeier S. J., Allaart H. A., Cheney R. T., Zhang P. J., Mayer A. G., Streck R. J. Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue // *Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention*. 1998. Vol. 7(5). P. 419–428.
64. Wright S. L., Kelly F. J. Plastic and Human Health: A Micro Issue? // *Environmental Science & Technology*. 2017. Vol. 51(12). P. 6634–6647. DOI: 10.1021/acs.est.7b00423.
65. Law B. D., Bunn W. B., Hesterberg T. W. Solubility of polymeric organic fibers and manmade vitreous fibers in Gambles solution // *Inhalation Toxicology*. 1990. Vol. 2(4). P. 321–339.
66. Washko R. M., Day B., Parker J. E., Castellan R. M., Kreiss K. Epidemiologic investigation of respiratory morbidity at a nylon flock plant // *American Journal of Industrial Medicine*. 2000. Vol. 38(6). P. 628–638. DOI: 10.1002/1097-0274(200012)38:6<628::aid-ajim3>3.0.co;2-u.
67. Chang C. The immune effects of naturally occurring and synthetic nanoparticles // *Journal of Autoimmunity*. 2010. Vol. 34(3). P. J234–J246. DOI: 10.1016/j.jaut.2009.11.009.
68. Valavanidis A., Vlachogianni T., Fiotakis K., Loidas S. Pulmonary oxidative stress, inflammation and cancer: Respirable particulate matter, fibrous dusts and ozone as major causes of lung carcinogenesis through reactive oxygen species mechanisms // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2013. Vol. 10(9). P. 3886–3907. DOI: 10.3390/ijerph10093886.
69. Peng J., Wang J., Cai L. Current understanding of microplastics in the environment: Occurrence, fate, risks, and what we should do // *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2017. Vol. 13(3). P. 476–482. DOI: 10.1002/ieam.1912.
70. Xu H. Y., Dinsdale D., Nemery B., Hoet P. H. M. Role of residual additives in the cytotoxicity and cytokine release caused by polyvinyl chloride particles in pulmonary cell cultures // *Toxicological Sciences*. 2003. Vol. 72(1). P. 92–102. DOI: 10.1093/toxsci/kfg003.
71. Reisser J., Shaw J., Hallegraef G., Proietti M., Barnes D. K. A., Thums M., Wilcox C., Hardesty B. D., Pattiaratchi C. Millimeter-sized marine plastics: A new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates // *Plos One*. 2014. Vol. 9(6), art. e100289. DOI: 10.1371/journal.pone.0100289.

72. Han D., Currell M. J. Persistent organic pollutants in China's surface water systems // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 580. P. 602–625. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.007.
73. Wang W., Wang J. Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics // *Chemosphere*. 2018. Vol. 193. P. 567–573. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.078.
74. Wang W., Wang J. Different partition of polycyclic aromatic hydrocarbon on environmental particulates in freshwater: Microplastics in comparison to natural sediment // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. Vol. 147. P. 648–655. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.09.029.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Пластики как важнейший материал XXI века неотделимы от жизни людей. Именно из-за огромного спроса на пластмассы и несоответствующей экологическим принципам или даже пренебрежительной утилизации и переработки наша планета становится «пластмассовым царством». Где бы ни использовался пластик, в конечном результате он попадает в окружающую среду и разрушается под ее воздействием на микропластик или нанопластик. Существующая система знаний показала, как МП или НП переносятся в водной, наземной и атмосферной среде, и как это тесно связано с условиями окружающей среды и характеристиками пластика (например, форма, плотность и площадь поверхности). Важно отметить, что наличествует перенос МП или НП между тремя основными средами с постоянным материальным обменом и циркуляцией энергии. Однако исследований в этой области все еще недостаточно. Только на основе всестороннего, систематического и глубокого понимания переноса и распределения МП и НП в естественной среде можно справиться с глобальным загрязнением пластиком.

Существование МП и НП оказывает чаще всего большое влияние на биосферу, от микроорганизмов, растений и животных до человека. Это не только влияет на рост, развитие и воспроизводство популяций, но также запускает корректировку внутренних механизмов организма, чтобы справиться с пластиковым загрязнением. Кроме того, такие представители фауны, как земноводные, птицы и т. д., живут в разных средах и зависят от разных сред. Но такого рода исследования все еще редки и, как правило, изучают только определенный этап жизни, который не может всесторонне оценить токсичность пластикового загрязнения для существ в разных средах. Стоит упомянуть, что МП и НП будут накапливаться на более высоких трофических уровнях вдоль пищевой цепи, в конечном итоге достигая человека. Однако изучение воздействия МП и НП на человека все еще находится на предварительной стадии. Между тем комбинированная токсичность МП или НП и других загрязнителей также привлекла особое внимание ученых. Как упоминалось ранее, микро- и наночастицы не всегда усиливают токсичность, как предполагалось, но в определенной степени подавляют токсичность других загрязнителей.

Главными факторами, определяющими токсичность МП / НП, являются их характеристики, которые также в определенной степени обуславливают распространение МП / НП в окружающей среде. Только после того, как будет полностью понят процесс переноса МП или НП, появится возможность оценить их распределение, тем самым предсказывать те МП и НП, с которыми существа могут вступить в контакт и влиять на них. Мир настолько велик и сложен, что ситуацию с загрязнением нельзя рассматривать как единое целое. Идея «адаптации мер к местным условиям» особенно важна, даже если она не может решить проблему коренным образом. Кроме того, природа МП / НП в качестве переносчика других загрязнителей или микробиоты не такая же, как у первичных пластиковых частиц во время процесса транспортировки (например, размер, плотность, гидрофобность и т. д.), а влияние на биологию более разнообразно. Исследования МП / НП проводились более десяти лет, и существует относительно зрелая база знаний о морской среде, но многие аспекты все еще остаются неясными. Прежде всего, существует мало исследований по переносу и биотоксичности МП / НП в атмосферной и наземной среде, а также на границе раздела воды и донных отложений. Во-вторых, отсутствие единого стандарта делает неудобным сравнение результатов экспериментов. В-третьих, результаты исследований разрознены, что неудобно для анализа и сравнения. Возможно, в наш век интеллектуальной информации создание глобальной базы данных может восполнить этот недостаток. Соответствующие модели также позволяют прогнозировать перенос и токсичность. Сопоставление выводов и намеченных перспектив исследований ряда обзоров 2020 года дает возможность сформулировать некоторые приоритетные задачи, выполнение которых приблизит к решению проблемы загрязнения окружающей среды пластиками [1–8].

(1) Необходимо изучить путь перехода МП / НП из водной среды в наземную или атмосферную из-за существующего материального цикла МП / НП в естественной среде, а также взаимосвязи между тремя основными компонентами окружающей среды. На основе полученных данных может быть создана глобальная модель переноса и распределения МП / НП, чтобы точно оценить статус загрязнения МП / НП.

(2) Необходимо проводить исследования пресноводной воды, так как загрязнение пластиком исходит от человека, а пресноводная среда более тесно связана с ним. Сегодня же большинство экспериментов в гидросфере сосредоточено на морской среде. Нужно знать, как извилистые русла реки, растения по обе стороны берега реки, быстрый и медленный потоки воды и плотины, построенные людьми, влияют на транспортировку МП / НП.

(3) Необходимо понять токсичность МП / НП для большего числа организмов. Помимо водорослей, зоопланктона, дождевых червей, рыб, которые сейчас часто используются в качестве экспериментальных объектов, необходимо изучить земноводных, птиц, глубоководных животных, людей и т. д. Всесторонне оценивая токсичность для различных организмов, важно

использовать определенные виды в качестве биологических индикаторов для предупреждения о превышении порогового значения пластикового загрязнения.

(4) Следует выяснить, является ли токсичность МП / НП химической токсичностью или токсичностью частиц. Тогда сами МП / НП могут выделять добавки или адсорбировать другие загрязнители. Определение вклада этих процессов в токсичность МП / НП является ключом к дополнительной токсичности *in vivo*, которая отличается от простого воздействия на экспериментальные объекты химических реагентов.

(5) Следует обратить пристальное внимание на изучение биопленки, образующейся на поверхности МП / НП. Поскольку микробная колонизация происходит на каждой погруженной поверхности, понимание роли такой биопленки имеет важное значение [9]. Среди задач первостепенной важности отметим выявление влияния биопленки на гидродинамику пластика, его физико-химические характеристики и изменений токсических эффектов загрязнителей при попадании пластика в организм представителей фауны.

(6) Для обеспечения объективности и точности результатов исследований необходимо установить экспериментальные условия, максимально приближенные к реальным условиям окружающей среды, включая типы, диапазон размеров, диапазон концентраций, степень старения и электрические свойства МП / НП, экспозицию, продолжительность воздействия и существование пищи или природных частиц. Более того, исследования должны содержать подробную информацию о показателях свойств участков отбора проб и методах отбора проб; единицы концентрации МП / НП также должны быть унифицированы и стандартизированы, что поможет сравнивать данные различных исследований [10].

(7) Для понимания механизма взаимодействия МП с другими загрязнителями окружающей среды необходимо детально изучить процессы сорбции и выщелачивания тяжелых металлов и органических загрязнителей в / из МП в различных условиях окружающей среды с использованием частиц разного возраста и после их попадания в организм.

(8) Надо дополнительно исследовать пластификаторы МП, в частности эфиры фталевой кислоты, включая оценку их влияния на пищевые цепи и возможность проникновения в пищевые цепи человека.

(9) Необходимо оценить долгосрочные воздействия МП и НП на здоровье человека, используя как моделирование, так и полевые исследования, включающие более длительные периоды сбора образцов.

(10) Следует сформулировать задачи для разработки новых и совершенствования известных методов выделения и количественного определения нанопластиков и пикопластиков из различных отделов окружающей среды.

(11) Рассматривая токсичность МП / НП, необходимо сосредоточить часть усилий на исследовании их воздействий на экосистему. Подобно

«круговороту углерода и азота» должна быть установлена концептуальная основа «микропластического цикла» [8]. Углерод в микро- и нанопластиках может косвенно влиять на скорость первичного производства и сохранение углерода в почвах и изменять потоки парниковых газов. Направление, величина и баланс этих эффектов должны стать предметом будущих исследований. Эмпирическая работа потребует использования таких инструментов, как исследования мезокосма (экспериментальных систем на открытом воздухе, которые изучают природную среду в контролируемых условиях) и тщательно спланированных экспериментов по решению этих проблем. Загрязнение микропластиком – это международная проблема, и международное сотрудничество в исследованиях будет иметь ключевое значение [8, 11].

Задача исследователей состоит в том, чтобы глубоко изучить перенос и распределение МП и НП во всей природной среде, а также их взаимодействие с природной средой и организмами на протяжении всего жизненного цикла.

ЛИТЕРАТУРА

1. Zarus G. M., Muianga C., Hunter C. M., Pappas R. S. A review of data for quantifying human exposures to micro and nanoplastic and potential health risks // *Science of the Total Environment*. 2021. Vol. 756, art. 144010. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144010.
2. Lee J., Chae K. J. A systematic protocol of micrjplastics analysis from their identification to quantification in water environment: A comprehensive review // *Journal of Hazardous Materials*. 2021. Vol. 403, art. 124049. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124049.
3. Wang T., Wang L., Chen Q. Q., Kalogerakis N., Ji R., Ma Y. N. Interactions between microplastics and organic pollutants: Effects on toxicity, bioaccumulation, degradation, and transport // *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 748, art. 142427. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142427.
4. Bianco A., Passananti M. Atmospheric micro and nanoplastics: An enormous microscopic problem // *Sustainability*. 2020. Vol. 12(18), art. 7327. DOI: 10.3390/su12187327.
5. Torres F. G., Diones-Salinas D. C., Pizarro-Ortega C. I., De-la-Torre G. E. Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends // *Science of the Total Environment*. 2021 Vol. 757, art. 143875. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143875.
6. Jiang B., Kauffman A. E., Li L., McFee W., Cai B., Weinstein J., Lead J. R., Chatterjee S., Scott G. I., Xiao S. Health impacts of environmental contamination of micro- and nanoplastics: A review // *Environmental Health and Preventive Medicine*. 2020. Vol. 25. P. 29. DOI: 10.1186/s12199-020-00870-9.

7. Zhang Y., Kang S., Allen S., Allen D., Gao T., Sillanpaa M. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives // *Earth-science reviews*. 2020. Vol. 203, art. 103118. DOI: 10.1016/j.earscirev.2020.103118.
8. Tao J., Cheng Huang D., M., Deng R., Chen S., Yin L., Li R. Microplastics and nanoplastics in the environment: Macroscopic transport and effects on creatures // *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Vol. 407, art. 124399. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124399.
9. Rilling M. C., Lehmann A. Microplastic in terrestrial ecosystems // *Science*. 2020. Vol. 368(6498). P. 1430–1431. DOI: 10.1126/science.abb5979.
10. Rummel C. D., Jahnke A., Gorokhova E., Kühnel D., Schmitt-Jansen M. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment // *Environmental science & technology letters*. 2017. Vol. 4(7). P. 258–267. DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00164.
11. Jacob H., Besson M., Swarzenski P. W., Lecchini D., Metian M. Effects of virgin micro- and nanoplastics on fish: trends, meta-analysis, and perspectives // *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54(8). P. 4733–4745. DOI: 10.1021/acs.est.9b05995.

СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМЫХ СОКРАЩЕНИЙ

АРГ	Гены резистентности к антибиотикам
АСМ	Атомно-силовая микроскопия
АТН	Анализ траекторий наночастиц
ВСА	Водостойкость агрегатов
ВУС	Водоудерживающая способность
ГСВ	Гиперспектральная визуализация
ГТК	Гипертермофильное компостирование
ГУБФ	Гены устойчивости к бактериям / фагам
ГХ-МС	Газовохроматографическая масс-спектрометрия
ДРС	Динамическое рассеяние света
ЖКТ	Желудочно-кишечный тракт
ИКПФ	Инфракрасная спектроскопия с преобразованием Фурье
ИНЧ	Искусственные наночастицы
КР	Спектроскопия комбинационного рассеяния
МО	Микроорганизм
МП	Микропластик
МПП	Мульчирование пластиковой пленкой
НП	Нанопластик
НЧ	Наночастицы
ОВ	Органическое вещество
ОП	Одноразовый пластик
ОСВ	Осадки сточных вод
оч-ИСП-МС	Одночастичная масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой
ПА	Полиамид
ПАВ	Поверхностно-активные вещества
ПАУ	Полициклические ароматические углеводороды
ПВХ	Поливинилхлорид
ПИР-ГХ-МС	Пиролитическая газово-хроматографическая масс-спектрометрия
ПК	Поликарбонат
ПММ	Полиметилметакрилат
ПП	Полипропилен
ПС	Полистирол

ПФП	Полевое фракционирование потока
ПЦМ	Проточная цитометрия
ПЭ	Полиэтилен
ПЭВ	Полиэфирное волокно
ПЭНП	Полиэтилен низкой плотности
ПЭТ	Полиэтилентерефталат
РОВ	Растворенное органическое вещество
САМП	Суспендированные атмосферные микропластики
СЭМ	Сканирующая электронная микроскопия
ТГА-ДСК	Дифференциальная сканирующая калориметрия
УФ	Ультрафиолетовое излучение
ЭДРС	Энергодисперсионная рентгеновская спектрометрия

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ

- Сапрыкин Анатолий Ильич – доктор технических наук, профессор, член бюро Научного совета РАН по аналитической химии и Научного совета РАН по химии высокочистых веществ, член объединенного Ученого совета СО РАН по химическим наукам, тел. (383) 330-69-65, e-mail: saprykin@niic.nsc.ru
- Самойлов Павел Петрович – кандидат химических наук, доцент, главный библиотекарь ГПНТБ СО РАН, тел. (383) 330-61-60, e-mail: samoylov2605@mail.ru

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	3
Литература	4
ВВЕДЕНИЕ	6
Литература	8
1. ДЕТЕКТИРОВАНИЕ, ИДЕНТИФИКАЦИЯ И ХАРАКТЕРИЗАЦИЯ МИКРО- И НАНОПЛАСТИКОВ В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	10
1.1. Проблемы отбора проб	10
1.1.1. Водная среда	10
1.1.2. Почва	12
1.1.3. Атмосфера	15
Литература	17
2. МЕТОДЫ ИЗВЛЕЧЕНИЯ МИКРО- И НАНОПЛАСТИКОВ ИЗ ОБРАЗЦОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	20
2.1. Предварительная обработка образцов	20
2.2. Импульсное ультразвуковое извлечение	22
2.3. Мембранная фильтрация	22
2.4. Ультрафильтрация	23
2.5. Полевое фракционирование потока	24
2.6. Экстракция в точке помутнения	24
2.7. Жидкостная экстракция под давлением	25
2.8. Термический щелочной гидролиз	25
2.9. Электростатическое разделение	26
2.10. Масляная экстракция	27
Литература	28
3. МЕТОДЫ ИДЕНТИФИКАЦИИ И ХАРАКТЕРИЗАЦИИ	31
3.1. Инфракрасная спектроскопия с преобразованием Фурье	31
3.2. Спектроскопия комбинационного рассеяния	32
3.3. Сканирующая электронная микроскопия и энергодисперсионная рентгеновская спектрометрия	34
3.4. Методы термического анализа	34
3.5. Лазерная дифракция	37
3.6. Анализ траекторий наночастиц	38

3.7. Проточная цитометрия.....	39
3.8. Флуоресцентная спектроскопия.....	39
3.9. Гиперспектральная визуализация.....	40
3.10. Атомно-силовая микроскопия.....	40
Литература.....	41
4. МИКРО- И НАНОПЛАСТИКИ В РАЗЛИЧНЫХ ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ.....	48
4.1. Микропластики в гидросфере.....	48
Литература.....	55
4.2. Микропластики в почве.....	62
Литература.....	73
4.3. Микропластики в атмосфере.....	82
Литература.....	86
4.4. Взаимосвязанность водной среды, почвы и атмосферы.....	89
Литература.....	92
5. ВРЕДНОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ПЛАСТИКОВЫХ ЧАСТИЦ НА ЖИВЫЕ ОРГАНИЗМЫ.....	94
Литература.....	98
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	105
Литература.....	108
СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМЫХ СОКРАЩЕНИЙ.....	110
СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ.....	112

Сапрыкин Анатолий Ильич
Самойлов Павел Петрович

МИКРО- И НАНОПЛАСТИКИ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ
(Аналитика, источники, распределение и проблемы экологии)

Компьютерная верстка выполнена Т. А. Калюжной

Лицензия ИД № 04108 от 27.02.01

Формат 60×84/16.

Усл. печ. л. 6,7. Уч.-изд. л. 7,8

ГПНТБ СО РАН. Новосибирск, ул. Восход, 15, комн. 304в, ЛИСА.