

Научная статья

УДК 629.7.023.222:632.15

DOI: 10.18577/2307-6046-2026-0-6-129-140

ТОКСИЧНОСТЬ МИКРОЧАСТИЦ ЛАКОКРАСОЧНЫХ ПОКРЫТИЙ* Часть 2. Процессы деградации и механизмы токсического воздействия

А.Б. Лаптев¹, Г.Г. Матишов², Н.И. Булышева², А.А. Кривушина¹, В.О. Старцев¹

¹Федеральное государственное унитарное предприятие «Всероссийский научно-исследовательский институт авиационных материалов» Национального исследовательского центра «Курчатовский институт», Москва, Россия; admin@viam.ru

²Федеральный исследовательский центр Южный научный центр Российской академии наук, Ростов-на-Дону, Россия; ssc-ras@ssc-ras.ru

Аннотация. Во второй части цикла статей проанализированы процессы деградации лакокрасочных покрытий и механизмы высвобождения токсичных компонентов. Рассмотрены ключевые факторы, вызывающие разрушение покрытий в процессе эксплуатации: климатические (температура, ультрафиолетовое излучение, влажность) и механические нагрузки. Детально описаны физико-химические механизмы повреждения, такие как осмотическое и электроосмотическое образование пузырей, приводящие к отслоению покрытий и выщелачиванию токсинов. Особое внимание уделено составу старых лакокрасочных покрытий, содержащих свинец, ртуть, кадмий и стойкие органические загрязнители. Показано, что при разрушении покрытий эти вещества попадают в воду и почву, создавая долговременные риски для экосистем и здоровья человека.

Ключевые слова: биоцид, деградация покрытий, лакокрасочные материалы, микропластик, пигмент, старение полимеров, токсичность, экология

Для цитирования: Лаптев А.Б., Матишов Г.Г., Булышева Н.И., Кривушина А.А., Старцев В.О. Токсичность микрочастиц лакокрасочных покрытий. Часть 2. Процессы деградации и механизмы токсического воздействия // Труды ВИАМ. 2026. № 6 (160). С. 129–140. URL: <http://www.viam-works.ru>. DOI: 10.18577/2307-6046-2026-0-6-129-140.

Scientific article

TOXICITY OF MICROPARTICLES OF PAINT COATINGS Part 2. Degradation processes and mechanisms of toxic effects

A.B. Laptev¹, G.G. Matishov², N.I. Bulysheva², A.A. Krivushina¹, V.O. Startsev¹

¹Federal State Unitary Enterprise «All-Russian Scientific-Research Institute of Aviation Materials» of National Research Center «Kurchatov Institute», Moscow, Russia; admin@viam.ru

²Federal Research Center Southern Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don, Russia; ssc-ras@ssc-ras.ru

Abstract. The second part of the series of articles analyzes the degradation processes of paint coatings and the mechanisms of toxic components' release. The key factors of coating destruction during operation are considered: climatic (temperature, UV radiation, humidity) and mechanical loads. The physicochemical mechanisms of damage, such as osmotic and electroosmotic blistering, leading to coating detachment and leaching of toxins, are described in detail. Special attention is paid to the composition of old paint coatings containing lead, mercury, cadmium and other persistent organic pollutants (POPs). It has been shown that when coatings are destroyed, these substances enter the water and soil, creating long-term risks to ecosystems and human health.

Keywords: biocide, degradation of coatings, paints and varnishes, microplastics, pigment, polymer aging, toxicity, ecology

* Часть 1 – см. «Труды ВИАМ», № 5 (159), 2026.

For citation: Laptev A.B., Matishov G.G., Bulysheva N.I., Krivushina A.A., Startsev V.O. Toxicity of microparticles of paint coatings. Part 2. Degradation processes and mechanisms of toxic effects. *Trudy VIAM*, 2026, no. 6 (160), pp. 129–140. Available at: <http://www.viam-works.ru>. DOI: 10.18577/2307-6046-2026-0-6-129-140.

Введение

Деградация лакокрасочных покрытий (ЛКП) представляет собой сложный физико-химический процесс, приводящий к изменению структуры и свойств материала под воздействием различных факторов окружающей среды. Понимание механизмов деградации имеет особое значение для оценки рисков, связанных с высвобождением микропластика и токсичных компонентов ЛКП в окружающую среду. В отличие от других источников микропластика, частицы ЛКП характеризуются сложным химическим составом и наличием значительного количества добавок, многие из которых обладают выраженной токсичностью.

Процессы старения и разрушения покрытий начинаются сразу после их нанесения и продолжают на протяжении всего срока эксплуатации. Интенсивность этих процессов зависит от множества факторов: химического состава покрытия, условий эксплуатации, климатических параметров и механических нагрузок. Результатом деградации является не только ухудшение защитных и декоративных свойств покрытия, но и образование микро- и наночастиц, которые могут попадать в окружающую среду и включаться в биологические циклы.

Особую опасность представляют процессы, приводящие к высвобождению токсичных компонентов, входящих в состав покрытий. К ним относятся тяжелые металлы (свинец, кадмий, ртуть, хром), стойкие органические загрязнители (полихлорированные дифенилы, перфторалкильные и полифторалкильные соединения), различные биоциды и пластификаторы. Многие из этих веществ обладают кумулятивными свойствами и способны накапливаться в тканях живых организмов, вызывая различные нарушения, включая эндокринные заболевания, нейротоксичность и канцерогенез.

Климатические и эксплуатационные факторы разрушения

В условиях эксплуатации материалы конструктивных элементов, агрегатов и узлов подвергаются воздействию комплекса климатических факторов [1]: температурных колебаний, влажности, атмосферного давления, атмосферных осадков, солнечной радиации, абразивных частиц, ветровых нагрузок. Кроме того, значительное влияние оказывают эксплуатационные нагрузки: знакопеременные механические напряжения, вибрационные воздействия, трение, циклическое давление, ударные нагрузки и иные виды механического нагружения [2].

Воздействие указанных факторов приводит к старению, деструкции и последующему разрушению полимерных и композиционных материалов. Наибольшей чувствительностью к климатическим воздействиям обладают эластомерные материалы, что обусловлено высокой подвижностью макромолекулярных цепей, ограниченной степенью поперечной сшивки и повышенной сегментарной подвижностью, обеспечивающих эластичность материала. Такие эластомеры, как резины и герметики, демонстрируют значительную вариабельность деградационного поведения в зависимости от химического состава и структуры [3, 4].

Широкий спектр функциональных характеристик и назначения полимерных композиционных материалов обуславливает необходимость классификации их склонности к старению по следующим критериям:

- реорганизация химических связей в полимерной матрице;
- деформационная устойчивость при механическом нагружении;

- образование дополнительных поперечных связей и возникновение внутренних напряжений;
- снижение адгезии на границе раздела «армирующий наполнитель–полимерная матрица»;
- поверхностная деструкция с последующей эрозией полимера (оголение армирующих элементов) и прогрессирующим ухудшением физико-механических характеристик [5].

Анализ устойчивости полимеров к деградации требует учета:

- молекулярной конфигурации (наличие двойных связей, ограничивающих сегментарную подвижность при термическом и механическом воздействии);
- способности к кристаллизации (стереорегулярность);
- молекулярной массы, определяющей не только уровень механических свойств, но и принадлежность к конкретному классу полимерных материалов.

На рисунке представлена схема доминирующих путей попадания ЛКП в окружающую среду.



Основные пути миграции микрочастиц лакокрасочного покрытия (ЛКП) в окружающую среду

Химическое воздействие и механизмы деградации

Полиолефины доминируют в производстве полимерной упаковки и представляют собой основной источник загрязнения морских экосистем микропластиком. Несмотря на химическую инертность самих олефиновых макромолекул, не вызывающих токсических эффектов у гидробионтов, полимерные композиты содержат

технологические добавки, модифицирующие эксплуатационные характеристики: стабилизаторы, пластификаторы, антипирены, пигменты и др. [6].

Ряд рецептурных компонентов пластиков при концентрациях 1000–50000 мг/кг демонстрирует выраженную токсикологическую опасность. Например, повышенные концентрации гексабромциклододекана обнаружены в устрицах из аквакультурных хозяйств, использующих буи из пенополистирола, содержащие данный антипирен [7]. Высокие уровни γ -изомера этого соединения, доминирующего в коммерческих смесях [8, 9], зафиксированы в рыбе из некоторых европейских акваторий [10], что свидетельствует о прямом пути попадания из полимерной матрицы наряду с воздействием на окружающую среду более стабильного α -изомера.

Исследование [11] подтвердило, что стойкие органические загрязнители мигрируют из проглоченного пластика в ткани животных, минуя трофическую цепь. Анализ специфических маркеров, присутствующих исключительно в пластике и жировых тканях буревестников, исключил альтернативные пути биоаккумуляции.

Авторы работы [12] установили, что кинетика сорбции/десорбции гидрофобных органических соединений зависит от физического состояния полимера. Материалы в стеклообразном состоянии, например поливинилхлорид (ПВХ), характеризуются более высокой сорбционной емкостью и замедленной десорбцией по сравнению с эластомерами (полиэтилен высокой плотности). Показана более высокая сорбционная активность полиэтилена относительно полипропилена для гидрофобных органических соединений [13–15].

Адсорбция загрязнителей на микропластике в сочетании с экстремальными условиями (низкие температуры, соленость, ограниченная кислородная проницаемость в донных отложениях) может повышать их персистентность, мобильность и миграцию между различными уровнями морской среды [16]. Локализация загрязнителей в нанопорах пластика ингибирует их биодеградацию [17]. Учитывая нелинейные дозозависимые эффекты и отсутствие четких порогов токсичности, воздействие многих гидрофобных органических соединений через пластиковые носители может быть сопоставимо с влиянием признанных стойких органических загрязнителей [18].

Частицы пластика из лакокрасочных покрытий

Ключевым отличием полимерных отходов от традиционных материалов (минеральных, металлических, целлюлозных) является пониженная плотность. Минеральные и металлические загрязнители преимущественно осаждаются в донные отложения, бумажные субстраты подвергаются биодеградации, пластиковые частицы демонстрируют пролонгированную миграцию в водной толще. Их распределение по глубине определяется плотностью полимерной матрицы, степенью биообрастания и гранулометрическим составом. Частицы субмикронного размера (≤ 1 мкм) во взвешенном состоянии могут находиться в атмосфере до 5–10 лет, а в водной среде – годами [19], что обеспечивает их биодоступность для всех пелагических организмов всех трофических уровней.

Рецептура ЛКП включает ряд регламентируемых добавок:

- хлорированные парафины [20] – антипиренные модификаторы;
- полихлорированные дифенилы и нафталины – компоненты ПВХ-покрытий, которые при абразивной обработке конструкций попадают в окружающую среду [21, 22];
- пер- и полифторированные соединения [23, 24], включая перфтороктансульфоновую и перфтороктановую кислоты.

Отмечено, что тетрабромбисфенол А подвергается деградации с образованием бисфенола А и диметилового эфира. Несмотря на быстрый метаболизм бисфенола А и фталатов *in vivo*, их концентрации вызывают специфические патологические изменения тканей даже при минимальной продолжительности воздействия.

Источниками загрязнения микропластиком также выступают:

- синтетические микроволокна в текстильных материалах;
- полимерные пропитки бумажной и картонной упаковки, обеспечивающие гидро- и жиронепроницаемость [25].

При деструкции волокнистые частицы данных материалов попадают в водную среду [26].

К химическим добавкам, вызывающим нарушение работы эндокринной системы, относятся:

- алкилфенолы (октилфенол, нонилфенол) – антиоксидантные стабилизаторы;
- бисфенол А – мономерный остаток в поликарбонатных пластиках;
- сложные эфиры фталевой кислоты (диэтилгексилфталат, диизодецилфталат, диизононилфталат, бензилбутилфталат) – пластификаторы, вводимые в концентрациях до 60 % (по массе) для регулирования гибкости, пластичности и долговечности;
- оловоорганические соединения (трибутилолово и др.) – термостабилизаторы для ПВХ-композиций [27, 28].

Обнаружена статистически значимая корреляция [27–29] содержания семи различных фталатов в биотатах китообразных.

Хотя некоторые из указанных соединений не соответствуют формальным критериям персистентности согласно Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях (Приложение D), их постоянная миграция в морские экосистемы в составе полимерных матриц создает кумулятивный эффект, сопоставимый с воздействием признанных стойких органических загрязнителей. Постоянное увеличение объемов пластиковых отходов, попадающих в окружающую среду с городскими стоками, нивелирует их природную деградацию, а отдельные перфторированные соединения могут не разлагаться миллионы лет [30].

Современные тенденции включают разработку водно-дисперсионных красок с наноразмерными модификаторами, улучшающими функциональные характеристики покрытий [31]. Однако исследования кинетики высвобождения наночастиц в течение жизненного цикла таких материалов остаются крайне ограниченными.

Электроосмотический механизм повреждения лакокрасочных покрытий

В 1940-х гг. авторы работы [32] выявили, что пузыри на окрашенных панелях, погруженных в морскую воду, появлялись только после того, как на других участках покрытия начинался процесс образования пузырей и трещин. Сделан вывод, что такое образование пузырей вызвано электроосмосом.

Иногда этот процесс рассматривают как прохождение воды через полупроницаемую пленку под действием градиента электрического потенциала. Однако данное определение не совсем корректно. На самом деле градиент электрического потенциала вызывает миграцию ионов покрытия. Эти ионы имеют так называемую гидратационную оболочку, которая удерживает и увлажняет их. Когда ионы мигрируют через полупроницаемое покрытие под воздействием градиента потенциала, вода движется вместе с ними [33]. Согласно другой интерпретации этого эффекта [34], вода притягивается мигрирующими ионами за счет вязкого сопротивления и возникает эффект течения жидкости под действием разности электрических потенциалов.

Следует отметить, что во многих исследованиях, посвященных электроосмосу, используются такие элементы, как капилляры из стекла и кремнезема, пористые пробки из тонкодисперсных твердых частиц, ионообменные мембраны и даже слои почвы. Электроосмос предложено использовать в качестве средства удаления определенных загрязняющих веществ из насыщенной глины [35].

Образование пузырей в местах коррозии или в непосредственной близости от них также может происходить по катодному механизму [36]. При коррозии в основных или нейтральных условиях на катоде образуется гидроксильный ион (OH^-). Это приводит к локальному образованию сильнощелочных условий, при которых гидроксильные ионы задерживаются под пленкой покрытия. Щелочная среда может вызвать локальное расслоение пленки (образование пузырей) в результате повреждения либо связующего покрытия, либо металлической поверхности. Этот тип образования пузырей более распространен в покрытиях с низкой устойчивостью к высоким значениям рН, таких как алкиды или сложные полиэферы.

Особенности состава старых лакокрасочных покрытий

Издавна соединения свинца добавляли в краску или лак для обеспечения долговечности изделий [37]. Их высокая непрозрачность и склонность к равномерному распределению обеспечивают хорошее покрытие и высокую укрывистость. Такие ЛКП, как правило, прочны, устойчивы к царапинам, легко моются и устойчивы к воздействию воды, тепла, ультрафиолетового излучения, образованию плесени и коррозии.

Соединения свинца, содержащиеся в красках и лаках, включают белые пигменты; наполнители: основные формы карбоната, сульфата, силикатов, тетраоксид свинца и другие цветные антикоррозийные пигменты для грунтовки металлов, в том числе хромат и силикохромат свинца, монооксид свинца и/или мелкодисперсный металлический свинец зеленого и желтого цветов (хромат свинца с пигментом берлинской лазури/без него); осушители: нафтенаты, ацетаты и октоаты свинца (ускоряют образование пленки, катализируя полимеризацию связующего).

В конце XX в. ЕЭС предложило запретить использование карбоната и сульфата свинца в красках, поскольку свинец биоаккумулируется и является ядом для организма человека, животных и окружающей среды. Это нейротоксин, способный вызывать пожизненные, необратимые и неизлечимые повреждения мозга и нервной системы [38]. Свинец также может нарушать работу почек, приводя к гипертонии, и кроветворной системы, повреждая эритроциты и вызывая анемию. Эти и многие другие вредные эффекты хорошо задокументированы [39–43].

Однако свинец – не единственное токсичное вещество, которое можно обнаружить в красках или лаках. В слоях старых красок может содержаться смесь токсичных и тяжелых металлов и металлоидов, что приводит к значительному загрязнению окружающей среды различными металлами [44]. Кадмий запрещен в Великобритании в 1993 г., многие другие токсичные ингредиенты подлежат регулированию в ЕС с 2007 г. Хромат цинка, желтый сульфид кадмия, триоксид хрома, арсенат меди, дисульфид мышьяка, триоксид сурьмы, красный сульфоселенид кадмия и барит – все это возможные ингредиенты старых ЛКП. Не следует недооценивать токсичность и воздействие на окружающую среду этих и других ингредиентов. Одновременное воздействие нескольких тяжелых металлов может вызвать токсический эффект, который может быть аддитивным, антагонистическим или синергетическим [45, 46].

Ртуть добавляли в краску для обеспечения биоцидных и консервирующих эффектов. В сочетании со свинцом она может приводить к серьезным токсикологическим последствиям из-за предполагаемой синергетической токсичности этих элементов [47].

Кроме того, в текстурированных покрытиях и огнестойких красках может содержаться асбест [48].

Следует отметить, что Европейская директива 77/728/ЕЕС, введенная в действие в 1984 г., была направлена на последовательную и надежную маркировку, а не на запрет применения красок с высоким содержанием свинца. На этикетках должно было

содержаться предупреждение о том, что краска содержит свинец или любое другое известное токсичное вещество и не должна использоваться на поверхностях, которые могут быть доступны детям. Эти правила напрямую не повлияли на поставки и использование такой краски, и неофициальные продажи были потенциальной проблемой [49].

Грунтовки для дерева и металла, импортные краски и лаки для наружных работ не подлежали официальному регулированию, в то время как в бытовые декоративные глянцевые краски, грунтовочные покрытия и лаки по-прежнему добавляли осушители на основе свинца в концентрациях $<1\%$ [50]. Однако наличие дешевых альтернатив, таких как диоксид титана, безусловно, помогло сократить или исключить использование соединений на основе свинца в декоративных ЛКП для внутренних помещений.

Заключения

Процессы деградации ЛКП представляют собой сложный комплекс физико-химических явлений, приводящих к образованию микропластика и высвобождению токсичных компонентов. Климатические и эксплуатационные факторы действуют синергетически, ускоряя разрушение полимерной матрицы покрытий. Особую опасность представляют осмотические и электроосмотические механизмы образования пузырей, которые приводят к отслоению покрытий и интенсивному высвобождению содержащихся в них токсичных веществ. Покрытия, содержащие свинец, ртуть, кадмий и другие тяжелые металлы, продолжают оставаться значимым источником загрязнения окружающей среды, особенно в процессе их удаления и утилизации. Понимание механизмов деградации ЛКП необходимо для разработки эффективных мер по снижению их негативного воздействия на экосистемы и здоровье человека.

Статья подготовлена при финансовой поддержке Минобрнауки России (Соглашение № 075-15-2024-528 от 24.04.2024 на реализацию крупных научных проектов по приоритетным направлениям научно-технологического развития).

Список источников

1. Каблов Е.Н., Старцев В.О., Лаптев А.Б. Старение полимерных композиционных материалов. М.: НИЦ «Курчатовский институт» – ВИАМ, 2023. 536 с.
2. Каблов Е.Н., Кондрашов С.В., Мельников А.А., Щур П.А. Применение функциональных и адаптивных материалов, полученных способом 3D-печати (обзор) // Труды ВИАМ. 2022. № 2 (108). С. 32–51. URL: <http://www.viam-works.ru> (дата обращения: 27.11.2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2022-0-2-32-51.
3. Лаптев А.Б., Павлов М.Р., Новиков А.А., Славин А.В. Современные тенденции развития испытаний материалов на стойкость к климатическим факторам (обзор). Часть 1. Испытания новых материалов // Труды ВИАМ. 2021. № 1 (95). С. 114–122. URL: <http://www.viam-works.ru> (дата обращения: 27.11.2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2021-0-1-114-122.
4. Лаптев А.Б., Матишов Г.Г., Кривушина А.А., Павлов М.Р., Николаев Е.В. Влияние перехода температуры воздуха через нулевое значение на поверхностную целостность полимерного материала. Часть 1. Увлажнение // Труды ВИАМ. 2025. № 11 (153). С. 147–156. URL: <http://www.viam-works.ru> (дата обращения: 27.11.2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2025-0-11-147-156.
5. Kablov E.N., Startsev V.O. Climatic Aging of Aviation Polymer Composite Materials: II. Development of Methods for Studying the Early Stages of Aging // Russian Metallurgy (Metally). 2020. Vol. 2020. No. 10. P. 1088–1094. DOI: 10.1134/S0036029520100110.
6. Plastic waste: ecological and human health impacts // Science for Environment Policy. Brussels: European Commission, 2011. 38 p.

7. Hong S.H., Jang M., Rani M. et al. Expanded polystyrene (EPS) buoy as a possible source of hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the marine environment // *Organohalogen Compounds*. 2013. Vol. 75. P. 882–885.
8. Nakagawa R., Murata S., Ashizuka Y. et al. Hexabromocyclododecane determination in seafood samples collected from Japanese coastal areas // *Chemosphere*. 2010. Vol. 81. P. 445–452.
9. Becher G. The stereochemistry of 1, 2, 5, 6, 9, 10-hexabromocyclododecane and its graphic representation // *Chemosphere*. 2005. Vol. 58. P. 989–991.
10. Rüdell H., Müller J., Quack M. et al. Monitoring of hexabromocyclododecane diastereomers in fish from European freshwaters and estuaries // *Environmental Science and Pollution Research*. 2012. Vol. 19. P. 772–783.
11. Tanaka K., Takada H., Yamashita R. et al. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics // *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 69. No. 1–2. P. 219–222.
12. Teuten E.L., Saquing J.M., Knappe D.R. et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and the wildlife // *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 2009. Vol. 364. P. 2027–2045.
13. Mato Y., Takada H., Zakaria M.P. et al. Toxic chemicals contained in plastic resin pellets in the marine environment – spatial difference in pollutant concentrations and the effects of resin type // *Environmental science*. 2002. Vol. 15. P. 415–423.
14. Nerland I.L., Halsband C., Allan I. et al. Microplastics in marine environments: occurrence, distribution and effects. Kristiansand: Norwegian Institute for Water Research, 2014. 72 p.
15. Oehlmann J., Schulte-Oehlmann U., Kloas W. et al. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife // *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 2009. Vol. 364 (1526). P. 2047–2062. DOI: 10.1098/rstb.2008.0242.
16. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment / ed. P.J. Kershaw, C.M. Rochman (GESAMP Reports and Studies. No. 93). London: International Maritime Organization, 2016. 220 p.
17. Hatzinger P.B., Alexander M. Biodegradation of organic compounds sequestered in organic solids or in nanopores within silica crystals // *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1997. Vol. 16. P. 2215–2221.
18. Thresholds for endocrine disruptors and related uncertainties / ed. S. Munn, M. Goumenou. European Commission, Joint Research Centre, 2013. 84 p.
19. Gallo F., Fossi C., Weber R. et al. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures // *Environmental Sciences Europe*. 2018. Vol. 30. Art. 13.
20. Zhang Q., Wang J., Zhu J. et al. Assessment of the endocrine-disrupting effects of short-chain chlorinated paraffins in in vitro models // *Environment International*. 2016. Vol. 94. P. 43–50.
21. Jartun M., Ottesen R.T., Steinnes E. et al. Painted surfaces – important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination to the urban and marine environment // *Environmental Pollution*. 2009. Vol. 157. No. 1. P. 295–302.
22. PCB in der Elbe – Eigenschaften, Vorkommen und Trends sowie Ursachen und Folgen der erhöhten Freisetzung im Jahr 2015 // ELSA. Hamburg: Behörde für Umwelt und Energie, 2016. 68 p.
23. Wang Z., DeWitt J., Higgins C. et al. A Never-ending story of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? // *Environmental Science and Technology*. 2017. Vol. 51. No. 5. P. 2508–2518.
24. Washington J.W., Ellington J., Jenkins T.M. et al. Degradability of an acrylate-linked, fluorotelomer polymer in soil // *Environmental Science and Technology*. 2009. Vol. 43. No. 17. P. 6617–6623.
25. Schaidler L., Balan S., Blum A. et al. Fluorinated Compounds in U.S. Fast Food Packaging // *Environmental Science and Technology Letters*. 2017. Vol. 4. P. 105–111.
26. Guerranti C., Ancora S., Bianchi N. Perfluorinated compounds in blood of *Caretta caretta* from the Mediterranean Sea // *Marine Pollution Bulletin*. 2013. Vol. 73. P. 98–101.
27. Кривушина А.А., Старцев В.О. Микромицеты-деструкторы полимерных материалов среди экстремофильных микроорганизмов (обзор) // *Труды ВИАМ*. 2022. № 1 (107). С. 123–134. URL: <http://www.viam-works.ru> (дата обращения: 27.11.2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2022-0-1-123-134.

28. Hirai H., Takada H., Ogata Y. et al. Organic micropollutants in marine plastic debris from the open ocean and remote and urban beaches // *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62. No. 8. P. 1683–1692.
29. Derrike J.G.B. Marine pollution by plastic debris: an overview // *Marine Pollution Bulletin*. 2002. Vol. 44. P. 842–852. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00220-5.
30. Bains M., Martellini T., Cincinelli A. et al. First detection of seven phthalate esters (PAEs) as plastic tracers in superficial neustonic/planktonic samples and cetacean blubber // *Analytical Methods*. 2016. Vol. 9 (9). DOI: 10.1039/c6ay02674e.
31. Zuin S., Massari A., Ferrari A. et al. Formulation effects on the release of silica dioxide nanoparticles from paint debris to water // *Science of The Total Environment*. 2014. Vol. 476–477. P. 29–34. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.029.
32. Kittleberger W.W., Elm A.C. Role of Electro-endosmosis in Water Absorption, Blistering, etc. of Peints // *Industrial and Engineering Chemistry*. 1947. Vol. 39. No. 7. P. 876–881.
33. Hamann C., Hamneet A., Vielstich W. *Electrochemistry*. New York: Plenum Press, 1998. 411 p.
34. Reiger P. *Electrochemistry*. London: Chapman & Hall, 1994. 73 p.
35. Shapiro A., Probststein R. Removal of contaminants from saturated clay by electro osmosis // *Environmental Science and Technology*. 1993. Vol. 27. No. 2. P. 283–291.
36. Hare C. Chemically Indused Degradation of Coating: Part 3. Pigments // *Journal of Protective Coatings and Linings*. 1998. Vol. 15. No. 3. P. 17–25.
37. Goldberg E.D. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century // *Marine Pollution Bulletin*. 1995. Vol. 31. P. 152–158.
38. Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean // *Science*. 2015. Vol. 347. P. 768–771.
39. Matishov G.G., Laptev A.B., Akhiyarov R.Zh. et al. Method of accounting for the accelerated destruction of coupon edges when determining the effectiveness of corrosion inhibitors // *Corrosion Reviews*. 2025. Vol. 7. Art. 143. URL: <https://www.degruyterbrill.com/document/doi/10.1515/corrrev-2024-0143/html> (дата обращения: 27.11.2025). DOI: 10.1515/corrrev-2024-0143.
40. Knott L. Lead Poisoning // *Patient*. 2015. Vol. 12. P. 45–52.
41. Kennedy A.J., Hull M.S., Bednar A.J. et al. Fractioning nanosilver: importance for determining toxicity to aquatic test organisms // *Environmental Science and Technology*. 2010. Vol. 44. No. 24. P. 9571–9577.
42. Bellas J. Comparative toxicity of alternative antifouling biocides to embryos and larvae of marine invertebrates // *Science of The Total Environment*. 2006. Vol. 367. No. 2–3. P. 573–585. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.028.
43. Kar-Purkayastha I. Lead: ongoing public and occupational health issues in vulnerable populations: a case study // *Journal of Public Health*. 2012. Vol. 34. No. 2. P. 45–52.
44. Mielke H.W. Multiple metal contamination from house paints: consequences of power sanding and paint scraping in New Orleans // *Environmental Health Perspectives*. 2001. Vol. 109. No. 9. P. 45–52.
45. Tchounwou P.B. Heavy metal toxicity and the environment // *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* / ed. A. Luch. Basel: Springer, 2012. P. 133–164.
46. Hengstler J.G. Occupational exposure to heavy metals: DNA damage induction and DNA repair inhibition prove co-exposures to cadmium, cobalt and lead as more dangerous than hitherto expected // *Carcinogenesis*. 2003. Vol. 24. No. 1. P. 45–52.
47. Shubert J. Combined effects in toxicology – a rapid systematic testing procedure: cadmium, mercury and lead // *Journal of Toxicology & Environmental Health*. 1978. Vol. 4. No. 5–6. P. 45–52.
48. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon, 1989. Vol. 47: Occupational Exposures in Paint Manufacture and Painting. 324 p.
49. *Lead in the Environment*. London: HMSO, 1983. 156 p.
50. *Lead in the Environment – The Government Response to the Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution*. London: HMSO, 1983. 89 p.

References

1. Kablov E.N., Startsev V.O., Laptev A.B. *Aging of polymer composite materials*. Moscow: NRC «Kurchatov Institute» – VIAM, 2023, 536 p.
2. Kablov E.N., Kondrashov S.V., Melnikov A.A., Schur P.A. Application of functional and adaptive materials obtained by 3D printing (review). *Trudy VIAM*, 2022, no. 2 (108), pp. 32–51. Available at: <http://www.viam-works.ru> (accessed: November 27, 2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2022-0-2-32-51.
3. Laptev A.B., Pavlov M.R., Novikov A.A., Slavin A.V. Current trends in the development of testing materials for resistance to climate factors (review). Part 1. Testing of new materials. *Trudy VIAM*, 2021, no. 1 (95), pp. 114–122. Available at: <http://www.viam-works.ru> (accessed: November 27, 2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2021-0-1-114-122.
4. Laptev A.B., Matishov G.G., Krivushina A.A., Pavlov M.R., Nikolaev E.V. The effect of the transition of air temperature through zero on the surface integrity of a polymer material. Part 1. Moistening. *Trudy VIAM*, 2025, no. 11 (153), pp. 147–156. Available at: <http://www.viam-works.ru> (accessed: November 27, 2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2025-0-11-147-156.
5. Kablov E.N., Startsev V.O. Climatic Aging of Aviation Polymer Composite Materials: II. Development of Methods for Studying the Early Stages of Aging. *Russian Metallurgy (Metally)*, 2020, vol. 2020, no. 10, pp. 1088–1094. DOI: 10.1134/S0036029520100110.
6. Plastic waste: ecological and human health impacts. *Science for Environment Policy*. Brussels: European Commission, 2011, 38 p.
7. Hong S.H., Jang M., Rani M. et al. Expanded polystyrene (EPS) buoy as a possible source of hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the marine environment. *Organohalogen Compounds*, 2013, vol. 75, pp. 882–885.
8. Nakagawa R., Murata S., Ashizuka Y. et al. Hexabromocyclododecane determination in seafood samples collected from Japanese coastal areas. *Chemosphere*, 2010, vol. 81, pp. 445–452.
9. Becher G. The stereochemistry of 1, 2, 5, 6, 9, 10-hexabromocyclododecane and its graphic representation. *Chemosphere*, 2005, vol. 58, pp. 989–991.
10. Rüdell H., Müller J., Quack M. et al. Monitoring of hexabromocyclododecane diastereomers in fish from European freshwaters and estuaries. *Environmental Science and Pollution Research*, 2012, vol. 19, pp. 772–783.
11. Tanaka K., Takada H., Yamashita R. et al. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, vol. 69, no. 1–2, pp. 219–222.
12. Teuten E.L., Saquing J.M., Knappe D.R. et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and the wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 2009, vol. 364, pp. 2027–2045.
13. Mato Y., Takada H., Zakaria M.P. et al. Toxic chemicals contained in plastic resin pellets in the marine environment – spatial difference in pollutant concentrations and the effects of resin type. *Environmental science*, 2002, vol. 15, pp. 415–423.
14. Nerland I.L., Halsband C., Allan I. et al. *Microplastics in marine environments: occurrence, distribution and effects*. Kristiansand: Norwegian Institute for Water Research, 2014, 72 p.
15. Oehlmann J., Schulte-Oehlmann U., Kloas W. et al. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 2009, vol. 364 (1526), pp. 2047–2062. DOI: 10.1098/rstb.2008.0242.
16. *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment*. Ed. P.J. Kershaw, C.M. Rochman (GESAMP Reports and Studies, no. 93). London: International Maritime Organization, 2016, 220 p.
17. Hatzinger P.B., Alexander M. Biodegradation of organic compounds sequestered in organic solids or in nanopores within silica crystals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, vol. 16, pp. 2215–2221.
18. *Thresholds for endocrine disruptors and related uncertainties*. Ed. S. Munn, M. Goumenou. European Commission, Joint Research Centre, 2013, 84 p.

19. Gallo F., Fossi C., Weber R. et al. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe*, 2018, vol. 30, art. 13.
20. Zhang Q., Wang J., Zhu J. et al. Assessment of the endocrine-disrupting effects of short-chain chlorinated paraffins in in vitro models. *Environment International*, 2016, vol. 94, pp. 43–50.
21. Jartun M., Ottesen R.T., Steinnes E. et al. Painted surfaces – important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination to the urban and marine environment. *Environmental Pollution*, 2009, vol. 157, no. 1, pp. 295–302.
22. *PCB in der Elbe – Eigenschaften, Vorkommen und Trends sowie Ursachen und Folgen der erhöhten Freisetzung im Jahr 2015*. ELSA, Hamburg: Behörde für Umwelt und Energie, 2016, 68 p.
23. Wang Z., DeWitt J., Higgins C. et al. A Never-ending story of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? *Environmental Science and Technology*, 2017, vol. 51, no. 5, pp. 2508–2518.
24. Washington J.W., Ellington J., Jenkins T.M. et al. Degradability of an acrylate-linked, fluorotelomer polymer in soil. *Environmental Science and Technology*, 2009, vol. 43, no. 17, pp. 6617–6623.
25. Schaidler L., Balan S., Blum A. et al. Fluorinated Compounds in U.S. Fast Food Packaging. *Environmental Science and Technology Letters*, 2017, vol. 4, pp. 105–111.
26. Guerranti C., Ancora S., Bianchi N. Perfluorinated compounds in blood of *Caretta caretta* from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, vol. 73, pp. 98–101.
27. Krivushina A.A., Startsev V.O. Micromycetes-destroyers of polymeric materials among extremophilic microorganisms (review). *Trudy VIAM*, 2022, no. 1 (107), pp. 123–134. Available at: <http://www.viam-works.ru> (accessed: November 27, 2025). DOI: 10.18577/2307-6046-2022-0-1-123-134.
28. Hirai H., Takada H., Ogata Y. et al. Organic micropollutants in marine plastic debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, vol. 62, no. 8, pp. 1683–1692.
29. Derrike J.G.B. Marine pollution by plastic debris: an overview. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, vol. 44, pp. 842–852. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00220-5.
30. Bains M., Martellini T., Cincinelli A. et al. First detection of seven phthalate esters (PAEs) as plastic tracers in superficial neotonic/planktonic samples and cetacean blubber. *Analytical Methods*, 2016, vol. 9 (9). DOI: 10.1039/c6ay02674e.
31. Zuin S., Massari A., Ferrari A. et al. Formulation effects on the release of silica dioxide nanoparticles from paint debris to water. *Science of The Total Environment*, 2014, vol. 476–477, pp. 29–34. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.029.
32. Kittleberger W.W., Elm A.C. Role of Electro-endosmosis in Water Absorption, Blistering, etc. of Peints. *Industrial and Engineering Chemistry*, 1947, vol. 39, no. 7, pp. 876–881.
33. Hamann C., Hamneet A., Vielstich W. *Electrochemistry*. New York: Plenum Press, 1998, 411 p.
34. Reiger P. *Electrochemistry*. London: Chapman & Hall, 1994, 73 p.
35. Shapiro A., Probst R. Removal of contaminants from saturated clay by electro osmosis. *Environmental Science and Technology*, 1993, vol. 27, no. 2, pp. 283–291.
36. Hare C. Chemically Indused Degradation of Coating: Part 3. Pigments. *Journal of Protective Coatings and Linings*, 1998, vol. 15, no. 3, pp. 17–25.
37. Goldberg E.D. Emerging problems in the coastal zone for the twenty-first century. *Marine Pollution Bulletin*, 1995, vol. 31, pp. 152–158.
38. Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 2015, vol. 347, pp. 768–771.
39. Matishov G.G., Laptev A.B., Akhiyarov R.Zh. et al. Method of accounting for the accelerated destruction of coupon edges when determining the effectiveness of corrosion inhibitors. *Corrosion Reviews*, 2025, vol. 7, art. 143. Available at: <https://www.degruyterbrill.com/document/doi/10.1515/corrrev-2024-0143/html> (accessed: November 27, 2025). DOI: 10.1515/corrrev-2024-0143.
40. Knott L. Lead Poisoning. *Patient*, 2015, vol. 12, pp. 45–52.

41. Kennedy A.J., Hull M.S., Bednar A.J. et al. Fractioning nanosilver: importance for determining toxicity to aquatic test organisms. *Environmental Science and Technology*, 2010, vol. 44, no. 24, pp. 9571–9577.
42. Bellas J. Comparative toxicity of alternative antifouling biocides to embryos and larvae of marine invertebrates. *Science of the total environment*, 2006, vol. 367, no. 2–3, pp. 573–585. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.028.
43. Kar-Purkayastha I. Lead: ongoing public and occupational health issues in vulnerable populations: a case study. *Journal of Public Health*, 2012, vol. 34, no. 2, pp. 45–52.
44. Mielke H.W. Multiple metal contamination from house paints: consequences of power sanding and paint scraping in New Orleans. *Environmental Health Perspectives*, 2001, vol. 109, no. 9, pp. 45–52.
45. Tchounwou P.B. Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. Ed. A. Luch. Basel: Springer, 2012, pp. 133–164.
46. Hengstler J.G. Occupational exposure to heavy metals: DNA damage induction and DNA repair inhibition prove co-exposures to cadmium, cobalt and lead as more dangerous than hitherto expected. *Carcinogenesis*, 2003, vol. 24, no. 1, pp. 45–52.
47. Shubert J. Combined effects in toxicology – a rapid systematic testing procedure: cadmium, mercury and lead. *Journal of Toxicology & Environmental Health*, 1978, vol. 4, no. 5–6, pp. 45–52.
48. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. Lyon, 1989, vol. 47: Occupational Exposures in Paint Manufacture and Painting, 324 p.
49. *Lead in the Environment*. London: HMSO, 1983, 156 p.
50. *Lead in the Environment – The Government Response to the Ninth Report of the Royal Commission on Environmental Pollution*. London: HMSO, 1983, 89 p.

Информация об авторах

Лаптев Анатолий Борисович, главный научный сотрудник, д.т.н., НИЦ «Курчатовский институт» – ВИАМ, admin@viam.ru

Матишов Геннадий Григорьевич, научный руководитель, академик РАН, ЮИЦ РАН, ssc-ras@ssc-ras.ru

Бульшева Наталья Ивановна, заведующая лабораторией, к.б.н., ЮИЦ РАН, ssc-ras@ssc-ras.ru

Кривушина Анастасия Александровна, старший научный сотрудник, к.б.н., НИЦ «Курчатовский институт» – ВИАМ, admin@viam.ru

Старцев Валерий Олегович, начальник лаборатории, д.т.н., НИЦ «Курчатовский институт» – ВИАМ, admin@viam.ru

Information about the authors

Anatoly B. Laptev, Chief Researcher, Doctor of Sciences (Tech.), NRC «Kurchatov Institute» – VIAM, admin@viam.ru

Gennady G. Matishov, Scientific Adviser, Academician of the RAS, SSC of the RAS, ssc-ras@ssc-ras.ru

Natalia I. Bulysheva, Head of the Laboratory, Candidate of Sciences (Bio.), SSC of the RAS, ssc-ras@ssc-ras.ru

Anastasia A. Krivushina, Senior Researcher, Candidate of Sciences (Bio.), NRC «Kurchatov Institute» – VIAM, admin@viam.ru

Valery O. Startsev, Head of Laboratory, Doctor of Sciences (Tech.), NRC «Kurchatov Institute» – VIAM, admin@viam.ru

Статья поступила в редакцию 11.12.2025; одобрена и принята к публикации после рецензирования 26.12.2025.
The article was submitted 11.12.2025; approved and accepted for publication after reviewing 26.12.2025.