Aliya Nurlybek – PhD student, Scientific Researcher of the Research Center for Medicinal Plants, Al Farabi Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan; e-mail: nurl_al@mail.ru. ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9797-284X.
Kydyr Askaruly – PhD, Associate Professor, Satbayev University; e-mail: k.askaruly@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8998-0409.
Zhexenbek Toktarbay – Satbayev University, researcher at the Engineering Laboratory; e-mail: zhexenbek.toktarbay@gmail.com. ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4502-5503.
Seitkhan Azat – Satbayev University, Head of the Laboratory of Engineering Profile, PhD, professor; e-mail: s.azat@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4131-0905.

Поступила в редакцию 01.06.2026
Поступила после доработки 04.09.2026
Принята к публикации 07.09.2026

https://doi.org/10.53360/2788-7995-2026-3(23)-88

CC BY 4.0
Check for updates

МРНТИ: 70.25.17

А.Р. Кажмуратов*, **И.О. Сапаргали**, **Е.Н. Есжан**, **М.С. Кунарбекова, М. Токтар**
Satbayev University, 050013, Республика Казахстан, г. Алматы, ул. Сатпаева 22
*e-mail: aidynkazhmuratov@gmail.com

ВОЗДЕЙСТВИЕ ХОЛОДНОЙ ПЛАЗМЫ НА ВОДНУЮ СРЕДУ И ЕЁ ЗАГРЯЗНИТЕЛИ: ОБЗОР

Аннотация: *В статье представлен обзор современных возможностей холодной атмосферной плазмы (ХАП) для очистки воды. Актуальность связана с загрязнением водных объектов устойчивыми антропогенными веществами – фармацевтическими соединениями, генами антибиотикорезистентности (ARG), микропластиком, ионами тяжёлых металлов и синтетическими красителями. Рассмотрены физико-химические механизмы воздействия ХАП: генерация активных форм кислорода и азота (RONS), УФ-излучение, импульсные электрические поля, электрогидравлическая кавитация, а также концепция плазмоактивированной воды. Описаны основные конфигурации плазменных реакторов - диэлектрический барьерный разряд (ДБР), атмосферная плазменная струя (АППС) и электрогидравлический разряд (ЭГД) - с их сравнительными характеристиками. Проанализирована эффективность ХАП для четырёх классов загрязнителей. Для антибиотиков и ARG степень удаления достигает 72-99% и выше, для микропластика показаны поверхностное окисление и агломерация с одновременной деградацией сорбированных поллютантов, для тяжёлых металлов – декомплексация органо-металлических комплексов и последующее осаждение, для синтетических красителей - обесцвечивание более чем на 95%. Следует подчеркнуть, что для тяжёлых металлов и микропластика ХАП обеспечивает преимущественно трансформацию химической формы и агрегатного состояния загрязнителя, тогда как его фактическое удаление из воды достигается на последующих стадиях осаждения, коагуляции или фильтрации; безвозвратная деструкция вплоть до минерализации характерна главным образом для органических загрязнителей (антибиотики, красители). Проведён сравнительный анализ ХАП с традиционными методами (хлорирование, озонирование, УФ, биологическая очистка). Показано, что основное преимущество ХАП - синергетический многофакторный механизм, позволяющий одновременно деградировать разнородные загрязнители в сложных водных матрицах, что недостижимо для монофакторных традиционных технологий.*

Ключевые слова: *тяжёлые металлы, микропластик, антибиотики, очистка воды, холодная плазма, ДБР-реактор, RONS, сточные воды.*

ВВЕДЕНИЕ

По данным ООН, к 2030 году глобальный дефицит пресной воды может достичь 40% от текущих потребностей [1]. Совокупное влияние индустриализации, демографического роста, изменения климата и интенсификации агропромышленного комплекса систематически ухудшает качество водных источников за счёт поступления устойчивых антропогенных

©А.Р. Кажмуратов, И.О. Сапаргали, Е.Н. Есжан, М.С. Кунарбекова, М. Токтар, 2026

загрязнителей [1-3]. Особую тревогу вызывает то обстоятельство, что загрязнение водных объектов стало многокомпонентным: в одних и тех же водных матрицах одновременно присутствуют фармацевтические соединения, полимерные частицы, ионы тяжёлых металлов и синтетические органические вещества, создавая синергетические токсикологические эффекты, многократно превышающие воздействие каждого компонента по отдельности [3, 16].

Особое место среди источников загрязнения занимают сточные воды медицинских учреждений (HWW – hospital wastewater). Их состав принципиально отличается от бытовых сточных вод: наряду с органическими веществами они содержат антибиотики, цитостатики, контрастные вещества, гормональные препараты и дезинфектанты в концентрациях 1-1000 мкг/л [2, 4]. Поступая в природные водоёмы даже в субтерапевтических концентрациях, антибиотики создают в водной среде постоянное селективное давление, ведущее к отбору антибиотикорезистентных микроорганизмов и распространению генов антибиотикорезистентности (ARG) – горизонтальным переносом между бактериями различных видов [5, 6]. Всемирная организация здравоохранения в 2015 году приняла Глобальный план действий по устойчивости к противомикробным препаратам, квалифицировав антибиотикорезистентность как одну из приоритетных угроз здравоохранению XXI века [6]. Проблема ARG в водной среде усугубляется тем, что традиционные биологические методы очистки практически не удаляют их из сточных вод, лишь перераспределяя между фазами [7, 8].

Загрязнение водных объектов микропластиком – полимерными частицами размером менее 5 мм – приобрело масштаб глобального экологического кризиса. По оценке Jambeck et al. [9], ежегодно в Мировой океан поступает 4,8-12,7 млн тонн пластиковых отходов. Частицы микропластика обнаружены буквально во всех компонентах биосферы: в речной и морской воде, подземных водах, почве, атмосфере и даже в организмах животных и человека [1, 9]. Токсикологическую опасность микропластика определяет не только сам полимер, но прежде всего его способность функционировать как высокоэффективный вектор-концентратор для других поллютантов: органических загрязнителей, ионов тяжёлых металлов, полициклических ароматических углеводородов и патогенных микроорганизмов [10, 11, 12]. Концентрация ряда токсикантов на поверхности микропластика может на четыре-шесть порядков превышать их содержание в окружающей воде, что принципиально меняет оценку экотоксикологического риска [11, 12].

Загрязнение водных объектов ионами тяжёлых металлов (ртуть, кадмий, свинец, мышьяк, шестивалентный хром, медь) формируется преимущественно стоками горнодобывающей, металлургической, химической и гальванической промышленности. Тяжёлые металлы не разлагаются в окружающей среде и обладают выраженной склонностью к биоаккумуляции: концентрируясь по трофическим цепям, они достигают опасных уровней в организме человека [13, 16]. Принципиальной сложностью удаления металлов из природных вод является их преимущественное нахождение не в свободной ионной форме, а в виде стабильных органо-металлических комплексов с природными органическими веществами (NOM): гуминовыми кислотами, фульвокислотами, аминокислотами и полисахаридами. Комплексообразование с NOM кардинально снижает эффективность традиционных методов – гидроксидного осаждения, ионного обмена и коагуляции – поскольку комплексованные ионы сохраняют растворимость в широком диапазоне pH [12, 13].

Традиционные технологии водоочистки – хлорирование, озонирование, УФ-обеззараживание и биологическая очистка – разрабатывались для борьбы с иными угрозами и в значительной мере утрачивают эффективность против современных многокомпонентных загрязнений. Хлорирование при реакции с природными органическими веществами образует токсичные хлорорганические соединения – тригалогенметаны (ТГМ) и галоуксусные кислоты, являющиеся потенциальными канцерогенами [3]. Кроме того, хлорирование принципиально не способно разрушать ARG: оно инактивирует бактерии, но не уничтожает генетический материал резистентности [7]. Озонирование высокоэффективно против некоторых микропримесей, однако энергоёмко, требует сложной инфраструктуры и образует токсичные побочные продукты (броматы при наличии бромидов). УФ-обеззараживание лишено остаточного антимикробного действия и крайне неэффективно против химических

загрязнителей. Биологические методы не справляются с рефрактерными молекулами антибиотиков, фармацевтических соединений и синтетических красителей, оставляя значительную часть ARG в биомассе активного ила [3, 14, 16]. Принципиальный недостаток всех перечисленных подходов – их монофакторность: каждый метод воздействует на загрязнители единственным механизмом, что неизбежно ограничивает спектр эффективности при воздействии на сложные многокомпонентные смеси.

В этом контексте технология холодной атмосферной плазмы (ХАП) принципиально выделяется на фоне традиционных подходов. Холодная плазма представляет собой частично ионизованный газ в состоянии термодинамического неравновесия: её свободные электроны обладают высокой кинетической энергией (эффективная электронная температура ~10 000-100 000 К), тогда как ионы и нейтральные молекулы остаются при температуре, близкой к окружающей среде - как правило, не более 40-60°C [17-19]. Это фундаментальное свойство – высокая химическая реактивность при практически комнатной температуре газа – открывает возможность непосредственного контакта плазмы с обрабатываемой водой без её термического повреждения. ХАП одновременно генерирует несколько классов активных агентов: химически высокоактивные частицы (•OH, O_3 , $ONOO^-$, H_2O_2 , O•, HO_2 •), интенсивное УФ-излучение в диапазоне 200-400 нм, импульсные электрические поля, ударные волны и кавитацию [2, 17, 20]. Совместное действие этих агентов обеспечивает глубокую деградацию широкого спектра загрязнителей, что принципиально недостижимо при монофакторном подходе [21, 22].

Многофакторность механизма ХАП имеет принципиальное значение для обработки реальных сточных вод, где загрязнители присутствуют в сложных матричных системах, содержащих конкурирующие субстраты – органические вещества, карбонаты, нитраты и взвешенные частицы, – которые могут снижать эффективность монофакторных методов за счёт поглощения активных агентов. В этих условиях разнообразие механизмов воздействия ХАП является критическим преимуществом: при ингибировании одного пути деградации (например, поглощении •OH матричными органическими веществами) другие механизмы - озонолиз, прямая фотодиссоциация, электропорация – продолжают обеспечивать необходимый эффект [17, 21, 33].

Настоящая работа представляет систематический анализ возможностей технологии ХАП для обработки сложных многокомпонентных водных сред. Последовательно рассматриваются: (1) основные конфигурации плазменных реакторов и их сравнительные характеристики; (2) физико-химические механизмы плазменного воздействия; (3) эффективность ХАП против антибиотиков, ARG, микропластика, тяжёлых металлов и синтетических красителей; (4) сравнительный анализ ХАП с традиционными методами; (5) перспективы гибридных систем и промышленного масштабирования.

1. КОНФИГУРАЦИИ ПЛАЗМЕННЫХ РЕАКТОРОВ

Эффективность плазменной обработки воды в значительной мере определяется конструкцией реактора, которая задаёт характер взаимодействия плазмы с жидкостью, состав генерируемых активных частиц, их концентрацию и время жизни в водной фазе. В мировой литературе описаны три основных класса реакторов, каждый из которых обладает специфическими преимуществами, ограничениями и оптимальными областями применения [14, 15, 21].

Диэлектрический барьерный разряд (ДБР / DBD) – наиболее широко изученная и практически применяемая конфигурация для водоочистки [14, 15]. В ДБР-реакторе плазма генерируется между двумя электродами, разделёнными слоем диэлектрика (кварц, стекло, керамика, оксид алюминия), который выполняет двойную функцию: предотвращает переход нестационарного разряда в нежелательную дуговую форму и обеспечивает равномерное пространственное распределение множества микроразрядов по всей площади электродов [19, 22]. Диэлектрический барьер также определяет самоограничивающийся характер заряда, что обусловливает высокую воспроизводимость параметров процесса. ДБР-реакторы работают в двух основных режимах взаимодействия с жидкостью: с падающей плёнкой воды на поверхности электрода и с барботажем газовых пузырьков через жидкость. Режим падающей плёнки обеспечивает максимальный массообмен между плазмой и водой, тогда как барботажный режим позволяет обрабатывать большие объёмы жидкости [22, 24]. ДБР хорошо масштабируются модульным включением, демонстрируют высокую

энергоэффективность генерации O_3 и •OH и нашли наибольшее применение в задачах деградации фармацевтических загрязнителей, антибиотиков и синтетических красителей [7, 23, 24].

Атмосферная плазменная струя (АППС / APPJ) генерирует поток активированного рабочего газа, выходящий из разрядной камеры в открытое пространство и контактирующий с поверхностью воды или непосредственно погружаемый в неё [25, 26]. Данная конфигурация характеризуется исключительной гибкостью управления спектром генерируемых RONS посредством выбора рабочего газа. Аргон обеспечивает стабильный тлеющий разряд с высокой плотностью метастабильных атомов Ar* (эффективная температура 11,5 эВ), которые эффективно передают энергию молекулам воды; чистый кислород максимизирует генерацию O_3 и •OH; воздух формирует богатый набор азотсодержащих активных частиц, включая $ONOO^-$ [26, 27]. Смеси He/O_2 и Ar/O_2 позволяют оптимизировать баланс RONS для конкретных применений. АППС особенно эффективны для локализованной обработки поверхностей воды и применений, требующих точного контроля зоны воздействия, – например, в системах обеззараживания питьевой воды в малом масштабе [36, 25].

Электрогидравлический разряд (ЭГД) генерируется непосредственно в толще жидкости или на границе раздела газ-жидкость, обеспечивая максимальную плотность активных частиц непосредственно в водной фазе [28, 29]. ЭГД сопровождается комплексом физических явлений, не характерных для газофазных разрядов: сильными ударными волнами, акустической кавитацией, интенсивным УФ-излучением из плазменного канала и электромеханической деструкцией [28, 29]. Это делает ЭГД особенно эффективным для одновременного химического и механического разрушения структуры загрязнителей. Основным техническим ограничением является значительная эрозия электродов, что требует применения стойких материалов (платина, вольфрам, титан). Гибридная конфигурация с барботажем – генерация разряда в газовых пузырьках, пропускаемых через жидкость, - позволяет сочетать высокую плотность RONS с умеренной эрозией электродов и применяется в ряде пилотных установок производительностью до 10 л/мин [30, 31].

Сравнительный анализ конфигураций показывает, что ДБР наиболее предпочтителен для крупнотоннажной обработки воды с умеренно устойчивыми загрязнителями благодаря масштабируемости и воспроизводимости параметров; АППС – для локальных применений с высокой точностью управления воздействием и требованиями к мягкому режиму обработки; ЭГД – для высококонцентрированных стоков, требующих одновременного химического и механического разрушения загрязнений [14, 15, 32]. Важным направлением является разработка гибридных реакторных конфигураций, совмещающих несколько принципов генерации плазмы с целью синергетического усиления эффекта [30, 31]. Сравнительные характеристики трёх конфигураций обобщены в таблице 1.

Таблица 1 – Сравнение основных конфигураций плазменных реакторов для водоочистки [14, 15, 21-32]

Параметр	ДБР (диэлектрический барьерный разряд)	АППС (атмосферная плазменная струя)	ЭГД (электрогидравлический разряд)
1	2	3	4
Принцип генерации	Разряд между электродами, разделёнными диэлектриком; режимы падающей плёнки или барботажа	Поток активированного газа из разрядной камеры, контактирующий с поверхностью воды или погружаемый в неё	Разряд непосредственно в толще жидкости или на границе газ-жидкость
Рабочий газ	Воздух, O_2 (наиболее энергоэффективны)	Ar, O_2, воздух, смеси He/O_2 и Ar/O_2 (гибкий выбор)	Как правило, без внешнего рабочего газа; возможен барботаж
Характерные параметры процесса	SEI 50-500 Дж/л (0,014-0,14 кВт·ч/м³) при 90%-ной деградации типовых органических загрязнителей	Мощность порядка единиц-десятков Вт (напр., 11 Вт для обесцвечивания красителя)	Производительность пилотных гибридных установок до 10 л/мин

1	2	3	4
Преимущества	Высокая воспроизводимость, модульная масштабируемость, высокая энергоэффективность генерации O_3 и •OH	Точный контроль зоны воздействия, гибкое управление спектром RONS через выбор газа	Максимальная плотность активных частиц в жидкости; сочетание химического и механического разрушения (ударные волны, кавитация, УФ)
Ограничения	Требует падающей плёнки или барботажа для эффективного массообмена	Ограничен локализованной обработкой малых объёмов/поверхностей	Значительная эрозия электродов, требующая стойких материалов (Pt, W, Ti)
Ниша применения	Крупнотоннажная обработка воды, деградация антибиотиков, красителей, фармпрепаратов	Локальная обработка поверхностей, обеззараживание питьевой воды в малом масштабе	Высококонцентрированные стоки, требующие одновременного химического и механического разрушения

2. МЕХАНИЗМЫ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ХОЛОДНОЙ ПЛАЗМЫ С ВОДНЫМИ СРЕДАМИ

2.1. Плазмохимические реакции и генерация RONS

Высокая эффективность ХАП в задачах водоочистки определяется синергетическим взаимодействием нескольких взаимосвязанных физических и химических механизмов, совместное действие которых принципиально превосходит возможности каждого из них в отдельности [17, 18, 22]. Центральным химическим процессом является генерация активных форм кислорода и азота (RONS) в результате взаимодействия ускоренных электронов с молекулами воды и атмосферных газов на границе раздела фаз или непосредственно в жидкой фазе [26, 33, 34].

Центральную роль в окислительном воздействии ХАП играют гидроксильные радикалы (•OH) с окислительным потенциалом ~2,8 В, превосходящим потенциал молекулярного озона (~2,07 В), пероксинитрита (~2,51 В) и хлора (~1,36 В) [25, 29]. Образование •OH происходит по нескольким конкурирующим механизмам, суммарная скорость которых зависит от состава рабочего газа, мощности разряда и состава водной матрицы:

$$H_2O + e^- \rightarrow \bullet OH + H\bullet + e^- \quad (1)$$

$$H_2O + H_2O^+ \rightarrow H_3O^+ + \bullet OH \quad (2)$$

$$H_2O + H_2O^* \rightarrow H_2O + \bullet OH + H\bullet \quad (3)$$

Принципиально важным усиливающим механизмом является фотолиз H_2O_2, накапливающегося в воде в ходе плазменной обработки, под действием собственного УФ-излучения разряда (200-280 нм) [20, 29, 34]:

$$H_2O_2 + h\nu \rightarrow 2\bullet OH \quad (4)$$

Данная реакция превращает относительно стабильный H_2O_2 в высокоактивные •OH, обеспечивая пролонгированное окислительное действие – уже после завершения разряда – и существенно снижая пороговые требования к мощности плазменной установки. При использовании атмосферного воздуха или смесей N_2/O_2 в качестве рабочего газа плазменная ионизация запускает каскад азотных превращений с образованием пероксинитрит-аниона ($ONOO^-$) – высокоактивного окислителя с выраженной биоцидной активностью, особенно в кислой среде [27, 34, 35]:

$$N_2 + O_2 + e^- \rightarrow 2NO \quad (5)$$

$$NO + \bullet OH \rightarrow HNO_2 \quad (6)$$

$$NO_2 + \bullet OH \rightarrow HNO_3 \quad (7)$$

$$O_2^- + NO \rightarrow ONOO^- \quad (8)$$

Совокупный арсенал окислителей ХАП (•OH, O_3, H_2O_2, $ONOO^-$, O•, HO_2•, NO•) охватывает широкий диапазон редокс-потенциалов и механизмов реакций: электрофильное присоединение к ненасыщенным связям, нуклеофильное замещение, одноэлектронное окисление и нитрование. Это кардинально повышает вероятность деструкции любой молекулы-мишени вне зависимости от её химической структуры [17, 22, 26]. В частности, •OH наиболее эффективны против ароматических соединений (антибиотики, красители, фенолы),

O_3 – против непредельных связей и сульфидных групп, $ONOO^-$ – против нуклеиновых кислот и аминокислот белковых оболочек бактерий [27, 33].

2.2. Физические механизмы воздействия

Наряду с химическими процессами, существенный и самостоятельный вклад в деградацию загрязнителей и инактивацию патогенных микроорганизмов вносят физические факторы, возникающие в ходе разряда. УФ-излучение плазмы в диапазоне 200-380 нм действует по трём взаимодополняющим каналам: во-первых, непосредственно разрывает химические связи органических молекул в реакциях фотодиссоциации при энергиях квантов выше соответствующего порога; во-вторых, повреждает генетический аппарат патогенных микроорганизмов через образование тиминовых димеров и одно- и двухцепочечных разрывов в молекулах ДНК; в-третьих, инициирует реакцию фотолиза H_2O_2 (уравнение 4), создавая дополнительный поток •OH [36, 37, 38]. Синергизм прямого фотохимического воздействия и косвенного – через •OH – принципиально повышает суммарную эффективность ХАП по сравнению с монофакторным УФ-облучением при тех же дозах.

Импульсные электрические поля высокой напряжённости, генерируемые разрядом у межфазной границы, индуцируют электропорацию клеточных мембран патогенных микроорганизмов. В липидном бислое мембраны при превышении критического трансмембранного напряжения (~0,5-1,0 В) образуются временные (обратимая электропорация) или необратимые (необратимая электропорация) гидрофильные поры. Временные поры используются в биотехнологии для трансфекции; необратимые – ведут к нарушению гомеостаза клетки, выходу внутриклеточного содержимого и гибели [37, 38]. Данный механизм критически важен для инактивации антибиотикорезистентных бактерий, устойчивых к химическому воздействию: электрическое поле не имеет биохимического механизма обхода и действует на все клеточные мембраны вне зависимости от наличия ARG [5, 39].

Электрогидравлический разряд генерирует интенсивные ударные волны, акустическую кавитацию и ультрафиолетовое излучение в водной среде [28, 29]. Механическое воздействие ударных волн и возникающих при их затухании сдвиговых напряжений вызывает дезинтеграцию крупных органических молекул, разрушение биоплёнок и клеточных оболочек микроорганизмов. Сопутствующая акустическая кавитация – образование, рост и схлопывание кавитационных пузырьков – создаёт локальные “горячие точки” с температурой ~5000 К и давлением ~50 МПа на наносекундном масштабе времени, значительно ускоряя термолитические реакции непосредственно в этих зонах [9, 28]. Принципиально важно, что все перечисленные физические механизмы действуют синергетически: УФ-излучение активирует фотохимические реакции, ударные волны повышают доступность загрязнителей для химического окисления путём разрушения крупных агрегатов, а электропорация облегчает проникновение активных окислителей во внутриклеточное пространство [28, 37, 38].

2.3. Трансформация физико-химических свойств воды и плазмоактивированная вода

Контакт плазмы с водой вызывает характерные, хорошо воспроизводимые изменения физико-химических параметров водной матрицы, которые одновременно являются операционными индикаторами интенсивности обработки и сами по себе способствуют деградации ряда загрязнителей [20, 34, 36]. Наиболее устойчивым и диагностически значимым эффектом является подкисление водной среды. pH снижается с нейтральных значений (6,5-7,0) до 2,5-3,5 вследствие двух параллельных процессов: накопления ионов H^+ в результате диссоциативных реакций воды с плазменными электронами и образования азотной (HNO_3) и азотистой (HNO_2) кислот при растворении оксидов азота [34, 35]. Степень подкисления зависит от состава рабочего газа и существенно выше при использовании воздуха или азота по сравнению с аргоном или чистым кислородом.

Параллельно подкислению в водной матрице нарастают концентрации активных кислородных соединений. Концентрация растворённого озона достигает 1-15 мг/л в зависимости от параметров реактора, нарастает концентрация H_2O_2 (0,01-2 ммоль/л). Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) воды повышается с типичных значений +100-+200 мВ для необработанной воды до +700-+900 мВ, что соответствует сильно

окислительным условиям и хорошо коррелирует с эффективностью деградации органических загрязнителей [36, 40]. Удельная электропроводность воды возрастает вследствие накопления ионов NO_3^-, NO_2^-, H^+. Все перечисленные параметры – pH, ОВП, концентрации O_3 и H_2O_2, удельная электропроводность – поддаются непрерывному мониторингу стандартными электрохимическими зондами, что открывает возможности для автоматизированного управления процессом обработки в режиме реального времени без дорогостоящего химического анализа [36, 37].

Важную роль в водоочистных системах на основе ХАП играет концепция плазмоактивированной воды (ПАВ / PAW – plasma-activated water). ПАВ представляет собой воду, предварительно обработанную плазмой и сохраняющую антимикробную и окислительную активность в течение нескольких часов или суток за счёт накопленных долгоживущих активных частиц - H_2O_2, NO_2^-, NO_3^- и $ONOO^-$ [20, 27]. Концепция ПАВ позволяет разделить во времени и пространстве стадии генерации плазмы и воздействия на загрязнители: плазменная установка может производить ПАВ в централизованном режиме, которая затем используется для обработки сточных вод децентрализованно. Биоцидная активность ПАВ определяется прежде всего $ONOO^-$, концентрация которого в кислой среде (pH 3-5) максимальна [27, 35]. Помимо изменения химического состава, контакт с плазмой воздействует и на мезоскопическую структуру самой воды. Согласно современным кластерным моделям жидкой воды (развивающим классические представления о водородно-связанных кластерах, включая модель Немети-Шераги), вода при комнатной температуре существует в динамическом равновесии между «структурированной» (кластерной) и «аморфной» фазами. He et al. показали, что ионы и активные частицы, генерируемые плазмой, термодинамически смещают это равновесие в сторону аморфного состояния уже при комнатной температуре, что проявляется в снижении поверхностного натяжения и вязкости ПАВ [51]. Это способствует дополнительному повышению смачивающей и моющей способности ПАВ, независимо от чисто химического (RONS-опосредованного) механизма воздействия.

3. ЭФФЕКТИВНОСТЬ УДАЛЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ КЛАССОВ ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ

Многофакторный механизм воздействия ХАП обусловливает её результативность в отношении принципиально различных по химической природе загрязнителей. Ниже последовательно проанализирована эффективность технологии для четырёх приоритетных классов загрязнений водных объектов; сводные количественные показатели по всем классам представлены в таблице 2.

3.1. Деградация антибиотиков, ARG и фармацевтических соединений

Антибиотики сочетают в себе уникальную комбинацию свойств, делающую их трудноудаляемыми загрязнителями: высокую биологическую активность в малых концентрациях, химическую стойкость к биодеградации и способность создавать ARG даже на субтерапевтических уровнях воздействия. В HWW их концентрации достигают 1-1000 мкг/л [2, 4, 7]. Основные классы антибиотиков, обнаруживаемых в HWW, включают фторхинолоны (ципрофлоксацин, офлоксацин), β-лактамы (амоксициллин, цефуроксим, ампициллин), сульфаниламиды (сульфаметоксазол, сульфадиазин) и тетрациклины [7, 16]. Рефрактерные молекулярные структуры этих соединений – β-лактамное ядро, флуоренциллиновые и тетрациклиновые фрагменты, ароматические гетероциклы – устойчивы к биодеградации и лишь частично удаляются традиционными методами очистки [7, 8]. При этом даже неполная деградация антибиотиков может формировать промежуточные продукты, сохраняющие антибиотикорезистентный потенциал [41].

Деградация антибиотиков под воздействием ХАП является многостадийным процессом. На начальном этапе •OH и O_3 осуществляют первичную окислительную атаку на хромофорные и функциональные группы молекул, ответственные за биологическую активность. Для фторхинолонов наиболее уязвимыми являются пиперазиновое кольцо и карбоксильная группа, определяющие связывание антибиотика с бактериальной ДНК-гиразой; для β-лактамов – β-лактамное кольцо. Расчёты методом теории функционала плотности (DFT) позволили предсказать сайты первичной атаки •OH на молекулах тетрациклина, сульфадиазина и ципрофлоксацина в соответствии с распределением электронной плотности [8]. Последующие реакции ведут к фрагментации ароматических систем, разрыву гетероциклических структур и образованию промежуточных продуктов с

пониженной биологической активностью; завершающий этап – полная минерализация до CO_2 , H_2 O и неорганических анионов [7, 8, 23]. Принципиально важно, что конечные продукты деградации лишены биологической активности, что подтверждено *in vitro* тестами на индикаторных культурах [4, 41].

Таблица 2 – Сводная эффективность ХАП по четырём классам загрязнителей (по данным цитируемых первичных исследований)

Загрязнитель	Тип реактора / условия	Степень удаления / эффективность	Источник
Антибиотики, ARG и фармацевтические соединения			
Ципрофлоксацин, цефуроксим	ДБР, pH 10, 15 мин, 30 кВ, HWW	Практически полное удаление	[4]
Офлоксацин, амоксициллин	ДБР, те же условия, HWW	>72%	[4]
Амоксициллин + сульфаметоксазол	ДБР с падающей плёнкой, 10 мг/л	Полувремя деградации 4-9 мин	[24]
Сульфаметоксазол	ДБР с падающей плёнкой	>99%	[24]
Пентоксифиллин	ДБР, 60 мин, кислородная плазма	92,5% (энергетический выход 16 г/кВт·ч)	[23]
Ибупрофен	ДБР, аналогичные условия	90% (энергетический выход 20,2 г/кВт·ч)	[42]
Микропластик			
Диклофенак, триметоприм (сорбированные на МП ПЭ)	Плазменная обработка частиц ПЭ 10-45 мкм	>98%	[43]
Сульфаметоксазол (сорбированный на МП ПЭ)	Плазменная обработка частиц ПЭ	99,99%	[43]
Модифицированный МП + коагулянт (Al^{3+}/Fe^{3+})	ХАП + коагуляция/флокуляция	95-99% удаление	[11, 12]
Частицы ПП и ПЭНП	ХАП (O_2, N_2, смесь), 30 мин	Убыль массы 3-10%; индекс карбонила 1,4→3,1–4,1	[11]
Тяжёлые металлы			
Cu(II)-гуминовые кислоты	Нетермическая плазма, 16 кВт, 50 мин	Декомплексация 86,1%	[13]
Тяжёлые металлы (промышленные стоки)	Плазменная декомплексация + коагуляция	>95% извлечение	[13]
Синтетические красители			
Acid Blue 25	АППС, Ar, 11 Вт, 25 мг/л, 5 мин	~87% обесцвечивания	[25]
Метиленовый синий	Плазма-жидкость система	$k_{обс}$ = 0,05-0,5 $мин^{-1}$ (псевдо-первый порядок)	[44]
Текстильные азокрасители	ДБР-реакторы	>95% обесцвечивания	[44, 45]

Экспериментальные данные, полученные на реальных HWW со сложным матричным составом, подтверждают высокую практическую эффективность ХАП. При оптимальных условиях (pH 10, время 15 мин, напряжение 30 кВ, межэлектродное расстояние 10 мм) ципрофлоксацин и цефуроксим практически полностью удалены, тогда как офлоксацин и амоксициллин снижены более чем на 72% [4]. Применение ДБР-реактора с падающей плёнкой для деградации смеси амоксициллина и сульфаметоксазола в концентрации 10 мг/л показало, что оба антибиотика разлагаются с полувременем 4-9 мин; применение кислорода вместо воздуха значительно повышает энергетический выход [24]. Деградация сульфаметоксазола в ДБР-реакторе с падающей плёнкой достигает >99% при оптимальных условиях [24]. Деградация пентоксифиллина в ДБР-реакторе достигает 92,5% за 60 мин при режиме кислородной плазмы с энергетическим выходом 16 г/кВт·ч [23]; деградация

ибупрофена в аналогичных условиях достигает 90% с энергетическим выходом 20,2 г/кВт·ч [42].

Кинетика деградации антибиотиков описывается реакцией псевдо-первого порядка; наблюдаемая константа скорости зависит от молекулярной структуры соединения, определяющей его реакционную способность с •OH, O_3 и $ONOO^-$. Анализ структуры - реакционная способность показывает, что соединения с электронодонорными заместителями (аминогруппы, гидроксильные группы), ненасыщенными связями и ароматическими фрагментами деградируют быстрее, чем алифатические соединения с электроноакцепторными группами [8, 41]. Это позволяет прогнозировать эффективность ХАП на основе молекулярной структуры загрязнителя без проведения дорогостоящих экспериментов.

Принципиально важным аспектом применения ХАП для HWW является её воздействие не только на молекулы антибиотиков, но и на ARG и антибиотикорезистентные бактерии. Несмотря на то что бактерии в HWW нередко несут множественную антибиотикорезистентность - являясь устойчивыми к действию большинства применяемых антибиотиков и дезинфектантов, - ХАП инактивирует их посредством механизмов, не имеющих биохимических путей обхода: окислительного повреждения клеточной мембраны, ДНК и белков, а также электропорации [5, 38, 39]. Как отмечено в обзорной работе Courti et al. (2022), нетермическая атмосферная плазма (NTAPP) рассматривается как перспективная технология для деградации генов антибиотикорезистентности (ARG) в сточных водах [5]. Это делает ХАП технологией, одновременно устраняющей и химическое загрязнение (молекулы антибиотиков), и биологическую угрозу, что принципиально недостижимо для монофакторных методов [5, 6].

3.2. Воздействие на микропластик

Загрязнение водных объектов микропластиком (МП) представляет многоуровневую экологическую проблему, масштаб которой обусловлен сочетанием нескольких факторов: глобальным распространением, практической нераспадаемостью в природных условиях на масштабах десятилетий и столетий, способностью концентрировать другие поллютанты, а также непрерывным дроблением на всё более мелкие фракции вплоть до нанометрового масштаба [9, 10]. Ежегодно в Мировой океан поступает 4,8-12,7 млн тонн пластиковых отходов; значительная его доля, не попавшая в систему управления отходами, деградирует в окружающей среде с образованием МП [9]. Частицы МП обнаружены буквально во всех компонентах гидросферы: от высокогорных озёр до абиссальных желобов, от арктических льдов до тропических коралловых рифов [10]. Высокое отношение поверхность/объём и выраженная гидрофобность делают МП мощными концентраторами гидрофобных органических загрязнителей (ПАУ, ПХБ, пестициды, фармацевтические соединения), ионов тяжёлых металлов и патогенных микроорганизмов [10, 11]. Концентрация органических поллютантов на поверхности МП может превышать их содержание в окружающей воде на четыре-шесть порядков, что делает МП высокоэффективными векторами доставки загрязнителей к гидробионтам [9, 11].

Воздействие ХАП на МП реализуется через механизм поверхностной химической модификации, не имеющий аналогов в традиционных методах очистки. Активные кислородные частицы (O_3, •OH, O, O_2^-) атакуют поверхностные атомы углерода полимерной матрицы, разрывая C-H и C-C связи и формируя гидрофильные функциональные группы: карбонильные (C=O), карбоксильные (-COOH) и гидроксильные (-OH) [11, 12, 43]. Эта трансформация поверхностной химии подтверждена методами инфракрасной спектроскопии (FTIR) и рентгеновской фотоэлектронной спектроскопии (XPS): индекс карбонила ($CI = I_{1720}/I_{1020}$), характеризующий степень окисления поверхности, закономерно возрастает с увеличением времени плазменной обработки [12, 43]. Повышение полярности поверхности существенно изменяет межчастичные взаимодействия: силы Ван-дер-Ваальса и водородные связи между окисленными частицами усиливаются, что приводит к их агломерации и образованию крупных агрегатов, легко удаляемых стандартными методами – гравитационной седиментацией или фильтрацией [43]. Степень агломерации прямо зависит от времени плазменной обработки и удельной вводимой мощности, что позволяет управлять процессом [43]. Сама по себе плазменная обработка не удаляет МП из воды, а лишь модифицирует его поверхностные свойства и агрегатное состояние; фактическое отделение МП из водной фазы

обеспечивается последующей седиментацией, коагуляцией или фильтрацией, то есть ХАП в данном случае выступает как стадия подготовки, а не как самостоятельный метод удаления.

Принципиальное практическое значение имеет способность ХАП одновременно решать проблему МП как носителя и сорбированных на нём поллютантов в ходе единой технологической операции. Wypart-Pawul et al. [43] экспериментально подтвердили, что плазменная обработка частиц полиэтилена (ПЭ) размером 10-45 мкм в присутствии фармацевтических загрязнителей обеспечивает степень удаления диклофенака и триметоприма >98%, а сульфаметоксазола – 99,99% с поверхности частиц ПЭ. При этом МП подвергается агломерации (облегчая последующее механическое отделение), а сорбированные фармацевтические соединения деградируют in situ – без предварительного десорбционного этапа [43]. Этот результат демонстрирует ключевое системное преимущество ХАП: возможность одновременного устранения полимерного носителя и транспортируемых им загрязнителей без разделения матрицы. Дополнительно установлено, что плазменная обработка улучшает коагуляцию и флокуляцию модифицированного МП с последующим коагулянтом: окисленные поверхностные группы активно взаимодействуют с коагулянтами на основе Al^{3+} и Fe^{3+}, повышая эффективность его удаления до 95-99% [11, 12].

Velasquez и соавт. [11] впервые продемонстрировали, что ХАП (кислород, азот и смесь) деградирует частицы ПП и ПЭНП на 3-10% по массе за 30 мин обработки с видимыми трещинами и полостями на поверхности партикул. Важно, что ПП деградировался эффективнее, чем ПЭНП, а смесь газов оказалась наиболее эффективной, тогда как окислительные реакции трансформируют их поверхностную химию. Для частиц ПП и ПЭНП (цепочный полиэтилен) после 30-минутной ХАП-обработки индекс карбонила (CI) вырос с 1,4 до 3,1-4,1 для ПП, что указывает на значительное поверхностное окисление, подтверждённое методом FTIR [11]. Параллельная деградация загрязнителей, сорбированных на МП, подтверждает синергетическое действие механических и химических факторов ХАП в данных системах.

3.3. Удаление тяжёлых металлов

Загрязнение водных объектов тяжёлыми металлами – ртутью, кадмием, свинцом, мышьяком, шестивалентным хромом и медью – создаёт долгосрочные экологические угрозы ввиду нераспадаемости металлов в окружающей среде, их склонности к биоаккумуляции и кумулятивной токсичности [13, 16]. Принципиальная сложность удаления металлов из природных вод обусловлена преимущественным нахождением значительной их доли не в свободной ионной форме, а в составе стабильных органо-металлических комплексов с природными органическими веществами (NOM): гуминовыми кислотами (молекулярная масса 2000-80 000 Да), фульвокислотами (300-2000 Да), аминокислотами и полисахаридами. Комплексообразование с NOM обусловлено образованием координационных связей между ионами металлов и электронодонорными группами NOM – карбоксильными, фенольными, аминогруппами и тиольными группами [12, 13]. В результате комплексованные ионы металлов сохраняют растворимость и отрицательный поверхностный заряд в широком диапазоне pH, что делает их практически инертными к стандартному гидроксидному осаждению (требующему свободных катионов), коагуляции и ионному обмену.

Нетермическая плазменная обработка преодолевает ограничение NOM-комплексообразования, реализуя двухстадийную схему удаления металлов. На первом, ключевом этапе – окислительной декомплексации – высокоактивные кислородные частицы (O_2^-, •OH, $^1O_2$) атакуют функциональные группы лигандов NOM, разрывая координационные связи металл-лиганд. Механизм детально изучен на примере системы Cu(II)-гуминовые кислоты: нетермическая плазменная обработка при мощности 16 кВ обеспечила декомплексацию 86,1% Cu(II) за 50 мин, тогда как традиционные методы – озонирование, УФ-облучение и реагентное окисление – показали существенно меньшую эффективность при сопоставимых энергозатратах [13]. Плазменное окисление NOM сопровождается образованием малых органических кислот (уксусная, муравьиная, щавелевая) и CO_2 в результате минерализации, что дополнительно снижает сорбционную ёмкость NOM в отношении металлов. На втором этапе высвобождённые свободные ионы металлов переводятся в нерастворимые формы путём pH-регулирования, коагуляции или

сорбции, с последующим отделением фильтрацией или центрифугированием [12, 13]. Таким образом, ХАП трансформирует их химическую форму (декомплексация, изменение степени окисления), тогда как непосредственное удаление из водной фазы достигается исключительно на второй, постплазменной стадии физического отделения.

Помимо декомплексации, ХАП изменяет степень окисления ряда металлов, переводя их в более безопасные или более легко удаляемые формы. Токсичный мышьяк As(III), плохо задерживаемый большинством сорбентов, окисляется до As(V), который эффективно сорбируется на поверхности гидроксидов железа(III), широко применяемых в качестве коагулянтов: константа адсорбции As(V) на $Fe(OH)_3$ на 2-3 порядка превышает аналогичный показатель для As(III) [13]. Шестивалентный хром Cr(VI), обладающий канцерогенным потенциалом и высокой растворимостью, восстанавливается до значительно менее токсичного Cr(III), легко осаждаемого в форме $Cr(OH)_3$ при pH > 7 [13]. Аналогичная трансформация описана для Fe(III)/Fe(II) и Mn(IV)/Mn(II): варьируя состав рабочего газа и pH среды, можно целенаправленно управлять направлением окислительно-восстановительных реакций, переводя металлы в оптимальные для последующего удаления формы. Совмещение плазменной декомплексации и трансформации степени окисления с коагуляцией (введение Fe^{3+} /Al^{3+}) образует перспективный класс плазменно-коагуляционных систем, обеспечивающих суммарное извлечение металлов >95% из реальных промышленных стоков [13].

3.4. Деградация синтетических красителей и органических загрязнителей

Синтетические красители – одни из наиболее экологически опасных и трудноудаляемых загрязнителей промышленных сточных вод. Глобальный объём их производства превышает 700 000 тонн в год; значительная доля поступает в водные объекты с плохо очищенными стоками текстильных, кожевенных, бумажных и пищевых предприятий [25, 44]. Многие синтетические красители, в особенности азо- и антрахиноновые соединения, обладают мутагенными и канцерогенными свойствами, являются персистентными в природных условиях и ингибируют процессы биологической очистки, нарушая жизнедеятельность микроорганизмов активного ила [25, 45]. Высокая химическая стойкость ароматических хромофорных групп, обеспечивающих интенсивную окраску, является одновременно причиной их устойчивости к биодеградации и фотолизу в природных условиях.

Механизм деградации азокрасителей под воздействием ХАП включает несколько последовательных стадий. На начальном этапе •OH и O_3 атакуют азо-группу (-N=N-) – хромофорный центр молекулы, отвечающий за интенсивную окраску. Разрыв азо-группы сопровождается обесцвечиванием раствора и образованием ароматических аминов (анилин и его производные), которые на следующей стадии деградируют за счёт гидроксилирования и разрыва ароматического кольца [25, 44]. Полная минерализация завершается образованием CO_2 , H_2O, NO_3^- и SO_4^{2-} [25, 44, 45]. Для антрахиноновых красителей ключевым этапом является гидроксилирование и разрыв хинонового кольца под действием •OH; образующиеся хиноны далее окисляются до алифатических кислот [44, 45]. Катионные красители (в частности, метиленовый синий и кристаллический фиолетовый) деградируют несколько быстрее анионных, поскольку лучше взаимодействуют с поверхностными зарядами на границе раздела фаз [44].

Экспериментальные данные демонстрируют высокую эффективность ХАП против широкого спектра красителей. При обработке Acid Blue 25 с помощью аргоновой АППС достигается ~87% обесцвечивания за 5 мин при мощности 11 Вт и начальной концентрации 25 мг/л [25]. Для метиленового синего в системе плазма-жидкость кинетика деградации описывается псевдо-первым порядком с константой kобс = 0,05-0,5 $мин^{-1}$ в зависимости от мощности разряда, pH и начальной концентрации красителя [44]. Деградация текстильных азокрасителей в ДБР-реакторах демонстрирует высокую эффективность обесцвечивания [44, 45]. ХАП эффективна и против стойких органических загрязнителей (СОЗ): диоксинов, хлорфенолов, нитрозаминов, полифторалкильных соединений (PFAS) – класса «вечных загрязнителей», практически не разрушаемых биологическими методами [21, 45].

4. СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ХАП С ТРАДИЦИОННЫМИ МЕТОДАМИ ВОДООЧИСТКИ

Для обоснованного позиционирования ХАП как технологии водоочистки необходим её системный сравнительный анализ с традиционными и современными конкурирующими

методами. Данный анализ позволяет выявить абсолютные и относительные преимущества ХАП, а также определить наиболее перспективные ниши её применения.

По механизму воздействия все методы очистки воды от органических загрязнителей можно разделить на три категории: биологические (активный ил, анаэробное сбраживание), физические (мембранная фильтрация, адсорбция) и химические/физико-химические (хлорирование, озонирование, ультрафиолетовое облучение, расширенные процессы окисления – АОП). ХАП относится к классу АОП, объединяющих методы, основанные на генерации высокоактивных •OH in situ. Другие АОП включают озонирование (O_3), O_3 /УФ, H_2O_2 /УФ, реакцию Фентона (Fe^{2+} /H_2O_2), фото-Фентона и гетерогенный фотокатализ (TiO_2 /hv) [15, 21].

Сравнение ХАП с озонированием выявляет следующие различия. Озонирование высокоэффективно против ряда микропримесей, однако O_3 является монофакторным окислителем с ограниченным спектром действия: соединения без ненасыщенных связей или ароматических фрагментов (например, атразин, некоторые PFAS) озонируются медленно. ХАП, в отличие от озонирования, одновременно генерирует •OH, O_3, $ONOO^-$ и физические факторы воздействия, что обеспечивает более широкий спектр деградации [17, 21]. Озонирование при наличии бромида формирует токсичный бромат; ХАП при отсутствии хлора и бромида в воде не образует галогенорганических побочных продуктов [2, 3]. По удельным энергозатратам современные ДБР-реакторы на уровне 0,05-0,5 кВт·ч/м³ при 90%-ной деградации типичных органических загрязнителей сопоставимы с озонированием, при этом не требуя закупки и хранения газообразного озона [15, 30].

Сравнение с реакцией Фентона ($Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + •OH + OH^-$) показывает, что оба метода основаны на генерации •OH, однако Фентон требует дополнительных реагентов (Fe^{2+} и H_2O_2), генерирует железосодержащий шлам и эффективен только в кислой среде (pH 2-4). ХАП генерирует •OH из воды и воздуха без внешних реагентов и действует в широком диапазоне pH [3, 17]. Фотокаталитические методы (TiO_2 /УФ) обеспечивают высокую минерализацию органики, но требуют прозрачных растворов, легко инактивируются матричными компонентами воды (сульфаты, карбонаты, NOM) и не действуют на микропластик и тяжёлые металлы. ХАП при взаимодействии с фотокатализатором демонстрирует синергетическое усиление: плазменное УФ-излучение активирует TiO_2 без внешних ртутных ламп, а электроны из плазмы захватываются поверхностью TiO_2, снижая рекомбинацию электрон-дырка [46, 47].

По сравнению с мембранными методами (нанофильтрация, обратный осмос) ХАП, строго говоря, является не методом разделения, а деструкции: она уничтожает загрязнители, а не концентрирует их в ретентате. Обратный осмос даёт чистый пермеат, но формирует концентрат, требующий утилизации; ХАП устраняет загрязнители безвозвратно. Перспективная интеграция ХАП с нанофильтрацией: плазменная предобработка деградирует микропримеси, недостаточно задерживаемые мембранами (молекулярная масса ниже границы отсечения), а мембрана удаляет высокомолекулярные фрагменты [15, 32].

Принципиальное конкурентное преимущество ХАП – единственный среди известных методов механизм, позволяющий одновременно деградировать органические загрязнители (антибиотики, красители, фармацевтические соединения), инактивировать ARG, модифицировать и агломерировать микропластик, декомплексировать органо-металлические комплексы тяжёлых металлов и инактивировать патогенные микроорганизмы в ходе единой технологической операции без добавления реагентов [2, 17, 21]. Этот многоцелевой потенциал особенно ценен для обработки HWW, где все перечисленные классы загрязнителей присутствуют одновременно. Характер воздействия ХАП на разные классы загрязнителей отличается: для органических соединений (антибиотики, красители, фармацевтические вещества) ХАП обеспечивает истинную деструкцию вплоть до минерализации, тогда как для тяжёлых металлов и микропластика эффект носит гибридный характер трансформации плазмой и последующим физическим отделением. Необходимо также подчеркнуть, что представленные показатели эффективности получены преимущественно в модельных растворах или при благоприятных лабораторных условиях: в реальных сточных водах со сложным матричным составом (высокие концентрации карбонатов, взвешенных веществ и NOM, конкурирующих с целевыми загрязнителями за

активные частицы) эффективность ХАП, как правило, ниже модельных значений, а при высокой мутности или значительной буферной ёмкости матрицы деградация может протекать значительно медленнее и не достигать практически значимых показателей. Экономические ограничения промышленного масштабирования – капитальные затраты на источники питания и электроды, эксплуатационные затраты на электроэнергию и обслуживание подверженных эрозии электродов – также остаются количественно недостаточно охарактеризованными (см. раздел 5.2).

5. ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ И МАСШТАБИРОВАНИЯ ТЕХНОЛОГИИ

5.1. Гибридные системы водоочистки

Интеграция ХАП с другими методами в гибридных системах позволяет использовать синергетические эффекты между компонентами, повышая суммарную эффективность очистки при одновременном снижении удельных энергозатрат по сравнению с каждым методом в отдельности [14, 30, 31].

Система «ХАП + биологическая очистка» реализует концепцию последовательной двухступенчатой обработки, в которой плазменная предобработка трансформирует труднобиоразлагаемые молекулы антибиотиков, красителей и фармацевтических соединений в более простые органические фрагменты с повышенной биодоступностью для микроорганизмов активного ила [7, 30]. Это позволяет сократить время аэрации и объём биореактора при сохранении высокой степени очистки. Система «ХАП + адсорбция на активированном угле» сочетает окислительную деструкцию плазмы с высокой сорбционной ёмкостью угля в отношении гидрофобных соединений; при этом плазменная постобработка или предобработка угля регенерирует насыщенный сорбент, восстанавливая его ёмкость [31, 36]. Экономическая привлекательность данной схемы определяется значительным удлинением жизненного цикла сорбента.

Плазменно-фотокаталитические системы используют синергию плазменного УФ-излучения широкого спектра (200-400 нм) с фотокаталитической активностью полупроводниковых материалов (TiO_2 , ZnO, g-C_3 N_4). Zhou et al. [47] продемонстрировали, что добавление TiO_2 -плёнки к плазменному реактору снижает время 99,9%-ной инактивации E. coli с 4 мин (чистая плазма O_2) до 1 мин (плазма + TiO_2), что соответствует четырёхкратному ускорению кинетики. Raji et al. [46] подтвердили, что комбинация плазменной струи с TiO_2 -/Cu-TiO_2 -нанокатализаторами обеспечивает значительно более высокую суммарную концентрацию •OH, чем каждый компонент по отдельности. Плазменно-коагуляционные системы, в которых декомплексация металлов плазмой совмещается с коагуляционным осаждением, обеспечивают извлечение металлов >95% из реальных стоков [13].

Системы с активацией персульфатов (PMS – пероксимоносульфат, PDS - пероксидисульфат) плазменным разрядом представляют одно из наиболее перспективных направлений. Плазменные электроны и УФ-излучение инициируют гомолиз связей S-O в персульфате, генерируя SO_4 •⁻ -радикалы с окислительным потенциалом 2,5-3,1 В и временем жизни значительно большим, чем у •OH [24, 31]. Уникальность SO_4 •⁻ состоит в его избирательности: он предпочтительно реагирует с электронодонорными функциональными группами (аминогруппы, двойные связи), что позволяет деградировать специфические загрязнители даже в присутствии матричных органических веществ-конкурентов. Bilea et al. [24] установили, что в ДБР-реакторе с падающей плёнкой амоксициллин и сульфаметоксазол разлагаются с полувременем 4-9 мин; применение кислорода повышает энергетический выход в два раза по сравнению с воздухом за счёт более эффективного образования ROS. Выбор оптимальной гибридной схемы определяется составом загрязнений, требуемой степенью очистки и ресурсными ограничениями.

5.2. Масштабирование, оптимизация и промышленные перспективы

Пилотные проточные установки производительностью 1-100 л/мин, разработанные рядом исследовательских групп, подтвердили техническую реализуемость масштабирования ХАП от лабораторного к предпромышленному масштабу [30, 32]. Ключевым инженерным решением является модульная архитектура реактора: параллельное включение стандартизированных ДБР-модулей с едиными блоками питания и системой управления позволяет наращивать производительность пропорционально числу модулей без изменения

базовой конструкции и без существенной деградации удельных параметров обработки [14, 30].

Наиболее обоснованными первоначальными промышленными нишами для ХАП являются: (1) обезвреживание HWW - относительно небольшой объём (50-500 м³/сут для средней больницы) в сочетании с высокой концентрацией специфических загрязнителей (антибиотики, цитостатики, ARG) и высокой экологической ценностью результата; (2) доочистка сточных вод фармацевтических предприятий; (3) обеззараживание воды в малых децентрализованных системах водоснабжения; (4) предобработка сточных вод перед биологической очисткой для повышения биоразлагаемости рефрактерных соединений [2, 30, 32]. Размещение компактного плазменного реактора на выходе из больничных очистных сооружений непосредственно перед сбросом в городскую канализацию обеспечивает надёжное удаление антибиотиков и ARG в точке образования загрязнения – принципиально более эффективный подход по сравнению с попыткой удаления уже разбавленного и деградировавшего загрязнения на городских очистных станциях [2, 4, 5].

По критерию удельных энергозатрат ХАП конкурентоспособна с традиционными АОП. Для достижения 90%-ной деградации типичных органических загрязнителей (антибиотики, красители) ДБР-реакторы требуют SEI 50-500 Дж/л (0,014-0,14 кВт·ч/м³), что сопоставимо с озонированием при значительно большем числе одновременно устраняемых загрязнителей [15, 30]. Вместе с тем систематическое сравнение удельной энергии (kWh/m³) и энергетического выхода (g/kWh) между различными типами плазменных реакторов (ДБР, АППС, ЭГД), а также данные по капитальным (CAPEX) и эксплуатационным (OPEX) затратам в первичной литературе представлены фрагментарно и нуждаются в систематизации; это следует рассматривать как открытый пробел, ограничивающий обоснованную оценку экономической конкурентоспособности ХАП при промышленном масштабировании. При использовании электроэнергии из возобновляемых источников углеродный след технологии минимален, что соответствует принципам зелёной химии и целям устойчивого развития ООН [2, 19, 21].

Важным аспектом является оптимизация рабочих параметров ХАП для конкретных типов загрязнений. Состав рабочего газа принципиально влияет на соотношение генерируемых RONS: воздух максимизирует образование $ONOO^-$ и нитратов (преимущество при обеззараживании); кислород – концентрации O_3 (преимущество при деградации красителей и фармацевтических соединений); аргон и гелий – плотность метастабильных атомов (преимущество при локализованной обработке) [3, 26, 35]. Начальный pH и содержание NOM в обрабатываемой воде оказывают существенное влияние: NOM выступает скавенджером •OH, снижая эффективность окисления целевых загрязнителей, что необходимо учитывать при проектировании систем для обработки природных поверхностных вод с высоким содержанием NOM [13, 36].

С точки зрения экологической безопасности технологии, принципиально важен вопрос о составе продуктов деградации. ХАП не генерирует токсичных хлорорганических соединений при отсутствии хлора в обрабатываемой воде. Продукты деградации антибиотиков – алифатические карбоновые кислоты, CO_2, H_2O и неорганические анионы – лишены биологической активности [4, 41]. Тем не менее при деградации азокрасителей на промежуточных стадиях могут образовываться ароматические амины, часть из которых обладает мутагенными свойствами [25, 44]. Аналогичная проблема характерна и для деградации антибиотиков: несмотря на то что конечные продукты (алифатические кислоты, CO_2, H_2O) лишены биологической активности, отдельные промежуточные продукты деградации тетрациклина и других антибиотиков сохраняют остаточную токсичность, что подтверждено данными биотестирования [41, 49]. Отдельного внимания заслуживает риск образования нитрозаминов – потенциально канцерогенных соединений, способных формироваться при взаимодействии азотсодержащих активных частиц ХАП с аминосодержащими органическими веществами матрицы, а не только присутствующих в воде как самостоятельный класс СОЗ. Накопление нитратов и нитритов (раздел 2.3) при использовании воздуха или азота в качестве рабочего газа также требует контроля, поскольку превышение нормативов ВОЗ по содержанию NO_3^-/NO_2^- в питьевой воде может ограничивать применимость обработанной воды без дополнительной доочистки [50].

Наконец, остаточные RONS в очищенной воде (в первую очередь H_2O_2) могут потребовать отдельной стадии нейтрализации перед сбросом или повторным использованием. Полная минерализация в режиме ХАП с высокими удельными энергозатратами устраняет эту проблему, однако увеличивает стоимость обработки. Решением является комбинирование ХАП с биологической доочисткой промежуточных продуктов [30, 32]. Дальнейшие исследования должны быть направлены на систематическую оценку токсичности промежуточных и конечных продуктов деградации различных классов загрязнителей методами биотестирования. Следует отметить методологическое ограничение настоящего обзора: отбор и анализ источников не опирался на формализованную PRISMA-подобную методологию систематического поиска, и количественный мета-анализ представленных данных не проводился. Приведённые показатели эффективности и энергозатрат заимствованы непосредственно из данных, представленных авторами первичных исследований.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведённый систематический анализ научной литературы убедительно подтверждает, что холодная атмосферная плазма представляет качественно иной класс технологий водоочистки по сравнению с традиционными методами. Её принципиальное преимущество состоит не в более высоком значении какого-либо одного параметра, а в многофакторном синергетическом механизме воздействия: одновременной генерации нескольких классов окислителей с различными потенциалами и специфичностью (•OH, O_3, H_2O_2, $ONOO^-$) в сочетании с физическими процессами (УФ-излучение, электропорация, ударные волны, кавитация). Этот синергетический эффект обеспечивает одновременную деградацию разнородных загрязнителей - органических соединений, полимерных частиц, ионов металлов и патогенных микроорганизмов - в сложных многокомпонентных водных матрицах, что принципиально недостижимо при монофакторном подходе любого традиционного метода [17-19, 22].

Анализ четырёх приоритетных классов загрязнителей демонстрирует последовательную и высокую результативность ХАП. (1) Деградация антибиотиков: степень удаления 72->99% в реальных HWW при одновременной деструкции плазмидной ДНК и нейтрализации ARG – комплексное воздействие, недостижимое для монофакторных методов [4, 5, 7]. (2) Трансформация микропластика: химическая модификация поверхности и агломерация, подготавливающие частицы к последующему механическому удалению (седиментация, фильтрация), при одновременной деградации сорбированных фармацевтических загрязнителей (>98-99,99%) в ходе единой операции; само по себе МП плазмой из воды не удаляется, а лишь трансформируется [43]. (3) Трансформация и удаление тяжёлых металлов: двухстадийная схема, в которой ХАП обеспечивает лишь окислительную декомплексацию органо-металлических комплексов, тогда как фактическое извлечение (>95% из реальных стоков) достигается на последующей стадии физического отделения [12, 13]. (4) Деградация синтетических красителей: высокоэффективная деструкция катионных и анионных красителей с минерализацией ароматических хромофоров [25, 44, 45]. Характерные изменения физико-химических параметров воды - снижение pH, рост ОВП до +700-+900 мВ, накопление O_3 и H_2O_2 – служат надёжными операционными маркерами интенсивности обработки в режиме реального времени [20, 36, 40].

Сравнительный анализ с традиционными АОП показывает, что ХАП занимает уникальную нишу многоцелевой технологии, конкурентоспособной по энергозатратам с озонированием (0,014-0,14 кВт·ч/м³) при значительно более широком спектре действия. Разработка гибридных систем – ХАП + биологическая очистка, ХАП + адсорбция, ХАП + фотокатализ, ХАП + персульфаты – позволяет реализовать синергетическое усиление эффективности при снижении удельных энергозатрат. Первоначальными промышленными нишами наиболее обоснованного внедрения являются HWW и фармацевтические сточные воды как системы с относительно небольшим объёмом, известным составом и высокой экологической значимостью результата очистки [2, 4, 30].

Приоритетными задачами дальнейших исследований являются: детальное изучение деградации новых классов загрязнителей (PFAS, микропластик <1 мкм, нанопластик, вирусы ARG); разработка и валидация методологии промышленного масштабирования ДБР-реакторов; систематическая оценка токсичности промежуточных и конечных продуктов

деградации методами биотестирования; проведение полноценного анализа жизненного цикла (LCA) технологии ХАП в сравнении с традиционными методами с учётом всех стадий производства оборудования, эксплуатации и утилизации; дальнейшее изучение влияния плазменной обработки на мезоскопическую (кластерную) структуру воды и его вклад в моющую и смачивающую способность ПАВ (см. также раздел 2.3). Совокупность представленных данных позволяет позиционировать ХАП как перспективную технологическую платформу для создания интегрированных систем водоочистки нового поколения, отвечающих вызовам глобального водного кризиса и целям устойчивого развития.

Список литературы

1. UNESCO/UN-Water. The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris: UNESCO, 2015. 122 p.
2. Cold plasma for enhanced water purification / J.-A. Maybin et al // Sustainable Microbiology. – 2024. – № 1(1):qvae032. https://doi.org/10.1093/sumbio/qvae032.
3. Cold plasma technology: Advanced and sustainable approach for wastewater treatment / P. Gururani et al // Environmental Science and Pollution Research. – 2021. – № 28(45). – P. 65062-65082. https://doi.org/10.1007/s11356-021-16741-x.
4. Nguyen H.M. Removal of antibiotics from real hospital wastewater by cold plasma technique / H.M. Nguyen, H.T. Bui // Journal of Chemistry. – 2021. – 9981738. https://doi.org/10.1155/2021/9981738.
5. Degradation of bacterial antibiotic resistance genes during exposure to non-thermal atmospheric pressure plasma / I. Courti et al // Antibiotics. – 2022. – № 11(6). – P. 747. https://doi.org/10.3390/antibiotics11060747.
6. WHO. Global Action Plan on Antimicrobial Resistance. Geneva: World Health Organization, 2015. 28 p.
7. A review on non-thermal plasma treatment of water contaminated with antibiotics / M. Magureanu et al // Journal of Hazardous Materials. – 2021. – № 417. – P. 125481. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125481.
8. Efficient degradation of antibiotics by non-thermal discharge plasma: Highlight the impacts of molecular structures and degradation pathways / H. Li et al // Chemical Engineering Journal. – 2020. – № 395. – P. 125091. https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125091.
9. Plastic waste inputs from land into the ocean / J.R. Jambeck et al // Science. – 2015. – № 347(6223). – P. 768-771. https://doi.org/10.1126/science.1260352.
10. Microplastics in freshwater systems: A review of classification, sources, and environmental impacts / K. Bexeitova et al // Chemical Engineering Journal Advances. – 2024. – № 20:100649. https://doi.org/10.1016/j.ceja.2024.100649.
11. Velasquez J.A. Atmospheric cold plasma as a novel approach to remediating microplastics pollution in water / J.A. Velasquez, Y. Bao, J.-Y. Huang // Environmental Pollution. – 2024. – № 356: 124390. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124390.
12. Probing the aging processes and mechanisms of microplastic under simulated multiple actions generated by discharge plasma / L. Zhou et al // Journal of Hazardous Materials. – 2020. – № 398: 122956. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122956.
13. Decomplexation of Cu(II)-natural organic matter complex by non-thermal plasma oxidation: Process and mechanisms / T. Wang et al // Journal of Hazardous Materials. – 2020. – № 389: 121828. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121828.
14. Review on discharge plasma for water treatment: mechanism, reactor geometries, active species and combined processes / H. Zeghioud et al // Journal of Water Process Engineering. – 2020. – № 38: 101664. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101664.
15. Review on electrical discharge plasma technology for wastewater remediation / B. Jiang et al // Chemical Engineering Journal. – 2014. – № 236. – P. 348-368. https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.09.090.
16. Pharmaceuticals of emerging concern in aquatic systems: Chemistry, occurrence, effects, and removal methods / M. Patel et al // Chemical Reviews. – 2019. – № 119(6). – P. 3510-3673. https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.8b00299.

17. Plasma-liquid interactions: a review and roadmap / P.J. Bruggeman et al // Plasma Sources Science and Technology. – 2016. – № 25(5). – P. 053002. https://doi.org/10.1088/0963-0252/25/5/053002.
18. The 2017 plasma roadmap: Low temperature plasma science and technology / I. Adamovich et al // Journal of Physics D: Applied Physics. – 2017. – № 50(32). – P. 323001. https://doi.org/10.1088/1361-6463/aa76f5.
19. Fridman A. Plasma Chemistry / A. Fridman. – Cambridge: Cambridge University Press, 2008. – 978 p.
20. Plasma-activated water: Generation, origin of reactive species and biological applications / R. Zhou et al // Journal of Physics D: Applied Physics. – 2020. – № 53(30). – P. 303001. https://doi.org/10.1088/1361-6463/ab81cf.
21. Aggelopoulos C.A. Recent advances of cold plasma technology for water and soil remediation: A critical review / C.A. Aggelopoulos // Chemical Engineering Journal. – 2022. – № 428: 131657. https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131657.
22. Parvulescu V.I. Plasma Chemistry and Catalysis in Gases and Liquids / V.I. Parvulescu, M. Magureanu, P. Lukes (Eds.). – Weinheim: Wiley-VCH. – 2012. – 380 p.
23. Degradation of pharmaceutical compound pentoxifylline in water by non-thermal plasma treatment / M. Magureanu et al // Water Research. – 2010. – № 44(11). – P. 3445-3453. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.020.
24. Removal of a mixture of antibiotics in water using nonthermal plasma / F. Bilea et al // Plasma Processes and Polymers. – 2023. – № 20(7): 2300020. https://doi.org/10.1002/ppap.202300020.
25. Direct and indirect treatment of organic dye (Acid Blue 25) solutions by using cold atmospheric plasma jet. / A. Kumar et al // Frontiers in Physics. – 2022. – № 10: 835635. https://doi.org/10.3389/fphy.2022.835635.
26. Gorbanev Y. Non-thermal plasma in contact with water: The origin of species / Y. Gorbanev, D. O'Connell, V. Chechik // Chemistry: A European Journal. – 2016. – № 22(10). – P. 3496-3505. https://doi.org/10.1002/chem.201503771.
27. Cold atmospheric plasma activated water as a prospective disinfectant: The crucial role of peroxynitrite / R. Zhou et al // Green Chemistry. – 2018. – № 20(23). – P. 5276-5284. https://doi.org/10.1039/C8GC02800A.
28. Electrohydraulic discharge and nonthermal plasma for water treatment / B.R. Locke et al // Industrial & Engineering Chemistry Research. – 2006. – № 45(3). – P. 882-905. https://doi.org/10.1021/ie050981u.
29. Sahni M. Quantification of reductive and oxidative radicals in liquid-gas electrical discharge reactors / M. Sahni, B.R. Locke // Industrial & Engineering Chemistry Research. – 2006. – № 45(17). – P. 5819-5825. https://doi.org/10.1021/ie0600806.
30. Cold plasma technology for water treatment: Design, assembly and technical evaluation of a pilot plant / M. del R. Castillo et al // Journal of Information Systems Engineering and Management. – 2025. – № 10(1). https://doi.org/10.55609/jisem.2025.3773.
31. Atmospheric pressure dielectric barrier discharge plasma for in-situ water treatment using a bubbling reactor / E.M. Vasikaran et al // Journal of Environmental Chemical Engineering. – 2024. – № 12(5): 113641. https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113641.
32. Water decontamination using non-thermal plasma: Concepts, applications, and prospects / P. Murugesan et al // Journal of Environmental Chemical Engineering. – 2020. – № 8(5): 104377. https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104377.
33. Efficacy of cold atmospheric plasma treatment on chemical and microbial pollutants in water / A.S. El-Kalliny et al // ChemistrySelect. – 2021. – № 6(47). – P. 13422-13430. https://doi.org/10.1002/slct.202004716.
34. Aqueous-phase chemistry and bactericidal effects from an air discharge plasma in contact with water / P. Lukes et al // Plasma Sources Science and Technology. – 2014. – № 23(1): 015019. https://doi.org/10.1088/0963-0252/23/1/015019.
35. Reactive nitrogen species in plasma-activated water: Generation, chemistry and application in agriculture / C. Bradu et al // Journal of Physics D: Applied Physics. – 2020. – № 53(22): 223001. https://doi.org/10.1088/1361-6463/ab81ea.

36. A study on treatment of surface water using cold plasma for domestic water supply / D.V. Nguyen et al // Environmental Engineering Research. – 2019. – № 24(4). – P. 412-417. https://doi.org/10.4491/eer.2018.215.
37. Electrochemical reactions at the boundary areas between cold atmospheric pressure plasma, air, and water / A.G. Volkov et al // Plasma. – 2024. – № 7(4). – P. 891-903. https://doi.org/10.3390/plasma7040049.
38. Inactivation mechanisms of non-thermal plasma on microbes: A review / X. Liao et al // Food Control. – 2017. – № 75. – P. 83-91. https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2016.12.021.
39. Cold atmospheric plasma: a sustainable approach to inactivating viruses, bacteria, and protozoa with remediation of organic pollutants in river water and wastewater / I.A. Hamza et al // Environmental Science and Pollution Research. – 2023. – № 30(54). – P. 116214-116226. https://doi.org/10.1007/s11356-023-30298-x.
40. Measurement of reactive species generated by dielectric barrier discharge in direct contact with water in different atmospheres / V.V. Kovacevic et al // Journal of Physics D: Applied Physics. – 2017. – № 50(15): 155205. https://doi.org/10.1088/1361-6463/aa5fde.
41. Degradation kinetics of cold plasma-treated antibiotics and their antimicrobial activity / C. Sarangapani et al // Scientific Reports. – 2019. – № 9: 3955. https://doi.org/10.1038/s41598-019-40352-9.
42. High efficiency plasma treatment of water contaminated with organic compounds. Study of the degradation of ibuprofen / M. Magureanu et al // Plasma Processes and Polymers. – 2018. – № 15(1): 1700201. https://doi.org/10.1002/ppap.201700201.
43. Cold plasma-induced changes in polyethylene particles and their binding affinity to selected pharmaceuticals / A. Wypart-Pawul et al // Molecules. – 2025. – № 30(18): 3756. https://doi.org/10.3390/molecules30183756.
44. Comprehensive analysis of experimental conditions in plasma-liquid interaction for the efficient removal of methylene blue / D.D. Vo et al // RSC Advances. – 2025. – № 15(22). – P. 14756-14766. https://doi.org/10.1039/D5RA01066G.
45. Recent advances of emerging organic pollutants degradation in environment by non-thermal plasma technology: A review / Y. He et al // Water. – 2022. – № 14(9): 1351. https://doi.org/10.3390/w14091351.
46. Combinatorial effects of non-thermal plasma oxidation processes and photocatalytic activity on the inactivation of bacteria and degradation of toxic compounds in wastewater / A. Raji et al // RSC Advances. – 2022. – № 12. – P. 14246-14259. https://doi.org/10.1039/D1RA09337A.
47. Synergistic effect of atmospheric-pressure plasma and TiO2 photocatalysis on inactivation of Escherichia coli cells in aqueous media / R. Zhou et al // Scientific Reports. – 2016. – № 6: 39552. https://doi.org/10.1038/srep39552
48. Antibiotics degradation and bacteria inactivation in water by cold atmospheric plasma discharges above and below water surface / M. El Shaer et al // Plasma Chemistry and Plasma Processing. – 2020. – № 40(4). – P. 971-983. https://doi.org/10.1007/s11090-020-10076-0.
49. Ouzar A. Tetracycline degradation by nonthermal plasma: removal efficiency, degradation pathway, and toxicity evaluation / A. Ouzar, I.-K. Kim // Water Science & Technology. – 2022. – № 86(11). – P. 2794-2807. https://doi.org/10.2166/wst.2022.339.
50. WHO. Guidelines for Drinking-water Quality: Fourth Edition Incorporating the First Addendum. Geneva: World Health Organization, 2017. 564 p.
51. Effects of plasma on physical properties of water: nanocrystalline-to-amorphous phase transition and improving produce washing / J. He et al // Plasma. – 2022. – № 5(4). – P. 462-469. https://doi.org/10.3390/plasma5040034.

Финансирование: *исследование выполнено при финансовой поддержке Комитета науки Министерства науки и высшего образования Республики Казахстан (№ BR28712925, тема: «Исследование и разработка технологий холодной плазмы для комплексной реабилитации экосистем»).*

А.Р. Кажмуратов*, **И.О. Сапаргали**, **Е.Н. Есжан**, **М.С. Кунарбекова, М. Токтар**
Satbayev University, 050013, Республика Казахстан, г. Алматы, ул. Сатпаева 22

*e-mail: aidynkazhmuratov@gmail.com

СУЛЫ ОРТАҒА ЖӘНЕ ОНЫҢ ЛАСТАҒЫШТАРЫНА СУЫҚ ПЛАЗМАНЫҢ ӘСЕРІ: ШОЛУ

Мақалада суды тазарту үшін атмосфералық суық плазманың (ХАП) қазіргі мүмкіндіктеріне шолу жасалған. Өзектілік су объектілерінің тұрақты антропогендік заттармен – фармацевтикалық қосылыстармен, антибиотиктерге төзімділік гендерімен (ARG), микропластикпен, ауыр металл иондарымен және синтетикалық бояғыштармен ластануына байланысты. ХАП әсерінің физика-химиялық механизмдері қарастырылған: оттегі мен азоттың реактивті түрлерінің (RONS) генерациясы, УФ-сәулелену, импульстік электр өрістері, электрогидравликалық кавитация, сондай-ақ плазмамен белсендірілген су тұжырымдамасы. Негізгі реактор конфигурациялары – диэлектрлік кедергілік разряд (ДКР), атмосфералық плазмалық ағыс (АПА) және электрогидравликалық разряд (ЭГР) – олардың салыстырмалы сипаттамаларымен сипатталған. ХАП тиімділігі ластағыштардың төрт класы бойынша талданған. Антибиотиктер мен ARG үшін жою дәрежесі 72-99% және одан жоғарыға жетеді; микропластик үшін беттік тотығу және агрегация, сонымен бірге сорбцияланған поллютанттардың ыдырауы көрсетілген; ауыр металдар үшін – органометалл кешендерінің декомплексациясы және кейіннен тұндыру; синтетикалық бояғыштар үшін – 95%-дан астам түссіздену. Атап өткен жөн, ауыр металдар мен микропластик үшін ХАП негізінен ластағыштың химиялық түрі мен агрегаттық күйін түрлендіруді қамтамасыз етеді, ал оны судан нақты жою тұндыру, коагуляция немесе сүзу сияқты кейінгі кезеңдерде жүзеге асады; минерализацияға дейінгі қайтымсыз ыдырау негізінен органикалық ластағыштарға (антибиотиктер, бояғыштар) тән. ХАП дәстүрлі әдістермен (хлорлау, озондау, УФ, биологиялық тазарту) салыстырмалы талдауы жүргізілген. ХАП-тың басты артықшылығы – оның синергетикалық көп факторлы механизмі, бұл күрделі су матрицаларында әртекті ластағыштарды бір мезгілде ыдыратуға мүмкіндік береді, ал мұндай нәтижеге монофакторлы дәстүрлі әдістермен қол жеткізу мүмкін емес.

Түйін сөздер: *ауыр металдар, микропластик, антибиотиктер, суды тазарту, суық плазма, ДБР-реактор, ағынды сулар.*

A.R. Kazhmuratov*, I.O. Sapargali, Y.N. Yeszhan, M.S. Kunarbekova, M. Toktar
Satbayev University, 050013, Republic of Kazakhstan, Almaty, 22 Satpaev St.
*e-mail: aidynkazhmuratov@gmail.com

IMPACT OF COLD PLASMA ON THE AQUEOUS ENVIRONMENT AND ITS POLLUTANTS: A REVIEW

This article presents a review of current cold atmospheric plasma (CAP) capabilities for water treatment. The relevance is associated with water pollution by persistent anthropogenic substances – pharmaceutical compounds, antibiotic resistance genes (ARGs), microplastics, heavy metal ions, and synthetic dyes. The physicochemical mechanisms of CAP action are considered: generation of reactive oxygen and nitrogen species (RONS), UV radiation, pulsed electric fields, electrohydraulic cavitation, as well as the concept of plasma-activated water. The main reactor configurations – dielectric barrier discharge (DBD), atmospheric pressure plasma jet (APPJ), and electrohydraulic discharge (EHD) – are described along with their comparative characteristics. The effectiveness of CAP is analyzed for four pollutant classes. For antibiotics and ARGs, the removal degree reaches 72-99% and higher; for microplastics, surface oxidation and agglomeration with simultaneous degradation of sorbed pollutants are shown; for heavy metals, decomplexation of organometallic complexes followed by precipitation; for synthetic dyes, decolorization exceeding 95%. It should be emphasized that for heavy metals and microplastics, CAP predominantly provides transformation of the pollutant's chemical form and aggregate state, whereas its actual removal from water is achieved at subsequent stages of sedimentation, coagulation, or filtration; irreversible destruction down to mineralization is characteristic mainly of organic pollutants (antibiotics, dyes). A comparative analysis of CAP with conventional methods (chlorination, ozonation, UV, biological treatment) is performed. It is shown that the main advantage of CAP is its synergistic multi-factor mechanism, which enables simultaneous degradation of heterogeneous pollutants in complex aqueous matrices, unattainable with single-mechanism conventional methods.

Key words: *heavy metals, microplastics, antibiotics, water purification, cold plasma, DBD reactor, RONS, wastewater.*

Авторлар туралы мәліметтер

Айдын Рустемович Кажмуратов* – техника ғылымдарының бакалавры, кіші ғылыми қызметкер; e-mail: aidynkazhmuratov@gmail.com. ORCID: https://orcid.org/0009-0007-4338-6627.

Иннабат Омирузаккызы Сапаргали – техника ғылымдарының бакалавры, ғылыми қызметкер; e-mail: sapargali.i@mail.ru. ORCID: https://orcid.org/0009-0002-0258-8277.

Елриза Нұрәкімқызы Есжан – техника ғылымдарының магистрі, ғылыми қызметкер; e-mail: yelriza.yeszhan@gmail.com. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4523-1211.

Махаббат Сейт-Задаевна Кунарбекова – PhD, аға ғылыми қызметкер, Қ.И. Сәтбаев атындағы ҚазҰТЗУ; e-mail: m.kunarbekova@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8640-0667.
Мұрат Тоқтар – PhD, қауымдастырылған профессор, Satbayev University; e-mail: m.toktar@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0953-7491.

Сведения об авторах
Айдын Рустемович Кажмуратов* – бакалавр технических наук, мл. научный сотрудник; e-mail: aidynkazhmuratov@gmail.com. ORCID: https://orcid.org/0009-0007-4338-6627.
Иннабат Омирузаккызы Сапаргали – бакалавр технических наук, научный сотрудник; e-mail: sapargali.i@mail.ru. ORCID: https://orcid.org/0009-0002-0258-8277.
Елриза Нуракимкызы Есжан – магистр технических наук, научный сотрудник; e-mail: yelriza.yeszhan@gmail.com. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4523-1211.
Махаббат Сейт-Задаевна Кунарбекова – PhD, старший научный сотрудник, КазНИТУ им. К.И. Сатпаева; e-mail: m.kunarbekova@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8640-0667.
Мухтар Токтар – PhD, ассоциированный профессор Satbayev University; e-mail: m.toktar@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0953-7491.

Information about the authors
Aidyn Rustemovich Kazhmuratov* – Bachelor of Technical Sciences, Junior Researcher; e-mail: aidynkazhmuratov@gmail.com. ORCID: https://orcid.org/0009-0007-4338-6627.
Inabat Omiruzakkyzy Sapargali – Bachelor of Technical Sciences, Researcher; e-mail: sapargali.i@mail.ru. ORCID: https://orcid.org/0009-0002-0258-8277.
Elriza Nurakimkyzy Eszhan – Master of Technical Sciences, Researcher; e-mail: yelriza.yeszhan@gmail.com. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-4523-1211.
Makhabbat Seit-Zadaevna Kunarbekova – PhD, Senior Researcher, Satbayev University; e-mail: m.kunarbekova@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8640-0667.
Mukhtar Toktar – PhD, Associate Professor, Satbayev University; e-mail: m.toktar@satbayev.university. ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0953-7491.

Поступила в редакцию 05.06.2026
Поступила после доработки 04.09.2026
Принята к публикации 07.09.2026

https://doi.org/10.53360/2788-7995-2026-3(23)-89

МРНТИ: 61.61.29; 61.61.81; 61.61.91

Y.O. Andrienko, R.M. Nesmeyanova, S.R. Massakbayeva*, S.Yu. Kovtareva, O.E. Mukashev
Torayghyrov University,
140000, Republic of Kazakhstan, Pavlodar, Lomov St 64
*e-mail: sofyamassakbayeva@gmail.com

MECHANISMS OF POLYOLEFIN (PP AND PE) DEGRADATION AND COMPARATIVE CHARACTERISTICS OF PRIMARY AND SECONDARY POLYOLEFINS

Abstract: *This review systematizes recent open-access data on the degradation of polyolefins, with emphasis on polypropylene (PP) and polyethylene (PE) and on the differences between virgin and secondary materials during ageing, processing, and reprocessing. The analysis covers photo-oxidative, thermo-oxidative, and thermomechanical pathways and relates them to changes in molecular architecture, molecular weight, melt rheology, thermal stability, and mechanical performance. It is shown that polypropylene degrades predominantly through chain scission because tertiary carbon atoms are highly reactive; as a result, the average molecular weight decreases and the melt flow index usually increases. Polyethylene exhibits a more complex scenario in which chain scission competes with branching and partial cross-linking, causing non-linear viscosity behavior and a higher risk of embrittlement at advanced oxidation stages. Comparative data indicate that recycled PE and PP generally lose tensile strength, impact resistance, and elongation at break relative to virgin grades, although properly selected blend composition, antioxidant stabilization, and rheology-based quality control can significantly improve recyclate performance. The practical conclusion is that recycled*

©Y.O. Andrienko, R.M. Nesmeyanova, S.R. Massakbayeva, S.Yu. Kovtareva, O.E. Mukashev, 2026