ЖУРНАЛ ФИЗИЧЕСКОЙ ХИМИИ, 2023, том 97, № 12, с. 1794–1800

ФОТОХИМИЯ, МАГНЕТОХИМИЯ, МЕХАНОХИМИЯ

УДК 544.526.2

ФОТОИНДУЦИРОВАННАЯ ДЕСТРУКЦИЯ КОМПЛЕКСНЫХ ЦИАНИДОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КВАЗИМОНОХРОМАТИЧЕСКОГО УФС-ИЗЛУЧЕНИЯ KrCl-ЭКСИЛАМПЫ (222 нм)

© 2023 г. А. А. Батоева[a,*], Б. А. Цыбикова[a], М. Р. Сизых[a]

[a] *Байкальский институт природопользования СО РАН, Улан-Удэ, Россия*

**e-mail: abat@binm.ru*

Поступила в редакцию 24.04.2023 г.
После доработки 19.06.2023 г.
Принята к публикации 21.06.2023 г.

Изучены кинетические закономерности фотохимического окисления устойчивых цианистых соединений – комплексных цианидов (на примере гексацианоферратов), с персульфатом (окислительная система {УФ/$S_2O_8^{2-}$}), пероксидом водорода (окислительная система {УФ/H_2O_2}) при воздействии квазимонохроматического УФС-излучения KrCl-эксилампы (222 нм). По эффективности и скорости процесса деструкции целевого соединения рассмотренные окислительные системы можно выстроить в следующий ряд {УФ/$S_2O_8^{2-}$} > {УФ/H_2O_2} > {УФ}. Эффективная деструкция гексацианоферратов при микромолярных концентрациях (≤47 мкМ) до нетоксичных и биоразлагаемых соединений в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$} обусловлена высокой окислительной способностью активных форм кислорода, образующихся вследствие фотолиза персульфата.

Ключевые слова: гексацианоферраты, персульфат, пероксид водорода, KrCl-эксилампа, фотолиз, деструкция, активные формы кислорода

DOI: 10.31857/S004445372312004X, **EDN:** TMLPWJ

Жесткие требования экологического и экономического характера диктуют настоятельную необходимость создания новых технологий, которые могли бы стать реальной альтернативой существующим при организации безотходных или малоотходных технологических схем, дающих наибольший экологический эффект.

Усовершенствованные процессы окисления продолжают оставаться предметом многочисленных исследований из-за их высокой эффективности в удалении трудноокисляемых (биорезистентных) органических загрязнителей, в том числе и микрополлютантов [1–4].

В последнее десятилетие интенсивно развиваются комбинированные фотохимические методы с использованием экологически безопасных окислителей – неорганических пероксосоединений, являющихся прекурсорами активных форм кислорода – высокореакционноспособных кислородсодержащих радикалов [5–8].

Для проведения фотохимических процессов применяют различные источники излучения (от коротковолновой УФ до видимой области спектра). Большой интерес представляют современные источники УФ-излучения – эксилампы на эксимерных и эксиплексных молекулах, испускающие квазимонохроматический свет [9, 10]. Такие источники рассматриваются как возможная альтернатива традиционным ртутным лампам и обладают такими преимуществами как большая энергия фотона (3.5–10 эВ), узкая полоса излучения, отсутствие ртути. В настоящее время в мировой литературе достаточно много данных по использованию эксиламп для инициирования либо активации радикально-цепных реакций фотохимического окисления микрополлютантов органической природы [11–14], недавно опубликованы результаты исследования по окислительной деструкции неорганических нелетучих серосодержащих соединений (на примере тиоцианатов) [15], но практически отсутствуют работы по использованию эксиламп в процессах окисления устойчивых комплексных цианидов, в частности гексацианоферратов.

Гексацианоферраты (ГЦФ) ($[Fe(CN)_6]^{4-}$ и $[Fe(CN)_6]^{3-}$) являются одними из приоритетных экотоксикантов цианидсодержащих производственных сточных вод, прежде всего обогатительных и гидрометаллургических переделов золотоизвлекательных фабрик, поскольку тяжело под-

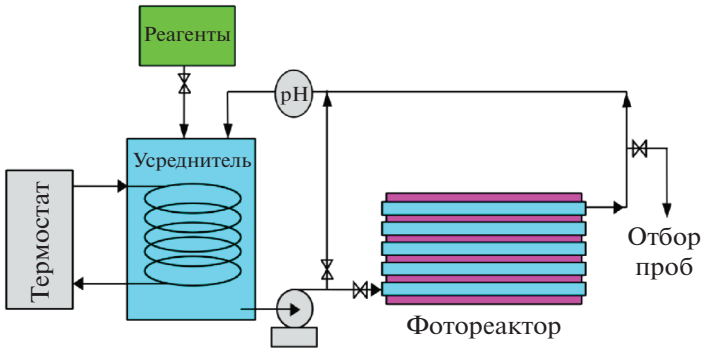

Рис. 1. Схема экспериментальной установки с проточным трубчатым фотореактором.

даются окислению озоном, пероксидом водорода и даже хлорированию [16, 17], что и обуславливает необходимость разработки эффективного метода их обезвреживания и нейтрализации в отработанных технологических растворах, сточных и оборотных водах перед сбросом или их повторным использованием.

Цель данной работы – исследование кинетических закономерностей процессов фотохимического окисления токсичных неорганических загрязнителей – устойчивых цианистых соединений (на примере гексацианоферратов) в комбинированных окислительных системах, базирующихся на использовании генерируемых *in situ* активных форм кислорода (АФК), при воздействии монохроматического УФС-излучения KrCl-эксилампы.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Исследования проводились на модельных водных растворах гексацианоферрата калия $K_3Fe(CN)_6$ с исходной концентрацией 0.047–2.35 мМ (10–500 мг/л) в щелочной среде, при pH 11. В экспериментах использовали реактивы (гексацианоферрат калия, персульфат калия, пероксид водорода и др.) марки “х.ч.” (АО “Химреактивснаб”, г. Уфа). Для приготовления растворов использовали дистиллированную воду (χ = 2 мкСм/см). Для корректировки pH использовали 1% раствор NaOH.

Эксперименты по фотохимической деструкции гексацианоферратов (ГЦФ) осуществляли в динамических условиях на установке (рис. 1), включающей трубчатый фотореактор с термостатированием (22 ± 2°C), источник квазимонохроматического УФС-излучения – KrCl-эксилампу барьерного разряда (модель KrCl_BD_P, ООО “Эксилампы”, г. Томск), излучающую в узкой спектральной полосе с максимумом 222 нм (полушириной 2–15 нм), перистальтический насос с регулируемой подачей потока, стеклянный резервуар-усреднитель. Скорость обрабатываемого раствора (V = 400 мл) составляла 0.5 л/мин. Потребляемая мощность электрической энергии KrCl-эксилампы (замеренная Energymonitor Voltcraft EM-3000) составила 23 Вт. Интенсивность поглощенного излучения KrCl-эксилампы, определенная методом химической актинометрии с атразином [18], равна 0.43 мВт/см^2.

Определение концентрации ГЦФ и продуктов их деструкции – простых цианидов, проводили в соответствии с аттестованными методиками [19, 20]. Относительная погрешность их определения не превышала ±10%.

Эффективность процесса фотодеструкции оценивали по изменению концентрации ГЦФ в обрабатываемом растворе по формуле:

$$Э\,(\%) = \left(1 - \frac{C_\tau}{C_0}\right) \times 100,$$

где C_0 и C_τ исходная и в момент времени τ (мин) концентрация ГЦФ соответственно.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Сравнительная оценка окислительных систем $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ *и* $\{УФ/H_2O_2\}$

На первом этапе исследований проведена экспериментальная серия по сравнительной оценке эффективности деструкции ГЦФ при прямом фотолизе (УФ), в “темновых” реакциях с окислителями и в комбинированных окислительных системах $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$, $\{УФ/H_2O_2\}$.

Установлено, что ГЦФ не устойчивы к воздействию УФС-излучения KrCl-эксилампы. Так, при исходной концентрации ГЦФ 0.47 мМ при прямом фотолизе через 60 минут экспозиции степень их деструкции достигает 45%. В “темновых” условиях реакции взаимодействия ГЦФ с окислителями – персульфатом и пероксидом водорода, протекают достаточно медленно, через 60 минут экспозиции эффективность процесса составила 35 и 7% соответственно.

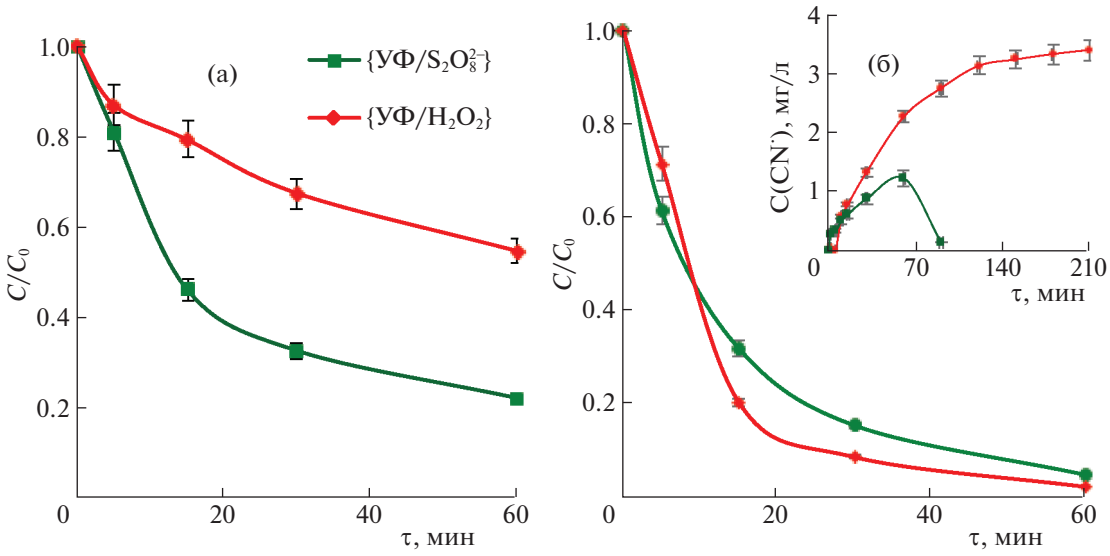

Рис. 2. Кинетика фотодеструкции ГЦФ, образования и расходования цианид-ионов (врезка) в окислительных системах {УФ/$S_2O_8^{2-}$} и {УФ/H_2O_2}: а – [ГЦФ] = 0.47 мМ, б – [ГЦФ] = 0.047 мМ; [окислитель] : [ГЦФ]= 10 : 1.

В комбинированных окислительных системах {УФ/$S_2O_8^{2-}$} и {УФ/H_2O_2} наблюдается рост скорости реакций окисления целевого соединения (рис. 2а). При воздействии УФС-излучения KrCl-эксилампы происходит фотоактивация пероксосоединений с образованием более высокореакционноспособных вторичных окислителей – кислородсодержащих радикалов [21, 22]:

$$^{-}SO_3{-}O{-}O{-}SO_3^{-} \xrightarrow{h\nu} 2SO_4^{\bullet -}, \quad (1)$$

$$H{-}O{-}O{-}H \xrightarrow{h\nu} 2HO^{\bullet}. \quad (2)$$

При этом более высокая степень деструкции (77.3%) достигается в системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$}. Преимущества фотохимического окисления в системах {УФ/$S_2O_8^{2-}$} по сравнению с {УФ/H_2O_2} также отмечены в исследованиях по фотодеструкции устойчивых органических загрязнителей: бисфенола А [23], азокрасителя Asid Orange 7 [24], β-лактамного антибиотика цефтриаксона [13].

Известно, что молярный коэффициент экстинкции персульфата в коротковолновой УФС-области спектра многократно выше, чем у пероксида водорода [25]. Этим обусловлена более высокая скорость его фотоактивации излучением KrCl-эксилампы (222 нм). При этом образующиеся *in situ* вторичные окислители – сульфатные анион-радикалы $SO_4^{\bullet -}$ (E^0 = 2.5–3.1 В, $\tau_{1/2}$ = 30–40 мкс) имеют более высокий окислительный потенциал и длительный период полураспада по сравнению с гидроксильными радикалами $^{\bullet}OH$ (E^0 = 1.8–2.7 В, $\tau_{1/2}$ = 20 нс) [26].

Кроме того, в щелочной среде возможна “щелочная” активация персульфата с образованием сульфатных $SO_4^{\bullet -}$ и супероксидных $O_2^{\bullet -}$ анион-радикалов:

$$2S_2O_8^{2-} + 2H_2O \xrightarrow{HO^-} \xrightarrow{HO^-} 3SO_4^{2-} + SO_4^{\bullet -} + 4H^+ + O_2^{\bullet -} \text{ [27]} \quad (3)$$

и образование гидроксильных радикалов:

$$SO_4^{\bullet -} + H_2O \rightarrow {}^{\bullet}OH + SO_4^{2-} + H^+, \quad k_4 = 9.4\times10^3\ M^{-1}\ c^{-1}\ [28], \quad (4)$$

$$SO_4^{\bullet -} + OH^- \rightarrow SO_4^{2-} + {}^{\bullet}OH, \quad k_5 = (4.6–8.3)\times10^7\ M^{-1}\ c^{-1}\ [29]. \quad (5)$$

При более низкой исходной концентрации ГЦФ (0.047 мМ) характер кинетических кривых деструкции ГЦФ в комбинированных окислительных системах {УФ/$S_2O_8^{2-}$} и {УФ/H_2O_2} практически идентичен. Через 60 мин экспозиции в обеих окислительных системах степень деструкции ГЦФ достигает 98% (рис. 2б).

Однако экспериментально установлено, что лимитирующей стадией процесса глубокой деструкции ГЦФ является окисление цианид-ионов – основных токсичных продуктов, и природа окислителя существенно влияет на кинетику их накопления и расходования (рис. 2б).

Так, в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$} происходит практически полная фотохимическая деструкция комплекса $[Fe(CN)_6]^{3-}$ путем замещения молекулами воды (гидроксильными ионами)

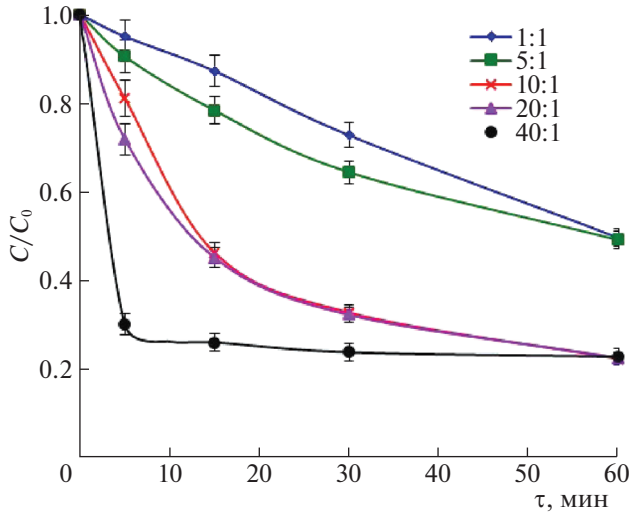

Рис. 3. Влияние концентрации персульфата на процесс фотодеструкции ГЦФ в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$} при [ГЦФ] = 0.47 мМ.

цианид-ионов и выход их из внутренней сферы. Это многоступенчатый процесс, включающий множество элементарных реакций [30], который укрупненно можно описать следующим образом:

$$[Fe(CN)_6]^{3-} + H_2O \xrightarrow{h\nu} [Fe(CN)_5H_2O]^{2-} + CN^-, \quad (6)$$

$$[Fe(CN)_5H_2O]^{2-} + 2H_2O \xrightarrow{h\nu} \xrightarrow{h\nu} 2Fe(OH)_3^- + 5CN^- + 3H^+. \quad (7)$$

Далее с участием образующихся *in situ* АФК происходит эффективное окисление токсичных свободных цианидов до менее токсичных и биоразлагаемых продуктов – цианатов, в свою очередь, окисляющихся до ионов аммония, нитритов, нитратов и диоксида углерода [16, 29, 30]. Необходимо отметить, что полученные результаты хорошо коррелируют с результатами, полученными при сравнении окислительных систем {УФ/$S_2O_8^{2-}$} и {УФ/H_2O_2} при фотодеструкции органических субстратов [31]. Так, наблюдалась более высокая скорость разложения интермедиатов до нетоксичных продуктов при окислении бензофенона-3 [32]. Путем измерения ингибирования люминесценции бактерий *Vibrio fischeri* при той же молярной концентрации окислителей уровни токсичности снижались почти до нуля через 30 и 8 мин в {УФ/H_2O_2} и {УФ/$S_2O_8^{2-}$}, соответственно.

Таблица 1. Влияние концентрации $S_2O_8^{2-}$ на процесс фотодеструкции ГЦФ в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$}

[$S_2O_8^{2-}$], мМ	W_0, мкМ мин$^{-1}$	$Э$, %
0.47	3.04	50.4
2.35	8.91	50.9
4.70	17.86	77.3
9.4	26.48	77.3
18.8	65.80	77.3

Примечание. [ГЦФ] = 0.47 мМ, $Э$ – эффективность процесса через 60 мин экспозиции.

Полученные результаты однозначно свидетельствуют о целесообразности более детального исследования закономерностей деструкции ГЦФ в комбинированной окислительной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$}.

Влияние концентрации $S_2O_8^{2-}$

Эффективность и скорость фотоокисления ГЦФ значительно зависят от мольного соотношения [$S_2O_8^{2-}$] : [ГЦФ] (рис. 3, табл. 1). При увеличении концентрации окислителя наблюдается рост начальных скоростей реакции окисления ГЦФ, вследствие возрастания скорости образования высокоактивных кислородсодержащих радикалов. Судя по характеру кинетических кривых, повышение мольного соотношения [$S_2O_8^{2-}$] : [ГЦФ] свыше 10 : 1 нецелесообразно. Избыток окислителя приводит к нецелевому расходованию образующихся АФК, которые могут быть вовлечены в процессы рекомбинации, протекающие с высокими скоростями, и другие побочные реакции:

$$SO_4^{\bullet -} + SO_4^{\bullet -} \rightarrow S_2O_8^{2-}, \quad k_6 = 4\times10^8\ M^{-1}\ c^{-1}\ [33], \quad (8)$$

$$HO^{\bullet} + HO^{\bullet} \rightarrow H_2O_2, \quad k_7 = 5.5\times10^9\ M^{-1}\ c^{-1}\ [34], \quad (9)$$

$$SO_4^{\bullet -} + HO^{\bullet} \rightarrow HSO_4^- + 0.5O_2, \quad k_8 = 1.0\times10^{10}\ M^{-1}\ c^{-1}\ [28]. \quad (10)$$

Влияние исходной концентрации ГЦФ

С практической точки зрения важным является изучение зависимости эффективности обработки от исходной концентрации загрязнителя. Поэтому исследования по выявлению влияния исходной концентраций ГЦФ на процесс их фотодеструкции в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$} проводили в широком концентрационном диапазоне [ГЦФ] = 0.047–2.35 мМ (10–500 мг/л). С увеличением исходной концентрации ГЦФ начальная скорость деструкции W_0 за-

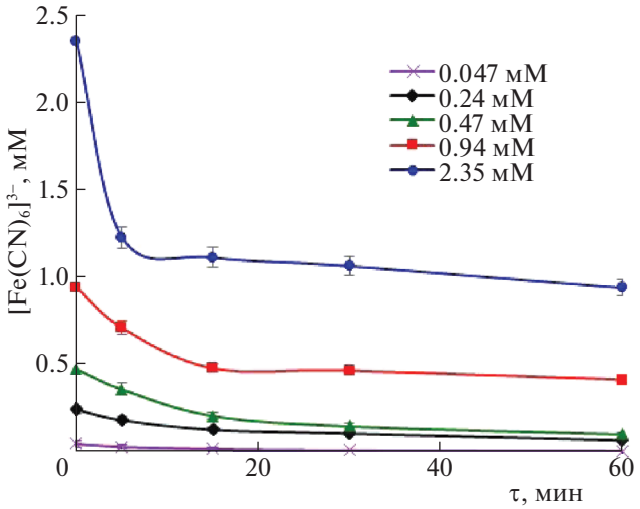

Рис. 4. Влияние исходной концентраций ГЦФ на процесс их фотодеструкции в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$} при [$S_2O_8^{2-}$] : [ГЦФ] = 10 : 1.

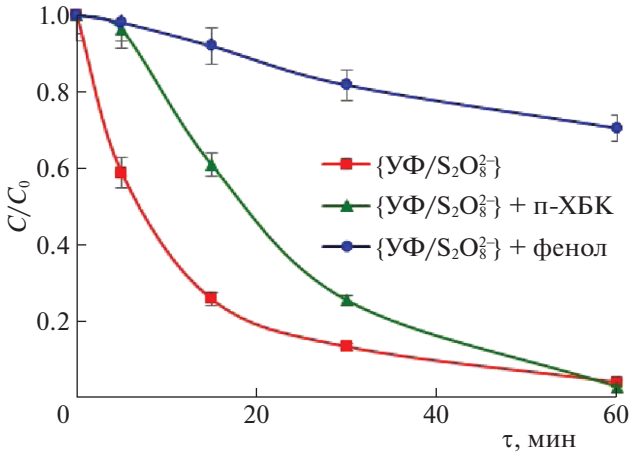

Рис. 5. Влияние ингибиторов радикальных реакций на процесс фотодеструкции ГЦФ в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$}. [ГЦФ] = 0.047 мМ, [*п*-ХБК] = [фенол] = 0.047 мМ, [$S_2O_8^{2-}$] : [ГЦФ] = 10 : 1.

кономерно повышается (рис. 4, табл. 2), но при этом наблюдается снижение эффективности процесса. Полагаем, что это связано с недостаточными условиями для реализации эффективного процесса фотодеструкции ГЦФ, прежде всего с так называемым "экранирующим" эффектом.

Максимальная эффективность процесса деструкции целевого соединения в рассматриваемой окислительной системе (98%) наблюдается при исходной концентрации ГЦФ = 0.047 мМ, после 60 мин экспозиции.

Выявление роли АФК

Для выявления роли АФК – сульфатных анион-радикалов $SO_4^{\bullet-}$ и гидроксильных радикалов $^{\bullet}OH$, генерируемых *in situ* в процессе фотохимической деструкции ГЦФ в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$}, использовали метод ингибирования радикальных реакций. В качестве акцепторов радикалов-"ловушек", выбрали *п*-хлорбензойную кислоту (*п*-ХБК) и фенол, которые широко используются при изучении радикально-цепных превращений органических субстратов в соно- и фотохимических процессах [31, 35]. При этом известно, что эти соединения являются фотоустойчивыми к УФС-излучению KrCl-эксилампы [36, 37], но с высокой скоростью взаимодействуют с АФК – как с $^{\bullet}OH$, так и с $SO_4^{\bullet-}$ радикалами (табл. 3).

Изменение характера кинетических кривых (рис. 5) при введении даже незначительных добавок соединений "ловушек" свидетельствует об ингибировании процесса деструкции ГЦФ. Так, при добавлении эквимолярной концентрации *п*-ХБК начальная скорость процесса снижается почти в 5 раз с 3.33 до 0.7 мкМ мин$^{-1}$. Более высокая степень ингибирования процесса деструкции ГЦФ в присутствии фенола хорошо коррелирует с более высокой скоростью его реакции с $SO_4^{\bullet-}$ по сравнению с *п*-ХБК (в 24.4 раза) (табл. 3). Полученные результаты однозначно свидетельствуют о реализации радикального механизма деструкции ГЦФ с участием АФК.

Исследованы кинетические закономерности процессов фотохимического окисления токсичных неорганических загрязнителей – устойчивых цианистых соединений (на примере гексацианоферратов) в комбинированных окислительных системах, базирующихся на использовании генерируемых *in situ* активных форм кислорода (АФК), при воздействии квазимонохроматиче-

Таблица 2. Влияние исходной концентрации ГЦФ на процесс их фотодеструкции в комбинированной системе {УФ/$S_2O_8^{2-}$}, [$S_2O_8^{2-}$] : [ГЦФ] = 10 : 1

[ГЦФ], ммоль л$^{-1}$	W_0, мкМ мин$^{-1}$	*Э*, %
0.047	3.33	98.0
0.24	10.33	72.0
0.47	16.65	78.0
0.94	45.23	56.0
2.35	234.18	61.0

Обозначения: *Э* – эффективность процесса через 60 мин обработки.

Таблица 3. Константы скорости реакций соединений – "ловушек" и АФК

Соединение	$k_{HO^\bullet}$, $M^{-1}\,c^{-1}$	$k_{SO_4^{\bullet-}}$, $M^{-1}\,c^{-1}$
n-ХБК	5.0×10^9 [34]	3.6×10^8 [29]
Фенол	$(2.7–7.8) \times 10^9$ [38]	8.8×10^9 [39]

ского УФС-излучения KrCl-эксилампы (222 нм). По эффективности, скорости процесса деструкции ГЦФ рассмотренные окислительные системы можно выстроить в следующий ряд $\{УФ/S_2O_8^{2-}\} > \{УФ/H_2O_2\} > \{УФ\}$. При микромолярных концентрациях ГЦФ (≤10 мг/л) в комбинированной окислительной системе $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ достигается практически полная деструкция целевого соединения и основного токсичного продукта окисления – простых цианидов, до нетоксичных и биоразлагаемых соединений.

Таким образом, полученные результаты позволяют сделать вывод о перспективности использования УФС-излучения KrCl-эксилампы (222 нм) в комбинированной окислительной системе $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ для глубокой деструкции устойчивых комплексных цианидов в процессах "финишной" доочистки сточных или оборотных вод.

Исследование выполнено в рамках государственного задания Федерального государственного бюджетного учреждения науки Байкальского института природопользования Сибирского отделения Российской академии наук FWSU-2021-0006, с использованием оборудования ЦКП БИП СО РАН (Улан-Удэ).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Deng Y., Zhao R.* // Curr. Pollut. Reports. 2015. V. 1. P. 167. https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z
2. *Giannakis S., Lin K.Y.A., Ghanbari F.* // Chem. Eng. J. 2021. V.406. https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127083
3. *Rodriguez-Narvaez O.M., Peralta-Hernandez J.M., Goonetilleke A. et al.* // Chem. Eng. J. 2017. V. 323. P. 361. https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106
4. *Yang Y., Ok Y.S., Kim K.-H. et al.* // Sci. Total Environ. 2017. V. 596–597. P. 303. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.102
5. *Yang Q., Ma Y., Chen F. et al.* // Chem. Eng. J. 2019. V. 378. P. 122149. https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122149
6. *Huang W., Bianco A., Brigante M. et al.* // J. Hazard. Mater. 2018. V. 347. P. 279. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.006
7. *Malato S., Fernandez-Ibanez P., Maldonado M. et al.* // Catalysis Today. 2009. V. 147. P. 1. https://doi.org/10.1016/j.cattod.2009.06.018
8. *Tsydenova O., Batoev V., Batoeva A.* // Int. J. Environ. Res. Public Health. 2015. V. 12. P. 9542. https://doi.org/10.3390/ijerph120809542
9. *Бойченко А.М., Ломаев М.И., Панченко А.Н. и др.* Ультрафиолетовые и вакуумно-ультрафиолетовые эксилампы: Физика, техника и применения, STT, Томск. 2011. 512 с.
10. *Sosnin E., Avdeev S., Tarasenko V. et al.* // Instruments Exp. Tech. 2015. V. 58. P. 309. https://doi.org/10.1134/S0020441215030124
11. *Popova S., Matafonova G., Batoev V.* // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2019. V. 169. P. 169. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.014
12. *Sizykh M., Batoeva A., Tsydenova O.* // Clean-Soil, Air, Water. 2018. V. 46. P. 1700187. https://doi.org/10.1002/clen.201700187
13. *Sizykh M., Batoeva A., Matafonova G.* // J. Photochem. Photobiol. A Chem. 2023. V. 436. P. 114357. https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2022.114357
14. *Matafonova G., Batoev V.* // Chemosphere. 2012. V. 89. P. 637. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.012
15. *Budaev S.L., Batoeva A.A., Khandarkhaeva M.S. et al.* // Russ. J. Phys. Chem. A. 2017. V. 91. P. 604. https://doi.org/10.1134/S0036024417030049
16. *Botz M.M., Mudder T.I., Akcil A.U.* Cyanide Treatment: Physical, Chemical, and Biological Processes // Advanced in Gold Ore Processing ed. Adams M.D. Amsterdam: Elsevier Ltd. 2016. P. 619. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63658-4.00035-9.
17. *Kuyucak N., Akcil A.* // Miner. Eng. 2013. V. 50–51. P. 13. https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.05.027
18. *Canonica S., Meunier L., von Gunten U.* // Water Res. 2008. V. 42. P. 121. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.026
19. ПНД Ф 14.1: 2.164-2000. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовых концентраций гексацианоферратов в пробах природных и сточных вод фотометрическим методом, ФБУ "ФЦАО", Москва. 2009. 11 с.
20. ПНД Ф 14.1: 2.56-96. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации цианидов в природных и сточных водах фотометрическим методом с пиридином и барбитуровой кислотой. Москва. 2015. 27 с.
21. *Yang J., Zhu M., Dionysiou D.D.* // Water Res. 2021. V. 189. P. 116627. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116627
22. *Rosario-Ortiz F.L., Wert E.C., Snyder S.A.* // Water Res. 2010. V. 44. P. 1440. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.10.031
23. *Sharma J., Mishra I.M., Kumar V.* // J. Environ. Manage. 2015. V. 156. P. 266. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.048
24. *Yang S., Wang P., Yang X. et al.* // J. Hazard. Mater. 2010. V. 179. P. 552. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.039

25. *Anipsitakis G.P., Dionysiou D.D.* // Appl. Catal. B. 2004. V. 54. P. 155. https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2004.05.025

26. *Ghanbari F., Moradi M.* // Chem. Eng. J. 2017. V. 310. https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.064

27. *Furman O.S., Teel A.L., Watts R.J.* // Environ. Sci. Technol. 2010. V. 44. P. 6423. https://doi.org/10.1021/es1013714

28. *Kusic H., Peternel I., Ukic S. et al.* // Chem. Eng. J. 2011. V. 172. P. 109. https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.076

29. *Neta P., Huie R., Ross A.B.* // J. Phys. Chem. Ref. Data. 1988. V. 17. P. 1027. https://doi.org/10.1063/1.555808

30. *Ibargüen-López H., López-Balanta B., Betancourt-Buitrago L. et al.* // J. Environ. Chem. Eng. 2021. V. 9. P. 106233. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106233

31. *Duan X., Niu X., Gao J. et al.* // Curr. Opin. Chem. Eng. 2022. V. 38. P. 100867. https://doi.org/10.1016/j.coche.2022.100867

32. *Lee Y.-M., Lee G., Zoh K.-D.* // J. Hazard. Mater. 2021. V. 403. P. 123591. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123591

33. *Clifton C.L., Huie R.E.* // Int. J. Chem. Kinet. 1989. V. 21. P. 677. https://doi.org/10.1002/kin.550210807

34. *Buxton G.V, Greenstock C.L., Helman W.P. et al.* // J. Phys. Chem. Ref. Data. 1988. V. 17. P. 513. https://doi.org/10.1063/1.555805

35. *Nam S.-N., Han S.-K., Kang J.-W. et al.* // Ultrason. Sonochem. 2003. V. 10. P. 139. https://doi.org/10.1016/S1350-4177(03)00085-3

36. *Попова С.А., Матафонова Г.Г., Батоев В.Б.* // Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2019. Т. 62. С. 118. (Popova S.A. Generation of radicals in the ferrous-persulfate system using KrCl excilamp / *S.A. Popova, G.G. Matafonova, V.B. Batoev* // Izvestiya Vysshikh Uchebnykh Zavedenii, Khimiya i Khimicheskaya Tekhnologiya. 2019. V. 62. № 5. P. 118–123) https://doi.org/10.6060/ivkkt.20196205.5819

37. *Светличный В.А., Кузнецова Р.Т., Копылова Т.Н. и др.* // Оптика атмосферы и океана. 2001. V. 14. P. 38.

38. *Chen C., Du Y., Zhou Y. et al.* // Water Res. 2021. V. 194. P. 116914. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116914

39. *Sun B., Zheng Y., Shang C. et al.* // J. Hazard. Mater. 2022. V. 430. P. 128450. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128450