

ФОТОИНДУЦИРОВАННАЯ ДЕСТРУКЦИЯ КОМПЛЕКСНЫХ ЦИАНИДОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КВАЗИМОНОХРОМАТИЧЕСКОГО УФС-ИЗЛУЧЕНИЯ K₂Cr₂O₇-ЭКСИЛАМПЫ (222 нм)

© 2023 г. А. А. Батоева^{a,*}, Б. А. Цыбикова^a, М. Р. Сизых^a

^aБайкальский 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/S₂O₈²⁻}), пероксидом водорода (окислительная система {УФ/H₂O₂}) при воздействии квазимонохроматического УФС-излучения K₂Cr₂O₇-эксилампы (222 нм). По эффективности и скорости процесса разрушения целевого соединения рассмотренные окислительные системы можно выстроить в следующий ряд {УФ/S₂O₈²⁻} > {УФ/H₂O₂} > {УФ}. Эффективная разрушение гексацианоферратов при микромолярных концентрациях (≤47 мкМ) до нетоксичных и биоразлагаемых соединений в комбинированной системе {УФ/S₂O₈²⁻} обусловлена высокой окислительной способностью активных форм кислорода, образующихся вследствие фотолиза персульфата.

Ключевые слова: гексацианоферраты, персульфат, пероксид водорода, K₂Cr₂O₇-эксилампа, фотолиз, разрушение, 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 пероксидсоединений, 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 разрушению 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 золото-извлекательных фабрик, поскольку тяжело под-

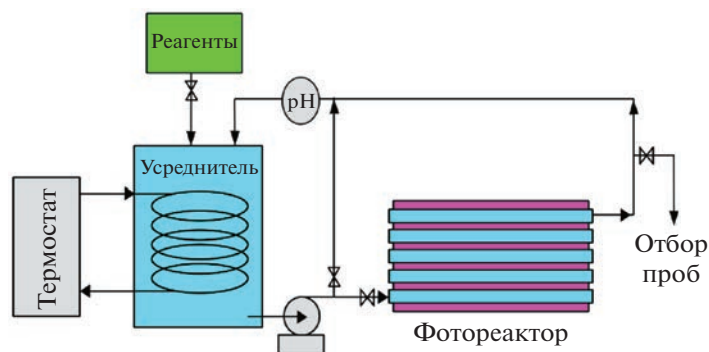


Рис. 1. Схема экспериментальной установки с проточным трубчатым фотореактором.

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 КгСl-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 ($\chi = 2$ 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 ($22 \pm 2^\circ C$), источник квазимонохроматического УФС-излучения — КгСl-эксилампу барьерного разряда (модель КгСl_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 КгСl-эксилампы (замеренная Energymonitor Voltcraft EM-3000) составила 23 Вт. Интенсивность поглощенного излучения КгСl-эксилампы, определенная методом химической актинометрии с атразином [18], равна 0.43 мВт/см².

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

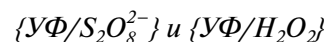
Эффективность процесса фотодеструкции оценивали по изменению концентрации ГЦФ в обрабатываемом растворе по формуле:

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

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

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Сравнительная оценка окислительных систем



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 КгСl-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.

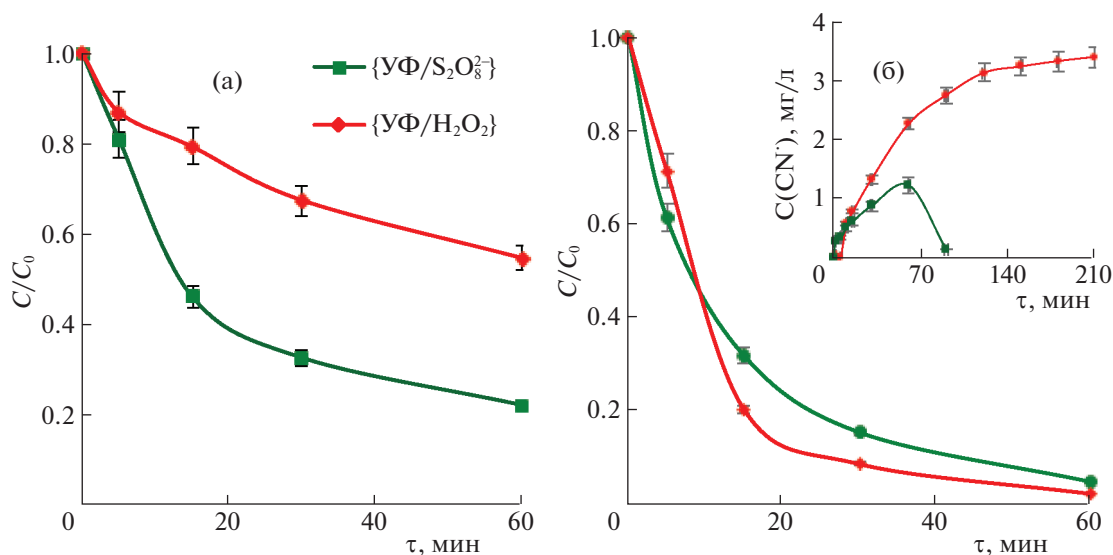
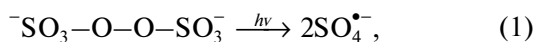


Рис. 2. Кинетика фотодеструкции ГЦФ, образования и расходования цианид-ионов (врезка) в окислительных системах $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ и $\{УФ/H_2O_2\}$: а – $[ГЦФ] = 0.47$ мМ, б – $[ГЦФ] = 0.047$ мМ; [окислитель] : $[ГЦФ] = 10 : 1$.

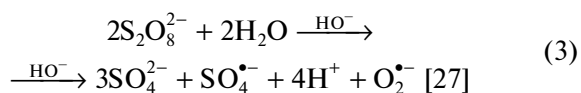
В комбинированных окислительных системах $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ и $\{УФ/H_2O_2\}$ наблюдается рост скорости реакций окисления целевого соединения (рис. 2а). При воздействии УФС-излучения КгСл-эксилампы происходит фотоактивация пероксосоединений с образованием более высокорекционноспособных вторичных окислителей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



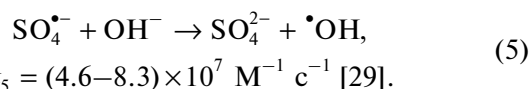
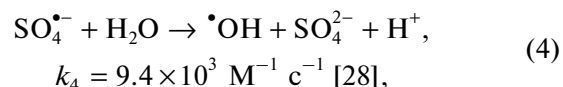
При этом более высокая степень деструкции (77.3%) достигается в системе $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$. Преимущества фотохимического окисления в системах $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ по сравнению с $\{УФ/H_2O_2\}$ также отмечены в исследованиях по фотодеструкции устойчивых органических загрязнителей: бисфенола А [23], азокрасителя Asid Orange 7 [24], β -лактоамного 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 КгСл-эксилампы (222 нм). При этом образующиеся *in situ* вторичные окислители – сульфатные анион-радикалы $\text{SO}_4^{\bullet-}$ ($E^0 = 2.5\text{--}3.1$ В, $\tau_{1/2} = 30\text{--}40$ мкс) имеют более высокий окислительный потенциал и длительный период полураспада по сравнению с гидроксильными радикалами $\text{HO}^{\bullet}$ ($E^0 = 1.8\text{--}2.7$ В, $\tau_{1/2} = 20$ нс) [26].

Кроме того, в щелочной среде возможна “щелочная” активация персульфата с образованием сульфатных $\text{SO}_4^{\bullet-}$ и супероксидных $\text{O}_2^{\bullet-}$ анион-радикалов:



и образование гидроксильных радикалов:



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. 2в).

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

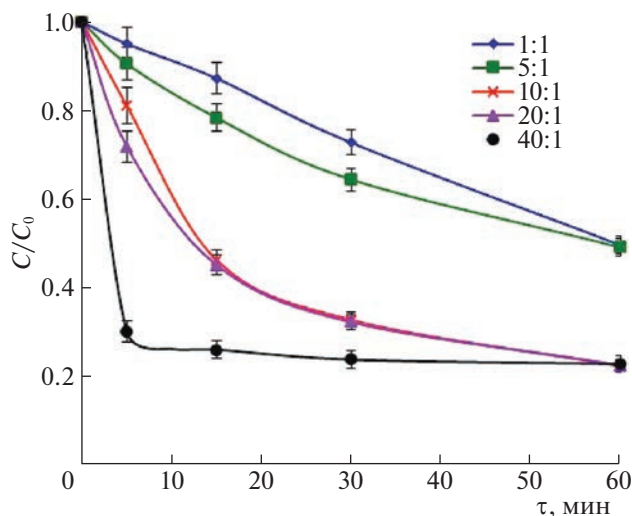
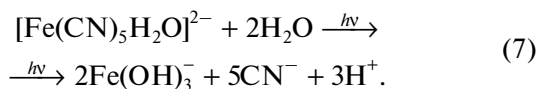
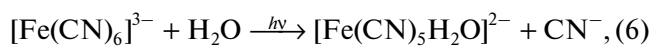


Рис. 3. Влияние концентрации персульфата на процесс фотодеградации ГЦФ в комбинированной системе {УФ/S₂O₈²⁻} при [ГЦФ] = 0.47 мМ.

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



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

Таблица 1. Влияние концентрации S₂O₈²⁻ на процесс фотодеградации ГЦФ в комбинированной системе {УФ/S₂O₈²⁻}

[S ₂ O 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

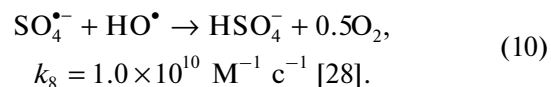
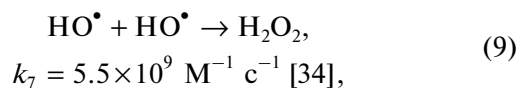
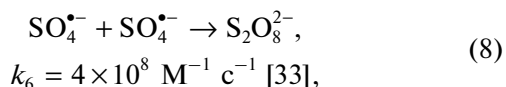
Примечание. [ГЦФ] = 0.47 мМ, Э — эффективность процесса через 60 мин экспозиции.

{УФ/S₂O₈²⁻} и {УФ/H₂O₂} 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/H₂O₂} и {УФ/S₂O₈²⁻}, соответственно.

Полученные результаты однозначно свидетельствуют о целесообразности более детального исследования закономерностей деструкции ГЦФ в комбинированной окислительной системе {УФ/S₂O₈²⁻}.

Влияние концентрации S₂O₈²⁻

Эффективность и скорость фотоокисления ГЦФ значительно зависят от мольного соотношения [S₂O₈²⁻] : [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 [S₂O₈²⁻] : [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:



Влияние исходной концентрации ГЦФ

С практической точки зрения важным является изучение зависимости эффективности обработки от исходной концентрации загрязнителя. Поэтому исследования по выявлению влияния исходной концентрации ГЦФ на процесс их фотодеструкции в комбинированной системе {УФ/S₂O₈²⁻} проводили в широком концентрационном диапазоне [ГЦФ] = 0.047–2.35 мМ (10–500 мг/л). С увеличением исходной концентрации ГЦФ начальная скорость деструкции W₀ за-

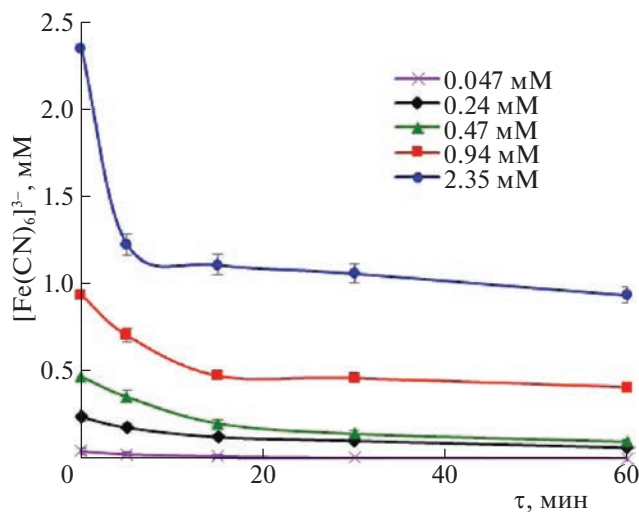


Рис. 4. Влияние исходной концентраций ГЦФ на процесс их фотодеструкции в комбинационной системе $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ при $[S_2O_8^{2-}] : [ГЦФ] = 10 : 1$.

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 комбинационной системе $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$, использовали метод ингибирования радикальных реакций. В качестве акцепторов радикалов-“ловушек”, выбрали *n*-хлорбензойную кислоту (*n*-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 КгСл-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

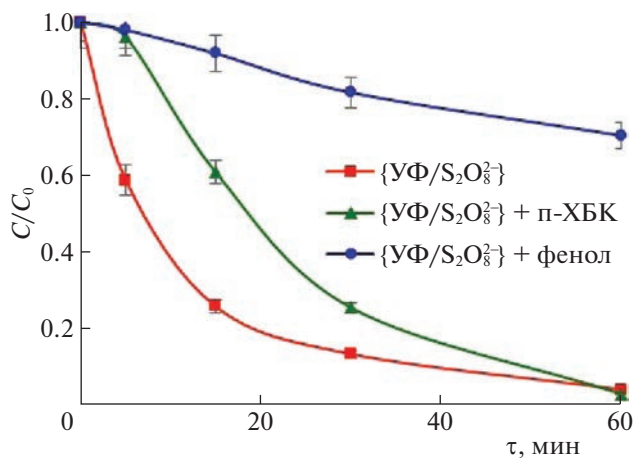


Рис. 5. Влияние ингибиторов радикальных реакций на процесс фотодеструкции ГЦФ в комбинационной системе $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$. $[ГЦФ] = 0.047$ мМ, $[n\text{-ХБК}] = [\text{фенол}] = 0.047$ мМ, $[S_2O_8^{2-}] : [ГЦФ] = 10 : 1$.

ингибировании процесса деструкции ГЦФ. Так, при добавлении эквимольной концентрации *n*-ХБК начальная скорость процесса снижается почти в 5 раз с 3.33 до 0.7 мМ 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 *n*-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 комбинационных 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 комбинационной системе $\{УФ/S_2O_8^{2-}\}$, $[S_2O_8^{2-}] : [ГЦФ] = 10 : 1$

$[ГЦФ]$, ммоль л ⁻¹	W_0 , мМ мин ⁻¹	$\mathcal{E}$, %
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: $\mathcal{E}$ — эффективность процесса через 60 мин обработки.

Таблица 3. Константы скорости реакций соединений – “ловушек” и АФК

Соединение	$k_{\text{HO}^\bullet}$, $\text{M}^{-1} \text{c}^{-1}$	$k_{\text{SO}_4^{\bullet-}}$, $\text{M}^{-1} \text{c}^{-1}$
<i>n</i> -ХБК	5.0×10^9 [34]	3.6×10^8 [29]
Фенол	$(2.7\text{--}7.8) \times 10^9$ [38]	8.8×10^9 [39]

ского УФС-излучения КrCl-эксилампы (222 нм). По эффективности, скорости процесса деструкции ГЦФ рассмотренные окислительные системы можно выстроить в следующий ряд $\{\text{УФ}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\} > \{\text{УФ}/\text{H}_2\text{O}_2\} > \{\text{УФ}\}$. При микромолярных концентрациях ГЦФ (≤ 10 мг/л) в комбинированной окислительной системе $\{\text{УФ}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$ 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 КrCl-эксилампы (222 нм) в комбинированной окислительной системе $\{\text{УФ}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$ 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, СТТ, 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., Ukc 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](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-per-sulfate 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>