

УДК 658.067.16

DOI <http://dx.doi.org/10.5281/zenodo.1319485>

**НОВІ ТЕХНОЛОГІЇ ОКИСЛЕННЯ ТА ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ
ADVANCED OXIDATION PROCESSES
(ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ)**

Петренко Н.Ф., Мокієнко А.В., Платов С.М.

**НОВЫЕ ТЕХНОЛОГИИ ОКИСЛЕНИЯ И ОБЕЗЗАРАЖИВАНИЯ
ВОДЫ ADVANCED OXIDATION PROCESSES
(ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)**

Petrenko N.F., Mokienko A.V., Platov S.M.

**NEW TECHNOLOGIES OF OXIDATION AND DISINFECTION OF
WATER ADVANCED OXIDATION PROCESSES
(REVIEW)**

Petrenko N.F., Mokienko A.V., Platov S.M.

*ДП Український НДІ медицини транспорту МОЗ України, м. Одеса,
Ukrainian Research Institute For Medicine Of Transport, Odessa
labvoda@te.net.ua*

Резюме (Summary)

В статті приведено огляд літератури з сучасних технологій окислення та знезараження води, об'єднаних назвою Advanced Oxidation Processes.

Вони охоплюють великий діапазон комбінованих фізичних та хімічних методів. Сюди відносять комбіновані методи — УФ і O_3 , УФ і H_2O_2 , УФ і O_3/H_2O_2 , УФ і TiO_2 , фотосистема Фентона тощо.

За допомогою цих методів досягається висока ефективність знезараження та окислення, обумовлена синергічним ефектом, тобто взаємопосиленням окремих впливів кожного із засобів, що застосовують при знезараження питної води.

Висока ефективність технологій Advanced Oxidation Processes (AOP) є наслідком утворення радикалів та запуску ланцюгових радикальних процесів окислення органічних та неорганічних речовин, інактивації мікроорганізмів.

Ключові слова: питна вода, знезараження, комбіновані методи, УФ, хлор, озон, вільні радикали, механізми реакцій.

В статье приведен обзор литературы по современным технологиям окисления и обеззараживания воды, объединенных названием Advanced Oxidation Processes.

Они охватывают большой диапазон комбинированных физических и химических методов. К ним относят комбинированные методы УФ и O_3 , УФ и H_2O_2 , УФ и O_3/H_2O_2 , УФ и TiO_2 , фотосистема Фентона и др.

С помощью этих методов достигается высокая эффективность обеззараживания и окисления, обусловленная синергическим эффектом, т.е. взаимным усилением отдельных влияний каждого из средств, применяемых при обеззараживании воды.

Высокая эффективность технологий Advanced Oxidation Processes (AOP) является результатом образования свободных радикалов и запуска цепных радикальных процессов окисления органических и неорганических соединений, инактивации микроорганизмов.

Ключевые слова: питьевая вода, обеззараживание, комбинированные методы, УФ, хлор, озон, свободные радикалы, механизмы реакций.

The article gives a review of the literature on modern technologies of water oxidation and disinfection, united by the name Advanced Oxidation Processes (AOP).

They cover a wide range of combined physical and chemical methods. These include the combined methods of UV and O₃, UV and H₂O₂, UV and O₃ / H₂O₂, UV and TiO₂, the photosystem of Fenton, and others.

According to some authors, one of the most universal, highly effective and common combined methods of water purification and disinfection is the use of oxidisers (hydrogen peroxide and/or ozone) and ultraviolet irradiation (UVD).

Much attention is paid to the Fenton system (photolysis of H₂O₂ and its catalytic decomposition under the action of Fe²⁺ ions as one of the most promising means of purification of heavily contaminated sewage.

Examples of the destruction of complex organic compounds of pharmaceutical preparations (ibuprofen, diphenylhydramine, dimethylphenylpyrazolone and phenytoin) under the influence of UV and UFO / H₂O₂ are given.

With the help of methods (AOP), high efficiency of decontamination and oxidation is achieved, due to a synergistic effect, i.e. mutual reinforcement of individual influences of each of the means used in the disinfection of water.

The high efficiency of AOP is the result of the formation of free radicals and the initiation of chain radical processes of oxidation of organic and inorganic compounds and the inactivation of microorganisms.

Keywords: drinking water, disinfection, combined methods, UV, chlorine, ozone, free radicals, reaction mechanisms.

Сьогодні серед нових технологій окислення (очищення) та знезараження води найбільш перспективними є технології, об'єднані терміном Advanced Oxidation Processes (AOP), які охоплюють великий діапазон комбінованих фізичних та хімічних методів, здатних видаляти із води домішки до дуже низьких концентрацій. Сюди відносять методи — УФ і O₃, УФ і H₂O₂, УФ і O₃/H₂O₂, УФ і TiO₂ тощо. За допомогою цих методів досягається дуже висока ефективність знезараження, обумовлена синергічним ефектом, тобто взаємопосиленням окремих впливів кожного із засобів, що застосовують. Ступінь по-

силення у ряді випадків досягає величин 10³ — для мікроорганізмів і 10² — для органічних домішок [1].

Особливо перспективне застосування УФ-озонової технології для окислення і знезараження води, що обумовлено унікальними властивостями збудженої озono-кисневої суміші, як середовища для перебігу хімічних реакцій. У процесі барботування озону у воді та опромінення УФ у діапазоні 200-300 нм відбувається частковий розпад озону [2].

Реакційна здатність атомів кисню у багато разів вища, ніж озону. Подальші реакції приводять до утворення

у воді високих концентрацій активних радикалів $O(^1D)$, $O(^3P)$, H , OH , а також активних молекул O_3 , HO_2 , H_2O_2 , і збуджених часток $O_2(a^1D)$. Крім того, УФО активно впливає на водне середовище [1].

Окремі аспекти комбінування методів очищення та знезараження води, що призводять до утворення вільних радикалів, представлені нижче.

Одним з найбільш універсальних, високоефективних і розповсюджених комбінованих методів очищення та знезараження води є застосування окислювачів (пероксиду водню і/або озону) та УФО.

Однієї з найбільш ранніх вітчизняних робіт з даної проблеми є дослідження, присвячене синергічним ефектам окислювачів — пероксиду водню та озону з УФО ($\lambda = 254$ нм) при дослідженні виживання клітин санітарно — показового мікроорганізму *E. coli* 1257 [3].

Установлено синергічний ефект при дії H_2O_2 у концентрації 1-2 г/дм³ та озону — 1,6 мг/дм³ на культуру *E. coli*, що опромінюється УФ. Найбільше значення коефіцієнту синергізму спостерігалось при сполученій дії H_2O_2 (2 г/дм³) та УФО у дозі 7 мДж/см², а також при введенні озону і одночасному опроміненні суспензії дозою УФО 4,82 мДж/см² (37,12 та 10,99 мДж/см² відповідно).

Отримані результати свідчать про перспективність комбінування окислювачів (озону і H_2O_2) з УФО для практики знезараження води. При цьому досягається висока ступінь знезараження за більш короткий проміжок часу, ніж при використанні кожного агента окремо. Однак синергічні ефекти виявлені при досить високих концентраціях H_2O_2 і озону, які вводяться до суспензії мікроорганізмів (відповідно 1-2 г/дм³ і 1,6 мг/дм³).

Синергічний ефект при комбінації УФО з окислювачами (H_2O_2 та O_3) описано у ряді робіт. Так, спільна дія УФО ($\lambda = 254$ нм) і 1 % розчину H_2O_2 на спорову культуру *Bac. subtilis* у 2000 разів перевищувала дію одного УФО. Таке ж посилення було виявлено на інших бактеріях — *Bac. cereus*, *Bac. pumilis*, *Cl. sporogenes* [4] та на вегетативних клітинах *E. coli* K-12, *Str. faecalis* [5].

Синергічний характер взаємодії УФО ($\lambda = 254$ нм) та озону при дії їх на мікроорганізми описується у деяких інших публікаціях [6, 7].

Дані літератури [8] свідчать, що введення до системи знезараження каталізаторів знижує концентрації окислювачів, що вводяться, при збереженні ступеню знезараження.

Є відомості [9] про те, що комбінування УФО з озоном менш ефективне, ніж використання самого озону для інактивації мікроорганізмів, зокрема, передозування навіть одного з діючих факторів при комбінованому впливі може призводити до зворотних результатів: значному зниженню ефективності знезараження. Дослідження кінетики відмирання тест-мікроорганізму *E. coli* у модельній воді при обробці O_3 /УФО показало, що у вивченому діапазоні комбінацій озону і УФО для знезараження води не були отримані синергічні ефекти. Адитивний характер дії двох дезінфектантів відзначений у двох випадках: при опроміненні суспензії бактерій, що озонується впродовж короткого проміжку часу, при обробці одним озоном або при невисоких дозах УФО-опромінення (0,025 і 0,2 мДж/ (см²Чс)) і швидкості подачі озону (1,5 і 3,8 мг/хвЧдм³). У першому випадку отримано "помилковий" адитивний ефект (за принципом 1+0 = 1), коли швидкість відмирання бактерій дорівнює швидкості їх відмирання під дією одного УФО. У другому випадку отримано істинний адитивний ефект, коли при

обробці одним УФО кількість бактерій знижується на 1,8 — 2,5 lg; при обробці одним озоном - на 0,2-1,8 lg, а при O_3 /УФО — на 2,5-3,5 порядки. Якщо продовжити O_3 /УФО-обробку водної суспензії бактерій у зазначеному режимі, значення T/E стає < 1, тобто виникає ефект антагонізму.

В іншій роботі цього авторського колективу [10] досліджено метод спільного знезараження води O_3 з УФО при використанні ртутної лампи середнього тиску Tungsram-100 та імпульсної ксенонової лампи ІФП-800. Встановлено, що сполучення високих доз дезінфектантів при O_3 /УФО-обробці призводить до виникнення антагоністичних ефектів, які викликані конкурентним поглинанням квантів світла бактеріями та розчиненням у воді озоном. Ефективність O_3 /УФО-обробки у такому випадку вище за O_3 , але нижче за УФО. Сполучення невисоких швидкостей подачі озону та інтенсивностей УФО при O_3 /УФО-обробці, імпульсна подача УФО у процесі озонування, а також УФО води, що озонується, у початковий період, дорівнює латентній фазі при обробці одним озоном, призводить до адитивних ефектів. Ефективність O_3 /УФО-обробки при цьому вище, ніж кожного з дезінфектантів окремо. Оптимальні умови сполучення O_3 і УФО при O_3 /УФО-обробці здебільшого залежать від правильно підібраних доз та інтенсивностей УФО. Ефективність O_3 /УФО-обробки не залежить від джерела УФО, що використовується, а тільки від його дози у діапазоні 200 — 290 нм.

Отримані дані не узгоджуються із встановленими у роботі [11], де інша оксидна комбінація (H_2O_2 /УФО) незначно впливала на скорочення числа мікроорганізмів у порівнянні з ізольованою обробкою УФО у зв'язку з антагонізмом.

У роботі [12] показано зменшення мутагенної і токсичної активності у воді озера після адсорбції на ГАВ та смолах,

у той час як обробка АОР (УФО/ O_3 і УФО/ O_3 / H_2O_2) призводила до збільшення цих параметрів. Аналогічні результати були отримані у токсикологічному експерименті.

У статті австралійських авторів [13] представлені результати вивчення ефективності видалення сакситоксинів, які продукуються синьо-зеленою водорістю у концентрації 30 мкг/дм³, з питної води за допомогою ГАВ, озону і пероксиду водню. Ізольована обробка озоном або озоном у комбінації з H_2O_2 не забезпечувала деструкцію цього токсину (у всіх випадках токсичність води знижувалася менш, ніж на 10 %).

Дослідження ефективності двох варіантів АОР (вакуум — УФО при 172 нм і УФО/ H_2O_2) при деструкції anatoxin-a показало, що застосування УФО/ H_2O_2 (лампа низького тиску з дозою УФО 200 мДж/см²) з одночасною дією H_2O_2 у дозі 30 мг/дм³ забезпечувало 70 % деструкцію токсину [14].

Установлено синергічний ефект озонування — електролізу при розпаді 4-хлорбензойної кислоти [15].

Попереднє окислення з використанням O_3 / H_2O_2 застосовували для видалення 1,4-діоксану та посилення здатності до біологічної деструкції [16].

Вивчення окислення УФО/ H_2O_2 та озоном диклофенаку [17], який виявлено у стічних водах та поверхневих водоймах, показало, що утворюються проміжні гідроксильні сполуки та продукти розщеплення С-N зв'язку. Наступний розрив кільця призводить до утворення фрагментів карбонової кислоти.

Досліджено розпад чотирьох фармпрепаратів (ібупрофен, дифенілгідраміні, диметілфенілпіразолон і фенітоїн) під дією УФО і УФО/ H_2O_2 [18]. Підтверджено радикальний (ОН·) механізм розщеплення даних речовин. Використання газової хроматографії та

мас-спектрометрії дозволило ідентифікувати більшість проміжних сполук, що утворилися при дії УФО/ H_2O_2 на фармпрепарати.

Летальна синергічна реакція при комбінації сонячної УФ-радіації та H_2O_2 стосовно спор розповсюдженого грибового патогена *Fusarium solani* установа на роботі [19].

Досліджена обробка «сірих стічних вод» (джерелом яких є домашні мийки, душові кабінки, ванни, пральні тощо) УФО/ H_2O_2 щодо ефективності видалення речовин, що визначають БСК [20]. Встановлено зниження значення БСК на 87 % від 225 до 30 mgO_2/dm^3 при експозиції 3 години з дозою H_2O_2 10 мМ. При відстоюванні значення БСК було знижене на 13 %. Автори пояснюють отримані результати дисоціацією H_2O_2 до O_2H^{\cdot} .

Як відомо, одним з недоліків поліхроматичних джерел УФО води є утворення нітритів. На підставі раніше виконаних досліджень автори роботи [21] припустили, що незначні добавки H_2O_2 можуть знизити утворення нітритів при УФО води. Однак з'ясувалося, що додавання H_2O_2 (5 або 10 mg/dm^3) у процесі поліхроматичного УФО питної води у дозах, що використовуються для дезінфекції, значно підвищує рівні утворення нітритів у порівнянні з контролем без H_2O_2 . Збільшення кількості утвореного нітриту становило 15 — 40 % залежно від рН та концентрації H_2O_2 ; відносне збільшення NO_2^- було вище при рН = 6,5, ніж при рН = 8,3. Такі ефекти, ймовірно, є наслідком посиленого утворення пероксидів та збільшенням розчинності гідроксильних радикалів при додаванні H_2O_2 . Отримані результати показують, що H_2O_2 не можна використовувати для інгібування утворення нітритів при УФ — знезараженні.

У статті [22] представлені результати лабораторних випробувань, які

підтверджують пріоритетність непрямого окислення ціаніду гідроксильними радикалами у порівнянні з прямим окисленням озоном.

Утворення броматів у концентраціях, що перевищують норматив (10 mg/dm^3), може призвести до скорочення доз озону, який використовують при обробці питної води. У дослідженні [23] ілюструється процедура оцінки послідовного використання знижених доз озону та УФО на реально існуючій станції водопідготовки. Встановлено, що комбінація озонування у зменшених дозах та УФ-обробки підвищує ефективність знезараження, окислює мікробруднювачі та мінімізує вміст бромату.

Експериментально підтверджена перевага знезараження води сумісною дією озону та УФО. Визначено величину синергічного ефекту при ультрафіолет-озонової обробці водної суспензії *E.coli* та умови виникнення його максимального значення. Показано, що механізм виникнення синергічного ефекту пов'язаний з фотокаталітичним розпадом озону [24].

При спільному впливі H_2O_2 з УФО на різні види мікроорганізмів виявлено синергічний ефект як у випадку попереднього опромінення з наступною обробкою H_2O_2 , так і при опроміненні бактерій у присутності H_2O_2 під дією короткохвильового та довгохвильового УФ-опромінення [1].

Установлено не тільки синергічний ефект при спільному використанні H_2O_2 з УФО при знезараженні води, контамінованої *E. coli*, а також визначені концентраційні пороги, при яких він виникає і досягає максимального значення [25].

Однак слід зазначити, що для реалізації радикальних процесів при H_2O_2 -УФО потрібна висока концентрація H_2O_2 для забезпечення достатньої швидкості

реакції, а тому цей процес нездійснений при підготовці питної води [1].

Метод УФ-зnezараження у комбінації з H_2O_2 розроблено для води, яка інтенсивно забруднена бактеріями та органічними речовинами. За результатами експериментів встановлено, що цей метод може успішно конкурувати із традиційним зnezараженням хлором води у басейнах та водолікарнях. Пропонується схема очищення води, яка включає фільтр, УФО з наступним додаванням пероксиду водню у концентрації не менш 20 мг/дм³ [3].

Розпад окислювачів з утворенням радикалів, що мають більш високий ОВП, можна досягнути при використанні як каталізаторів катіонів деяких металів. Показано, що з 12 досліджених іонів металів, можливих каталізаторів розпаду H_2O_2 , тільки катіони Ag^+ , Cu^{2+} , Zn^{2+} підсилюють його бактеріцидну дію [25]. Всі вивчені метали можна умовно розділити на три групи: 1) підсилюють бактеріцидну дію H_2O_2 ; 2) приводять до адитивного ефекту з H_2O_2 ; 3) знижують бактеріцидну дію H_2O_2 . Найбільш виражений антимікробний ефект отримано при спільному введенні до зараженої води H_2O_2 та іонів міді та срібла.

Детально вивчена залежність величини синергічного ефекту, що виникає при спільній дії пероксиду водню з іонами міді, срібла і цинку, від співвідношень їх концентрацій у суміші та тривалості контакту [1].

Посилення летального ефекту хімічних дезінфектантів, зокрема пероксиду водню, можливо за допомогою ультразвуку або іонізуючих випромінювань. Так, ультразвукова обробка спор *Cl. sporogenes* і *Bac. subtilis*, *Candida albicans* була летальною для організмів у 6 %-ному розчині H_2O_2 відповідно після 5, 10 і 15 хв. контакту. Останні два мікроорганізми не гинули навіть після

30-хв. експозиції з жодним агентом окремо. Для першого мікроорганізму експозиція складала 25 хв.

Використання H_2O_2 у бактеріцидній концентрації призводить до синергічного посилення бактеріцидної дії іонізуючого випромінювання (гама-кванти ^{137}Cs , потужність дози 20 Гр/хв.). Інактивуюча дія радіаційного випромінювання підсилюється у присутності хлору.

Ефект синергізму виявлений при терморадіаційному впливі на фаги та спорові мікроорганізми. Попереднє нагрівання підвищує чутливість спор до хімічних дезінфектантів — хлору, пероксиду водню, оксиду етилена, октанолу, хлороформу. Помірне нагрівання (до 54 °C) або ультразвукова обробка з частотою 20 або 250 кГц приводить до синергічного ефекту із глутаральдегідом, прискорюючи загибель спор у водній суспензії, що дає можливість знизити час стерилізації з однієї години до декількох хвилин.

При спільному використанні монохлораміну та йоду для зnezараження води встановлено, що швидкість загибелі *E.coli* та *S.faecalis* під дією NH_2Cl та йоду значно вище, ніж під дією одного монохлораміну [1].

Фотоліз H_2O_2 та його каталітичний розпад під дією іонів Fe^{2+} (система Фентона) — один з найбільш перспективних засобів очищення сильнозабруднених стоків.

Процеси детоксикації стічних вод під дією H_2O_2 — Fe^{2+} (реагент Фентона) і системи H_2O_2 — Fe^{3+} (система Раффа) стали предметом численних досліджень, про що свідчить аналіз робіт, опублікованих з початку 80-х років. В огляді [26] на основі даних літератури і власних результатів розглянуто ряд загальних питань, які стосуються застосування каталітичних систем H_2O_2 — Fe^{2+} (Fe^{3+}) при очищенні стічних вод. Окислення реагентом Фентона, особливо

ефективне при додатковому впливі УФО.

Серед удосконалених оксидних методів ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ /УФ, TiO_2 /УФ, $\text{Fe}^{2+}/\text{O}_2$ /УФ, $\text{Fe}^{2+}/\text{O}_3$ /УФ) фотосистема Фентона є найефективнішою. При використанні сонячного випромінювання зазначений метод обробки забруднених вод стає більш дешевим у порівнянні з озонуванням, тому що усувається недолік, пов'язаний з високою вартістю УФ-ламп та електроенергії.

Дослідження кінетики і механізмів окислення чотирьох ТГМ, які присутні у хлорованій питній воді, системою " H_2O_2 — Fe^{2+} " (реагент Фентона) показало, що максимальний розпад трибромметану становив 85, 78 та 65 % за 3 хв. при вихідних концентраціях 295, 98,3 і 49,2 мг/дм³ відповідно [27].

У роботі [28] демонструється повна деструкція суміші пестицидів (Laition, Metasystox, Sevnol і Ultracid) комбінацією попередньої обробки активним мулом у реакторі періодичної дії та фотосистеми Фентона.

Однієї з істотних екологічних проблем є забруднення водою антибіотиками, що надходять із стічними водами. У статті [29] показано, що реагент Фентона викликає ефективну деструкцію антибіотиків в стічних водах з наступними показниками: БСК 0–419 мгО/дм³, завислі речовини 0–250 мг/дм³; видаляє загальний органічний вуглець (ЗОВ), важкі метали (As, Cu і Pb) та загальний фосфор, інактивує бактерії та зменшує токсичність стічних вод.

Встановлено, що реагент Фентона дуже ефективний у видаленні енрофлоксацина, однак при цьому утворюються стійкі до обробки сполуки [30].

Реагент Фентона за рахунок окислення підвищує на 90 % здатність до біологічної деструкції дихлоретилового ефіру [31].

В результаті досліджень кінетики,

стехіометрії та проміжних продуктів розпаду пентахлорфенолу (ПХФ) у реакції Фентона розроблена математична модель цієї реакційної системи. Розчини ПХФ (55 мМ) обробляли при постійній концентрації Fe^{+2} (200 мМ) різними концентраціями H_2O_2 (< 850 мМ). Часткове розкладання ПХФ спостерігалось при низьких початкових дозах H_2O_2 ; підвищення дози H_2O_2 викликало максимальну 70 % деструкцію [32].

Встановлена [33] стимуляція (від 29 до 89 % залежно від інтенсивності УФО) видалення 1,4-діоксанів при комбінуванні УФО з оксидом заліза (FeO) (Фентонподібна реакція) шляхом фотолізу за рахунок утворення ОН-радикалів.

Досліджено комбіноване застосування УФО з хлором та іншими засобами знезараження води. Щодо комбінування хлору з УФО у літературі приведено суперечливі дані. В одних роботах рекомендується додавання невеликих кількостей хлору у воду для забезпечення пролонгованого ефекту після УФО. В інших констатується, що спільний вплив УФО і хлорування дає можливість знизити концентрацію хлору у воді та дози УФО.

В одних випадках, після УФО-обробки до води додається незначна кількість хлору, в інших — хлоровану воду піддають УФО при $\lambda = 365$ і 253 нм [1]. Комбінація УФО і хлору особливо рекомендується для оборотної системи водопостачання (басейни), де цей метод забезпечує високий бактеріцидний ефект по відношенню до спорових і хлоррезистентних бактерій та вірусів. При такій обробці у 2-3 рази знижується витрата хлору, спрощується експлуатація хлораторної установки. У більшості випадків хлор додають до обробленої УФО води для забезпечення післядії.

У роботі [34] при оцінці ефекту

спільної дії хлору і УФО в різних дозах показана відсутність взаємопосилення. Здебільшого спостерігається адитивний характер взаємодії зазначених дезінфектантів, а при деяких умовах можливе виникнення антагонізму.

Вивчена спільна дія хлору у концентраціях 1; 0,6 і 0,2 мг/дм³ з УФ у діапазоні густини випромінювання 0,31-12,3 мДж/см² (ртутна лампа низького тиску Kr-F — лазер з $\lambda = 248$ нм) на виживання *E.coli* у воді. Виявлено антагонізм при комбінуванні хлору у концентрації 1,0 мг/дм³ з УФО, яке генерується ртутною лампою низького тиску, у дозах до 7 мДж/см². При використанні як джерела УФ Kr-F-лазеру антагонізм виявлено з усіма дослідженими значеннями густини випромінювання і хлором у концентрації 0,2 мг/дм³. В інших експериментах встановлено адитивний характер взаємодії досліджених дезінфектантів.

Таким чином, спільне застосування хлору з УФО з метою знезараження води не підсилює антимікробний ефект. При сполученні хлору в залишковій концентрації 0,35 мг/дм³ з усіма дозами УФО (джерело — ртутна лампа низького тиску) встановлено адитивний характер взаємодії дезінфектантів. При більших дозах хлору, що вводять до води (1 мг/дм³), виявлено антагонізм із УФО у дозах до 7 мДж/см². З підвищенням дози випромінювання ефект спільної дії наближався до адитивного. Отримані дані необхідно враховувати при забезпеченні післядії в УФ-знезараженій воді за допомогою хлору. Для того, щоб уникнути антагонізму при сполученні досліджуваних дезінфектантів, воду слід обробляти дозами УФО ≥ 10 мДж/см² або уникати передозування хлору (залишковий хлор $\leq 0,3$ мг/дм³).

Автори роботи [35], ґрунтуючись на результатах своїх досліджень, дотримуються іншої думки: біоцидна дія ком-

бінованого застосування УФО і хлору досягається при послідовній дії УФО дозою 75 мДж/см² та гіпохлориту натрію у концентрації 7 мг/дм³ при експозиції 60 хв.

На думку авторів [36], комбінована обробка води хлоровмісним реагентом і УФО не призводить до утворення нових речовин, небезпечних для навколишнього середовища, та має беззаперечну перевагу у порівнянні з іншими відомими методами [37].

Автори робіт [38, 39] експериментально перевірили припущення, що спільне використання УФО та іонів важких металів призводить до посилення знезаражуючого ефекту у порівнянні з дією кожного антимікробного агенту окремо та дає можливість знизити дози дезінфектантів, що вводять до води.

Мета роботи [40] полягала у вивченні спільної дії УФО ($\lambda = 254$ нм) з Cu^{2+} та Ag^+ , які широко застосовуються у практиці водопідготовки на автономних об'єктах. Встановлено, що попередня УФ-обробка клітин *E. coli* підсилює летальний ефект Cu^{2+} у перші хвилини контакту, що може бути використане при розробці технологічних схем знезараження і консервування питної води.

Комбіновані хлорсрібний та хлормідний засоби мають адитивний ефект при одночасному введенні до води хлору і срібла або міді. Бактеріцидна дія хлорування у холодну пору року підсилюється за рахунок сумації бактеріцидних ефектів хлору, іонів срібла або міді. Завдяки тому, що бактеріцидна дія срібла зростає при нагріванні, бактеріцидний ефект хлорсрібного методу підвищується у теплі місяці року.

Хлорування в комбінації з перманганатом калію застосовується при обробці вод з неприємними запахами та присмаками, які обумовлені наявністю органічних речовин, водоростей, актиноміцетів тощо. У деяких випадках така

суміш діє навіть ефективніше, ніж переклорування. Перманганат калію вводиться до хлорування або після нього. Доза перманганату калію залежить від місця його введення до води у технологічному процесі. Якщо обробляється вода перед відстійниками, доза KMnO_4 досягає 1 мг/дм^3 . Якщо перманганат калію вводиться до очищеної води, тобто після фільтрів, концентрація його для мінімізації випадання осаду MnO_2 не повинна перевищувати $0,08 \text{ мг/дм}^3$ [40].

Наявність синергізму між катіонами срібла та УФО (так звана срібно-ультрафіолетова дезінфекція) може помітно підсилити інактивацію вірусів. Встановлено підвищення ефективності інактивації коліфагу MS-2 більш ніж на один порядок у порівнянні з ізольованою дією УФО у двох зразках необробленої води із джерел [41].

Досліджували ефективність впливу УФО, гама-променів та їх комбінації на інактивацію *E. coli* у первинно- та вторинно-очищених стічних водах [42]. Для інактивації на порядок *E. coli* у зразках первинно- і вторинно-очищених стічних вод були потрібні дози УФО 35 і 62 Дж/м² відповідно. Доза γ -випромінювання у 170 Gy (J/kg) була потрібна для інактивації на 1 log *E. coli* в обох зразках стічної води. Зміна доз γ -випромінювання не впливала суттєво на ступінь інактивації. Опромінення води γ -променями перед УФ-опроміненням показало, що мікроорганізми, які асоційовані з частками, що захищають їх від УФО, можуть бути інактивовані іонізуючою радіацією у дозі, яка інактивує вільні мікроорганізми.

Використання комбінованої дії ультразвуку та малих небактеріцидних доз хлору дозволило одержати повний бактеріцидний ефект при швидкості потоку 0,1-0,4 см, часу озвучування 51-54 с, висоті шару 1 см і номінальній концентрації хлору $0,05 \text{ мг/дм}^3$. Пока-

зана перспективність спільного застосування ультразвуку та пероксиду водню (35 мг/дм^3) [40].

Комплексна дія ультразвуку та AgNO_3 забезпечує бактеріцидний ефект відносно кишкової палички (штам M-17-A) при дозі срібла на рівні ГДК для питної води ($0,05 \text{ мг/дм}^3$). Посилення бактеріцидної дії срібла у полі ультразвукових хвиль пояснюється проникненням його у внутрішньоклітинні структури [40].

У роботі [43] розглядається потенційна ефективність гібридних методик знезараження води. Вивчені методики включають гідродинамічну кавітацію, акустичну кавітацію та обробку H_2O_2 і O_3 . Ці методики є привабливою альтернативою будь-якій методиці, яку використовують самостійно з метою скорочення кількості гетеротрофних бактерій, а також інших індикаторних мікроорганізмів, таких як загальні колі-форми, фекальні колі-форми та фекальні стрептококи.

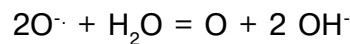
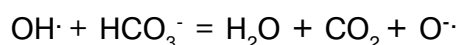
Інтенсифікація дії гіпохлориту натрію на віруси Коксакі при комплексному застосуванні його з електричним струмом має велике значення для практики знезараження води, тому що вказує на можливість посилення дії і інших хімічних реагентів при використанні їх з метою інактивації вірусів у воді. Застосування у технології водопідготовки фізичних методів (дії електричного струму, ультразвуку) у сполученні з хімічними речовинами, у тому числі окислювачами (Cl_2 , ClO_2 , O_3 , електролітичне срібло), є одним з найбільш перспективних шляхів звільнення води від бактерій та вірусів.

Вивчено послідовне застосування озону, діоксиду хлору або УФО з наступною обробкою вільним хлором для інактивації спор *B. subtilis*. Найбільший синергізм спостерігався, коли діоксид хлору використовувався як первинний

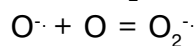
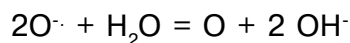
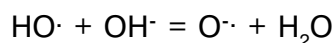
дезінфекційний засіб, а вільний хлор — вторинний. Менший синергічний ефект спостерігався, коли озон використовувався як первинний дезінфекційний засіб. Ніякого синергізму не спостерігалося, коли застосовували УФО як первинний знезаражуючий засіб. Якщо вільний хлор використовувався для первинного знезараження, синергічний ефект виявляли тільки тоді, коли застосовувався діоксиду хлору для вторинного знезараження. Синергічний ефект, що спостерігався, може бути пов'язаний з пошкодженням оболонки спори під час первинної дезінфекції. Найбільший синергізм, що спостерігався у пари ClO_2/Cl_2 , дозволяє припустити, що існують загальні ланки для цих дезінфекційних засобів. Поняття відсотку синергічного ефекта було уведено, щоб кількісно порівняти синергічні ефекти у послідовних процесах дезінфекції [44].

Взаємопосилення антимікробної дії відзначено при використанні УФО з іонами деяких металів — міді та срібла у концентраціях, що не перевищують їх ГДК у питній воді. Оцінено залежність величини синергічного ефекту від дози випромінювання, часу контакту з металами та порядку їх введення до води (до або після опромінення) [39]. Крім більш високого антимікробного ефекту, можна усунути один з недоліків УФО як дезінфектанта — відсутність післядії.

Гідроксил-радикали можуть також реагувати з багатьма хімічними компонентами води. Так за даними [45], «уловлювачами» гідроксил-радикалів при обробці природних вод дією O_3 /УФО є гідрокарбонат-іони (HCO_3^-), які суттєво впливають на ефективність знезараження. Середні значення констант швидкості взаємодії ОН-радикалів з природними органічними речовинами складають $2,3\text{--}3,6 \times 10^8$, а з гідрокарбонат-іонами $0,85\text{--}1,5 \times 10^7 \text{ M}^{-1}\text{C}^{-1}$.



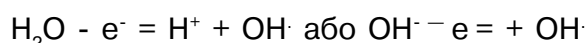
Відомо, що у водних лужних розчинах відбувається утворення аніон-радикалу атомарного кисню O^\cdot , супероксидного аніон-радикалу O_2^\cdot та молекулярного кисню [46]:



На нашу думку [47, 48], значний вплив у запуску (ініціюванні) процесів інактивації мікроорганізмів та окислення хімічних сполук, що перебігають за радикальним механізмом, має вода, яка є джерелом вільних радикалів.

Роль води значно важливіша, ніж просто середовища (розчинника), в якому протікають ті чи інші процеси.

Окислювачі, незалежно від їх природи, мають високу спорідненість до електрону, донором електронів у природній воді можуть бути органічні речовини, іони перехідних металів або бактеріальні клітини, але переважаючою речовиною є вода, а донором електронів є гідроксильний іон, який має низьку енергію відриву електрона:



Гідроксил-аніон віддає 1 електрон, окислюючись до гідроксил-радикалу, який запускає ланцюгові радикальні окислювально-відновні процеси.

Отже, окислювачі, що вводяться до води з метою знезараження, не можуть не реагувати з водою як з речовиною, що переважає, «концентрація» якої найбільша та яка є донором електронів.

Вільнорадикальні процеси перебігають з великою швидкістю, паралельно їм відбуваються реакції рекомбінації радикалів та реакції за участю окислювачів за іншими механізмами: електрофільного чи нуклеофільного приєднання, заміщення тощо. Ці реакції мають менші швидкості.

Факторами, які підтверджують такий механізм знезараження — інактивація гідроксильними радикалами, є високі швидкості знезараження та незначні дози знезаражуючих засобів. Високі швидкості реакцій можливі при високих концентраціях реагуючих речовин; при радикальному механізмі реакцій

Так, швидкість процесів знезараження виражається рівнянням для реакцій першого порядку: $V = dN/dt$ або $V = K C_A^n$, тобто це кількість мікроорганізмів, що загинули в одиницю часу; швидкість реакції не залежить від введеної дози знезаражуючого засобу.

Таким чином, сьогодні інтенсивно розробляються екологічно більш чисті та безпечні методи знезараження води, альтернативні хлоруванню. Кожний метод знезараження має позитивні та негативні характеристики, тому розвиваються комбіновані методи. Сполучення двох або більше дезінфектантів дозволяє не тільки усунути властиві їм недоліки, але й за рахунок виникнення синергічних ефектів підсилювати їх антимікробну дію. Досягнення високого ступеню очищення води від вірусів, цист найпростіших, лямблій можливе лише при оптимізації технологічного процесу, який включає коагуляцію, флокуляцію, фільтрування, знезараження. Однак жоден хімічний дезінфектант або їх група не може бути універсальними для всіх випадків, тому що для кожного конкретного об'єкту необхідно враховувати всю сукупність факторів, що впливають: хімічний склад води, певну ступінь знезараження, екологічні наслідки та можливий вплив на здоров'я людини. Остаточо оцінити обраний метод знезараження можна лише після проведення випробувань у природних умовах з визначенням можливих побічних продуктів реакції та мінімальних доз дезінфектантів або їх кількісних сполучень, що зводять ризик їх шкідливого впливу

на людину та навколишнє середовище до мінімуму [49].

Отже, висока ефективність технологій Advanced Oxidation Processes (AOP) є наслідком утворення радикалів та запуску ланцюгових радикальних процесів окислення органічних та неорганічних речовин, інактивації мікроорганізмів.

Ланцюгові радикальні процеси мають низьку енергію активації, у тому числі процесів знезараження, найбільш активними гідроксильними радикалами OH[•] та іншими активними формами кисню (АФК).

Синергічні ефекти при комбінованому застосуванні хімічних окислювачів та фізичних методів знезараження, хімічних окислювачів та каталізаторів, 2-х чи більше хімічних окислювачів виникають, якщо процеси утворення вільних радикалів протікають більш інтенсивно.

Література

1. Гончарук В. В. Современное состояние проблемы обеззараживания воды / В. В. Гончарук, Н. Г. Потапченко // Химия и технология воды. — 1998. — Т. 20, № 2. — С. 190 — 213.
2. Очистка природных вод от органических примесей сочетанием озонирования с УФ — облучением / В. В. Гончарук, В. Ф. Вакуленко, А. Н. Сова [и др.] // Химия и технология воды. — 2004. — Т. 26, № 1. — С. 34–49.
3. Синергические эффекты окислителей — пероксида водорода и озона с УФ — излучением при исследовании выживаемости клеток Escherichia coli 1257 / Н. Г. Потапченко, В. В. Илlyшенко, В. Ф. Горчев [и др.] // Химия и технология воды. — 1993. — Т. 15, № 2. — С. 146–150.
4. Bayliss C. E. The combined effects of hydrogen peroxide and ultraviolet irradiation on bacterial spores / C. E. Bayliss, W. M. Waites // J. Appl. Bacteriol. — 1979. — V. 47, № 2. — P. 263–269.
5. Bayliss C. E. The effects of hydrogen peroxide and ultraviolet irradiation on non — sporing bacteria / C. E. Bayliss, W. M.

- Waites // *J. Appl. Bacteriol.* — 1980. — V.48, № 3. — P. 4217–4222.
6. Francis P. Disinfection with depyrogenation and removal of organics / P. Francis, A. Gothard, P. S. Redhead // *Joint CSCE — ASCE Nat. Conf. Environ. Eng., Vancouver, July 13– 15, 1988: Spec. Conf. Proc.* — Montreal, 1988. — P. 456 — 463.
 7. Venosa A. D. Disinfection with ultraviolet and ozone in combination / A. D. Venosa, A. C. Petrasek, D. M. Allen // *6-th Ozone World Congr. Proc, Washington D. C, 23– 26 May, 1983.* — Vienna: Va, 1983. — P. 55 — 56.
 8. Waites W. M. Damage to bacterial spores by combined treatment and possible revival and repair processes / W. M. Waites, C. E. Bayliss // *Revival Injures Microbes.* — 1984. — P. 221–240.
 9. Совместное действие озона и ультрафиолетового излучения для обеззараживания воды / В. В. Гончарук, Н. Г. Потапченко, О. С. Савлук [и др.] // *Химия и технология воды.* — 2003. — Т. 25, № 2. — С. 179–190.
 10. Совместное антимикробное действие озона с УФ — излучением, генерированным различными источниками / В. В. Гончарук, Н. Г. Потапченко, О. С. Савлук [и др.] // *Химия и технология воды.* — 2003. — Т. 25, № 2. — С. 179–190.
 11. Koivunen J. Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical / UV treatments / J. Koivunen, H. Heinonen-Tanski // *Water Research.* — 2005. — V. 39, № 8. — P. 1519–1526.
 12. Guzzella L. Advanced oxidation and adsorption technologies for organic micropollutant removal from lake water used as drinking-water supply / L. Guzzella, D. Feretti, S. Monarca // *Water Research.* — 2002. — V. 36, № 17. — P. 4307–4318.
 13. Orr P. T. Removal of saxitoxins from drinking water by granular activated carbon, ozone and hydrogen peroxide— implications for compliance with the Australian drinking water guidelines / P. T. Orr, G. J. Jones, G. R. Hamilton // *Water Research.* — 2004. — V. 38, № 20. — P. 4455–4461.
 14. Anatoxin — a degradation by Advanced Oxidation Processes: Vacuum-UV at 172 nm, photolysis using medium pressure UV and UV/H₂O₂ / A. Afzal, T. Oppenlander, J. R. Bolton [et al.] // *Water Research.* — 2010. — V. 44, № 1. — P. 278–286.
 15. Advanced oxidation effect of ozonation combined with electrolysis / N. Kishimoto, Y. Morita, H. Tsuno [et al.] // *Water Research.* — 2005. — V. 39, № 19. — P. 4661–4672.
 16. Jung J. H. A study on the relationship between biodegradability enhancement and oxidation of 1,4-dioxane using ozone and hydrogen peroxide / J. H. Jung, H. Suh, M. Mohseni // *Water Research.* — 2004. — V. 38, № 10. — P. 2596–2604.
 17. Advanced oxidation of the pharmaceutical drug diclofenac with UV/H₂O₂ and ozone / D. Vogna, R. Marotta, A. Napolitano [et al.] // *Water Research.* — 2004. — V. 38, № 2. — P. 414–422.
 18. Degradation of selected pharmaceuticals in aqueous solution with UV and UV/H₂O₂ / F. Yuan, C. Hu, X. Hu [et al.] // *Water Research.* — 2009. — V. 43, № 6. — P. 1766–1774.
 19. Lethal synergy of solar UV-radiation and H₂O₂ on wild *Fusarium solani* spores in distilled and natural well water / C. Sichel, P. Fernandez-Ibáñez, M. de Cara [et al.] // *Water Research.* — 2009. — V. 43, № 7. — P. 1841–1850.
 20. Chin W. H. Greywater treatment by UVC/H₂O₂ / W. H. Chin, F. A. Roddick, J. L. Harris // *Water Research.* — 2009. — V. 43, № 16. — P. 3940–3947.
 21. Sharpless C. M. Impact of hydrogen peroxide on nitrite formation during UV disinfection / C. M. Sharpless, M. A. Page, K. G. C. Linden // *Water Research.* — 2003. — V. 37, № 19. — P. 4730 — 4736.
 22. Kepa U. The use of the advanced oxidation process in the ozone + hydrogen peroxide system for the removal of cyanide from water / U. Kepa, E. Stanczyk-Mazanek, L. Stepniak // *Desalination Volume.* — 2008. — V. 223, № 1–3. — P. 187–193.
 23. Meunier L. Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality / L. Meunier, S. Canonica, U. von Gunten

- // Water Research. — 2006. — V. 40, № 9. — P. 1864–1876.
24. Обеззараживающее действие озона в воде на *Escherichia coli* 1257 / Н. Г. Потапченко, О. С. Савлук, В. Ф. Горчев [и др.] // Химия и технология воды. — 1997. — Т. 19, № 3. — С. 315–320.
 25. Изучение антимикробного действия перекиси водорода в присутствии различных металлов / Н. Г. Потапченко, В. В. Ильяшенко, В. Н. Косинова [и др.] // Химия и технология воды. — 1994. — Т. 16, № 2. — С. 203–209.
 26. Соложенко Е. Г. Применение каталитической системы H_2O_2 - Fe^{2+} (Fe^{3+}) при очистке воды от органических соединений / Е. Г. Соложенко, Н. М. Соболева, В. В. Гончарук // Химия и технология воды. — 2004. — Т. 26, № 3. — С. 219–246.
 27. Tang W. Z. Oxidation kinetics and mechanisms of trihalomethanes by Fenton's reagent / W. Z. Tang, S. Tassos // Water Research. — 1997. — V. 31, № 5. — P. 1117–1125.
 28. Degradation of a four-pesticide mixture by combined photo-Fenton and biological oxidation / M. M. Ballesteros Martn, J. A. Sónchez Pírez, J. L. Casas Lypez [et al.] // Water Research. — 2009. — V. 43, № 3. — P. 653–660.
 29. Removal of veterinary antibiotics from sequencing batch reactor (SBR) pretreated swine wastewater by Fenton's reagent / W. Ben, Z. Qiang, X. Pan [et al.] // Water Research. — 2009. — V. 43, № 17. — P. 4392–4402.
 30. Oxidation of enrofloxacin with conductive-diamond electrochemical oxidation, ozonation and Fenton oxidation. A comparison / E. Guinea, E. Brillas, F. Centellas [et al.] // Water Research. — 2009. — V. 43, № 8. — P. 2131–2138.
 31. Christensen A. Treatment of persistent organic compounds by integrated advanced oxidation processes and sequential batch reactor / A. Christensen, M. D. Gurol, T. Garoma // Water Research. — 2009. — V. 43, № 16. — P. 3910–3921.
 32. Zimbron J. A. Fenton's oxidation of pentachlorophenol / J. A. Zimbron, K. F. Reardon // Water Research. — 2009. — V. 43, № 7. — P. 1831–1840.
 33. Son H.-S. A Fenton-like degradation mechanism for 1,4-dioxane using zero-valent iron (Fe⁰) and UV light / H.-S. Son, J.-K. Im, K.-D. Zoh // Water Research. — 2009. — V. 43, № 5. — P. 1457–1463.
 34. Потапченко Н. Г. Оценка совместного действия УФ — излучения и хлора на выживаемость микроорганизмов в воде / Н. Г. Потапченко, И. П. Томашевская, В. В. Ильяшенко // Химия и технология воды. — 1993. — Т. 15, № 9 / 10. — С. 678–682.
 35. Перспективы совершенствования технологии обеззараживания воды поверхностных водоисточников / В. И. Терентьев, В. К. Гриценко, С. А. Лопатин [и др.] // Гигиена и санитария. — 2002. — № 3. — С. 29 — 33.
 36. Комбинированный способ очистки и обеззараживания сточных вод / Ю. С. Саркисов, Б. П. Лашкинский, Н. П. Горленко [и др.] // Вестник ТГАСУ. — 2007. — № 3. — С. 220–225.
 37. Костюченко С. В. Применение УФ-обеззараживания на объектах ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» / С. В. Костюченко, С. В. Волков, С. Г. Зайцева // Водоснабжение и санитарная техника. — 2005. — № 12. — Ч. 1. — С. 23–27.
 38. Савлук О. С. Воздействие ультрафиолетового излучения и тяжелых металлов на выживаемость *Escherichia coli* в воде / О. С. Савлук, Н. Г. Потапченко, И. Е. Калиниченко // Гигиена и санитария. — 1992. — № 11–12. — С. 28–30.
 39. Потапченко Н. Г. Сочетанное действие УФ-излучения ($\lambda = 254$ нм) и ионов меди и серебра на выживаемость *Escherichia coli* / Н. Г. Потапченко, О. С. Савлук, И. Е. Калиниченко // Химия и технология воды. — 1992. — Т. 14, № 2. — С. 935–940.
 40. Кульский Л. А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды / Л. А. Кульский. — К.: Наукова думка, 1983. — 272 с.
 41. Butkus M. A Feasibility of the silver-UV process for drinking water disinfection / M. A. Butkus, M. Talbot, M. P. Labare // Water Research. — 2005. — V. 39, № 20. — P. 4925–4932.
 42. Taghipour F. Ultraviolet and ionizing radiation for microorganism inactivation /

- F. Taghipour // *Water Research*. — 2004. — V. 38, № 18. — P. 3940–3948.
43. Jyoti K. K. Effect of cavitation on chemical disinfection efficiency / K. K. Jyoti, A. B. Pandit // *Water Research*. — 2004. — V. 38, № 9. — P. 2249–2258.
 44. Cho M. Investigating synergism during sequential inactivation of *Bacillus subtilis* spores with several disinfectants / M. Cho, J.-H. Kim, J. Yoon // *Water Research*. — 2006. — V. 40, № 15. — P. 2911–2920.
 45. Гончарук В. В. Наука о воде / В. В. Гончарук. — Київ: НВП «Видавництво «Наукова думка» НАН України, 2010. — 511 с.
 46. Біологічні основи екологічної безпеки використання хімічних засобів знезараження питної води / А.І. Гоженко, Н.Ф. Петренко, А.В. Мокієнко, А.М. Пономаренко // *Журнал Академії медичних наук*. — 2008. — Т. 14, № 1. — С. 134–149.
 47. Петренко Н.Ф. Аналітичні дослідження механізмів процесів знезараження та окислення води, роль води у цих процесах / Н.Ф. Петренко // *Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія*. — 2011. — № 4 (26). — С. 7–13.
 48. Разумовский С. Д. Озон и его реакции с органическими соединениями / С. Д. Разумовский, Г. Е. Заиков. — М.: Наука, 1974. — 322 с.
 49. Wgsowski J. Analiza wpiywu jakoñsi wody na dawkk dwutlenku chloru / J. Wgsowski // *Ochr. ñryd*. — 2001. — № 4. — P. 33 — 35.
 - radiation in the study of the survival of *Escherichia coli* 1257 cells / NG Potapchenko, VV Illiashenko, VF Gorchev [et al.] // *Water chemistry and technology*. - 1993. - T. 15, No. 2. - P. 146-150.
 4. Bayliss C. E. The combined effects of hydrogen peroxide and ultraviolet irradiation on bacterial spores / C. E. Bayliss, W. M. Waites // *J. Appl. Bacteriol.* — 1979. — V. 47, № 2. — P. 263–269.
 5. Bayliss C. E. The effects of hydrogen peroxide and ultraviolet irradiation on non — sporing bacteria / C. E. Bayliss, W. M. Waites // *J. Appl. Bacteriol.* — 1980. — V.48, № 3. — P. 4217–4222.
 6. Francis P. Disinfection with depyrogenation and removal of organics / P. Francis, A. Gothard, P. S. Redhead // *Joint CSCE — ASCE Nat. Conf. Environ. Eng., Vancouver, July 13– 15, 1988: Spec. Conf. Proc.* — Montreal, 1988. — P. 456 — 463.
 7. Venosa A. D. Disinfection with ultraviolet and ozone in combination / A. D. Venosa, A. C. Petrasek, D. M. Allen // *6-th Ozone World Congr. Proc, Washington D. C, 23–26 May, 1983.* — Vienna: Va, 1983. — P. 55 — 56.
 8. Waites W. M. Damage to bacterial spores by combined treatment and possible revival and repair processes / W. M. Waites, C. E. Bayliss // *Revival Injures Microbes.* — 1984. — P. 221–240.
 9. Joint action of ozone and ultraviolet radiation for water disinfection / VV Goncharuk, NG Potapchenko, OS Savluk [and others] // *Chemistry and Technology of Water.* - 2003. - P. 25, No. 2. - P. 179-190.
 10. Joint antimicrobial action of ozone with UV radiation generated by various sources / VV Goncharuk, NG Potapchenko, OS Savluk [and others] // *Chemistry and Technology of Water.* - 2003. - P. 25, No. 2. - P. 179-190.
 11. Koivunen J. Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical / UV treatments / J. Koivunen, H. Heinonen-Tanski // *Water Research*. — 2005. — V. 39, № 8. — P. 1519–1526.
 12. Guzzella L. Advanced oxidation and adsorption technologies for organic

References

1. Goncharuk, VV, “Current state of the problem of water disinfection” / V. Goncharuk, N. G. Potapchenko // *Chemistry and Technology of Water.* - 1998. - T. 20, No. 2. - P. 190 - 213.
2. Purification of natural waters from organic impurities by combining ozonation with UV irradiation / VV Goncharuk, VF Vakulenko, AN Sova [et al.] // *Chemistry and Technology of Water.* - 2004. - T. 26, No. 1. - P. 34-49.
3. Synergistic effects of oxidizing agents - hydrogen peroxide and ozone with UV

- micropollutant removal from lake water used as drinking-water supply / L. Guzzella, D. Feretti, S. Monarca // *Water Research*. — 2002. — V. 36, № 17. — P. 4307–4318.
13. Orr P. T. Removal of saxitoxins from drinking water by granular activated carbon, ozone and hydrogen peroxide—implications for compliance with the Australian drinking water guidelines / P. T. Orr, G. J. Jones, G. R. Hamilton // *Water Research*. — 2004. — V. 38, № 20. — P. 4455–4461.
 14. Anatoxin — a degradation by Advanced Oxidation Processes: Vacuum-UV at 172 nm, photolysis using medium pressure UV and UV/H₂O₂ / A Afzal, T. Oppenlander, J. R. Bolton [et al.] // *Water Research*. — 2010. — V. 44, № 1. — P. 278–286.
 15. Advanced oxidation effect of ozonation combined with electrolysis / N. Kishimoto, Y. Morita, H. Tsuno [et al.] // *Water Research*. — 2005. — V. 39, № 19. — P. 4661–4672.
 16. Jung J. H. A study on the relationship between biodegradability enhancement and oxidation of 1,4-dioxane using ozone and hydrogen peroxide / J. H. Jung, H. Suh, M. Mohseni // *Water Research*. — 2004. — V. 38, № 10. — P. 2596–2604.
 17. Advanced oxidation of the pharmaceutical drug diclofenac with UV/H₂O₂ and ozone / D. Vogna, R. Marotta, A. Napolitano [et al.] // *Water Research*. — 2004. — V. 38, № 2. — P. 414–422.
 18. Degradation of selected pharmaceuticals in aqueous solution with UV and UV/H₂O₂ / F. Yuan, C. Hu, X. Hu [et al.] // *Water Research*. — 2009. — V. 43, № 6. — P. 1766–1774.
 19. Lethal synergy of solar UV-radiation and H₂O₂ on wild *Fusarium solani* spores in distilled and natural well water / C. Sichel, P. Fernández-Ibáñez, M. de Cara [et al.] // *Water Research*. — 2009. — V. 43, № 7. — P. 1841–1850.
 20. Chin W. H. Greywater treatment by UVC/H₂O₂ / W. H. Chin, F. A. Roddick, J. L. Harris // *Water Research*. — 2009. — V. 43, № 16. — P. 3940–3947.
 21. Sharpless C. M. Impact of hydrogen peroxide on nitrite formation during UV disinfection / C. M. Sharpless, M. A. Page, K. G. C. Linden // *Water Research*. — 2003. — V. 37, № 19. — P. 4730 — 4736.
 22. Kepa U. The use of the advanced oxidation process in the ozone + hydrogen peroxide system for the removal of cyanide from water / U. Kepa, E. Stanczyk-Mazanek, L. Stepniak // *Desalination Volume*. — 2008. — V. 223, № 1–3. — P. 187–193.
 23. Meunier L. Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality / L. Meunier, S. Canonica, U. von Gunten // *Water Research*. — 2006. — V. 40, № 9. — P. 1864– 1876.
 24. Decontaminating effects of ozone in water on *Escherichia coli* 1257 / NG Potapchenko, OS Savluk, VF Gorchev; et al., *Chemistry and Technology of Water*. - 1997. - T. 19, No. 3. - P. 315-320.
 25. Study of the antimicrobial action of hydrogen peroxide in the presence of various metals / NG Potapchenko, VV Ilyashenko, VN Kosinova; et al., *Chemistry and Technology of Water*. - 1994. - T. 16, No. 2. - P. 203-209.
 26. Solzhenko EG Application of the catalytic system H₂O₂-Fe²⁺ + (Fe³⁺) in the purification of water from organic compounds / EG Solozhenko, NM Soboleva, VV Goncharuk // *Chemistry and Technology of Water*. - 2004. - T. 26, No. 3. - P. 219-246.
 27. Tang W. Z. Oxidation kinetics and mechanisms of trihalomethanes by Fenton's reagent / W. Z. Tang, S. Tassos // *Water Research*. — 1997. — V. 31, № 5. — P. 1117–1125.
 28. Degradation of a four-pesticide mixture by combined photo-Fenton and biological oxidation / M. M. Ballesteros Martín, J. A. Sánchez Pérez, J. L. Casas Lypez [et al.] // *Water Research*. — 2009. — V. 43, № 3. — P. 653–660.
 29. Removal of veterinary antibiotics from sequencing batch reactor (SBR) pretreated swine wastewater by Fenton's reagent / W. Ben, Z. Qiang, X. Pan [et al.] // *Water Research*. — 2009. — V. 43, № 17. — P. 4392–4402.
 30. Oxidation of enrofloxacin with conductive-diamond electrochemical oxidation, ozonation and Fenton oxidation. A comparison / E. Guinea, E. Brillas, F.

- Centellas [et al.] // Water Research. — 2009. — V. 43, № 8. — P. 2131–2138.
31. Christensen A Treatment of persistent organic compounds by integrated advanced oxidation processes and sequential batch reactor / A Christensen, M. D. Gurol, T. Garoma // Water Research. — 2009. — V. 43, № 16. — P. 3910–3921.
 32. Zimbron J. A. Fenton's oxidation of pentachlorophenol / J. A. Zimbron, K. F. Reardon // Water Research. — 2009. — V. 43, № 7. — P. 1831–1840.
 33. Son H.-S. A Fenton-like degradation mechanism for 1,4-dioxane using zero-valent iron (Fe⁰) and UV light / H.-S. Son, J.-K. Im, K.-D. Zoh // Water Research. — 2009. — V. 43, № 5. — P. 1457–1463.
 34. Potapchenko NG Assessment of the combined effect of UV radiation and chlorine on the survival of microorganisms in water / NG Potapchenko, IP Tomashevskaya, VV Illiashenko // Chemistry and Technology of Water. - 1993. - T. 15, № 9/10. - P. 678-682.
 35. Prospects for improving the technology of water disinfection of surface water sources / VI Terentev, VK Gritsenko, SA Lopatin [and others] // Hygiene and Sanitation. - 2002. - No. 3. - P. 29 - 33.
 36. Combined method of purification and disinfection of wastewater / Yu. S. Sarkisov, B. P. Lashkivsky, N. P. Gorlenko [et al.] // Bulletin of TGASU. - 2007. - No. 3. - C. 220-225.
 37. Kostyuchenko SV The use of UV disinfection at the facilities of SUE Vodokanal of St. Petersburg / SV Kostyuchenko, SV Volkov, SG Zaitseva // Water supply and sanitary engineering. - 2005. - No. 12. - Part 1. - P. 23-27.
 38. Savluk, O. S. Effect of ultraviolet radiation and heavy metals on the survival of Escherichia coli in water / OS Savluk, NG Potapchenko, IE Kalinichenko // Hygiene and Sanitation. - 1992. - № 11-12. - C. 28-30.
 39. Potapchenko NG The combined effect of UV radiation ($\lambda = 254 \text{ nm}$) and copper and silver ions on the survival of Escherichia coli / NG Potapchenko, OS Savluk, IE Kalinichenko // Chemistry and Technology water. - 1992. - T. 14, № 2. - C. 935-940.
 40. Kulsy LA Theoretical foundations and technology of water conditioning / LA Kulsy. - K. : Naukova dumka, 1983. - 272 p.
 41. Butkus M. A Feasibility of the silver-UV process for drinking water disinfection / M. A. Butkus, M. Talbot, M. P. Labare // Water Research. — 2005. — V. 39, № 20. — P. 4925–4932.
 42. Taghipour F. Ultraviolet and ionizing radiation for microorganism inactivation / F. Taghipour // Water Research. — 2004. — V. 38, № 18. — P. 3940–3948.
 43. Jyoti K. K. Effect of cavitation on chemical disinfection efficiency / K. K. Jyoti, A. B. Pandit // Water Research. — 2004. — V. 38, № 9. — P. 2249–2258.
 44. Cho M. Investigating synergism during sequential inactivation of Bacillus subtilis spores with several disinfectants / M. Cho, J.-H. Kim, J. Yoon // Water Research. — 2006. — V. 40, № 15. — P. 2911–2920.
 45. Goncharuk V.V. Science of Water / V.V. Goncharuk. - Kyiv: Scientific-Production Enterprise "Publishing House" Naukova Dumka "of the National Academy of Sciences of Ukraine, 2010. - 511 p.
 46. Biological basis of ecological safety of use of chemical means of disinfection of drinking water / AI Gorenka, NF Petrenko, AV Mokienko AM Ponomarenko // Journal of the Academy of Medical Sciences. - 2008. - T. 14, No. 1. - P. 134-149.
 47. Petrenko NF Analytical studies of the mechanisms of processes of decontamination and oxidation of water, the role of water in these processes / NF Petrenko // Actual problems of transport medicine: the environment; professional health; pathology. - 2011. - No. 4 (26). - P. 7-13.
 48. Razumovsky S. D. Ozone and its reactions with organic compounds / S. D. Razumovsky, G. E. Zaikov. - Moscow: Nauka, 1974. - 322 c.
 49. Wgsowski J. Analysis of the results of the analysis of two-part chlorine / J. Wgsowski // Ochr. ěryd - 2001. - No. 4. - P. 33 - 35.

*Впервые поступила в редакцию 25.05.2018 г.
Рекомендована к печати на заседании
редакционной коллегии после рецензирования*