

UDC 57.087:57.083.232

O. O. Shevtsova, N. L. Himenko, O. M. Budvitska*Kharkiv National University of Agriculture named after V. V. Dokuchaev***MECHANISM OF MISCELLANEOUS EFFECTS OF CATIONIUM SURFACE-ACTIVE SUBSTANCES (SAS) IN REACTIONS OF DECOMPOSITION SUBSTRATYV-ECOTOXICANTS**

The nucleophilic reactivity of the Hydrogen peroxide anion in the reaction of splitting 4-nitrophenyldiethylphosphonate (NFDEFS) in the presence of cationic detergent – cetylthreemethylamoniumbromide (CTAB) is discussed. This series reaction is regarded as a standard in the study of the influence of activators for hydrogen peroxide oxidation and nucleophilic systems ability to decomposition reactions of substrates ecotoxicants-based organophosphorus poisons and derivatives sulphides in microheterogeneous.

The analysis of experimental research indicates the correct application of pseudophase distribution model to describe Hydrogen peroxide anion NFDEFS rate of reaction of in the presence of CTAB micelles. It also proves that Hydrogen peroxide anion is one of the most powerful α -nucleophiles not only in water but also in micellar medium. The main factor responsible for the growth rate of reaction is the effect of reagent concentration mainly by hydrophobic and/or electrostatic interactions. During controlling systems that can effectively decompose substrates, ecotoxicants in water and reagent selection one must pay attention to alkalinity nucleophilic reagent substrates rate of decomposition under standard reagent concentrations ($1.0 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$) and the acidity of the medium. Such aqueous solutions nucleophiles can be used only for water-soluble ecotoxicants. In the case of substrates that are poorly soluble in water, their use is limited due to the rate of decomposition depends not only on the speed of chemical reactions, but also on the dissolution rate in water.

Keywords: *Micellar effects, organophosphorus substances, surface-active substances (surfactants), ecotoxicants*

УДК 57.087:57.083.232

О. О. Шевцова, Н. Л. Хищенко, О. М. Будвицкая*Харьковский национальный аграрный университет им. В. В. Докучаева***МЕХАНИЗМЫ МИЦЕЛЛЯРНЫХ ЭФФЕКТОВ КАТИОННЫХ ПОВЕРХНОСТНО-АКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ (ПАВ) В РЕАКЦИЯХ РАСЩЕПЛЕНИЯ СУБСТРАТОВ-ЭКОТОКСИКАНТОВ**

Исследована нуклеофильная реакционная способность гидропероксид-аниона в реакции разщепления 4-нитрофенилдэтилфосфоната (НФДЭФС) в присутствии катионного

детергента – цетилтриметиламонійброміда (ЦТАБ). Данная реакційна серія буде розглядатися як стандартна во время изучения влияния активаторов пероксида водовода на нуклеофільную и окислительную способность системы HOO^-/HOON в реакціях розложєния субстратов-екотоксикантов на основе фосфорорганических отравляющих веществ и производных сульфидов в микрогетерогенных средах.

Ключевые слова: мицелярные эффекты, фосфоорганические вещества, поверхносно-активные вещества (ПАВ), екотоксиканты

УДК 57.087:57.083.232

О. О. Шевцова, Н. Л. Хименко, О. М. Будвицька

Харківський національний аграрний університет ім. В. В. Докучаєва

МЕХАНІЗМИ МІЦЕЛЯРНИХ ЕФЕКТІВ КАТІОННИХ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН (ПАР) В РЕАКЦІЯХ РОЗЩЕПЛЕННЯ СУБСТРАТИВ-ЕКОТОКСИКАНТІВ

Досліджено нуклеофільну реакційну здатність гідрогенпероксид-аніона в реакції розщєплення 4-нітрофєнілдієтилфосфоната (НФДЕФС) в присутності катіонного детергента – цетилтриметиламонійброміда (ЦТАБ). Ця реакційна серія буде розглядатися як стандартна під час вивчення впливу активаторів пероксиду водню на нуклеофільну і окислювальну здатність системи HOO^-/HOON в реакціях розкладання субстратів-екотоксикантів на основі фосфорорганичних отруйних речовин і похідних сульфідів у мікрогетерогенних середовищах.

Ключові слова: мицелярні ефекти, фосфорорганичні сполуки, поверхнево-активні речовини (ПАР), екотоксиканти

За офіційними даними на території України знаходиться велика кількість залишків невикористаних токсичних пестицидів – понад 20 тис. т, 2 тис. т з яких знаходяться у Вінницькій області. Під час їх зберігання, особливо на відкритих місцях, вони потрапляють у підземні і ґрунтові води. Разом з водою залишки пестицидів проникають у рослини і тварини, а також з продуктами харчування в організм людини, сприяючи виникненню різноманітних захворювань і отруєнь. Більшість пестицидів залучаються до основоположних процесів обміну речовини (фотосинтез, утворення андезинтрифосфату (АТФ), функції та будова мембрани) і тому їх дія не обмежується однією групою організмів.

На сьогодні особливо важливими та актуальними є дослідження сучасних науково-обґрунтованих методів знешкодження пестицидів, їх природного метаболізму, а також шляхів реабілітації і рекультивації місць їх зберігання. Особливу групу непридатних пестицидних препаратів з боку їх токсичності складають фосфор органічні пестициди (ФОП).

У сільському господарстві впроваджено використання десятків тисяч

ФОП. Серед них представлені гербіциди та регулятори росту рослин: бенсулід, бутафос, гідрел, гліфосат, гліфосин, дигідрел, ізофос-3, а також інсектициди, акарициди, молючкоциди, нематоциди і репеленти: амофос, антю, аміфан, базудин, бромфос, валексан, гетерофос, диметон, дифонат, ізофенокс, карбофос, мелатіон, байтекс, фосфамід, хлорофос.

Необхідно відмітити, що ФОП недостатньою мірою представлено в літературних джерелах, а їх дані є розрізненими і фрагментарними, при цьому майже зовсім відсутні дані цілеспрямованого дослідження їх реагентного знешкодження.

Крім цього, не слід виключати можливість виникнення аварійних ситуацій у процесі знищення хімічної зброї, які можуть супроводжуватися викидом у навколишнє середовище отруйних речовин, або продуктів їх деструкції.

Тому проблема розщеплення та знешкодження токсичних фосфорорганічних сполук з метою зменшення їх надходження в ґрунтах і сільсько-господарської продукції є досить актуальною.

Суттєвими недоліками розкладання фосфорорганічних сполук (ФОС) у воді є нестабільність таких, активних нуклеофілів і окиснювачів, як перекиси, гіпогалогеніти тощо (Мицеллообразование..., 1980); вкрай агресивні реакційні середовища і низька розчинність ФОС у воді (Мицеллообразование..., 1980; Неорганические..., 2002). Використання міцелярно-каталітичних систем на основі катіонних і функціональних детергентів дозволяє усунути ці недоліки і суттєво збільшити швидкості розкладання ФОС (Неорганические..., 2002; Мицеллярные..., 2002; Мицеллярные..., 2006).

У міцелях швидкості бімолекулярних реакцій гідрофобних субстратів з нуклеофільними частками, які спостерігаються, збільшуються за рахунок концентрування обох реагентів у поверхневому шарі міцел.

У теперішній час можна вважати точно встановленим фактом, що взаємодія гідрогенпероксид-іона з електронейтральними гідрофобними субстратами прискорюється катіонними ПАР (Мицеллообразование..., 1980; Неорганические..., 2002).

Міцели ЦТАБ каналізують розщеплення НФДЕФС гідрогенпероксиданіоном, а залежність констант швидкості псевдо першого порядку $k_n, \text{с}^{-1}$, що спостерігаються від C_0 (аналітична концентрація ЦТАБ). є типовою для реакцій другого порядку в присутності ПАР (рис. 1, а). Кінетичні залежності $k_n - C_0$ проходять через максимум за $C_0 = C_{\text{опт}}$, положення якого мало чутливе до змін умов проведення реакції, тоді як значення k_n залежать не тільки від початкової концентрації пероксиду водню (рис. 1, а) і рН середовища (рис. 1, б), але і від природи буферу (рис. 1, в, г), що використовується для підтримки $\text{pH} = \text{const}$ тетраборат натрію, на відміну від дигідрофосфату калію, прискорює розщеплення НФДЕФС, і збільшення швидкості стає особливо помітним, починаючи з $\text{pH} = 9,6$. Каталітичний ефект тетраборату натрію, очевидно, пов'язаний з утворенням в системі нових реакційно-здатних форм – пероксоборатів. Сам по-собі цей процес вкрай складний та потребує детального аналізу.

Тому, для підтримання $\text{pH} = \text{const}$ застосовували фосфатні буферні розчини.

У водних розчинах ЦТАБ ($C_0 = \text{const}$) зі зростанням концентрації OH^- -іона швидкість розщеплення НФДЕФС прагне до граничної, не залежної від рН середовища величині (рис. 1, д), вказуючи на те, що в міцелярній фазі, як і у воді, як нуклеофіл виступає гідропероксид-аніон* (схема 1). В схемі (1) величини P_S і $P_{\text{НОО}^-}$ – коефіцієнти розподілення субстрату (S) і нуклеофіла НОО^- між міцелярною псевдофазою (м) і водою (в); k_2^M і k_2^B – константи швидкості другого порядку, що характеризують реакційну здатність гідропероксид-аніона відносно НФДЕФС в міцелах ЦТАБ і у воді відповідно, $\text{л} \cdot \text{моль}^{-1} \cdot \text{с}^{-1}$.

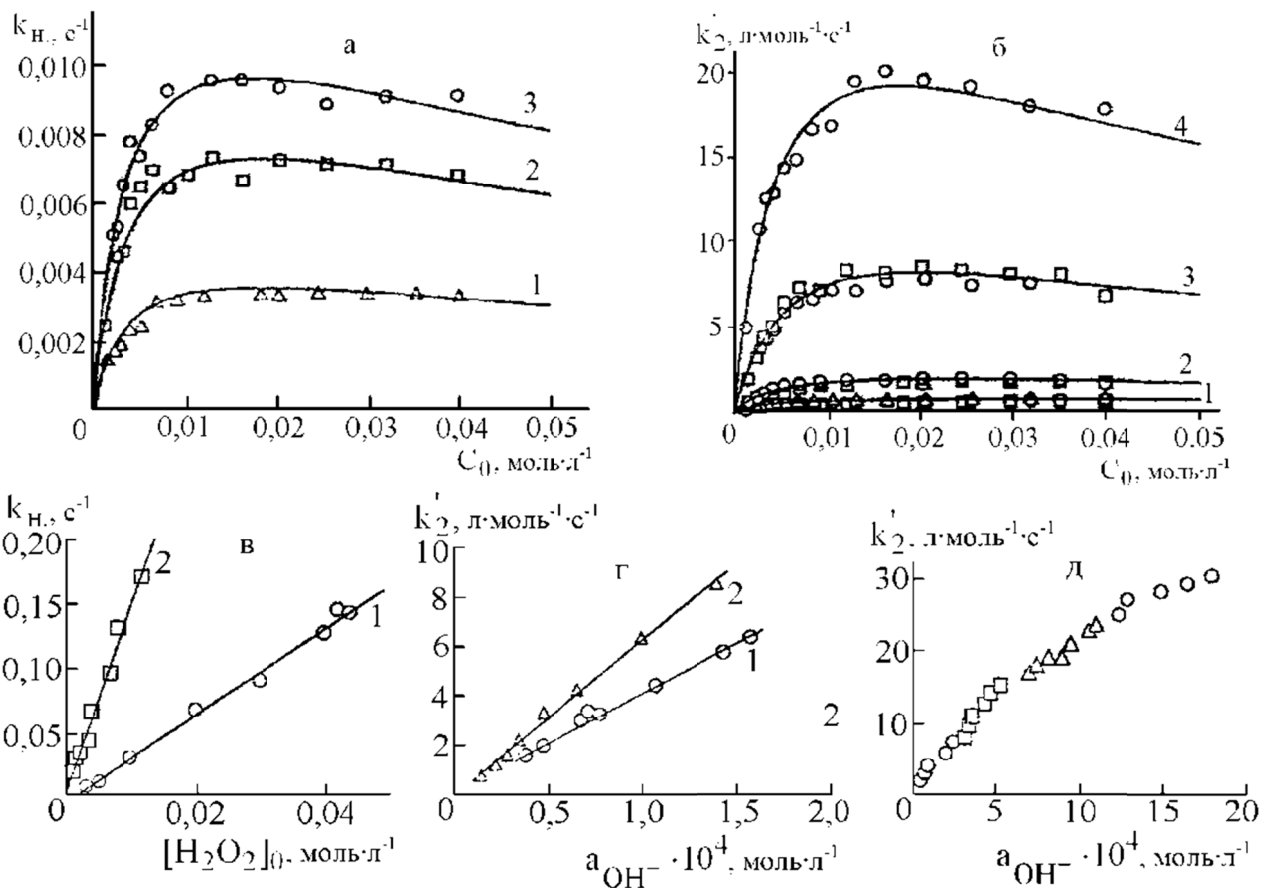
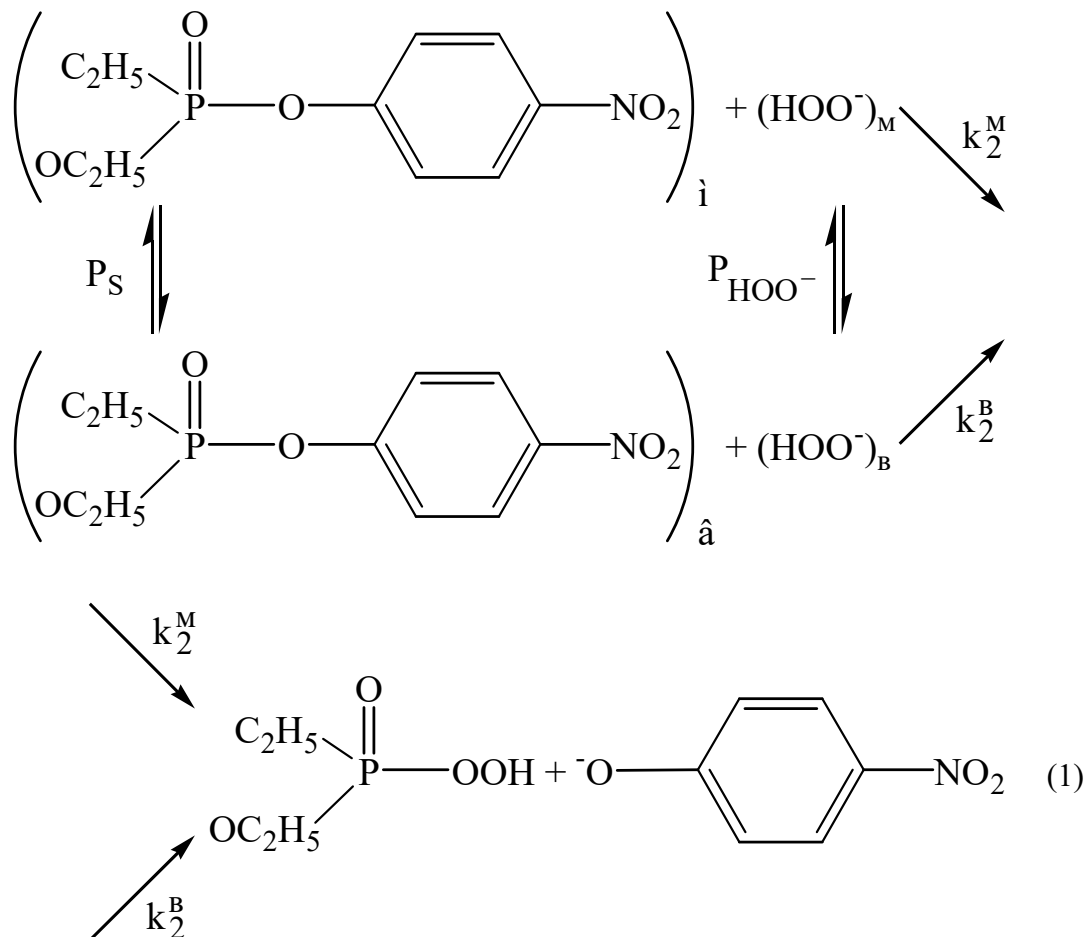


Рис. 1. Вплив ЦТАБ на реакцію гідрогенпероксид-іона з НФДЕФС (вода, 25 °C):
 а – залежність констант швидкості ($k_H, \text{с}^{-1}$) від концентрації ПАВ (C_0), що спостерігаються при $[\text{H}_2\text{O}_2]_0 = 7,04 \cdot 10^{-3}$ (1), $1,40 \cdot 10^{-2}$ (2) і $1,76 \cdot 10^{-2}$ моль·л $^{-1}$ (3), рН 9,5 підтримувалося $0,005 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4 + \text{KOH}$; б – залежність величини $k_2' = k_H / [\text{H}_2\text{O}_2]_0, \text{ л} \cdot \text{моль}^{-1} \cdot \text{с}^{-1}$ від концентрації ПАВ за рН 9,5 (1) 10,0 (2), 10,5 (3) і 11,0 (4), $0,005 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4 + \text{KOH}$; в – залежність величин $k_H, \text{с}^{-1}$ від концентрації пероксиду водню за $C_0 = 0,01 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1}$ і рН 9,6 (1) 10,6 (2); рН підтримувалося $0,005 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1}$ тетраборатом натрію; г – залежність величини k_2' від активності гідроксид-іона: $C_0 = 0,01 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1}$, рН підтримувалося $0,005 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$ (1) і $0,005 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1}$

тетраборатом натрію (2) – КОН; δ – залежність величини k_2' , л·моль⁻¹·с⁻¹ від активності гідроксид-іона: $C_0 = 0,01$ моль·л⁻¹, $[H_2O_2]_0 = 8,7 \cdot 10^{-4}$ (□), $1,74 \cdot 10^{-3}$ (○) і $3,5 \cdot 10^{-3}$ моль·л⁻¹; рН підтримувалося 0,005 М КН₂РО₄ + КОН



У рамках простої псевдофазної розподільної моделі швидкість реакції, що спостерігається, може бути описана виразом (Нуклеофильная..., 2005):

$$k_H = \frac{(k_2^M / V_M) K_S K_{HOO^-} C + k_2^B}{(1 + K_S C)(1 + K_{HOO^-} C)} \cdot \frac{K_{a \text{ уяв}}}{K_{a \text{ уяв}} + a_{H^+}} [HOOH]_0. \quad (2)$$

У рівнянні (2) $[HOOH]_0$ – аналітична концентрація пероксиду водню, моль·л⁻¹; $C = C_0 - \text{ККМ}$, моль·л⁻¹; (ККМ – критична концентрація міцелоутворення); $K_S \approx P_S V_M$ і $K_{HOO^-} \approx P_{HOO^-} V_M$ – константи зв'язування субстрату і нуклеофіла, л·моль⁻¹ (V_M – парціальний об'єм ПАР), л·моль⁻¹. У вираз (2) входить уявна константа кислотної іонізації пероксиду водню ($K_{a \text{ уяв}}$), яка може бути визначена із залежності k_H – рН при $C_0 = \text{const}$.

Після перетворення рівняння (2) у вираз

$$k_2' = \frac{k_H}{[HOOH]_0} = k_2 \text{ уяв} \frac{K_{a \text{ уяв}}}{K_{a \text{ уяв}} + a_{H^+}} \quad (3)$$

і приведення його до лінійного виду

$$k_2' = k_{2 \text{ уяв}} - \frac{k_{2a}' \text{H}^+}{K_{a \text{ уяв}}} \quad (4)$$

було розраховано величини $K_{a \text{ уяв}}$, представлені в табл. 1.

**1. Значення уявних констант кислотної іонізації пероксида водню $K_{a \text{ уяв}}$
за різних концентрацій ЦТАБ (вода, 25 °С)**

C_0 , моль·л ⁻¹	$K_{a \text{ уяв}}$, моль·л ⁻¹	pK _{a уяв}	$K_{a \text{ уяв}} / K_a$
0,005	$4,0 \cdot 10^{-12}$	11,40	1,3
0,01	$4,5 \cdot 10^{-12}$	11,35	1,4
0,025	$5,8 \cdot 10^{-12}$	11,24	1,8
0,05	$8,0 \cdot 10^{-12}$	11,10	2,5

Примітка. $K_{a \text{ уяв}}$ розраховані за рівнянням (4), похибка у визначенні не перевищувала \pm

5 %; величина K_a у воді складає $3,6 \cdot 10^{-12}$ (pK_a = 11,5).

Зміну значень pK_{a уяв} під час варіювання C_0 пов'язують з дією концентраційного ефекту, що відображає переважне концентрування в міцелярній фазі іонної форми порівняно з неіонною. При цьому уявна константа кислотної іонізації в присутності міцел дорівнює

$$K_{a \text{ уяв}} = K_a \frac{1 + K_{\text{НОО}^-} C}{1 + K_{\text{НООН}} C} \quad (5)$$

і залежить від величини K_a пероксиду водню у воді, концентрації міцелоутвореного ЦТАБ, а також констант зв'язування НОО⁻-аніона ($K_{\text{НОО}^-}$), що реагує, і його сполученої кислоти ($K_{\text{НООН}}$) міцелами ЦТАБ. Якщо врахувати, що коефіцієнти розподілення пероксиду водню $R_{\text{НООН}} < 2$, а величина V_M для ЦТАБ приймається рівною $0,37 \text{ л} \cdot \text{моль}^{-1}$, то константа зв'язування $K_{\text{НООН}} = R_{\text{НООН}} V_M < 1$. Беручи до уваги також той факт, що в умовах експерименту концентрація міцеляризованої ПАР не перевищує $0,05 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1}$, рівняння (5) можна спростити:

$$K_{a \text{ уяв}} = K_a + K_a K_{\text{НОО}^-} C \quad (6)$$

Аналіз експериментальних даних, представлених у табл. 1 в рамках рівняння (6) призводить (рис. Рис, а) до лінійної залежності

$$K_{a \text{ уяв}} = (3,57 \pm 0,01) \cdot 10^{-12} + (8,91 \pm 0,04) \cdot 10^{-11} C, \quad (7)$$

$r = 0,999$, $n = 4$, $s^2 = 1,25 \cdot 10^{-14}$.

Зіставлення реакційних здатностей НО⁻ і НОО⁻ іонів у воді і міцелах ЦТАБ дозволяє стверджувати, що гідрогенпероксид-іон і в міцелярному

середовищі веде себе як типовий α -нуклеофіл ($k_2^M(\text{НОО}^-)/k_2^M(\text{НО}^-) = 2,4/0,05 \approx 50$, $k_2^B(\text{НОО}^-)/k_2^B(\text{НО}^-) = 7,3/0,15 \approx 50$); подібний ефект він проявляє і в розчинах цетилтриметиламмоній хлориду. Цей факт не є правильним.

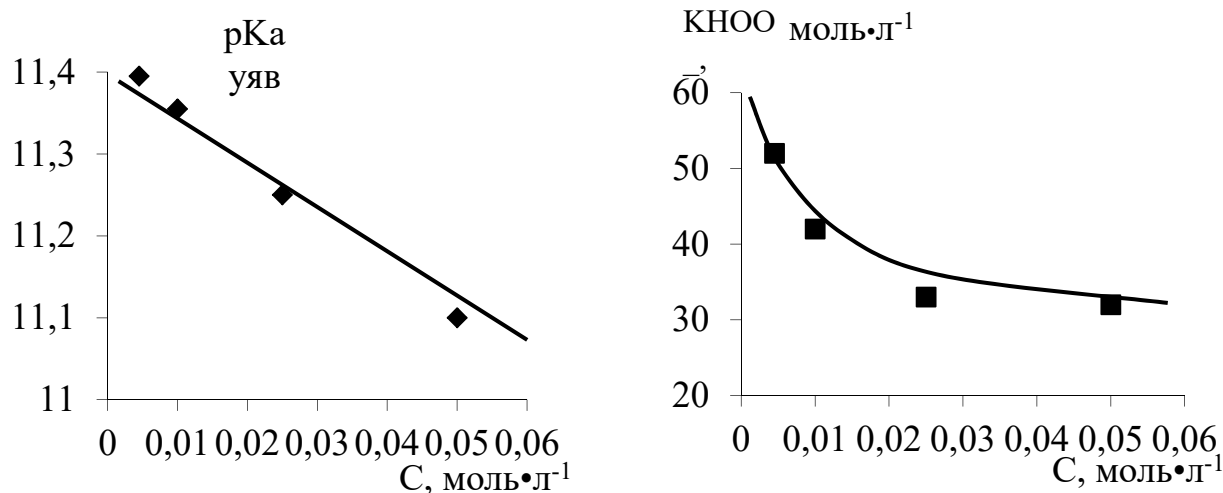


Рис. 1. Вплив концентрації ЦТАБ на величину pK_a уяв (а)

і константу зв'язування гідрогенпероксид-аніона $K_{\text{НОО}^-}$ (б): вода, 25 °С

Відомо, що в газовій фазі НОО^- і НО^- -аніони реагують з метилхлорформіатом з порівняльними швидкостями. На основі цього можна припустити, що під час переходу з води в міцелу (зменшення полярності середовища) відношення ($k_2^M(\text{НОО}^-)/k_2^M(\text{НО}^-)$) повинно зменшуватися. Проте α -ефект для НОО^- -аніона в 90 % сумішах $\text{РОН} - \text{Н}_2\text{О}$ (РОН – ізопропанол, трет-бутанол, етиленгліколь) приблизно того ж порядку (10-60 разів), що і у воді, і в міцелах ЦТАБ і ЦТАХ (Мицеллярные..., 2006; Нуклеофильная..., 2005).

2. Міцелярні ефекти ЦТАБ в реакції пероксид-аніона з НФДЕФС (вода, 25 °С)

pH	$k_2^M/V_M, \text{с}^{-1}$	$k_2^M, \text{л} \cdot \text{моль}^{-1} \cdot \text{с}^{-1}$	$K_{\text{НОО}^-}, \text{л} \cdot \text{моль}^{-1}$	$K_S, \text{л} \cdot \text{моль}^{-1}$
9,5	5 ± 1	1,9	16 ± 6	190 ± 50
10,1	7 ± 1	2,6	12 ± 3	150 ± 30
10,5	$6,5 \pm 0,5$	2,4	20 ± 5	130 ± 30
11,0	$7 \pm 0,5$	2,6	20 ± 5	150 ± 20

Можливим поясненням високої реакційної здатності НОО^- -аніона в міцелах може бути локалізація його в шарі Штерна, який за своїми фізико-хімічними властивостями близький до водно-спиртових сумішей. Швидкості бімолекулярних реакцій у міцелах, що спостерігаються, збільшуються за рахунок концентрування реагентів у поверхневому шарі міцел.

Константи швидкості цих реакцій або порівняльні з відповідними величинами у воді, або нижче їх (Мицеллярные..., 2006). Порівняльні реакційні здатності гідрогенпероксид-іона в міцелярній і водній фазах також однозначно свідчать про те, що основною причиною каталітичного впливу ЦТАБ у

досліджуваній реакції є ефект концентрування реагентів у міцелах ПАР. Кількісно оцінити внесок цього ефекту в прискорення, що спостерігається, як і визначити оптимальну концентрацію ПАР ($C_{\text{опт}}$), за якого відмічається максимальне збільшення швидкості реакції, можна за виразами (8), (9) при $a_{\text{H}^+} \ll K_a$ уяв (Нуклеофильная..., 2005):

$$\Delta = \frac{k_2^M}{k_2^B} \frac{K_S K_{\text{HOO}^-}}{V_M (\sqrt{K_S} + \sqrt{K_{\text{HOO}^-}})^2}, \quad (8)$$

$$C_{\text{опт}} = \frac{1}{\sqrt{K_S K_{\text{HOO}^-}}}. \quad (9)$$

Як випливає з рівняння (8), з урахуванням середніх значень K_S і K_{HOO^-} ($K_S \approx 160$ і $K_{\text{HOO}^-} \approx 17$, табл. 1) очікуване максимальне збільшення швидкості реакції за рахунок ефекту концентрування повинно складати ~ 26 разів: експериментально встановлене зменшення швидкості реакції під час переносу її в міцелярну фазу складає ~ 3 рази. Отже, максимальний каталітичний ефект ЦТАБ, що передвіщений теоретично, близький до 10. Якщо оцінити збільшення швидкості реакції, що спостерігається, виходячи із значень $(k_{\text{H}}^M)_{\text{макс}}$ при $C_{\text{опт}} \approx 0,02$ (рівняння (9) і k_{H} у воді за однакових концентрацій гідропероксид-аніона і $\text{pH} = \text{const}$, то величина $(k_{\text{H}}^M)_{\text{макс}}/k_{\text{H}}^B$ складає ~ 7 (pH 9,5 і 10,0), ~ 9 (pH 10,5) і ~ 11 (pH 11,0), тобто практично збігається з каталітичним ефектом для ЦТАБ, розрахованим за рівнянням (8).

Висновки. Таким чином, аналіз експериментальних досліджень свідчить про коректність застосування псевдофазної розподільної моделі для опису швидкості реакції гідрогенпероксид-аніона з НФДЕФС у присутності міцел ЦТАБ та обґрунтовує, що гідрогенпероксид-аніон є одним з найбільш потужних α -нуклеофілів не тільки у воді, але і в міцелярному середовищі. Основним чинником, який відповідає за зростання швидкості реакції, є ефект концентрування реагентів переважно за рахунок гідрофобних і/або електростатичних взаємодій. Під час конструювання систем, які можуть ефективно розкладати субстрати-екотоксиканти у воді, під час підбору реагенту необхідно звертати увагу на лужність нуклеофильного реагенту, швидкість розкладання субстратів за стандартних концентрацій реагентів ($1,0 \text{ моль} \cdot \text{л}^{-1}$) та кислотність середовища. При цьому водні розчини нуклеофілів можуть бути використані тільки для водорозчинних екотоксикантів. У випадку субстратів, які у воді розчиняються важко, їх використання обмежене через те, що швидкість розкладання залежить не тільки від швидкості хімічної реакції, але і від швидкості розчинення у воді. Проведення реакції у присутності ПАР значною мірою усуває цей недолік, оскільки ПАР значно збільшують розчинність органічних сполук у воді з формуванням стабільних ізотропних систем.

Для того, щоб система HOO^-/HOON працювала як універсальна, тобто ефективно розкладала як ФОС, так і похідні сульфідів, кислотність середовища

не повинна перевершувати 10,0, оскільки під час подальшого зростання рН швидкість окислювання сульфідів різко знижується (Нуклеофильная..., 2005).

Проте в цих умовах значно зменшується і концентрація нуклеофильної частки – HOO^- -аніона. Тоді як при $\text{pH} = 9,0$ зменшення концентрації гідрогенпероксид-аніона компенсується його аномально високою реакційною здатністю, і визначені швидкості розкладання ФОС узгоджені зі швидкостями для більш низьколуужних типових α -нуклеофілів. Оскільки існують прості підходи до збільшення як окислювальної (перекис водню), так і нуклеофильної активності – утворення пероксикислот та міцелярні ефекти ПАР (Мицеллярные..., 2002; Мицеллярные..., 2006; Нуклеофильная..., 2005), подальша модифікація цієї системи в цьому напрямі – один з найбільш перспективних напрямів у розробці ефективних систем для розкладання високотоксичних ефірів, галоідангідридів фосфорних кислот та похідних сульфідів.

Таким чином, на прикладі модельних сполук встановлені оптимальні умови реагентного розщеплення та знешкодження токсичних фосфорорганічних сполук з метою зменшення їх надходження в ґрунтах і сільськогосподарської продукції.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ / REFERENCES

Мицеллообразование, солюбилизация и микроэмульсии / К. Мартинек, А. К. Яцимирский, А. В. Левашов, И. В. Березин; под ред. К. Л. Миттеля. – М.: Мир, 1980. – С. 224–246.

Martinek K., Yatsimirsky A. K., Levashov A. V., Berezin I. V., 1980, "Micelle formation, solubilization and microemulsions", Ed. K. L. Mittela, Moscow, Mir, pp. 224–246.

Неорганические анионные кислородсодержащие α -нуклеофилы – эффективные акцепторы ацильной группы. Гидроксиламин – «лидер» в ряду α -нуклеофилов / Ю. С. Симаненко, А. Ф. Попов, Т. М. Прокопьева и др. // Журн. орг. хим. – 2002. – Т. 38, № 9. – С. 1341–1353.

Simanenko Yu. S., Popov A. F., Prokopieva T. M. and others, 2002, "Inorganic anionic oxygen-containing α -nucleophiles are effective acyl acceptors. Hydroxylamine – "leader" in a series of nucleophiles", Zhurn. Org. Chem., Vol. 38, № 9, pp. 1341–1353.

Мицеллярные эффекты катионных детергентов в реакциях расщепления субстратов-экоотоксикантов гидроксид-ионом / Ю. С. Симаненко, А. Ф. Попов, Т. М. Прокопьева и др. // Теорет. и эксперим. химия. – 2002. – Т. 38, № 4. – С. 238–244.

Simanenko Yu. S., Popov A. F., Prokopieva T. M. and others, 2002, "Micellar effects of cationic detergents in the reactions of cleavage of ecotoxicant substrates by hydroxide ion", Teoret. and experiment. Chemistry, Vol. 38, № 4, pp. 238–244.

Мицеллярные эффекты ПАВ в реакциях расщепления 4-нитрофенилэтилфосфоната гидропероксид-анионом / Соломоиченко Т.Н., Садовский Ю.С., Прокопьева Т.М. и др. // Теорет и эксперим. химия. – 2006. – Т. 42, № 6. – С. 357 – 363.

Solomoichenko T. N., Sadovsky Yu. S., Prokopieva T. M. and others, 2006, "Micellar effects of surfactants in the reactions of cleavage of 4-nitrophenyl-ethylphosphonate with hydroperoxide anion", Teorete and experiment chemistry, Vol. 42, № 6, pp. 357–363.

Нуклеофильная реакционная способность HO^- , HO_2^- -анионов в водно-спиртовых смесях и HCO_4^- -аниона в воде / В. А. Савелова, А. Ф. Попов, Л. Н. Вахитова и др. // Журн. орг. хим. – 2005. – Т. 41, Вып. 12. – С. 1810–1818.

Savelova V. A., Popov A. F., Vakhitova L. N. and others, 2005, "Nucleophilic reactivity of HO^- , HO_2^- -anions in water-alcohol mixtures and HCO_4^- -anion in water", Zhurn. Org. Chem., Vol. 41, № 12, pp. 1810–1818.