

УДК 539.16

Герасимов О.І., Курятников В.В.

Одеський державний екологічний університет, вул. Львівська, 15, м. Одеса

E-mail: kuryatnikov1@ukr.net

Фізичне моделювання в технологіях водоочищення

В роботі вивчається вплив температурних змін (сезонного або кліматичного походження) на кінетику гравітаційного осаджування в технологіях очистки стічних вод.

Розглянуті моделі фізичних процесів, що супроводжують гравітаційне осадження дисперсних частинок у гідромеханічних відстійниках, в яких враховуються броунівський рух цих частинок, здатний, як виявляється, викликати коагуляцію. А коагуляція дозволяє перевести забруднюючі речовини у стан дисперсної фази із більшим розміром частинок.

В рамках розглянутої моделі встановлено, що час та швидкість осадження частинок у гравітаційних осаджувальних системах при зовнішніх температурних змінах можуть помітно змінюватися. Відповідно може суттєво збільшуватися (при нагріванні ззовні), чи зменшуватися (при охолодженні) якість очистки в осаджувальній установці, яка працює на гравітаційному принципі.

Таким чином, необхідність врахування температурних змін на процеси гравітаційного осадження частинок в очищувальних спорудах є актуальною задачею.

В роботі зроблено висновок, що з метою удосконалення існуючих технологій очищення води в умовах перепаду зовнішніх умов (температури) для більш якісного її очищення доцільними є комбінації методів очищення. Зокрема, методу гравітаційного осадження та методу електрохімічного або електрофоретичного очищення, постадійного або сумісного процесів гідромеханічного осадження забруднюючих речовин, фільтрування або флотаційних процесів.

Ключові слова: *кінетика гравітаційного водоочищення, дисперсні фази, фільтрування, флотаційні процеси*

Вступ. Очищення води – це технології підвищення безпеки споживання води та поліпшення показників її якості в процесах освітлення, пом'якшення, знесолення, знезараження тощо. Зміст технологій очищення - підготовка води до споживання з використанням фізичних, фізико-хімічних та інших методів очищення [1-2].

Актуальність цієї теми безперечна. З ростом промисловості зростає забруднення навколишнього середовища і як наслідок відбувається забруднення води. Якість питної води має відповідати вимогам державних стандартів якості та безпечності і санітарного законодавства. В Україні у 2017р. згідно законів "Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення" [3] та "Про питну воду та питне водопостачання [4]" введені Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" [5].

Метою роботи є використання методів фізичного моделювання дисперсних систем в технологіях очищення стічної води та прогнозування на основі

розглянутих моделей критичних режимів (зменшення якості очистки) викликаних можливими змінами зовнішніх умов (зокрема, температури). На цьому шляху в роботі розглядаються наступні питання:

- використання методів фізики аеродисперсних систем в технологіях очищення води;
- вплив температурних змін (скажімо, сезонного або кліматичного походження) на кінетичні процеси у гравітаційних осаджувальних системах, зокрема, на розрахунки параметрів гідромеханічних відстійників стічних вод;
- визначення параметрів процесів водоочищення.

Висновки роботи та практичне значення роботи стосуються рекомендацій щодо вдосконалення технологічних процесів контролю якості та очищення води.

1. Класифікація води та забруднюючих її домішок. Воду класифікують як питну і як промислово [1-2,6]. Забруднення води у більшості випадків пов'язане з наявністю в ній дисперсної фази різноманітних речовин. В залежності від фізичного стану фаз у воді утворюються такі дисперсні системи: суспензії, емульсії і піни. Дисперсна фаза складається з частинок різного розміру. Стічні води є полідисперсними гетерогенними агрегативно-нестійкими системами [1,2,6].

Класифікація домішок за їх фазово-дисперсним станом: а) гетерогенні системи: I - розмір частинок 0.1мкм - 1мкм (суспензії, емульсії, мікроорганізми та планктон); II - колоїдні розчини, розмір частинок 0.1мкм – 0.01мкм (золі та розчини високомолекулярних сполук). б) гомогенні системи: III - молекулярні розчини, розмір частинок 0.01 – 0,001мкм (гази, розчинні у воді, органічні речовини); IV - іонні розчини, розмір частинок 0.001мкм (солі, кислоти, основи).

Традиційні технології очищення води на перших своїх стадіях пов'язані з гідромеханічними методами, які ще не забезпечують потрібну якість. Вони все ще залишають за собою шкідливі речовини. У наступних стадіях частіше стали використовувати більш сучасні методи, такі як фільтри зворотного осмосу, методи та технології, які дозволяють знешкодити сучасні види забруднень. Ці види забруднень характерні ультрамікроскопічним розміром 0,01мкм частинок дисперсної фази, якими можуть бути органічні високомолекулярні речовини, у тому числі віруси та бактерії.

Практично усі види забрудненої води для їх очищення потребують використання тих чи інших методів фізики дисперсних систем, зокрема електрофоретичних методів, доцільність яких залежить від характеру забруднення.

Потрібно виявити залежності якості води від багатьох умов забруднення та очищення, зокрема від кліматичних змін. Саме ці залежності і визначають сучасні технології очищення води та є предметом спеціального науково-практичного розгляду.

2. Аналіз впливу температурних змін сезонного або кліматичного походження на кінетичну стійкість гравітаційних осаджувальних систем. На початкових стадіях очищення води від забруднень зазвичай використовують

гідромеханічні методи (фільтрування, осадження під дією гравітаційних або відцентрових сил), які дозволяють видалити з води частинки різноманітних включень [6, 7].

Завислі в рідині частинки, маючи певну масу, у гравітаційному полі Землі поступово осідають (якщо їхня густина більша за густину рідини) або спливають, якщо їхня густина менша за густину рідини. Швидкість руху частинок залежить від їхньої маси, а також від в'язкості рідини, яка змінюється з температурою.

Осіданню (або спливанню) перешкоджає броунівський рух, який прагне порушити механізм стоксівського осадження, розподілити частинки рівномірно по всьому об'єму. Тепловий рух молекул води впливає на швидкість осадження дуже маленьких частинок, тобто має бути мінімальний розмір d частинок, який близький до середньої довжини вільного пробігу молекул води. Нижче цього розміру має відбуватися хаотичний броунівський рух частинок з відхиленням від закону Стокса.

Якщо дисперсна фаза за порівняно короткий час осідає на дно або спливає на поверхню, система є кінетично нестійкою.

Якщо частинки дисперсної фази досить малі й броунівський рух повністю перешкоджає їхньому осадженню, система перебуває у кінетично стійкому стані. За таких умов очищення системи має відбуватися дуже повільно, або не відбуватися взагалі.

Унаслідок броунівського руху в полідисперсній системі має встановлюватися певний розподіл частинок за висотою вздовж дії сили тяжіння.

Для аналізу впливу температурних змін сезонного або кліматичного походження на кінетичну стійкість гравітаційних очищувальних систем розглянемо осадження твердих сферичних частинок у воді. Прикладом такої системи може бути суспензія піску у воді, або емульсія олійних частинок у воді.

Визначимо залежності в'язкості води і коефіцієнту дифузії броунівських частинок у воді від температури. В'язкість води будемо визначати за даними, приведеними у довіднику [8].

Розрахунки середнього броунівського зміщення частинок Δx і коефіцієнтів дифузії проведемо за класичною теорією Смолуховського, що описує тепловий хаотичний рух дисперсних частинок у рідині чи в газі [6, 9]:

$$\Delta x^2 = \frac{2RTt}{6\pi\eta N_A \cdot r}, \quad (1)$$

де Δx – середнє зміщення частинки за час t ; η – коефіцієнт в'язкості середовища; r – радіус частинки; T – температура в К; N_0 – число Авогадро ($N_A = 6.02 \cdot 10^{23}$ моль⁻¹); R – універсальна газова стала.

За формулою Ейнштейна для теплового руху броунівських частинок

$$\Delta x = \sqrt{2Dt}, \quad (2)$$

де D – коефіцієнт дифузії частинок, які перебувають у броунівському русі, t – час, за який відраховується зміщення Δx .

З порівняння формул (1) та (2) може бути знайдено коефіцієнт дифузії

$$D = \frac{RT}{3\pi\eta N_A d}, \quad (3)$$

де $d = 2r$ – діаметр частинок.

Розглянемо стоксівський гравітаційний механізм осадження (спливання) дисперсних частинок.

На завислу у воді частинку діаметра d_c діють сила тяжіння, яка спрямована вертикально донизу:

$$G = m_c g = \pi \frac{d_c^3}{6} \rho_c g \quad (4)$$

та виштовхувальна (архімедова) сила, що дорівнює вазі рідини в об'ємі частинки і спрямована, відповідно, вертикально вгору,

$$A = \pi \frac{d_c^3}{6} \rho_0 g, \quad (5)$$

де ρ_0 – густина води.

Рівнодіюча цих двох сил дорівнює

$$G - A = \pi \frac{d_c^3}{6} g (\rho_c - \rho_0), \quad (6)$$

де ρ_c – густина речовини частинки.

Швидкість осадження v_s визначається із умови рівності цієї рівнодіючої сили та сили опору водного середовища:

В якості сили опору виберемо відому силу Стокса F_c :

$$F_c = 6\pi\eta r v. \quad (7)$$

Відповідну швидкість стоксівської седиментації v_s знаходимо за формулою:

$$v_s = \frac{gd^2(\rho_c - \rho_0)}{18\eta}. \quad (8)$$

З (8) видно, як швидкість осадження частинки зростає із збільшенням її діаметра та зменшенням в'язкості води.

Якщо в рамках розглянутої моделі вважати, що частинка рухається рівномірно, то зміщення x за одну секунду прямо пропорційно квадрату діаметра частинки і обернено пропорційне в'язкості води.

Якщо покласти, що швидкість осадження v_s (8) постійна

$$x = v_s \cdot t, \quad (9)$$

то гравітаційне осадження частинки може бути параметризовано за формулою

$$x = \frac{gd^2}{18\eta} \cdot \rho^* \cdot t, \quad (10)$$

$$\text{де } \rho^* = \rho_c - \rho_0. \quad (11)$$

В табл. 1 приведені дані розрахунків швидкостей осідання частинок пригравітаційному осадженні і броунівській дифузії в термінах зміщень частинок x і Δx за 1 с. В табл. 1: X – гравітаційне осадження, а Δx – броунівське зміщення за 1с сферичних частинок суспензії. З таблиці видно, що швидкість стоксівського осідання у температурному інтервалі T від 273 К до 323 К зростає

Таблиця 1. Гравітаційне осадження x (в мкм) та броунівське зміщення Δx (в мкм) за 1с сферичних частинок суспензії діаметром d і густиною $\rho = 2000$ кг/м³ у воді (в'язкість η в 10⁻³ Па) при різних температурах T (в К)

T	η	$d=60$ мкм		$d=20$ мкм		$d=5$ мкм		$d=2$ мкм		$d=1$ мкм		$d=0.5$ мкм		$d=0.1$ мкм	
		x	Δx	x	Δx	x	Δx	x	Δx	x	Δx	x	Δx	x	Δx
273	1.7865	1100	0.22	120	0.39	8.0	0.78	1.3	1.2	0.31	1.7	0.08	2.5	0.002	5.5
278	1.5138	1300	0.23	150	0.40	9.0	0.81	1.5	1.3	0.37	1.8	0.09	2.6	0.003	5.7
283	1.3037	1500	0.25	170	0.44	11	0.88	1.7	1.4	0.43	2.0	0.11	2.8	0.004	6.2
288	1.1369	1800	0.27	190	0.47	12	0.94	2.0	1.5	0.49	2.1	0.12	3.0	0.005	6.7
293	1.0019	2000	0.29	220	0.51	14	1.02	2.2	1.6	0.56	2.3	0.14	3.2	0.006	7.2
298	0.8909	2200	0.31	250	0.54	16	1.09	2.5	1.7	0.62	2.4	0.16	3.4	0.007	7.7
303	0.7982	2500	0.33	280	0.58	17	1.16	2.8	1.8	0.69	2.6	0.17	3.7	0.008	8.2
313	0.6540	3100	0.38	340	0.65	21	1.30	3.4	2.1	0.86	2.9	0.21	4.1	0.009	9.3
323	0.5477	3600	0.40	390	0.71	25	1.41	4.0	2.2	1.01	3.2	0.25	4.5	0.01	10

Таблиця 2. Розрахунки параметра осадження $b = \frac{v_s^2}{2D}$ твердих сферичних частинок діаметром d і густиною $\rho = 2000$ кг/м³ у воді (в'язкість η в 10⁻³ Па) при різних температурах T (в К)

T	η	$d=60$ мкм $b, 10^4$	$d=20$ мкм $b, 10^4$	$d=5$ мкм b	$d=2$ мкм b	$d=1$ мкм b	$d=0.5$ мкм $b, 10^{-4}$	$d=0.1$ мкм $b, 10^{-6}$
273	1.7865	2480	9.0	100.0	1.20	0.032	9.0	0.31
278	1.5138	3238	14.4	123.2	1.32	0.040	12.2	0.42
283	1.3037	3540	15.2	156.2	1.53	0.048	15.2	0.48
288	1.1369	4096	16.0	163.8	1.72	0.053	16.0	0.53
293	1.0019	4624	19.4	187.7	1.88	0.058	19.4	0.61
298	0.8909	5127	21.2	213.2	2.10	0.068	21.2	0.64
303	0.7982	5595	25.0	216.1	2.31	0.073	22.1	0.79
313	0.6540	6708	28.1	272.2	2.76	0.084	27.0	0.85
323	0.5477	8172	30.2	324.0	3.28	0.102	31.4	1.00

більш, ніж в 3 рази. Також помітно зростає швидкість дифузійного осідання, але у меншій ступені.

Порівняння даних (табл. 1) середнього зміщення Δx частинки у процесі теплового руху із значеннями шляху x в процесі стоксівського осідання за такий же час (фактично за $t = 1$ с) показує, що для частинок, діаметр яких більше декількох мікрон, тепловий рух не є суттєвим і частинки осідають так, що режим осадження можна вважати кінетично нестійким. При цьому швидкість їх осідання у досліджуваному інтервалі температур із зростанням температури збільшується у 3 рази при інших незмінних параметрах.

Треба зауважити, що частинки розміром менше 1 мкм рухаються, головним чином, хаотично. У цьому випадку очищення відбувається за рахунок броунівської дифузії.

Моделлю процесу очистки у режимі кінетично нестійкого стоксівського осадження може бути рівномірний рух із швидкістю v_s границі розділу між очищеною водою зверху (у випадку суспензій важких частинок), або очищеною водою знизу (у випадку емульсій легких речовин) та забрудненою водою.

У випадку важких суспензій вода очищується, починаючи з верхніх шарів, і границя розділу рухається донизу, а у випадку легких емульсій очищуються спочатку нижні шари води і границя розділу рухається вгору.

Якщо границя розділу знаходиться на половині висоти колони очищеної та неочищеної води, прийmemo, що ефективність очищення води складає 50%.

При цьому час очищення дорівнює $t = \frac{h}{v_s}$, де h – товщина шару очищеної води.

При ламінарному русі стічної води у каналі очищувальної споруди за вищенаведений час, за який очищується 50% води, потік має пройти половину довжини каналу. Зауважимо, що чіткість границі розділу залежить від того, наскільки система немонодисперсна.

Перехід системи від одного режиму до другого (від стоксівського осадження до хаотичного броунівського руху), характеризується певним критичним розміром (критичним діаметром). Це діаметр частинок, який розділяє границі дії механізму гравітаційного осадження від дії механізму броунівської дифузії.

Моделювання процесів переносу дрібнодисперсної суміші в потоці є достатньо вивченою задачею. Наприклад в [1], розвинута статистична теорія, кінцевим результатом якої є гаусовий закон розподілу суміші в потоці. В роботі [10] розвинуті, так звані, камерні дифузійні моделі, які пов'язані з розв'язанням диференціальних рівнянь переносу типу (12), які в загальному випадку враховують також наявність та вплив джерел забруднень (скидів)

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(u_i C)}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} (D_i \frac{\partial C}{\partial x_i}) + \sum_j R_j, \quad (12)$$

де C – концентрація частинок, X_i – координата, u_i – швидкість конвективної складової уздовж X_i , D_i – коефіцієнт дифузії, R_j – потужність джерел скиду.

Рівняння конвективної дифузії в формі (12) має цілу низку часткових розв'язків, які відповідають власним початковим умовам [11]. Фундаментальний розв'язок рівняння (12) за умов відсутності дії зовнішніх джерел $\sum R_j = 0$, має вигляд

$$C(x, t) = \frac{1}{\sqrt{4\pi Dt}} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4Dt}\right). \quad (13)$$

Користуючись отриманим розв'язком, можна ввести розмірний параметр $u^2/4D$, який у асимптотичній границі (характерний час дифузії набагато більше характерного часу конвекції) розділяє конвективний і дифузійний режими переносу(осадження). Позначимо його $b/2$, де

$$b = \frac{v_s^2}{2D}, \quad c^{-1} \quad (14)$$

і показує скільки разів за час $t = 1$ с квадрат зміщення x^2 дисперсних частинок при стоксівському осадженні більше за квадрат середнього зміщення частинок Δx^2 при їх броунівському русі. Дані його розрахунків приведені в таблиці 2, звідки видно, що із збільшенням температури параметр b збільшується у 3 рази в температурному інтервалі, що досліджується, а це значить, що час осадження скорочується у 3 рази.

Підставляючи у рівність (14) формули (3) і (8), отримуємо вираз, який зв'язує діаметр сферичних частинок d і температуру при завданих значеннях параметра b .

$$d_{кр}^5 = \frac{18 \cdot 12 \cdot RT\eta}{\pi g^2 N_A \rho^{*2}} \cdot b. \quad (15)$$

Вважаючи параметр b рівним 1 c^{-1} , отримаємо вираз для критичного діаметру $d_{кр}$ сферичних частинок

$$d_{кр}^5 = \frac{18 \cdot 12 \cdot RT\eta}{\pi g^2 N_A \rho^{*2}} \cdot 1 \text{ c}^{-1}. \quad (16)$$

За допомогою (15) проведені чисельні розрахунки діаметру d частинок в дифузійному режимі броунівського їх руху ($b = 10^{-5}, \text{ c}^{-1}$). За допомогою (16) проведені розрахунки критичного діаметру $d_{кр}$ частинок. Тобто розрахунки проведені для двох значень параметра b . Відповідні результати представлені в таблиці 3 і на рис. 1.

Розрахунки показують, що діаметр частинок d та критичний діаметр частинок $d_{кр}$ суттєво залежать від густини речовини частинок і температури, і у розглянутому температурному інтервалі зменшуються з температурою на 20 – 30%. Тобто критичний діаметр частинок з підвищенням температури зміщується у бік менших значень (рис.1а), а частинки з розміром 0.1 мкм (параметр $b = 10^{-5} \text{ c}^{-1}$) рухаються за законом броунівської дифузії, що можна було очікувати.

Обговорюючи доцільність прийняття параметра осадження b у якості критерію кінетичної стійкості системи, відмітимо, що такий підхід дозволяє, по-перше, виявити залежність процесу осадження від температури, а по-друге – отримати у розрахунках цілком реальні значення фізичних величин, зокрема,

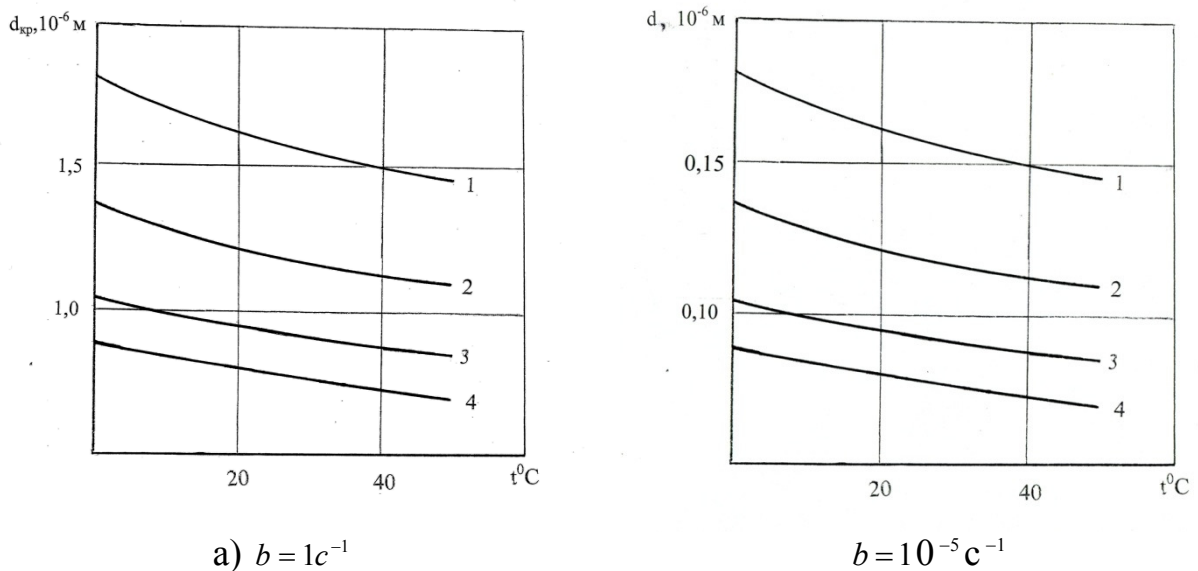


Рис.1. Залежності від температури критичного діаметра частинок (а) і діаметра частинок у дифузійному режимі осадження (б) у воді при густині ρ^* : 1 – 500 кг/м³; 2 – 1000 кг/м³; 3 – 2000 кг/м³; 4 – 3000 кг/м³.

критичний діаметр завислих у воді частинок, нижче якого змінюється ефективність механізмів фізичних процесів очищення.

Так як швидкість осадження прямо пропорційна квадрату діаметра частинок, то час їх осадження при підвищенні температури на 50° скорочується майже у 3 рази.

Швидкість осадження частинок має залежити від форми частинок. Вона зазвичай менше швидкості осадження сферичних частинок. Тоді для несферичних частинок у розрахункових формулах використовують еквівалентний діаметр d_e , який визначають за об'ємом $V_{ч}$ або площею перерізу частинки S .

3. Розрахунки відстійників. Відстоювання стічних вод проводять в відстійниках, які являють собою прямокутні резервуари, що нагадують звичайні басейни. Вода рухається з одного кінця відстійника до іншого. Глибина відстійника зазвичай дорівнює від 1.5 до 4 м, довжина 12 - 48 м, ширина каналу 3 - 6 м [7, 9].

Проведемо розрахунки параметрів відстійника для очищення стічної води від дисперсних частинок, показники осадження яких надані у таблицях 1-2 Для очищення стічної води час перебування її в апараті має бути більше часу осадження частинок критичного діаметра $d_{кр}$ або в межі часу, необхідному для осадження їх на дно апарату із заданої висоти. Тобто, для розрахунків осадження частинок з діаметром більше критичного користуємося моделлю стоксівського осадження. Вважаючи, що висота шару освітленої води $H = 2$ м, знайдемо час осідання частинок діаметром 5 мкм з густиною $\rho^* = 1000$ кг/м³ при температурах 273 К та 323 К. Час осідання частинок дорівнює $\tau = \frac{h \cdot 1c}{x}$.

При температурі $T = 273$ К час осідання $\tau_{273} = 250 \cdot 10^3$ с = 69 годин, а при $T = 323$ К час осідання $\tau_{323} = 40 \cdot 10^3$ с = 22 години, тобто у 3 рази менше.

Знайдемо швидкість потоку стічної води уздовж апарату, якщо відомо, що довжина каналу $L = 48$ м. Швидкість потоку стічної води уздовж апарату дорівнюватиме $v_{273} = \frac{L}{\tau_{273}} = \frac{48}{69} = 0.7$ м/год, а $v_{323} = \frac{48}{22} = 2.2$ м/год.

Розрахунки показують, що сезонні або кліматичні температурні зміни помітно впливають на режим роботи відстійників, швидкість якої має змінюватися у 3 рази.

Продуктивність відстійника по очищеній воді $Q_{осв}$ виразимо рівнянням

$$Q_{осв} = v_n \cdot B \cdot H; \quad (17)$$

де v_n – швидкість потоку стічної води уздовж апарату; B – ширина відстійника, м; H – висота шару освітленої води; h – глибина відстійника, м.

Кількість стічної води, яка потрапляє у відстійник: $Q = v_n \cdot B \cdot H$

Продуктивність відстійника по освітленій воді $Q_{осв}$ за 1 с дорівнює

$$Q_{осв} = \frac{15000}{3600 \cdot 24} = 0.17 \text{ м}^3/\text{с}.$$

Ефективність очищення води дорівнює $Q_{осв} / Q = H / h$.

Якщо глибина відстійника дорівнює 4 м, а висота шару освітленої води H дорівнює 2 м, то ефективність відстоювання буде досягати 50%.

Сезонні або кліматичні змінення температури впливають на процес гравітаційного осаджування і змушують утримувати оптимальні режими осадження очисних систем. Для цього можуть бути використані автоматичні системи управління, які мають бути настроєні на певний сигнал від датчиків або сенсорів, слідкуючих за ступенем очищення, наприклад, прозорістю стічної води.

Якщо система частинок полідисперсна, то осаджуватися будуть тільки частинки, у яких діаметр більше критичного. Очищення води буде не повним. Проте внаслідок агломерації дрібних частинок, діаметр яких менше критичного, очищення може продовжуватися, але з іншою швидкістю, яка може змінюватися в декілька разів [1-2,9].

Метод розрахунків гравітаційного відстоювання та очищення можна використовувати також для промислових вод із домішками нафти, смол та жирів, тобто емульсій, у яких дисперсна фаза має нижчу густину у порівнянні з водою.

В результаті проведеного аналізу встановлено, що вплив температурних сезонних або кліматичних змін на кінетичну стійкість водних систем – суспензій або емульсій існує і він достатньо суттєвий. Час осідання частинок у гравітаційних системах при підвищенні температури на 50 К скорочується майже у 3 рази. Відповідно у 3 рази може збільшуватися (або при охолодженні зменшуватися) ефективність роботи гравітаційної осаджувальної установки, що свідчить про потребу врахування температурних змін на процеси гравітаційного осадження частинок у очищувальних спорудах.

4. Коагуляція, флокуляція і флотація в змуленій воді. Ці процеси мають бути застосовані для очищення води від дрібних частинок з діаметром,

Таблиця 3. Розрахунки критичного діаметра $d_{кр}$ (в мкм) сферичних частинок у воді при $b=1$ і густині ρ^*

Темпе- ратура T , К	ρ^* , в кг/м ³					
	200	500	1000	$\sqrt{2} \cdot 1000$	2000	3000
273	2.60	1.8	1.36	1.18	1.03	0.89
278	2.55	1.75	1.32	1.15	1.00	0.85
283	2.45	1.70	1.28	1.12	0.97	0.83
288	2.39	1.65	1.23	1.09	0.94	0.81
293	2.34	1.62	1.22	1.07	0.93	0.80
298	2.30	1.61	1.20	1.04	0.91	0.77
303	2.25	1.56	1.18	1.03	0.89	0.75
313	2.18	1.51	1.14	1.02	0.86	0.73
323	2.11	1.47	1.11	1.00	0.85	0.71

меншим за критичний. У забруднену воду потрібно додавати коагулянти. При коагуляції має відбуватися злипання дрібних частинок у великі конгломерати (пластівці, флокули), які швидко осідають під дією сили тяжіння.

Зближення колоїдних частинок, яке потрібно для коагуляції, відбувається в результаті броунівського руху. Так як колоїдні частинки мають слабкий негативний заряд, а пластівці коагулянтів - слабкий позитивний заряд, то між ними виникає взаємне протягування [2, 9].

В теорії коагуляції Смолуховського кінетика процесу визначається парними зіткненнями колоїдних частинок. Швидкість коагуляції залежить від концентрації електроліту та дорівнює $k(n_0 - n_x)^2$. Кількість частинок в одиниці об'єму води за час t для швидкої коагуляції n_t визначається за формулами

$$n_t = n_0 / (1 + \tau / T_{1/2}), \quad \text{або} \quad \frac{n_t}{n_0} = \frac{1}{1 + k n_0 \cdot T_{1/2}}, \quad (18)$$

а для повільної коагуляції

$$n_t = n_0 / [1 + \psi(\tau / T_{1/2})], \quad (19)$$

де k – константа коагуляції, n_0 – початкова концентрація частинок; $T_{1/2}$ – час коагуляції, за який кількість частинок в одиниці об'єму води зменшується удвічі; ψ – коефіцієнт ефективності зіткнень частинок, що являє собою деяку функцію в теорії коагуляції Смолуховського. При $\psi = 1$ настає швидка коагуляція, при якій всі зіткнення частинок закінчуються утворенням агрегатів, при $\psi = 0$ зіткнення не ведуть до утворення агрегатів. Електрична зарядженість частинок суттєво впливає на їх агрегацію. Оскільки великі частинки при осіданні захоплюють за собою більш дрібні, в полідисперсних колоїдних системах коагуляція відбувається швидше, ніж в монодисперсних.

Для очищення води також широко використовуються флокуляція і флотація.

Флокуляція – процес агрегації зважених частинок при додаванні в стічну воду високомолекулярних сполук - флокулянтів. При флокуляції агрегація відбувається не тільки при безпосередньому контакті частинок, але і в

результаті взаємодії молекул адсорбованого на частинках флокулянту [1, 2, 6]. Механізм дії флокулянтів заснований на явищі адсорбції молекул реагенту на поверхні колоїдних частинок, утворення тривимірної структури молекул реагенту, на злипанні колоїдних частинок за рахунок дії сил Ван-дер-Ваальса.

Флотацію, як процес молекулярного прилипання дисперсних частинок до поверхні розділу газових бульбашок і рідини, застосовують для видалення з води нерозчинних дисперсійних домішок, поверхнево-активних речовин, для очищення стічних вод целюлозно-паперового, шкіряного, нафтопереробних виробництв [1, 2, 6].

5. Зворотний осмос і ультрафільтрація в розчинах стічних вод. Системи зворотного осмосу створені для очищення води методом пропускання її крізь спеціальну зворотноосмотичну мембрану під високим тиском. Напівпроникні мембрани вибірково пропускають розчинник і повністю або частково затримують молекули розчинених в них речовин, під тиском, що перевищує осмотичний тиск. У основі цього методу лежить явище осмосу - довільного переходу розчинника (води) в розчин крізь напівпроникну мембрану. Осмотичний тиск π в розчині змушує розчинник переходити крізь мембрану. Створивши над розчином тиск p_1 , який дорівнює осмотичному, осмос зупиняється і настає стан рівноваги. Якщо над розчином створити додатковий тиск p_2 , що перевищує осмотичний тиск π на величину Δp , то перехід розчинника буде відбуватися у зворотному напрямку і тоді процес матиме характер зворотного осмоса [1]. Величина осмотичного тиску π для розчинів може бути визначена за допомогою рівняння Вант-Гоффа:

$$\pi = \beta \cdot R \cdot T \frac{C}{M}, \quad (20)$$

де $\beta = (1+\alpha)$ – коефіцієнт Вант-Гоффа; α – ступінь дисоціації розчиненої речовини; R – газова стала; T – абсолютна температура розчину; C – концентрація розчиненої речовини; M – молекулярна маса розчиненої речовини.

Механізм дії пористої мембрани полягає в тому, що її пори достатньо великі, щоб пропускати молекули розчинника, але занадто малі, щоб пропускати молекули розчинених речовин. При зворотному осмосі мембраною затримуються як високомолекулярні речовини, так і більша частина низькомолекулярних речовин, а проходить крізь пори мембрани тільки майже чистий розчинник [1, 2,9].

Як можна побачити з формули (20), величина осмотичного тиску зростає з температурою, а значить має зростати і величина додаткового тиску P_2 над розчином, яким являє собою забруднена вода. А врахування цього температурного впливу – це також спосіб оптимізації і підвищення ефективності процесів очищення води.

6. Електричні методи очищення забрудненої води – це методи електролізу, електрокоагуляції, електрофлокуляції, електрофлотації, електрофорезу і електродіалізу, методи анодного окислення і катодного відновлення.

Ці методи мають бути застосовані у комбінації з розглянутими методами для повного очищення води від субмікронних частинок. Фізичні механізми методів, що пропонуються, дозволяють це зробити. Процеси в цих методах протікають, зазвичай одночасно. Вони відбуваються на електродах при проходженні через стічну воду постійного електричного струму [1, 2, 9].

В процесах електролізу під дією струму у воду переходять катіони металів, які, зустрічаючись з гідроксильними групами, утворюють гідроксиди металів у вигляді пластівців, і настає інтенсивна коагуляція. При електролізі води на аноді утворюються бульбашки кисню, а на катоді збирається водень. Відбувається процес електрофлотації.

Вплив температурних факторів у цих технологічних процесах доводять довідникові дані [12] про електропровідність дистильованої у вакуумі води, яка змінюється більш, ніж на порядок від $1.47 \cdot 10^{-8} \text{ Ом}^{-1} \cdot \text{см}^{-1}$ до $18.9 \cdot 10^{-8} \text{ Ом}^{-1} \cdot \text{см}^{-1}$ при зростанні температури від 271 К до 323 К, тобто у досліджуваному нами інтервалі. За даними [8], наприклад постійна іонізації води у такому ж температурному інтервалі зростає майже на 2 порядки (від $0.114 \cdot 10^{-14} \text{ моль}^2 \text{ кг}^{-2}$ при $T = 273 \text{ К}$ до $9.61 \cdot 10^{-14} \text{ моль}^2 \text{ кг}^{-2}$ при $T = 333 \text{ К}$). При цьому відомими є дані, наприклад [15] про вплив іонізації та інших електрофізичних факторів на ефективність бактерицидної обробки води, її знезараження та мікробіологічні показники.

Ефективність електричних методів очищення забрудненої води та її знезараження [12] залежать від струмових параметрів і втрат електроенергії на одиницю об'єму знезараженої води. Уведений [13] комплекс, від якого залежить бактерицидний ефект знезараження води, дорівнює q/P , де q – витрати води, P – електрична потужність, яка прямо пропорційна електропровідності. При цьому бактерицидний ефект за їх експериментальними даними змінюється від 0 до 90% майже лінійно при зміні бактерицидного комплексу q/P від 0 до $50 \text{ м}^3/\text{Дж}$. Користуючись цими даними, можна стверджувати, що температурні коливання в очищувальній воді суттєво змінять ефект знезараження води в досліджуваному інтервалі температур завдяки існуванню температурної залежності електропровідності води.

Рух заряджених мікронних та ультрамікронних частинок під дією сил неоднорідного зовнішнього електричного поля, електрофорез [14] створює перспективну технологію очисти. Досліджень в цьому напрямку ще не зовсім достатньо для використання у якості надійної технології очищення води.

Практично усі види очищення потребують використання тих чи інших методів фізики дисперсних систем. Сучасними і ефективними можуть бути системи, які використовують явища зворотного осмосу, методи та технології, які дозволяють знешкодити забруднення з ультрамікроскопічним розміром $0,01 \text{ мкм}$ частинок дисперсної фази, якими можуть бути органічні високомолекулярні речовини, у тому числі віруси та бактерії.

Висновки. Таким чином можна зробити наступні висновки:

1. Встановлено, що вплив температурних змін водних систем – суспензій або емульсій є помітним. При сезонних або кліматичних коливаннях темпера-

- тури швидкість осідання дисперсних частинок у гравітаційних осаджувальних системах може змінюватися у 2-3 рази. Відповідно може збільшуватися (або при охолодженні зменшуватися) ефективність роботи гравітаційної осаджувальної установки. Це свідчить про необхідність врахування температурних змін у конструктивних параметрах очищувальних спорудах, дія яких базується на механізмах гравітаційного осадження.
2. Запропонований для оцінки кінетичної стікості дисперсійної системи параметр осадження b , який входить у розв'язок задачі про конвективну дифузію, дозволив виявити його фізичні особливості і знайти температурні залежності деяких параметрів розглянутих фізичних процесів, що свідчить про доцільність використання його у розрахунках систем гравітаційного очищення води.
 3. Проаналізована можливість удосконалення існуючих методів і технологій очищення води шляхом врахування температурних впливів і досягнення оптимальних режимів роботи осаджувальних систем, потрібність комбінації цих методів, наприклад, в процесах коагуляції, флотації та ін., а також постадійного або сумісного процесів очищення.
 4. На різних стадіях технологій очищення, з метою підвищення якості, та зменшення негативного впливу з боку підвищення температури, можуть бути застосованими інші методи очищення, наприклад такі, що використовують коагулянти, які дозволяють перевести забруднюючі речовини у стан дисперсної системи, або електрофоретичні методи. Вплив температурних факторів в технологіях очищення, де використовуються ці методи, теж потрібно враховувати.

Література:

1. Герасимов О.І. Технології захисту навколишнього середовища: підручник / Одеськ. держ. еколог. ун-т. Одеса: ТЕС, 2019. - 268 с.
2. Герасимов О.І. Теоретичні основи технологій захисту навколишнього середовища. Навчальний посібник. Одеса: ТЕС, 2018. - 228с.
3. «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» [№ 4005-ХІІ від 24.02.94](#), ВВР, 1994, № 27, ст.219
4. "Про питну воду та питне водопостачання" [№ 2047-VIII від 18.05.2017](#)
5. Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10).2017.
6. Ветошкин А.Г. Таранцева К.Р. Технологии защиты окружающей среды. (Теоретические основы) Учебное пособие. Пенза, 2004, - 249 с. <http://window.edu.ru/resource/888/36888/files/stup114.pdf>
7. Курятников В.В., Співак А.Я, Кільян А.М. Конструювання та інженерно-фізичні принципи систем захисту довкілля: конспект лекцій/ Одеса: ОДЕКУ, 2019. 60 с.
8. Дж. Кэй, Т.Лэби. Таблицы физических и химических постоянных. Гос. Издательство физико-математической литературы. - М.: 1962, 247 с.

9. Основи технології захисту навколишнього середовища. Сайт кафедри загальної та теоретичної фізики ОДЕКУ. URL: www.dpt12s.odeku.edu.ua
10. Курятников В.В. Моделирование миграции радионуклидов в грунте та ґрунтово-екологічний радіаційний моніторинг. Матеріали доповідей Міжнародної заочної мультимедійної (інтернет) конференції «Роль фізики в розвитку міждисциплінарних напрямків», 2-5 травня, 2016, Одеса, ТЕС, 2016, с.35-38
11. Полянин А.Д. Справочник по дифференциальным уравнениям математической физики. - М.: ФМЛ, 2001. - 576 с.(с.64)
12. Справочник химика. т.1 Под ред. ак. Б.П. Никольского. Химия. Ленинградское отд., 1971, - 1072 с.
13. Абдалиев У.К. и др. Обеззараживание сточных вод с использованием электрического поля и эффекта кавитации. Збірник наукових праць Міжнародної конференції «Наука в епоху дисбалансів», Київ, 30 квітня 2014 р.: Центр наукових публікацій, 2014, - 123 с.
14. Aliotta F., Gerasymov O., Calandra P. Electrospray Jet Emission: An Alternative Interpretation Invoking Dielectrophoretic Forces //Intelligent Nanomaterials: Second Edition. 2016. P. 51-90. <http://doi.org/10.1002/9781119242628.ch3>

O.I. Gerasymov, V.V. Kuriatnykov
Physical modeling in water treatment technologies

Summary

In most cases, water pollution is associated with the presence in it of a dispersed phase of various substances, which, depending on its physical state, forms various polydisperse heterogeneous aggregate-unstable systems: suspensions, emulsions, and foams.

The paper analyzes the application of physical models for the description of complex dispersed systems, analyzes the possibilities of classic modeling methods and the limits of the application of the considered models.

The paper studies the influence of temperature changes (of seasonal or climatic origin) on the kinetics of gravitational sedimentation in wastewater treatment technologies.

Considered models of physical processes accompanying the gravitational deposition of dispersed particles in hydromechanical sedimentation tanks, which take into account the Brownian motion of these particles, capable, as it turns out, of causing coagulation. And coagulation makes it possible to transfer pollutants into a state of dispersed phase with a larger particle size.

Within the framework of the considered model, it was established that the time and speed of particle sedimentation in gravity sedimentation systems may change significantly with external temperature changes. Accordingly, the quality of cleaning in a sedimentation plant, which works on the principle of gravity, can significantly increase (when heated from the outside) or decrease (when cooled).

Thus, the need to take into account temperature changes in the processes of gravitational sedimentation of particles in treatment facilities is an urgent task.

The paper concluded that in order to improve the existing technologies of water purification in the conditions of a change in external conditions (temperature), combinations of purification methods are appropriate for better water purification. In particular, the method of

gravity sedimentation and the method of electrochemical or electrophoretic purification, gradual or simultaneous processes of hydromechanical sedimentation of pollutants, filtering or flotation processes.

The practical significance of the work lies in the fact that it concerns the search for ways to improve the existing technological processes of water purification and increase its quality.

Key words: *kinetics of gravity water purification, dispersed phases, filtration, flotation processes*