

ВИМІРЮВАННЯ ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ РЕЧОВИН

УДК 532.612.3

МОНІТОРИНГ І ПРОГНОЗУВАННЯ РОЗПОДІЛУ ВКЛЮЧЕНЬ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН У ЗАКРИТИХ ВОДНИХ СИСТЕМАХ

© Малько О. Г., Лугова Л. Р., 2003

Івано – Франківський національний технічний університет нафти і газу

Розглянуті питання моніторингу і прогнозування динаміки розподілу включень поверхнево-активних речовин у закритих водоймищах (типу відстійників промислових стічних вод) за контролем їх поступлень на вході

Проблема зниження негативного впливу техногенної діяльності людини на навколишнє середовище для України є однією з найбільш злободенних. Особливого значення набуває прогнозування процесів забруднення та удосконалення методів контролю з метою запобігання виникненню незворотних змін у навколишньому середовищі та зменшення техногенного навантаження на довкілля.

Сьогодні важко знайти галузь промисловості, в якій в тій чи іншій мірі не використовуються поверхнево-активні речовини (ПАР). Ця група речовин також широко застосовується як в побуті, так і в промисловості. Стійка тенденція до збільшення об'ємів виробництва і використання ПАР та постійне поповнення їх асортименту є причиною того, що ця група речовин серед забруднювачів навколишнього середовища займає одне з чільних місць [1].

Особливо руйнівним і небезпечним є вплив факторів антропогенної діяльності для водних екосистем. Тому сьогодні екологія, відштовхуючись від попереднього негативного досвіду використання природних ресурсів, шукає можливості виправлення раніше допущених помилок та можливості попередження їх в майбутньому. Прогноз майбутнього стану екосистеми проводиться на основі аналізу зміни її стану в минулому та ґрунтовному вивченні її сучасних характеристик, що дозволяє розробити необхідні науково обґрунтовані рекомендації для оптимізації антропогенного навантаження.

Одним з напрямків вирішення цієї проблеми є створення автоматизованої системи контролю та прогнозування динаміки розподілу включень ПАР у закритих водоймищах за контролем їх поступлень на вході. Задачу автоматичного входного контролю якісного і кількісного складу включень ПАР у

стоках можна вирішити шляхом використання рішень запропонованих у роботах [2, 3], а подальшу просторово-часову динаміку зміни їх складу в процесі розповсюдження по об'єму водоймища доцільно визначати за допомогою математичного моделювання фізико-хімічних, біологічних процесів та явища масообміну.

Життєвий цикл ПАР у водоймищі. Основні процеси, під час дії яких може змінюватись ступінь забруднення води [4], показані на рис. 1.

Зменшення значень хімічних показників може здійснюватись багатьма способами. Зменшення може відбуватись під час дії якогось одного процесу, а може відбуватись і більш складно – внаслідок взаємодії багатьох процесів. Прикладом складного способу може бути зменшення концентрації хімічної речовини, якому передувало багатоступеневе біохімічне перетворення цієї речовини, тобто процес зменшення відбувався поетапно.

Серед простих процесів зменшення значень хімічних показників виділяють такі:

- розбавлення та перемішування;
- осаджування та седиментація;
- поглинання речовин водною фауною та вищими водними рослинами;
- адсорбція хімічних речовин завислими речовинами.

Складні процеси зменшення значень хімічних показників складаються з наведених вище процесів, яким передують такі:

- хімічна трансформація з розпадом речовин на більш прості, які або виділяються в атмосферу, або поглинаються гідробіонтами, або сорбуються завислими речовинами;
- хімічна трансформація речовин з подальшим осадженням;

– біохімічна трансформація, розклад речовин мікроорганізмами.

Зменшення значень хімічних показників також може відбуватись й іншими шляхами, наприклад:

- адсорбцією хімічних речовин ґрунтом;
- випаровуванням річкової води разом з розчиненими і нії солями;

– винесенням вітром з дрібними краплями води з гребенів хвиль, або під час руйнування повітряних бульбашок.

Однак, за винятком окремих випадків, внесок перелічених трьох додаткових шляхів, порівняно з основними, є дуже малим. Тому їх можна не враховувати.

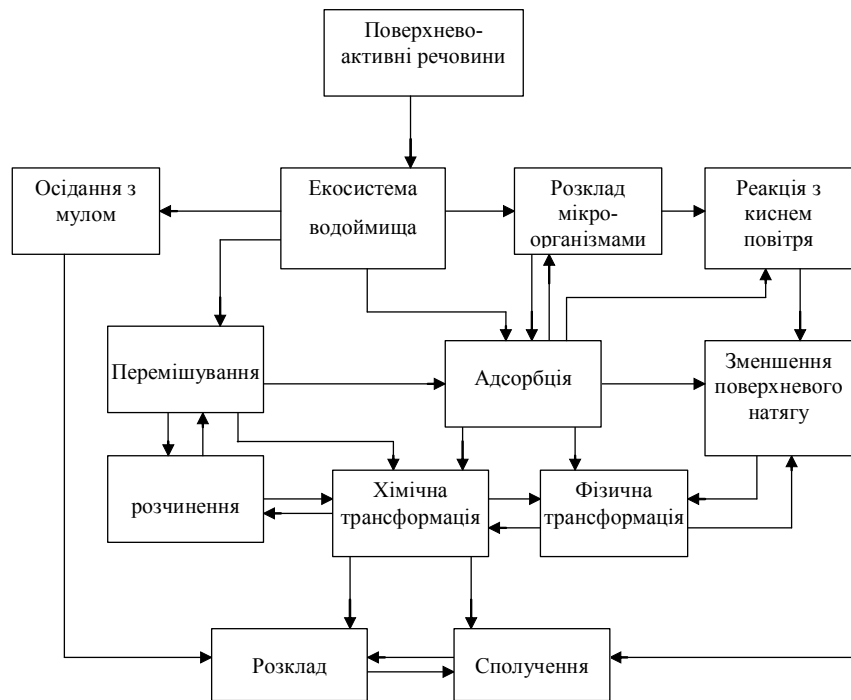


Рис. 1. Життєвий цикл ПАР

Окрім зниження значень концентрацій хімічних речовин одночасно можуть йти процеси їх збільшення. Найбільш суттєвими з них є:

- абсорбція газів з атмосфери;
- розклад придонних мулових відкладень з виділенням у воду різних хімічних елементів.

Процеси розкладу придонних мулових відкладень є інтенсивними тоді, коли у водоймах різко посилюються процеси відмирання.

Процес абсорбції більшості газів з атмосфери відбувається, як правило, дуже повільно і тому його можна не враховувати.

Речовини, які потрапили у водну систему разом із стічними водами, концентруються та зазнають подальших перетворень у так званих місцях підвищеної реакційної здатності. Це, як правило, поверхнева плівка, придонні водні маси та донний осад. На долю придонних водних мас та донного осаду припадає незначна кількість ПАР. Тому процеси, які відбуваються у цій частині водойми,

враховують, як правило, тільки у випадку аварійного скиду вод з підвищеною концентрацією ПАР.

В життєвому циклі ПАР (рис. 1) домінуючим процесом є адсорбція. Адсорбція – поверхневе явище, яке може бути назване хімічним, оскільки пов'язане перш за все із зміною хімічного складу поверхневого шару внаслідок концентрування у ньому ПАР, що супроводжується пониженням вільної поверхневої енергії. До цієї групи поверхневих явищ відносяться також різні випадки хімічної адсорбції (хемосорбції), яка переходить у поверхневі хімічні реакції з утворенням поверхневих хімічних сполук у вигляді шару іноді значної товщини.

Під фізичною трансформацією ПАР розуміють коалесценцію, коагуляцію, утворення високодисперсних колоїдних систем.

Фізична та хімічна трансформація ПАР, а також зменшення поверхневого натягу є похідними від процесу адсорбції взаємопов'язаними явищами,

які в життєвому циклі ПАР у довкіллі мають найбільше значення.

Основна маса ПАР та продуктів їх неповного розпаду концентрується у поверхневій плівці. Поверхнева плівка – особлива область, в якій проходять всі рівноважні процеси масообміну між повітрям і водою. Хімізм реакцій, які протікають в перехідному шарі повітря – вода, який має ряд унікальних хімічних та фізичних властивостей, дуже складний і недостатньо вивчений. В поверхневій плівці зосереджена основна маса фіто- та біопланктону – мікроорганізмів, які забезпечують процес самоочищення водойми та є основою харчових ланцюгів у біоценозі. При скиданні стічних вод, які забруднені ПАР, відбувається зменшення дифузії кисню у воді. Порушується здатність водойм до самоочищення, оскільки ПАР мають бактерицидні властивості, обумовлені їх здатністю руйнувати біологічні мембрани [1]. Все це негативно впливає на питні та рибогосподарські якості водойм.

В основі розрахунку фізико-хімічних величин і властивостей речовин лежить ряд принципів: адитивності та конститутивності властивостей; синергізму та антагонізму; відповідних станів.

У найпростішому випадку адитивні ті властивості, які відносяться до елементів і атомних груп, що утворюють дану сполуку, тобто додаються атомні і структурні складові. Для молекул з іонними зв'язками додаються складові для іонів, а при ковалентному зв'язку – складові для атомів і зв'язків.

Властивості, які залежать від будови сполуки (роду і числа атомів, груп атомів, способів їх зв'язку тощо) вважаються конститутивними. Вони можуть бути розраховані по принципу адитивності.

Синергізмом називають підвищення біологічної активності хімічних з'єднань при їх змішуванні, тобто коли біологічна активність суміші перевищує суму ефектів дії окремих компонентів. Протилежністю синергізму є антагонізм, коли біологічна активність сумішей менша активності найбільш активного компонента. Зазвичай антагонізм широко використовується в медицині. Механізм як синергізму так і антагонізму залишається не в'ясненим.

Стан системи можна визначити сукупністю властивостей, пов'язаних між собою.

Оскільки йдеться про систему, до складу якої входять як абіотичні (неживі), так і біотичні (живі) компоненти, найбільшої уваги вимагатиме дослідження синергічних та антагоністичних зв'язків, які виникають в результаті фізичної і особливо хімічної трансформації ПАР у навколишньому середовищі.

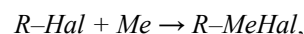
Виходячи із вищесказаного, слід виділити найбільш важливі хімічні перетворення ПАР у

водоймі.

У загальному випадку молекулу ПАР можна представити у вигляді $R-X$, де R – гідрофобна частина молекули, так званий “хвіст”; X – гідрофільна частина молекули, так звана “голова”, одна або декілька різних полярних груп.

Оскільки ПАР зустрічаються серед усіх класів органічних речовин, їх властивості відповідають властивостям того класу, до якого вони належать. З екологічної точки зору найбільш цікавими є взаємодія ПАР з солями важких металів, лугами, нітросполуками, фосфатами [5].

Найлегше вступають в реакцію з солями важких металів ті ПАР, які належать до галоїдних алкілів. В загальному реакція матиме вигляд:

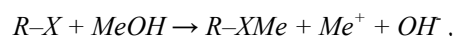


де R – вуглеводневий ланцюг виду C_nH_{2n+1} ; Hal – галоїди (Cl, Br, J); Me – важкий метал або його іон ($Cu, Ni, Zn, Hg, Mg, Cd, Pb, Co$).

Утворені таким чином сполуки мають більшу реагентну здатність, легше вступають у взаємодію з іншими органічними сполуками. Тому ПАР є одним із чинників переходу важких металів із неорганічної форми в органічну, в результаті чого відбувається збільшення біологічної активності важких металів, а отже посилюється їх негативний вплив на довкілля.

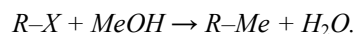
Якщо ПАР потрапляють у водойму, в якій має місце забруднення лугами, то в залежності від будови ПАР можливо кілька варіантів протікання реакцій.

У випадку, якщо X представлена полярною групою $-COOMe$, реакція матиме вигляд:

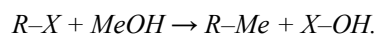


де $MeOOH$ – луг ($Me - Li, Na, K, Rb$).

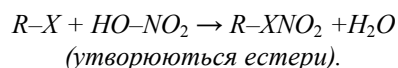
Якщо X представлена “кисневмісною” полярною групою, тобто $-COOH, -SO_3H, -OSO_3H$ та іншими, реакція проходить за наступною схемою:



Для всіх інших випадків буде проходити реакція:



Якщо у водоймі, в яку скидаються води забруднені ПАР, присутні нітросполуки, то можливі наступні варіанти хімічної трансформації:



Таким чином відповідність концентрації ПАР у стічних водах санітарним нормам не визначає ступінь їх впливу на екосистему в цілому, оскільки ПАР в результаті хімічних взаємодій з іншими речовинами-забруднювачами можуть сприяти утворенню більш токсичних сполук.

Вищевказане дає підстави говорити про необхідність розробки моделей багаторівневих ієрархічних систем, інформаційних систем екологічного аналізу і прогнозування розповсюдження забруднень та стану довкілля при різному ступені антропогенного навантаження від різних джерел забруднення.

Моделювання динаміки розповсюдження ПАР. Основним механізмом розповсюдження речовини у водному середовищі є: розчинення і перемішування речовини в потоці води і на його границі; захоплення потоком води частинок речовини, що розчиняється або перемішується в потоці; молекулярна або турбулентна дифузія, яка направлена на вирівнювання концентрації даної речовини. Тому для математичного опису цього процесу необхідно знати швидкість переміщення водних мас, інтенсивність турбулентної і молекулярної дифузії, а також внутрішні джерела і стоки (самоочисну здатність, трансформації, сорбцію, десорбцію та інші кінетичні процеси). Знаходження швидкості течії рідини не становить серйозної проблеми, оскільки ця задача може бути вирішена або шляхом натурного експерименту, або за допомогою гідродинамічного моделювання. Задача оцінки турбулентної дифузії є значно складнішою, однак вона вирішується виходячи з того, що зміна коефіцієнта у широкому діапазоні (від 10^{-3} до 10^2) практично не впливає на кінцеві розрахунки розповсюдження забруднень у водних об'єктах [6].

Модель представляється граничною задачею, при формуванні якої вводяться наступні припущення:

надходження і видалення рідини є незначним у порівнянні з об'ємом водоймища, тому припускається ламінарний характер течій;

надходження і відтік води відбувається в обмежених областях на границі водоймища;

є дві граничні поверхні контакту води: з дном водоймища - S_1 і з повітрям - S_2 ;

припускається, що коефіцієнт молекулярної дифузії D по всьому об'єму є сталою величиною.

Якщо у деякій просторово-часовій точці (x, y, z, t) позначити компоненти вектора швидкості руху рідини \vec{V} по осях Ox, Oy, Oz через V_x, V_y, V_z , а коефіцієнти дифузії у відповідних напрямках через

D_x, D_y, D_z , тоді згідно з законом Фіка [7] потоки речовини з концентрацією $c(x, y, z, t)$ визначаються виразами

$$V_x c - D_x \frac{\partial c}{\partial x}, V_y c - D_y \frac{\partial c}{\partial y}, V_z c - D_z \frac{\partial c}{\partial z}. \quad (1)$$

Виходячи з закону збереження маси речовини, рівняння балансу неконсервативної речовини, яка розповсюджується у воді, можна представити у вигляді такого диференційного рівняння в часткових похідних:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c}{\partial x} - V_x c \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c}{\partial y} - V_y c \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial c}{\partial z} - V_z c \right) + f(x, y, z, t), \quad (2)$$

де $f(x, y, z, t)$ – функція, що описує інтенсивність джерела забруднень, або швидкість фізичного, хімічного і біологічного самоочищення водоймища.

Для визначеності рівняння (2) необхідно задати початкові та граничні умови, які для даної задачі мають вигляд:

$$c(x, y, z, t_0) = c_0(x, y, z) \quad (3)$$

– початковий ($t=t_0$) розподіл концентрації по всьому об'єму;

$$c(x, y, z, t) \Big|_{(x,y,z) \in S_{IN}} = c_1(t) \quad (4)$$

– концентрація включень у вхідному потоці, що надходить через ділянку границі

$$S_{IN}; \frac{\partial c}{\partial n} \Big|_{(x,y,z) \in S_{OUT}} = 0, \frac{\partial c}{\partial n} \Big|_{(x,y,z) \in S_1} = 0, \quad (5)$$

$$\frac{\partial c}{\partial n} \Big|_{(x,y,z) \in S_2} = 0$$

– у випадку відсутності надходження включень, де n – нормаль до ділянки границі (S_{OUT}, S_1, S_2).

При поступленні речовини з осадами замість рівності нулю нормальній похідній на дзеркалі водойми задається потік речовини, який визначається рівністю:

$$\left(V_z - D_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) \Big|_{S_2} = c_{on} q_{on}, \quad (6)$$

де q_{on} – кількість води, яка поступає на одиницю площі дзеркала водойми з атмосферними опадами за одиницю часу; c_{on} – концентрація забруднюючої речовини, що міститься в атмосферних опадах.

Якщо забруднююча речовина поступає з дна в результаті інфільтрації підземних вод, то на границі з дном необхідно також задати величину поступлення забруднення з дна у вигляді рівності:

$$\left[\begin{aligned} & \left(D_x \frac{\partial c}{\partial x} - V_x c \right) + \left(D_y \frac{\partial c}{\partial y} - V_y c \right) + \\ & + \left(D_z \frac{\partial c}{\partial z} - V_z c \right) \end{aligned} \right]_{(x,y,z) \in S_1} = c_\phi v_\phi, \quad (7)$$

де c_ϕ – концентрація забруднювача у підземних водах, v_ϕ – нормальна до S_1 складова вектора швидкості фільтрації.

Для побудови чисельної інтерпретації рівнянь і граничних умов (1) – (7) доцільно представити водоймище і оточуючі границі у вигляді прямокутного паралелепіпеда, прив'язаного до прямокутної системи координат XYZ розміром $L \times M \times N$ і розбитого на контактуючі області

(комірки) у формі однакових елементарних кубів з довжиною ребра a , кількість яких відповідно є $l \times m \times n$, де $l = L/a, m = M/a, n = N/a = M/a$. Тоді кожному елементарному об'єму можна поставити у відповідність трійку додатних цілих чисел (i, j, k) , де $0 \leq i \leq l, 0 \leq j \leq m, 0 \leq k \leq n$.

Вважається, що у елементарному об'ємі (i, j, k) концентрація включень $c_{i,j,k}(t)$ є однаковою відносно просторових координат і представляється точкою у геометричному центрі елементарного куба (рис. 2)

Вектори швидкості притоку і відтоку рідини визначаються складовими V_x, V_y, V_z , прикладеними до центру граней куба і які відповідають швидкостям сусідніх до (i, j, k) комірок, завдяки чому в подальшому спрощується застосування граничних умов по швидкості.

Кількість речовини m , що проходить через одиницю площі за одиницю часу в напрямках координатних осей у різнищевій апроксимації узагальненого закону Фіка має вигляд:

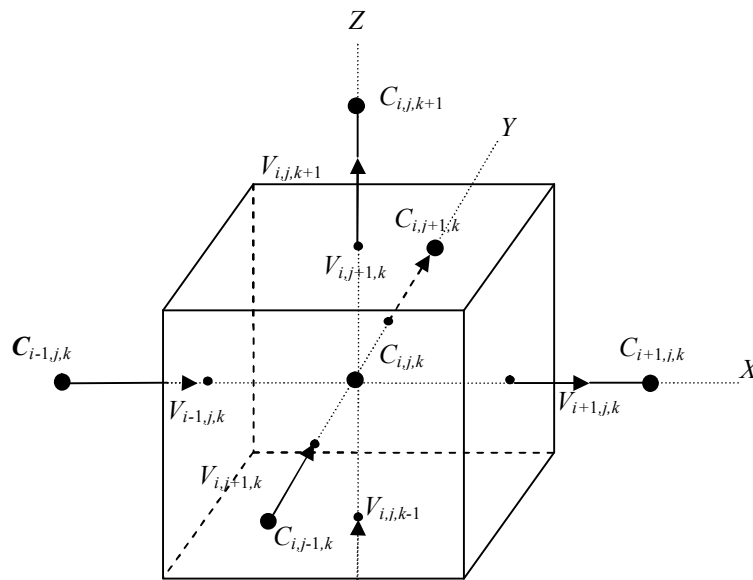


Рис.2. Елементарний куб

$$m_{i-1,i} = c_{i-1,j,k} V_{i-1,j,k} - D \frac{c_{i,j,k} - c_{i-1,j,k}}{a}, \quad (8) \quad m_{i,i+1} = c_{i+1,j,k} V_{i+1,j,k} - D \frac{c_{i+1,j,k} - c_{i,j,k}}{a}$$

у випадку складової масообміну у напрямку осі абсцис (розмірності складових рівняння: m –

$[кг/(м^2 c)], c - [кг/м^3], V - [м/с], D - [м^2/с], a - [м]$). Співвідношення масообміну у напрямках інших осей координат $m_{j-1,j}, m_{j,j+1}, m_{k-1,k}, m_{k,k+1}$ мають аналогічний вигляд.

Накопичення маси включень ΔM_j^x у елементарному кубі (i, j, k) за рахунок складових напрямку

Ох за час Δt представляється рівнянням балансу переносу речовини:

$$\Delta M^x = a^2(m_{i-1,i} - m_{i,i+1})\Delta t. \quad (9)$$

Аналогічно знаходяться накопичення маси включень вздовж інших координат $\Delta M^y, \Delta M^z$.

Загальна маса включень у елементарному кубі (i, j, k) через час Δt буде такою:

$$M_{i,j,k} = \Delta M^x + \Delta M^y + \Delta M^z + c_{i,j,k}^- a^3, \quad (10)$$

де $c_{i,j,k}^-$ апріорна концентрація, а нова концентрація

$$c_{i,j,k}^+ = \frac{M_{i,j,k}}{a^3}. \quad (11)$$

Приріст концентрації за час Δt , виходячи з (11), (12), буде таким:

$$\begin{aligned} \frac{dc_{i,j,k}(t)}{dt} = \frac{1}{a} & \left[\left(c_{i-1,j,k} V_{i-1,j,k} - D \frac{c_{i,j,k} - c_{i-1,j,k}}{a} \right) - \left(c_{i+1,j,k} V_{i+1,j,k} - D \frac{c_{i+1,j,k} - c_{i,j,k}}{a} \right) + \left(c_{i,j-1,k} V_{i,j-1,k} - D \frac{c_{i,j,k} - c_{i,j-1,k}}{a} \right) - \right. \\ & \left. - \left(c_{i,j+1,k} V_{i,j+1,k} - D \frac{c_{i,j+1,k} - c_{i,j,k}}{a} \right) + \left(c_{i,j,k-1} V_{i,j,k-1} - D \frac{c_{i,j,k} - c_{i,j,k-1}}{a} \right) - \left(c_{i,j,k+1} V_{i,j,k+1} - D \frac{c_{i,j,k+1} - c_{i,j,k}}{a} \right) \right]. \quad (14) \end{aligned}$$

З метою універсальності застосування, доцільно привести рівняння (14) до безрозмірної форми. Це можна здійснити шляхом множення лівої і правої частини на $a^2/(D\rho)$ з розмірністю $[M^3 c / \kappa g]$, де ρ – густина води. Тоді

$$\left(\frac{dc}{dt} \right) \left(\frac{a^2}{D\rho} \right) = \frac{d(c/\rho)}{d(t/(a^2/D))}, \quad (15)$$

де $f(i, j, k, t)$ – функція, що описує інтенсивність джерела забруднень.

Таким чином вихідна гранична задача, що описувалась диференціальними рівняннями у часткових похідних, зводиться до системи $K = (l-2) \times (m-2) \times (n-2)$ звичайних лінійних ди-

$$\Delta c_{i,j,k} = c_{i,j,k}^+ - c_{i,j,k}^- = \frac{\Delta M^x + \Delta M^y + \Delta M^z}{a^3}. \quad (12)$$

Підставивши (9) у (12) і поділивши на Δt , можна отримати різницеву апроксимацію $\partial c / \partial t$:

$$\begin{aligned} \frac{\Delta c_{i,j,k}}{\Delta t} = \frac{c_{i,j,k}^+ - c_{i,j,k}^-}{\Delta t} = \\ \frac{1}{a} \left[\left(m_{i-1,i} - m_{i,i+1} \right) + \left(m_{j-1,j} - m_{j,j+1} \right) + \right. \\ \left. + \left(m_{k-1,k} - m_{k,k+1} \right) \right]. \quad (13) \end{aligned}$$

В подальшому, використавши (8) і переходячи до границі при $\Delta t \rightarrow 0$, отримаємо звичайне диференціальне рівняння:

$$\frac{1}{a} c V \left(\frac{a^2}{D\rho} \right) = \left(\frac{c}{\rho} \right) \left(\frac{V}{(D/a)} \right), \left(\frac{Dc}{a^2} \right) \left(\frac{a^2}{D\rho} \right) = \left(\frac{c}{\rho} \right).$$

Для спрощення форми запису доцільно ввести таке позначення безрозмірних величин:

$$t^* = t/(a^2/D) - \text{безрозмірний час,}$$

$$c^* = c/\rho - \text{безрозмірна концентрація,}$$

$$V^* = V/(D/a) - \text{безрозмірна швидкість.}$$

Після підстановки і відповідних перетворень рівняння (14) запишеться у такому вигляді:

$$\begin{aligned} \frac{dc_{i,j,k}^*(t)}{dt^*} = & \left[\left(c_{i-1,j,k}^* V_{i-1,j,k}^* + c_{i,j-1,k}^* V_{i,j-1,k}^* + c_{i,j,k-1}^* V_{i,j,k-1}^* \right) - \left(c_{i+1,j,k}^* V_{i+1,j,k}^* + c_{i,j+1,k}^* V_{i,j+1,k}^* + c_{i,j,k+1}^* V_{i,j,k+1}^* \right) \right] + \\ & + \left[\left(c_{i-1,j,k}^* + c_{i+1,j,k}^* + c_{i,j-1,k}^* + c_{i,j+1,k}^* + c_{i,j,k-1}^* + c_{i,j,k+1}^* \right) - 6c_{i,j,k}^* \right] + \frac{a^2}{D\rho} f(i, j, k, t), \quad (16) \end{aligned}$$

ференціальних рівнянь. Шари $(0, j, k)$, (l, j, k) , $(i, 0, k)$, (i, m, k) , $(i, j, 0)$, (i, j, n) , де $i = 0, \dots, l$, $j = 0, \dots, n$, $k = 0, \dots, m$ відведенні під завдання граничних умов (4) – (7).

Методи розв'язку таких систем диференціальних рівнянь широко відомі і апробовані, тому

спираючись на сучасні обчислювальну техніку і відповідне програмне забезпечення дану модель можна реалізувати у реальному режимі часу. Одним з найбільш ефективних методів є метод змінних стану [8]. Взятши за змінні стану функції концентрацій $c_{i,j,k}^*(t)$, рівняння (16) можна трансформувати у рівняння стану у стандартній формі, яке має вигляд:

$$\frac{dC(t)}{dt} = AC(t) + Bf(t), \quad (17)$$

де $C(t)$ – вектор змінних стану; A – матриця коефіцієнтів вектора змінних стану, у яку трансформуються права частина рівняння (16); B – матриця коефіцієнтів вектора вхідного впливу $f(t)$, у який трансформується функція $f(i, j, k, t)$.

Рівняннями, які аналогічні (16), описується динаміка кисневого режиму і деструкції органічних речовин у об'ємі водоймища [6], що дає можливість визначити параметри функції $f(i, j, k, t)$. Об'єднання їх у єдину систему дає можливість отримати досить повну картину динаміки концентрації включень ПАР по всьому об'єму водоймища.

І. М'ясоєдов В.В., Резуненко Ю.К. Синтезовані поверхнево-активні речовини: механізм біологічної

дії // Довкілля та здоров'я. – 2002. – №6. – С. 7-10. 2. Малько О. Г., Дранчук М. М. Методологічний підхід щодо якісного і кількісного контролю середовища та речовин по зміні міжфазного натягу // Методи та прилади контролю якості. – 2002. – №8 – С. 30 - 34. 3. Малько О. Г. Визначення динамічних характеристик між фазного натягу по зміні тиску у висячій краплі сталого об'єму // Методи та прилади контролю якості. – 2003. – №8. – С. 45 - 49. 4. Гаршенін В. Ф. Гигиеническое обоснование предельно-допустимой концентрации новых синтетических поверхностно-активных веществ анионактивной группы в воде водоемов // Автореферат диссертации на соискание научной степени кандидата медицинских наук. – М., 1964. – 35 с. 5. Метелев В. В., Канаев А. И., Дзасохова Н. Г. Водная токсикология. – М., Колос, 1971. – 247с. 6. Горев Л. Н., Коваленко П. И., Лаврик В. И. Гидроэкологические модели. (книга 1) – К.: Аграрна наука, 1999. – 439 с. 7. Дружинин Н. И., Шишкин А. И. Математическое моделирование и прогнозирование загрязнения поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 390 с. 8. С. Директор, Р. Рорер. Введение в теорию систем. – М.: Мир, 1974. – 464 с.

УДК 681.2

МЕТРОЛОГІЧНИЙ АНАЛІЗ ПРИЛАДУ ВПНО-1 ДЛЯ ВИМІРЮВАННЯ ПОВЕРХНЕВОГО НАТЯГУ РІДИН І РОЗЧИНІВ МЕТОДОМ ЛЕЖАЧОЇ КРАПЛІ

© Горєлов В. О., 2003

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу

Проведено оцінку методичних та інструментальних похибок розробленого приладу ВПНО-1 для вимірювання поверхневого натягу рідин і розчинів методом лежачої краплі. Показано, що сумарна похибка вимірювання поверхневого натягу на основі вимірних значень радіусів кривизни капілярної поверхні не перевищує 1.45%, а у випадку використання вимірних значень площі меридіанного перерізу краплі та її екваторіального діаметра сумарна похибка не перевищує 1.15%

Для вимірювання поверхневого натягу чистих рідин і розчинів методом лежачої краплі розроблено методики, одна з яких передбачає визначення радіусів кривизни капілярної поверхні у двох взаємно-перпендикулярних перерізах для довільної точки цієї поверхні і у її вершині [1], інша – базується на вимірюванні значень екваторіального діаметра

лежачої краплі та площі верхньої частини профілю краплі, обмеженої цим діаметром та вершиною краплі [2]. Реалізує ці методики розроблений прилад ВПНО-1 [3].

Методичну похибку першої методики встановлюють наступним чином.

Розрахунковий профіль краплі отримують,