

В.І. Лаврик, д.т.н., проф.

І.А. Скуратівська, аспірт., асист.

Національний університет "Києво-Могилянська Академія"

**МАТЕМАТИЧНЕ ТА ІМІТАЦІЙНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ПРОЦЕСІВ
ФОРМУВАННЯ І РЕГУЛЮВАННЯ ПОВЕРХНЕВОГО СТОКУ
ТЕРИТОРІЙ ГІРНИЧИХ ПІДПРИЄМСТВ**

Стаття присвячена проблемі очищення промислових стічних вод підприємств гірничодобувної промисловості. Визначена можливість вибору режиму скидів за допомогою математичного моделювання. Запропоновано алгоритм регулювання процесів водовідведення на гірничодобувних об'єктах.

Головним джерелом прісної води є поверхневі води. В умовах інтенсивного антропогенного навантаження питання якості води у водотоках є актуальним. Вода – хороший розчинник. Вона може переносити на великі відстані речовини, які негативно впливають на біологічні системи і дуже шкідливі для здоров'я людини. Одночасно природні води перебувають у постійному кругообігу і активно взаємодіють з основними компонентами біосфери, зокрема з атмосферою, літосферою, водними і наземними екосистемами. Тому гідроекологічні показники якості поверхневих вод – це своєрідний природний індикатор екологічного благополуччя як водних екосистем, так і всієї площі водозбору [11]. На сьогодні спостерігається погіршення якості води. Основна причина – антропогенний вплив на якість поверхневого стоку. Поверхневий стік формується на площі водозбору, на якій можуть бути розміщені різні джерела забруднень. У тому числі об'єкти гірничодобувної промисловості: кар'єри, шахти, збагачувальні комбінати тощо.

Об'єкти гірничодобувної промисловості вирізняються значним перевищенням об'ємів стічних вод над об'ємами водоспоживання, і це є серйозною екологічною проблемою. Так, в США річка Детройт щодоби скидає в озеро Ері 7,5 млн. м³ рідких відходів, до річки Рейн (Франція) щодоби надходять скиди з калійних шахт Ельзасу в кількості 16–20 тис. т NaCl [7]. В результаті накопичення осади в затоці Сан-Франциско (США) після розробки родовищ золота змінилася конфігурація берегової лінії та зменшилася площа затоки на 11 % [13]. В США майже 10 тис. км³ природних водотоків і близько 12 тис. га водної поверхні забруднені стічними водами кислого і лужного складу, що надходять з вугільних розрізів. Навіть на значних відстанях від місць скиду спостерігається висока кислотність води ($pH = 2$) [13]. Скиди відходів в таких масштабах перестають бути локальним явищем і набувають регіонального характеру та впливають на природне середовище в цілому [15], [13]. Тому завдання очистки рідких стоків до якості, передбаченої гранично допустимими нормами (ГДК) розробляються в різних аспектах.

Методи очистки стічних вод залежать від ряду факторів: розміру частинок, фізико-хімічних властивостей, концентрацій забруднюючих речовин, об'ємів стічних вод, врешті від ГДК. Першим етапом є механічна очистка [1]. При більш глибокій очистці стічних вод виникає необхідність використовувати фізико-хімічні, хімічні, біологічні методи очищення [1], [15].

В основі багатьох методів очистки лежать процеси окислення забруднюючих речовин, наявних в стічних водах. Ефективність процесів очистки залежать від багатьох факторів: температура, активна реакція середовища, концентрація токсичних компонентів, наявність розчиненого кисню [5] тощо. В таких умовах для врахування чисельних факторів забруднення і очищення стоків є актуальними побудова і аналіз математичних моделей, які дозволяють оптимізувати вищенаведені фактори та отримати раціональні режими процесу очистки.

Метою даної роботи є застосування математичного моделювання та побудова алгоритму процесу забруднення та очищення на об'єктах водовідведення та застосування даного алгоритму для розробки режимів скидів. Суть математичної моделі [6], [7], [8], яка використовується в роботі, полягає в наступному. Схематично мережу водотоків, що здійснюють водовідведення, зобразимо у вигляді орієнтованого графа, що має форму дерева, гілки якого проходять через різноманітні джерела забруднень (рис. 1).

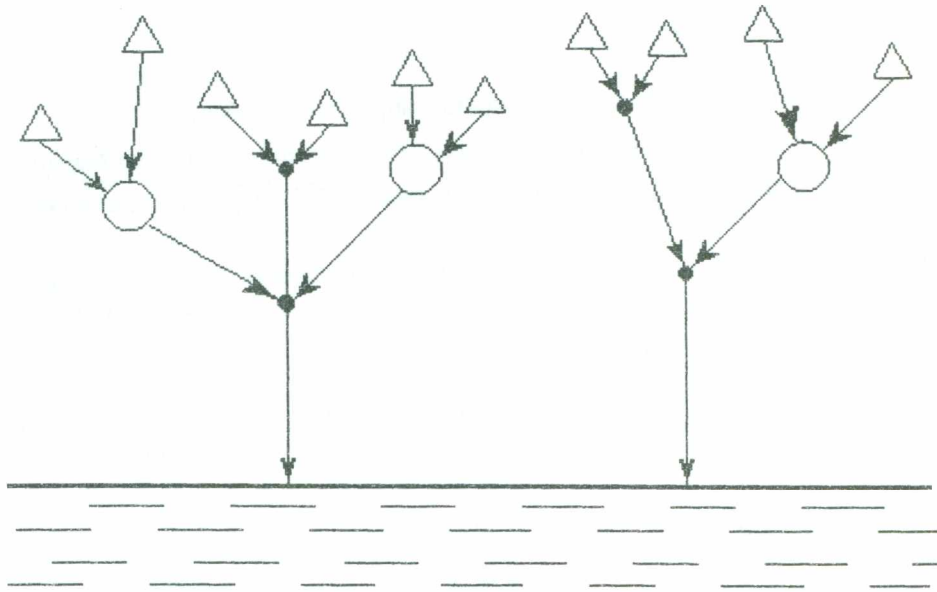


Рис. 1. Загальна схема мережі водотоків: O – басейни самоочищення; → – канали; Δ – джерела забруднень

Зазначимо, що параметрами управління системою поверхневого стоку є такі величини: кількість (витрата) стічних вод q_i з концентрацією забруднюючої речовини в них C_i ; час перебування в басейні самоочищення t_r , об'єм басейна стічних вод W_0 ; швидкість руху в притоці або каналі V . Система басейнів і каналів водовідведення регулює режим надходження стоків в основну ріку. Прикладом технічної реалізації схеми, поданої на рис. 1, є система водойм-відстійників при роботі кар'єру. Розглянемо найпростішу схему водовідвідної системи (рис. 2).

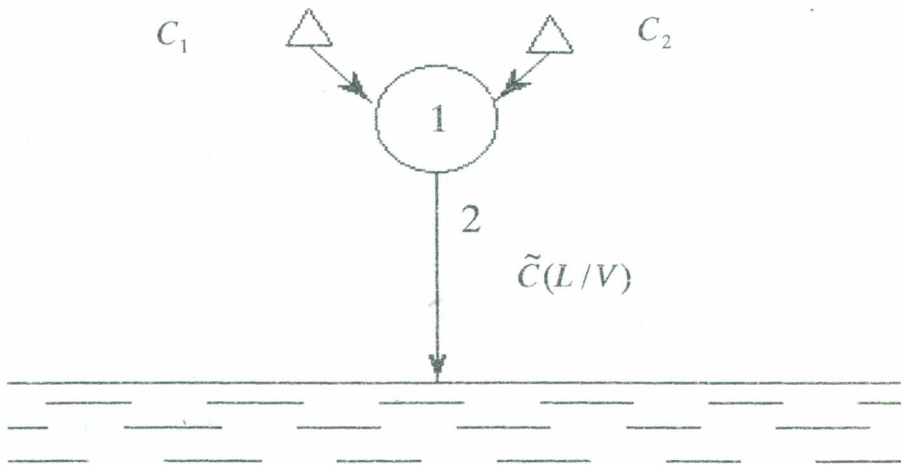


Рис. 2. Схема каналізаційної системи: 1 – басейн стічних вод, 2 – канал довжиною L

Два вхідні потоки (витрати) стічних вод q_1, q_2 ($m^3/добу$), у яких концентрації забруднюючої речовини дорівнюють відповідно c_1 та c_2 , скидають у басейн 1 (рис. 2). Вхідними потоками можуть бути природні водотоки або штучні канали. У басейні стічних вод відбуваються процеси самоочищення, природа яких обумовлюється різного типу фізичними, хімічними та біохімічними перетвореннями. Такі процеси описуватимемо такими диференціальним рівнянням [1]:

$$\frac{dc^1}{dt} = \frac{1}{W_0}(q_1c_1 + q_2c_2 - q^1c^1 - \alpha W_0c^1) \quad (1)$$

з початковою умовою: заданою концентрацією забруднень у басейні $c^1(0) = c_0 = \text{const}$, де c^1 – концентрація забруднюючої речовини у вихідному потоці q^1 стічного басейну, W_0 – об'єм басейну стічних вод, α – коефіцієнт самоочищення, $t \in [0, t_r]$ – час знаходження речовин у басейні.

Після виходу з басейну стічних вод забруднення попадають у канал, довжина якого L , з швидкістю течії V . Процеси самоочищення в каналі описуються рівнянням [1]:

$$\frac{d\tilde{c}}{dt} = -\beta\tilde{c}, \quad \tilde{c} = c^1(t_r), \quad (2)$$

де \tilde{c} – концентрація забруднюючої речовини під час руху у каналі, де коефіцієнт неконсервативності β дорівнює константі або визначається такою рівністю:

$$\beta = \beta_{\min} + (\beta_{\max} - \beta_{\min}) e^{-\frac{\theta}{V}}, \quad \theta = \frac{x}{V}, \quad (3)$$

$\theta \in \left[0, \frac{L}{V}\right]$ – час перебування стічних вод у каналі, μ – стала верифікації. (в проведених дослідженнях $\mu = 4,0$).

Розроблено алгоритм чисельних розрахунків для визначення динаміки стічних вод і їх якісних показників. Алгоритм розрахунку концентрації забруднюючої речовини у басейні має вигляд:

$$c^1(t) = c_\gamma + (c_0 - c_\gamma) \exp\left(-\frac{1 + \alpha t_0}{t_0}\right), \quad (4)$$

де $c_\gamma = \frac{q_1c_1 + q_2c_2}{q^1 + \alpha W_0}$ – рівноважне значення концентрації речовини у басейні, $t_0 = \frac{W_0}{q^1}$ – період водообміну $q^1 = q_1 + q_2$.

Алгоритм самоочищення у каналі має вигляд:

$$\tilde{c}(\theta) = c^1(t_r) \exp\left(-\gamma_{\max}\theta + \mu(\gamma_{\min} - \gamma_{\max})\left(e^{-\frac{\theta}{V}}\right)\right). \quad (5)$$

Знаходження коефіцієнта неконсервативності α для кожної забруднюючої речовини відбувається на основі експериментальних даних з використанням рівняння кінетики (трансформації) цієї речовини, яке в нашому випадку представлено у вигляді:

$$\frac{dc^1}{dt} = -\alpha c^1, \quad (6)$$

з початковою умовою $c^1(0) = c_0 = \text{const}$. Після інтегрування маємо: $\ln c^1(t) = -\alpha t + \ln c_0$.

Якщо в результаті натурних спостережень в різні моменти часу $t_1, t_2, \dots, t_i, \dots, t_n$ відомі значення концентрацій $c_1^1, c_2^1, \dots, c_i^1, \dots, c_n^1$, то, застосувавши метод найменших квадратів знайдемо коефіцієнт α :

$$\alpha = \left(nc_0 \sum_{i=1}^n t_i - \sum_{i=1}^n t_i \ln c_i^1\right) / \sum_{i=1}^n t_i^2, \quad (7)$$

Динаміка концентрації забруднюючої речовини в басейні самоочищення стічних вод показана на рис. 3. Значення вхідних потоків відповідають середнім витратним потокам для річок Прип'ять та Уж відповідно [2].

На рис. 4 представлено зміну концентрації забруднюючої речовини при русі в каналі довжиною L . Траєкторіям 1, 2, 3, 4, 5 відповідають випуски стічних вод відповідно одразу ж після скиду, через 2 доби відстоювання в басейні, через 4 доби, через 6 діб, через 12 діб.

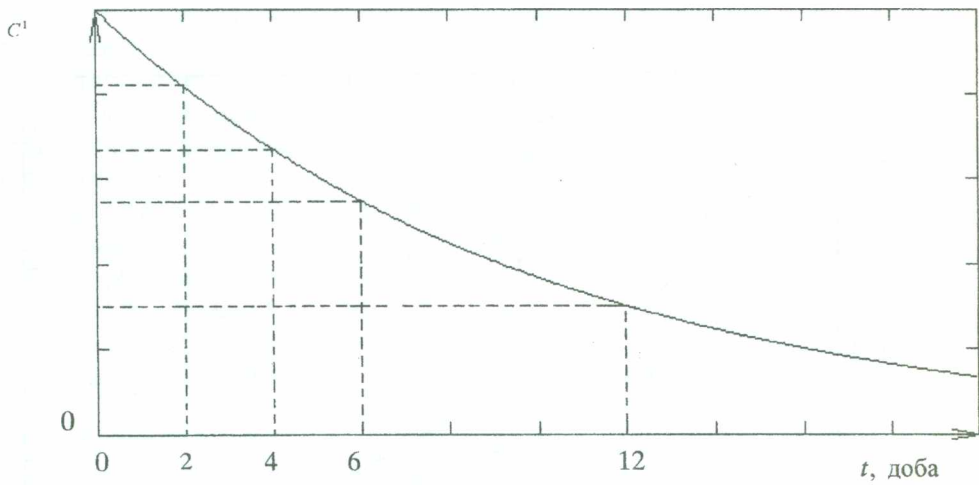


Рис. 3. Динаміка забруднення на виході з басейну самоочищення (1) при $q_1 = 21,1 \text{ м}^3/\text{с}$, $q_2 = 7,49 \text{ м}^3/\text{с}$, $c_1 = 0,5$, $c_2 = 0,6$, $\alpha = 0,1$, $c_r = 1,6 \cdot 10^{-8}$

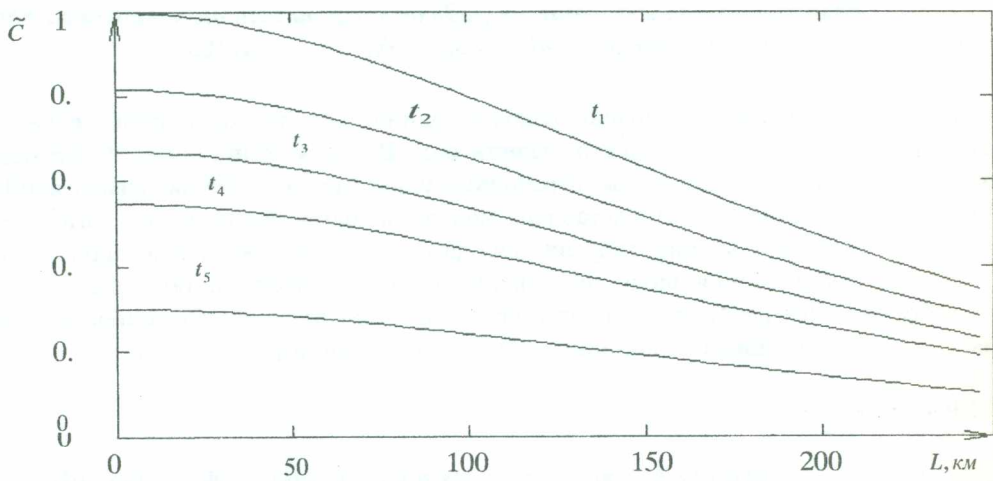


Рис. 4. Динаміка концентрації забруднюючої речовини в каналі (водотоці) стічних вод в різні моменти часу t_1, t_2, t_3, t_4, t_5

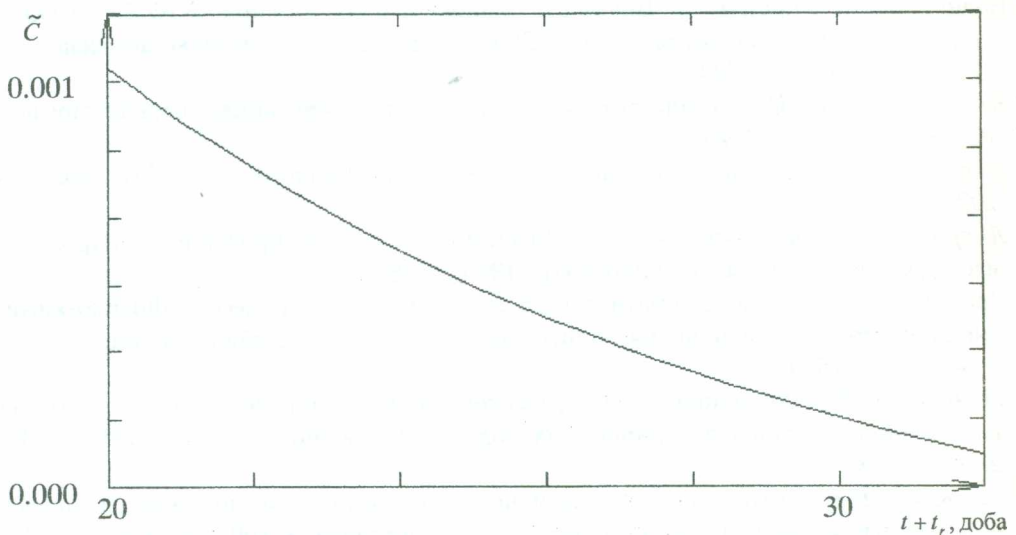


Рис. 5. Залежність концентрації забруднюючої \tilde{c} речовини на виході з каналу від часу t

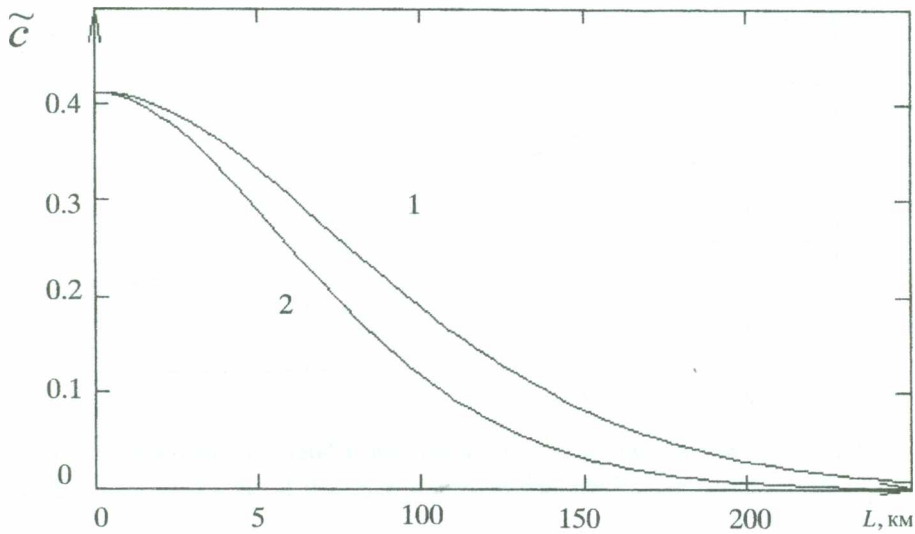


Рис. 6. Залежність концентрації забруднюючої речовини від швидкості потоку:
1 – при швидкості $v_1 = 0,5$ м/с, 2 – $v_2 = v_1/1,3$ м/с

Таким чином, представлена модель водовідведення, яка враховує процеси самоочищення, дозволяє оптимізувати процеси очистки стічних вод. Шляхом зміни параметрів моделі можна керувати режимами скиду забруднюючої речовини у водотік так, щоб завдавати якомога меншої шкоди якості поверхневих вод. Представлена модель водовідведення носить загальний характер і може застосовуватись у різних галузях народного господарства з мінімальною адаптацією. Також можливе узагальнення щодо поліпшення опису процесів самоочистки при врахуванні природи забруднюючої речовини У першу чергу це стосується явища синергізму, коли вплив однієї речовини значно підсилює шкідливу дію іншої речовини [15].

ЛІТЕРАТУРА:

1. Бакка М.Т., Пирський О.А. Екологія та захист ноосфери. – Житомир: РВВ ЖІТІ, 1998. – 236 с.
2. Вишневецький В.І., Косовець О.У. Гідрологічні характеристики річок України. – Рівне, 2003. – 403 с.
3. Водний кодекс України // Відомості Верховної Ради України. – № 4. – 1995.
4. Государственные стандарты Союза ССР. Вода питьевая методы анализа. – М.: Изд. Стандартов, 1984. – 239 с.
5. Кочинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. К.: ЖСД – 2001. – 312 с.
6. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології. – К.:КМ Академія, 2002. – 203 с.
7. Лаврик В.І., Никифорович Н.А. Математическое моделирование в гидроэкологических исследованиях. – К.:Фитосоциоцентр, 1998. – 287 с.
8. Лаврик В.І. Основы математического моделирования процессов физико-химического и биологического самоочищения водных экосистем // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35. – № 3. – С. 15–40.
9. Лаврик В.І. Об одной математической модели определения и прогнозирования качественного состава поверхностных вод // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22. – № 2. – С. 75–78.
10. Лаврик В.І. Імітаційне математичне моделювання й проблеми гідроекологічного моніторингу: питання теорії та практики // Ойкумена. – 1992. – № 5–6. – С. 82–91.

11. Лаврик В.І. Сучасна методологія розв'язання фундаментальних і прикладних проблем гідроекології // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2001. – № 1. – С. 20–23.
12. Оксіюк О.П., Жукинський В.М., Лаврик В.І., Чернявська А.П. Методики екологічної оцінки та нормування якості поверхневих вод України // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2003. – № 3. – С. 18–29.
13. Певзнер М.Е., Мальшев А.А., Мельников А.Д., Ушань В.П. Горное дело и охрана окружающей среды: 3-е изд., стер. – М.: Издательство Московского государственного горного университета, 2001. – 300 с.
14. Пирский А.А., Рыжов Г.М. Экология горного производства – К.:КПИ, 1997. – 186 с.
15. Родзиллер Д.И. Прогноз качества воды водоемов-приемников сточных вод. – М.: Стройиздат, 1984. – 264 с.

ЛАВРИК Володимир Іванович – доктор технічних наук, професор Національного університету «Кієво-Могилянська академія».

Наукові інтереси:

- прикладна математика;
- математичне моделювання фізичних, хімічних, екологічних процесів.

СКУРАТИВСЬКА Інна Антонівна – аспірант кафедри екології Національного університету «Кієво-Могилянська академія», асистент Житомирського державного технологічного університету.

Наукові інтереси:

- моделювання процесів гірничого виробництва;
- математичне моделювання фізичних, хімічних, екологічних процесів.

Подано 24.03.2004