

МАТЕМАТИЧНІ МОДЕЛІ РОЗПОВСЮДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕНЬ ВІД ВПЛИВУ РАДІАЦІЙНО-НЕБЕЗПЕЧНИХ ОБ'ЄКТІВ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

Abstract. The analysis of the most widespread mathematical models of distribution of contaminations in such components of environment, as atmospheric air, soil, superficial and underground waters is executed in the article. Their efficiency for the decision of tasks of prognosis of the ecological safety state in the areas of radiation-dangerous objects' location is determined.

Вступ

Як будь-який крупний промисловий комплекс, атомні станції (АС) та об'єкти ядерно паливного циклу (ЯПЦ) виступають джерелом підвищеного ризику для оточуючого середовища, що в першу чергу проявляється у різних видах забруднення навколишнього природного середовища (НПС) – теплове, радіаційне, хімічне та біологічне забруднення, активізуються небезпечні геодинамічні процеси, накопичуються радіоактивні відходи. Всі ці види техногенного навантаження створюють реальну загрозу здоров'ю населення та значно погіршують стан довкілля [1].

Завдяки бурхливому розвитку комп'ютерної техніки на теперішній час в світі для вирішення проблем стійкого функціонування об'єктів атомної енергетики та підвищення рівнів їх екологічної безпеки разом із радіоекологічним моніторингом широко використовуються методи та засоби математичного моделювання [9].

Найбільшого негативного впливу від діяльності радіаційно-небезпечних об'єктів зазнають атмосферне повітря, ґрунти, поверхневі та підземні води. В даній статті виконано аналіз найбільш поширених математичних моделей розповсюдження забруднень в даних компонентах навколишнього природного середовища. Визначено їх ефективність для розв'язання задач прогнозу стану екологічної безпеки в районах розташування АС та об'єктів ЯПЦ.

Математичні моделі атмосферного переносу забруднень

До теперішнього часу немає загальноприйнятої моделі розповсюдження домішок в атмосфері. Це об'єктивно обумовлено складністю та різноманітністю процесів, а також суб'єктивними факторами. Тому існує багато моделей самих різних типів.

Для вирішення задачі розподілу концентрації ЗР, які надходять в атмосферу міста від різних джерел забруднення (ДЗ), використовуються різні підходи та методи. Розвиток методів прогнозу забруднення повітря базується на результатах теоретичного та експериментального вивчення

закономірностей розповсюдження домішок від їх джерела. Таке вивчення здійснюється головним чином за двома напрямками. Перший пов'язаний в основному з емпірико-статистичним аналізом поширення ЗР в атмосфері та з використанням для цієї мети інтерполуючих моделей, які в більшій частині є гаусівського типу. Другий полягає в розробці теорії атмосферної турбулентної дифузії на основі математичного опису розповсюдження домішок за допомогою Ейлерового чи Лагранжевого підходів.

За даними [12] моделі якості атмосферного повітря (АП) підрозділяються на 2 відповідних класи: моделі забруднення АП та моделі розсіювання домішок в атмосфері.

Нижче приводиться класифікація моделей забруднення АП, запропонована Zannetti [12]. Такі моделі включають:

1) Ейлерові моделі, що дозволяють чисельно розв'язувати рівняння атмосферної дифузії;

2) Гауссові моделі, відповідно до яких розподіл концентрацій характеризується як гауссівський в горизонтальному та вертикальному напрямках;

3) Лагранжеві моделі, в яких або відстежуються процеси в рухомих масах повітря, або використовуються умовні частинки для імітації процесів розсіювання;

4) напівемпіричні моделі, що базуються, головним чином, на емпіричній параметризації;

5) стохастичні моделі, що базуються на напівемпіричних або статистичних методах і орієнтовані на проведення аналізу співвідношення між якістю АП і вимірюваннями атмосферних параметрів або на прогнозування випадків підвищеного забруднення повітря;

6) рецепторні моделі, які розглядають виміряні концентрації забруднювачів в рецепторній точці і оцінюють процентний внесок різних джерел в цій концентрації.

Вказаний вище перелік моделей відноситься до моделей забруднення повітряного середовища. Моделі розсіювання описують процеси турбулентної дифузії в атмосфері, і сюди з представленої класифікації можна віднести моделі категорії 1-3 і частково категорії 4. Моделі розсіювання можуть бути класифіковані по масштабах атмосферних процесів, а саме:

- макромасштаб (масштаб протяжності > 1000 км), при якому атмосферний потік асоціюється з синоптичними явищами;

- мезомасштаб ($1 \text{ км} < \text{масштаб протяжності} < 1000 \text{ км}$), при якому повітряний потік частково знаходиться в залежності від синоптичних явищ і частково від гідродинамічних ефектів (наприклад, від шорсткості підстилаючої поверхні і перешкод) і від неоднорідностей енергетичного балансу;

- мікромасштаб (масштаб протяжності < 1 км), при якому повітряний потік в основному залежить від характеристик поверхні.

Гауссові моделі. В багатьох державах на практиці дуже широко використовуються наближені моделі на основі розподілу Гаусса.

Рівняння для гауссівської моделі дисперсії має такий вигляд [5, 6, 11]:

$$C = \frac{Q}{u} \cdot \frac{f}{\sigma_y \sqrt{2\pi}} \cdot \frac{g_1 + g_2 + g_3}{\sigma_z \sqrt{2\pi}}, \quad (1)$$

де f – параметр дисперсії у напрямку, перпендикулярному напрямку вітру,

$$f = \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right]; \quad g - \text{параметр вертикальної дисперсії, } g = g_1 + g_2 + g_3;$$

$$g_1 - \text{вертикальна дисперсія без відбиття, яка має вигляд } g_1 = \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right];$$

g_2 – вертикальна дисперсія для відбиття від земної поверхні, для визначення якої використовується формула $g_2 = \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right];$

g_3 – вертикальна дисперсія для відбиття внаслідок інверсії у верхніх шарах атмосфери, яка визначається за формулою:

$$g_3 = \sum_{m=1}^{\infty} \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H-2mL)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H+2mL)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \right. \\ \left. + \exp\left[-\frac{(z+H-2mL)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z-H+2mL)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\},$$

де C – концентрація забруднювана у будь-якій точці, що розташована: x метрів за напрямком вітру від джерела викиду; y метрів перпендикулярно від центральної осі потоку у горизонтальній площині; z метрів від земної поверхні; Q – швидкість викиду від джерела, [г/с]; u – горизонтальна швидкість вітру вздовж центральної осі потоку, [м/с]; H – висота центральної осі потоку забруднення відносно поверхні землі, [м]; σ_z – вертикальне стандартне відхилення розподілу забруднення, [м]; σ_y – горизонтальне стандартне відхилення розподілу забруднення, [м]; L – висота від рівня земної поверхні до верхньої межі шару змішування, [м].

Перевагою використання гауссових моделей є те, що вони прості при реалізації, оскільки одержані аналітичні залежності концентрацій домішок від часу і координат простору не вимагають великих об'ємів обчислень, і оперативні.

Гауссові моделі володіють рядом істотних недоліків:

1. вони не можуть враховувати локальні особливості рельєфу і непостійність в просторі і в часі метеопараметрів;

2. не описують джерела, що працюють обмежений час;
3. у них використовуються дисперсійні характеристики, одержані для наземних, а не підведених джерел;
4. не враховують вертикальну структуру пограничного шару;
5. використовуються для визначення концентрації ЗР-газів, густина яких близька до густини повітря;
6. використовуються лише для метеоситуацій, для яких швидкість вітру не менша за 1 м/с.

Ейлерова модель турбулентного розсіювання домішки. Побудова моделей перенесення і розсіювання домішок з використанням Ейлерового підходу основана на знаходженні розв'язку напівемпіричного рівняння турбулентної дифузії у вигляді [4, 11]:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} + (U_x + U_x^i) \frac{\partial C_i}{\partial x} + (U_y + U_y^i) \frac{\partial C_i}{\partial y} + (U_z + U_z^i) \frac{\partial C_i}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} k_x \frac{\partial C_i}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} k_y \frac{\partial C_i}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial C_i}{\partial z} + R_s(C_1, C_2, \dots, C_n) + E_s - (s_1 + s_2) C_i, \quad (2)$$

де $C_i(x, y, z, t)$ – концентрація i -ої домішки, [г/м³]; t – час, [с]; $U_{x,y,z}$ – компоненти поля вітру за напрямком осей x, y, z відповідно, [м/с]; $U_{x,y,z}^i$ – поправка на інертність домішки (наприклад, яка враховує гравітаційне осадження), [м/с]; E_s – описує розподіл джерел та стоків довільної форми (точкових, лінійних, поверхневих та об'ємних); R_s – внесок хімічних реакцій, який в загальному випадку може містити нелінійні внески відносно концентрацій; s_1, s_2 – коефіцієнти, які описують поглинання частинок по висоті (моделюють взаємодію домішок з рослинністю та хмарністю, вимивання домішок опадами). Що стосується граничних умов, то вони визначаються в залежності від конкретної задачі.

Можливості даного підходу є більшими ніж при застосуванні статистичних моделей. Він дозволяє:

1. вирішувати як стаціонарну, так і нестаціонарну трьохвимірну задачу розподілу домішок в атмосфері;
2. визначати рівень концентрації в полі змінного вітру;
3. визначати рівень концентрації при складних профілях вітру та коефіцієнтах турбулентної дифузії (відмінних від степеневих);
4. здійснювати моделювання розповсюдження домішок від джерел різної форми (точкові, лінійні, площадкові і т.д.)
5. здійснювати дослідження турбулентної дифузії домішок в умовах складного рельєфу підстилаючої поверхні.

Не зважаючи на значні переваги даного підходу його використання до недавнього часу було обмеженим. Це було пов'язано з певними труднощами його реалізації.

Лагранжеві моделі. Модель Лагранжа описує перенесення окремих повітряних потоків з часом під дією атмосферних полів і розповсюдження домішок ЗР. В цих моделях хмара домішки представляється у вигляді великої кількості частинок (точок), кожна з яких рухається відповідно до швидкості вітру і, крім того, піддається випадковим зміщенням, що моделюють турбулентне розсіювання. Обов'язковим етапом цього підходу є попередній розрахунок траєкторії руху хмари частинок. Зважаючи на це моделі перенесення домішок, основані на такому підході, називають траєкторними.

Лагранжево-Ейлерові моделі. У Лагранжево-Ейлеровій моделі перенесення і розсіювання домішки її горизонтальне перенесення описується за допомогою поняття Лагранжевої траєкторії руху клубу домішки, а для опису атмосферної дифузії клубу у вертикальному напрямі на кожному кроці обчислення горизонтальної траєкторії розв'язують напівемпіричне одновимірне рівняння турбулентної дифузії. В горизонтальному напрямі, перпендикулярному траєкторії клубу, концентрація домішки описується Гауссовою функцією з дисперсією, яка залежить від тривалості розповсюдження клубу і стійкості атмосфери [11].

Математичні моделі поширення забруднень у поверхневих водах

Цей клас математичних моделей, як і моделі атмосферного переносу, розглядаються на прикладі формування радіоактивного забруднення (РЗ). При аналізі цих моделей головна увага приділяється дослідженню таких задач:

- оцінка окремих чинників, що впливають на якість води, у тому числі і РЗ, та побудова математичної моделі, що описує процес формування РЗ з врахуванням істотних чинників;
- аналіз статистичними методами експериментальних даних про якість води;
- розгляд можливостей спільного застосування моделей у комплексі перших двох напрямків.

Перший напрямок при побудові моделей типу турбулентної дифузії з врахуванням процесу розпаду вважається більш перспективним, тому що враховує фізичні і біохімічні процеси трансформації забруднень у поверхневих водах, і краще прогнозує наслідки антропогенних впливів на водне середовище.

Другий напрямок характеризується більш спрощеним математичним апаратом, менш трудомісткими і більш зручними у використанні моделями, які, проте, не дають уявлення про сутність процесів, що відбуваються у водному середовищі, і не є придатними в умовах порівняно різких змін антропогенних або природних впливів у басейні річки.

Найбільш прийнятним є третій, комбінований напрямок, який враховує можливості обох попередніх напрямків моделювання.

Загалом, відповідно до першого напрямку, моделювання водного об'єкту зводиться до задачі моделювання розподілу фізичних полів і потоків.

Звичайно, для опису динаміки змін потоків і полів використовуються рівняння турбулентної дифузії, які засновані на принципі неперервності або врахуванні ближньої дії сусідніх часток, що утворюють фізичне поле.

Так, наприклад, для оцінки впливу джерела забруднення на акваторію водоймища (водосховища) можна використовувати модель турбулентної дифузії від точкового періодичного джерела [3]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = K_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \lambda C + Q \delta(x) \delta(y) \delta(z) \quad (3)$$

де K_x , K_y , K_z – коефіцієнти турбулентного обміну; U – швидкість вздовж берегової течії (вісь x спрямована вздовж берега, y – перпендикулярно берегу, z – вниз); $Q(\omega, t)$ – потужність джерела з періодом $\frac{2\pi}{\omega}$ за часом; λ – коефіцієнт зменшення концентрації в результаті розпаду і поглинання; ω – швидкість викиду з джерела.

Джерело діє в точці $x = y = z = 0$, зневажаючи впливом дна. Тимчасові коливання потужності джерела апроксимуються періодичною функцією часу $\omega t = \frac{1}{2} Q_0 (1 - \cos \omega t)$, з урахуванням якої розв'язок рівняння (3) матиме вигляд:

$$C = \frac{C_0}{2\pi r \sqrt{K_x K_y K_z}} \left[\exp\left(\frac{Ux}{2K_x} - r \sqrt{\frac{U^2}{4K_x} - \lambda}\right) + \exp\left(\frac{Ux}{2K_x} - ar\right) \cos(br - \omega t) \right], \quad (4)$$

$$\text{де } r = \sqrt{\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}}, \quad a = \frac{1}{\sqrt{2}} \left(\sqrt{\left(\frac{U^2}{4K_x} + \lambda\right)^2 + \omega^2} - \frac{U^2}{4K_x} + \lambda \right)^{\frac{1}{2}},$$

$$b = \frac{1}{\sqrt{2}} \left(\sqrt{\left(\frac{U^2}{4K_x} + \lambda\right)^2 + \omega^2} - \frac{U^2}{4K_x} - \lambda \right)^{\frac{1}{2}}.$$

Опис моделі однорідної дифузії з розв'язком двовимірної задачі про поле концентрації $C(x, y, \tau)$ постійного джерела можна знайти в [2]. Така модель описується наступним виразом:

$$C(x, y, \tau) = \frac{I e^{\frac{V_x}{2D} \tau}}{\pi D} \int_0^\tau \exp\left[\frac{r^2}{4\pi\tau^1} - \beta\tau^1\right] \frac{d\tau^1}{\tau}, \quad (5)$$

де $r = \sqrt{x^2 + y^2}$, $\beta = \frac{V^2}{4D} + \lambda$, I – потужність джерела забруднення; λ – коефіцієнт, що враховує зменшення концентрації C у зоні забруднення в результаті розпаду і поглинання; V – швидкість течії; D – коефіцієнт горизонтальної турбулентної дифузії.

Розв'язок стаціонарної задачі має наступний вигляд:

$$C(x, y) = \frac{I}{2D} e^{\frac{Vx}{2D}} K_0(xr), \quad (6)$$

де K_0 – функція Макдональда.

Є велика кількість спрощених моделей хімічних реакцій, наприклад, рівняння типу $\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} = -K_1 C$, де K_1 – коефіцієнт деградації.

Можливо також використання нелінійних моделей:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} = -K_2 C^2.$$

У практиці моделювання також використовують моделі процесів осадження і перемішування часток. Вони можуть змінюватися від дуже складних – статистичних моделей, що описують переміщення важких часток по дну ріки, до спрощених моделей першого порядку, які описують осадження часток з суспендованого розчину, наприклад

$$C = -\alpha_1 \left(C - C_0 \frac{V^4}{\alpha_2 V^4} \right), \quad \text{де } C - \text{концентрація суспендованих часток};$$

C_0 – початкова концентрація суспендованих часток; α_1, α_2 – параметри.

Моделі міграції забруднень у підземних водах та ґрунтах

При надходженні на поверхню ґрунту і рослин радіоактивне забруднення втягується в процеси біологічного круговороту, горизонтального та вертикального переносу і трансформації в ґрунті, зоні аерації та підземних водах. Зміну вмісту радіоактивного забруднення у ґрунті описують відомим рівнянням балансу:

$$\frac{dG}{dt} = P - (WC_w + qC_q + m_v C_v + \varphi_a + \lambda C), \quad (7)$$

де G – щільність забруднення (кількість речовини на одиницю площі), [Бк/м²]; P – кількість радіоактивного забруднення, що надходить на одиницю поверхні ґрунту в одиницю часу, [Бк/(м²·доб)]; C_w, C_q, C_v – концентрація РЗ у водах поверхневого і ґрунтового стоку [Бк/л] і в надземній відчужуваній фітомасі [Бк/кг] відповідно; W – поверхневий водний стік, [л/(м²·доб)]; q – ґрунтовий стік, [л/(м²·доб)]; m_v – відчужувана надземна фітомаса,

$[\Gamma/(\text{м}^2 \cdot \text{доб})]$; φ_a – інтенсивність зворотного переносу речовини з ґрунту в атмосферу, $[\text{Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{доб})]$; λ – постійна радіоактивного розпаду $[1/\text{доб}]$.

Наближене рішення рівняння (7) можна подати у вигляді:

$$G = \frac{P}{\lambda_{ef\phi}} \left(1 - e^{-\lambda_{ef\phi} t} \right), \quad (8)$$

де $\lambda_{ef\phi}$ – частка радіоактивного забруднення, що видаляється з одиниці площі в одиницю часу. Співвідношення (8) справедливе при будь-якому способі надходження забруднень у ґрунти.

При $t \rightarrow \infty$ G досягає рівноважного (максимального) значення, а якщо через період t джерело забруднення перестає діяти, то настає умова $t > t_1$, при якій:

$$G = \frac{P}{\lambda_{ef\phi}} \left(1 - e^{-\lambda_{ef\phi} t_1} \right) e^{-\lambda_{ef\phi} (t - t_1)} \quad (9)$$

Для прогнозування вертикальної міграції радіонуклідів углиб ґрунту застосовують гідродинамічні моделі конвективного і дифузійно-конвективного масопереносу, які різним чином враховують фізико-хімічні взаємодії, що супроводжують перенос. Найчастіше використовують диференціальне рівняння конвективної дифузії:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(V_0 z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - V_1 \frac{\partial C}{\partial z} - \alpha C, \quad (10)$$

де C – концентрація радіонуклідів у ґрунті; z – глибина; V_0 – швидкість дифузії радіонукліду в ґрунті; V_1 – лінійна швидкість міграції радіонукліду під дією потоку вологи; α – стала радіоактивного розпаду.

Параметри V_0 та V_1 переважно залежать від фізико-хімічних властивостей ґрунту. Внаслідок неоднорідності ґрунту за глибиною, визначення цих параметрів викликає деякі труднощі. Частіше за все ці параметри оцінюють лабораторним шляхом для різноманітних типів ґрунту, вологості, температури та ін., а потім здійснюють усереднення по прошарках ґрунту [7].

Для визначення цих параметрів за профілем ґрунту залежно від зміни фізико-хімічних властивостей може бути використаний метод групового врахування аргументів.

Аналітичний розв'язок рівняння (10) одержати досить важко. Тому часто нехтують переносом радіонуклідів потоком вологи або дифузиею. Так у [7, 8] міграція радіонуклідів розглядається лише як дифузійний процес. У цьому випадку при одноразовому забрудненні на поверхні ґранту C_0 , припустивши, що на нескінченній глибині концентрація радіонукліду дорівнює нулю, V_0 – постійна по глибині швидкість дифузії, розв'язок рівняння (10) має вигляд:

$$C(z,t) = \frac{C_0}{V_0 t} e^{-\frac{z}{V_0 t} - \alpha t}. \quad (11)$$

Якщо концентрація радіонукліду на поверхні ґрунту задана у вигляді ступінчатої функції $C(t)$ із довільним кроком $\Delta t = t_{i+1} - t_i$, $i = 0, 1, \dots, n$, то розв'язок рівняння (10) можна подати в такому вигляді:

$$C(z,t) = \frac{\Delta t}{V_0} \sum_{i=0}^n \frac{C_i}{t - t_i} e^{-\frac{z}{V_0(t-t_i)} - \alpha(t-t_i)} \quad (12)$$

В рівнянні (10) замість коефіцієнта дифузії D стоїть його апроксимація у вигляді лінійної функції $V_0 z$. Без такої звичайної заміни розв'язок (11) буде мати вигляд [7]:

$$C(z,t) = \frac{C_0}{2\sqrt{\pi D t}} \exp\left[-\frac{z}{4D t} - \alpha t\right] \quad (13)$$

Коли швидкість інфільтрації велика, впливом дифузії можна знехтувати. Тоді розв'язок (11) при постійній величині сорбції S буде мати вигляд:

$$C(z,t) = C_0 \exp\left[-\frac{S z}{V_1 t} - \alpha t\right]. \quad (14)$$

Аналітичний розв'язок моделі (10) у загальному випадку при заданій схемі ступінчатої апроксимації $C(t)$ із граничною умовою на поверхні ґрунту та при тотожності потоків радіаційних забруднень з атмосфери $C(t)$ і вглиб ґрунту має вигляд:

$$-V_D z \frac{\partial C}{\partial z} + C V_{\pm} = C(t) \text{ при } z = 0$$

$$C(z,t) = \frac{\Delta t}{V_1 \Gamma(\nu)} \left(\frac{z}{V_D}\right)^{\nu} \sum_{i=0}^n \frac{C_i}{(t-t_i)^{\nu+1}} \exp\left(-\frac{z}{V_0(t-t_i)} - \alpha(t-t_i)\right), \quad (15)$$

де $\nu = \frac{V_1}{V_0}$; $\Gamma(\nu)$ – гамма-функція.

У [8] наведено аналіз можливих похибок моделі (15), які внесені в розрахунки розбивкою кроку за часом Δt , а також показано, що в загальному випадку при $V_1 \neq 0$ концентрація радіонуклідів досягає максимального значення на глибині z_{\max} , визначеній неявно із співвідношення:

$$z_{\max} \sum_{i=0}^n \frac{C_i}{(t-t_i)^{\nu+2}} \exp\left(-\frac{z_{\max}}{V_0(t-t_i)} - \alpha(t-t_i)\right) =$$

$$= V_1 \sum_{i=0}^n \frac{C_i}{(t-t_i)^{\nu+1}} \exp\left(-\frac{z_{\max}}{V_0(t-t_i)} - \alpha(t-t_i)\right) \quad (16)$$

У [7] наведений наближений метод прогнозування вертикальної міграції радіонуклідів, а в [10] застосоване рівняння дифузії для розрахунку коефіцієнта дифузії в дерново-підзолистому ґрунті і чорноземі при різних значеннях вологості.

Незважаючи на недостатню розробленість теорії міграції забруднювачів у підсистемах навколишнього природного середовища, у даний час їх поширення можна прогнозувати за допомогою імітаційних моделей, що характеризують моделі окремих процесів. При цьому особливу увагу необхідно звертати на верифікацію моделей. Для цього необхідно проводити спеціальні полігонні та лабораторні дослідження міграційних параметрів та використовувати систему моніторингових спостережень за екологічним станом довкілля, щоб за допомогою обернених задач і статистико-ймовірнісних оцінок підвищувати ступінь узгодженості моделей з реальністю. Відповідно необхідно удосконалювати методи визначення параметрів та розв'язку обернених задач, стохастичні та детерміновані моделі.

Висновки

На сучасному етапі при аналізі різних природно-техногенних систем та виконанні прогнозів завдяки використанню потужних ЕОМ набули широкого використання методи математичного моделювання.

Методологія моделювання застосовується у таких галузях, як проектування підприємств та оцінка їх впливу на довкілля, а також вплив існуючих підприємств на навколишнє середовище, оцінка наслідків аварійних викидів, оцінка транскордонного забруднення тощо.

В даній статті виконано аналіз найбільш поширених математичних моделей розповсюдження забруднень в таких компонентах навколишнього природного середовища, як атмосферне повітря, ґрунти, поверхневі та підземні води. Визначено їх ефективність для розв'язання задач прогнозу стану екологічної безпеки в районах розташування АС та об'єктів ЯПЦ.

1. Анализ радиационной и экологической безопасности окружающей среды в районах расположения АЭС Украины: Отчет о НИР (промежуточ.) / Укр. НИИ экологич. проблем. – Харьков, 2007. – 301 с.
2. *Беляев В.И.* Моделирование системы город – окружающая среда (логико-информационный подход) / В.И. Беляев, М.Ю. Худошина. – Севастополь : МГИ НАН Украины, 1994. – 336 с.
3. *Беляев В.И.* Основы логико-информационного моделирования сложных геосистем / В.И. Беляев, М.Ю. Худошина. – К. : Наук. Думка, 1989. – 160 с.
4. *Каменева І.П.* Математичне моделювання розповсюдження забруднення в атмосфері на основі розв'язку рівняння турбулентної дифузії / І.П. Каменева, О.О. Попов // Сборник трудов конференции “Моделирование-2008” (Киев, 14-16 мая 2008 г.). – К. : ПІМЕ ім. Г.Є Пухова НАН України, 2008. – Т. 2. – С. 602-607.

5. Каменева І.П. Моделювання забруднення атмосфери на основі Гаусового розподілу концентрацій / І.П. Каменева, О.О. Попов, А.В. Яцишин // Моделювання та інформаційні технології. – К. – 2008. – Вип. 49. – С. 24–31.
6. Лисиченко Г.В. Методологія оцінювання екологічних ризиків / Г.В. Лисиченко, Г.А. Хміль, С.В. Барбашев. – О. : Астропринт, 2011. – 368 с.
7. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах / В.М. Прохоров. – М. : Энергоатомиздат, 1981. – 180 с.
8. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС / Под ред. К.П. Махонько. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – 264 с.
9. Свирежев Ю.М. Математические модели в экологии / Ю.М. Свирежев // Число и мысль. – Вип. 5. – М. : Знание, 1982. – С. 16-55.
10. Сысуев В.В. Моделирование процессов в ландшафтно-геохимических системах / В.В. Сысуев. – М. : Наука, 1986. – 278 с.
11. Яцишин А.В. Класифікація моделей забруднення атмосферного повітря / А.В. Яцишин, В.О. Артемчук, О.О. Попов // Моделювання та інформаційні технології. – 2012. – Вип. 63. – С. 49-57.
12. Zannetti P. Numerical simulation modelling of air pollution: an overview. Air pollution / P. Zannetti // Computational Mechanics Publications. – 1993. – P. 3-14.

Поступила 16.9.2013р.

УДК 519.6

Ю.В.Кравченко, М.Ю. Ракушев, м. Київ

ВДОСКОНАЛЕНИЙ ПІДХІД ДО РОЗРОБКИ ОБЧИСЛЮВАЛЬНИХ СХЕМ ІНТЕГРУВАННЯ ДИФЕРЕНЦІАЛЬНОГО РІВНЯННЯ РУХУ КОСМІЧНОГО АПАРАТУ У ГРИНВІЦЬКІЙ ПРЯМОКУТНІЙ СИСТЕМІ КООРДИНАТ НА ОСНОВІ ДИФЕРЕНЦІАЛЬНО-ТЕЙЛОРІВСЬКОГО ПЕРЕТВОРЕННЯ

Abstract. The improved approach is offered for the development of the computing circuit of integration of ballistic space vehicle motion differential equalization in the Greenwich rectangular coordinate system on the basis of differential-taylor transformation. Offered approach, due to the direct transformation procedure improvement, allows to reduce computing providing specified accuracy.

Актуальність

Однією з задач, що виникає при оцінюванні космічної обстановки, є прогнозування руху космічного апарата (КА). Безпосередньо розв'язання такої задачі проводиться на основі обраного методу інтегрування звичайних диференціальних рівнянь шляхом розробки обчислювальної схеми розв'язку диференціального рівняння руху КА [2, 3]. Вибір конкретної обчислювальної схеми базується, насамперед, на аналізі її характеристик за узагальненим

© Ю.В.Кравченко, М.Ю. Ракушев