

Корисна модель відноситься до способів наукового дослідження параметрів стану навколишнього середовища, зокрема, до способів кількісного аналізу та моделювання стану екологічних систем різного рівня складності. Так, запропонований спосіб дозволяє одержувати кількісну оцінку поведінки різних поллютантів в екосистемі у часі. Це, у свою чергу, забезпечує можливість розробки відповідних ефективних контрзаходів та методів деконтамінації наземних та водних екосистем.

Природні та техногенні катаклізми, які мають місце на Україні - повені в Карпатах, віддалені наслідки аварії на Чорнобильській АЕС, реальність аварій різного роду, що супроводжуються забрудненням навколишнього середовища різноманітними поллютантами, масоване хімічне та радіонуклідне забруднення значних територій тощо - виводять на перший план проблему оцінки і прогнозу міграції забруднюючих речовин в екосистемах України. У зв'язку з цим існує нагальна потреба у системі випереджувальної оцінки стану екологічної безпеки та прогнозування тенденцій показників стану екосистеми. Це дозволить приймати оперативні рішення щодо безпеки екосистем і рекомендувати ефективні оперативні заходи із захисту біоти та населення, яке використовує ці екосистеми для виробництва, проживання та рекреації.

На сьогоднішній день є відомим підхід до оцінки стану екосистеми, який передбачає моніторинг даних стосовно забруднення екосистеми поллютантами (зокрема, радіонуклідами) та нанесення їх на карту місцевості. Так, спосіб, що пропонується В. Г. Цінником та ін. [V. G. Linnik, A. A. Saveliev, A. P. Govorun et. al. "Spatial Variability and topographic factors of ¹³⁷Cs soil contamination at a field scale" International Journal of ecology and development. Fall 2007, V8, NFO7, p.8-25 p.], включає характеристики мікрорельєфу ландшафту і локальні оцінки розподілу поллютантів. При такому підході дослідник може лише аналізувати існуючу ситуацію, але позбавлений можливості робити довгострокові прогнози щодо міграції поллютантів через певні проміжки часу та передбачити тенденції перерозподілу поллютантів та розвитку стану екосистеми у часі. Таким чином, одержують карту забруднення екосистеми на даний момент. У цих розробках автори не йдуть далі розрахунків рівнів забруднення рослинності, спираючись на табличні дані про коефіцієнт накопичення поллютантів (K_f) для ґрунту та рослин.

Є відомим також спосіб визначення допустимих техногенних навантажень на екологічну систему з властивістю самовідновлення [деклараційний патент на корисну модель UA15482, 2006]. Спосіб передбачає оцінку початкового екологічного стану системи, вимірювання інтенсивності окремого або величини сумарного техногенного навантаження, а також часу дії забруднення, і прогноз зміни стану екосистеми під впливом техногенного навантаження за законом логістичної функції. Після цього коригують час постійного техногенного навантаження і час самовідновлення таким чином, щоб не допустити входження екосистеми у критичний стан. Вказаний деклараційний патент вибраний авторами як прототип заявленого способу.

Хоча запропонований спосіб і дозволяє в деякій мірі прогнозувати стан системи та коригувати його, він є обмеженим, оскільки не дозволяє розглядати забруднення у просторі, зокрема, не дає відповіді на питання, які мають значення для прогнозування тенденції стану забруднення екосистеми та не показують шлях міграції та/або розподілу/перерозподілу полютанта як у часі, так і у просторі. Запропонований спосіб також не дозволяє встановлювати місця коротко- або довгострокового депонування поллютантів, тобто визначати суттєво критичні складові біоти екосистеми ландшафту і, таким чином, визначати радіємність та екологічну ємність усього ландшафту щодо припустимих рівнів скиду та викиду до нього різних поллютантів.

Задача запропонованої корисної моделі у розробці способу визначення параметрів стану екологічної безпеки екосистеми у часі і просторі, що дозволяє оцінити вказані параметри у різні моменти часу: як до реєстрації параметрів, так і після цього, на основі побудови формальної моделі поведінки поллютантів.

При цьому складання прогнозу здійснюють на основі моделювання параметрів екосистеми шляхом представлення даних у вигляді векторних величин, які піддають візуалізації для побудови просторових цифрових карт реальної екосистеми.

Вказана задача вирішується тим, що запропонований спосіб передбачає вибір вихідних характеристик екосистеми, що підлягають реєстрації (зокрема крутизна схилів, характер покриття поверхні у ландшафті, рівні горизонтального та вертикального стоку, тип ґрунту тощо), їх реєстрацію, розрахунок на основі цих характеристик ключових параметрів екосистеми та складання прогнозу, при цьому ключовими параметрами екосистеми є депонування полютанта у тому чи іншому компоненті екосистеми та швидкість розподілу та/або перерозподілу полютанта, що визначаються на основі теорії екологічної ємності, при цьому складання прогнозу здійснюють на основі моделювання параметрів екосистеми шляхом представлення даних у вигляді векторних величин, які піддають візуалізації для побудови просторових цифрових карт реальної екосистеми. При цьому представлення даних у вигляді векторних величин здійснюють на основі методу «камерних моделей», а візуалізацію отриманих на попередніх етапах даних проводять при використанні аналітичної геоінформаційної технології (при використанні програмних продуктів ARCinfo або MAPinfo) для побудови просторових цифрових карт реальної екосистеми. Розкритий спосіб забезпечує можливість визначення кількості, швидкості та напрямку переміщення полютанта в екосистемі (від одного компонента екосистеми до іншого), а також оцінки та встановлення закономірності розподілу/перерозподілу у часі полютанта у реальних екосистемах та ландшафтах.

Як і прототип, запропонований спосіб передбачає вибір характеристик екосистеми, їх реєстрацію, розрахунок та дослідження параметрів екосистеми та розміщення полютанта/полютантів в екосистемі, виходячи з даних про початкове забруднення на даний відрізок часу.

На відміну від прототипу, запропонований спосіб ґрунтується на таких параметрах, як швидкість розподілу/перерозподілу полютанта в компонентах екосистеми, крім того, заявлений спосіб передбачає представлення даних у вигляді векторних величин, які задають напрямку і швидкість переносу полютанта між компонентами екосистеми та їх депонування як за короткий проміжок часу після забруднення, так і на довгостроковий період.

Перший етап здійснення способу полягає у виборі характеристик, що підлягають реєстрації. До таких належать параметри, які мають визначальний вплив на депонування та міграцію полютанта в екосистемі. Це можуть бути параметри окремих локальних екосистем (озеро, річка, болото і тощо), екосистем лінійного типу (схилів та гірські екосистеми і тощо). Вказані параметри, що характеризують екосистему будуть варіювати в залежності від типу складності екосистеми. Так, для локальних екосистем та екосистем лінійного типу мають значення тип покриття (трава, чагарник, пісок і тощо), сорбційні характеристики елементів екосистеми (зокрема характеристики донних відкладень у водних екосистемах, коефіцієнт накопичення полютанта, його швидкість

накопичення, зокрема, в системі ґрунт-рослини, швидкість горизонтального стоку. Для ландшафтних екосистем має значення, зокрема, крутизна схилів екосистеми, швидкість вертикального стоку та інші. Деякі з цих даних можна отримати з літературних джерел, інші визначаються при натурному дослідженні екосистеми. Значна частина цих параметрів розраховується за моделями радіоємності та екологічної ємності складових екосистеми та ландшафту. В загальному випадку основними параметрами є фізико-хімічні і біохімічні характеристики речовин-забруднювачів, а також природні і антропогенні умови середовища, включаючи характер поверхні, кути нахилу рельєфу, механічний та хімічний склад ґрунтоутворюючих порід, характеристики рослинного покриву тощо. Перелік основних характеристик, які підлягають реєстрації при застосуванні способу, представлений у Таблиці 1.

Таблиця 1

Перелік вихідних характеристик різних екосистем, які враховуються у запропонованому способі

Тип екосистеми	Параметри	Примітки
Локальні і водні екосистеми (озеро, ставок, болото, річка)	Рівні початкового забруднення, потужність донних відкладів, коефіцієнти накопичення (Кн.) різних політантів у системі вода-донні відкладення, вода-водні рослини, донні відкладення - біота донних відкладень, маса біоти в воді та донних відкладеннях, показники радіоємності та екологічної ємності окремих складових екосистем	Частина параметрів береться з літературних джерел та натурних досліджень, а значна частина розраховується за моделями.
Лісові екосистеми	Рівні початкового забруднення, тип та густина насаджень, ґрунти, Кн. для різних складових лісової екосистеми, вологість та температурний режим лісу, крутизна схилів у лісі, врожай грибів та лісових ягід, поверхневий та вертикальний стік, ерозія поверхні, параметри радіоємності та екологічної ємності складових лісових екосистем у часі та просторі.	Частина параметрів береться з літературних джерел та натурних досліджень, а значна частина розраховується за моделями.
Рослинні агро-екосистеми	Рівні початкового забруднення, сівозмінна та врожай трав та сільськогосподарських культур, Кн-(рослини - ґрунт) для різних культур, рівень осадів та поливу, поверхневий та вертикальний стік, ерозія поверхні, параметри радіоємності та екологічної ємності складових агроекосистем у часі та просторі.	Частина параметрів береться з літературних джерел та натурних досліджень, а значна частина розраховується за моделями.
Схилі та гірські екосистеми	Рівні початкового забруднення, крутизна схилів, типова структура силових та гірських екосистем, покриття складових екосистем, параметри стоку, параметри радіоємності та екологічної ємності складових схилих та гірських екосистем у часі та просторі	Частина параметрів береться з літературних джерел та натурних досліджень, а значна частина розраховується за моделями.
Локальні ландшафтні екосистеми (водозбірна площа озера, річки)	Карта рівнів та структури початкового забруднення політантами, структура та рельєф локального ландшафту, усереднені значення Кн політантів у різних складових ландшафту, крутизна схилів та зрідженість ландшафту, тип покриття елементів ландшафту, характеристики стоку та ерозії у ландшафті, швидкості та вектори стоку, параметри радіоємності та екологічної ємності складових екосистем локального ландшафту у часі та просторі.	Частина параметрів береться з літературних джерел та натурних досліджень, а значна частина розраховується за моделями.
Ландшафтні екосистеми та території	Карта рівнів та структури початкового забруднення політантами, карта структури та рельєфу ландшафту, усереднені значення Кн політантів у різних складових ландшафту, крутизна схилів та зрідженість ландшафту, тип покриття та ґрунтів елементів ландшафту, характеристики стоку та ерозії у ландшафті, швидкості та вектори стоку, параметри радіоємності та екологічної ємності складових екосистем ландшафту та території у часі та просторі.	Частина параметрів береться з літературних джерел та натурних досліджень, а значна частина розраховується за моделями.

На основі аналізу вибраних параметрів визначають ключові блоки моделі - депонування політанта в екосистемі та показники швидкості розподілу/перерозподілу політантів в екосистемі. Вказані показники розраховують на основі теорії екологічної ємності (радіоємності, якщо політантом є радіонуклід). Під екологічною ємністю (радіоємністю) розуміють граничну кількість політанта (радіонукліда), що може депонуватися у біоті екосистеми, не порушуючи при цьому її основні властивості (продуктивність, кондиціонування та надійність).

Мірою радіоємності є фактор радіоємності, який характеризується відношенням кількості радіоактивності, що утримується біотичним компонентом екосистеми, до всієї радіоактивності, яка міститься в цій екосистемі. Аналогічно, для екологічної ємності. Це відношення може варіювати в межах від 0 до 1 і визначається утримуваними характеристиками біоти. Спеціаліст в даній області, обізнаний з методикою проведення екологічних досліджень, може визначити фактор екологічної ємності та/або радіоємності з натурних досліджень, літературних джерел, а також при використанні модельних систем.

На основі одержаних даних визначають швидкість розподілу/перерозподілу політанта в екосистемі.

В основу прогнозу та візуалізації одержаних даних процесів переносу та міграції поліютантів в екосистемах та ландшафтах покладено метод «камерних моделей». Згідно з цим методом екосистему можна розділити на кілька взаємодіючих камер, між якими відбувається обмін поліютантами. Потрапивши у камеру, поліютант (радіонуклід) миттєво переміщується у всіх її частинах, однаково в будь-який момент часу. При цьому втрати поліютанта (радіонукліду) камерою є пропорційним концентрації поліютанта у камері. Перенос поліютантів між камерами підпорядковується кінетиці першого порядку і описується системою звичайних диференціальних рівнянь. Коефіцієнт пропорційності між питомою концентрацією поліютанта у камері та його надходженням з цієї камери у будь-яку іншу є величиною сталою. Практично для будь-якої системи може бути складена і розв'язана відповідна система диференціальних рівнянь виду:

$$\frac{dx_1}{dt} = f_1(t, x_1, x_2, \dots, x_m), \quad (1)$$

$$\frac{dx_2}{dt} = f_2(t, x_1, x_2, \dots, x_m), \quad (2)$$

$$\frac{dx_m}{dt} = f_m(t, x_1, x_2, \dots, x_m), \quad (3)$$

де f_1, f_2, \dots, f_m - відомі функції своїх аргументів, які базуються на оцінках екологічної ємності (радіоємності) камер досліджуваної екосистеми, $x_i = x_i(t)$ - невідомі функції ($i = 1, 2, \dots, m$). Систему m рівнянь першого порядку можна записати у векторній формі, якщо розглянути вектори $x = (x_1, x_2, \dots, x_m)$ і $f = (f_1, f_2, \dots, f_m)$.

Визначивши похідну вектора x як вектор, в якого кожна складова є похідною відповідної складової вектора x , можна переписати зазначену вище систему в наступній векторній формі:

$$\frac{dx}{dt} = f(t, x), \quad (4)$$

Ця функція задає у ландшафтах напрямок та швидкість стоку поліютантів від даного елемента ландшафту до суміжних до нього. Широке застосування у математичному моделюванні екологічних систем мають стаціонарні системи, в яких праві частини не залежать явно від змінної часу t :

$$\frac{dx_1}{dt} = f_1(x_1, x_2, \dots, x_m), \quad (5)$$

$$\frac{dx_2}{dt} = f_2(x_1, x_2, \dots, x_m), \quad (6)$$

$$\frac{dx_m}{dt} = f_m(x_1, x_2, \dots, x_m), \quad (7)$$

Задача інтегрування диференціальних рівнянь (5-7) полягає у знаходженні сукупності m функцій, $x_2 = x_2(t), \dots, x_b = x_b(t)$, визначених на неперервно диференційованих на деякому інтервалі і перетворюючих ці рівняння системи (5-7) у тотожності. Сукупність усіх цих m функцій є розв'язком системи (5-7). Розглядаючи значення як координати точки в m -вимірному фазовому просторі, можна геометрично уявити стан системи (5-7) через точку. Будь-який розв'язок системи (5-7) представляє собою деякий закон руху цієї точки у фазовому просторі і називається рухом, що визначається системою (5-7), а шлях, який описує точка у фазовому просторі - це фазова траєкторія цього руху.

Наведений вище метод лежить в основі комп'ютерних програм для візуалізації одержаних даних. Ключовими даними для таких програм є дані польових досліджень - депонування поліютанта в різних елементах екосистеми, показники швидкості внесення та винесення забруднювачів в екосистемах. Після векторизації одержаної інформації її прив'язують до географічної карти. Візуалізацію одержаних даних здійснюють при використанні аналітичних геоінформаційних систем (ГІС).

Геоінформаційна система - сучасна комп'ютерна технологія, що дозволяє поєднати модельне зображення території (електронне відображення карт, схем, космо-, аерозображень земної поверхні) з інформацією табличного типу (різноманітні статистичні дані, списки, економічні показники тощо). Конкретніше, це комп'ютерна система, що забезпечує можливість використання, збереження, редагування, аналізу та відображення географічних даних. Призначення ГІС полягає у наданні просторової підтримки для опису і пояснення об'єктів і процесів у просторі. У своїх дослідженнях ми використовували програми ARCinfo та MAPinfo для побудови просторових цифрових карт реальної екосистеми. [<http://www.mapinfo.com/location/integration>; <http://www.esri.com/>].

Корисна модель ілюструється наступними фігурами, що представлені для пояснення опису, а саме:

Фіг.1 описує камери досліджуваної екосистеми.

Фіг.2 представляє розподіл радіонуклідів для камер схилової екосистеми: 1 - камера-ліс, 2 - камера-узлісся, 3 - камера-людина, 4 - камера-луг, 5 - камера-донні відкладення, 6 - камера-тераса, 7 - камера-біота, 8 - камера-пойма, 9 - камера-вода.

Фіг.3 представляє розподіл радіонуклідів для камер: 1 - камера-людина, 2 - камера-тераса, 3 - камера-вода.

Фіг.4 описує алгоритм застосування аналітичного ГІС для моделювання екологічної ємності та радіоємності ландшафту.

Фіг.5 представляє забруднення ландшафту кадмієм через 0, 10, 20, 30 років після початкового забруднення: 1 - Початкове забруднення Cd, 2 - Розподіл забруднення Cd через 10 років, 3 - Розподіл забруднення Cd через 20 років, 4 - Розподіл забруднення Cd через 30 років.

Корисна модель описується далі наступними прикладами, які ілюструють запропонований спосіб та стосуються визначення параметрів екологічної безпеки екосистем при радіоактивному забрудненні та забрудненні важкими металами екосистем різного типу. Згідно з описаним способом було проведення

моделювання та визначення параметрів стану екологічної безпеки для екосистем різних типів складності від локальних екосистем, екосистем лінійного типу до ландшафтів.

Приклад 1.

Згідно із запропонованим способом проводили визначення стану екологічної безпеки схилової екосистеми. Дослідження проводили у 30-км зоні ЧАЕС на березі річки Уж на схилових екосистемах, типових для території України. Для цього, перш за все, вибирали характеристики, які підлягають реєстрації. В даному випадку такими були наступні: рівні забруднення ґрунту радіонуклідами у різних складових схилу, ліс, луг, тераса і т.д. Для дослідження була вибрана типова екосистема, що складається з дев'яти камер: камера-ліс, камера-узлісся, камера-луг, камера-тераса, камера-пойма, камера-вода озера, камера-біота озера, камера-донні відкладення озера, камера-людина (Фігура 1).

Взаємодія між камерами задавалася за допомогою коефіцієнтів переходу радіонуклідів із однієї камери в іншу за одиницю часу в одну годину, наприклад, α_{67} - коефіцієнт переходу радіонуклідів із камери 6 (вода) в камеру 7 (біота). Дані коефіцієнти були вибрані за натурними дослідженнями та залежали від крутизни схилу, характеру покриття (ліс, трава і т.д.), типу ґрунту (чорнозем, дерново-підзолистий, сірий-лісовий), об'єму стоку, температури повітря, напрямку та сили повітря та інших метеорологічних параметрів.

Значення розрахованих коефіцієнтів представлені у Таблиці 2. Величина коефіцієнту визначала долю радіонуклідів, що переносяться з однієї камери до іншої за одиницю часу (рік).

Таблиця 2

Значення коефіцієнтів переходу радіонуклідів із камери в камеру

α_{ij}	Мінімальні	Середні	Максимальні
α_{12}	0,01	0,03	0,05
α_{23}	0,05	0,1	0,15
α_{34}	0,1	0,15	0,2
α_{45}	0,1	0,2	0,3
α_{56}	0,2	0,3	0,4
α_{67}	0,3	0,5	0,7
α_{78}	0,03	0,05	0,07
α_{68}	0,4	0,6	0,8
α_{86}	0,04	0,07	0,1
α_{76}	0,03	0,05	0,07
α_{49}	0,2	0,4	0,6
α_{69}	0,05	0,1	0,15

Для аналізу переходу радіонуклідів із камери в камеру були вибрані середні значення коефіцієнтів. Як було описано вище, перенесення радіонуклідів з однієї камери до іншої відбувається за законами кінетики першого порядку, його описують системою простих диференціальних рівнянь(1-4).

Для оцінки параметрів стану екологічної безпеки вказаної екосистеми складали систему з дев'яти диференціальних рівнянь першого порядку зі сталими коефіцієнтами з урахуванням коефіцієнтів переходу радіонуклідів з поправкою на їх розпад:

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\ \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\ \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\ \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\ \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,05o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\ \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\ \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\ \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t) + 0,03m(t). \end{array} \right.$$

де змінні $x, y, z, k, l, n, o, p, m$ - динамічні питомі активності радіонуклідів у камерах: ліс, узлісся, луг, тераса, пойма, вода, біота, донні відкладення та людина, t - час.

Після розв'язання систему цих рівнянь представляли розв'язки в графічному вигляді (Фіг. 2).

Складали таблицю зі значенням максимальної питомої активності радіонуклідів у певний момент часу для камер (Таблиця 3).

Таблиця 3

Накопичення радіонуклідів у камерах (в процентах від загального запасу в екосистемі)

Камери	Максимальна активність радіонуклідів (%)	Час (рік)
Узлісся	12	12
Луг	6	20
Тераса	1,4	20
Пойма	0,82	24
Вода	0,32	30
Біота	1,16	44
Донні відкладення	2,3	48
Людина	10	50

Як видно з Таблиці 3, найбільше накопичення концентрації радіонуклідів спостерігається у камері-ліс (12% на 12-ий рік після припустимої аварії) та у камері людина (10% на 50-ий рік), а найменше - у камері-вода (0,32% на 30-ий рік). Ці дані корелюють з даними натурних досліджень у 30-км зоні ЧАЕС. При цьому для камери х- ліс був характерний плавний викид радіонуклідів вниз по схилу.

Оскільки землекористування людини зводиться в найбільшій мірі до води та аграрної тераси, то доцільно окремо розглянути графіки рівнянь розв'язків системи саме для камер: вода, тераса, людина (Фіг.3).

Верхня крива Фіг.3 характеризує камеру-людина, наступна - камеру-тераса, остання -камеру-вода. Найшвидше акумулює в собі радіонукліди людина, за нею іде тераса, а потім вода. І хоча людина швидше накопичує радіонукліди, доза на 20-ий рік після аварії ще дуже мала (40% від можливої), що є дуже важливим, бо пік можна чекати на 50-ий рік після аварії.

Таким чином, можна зробити наступні висновки:

- Найбільше накопичення радіонуклідів для людини може становити 10% на 50-ий рік після аварії.
- На 45-ий рік після аварії буде відбуватися спад активності радіонуклідів у воді, їх найменше значення буде 0,32% на 35-ий рік.
- Якщо спостерігати за аграрною терасою, то спад активності її радіонуклідів відбуватиметься після 20-го року, коли максимальна активність радіонуклідів для тераси буде становити 1,4%.

Отримані дані дозволяють оцінювати екологічну безпеку типової силової екосистеми для використання її людиною.

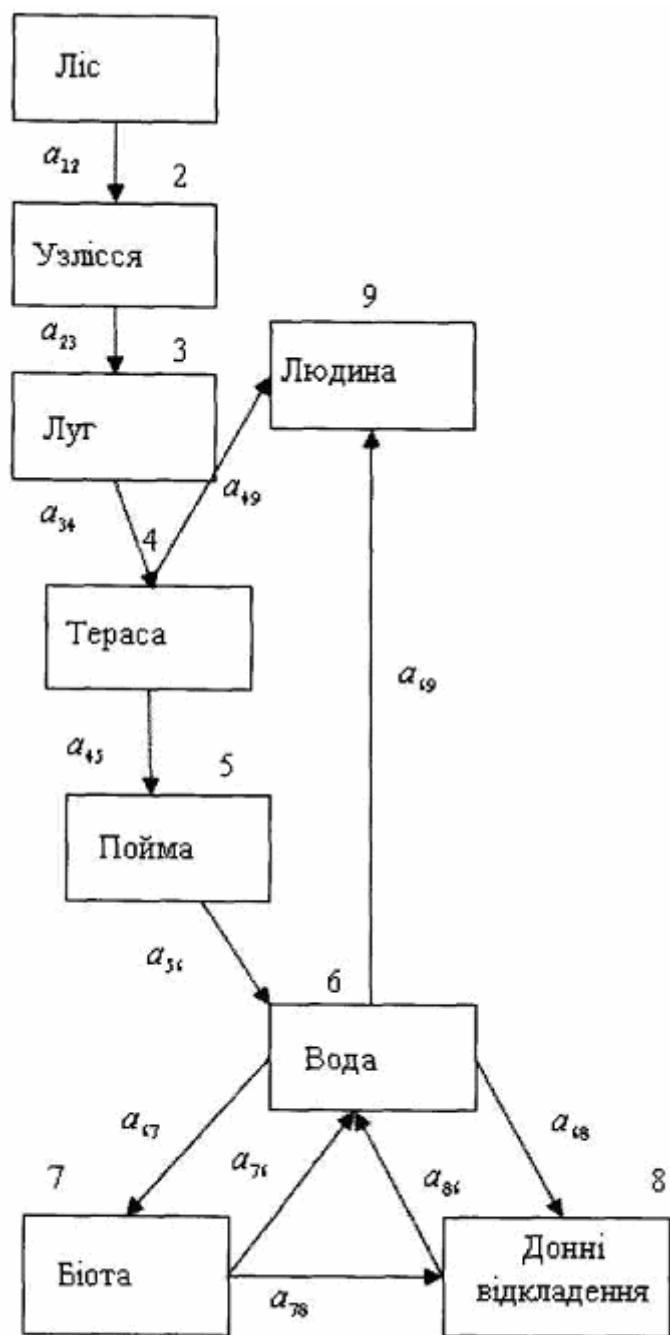
Приклад 2.

На основі запропонованого способу визначення параметрів стану екологічної безпеки екосистеми проводили оцінку забруднення ландшафту важким металом кадмієм. Дослідження проводили на базі заказника «Лісники» (Київська обл., район Конча - Заспи). Для цього застосовували алгоритм розрахунку ключових параметрів, описаний у Прикладі 1, представленому вище. Одержані дані обробляли при застосуванні аналітичної ГІС технології для оцінки, прогнозу та візуалізації показників екологічної ємності для конкретного ландшафту. На Фіг.4 наведений алгоритм застосування аналітичної ГІС для процесу моделювання

Одержані результати щодо забруднення політантом - важким металом кадмієм, ландшафту представлені на картах (Фіг.5).

Чим інтенсивніше забарвлення на карті, тим більший рівень депонування політанта у даному компоненті ландшафту, а значить і тим більший показник фактору екологічної ємності йому притаманний.

В результаті були отримані оціночні та прогнозні карти для вибраного полігону - заказника «Лісники», що розташований у Київській області. Використовуючи параметри, що управляють екологічною ємністю та перерозподілом політантів у ландшафті були побудовані карти рівномірного забруднення ландшафту Cd, та карта перерозподілу Cd через 10 років після початкового рівномірного забруднення. Видно, що очікується помітний перерозподіл політанта у досліджуваному ландшафті. Цей процес підсилюється через 20 років, а через 30 років прогнозна карта показує гостро виражене концентрування політанта у досліджуваному ландшафті.



Фіг. 1

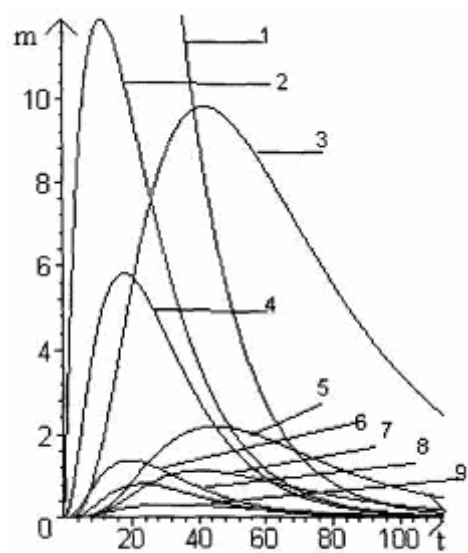


Fig. 2

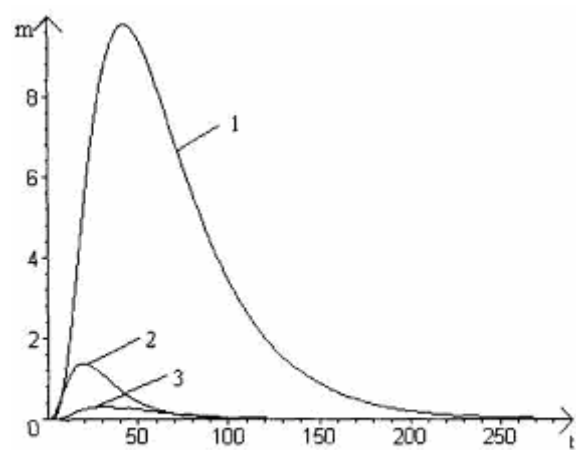
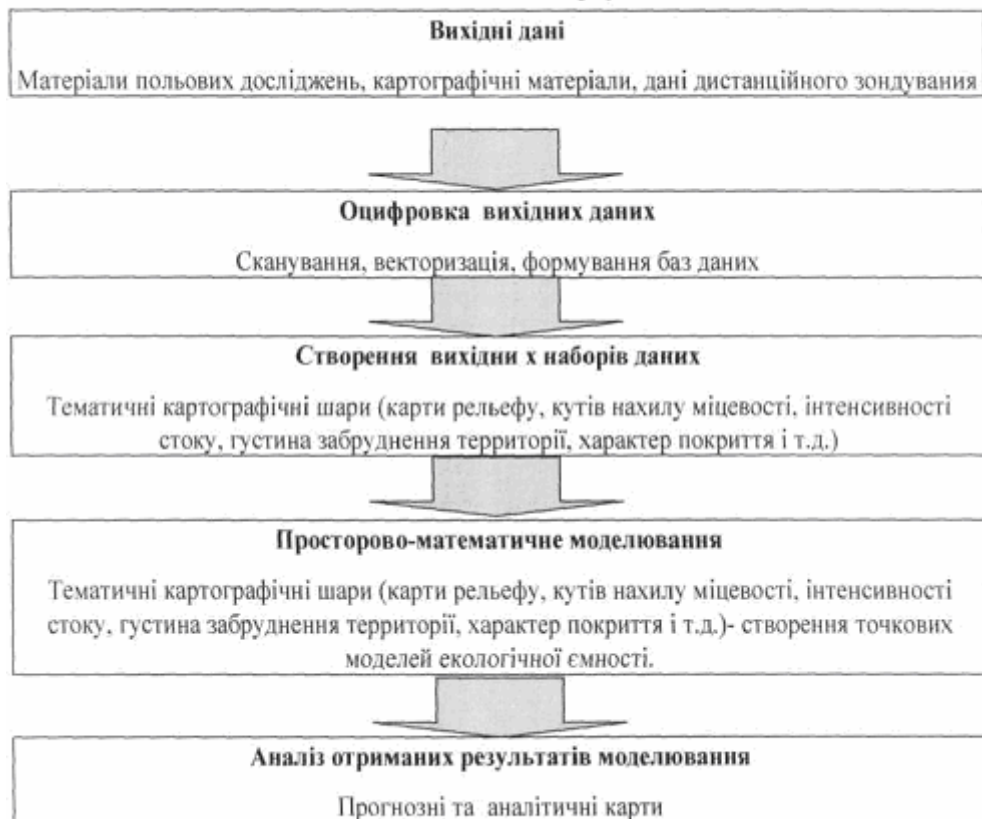
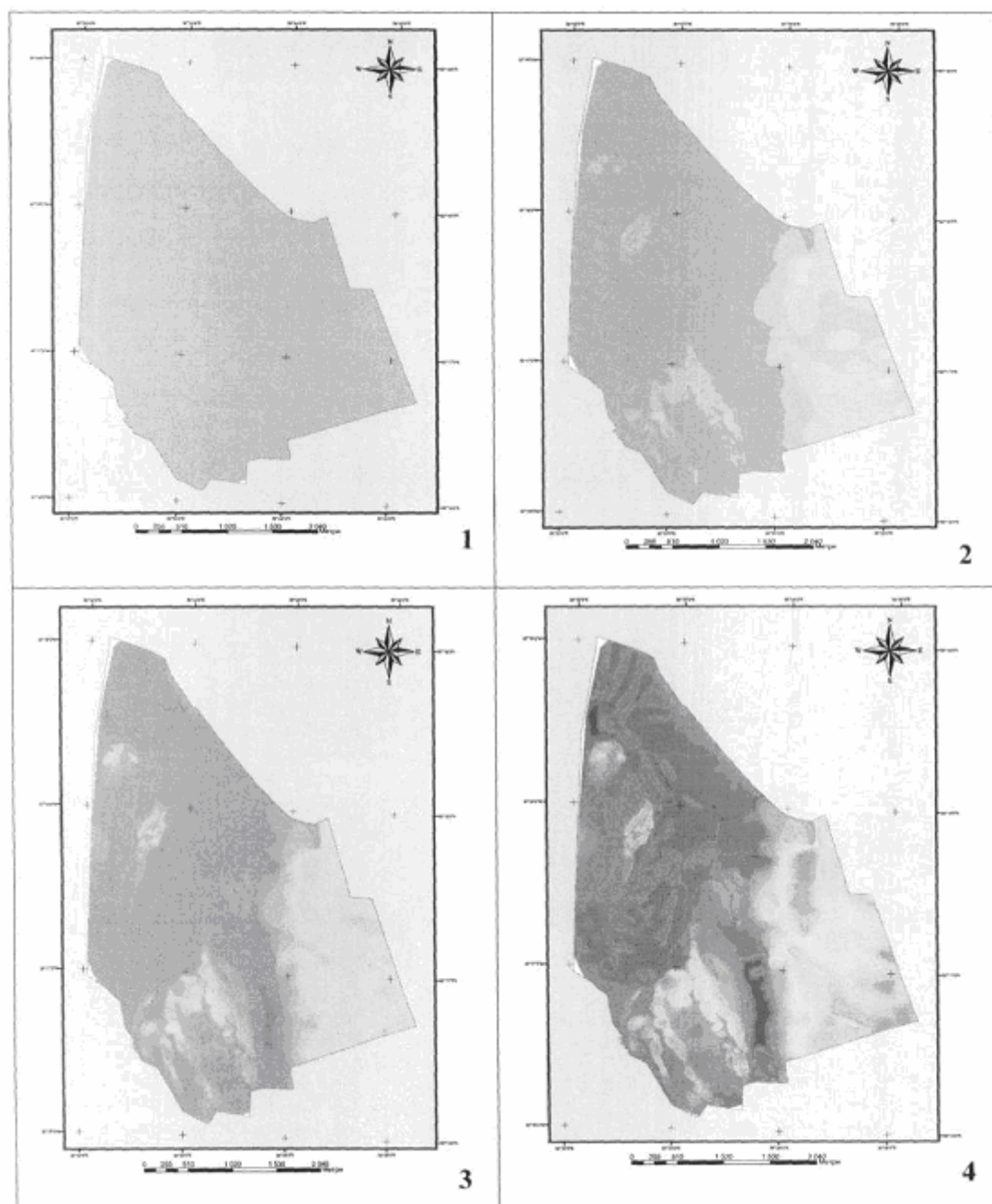


Fig. 3

**Алгоритм застосування аналітичної ГІС для моделювання екологічної
ємності ландшафту**



Фіг. 4



Φιγ. 5