

ЧИСЕЛЬНІ ПОКАЗНИКИ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ*М.В. Крихівський, Д.Ф. Тимків**ІФНТУНГ; 76019, м. Івано-Франківськ, вул. Карпатська, 15; тел. (0342) 727133;
e-mail: public@nimg.edu.ua*

Вирішується актуальне науково-практичне завдання – розроблення індикативних показників екологічної безпеки та аналітичної інформаційної системи для підтримки прийняття оптимальних рішень органами екологічної безпеки міста. Методологічну основу забезпечення екологічної безпеки складають теоретичні принципи системного підходу до управління якістю довкілля.

Для ефективної роботи служб екологічної безпеки міста слід використовувати автоматизовані робочі місця різних рівнів з аналітичними інформаційними системами. Найбільш ефективним є застосування автоматизованих робочих місць у роботі аналітиків, коли наявна електронно-обчислювальна техніка та засоби комунікації утворюють єдину обчислювальну мережу аналітичного забезпечення, а саме: в автоматизації роботи державних та приватних організацій екологічної безпеки міста, оцінюванні земельних ділянок, приватизації, процедурі купівлі і продажу землі з врахуванням екологічних факторів.

Екологічні дані про місто приведено до однієї спільної основи, тобто нормовано з метою подальшого використання. Загальним чисельним показником стану екологічної безпеки запропоновано використовувати інтегральний індекс екологічної безпеки. Якщо вхідних даних є надто багато, реальні змінні, що впливають на якість екологічної безпеки, знаходять методом головних компонентів.

Для автоматизації аналізу показників стану екологічної безпеки міста розроблено інтегральні індикатори за кожною сферою екологічного стану території міста та загальний інтегральний показник. Для їх розрахунку запропонована інформаційна аналітична система EcoSafetyCity.

Ключові слова: екологічна безпека, урбоекосистема, інформаційна система.

Решается актуальное научно-практическое задание – разработка индикативных показателей экологической безопасности и аналитической информационной системы для поддержки принятия оптимальных решений органами экологической безопасности города. Методологическую основу обеспечения экологической безопасности составляют теоретические принципы системного подхода к управлению качеством окружающей среды.

Для эффективной работы служб экологической безопасности города следует использовать автоматизированные рабочие места разных уровней с аналитическими информационными системами. Наиболее эффективным является использование автоматизированных рабочих мест в работе аналитиков, когда имеющаяся электронно-вычислительная техника и средства коммуникации образуют единую вычислительную сеть аналитического обеспечения, а именно: в автоматизации работы государственных и частных организаций экологической безопасности города, оценивании земельных участков, приватизации, процедуре покупки и продажи земли с учетом экологических факторов.

Экологические данные о городе приведены к одной общей основе, то есть нормированы с целью дальнейшего использования. В качестве общего численного показателя состояния экологической безопасности предлагается использовать интегральный индекс экологической безопасности. Если входных данных слишком много, влияющие на качество экологической безопасности реальные переменные находят методом главных компонент.

Для автоматизации анализа показателей состояния экологической безопасности города разработаны интегральные индикаторы за каждой сферой экологического состояния территории города и общий интегральный показатель. Для их расчета предложена информационная аналитическая система EcoSafetyCity.

Ключевые слова: экологическая безопасность, урбоэкосистема, информационная система.

A topical scientific and practical task is determined; it is the development of indicators of ecological security and analytical information system to support optimal decision making by the city ecological security authorities. Methodological basis of ecological security comprise theoretical principles of a systematic approach to environment quality management.

For the efficient operation of environmental protection services it is necessary to use workstations of different levels with analytical information systems. The most effective is the usage of computer-aided workstations for analysts when computer system and communication means make a single network of analytical support, in particular: work automatization of state and private organizations of ecological security, estimation of land plots, privatization, land purchase and sale procedure taking into account ecological factors.

City ecological data was brought to the common ground, which means it was standardized with the aim of further usage. It was offered to use integral index of ecological security as general numerical indicator of ecological security. If there is the abundance of input data, real variables that influence the quality of ecological security are calculated according to the method of main components.

For the analysis automatization of city ecological security indicators, integral indicators for every sphere of city ecological state and general integral indicator were developed. For their calculation an information analytical system EcoSafety City was offered.

Keywords: ecological safety, urban ecosystem, information system.

Вступ. Інтенсифікація економіки, зростання промислового виробництва, як правило, супроводжуються погіршенням стану навколишнього середовища. Особливо гостро це проявляється у містах, де сконцентровані основні виробничі потужності. Як наслідок, – збільшення ймовірності виникнення екологічної кризи, що, безперечно, призведе до погіршення загального стану здоров'я населення. У такій ситуації необхідне науково аргументоване оцінювання стану екологічної безпеки й у разі необхідності кваліфіковане втручання в процеси антропогенної дії на природний комплекс.

Останнім часом все частіше процеси в містах аналізуються з позицій екології, але перевага віддається вивченню ландшафтів, картографуванню та створенню геоінформаційних систем з базами даних екологічної інформації й візуалізацією поточного стану без їх системного аналізу. Тому актуальним є розробка чисельних індикативних показників для оцінювання ступеня екологічної безпеки проживання в місті.

Сучасні уявлення свідчать, що екосистема як основна структурна одиниця біосфери [1] – це взаємозв'язана єдина функціональна сукупність живих організмів і місця їх існування, або урівноважене співтовариство живих організмів і неживого довкілля. У цьому визначенні підкреслена наявність взаємин, взаємозалежності, причинно-наслідкових зв'язків між біологічним співтовариством і абіотичним середовищем, об'єднання їх у функціональне ціле.

Стан урбоекосистем може змінюватись швидкими темпами. Тому необхідним є не тільки проведення комплексних моніторингових досліджень забруднення компонентів навколишнього середовища, а й їх системний аналіз та прогнозування показників екологічної безпеки. Оскільки екологічні дослідження супроводжуються великим об'ємом різнопланової інформації, актуальною є розробка автоматизованих аналітичних комп'ютерних систем обробки екологічних даних та інтегруючих індексів екологічної безпеки з метою ефективного контролю за екологічним станом територій.

Автоматизована обробка екологічних даних повинна реалізовуватись із застосуванням сучасних комп'ютерних технологій і включати в себе, по-перше, систематизацію даних у відповідним чином організованій комп'ютерній базі даних, комплексну обробку бази даних та створення моделі стану території, по-друге, автоматизований розрахунок комплексних та сумарних показників, які узагальнюють результати екологічних досліджень і, по-третє, візуалізацію екологічних даних та результатів обробки бази даних у вигляді діаграм, карт, схем, які найкращим чином відображають екологічний стан території і дають можливість здійснювати постійний контроль за його змінами у ході проведення моніторингових досліджень.

Екологічна інформація є багаторівневою. На рівні підприємств джерелом інформації є засоби екологічного контролю підприємства, системи екологічного моніторингу, комплект

нормативно-правових документів з лімітів забруднення: щоквартальні довідки статистичної звітності; дозвіл на водокористування; дозвіл на землекористування; документи з сертифікації і ліцензування виробничої діяльності; гранично допустимі концентрації шкідливих речовин техногенного забруднення; екологічний паспорт промислового підприємства й ін.

Для систематизації величезної кількості інформації, даних досліджень та спостережень за станом територій використовуються геоінформаційні (ГІС) технології. Основу ГІС технологій складають як бази даних, так і графічні матеріали забруднення територій (важкі метали, пестициди, гербіциди, радіонукліди...); рівні ґрунтових вод у різні пори року; карти ґрунтів; міграція хімічних елементів; дренажні системи і відкриті канали; топографічні карти місцевостей. Контроль за виконанням вимог екологічної безпеки, забезпечення проведення ефективних комплексних природоохоронних заходів вимагає чіткої оперативної взаємодії всіх ланок державних органів управління, ефективності аналітичного опрацювання відповідної інформації.

На даний час інформаційне забезпечення державних органів екологічної безпеки не задовольняє необхідним сучасним вимогам, що ускладнює процес прийняття управлінських рішень. У практику екологічного управління впроваджено тільки окремі елементи інформаційного забезпечення, що сприяють автоматизації процесу прийняття рішень. Відчувається брак інформаційно-пошукових, експертних та аналітичних інформаційно-розрахункових комп'ютерних систем. Тому актуальним є розроблення аналітичних інформаційних систем, їх окремих складових, які на єдиній методичній базі дозволять оцінити рівень екологічної безпеки. Особливо це є актуальним для оцінювання земельних ділянок, приватизації, процедур купівлі і продажу землі з врахуванням екологічних факторів.

Обґрунтоване осмислення предмета й методу екологічного аналізу дає змогу сформулювати головні елементи, які характеризують етапи аналітичної роботи:

- вивчення і попередня оцінка досягнутого рівня екологічної безпеки;
- вимірювання взаємозв'язку показників і факторів та визначення на цій основі можливих змін стану урбоекосистеми;
- підсумкова оцінка, підрахунок резервів підвищення ефективності з точки зору екологічної політики.

До екологічного аналізу за умов автоматизації висувуються такі вимоги: системність, комплексність, оперативність, точність, прогресивність, динамічність. Аналітичний процес з використанням персонального комп'ютера (ПК) можна зобразити в такій послідовності: постановка задачі та її формалізований опис; накопичення інформації; обробка інформації; аналіз; використання результатної інформації.

Формалізований опис задач аналізу базується на єдиних принципах побудови умовних

позначень показників. Він полегшує подальшу алгоритмізацію і програмування для ПК; чітко визначає дійсну потребу у вихідних даних для аналізу; усуває дублювання аналітичних задач, полегшує групування їх у блоки для одночасної обробки. Аналітична задача у формалізованому вигляді є об'єктом екологічно-математичного моделювання. Постановка задачі та її формалізований опис дають змогу визначитися з вибором інформаційної бази, вихідних даних для аналізу.

Аналіз антропогенного впливу на природні екосистеми свідчить, що швидкість деградації довкілля України набула таких масштабів, що вийшла за межі швидкості біологічного пристосування живих організмів до середовища існування, тобто втрачена стійкість екосистем. Якщо за акумулюючий показник антропогенного "тиску" на навколишнє середовище взяти здоров'я населення, тоді об'єктивні медичні дані свідчать про зростаючий вплив екологічних чинників на фізичний потенціал нашого суспільства.

Огляд літературних джерел. У Всесвітній Декларації охорони здоров'я, яка була ухвалена на асамблеї країн, які входять у Всесвітню Організацію Охорони Здоров'я, закріплено покращення здоров'я населення як кінцеву мету соціального і економічного розвитку. Здоров'я людини значною мірою залежить від середовища, в якому вона проживає, й ґрунт відіграє в цьому основну роль. Багато хвороб виникають через порушення співвідношення мікроелементів.

Джерела безпосередньої загрози здоров'ю людини – широке використання в народному господарстві держави шкідливих хімічних сполук, у першу чергу пестицидів, контроль над використанням яких значною мірою нині втрачено, викиди газоподібних відходів в атмосферу міст, погано очищені стоки тощо. У сільському господарстві України, як відомо, мінеральні добрива завжди використовувалися значно більше, ніж у розвинених державах Заходу, а третина всіх продуктів харчування в нас вміщують нітрати понад офіційно встановлені норми.

У 60-ті – 90-ті роки минулого століття в працях Ю.А. Израеля, А.П. Виноградова, Н.Ф. Реймера, В.В. Ковальського, А.В. Кошкарєва, Л.Л. Малишевої, А.В. Мельника, Д.С. Орлова, Н.В. Прохорова, Б.А. Ревича, Ю.Е. Саєта, А.П. Сизова, І.В. Фоминої, О.Н. Яницкого, В.А. Алексеєнко, Л.М. Бортніка, В.О. Кучерявого, Л. Даланьї, W.E. Nixhol, R.F. Mann була розроблена концепція моніторингу середовища проживання людей. Пізніше вона була доповнена медично-екологічними аспектами в працях А. А. Авцина, Н.А. Агаджаняна, А.І. Акулова, Ф.Ф. Даутова, О.М. Адаменка, Э. Экхольма, Г.П. Зарубіна, В. Жовтюк, С.А. Куролапа, Ю.М. Лабія, Г.В. Меренюк, В.Ф. Протасова, Н.А. Протасової, П. Ревеля, Л.І. Рихванова, А.Н. Семенової, Д.К. Соколова, А.Н. Стожарова, Д. Г. Тагдісі, Б.Л. Черкаського, Л.А. Че-

пелевської, М. Г. Шандала, С.Э. Шибанова, М.І. Яцика, Н.С. Ягья.

Учення про біохімічні ендемії (захворювання рослин, тварин і людей, які пов'язані з недостатністю або надлишковістю хімічних елементів в оточуючому середовищі певного регіону в порівнянні з його кларком) розроблено А.П. Виноградовим і В.В. Ковальським як подальший розвиток ідей В.І. Вернадського. Критичні концентрації мікроелементів не однакові в різних географічних умовах. Вони залежать від ритму обміну речовин, який формується в результаті пристосування організмів до певного рівня хімічних елементів в оточуючому середовищі. Проживання на територіях з критичними концентраціями певних елементів може призводити до зниження імунних властивостей організму людини та захворювань.

Медично-екологічні дослідження вказують, що не тільки ендемічні захворювання є територіально розповсюджені. Атеросклероз, шлунково-кишкові, серцево-судинні, ендокринні, цукровий діабет, кістково-суглобні також обмежені територіально. Ці хвороби певною мірою обумовлені співвідношенням хімічних елементів в навколишньому середовищі.

Працями багатьох дослідників доведена залежність між хімічним складом ґрунтів і захворюваністю населення. Вміст мікроелементів в ґрунтах території проживання людей і надходження їх через воду та продукти харчування відображається на баланс мікроелементів в організмі. На розвиток серцево-судинних захворювань впливає хром, кобальт, мідь, йод, марганець, молібден, нікель, ванадій, цинк. На території США смертність від серцево-судинних хвороб корелює з типами ґрунтів, які суттєво відрізняються за складом хімічних елементів.

Дослідження Н.А. Протасової та І.М. Голубєва показали зв'язок мікроелементного складу ґрунтів та захворюваності населення Тамбовської області Росії. Ними встановлена позитивна кореляція між вмістом в ґрунті стронцію і розповсюдженням гіпертонії; стронцію, титану, хрому, нікелю й захворюваністю на ішемічну хворобу серця. Окремо вони виділяють стронцій, хром і берилій як дефіцитні в усіх ґрунтах області. Встановлена пряма залежність вмісту стронцію в ґрунті та хворобами крові та кровотворних органів. Також вміст стронцію, берилію та нікелю впливає на розповсюдження шлунково-кишкових хвороб.

Багато дослідників вказують на вплив металів на розвиток хвороб органів травлення людини. Кобальт, мідь, марганець, цинк є основними факторами патології органів травлення та печінки. А.А. Омеляшко встановив, що рак шлунка та легенів виникає в жителів територій зі слабкокислими ґрунтами, у яких міститься мало заліза, кобальта і цинку. Дослідження, які були проведені Ю.Г. Покатіловим на території Сибіру, виявили, що забруднення ґрунтів сприяють зростанню серцево-судинних захворювань. Г.П. Дубіковський встановив позитивний кореляційний зв'язок вмісту в ґрунтах валових форм бора, молібдену, марганцю,

титану, хрому, нікелю, стронцію, барію і цинку з розповсюдженням раку шлунку в Білорусії.

Очевидно, що ресурсний характер показників стану навколишнього природного середовища, прийнятий на Україні, не відповідає сучасним вимогам до формування системи сталого розвитку, які ґрунтуються на принципах міжнародної Конференції ООН з питань навколишнього середовища і розвитку. Актуальним стає впровадження інтегрованих показників стану навколишнього природного середовища, що дозволило б розглядати узгоджено проблеми стану середовища, людського існування і соціально-економічного розвитку.

Основний текст статті. Якість навколишнього середовища – це властивості навколишнього середовища, що визначаються як у результаті об'єктивних вимірів його параметрів, так і за допомогою суб'єктивних оцінок. Якість навколишнього середовища визначається порівнянням результатів замірів з офіційно встановленими максимально допустимими значеннями цих параметрів.

У структурі природного середовища, яке включає в себе усю сукупність зовнішніх для людини (або іншої живої істоти) об'єктів живої та неживої природи, виділяють підтипи: абіотичне, біогенне та географічне. Усі їх складові, як ті, що не зазнали впливу людської діяльності, так і ті, що підпали під вплив антропогенних перетворень, але змогли зберегти здатність до саморозвитку, слід охороняти від техногенного впливу, тому що саме вони виконують важливу екостабілізуючу функцію у довкіллі. Якість довкілля слід трактувати як природні умови, в яких наявні хімічні, фізичні, біологічні та інші елементи, що не порушують екологічного балансу, взаємозв'язку людини і довкілля, не знижують природні властивості (можливості) середовища до самовідновлення.

Природно-соціальний підхід до оцінки якості довкілля передбачає, в першу чергу, оцінку стабільності середовища існування людини, під якою розуміють сукупність природних умов і антропогенно-природних чинників, що виключають настання будь-яких психологічних, психічних, фізіологічних, генетичних та інших ефектів для здоров'я людини протягом її життя. Він також вимагає розробки і дотримання певних нормативів екологічної безпеки – стандартів якості довкілля. Під останніми розуміють єдині нормативи, правила або регламенти, спрямовані на підвищення суспільного добробуту, що являють собою гранично допустимі рівні вмісту забруднюючих речовин або інших шкідливих антропогенних впливів.

Для оцінки не лише рівня забруднення середовища, але і його якості в даний час використовують показник, який називають гранично допустимою концентрацією (ГДК). ГДК – це максимальна концентрація речовини в навколишньому середовищі, при якій не спостерігається прямого або опосередкованого шкідливого впливу цієї речовини на організм людини. Їх підрозділяють на максимальноразові (для пра-

цюючих у забруднених приміщеннях) та середньодобові (для зон житлової забудови). На основі ГДК розраховують розміри гранично допустимих викидів (ГДВ) полутантів в атмосферу та гранично допустимі скиди (ГДС) забруднювачів у водойми. В більшості держав світу використовують також показник гранично допустимого екологічного навантаження (ГДЕН) на природні об'єкти.

Екологічні фактори в природі діють комплексно. Особливо важливо пам'ятати це оцінюючи вплив хімічних забруднювачів, коли сумарний ефект (на негативну дію однієї речовини накладається негативна дія інших) дуже змінює умовні значення ГДК, наведені в довідниках. Це питання на сьогодні ще мало вивчене, але через актуальність і велике значення перебуває в стані активного дослідження в усіх розвинених країнах.

Процес екологічного нормування та встановлення стандартів якості довкілля забезпечують лише часткове гарантування оптимальних параметрів стану навколишнього середовища. Концепція ГДК має багато вразливих місць, особливо це стосується комплексної оцінки сумарної (сукупної) дії забруднювачів на здоров'я людини.

Із соціальної (або біосоціальної) точки зору якість довкілля найкраще характеризує поняття сприятливості (або комфортності) довкілля. У цьому випадку дається оцінка відповідності усіх складових довкілля біосоціальному вимогам людини з точки зору комфортності або дискомфорності (крайнім вираженням якої є екстремальність). Останні можуть бути тісно пов'язані з такими природними та антропоприродними чинниками формування якості навколишнього середовища, як забрудненість і патогенність.

Міжнародне співтовариство на даному етапі розглядає показники стану навколишнього середовища як комплексний інструментарій для виміру та репрезентації еколого-економічних тенденцій в країні. Виходячи з цих позицій, виділяються три основні типи показників:

- 1) показники сучасного екологічного стану, які визначають існуючі екологічні параметри;
- 2) показники впливу або тиску, які відображають антропогенний вплив на навколишнє середовище;
- 3) показники, що регулюють вплив на навколишнє середовище, за допомогою яких визначається, як різні агенти реагують на специфічний вплив.

Останній тип показників пов'язаний з впровадженням конкретних заходів при розробці екологічної політики. Крім того, багато системних підходів акцентують основну увагу на показниках антропогенного впливу на навколишнє середовище та показниках реагування навколишнього середовища на техногенний тиск.

Загальними завданнями інтегрованих показників стану навколишнього природного середовища в міжнародній практиці є:

– оцінка місця й ролі екологічних проблем, які супроводжують економічне зростання держави;

– визначення стратегічних пріоритетів у короткотермінових та довготермінових програмах соціально-економічного розвитку, які зорієнтовані на сталий розвиток суспільства та його рівновагу з динамічними процесами навколишнього середовища;

– визначення джерел фінансування та політичних пріоритетів природоохоронних стратегій;

– визначення пріоритетних екологічних проблем, які потребують першочергових рішень на підставі реалістичних, ефективних та економічно зрівноважених рішень.

Інтегровані показники (індикатори) відіграють роль кількісних цільових завдань на кожному етапі впровадження. Їх основу становить первинна інформація про стан довкілля (дані моніторингу), що підлягає обробці та аналізу на наступному рівні, а на цьому матеріалі ґрунтується, в свою чергу, розробка екологічних показників або індикаторів. Термін “індикатор” в перекладі з латині *indicare* означає розкриття, доведення до відома громадськості, а в сучасній трактуванні репрезентує емпіричну модель реальності, яка слугує основою для розробки індексів.

Індекси є вершиною інформаційної піраміди, це найбільш агреговані чисельні показники для визначення заходів екологічної політики та прийняття відповідних рішень. Індекс являє собою співвідношення реального стану до оптимального стану навколишнього середовища. Оптимальний стан навколишнього середовища – це науково обґрунтовані оптимальні параметри природних екосистем з точки зору їх асиміляційної ємності щодо антропогенного впливу в регіональних природних умовах.

Інформаційна база, що використовується для розробки екологічних індикаторів, може охоплювати всі наслідки впливу на навколишнє природне середовище, тому ці данні іноді важко адаптувати для конкретних цілей. Для цього в міжнародній практиці широко використовується принципова схема класифікації екологічних індикаторів, яка слугує для того, щоб систематизувати різноманітну екологічну інформацію та зробити її більш доступною і прийнятною для управління та населення.

Індикатори стану визначають якісний стан навколишнього природного середовища, особливо ті його параметри, що погіршують умови життєдіяльності людини (наприклад, збереження озонового шару, якість повітря в урбанізованих ареалах та ін.). Індикатори впливу, навпаки, виявляють причини екологічних проблем: виснаження природних ресурсів завдяки їх видобутку, або надмірні викиди забруднюючих речовин чи відходів в навколишнє природне середовище, а також антропогенне втручання, як-то розвиток інфраструктури або збереження природних екосистем для спеціальних цілей використання. Іншими словами, ці індикатори вимірюють ступінь напруги навколишнього

природного середовища. Індикатори реагування визначають зусилля, необхідні суспільству або органу управління для того, щоб покращити навколишнє природне середовище або зменшити його деградацію. Таким чином, вони вимірюють, як впроваджується екологічна політика з огляду на досягнуті угоди, фінансові зобов'язання, наукові дослідження, відповідні нормативи, впровадження фінансових стимулів або зміну поведінки.

Дослідження розповсюдження мікроелементів Mg, Ti, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Ca, Sr, Zn, Ba, Pb в ґрунтах Прикарпатського регіону та їх вплив на розповсюдження злоякісних новоутворень, хвороб системи крові, офтальмологічних і стоматологічних захворювань проводились Івано-Франківським медичним інститутом. У результаті було встановлено, що в порівнянні з кларками вміст Mn і Pb в ґрунтах вищий, Ti, Cr, Cu, Sr, Ba – нижчий, а V – відповідно кларку.

У даний час загальний показник, що враховує всі забруднювачі, називають сумарним коефіцієнтом комплексного забруднення та визначають формулою:

$$K_k = \sum_i \frac{C_i}{GDK_i}, \quad (1)$$

де C_i – вміст i -го елемента,

GDK_i – гранично допустимі концентрації i -го елемента.

Природний фон кожного хімічного елемента на певній території визначається середнім арифметичним значенням із 2/3 проб цієї території, відкинувши з розгляду 1/3 проб з найменшими та найбільшими значеннями. Важливою характеристикою розповсюдження елементів ґрунтами є їх середній вміст у літосфері (земній корі), який називають кларком, та аномальна концентрація елемента C_a^i , яка в 3 рази перевищує його фонову концентрацію C_ϕ^i , тобто:

$$C_a^i = 3 \cdot C_\phi^i. \quad (2)$$

Загальну характеристику забруднення відображає сумарний коефіцієнт концентрації, який знаходиться як:

$$K_c = \sum_i \frac{C_i}{C_\phi^i}. \quad (3)$$

Вміст та природний фон вимірюються в мг/кг.

Кількісною оцінкою показника безпеки життєдіяльності населення можуть бути концентраційні показники безпеки життєдіяльності ($KI_{\text{бж}}$), а кількісні оцінки безпеки природно-антропогенних геосистем – екологічно безпечний інтервал концентрації ($EBIK$). $KI_{\text{бж}}$ – це інтервал між сумарною концентрацією небезпечних для життєдіяльності людини забруднювачів та фонову концентрацією, яка не загрожує життю. $KI_{\text{бж}}$ складається з концентраційних інтервалів кожного i -того забруднювача $KI_{\text{бж}}^i$.

Для розрахунків $KI_{\text{бж}}^i$ використаємо формулу:

$$KI_{\phi}^i = \frac{GDK_i - C_i}{C_{\phi}^i} \quad (4)$$

Якщо в певній точці відбору проби концентрація елементу (наприклад, свинцю C_{Pb}) знаходяться між рівнем гранично допустимої концентрації GDK_{Pb} і регіональним фоном C_{ϕ}^{Pb} , тобто $GDK_{Pb} > C_{Pb} > C_{\phi}^{Pb}$, тоді концентраційний інтервал безпеки життєдіяльності свинцю буде позитивним. Якщо ж концентрація C_{Pb} більша гранично допустимої концентрації, тобто $C_{Pb} > GDK_{Pb} > C_{\phi}^{Pb}$, тоді концентраційний інтервал безпеки життєдіяльності свинцю буде негативним (зі знаком мінус) і це вказує на загрозу.

Сумарний концентраційний інтервал безпеки життєдіяльності KI_{ϕ} буде обчислюватись формулою:

$$KI_{\phi} = \sum_{i=1}^n \frac{GDK_i - C_i}{GDK_i} \quad (5)$$

тобто сумарний показник KI_{ϕ} буде враховувати всі забруднюючі елементи (речовини).

Екологічно безпечний для існування геосистем інтервал концентрації забруднювачів розташований між фоновим сумарним показником забруднення ($СПЗ_{\phi}$) і екологічно небезпечним для існування геосистем рівнем концентрації забруднювачів ($ЕНРК$), який, згідно з одним із екологічних законів Н.Ф. Реймерса відповідає десятивідсотковому (10%) перевищенню фонових концентрацій, коли відбуваються незворотні зміни компонентів довкілля.

Тому:

$$ЕБІК = \sum_{i=1}^n \frac{(C_{\phi}^i - 0.1C_{\phi}^i) - C_i}{C_{\phi}^i} \quad (6)$$

де $ЕБІК$ – екологічно безпечний для існування геосистем інтервал концентрації забруднювачів;

n – кількість врахованих забруднювачів;

C_{ϕ}^i – фоновий вміст i -того елементу;

$0.1C_{\phi}^i$ – десятивідсоткове перевищення фонових показників забруднення i -тим елементом (речовиною).

Основні показники якості навколишнього природного середовища регламентуються нормативами, які можна поділити на три групи:

1. Санітарно-гігієнічні (гранично допустимі концентрації шкідливих речовин (ГДК) – хімічних, біологічних, фізичних дій). Вони свідчать про вплив на здоров'я людини.

2. Екологічні нормативи (нормативи викидів, скидів шкідливих речовин (ГДВ, ГДС). Такі нормативи встановлюють вимоги до джерел забруднення або шкідливої дії. Сюди також відносяться технологічні, будівельні, містобудівні правила, що містять екологічні вимоги охорони навколишнього середовища.

3. Так звані допоміжні нормативи.

Окрім нормативів якості навколишнього середовища діють також гранично допустимі норми навантаження на природне середовище (ГДН) – розміри антропогенної дії на природні ресурси або природні комплекси, що не приво-

дять до порушення екологічних функцій природного середовища.

Найбільш доцільний шлях підвищення екологічної безпеки – управління нею, тобто підвищення екологічної безпеки в заданих розмірах і в заданих термінах. Проте очевидно, що для того, щоб планувати, контролювати і стимулювати підвищення екологічної безпеки (управляти таким підвищенням), необхідно перш за все оцінити екологічну безпеку. Для цього необхідно мати повну та надійну інформацію про екологічну ситуацію у кількісному відображенні, оскільки її найбільш зручно використовувати в сучасних системах управління.

Екологічні дослідження передбачають визначення оптимальної мережі екологічних полігонів території (міста), на яких відбираються проби. Після аналізів для кожна точка характеризуватиметься конкретними даними хімічного складу, на основі яких виконується оцінювання якості екологічного стану.

Екологічний стан території визначається залежністю [2]:

$$EC = F(EC_n, EB_m) \quad (7)$$

де EC – екологічний стан території,

EC_n – екологічний стан природних компонентів екосистеми,

EB_m – екологічний вплив техносфери на природні компоненти. Екологічний стан природних компонентів залежить від 9-ти складових:

$$EC_k = F(EC_l, EC_{z\phi}, EC_{zm}, EC_z, EC_a, EC_n, EC_{\phi}, EC_z, EC_o) \quad (8)$$

де EC_l – екологічний стан літосфери та мінерально-сировинних ресурсів;

$EC_{z\phi}$ – екологічний стан геофізсфери та космічні ресурси;

EC_{zm} – екологічний стан геоморфосфери і територіальні ресурси;

EC_z – екологічний стан поверхневої та підземної гідросфери, динаміка і якість водних ресурсів;

EC_a – екологічний стан атмосфери та кліматичні ресурси;

EC_n – екологічний стан педосфери та земельні ресурси;

EC_{ϕ} – екологічний стан фітосфери, рослинні та рекреаційні ресурси;

EC_z – екологічний стан зоосфери, ресурси тваринного світу;

EC_o – екологічний стан демосфери, захворюваність населення у зв'язку з екологічними чинниками. Останній параметр безпосередньо відображається на людях і тому його дослідження найбільш актуальне і важливе.

Спостереження утворюють матрицю X , яка описує незалежні змінні моделі, як правило, корельовані між собою. У цьому випадку необхідно знайти реально незалежні змінні, які входять до цієї матриці. Для розв'язування цієї задачі пропонується метод, ідея якого полягає в тому, щоб перетворити множину змінних X на нову множину попарно некорельованих змінних, серед яких перша відповідає максимально

можливій дисперсії, а друга – максимально можливою дисперсією в підпросторі, який є ортогональним до першого, і т.д.

Алгоритм методу складається з восьми кроків.

Крок 1. Нормалізація всіх пояснювальних змінних:

$$x_{ij}^* = \frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{\sigma_{x_j}}, \quad i = \overline{1, n}; j = \overline{1, m}. \quad (9)$$

Крок 2. Обчислення кореляційної матриці:

$$r = \frac{1}{n} (X^* X^*)'. \quad (10)$$

Крок 3. Знаходження характеристичних чисел матриці r з рівняння:

$$|r - \lambda E| = 0, \quad k = \overline{1, m}, \quad (11)$$

де E – одинична матриця розміром $m \times m$.

Крок 4. Власні значення λ_k упорядковуються за абсолютним рівнем вкладу кожного головного компонента до загальної дисперсії.

Крок 5. Обчислення власних векторів α_k розв'язуванням системи рівнянь:

$$(r - \lambda E)\alpha = 0; \quad (12)$$

за таких умов:

$$a'_j a_k = \begin{cases} 0 & (j \neq k), \\ 1 & (j = k). \end{cases} \quad (13)$$

Крок 6. Знаходження головних компонентів – векторів:

$$z_k = x \cdot \alpha_k, \quad k = \overline{1, m}. \quad (14)$$

Головні компоненти мають задовольняти умовам:

$$\sum_{i=1}^n z_{k,i} = 0, \quad i = \overline{1, n}; \quad \frac{1}{n} z'_k z_k = \lambda_k, \quad k = \overline{1, m};$$

$$z'_j z_k = 0, \quad j = \overline{1, m}, j \neq k. \quad (15)$$

Крок 7. Визначення параметрів моделі $\hat{Y} = Z\hat{b}$:

$$\hat{b} = Z^{-1}Y. \quad (16)$$

Крок 8. Знаходження параметрів моделі $\hat{Y} = X\hat{\beta}$:

$$\hat{\beta} = a \cdot \hat{b}. \quad (17)$$

З метою чисельного визначення рівня екологічної безпеки міста слід визначити перелік основних індикаторів стану екологічної безпеки міста, їхні оптимальні, порогові та граничні значення, а також методи обчислення інтегрального індексу екологічної безпеки. Для цього необхідно провести комплексний аналіз індикаторів екологічної безпеки з виявленням потенційно можливих загроз екологічній безпеці в місті. Інтегральний індекс екологічної безпеки може застосовуватись для інтегральної оцінки рівня екологічної безпеки міста в цілому та за окремими сферами діяльності. Органи виконавчої влади, наукові інститути та інші установи в межах своєї компетенції можуть використовувати цей показник та визначити рівень складових екологічної безпеки для прийняття

управлінських рішень щодо аналізу, відвернення та нейтралізації реальних і потенційних загроз інтересам у відповідній сфері.

Оскільки властивості урбоекотичних явищ характеризуються, як правило, множиною ознак ($m \geq 2$), тому при упорядкуванні одиниць сукупності виникає необхідність агрегування всіх ознак множини в одну інтегральну оцінку. Агрегування ознак ґрунтується на теорії “аддитивної цінності”, згідно з якою цінність цілого дорівнює сумі цінностей його складових. Якщо ознаки множини мають різні одиниці вимірювання, тоді адитивне агрегування потребує приведення їх до спільної основи, тобто нормування.

Вектор первинних ознак $[x_1, x_2, \dots, x_m]$ замінюється вектором нормованих значень $[z_1, z_2, \dots, z_m]$. У практиці застосовують різні способи нормування, але, як правило, всі вони ґрунтуються на порівнянні емпіричних значень показника x_i з певною величиною a . Такою величиною може бути максимальне (x_{max}), мінімальне (x_{min}), середнє (\bar{x}) значення набору $[x_1, x_2, \dots, x_m]$ або еталонне (x_e) значення показника.

Якщо x_{ij} – деякі показники ($j=1,2,\dots,m; i=1,2,\dots,n$), які в сукупності характеризують певну сферу екологічної безпеки, тоді інтегральний показник (індекс) безпеки для неї буде мати вигляд лінійної згортки:

$$I_i = \sum_{j=1}^m a_{ij} z_{ij}, \quad (18)$$

де a_{ij} – вагові коефіцієнти, що визначають ступінь внеску j -го показника в інтегральний індекс i -ї сфери екологічної безпеки;

z_{ij} – нормовані значення вхідних показників x_{ij} .

Цей індекс дорівнює 1 тоді, коли всі x_{ij} набувають “найкращих” або оптимальних значень і 0 тоді, коли всі показники “найгірші”. Усі a_{ij} задовольняють такі умови:

$$0 \leq a_{ij} \leq 1, \quad \sum_{j=1}^m a_{ij} = 1, \quad i = 1, 2, \dots, n. \quad (18)$$

Кожен із z_{ij} повинен бути нормованим, тобто $0 \leq z_{ij} \leq 1$ і $z_{ij} = 1$ відповідає “найкращому” значенню, а $z_{ij} = 0$ – “найгіршому”.

Отже, конструювання інтегральної оцінки екологічної безпеки містить кілька етапів: формування множини індикаторів; визначення їх характеристичних (оптимальних, порогових та граничних) значень; нормування індикаторів; визначення вагових коефіцієнтів; розрахунок інтегрального індексу.

Індикатори стану екологічної безпеки міста, їх характеристичні значення розробляються з метою оцінювання стану екологічної безпеки міста за кожною складовою екологічної безпеки. Відбір множини індикаторів здійснювався з урахуванням світового досвіду та напрацювань українських вчених [3]. Періодичність перегляду системи індикаторів та їх характеристичних значень у зв'язку зі змінами в національній і світовій екологічній політиці потрібно здійснюється за необхідності.

Діапазон можливих значень кожного показника розбивається на 5 інтервалів: $[x_{zp}^h, x_{nop}^h]$, $[x_{nop}^h, x_{onm}^h]$, $[x_{onm}^h, x_{onm}^e]$, $[x_{onm}^e, x_{nop}^e]$, $[x_{nop}^e, x_{zp}^e]$, де x_{zp}^h, x_{nop}^h – екологічно досяжні мінімальне та максимальне значення індикатора або його нижня та верхня межі; x_{nop}^h, x_{onm}^h – порогові нижнє та верхнє значення індикатора, тобто значення, які бажано не перетинати; x_{onm}^h, x_{onm}^e – мінімальне та максимальне оптимальні значення індикатора, тобто інтервал оптимальних значень.

Значення x_{onm}^h та x_{onm}^e знаходяться в середині інтервалу порогових значень. Значення x_{onm}^h може дорівнювати x_{onm}^e , тоді відрізок $[x_{onm}^h, x_{onm}^e]$ перетворюється в точку x_{onm} . Значення $x_{zp}^h, x_{nop}^h, x_{onm}^h, x_{onm}^e, x_{nop}^e, x_{zp}^e$ визначаються експертним методом. Значення нормованого показника в точках $x_{zp}^h, x_{onm}^h, x_{onm}^e, x_{nop}^e, x_{zp}^e$ визначається експертним методом або становить 0,5.

Задача нормування вхідних показників – це перехід до такого масштабу вимірювань, коли “найкращому” значенню показника відповідає значення 1, а “найгіршому” – значення 0. З точки зору математики, це є задача нормування змінних, а з точки зору статистики – перехід від абсолютних до нормованих значень індикаторів, що змінюються від 0 до 1 і вже своєю величиною характеризують ступінь наближення до оптимального значення, що можна також інтерпретувати у відсотках: 0 відповідає 0%, 1 – 100%.

При формуванні ознакового простору (множини індикаторів) важливо забезпечити інформаційну односпрямованість показників x_i . З цією метою показники поділяють на стимулятори та дестимулятори. Зв'язок між інтегральною оцінкою I й показником-стимулятором прямий, між I й показником-дестимулятором – обернений.

Нормування індикаторів можна здійснювати двома методами. Першим методом нормування виконується формулою:

$$z1_{ij} = \begin{cases} x_{ij} / x_{onm} & , \\ x_{onm} / x_{ij} & , \end{cases} \quad (19)$$

де $z1_{ij}=x_{ij}/x_{onm}$, якщо показник є стимулятором ($z1_{ij}=1$ при $x_{ij} = x_{onm}$); $z1_{ij}=x_{onm}/x_{ij}$, якщо показник є дестимулятором ($z1_{ij}=1$ при $x_{ij} = x_{onm}$);

x_{ij} – значення індикатора;

$z1_{ij}$ – нормоване значення індикатора x_{ij} першим методом.

Другим методом нормування є розрахунок формулами:

$$z2_{ij} = \frac{x_{ij} - x_{zp}^h}{x_{nop}^h - x_{zp}^h}, x_{zp}^h \leq x_{ij} < x_{nop}^h; \quad (20)$$

$$z2_{ij} = \frac{(x_{ij} - x_{nop}^h) + x_{onm}^* (x_{onm}^h - x_{ij})}{x_{onm}^h - x_{nop}^h} \quad (21)$$

для $x_{nop}^h \leq x_{ij} < x_{onm}^h$;

$$z2_{ij} = 1, x_{onm}^h \leq x_{ij} < x_{onm}^e; \quad (21)$$

$$z2_{ij} = \frac{x_{onm}^* (x_{ij} - x_{onm}^e) + (x_{nop}^e - x_{ij})}{x_{nop}^e - x_{onm}^e} \quad (22)$$

для $x_{onm}^e \leq x_{ij} < x_{nop}^e$;

$$z2_{ij} = \frac{x_{zp}^e - x_{ij}}{x_{zp}^e - x_{nop}^e}, x_{nop}^e \leq x_{ij} < x_{zp}^e. \quad (23)$$

де $z2_{ij}$ – нормоване значення індикатора x_{ij} другим методом,

$$x_{onm}^* = x_{onm}^h = 0.5.$$

За межами відрізка $[x_{zp}^h, x_{zp}^e]$ нормовані величини дорівнюють 0.

Розрахунок інтегрального індикатора за кожною сферою екологічного стану території міста, значення вхідних даних яких нормовані першим методом здійснюється формулою:

$$I1_i = \sum_{j=1}^m a_{ij} \cdot z1_{ij}, \quad (24)$$

де a_{ij} – вагові коефіцієнти, що визначають ступінь внеску j -го показника в інтегральний індекс i -тої сфери екології;

$z1_{ij}$ – нормовані значення вхідних показників x_{ij} , які розраховані першим методом. Розрахунок інтегрального індикатора за кожною сферою другого методу нормування значень вхідних даних здійснюється формулою:

$$I2_i = \sum_{j=1}^m a_{ij} \cdot z2_{ij}, \quad (25)$$

де a_{ij} – вагові коефіцієнти, що визначають ступінь внеску j -го показника в інтегральний індекс i -тої сфери;

$z2_{ij}$ – нормовані значення вхідних показників x_{ij} , які розраховані за другим методом.

Узагальнений інтегральний індикатор кожної i -тої сфери:

$$I_i = (I1_i + I2_i)/2. \quad (26)$$

Інтегральний індикатор екологічної безпеки міста в цілому розраховується формулою:

$$I = \sum_{j=1}^n b_j \cdot I_j, \quad (27)$$

де b_j – вагові коефіцієнти сфер екологічної безпеки.

Вагові коефіцієнти i -ї сфери визначається експертним шляхом (опитуванням N експертів) як відношення суми балів, що дали всі експерти даній сфері, до загальної суми балів:

$$b_i = \frac{\sum_{k=1}^N S_{ik}}{\sum_{j=1}^M \sum_{k=1}^N S_k}, \quad (28)$$

де S_{ik} – оцінка i -ї сфери, яку дав k -й експерт;

N – кількість експертів;

M – кількість сфер екологічної безпеки.

Зазначені коефіцієнти можна також визначити методом головних компонент факторного аналізу на основі інтегральних індексів окремих сфер.

Отже, інтегральний індекс екологічної безпеки міста визначається ієрархічно: на ниж-

ньому рівні – індекси окремих сфер екологічної безпеки формулою (26), а на верхньому – узагальнений індекс формулою (27). Так само ієрархічно можуть визначатись індекси окремих сфер, зокрема це стосується безпеки хімічного складу ґрунтів, поверхневих вод, повітря тощо.

Інструментальні засоби розв'язання задач аналізу поділяються на: засоби введення аналітичної інформації; засоби забезпечення інформаційно-пошукових робіт; засоби підтримки прийняття рішень. Для введення аналітичної інформації користуються інструментальними засобами, які передбачають контроль і коригування первинної та вторинної інформації.

Інформаційно-пошукові засоби забезпечують аналітичні задачі документами, які містять потрібну інформацію та сприяють формуванню запитів до баз даних і відображенню результатів їх виконання. Кожна подія (явище) спочатку фіксується у відповідних документах, а потім стає об'єктом зберігання чи пошуку в інформаційно-пошукових системах.

Засоби підтримки прийняття рішень уможливають встановлення залежності між різними факторами та отримання нових знань, забезпечують гнучкий доступ до бази моделей, їх поновлення та модифікацію. Основною метою запровадження систем підтримки прийняття рішень є надання допомоги у з'ясуванні проблеми, яку слід розв'язати, та під час аналізу розв'язків. Для таких систем необхідний значно ширший діапазон джерел інформації, яку беруть із зовнішнього і внутрішнього середовищ.

Важливим для роботи аналітиків є принцип побудови інформаційної системи з «ручною», механізованою чи автоматизованою обробкою інформації. Рівень автоматизації обробки інформації може бути дуже різним: усі розрахунки виконуються «вручну»; автоматизовано окремі види робіт за допомогою автономних автоматизованих робочих місць (АРМ) спеціалістів; АРМ спеціалістів відділів об'єднано в локальні обчислювальні мережі; існує автоматизована система управління (АСУ), яка поєднує всі локальні мережі АРМ спеціалістів і утворює єдиний інформаційний простір; наявна інформаційна система, яка поєднує в єдиний інформаційний простір всі інші інформаційні системи.

Для обробки даних у мережі використовують дві технології: клієнт-сервер і файл-сервер. Вони передбачають розміщення на сервері розподіленої бази, доступ до даних якої здійснюється з клієнтських машин.

За файл-серверної технології на сервері розміщують програмне забезпечення для підтримки роботи мережі та файли бази даних. На робочих станціях (комп'ютерах користувачів) зберігається все прикладне програмне забезпечення. Технологія клієнт-сервер передбачає розміщення прикладного програмного забезпечення на робочій станції та окремих його компонентів на сервері. Архітектура клієнт-сервер є найпопулярнішою, і більшість сучасних СУБД орієнтовано саме на цю технологію розподіленої обробки даних.

Найбільш ефективною організаційною формою використання ПК є створення на їх базі автоматизованих робочих місць (АРМ) спеціалістів. АРМ аналітика – це фахово орієнтована мала обчислювальна система, призначена для автоматизації роботи з аналізу.

Найбільш ефективним є використання АРМ у роботі аналітиків коли наявна електронно-обчислювальна техніка та засоби комунікації утворюють єдину обчислювальну мережу аналітичного забезпечення. У такому разі спеціаліст може автоматизувати аналітичні розрахунки за допомогою спеціальних програмних засобів – електронних таблиць, систем управління баз даних тощо.

Розрахунок показників рівня екологічної безпеки міста пропонуємо виконувати за допомогою інформаційної системи EcoSafetyCity. Функціонально інформаційна система EcoSafetyCity реалізована у семи програмних блоках: блоці вводу вхідної інформації, блоці моделювання, блоці аналізу, блоці прогнозування, блоці генерації документів, блоці-інтеграторі й генераторі звіту. Для взаємодії з користувачем використано вікно з меню команд та робочим полем (рисунком 1).

Для розрахунку розроблених моделей створено шість програмних модулів: програми розрахунку фонових значень забруднення EcoPhone, програми розрахунку статистичних параметрів EcoStat, програми розрахунку концентраційних інтервалів безпеки життєдіяльності InterConcSafetyLife, програми розрахунку екологічно-безпечних для існування геосистем інтервалів концентрації забруднювачів EcoSafetyGeosystems, програми розрахунку екологічно-медичного показник стану ґрунтів EcoMedIndex і програми прогнозування захворюваності та смертності EcoMedIndex. Програма спроектована та розроблена в середовищі Borland Delphi 7. Її можна використовувати в комп'ютерах з операційною системою Windows NT 4 і новіших версіях Microsoft Windows.

Меню програми містить розділ «Файл» з командами «Відкрити», «Зберегти», «Очистити», «Вихід»; розділ «Характеристики стану ґрунтів» з командами «Статистичні параметри концентрацій мікроелементів», «Фонові та аномальні концентрації мікроелементів»; розділ «Показники стану ґрунтів» з командами «Концентраційний індекс безпеки життєдіяльності», «Індекс екологічно безпечної концентрації», «Екологічно медичний індекс», «Динамічний екологічно медичний індекс» та розділ «Довідка» з командами «Допомога» і «Про програму».

Вхідні дані та результати розрахунків розміщуються у робочому полі вікна програми. У ньому дані можна безпосередньо набирати та модифікувати за допомогою клавіатури. Із текстового файлу дані командою «Відкрити» із меню «Файл» завантажуються у робоче поле. Очистити робоче поле можна відповідною програмою із меню «Файл».

Вхідні дані складаються з символічних рядків, що містять по 12 чисел, розділених пропус-

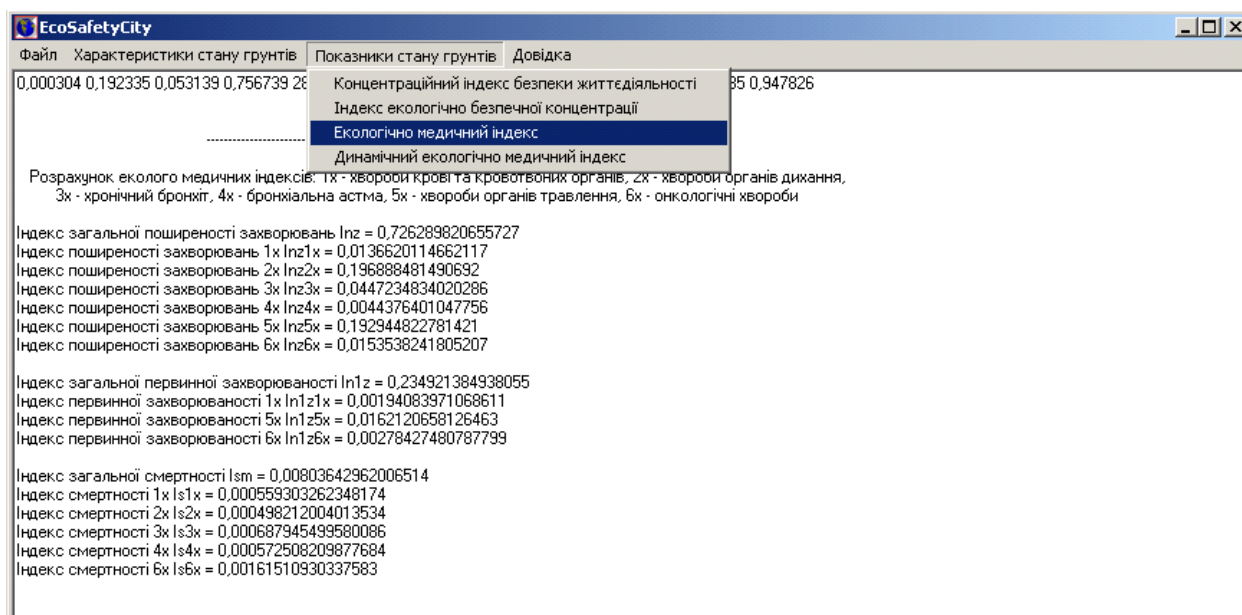


Рисунок 1 – Вікно програми EcoSafetyCity

ком або табуляцією. Числа у кожному рядку відповідають концентраціям мікроелементів: Hg, Be, Cd, Co, Pb, As, Se, Cu, Cr, Zn, Fe, Al. Перед обчисленням еколого медичних та динамічних еколого медичних індексів спочатку знаходяться середні значення заданих концентрацій мікроелементів, для яких і розраховуються індекси.

Результати дописуються у робоче поле вікна, після чого їх можна модифікувати або зберегти у текстовому файлі відповідною командою із меню Файл.

Аналіз стану ґрунтів міста програмою EcoSafetyCity виконується через меню «Характеристики стану ґрунтів» та «Показники стану ґрунтів». Характеризуються ґрунти статистичними параметрами їх хімічного складу та розрахованими фоновими й аномальними концентраціями різних мікроелементів. Статистичні параметри – це мінімальні, максимальні і середні значення концентрацій кожного з 12-ти мікроелементів та їх дисперсія, асиметрія й ексцес. Пунктом меню «Статистичні параметри концентрацій мікроелементів» ініціюється виконання програми EcoStat, а пунктом «Фонові та аномальні концентрації мікроелементів» – програма EcoPhone.

Показники стану ґрунтів представлені концентраційними індексами безпеки життєдіяльності, індексами екологічно безпечної концентрації, екологічно медичними індексами та динамічними екологічно медичними індексами, що розраховуються, відповідно, програмами InterConcSafetyLife, EcoSafetyGeosystems, EcoMedIndex, DynEcoMedIndex.

Інтелектуальна частина аналітичної інформаційної системи використовує семантичну мережу, яку можна представити у вигляді орієнтованого графа з розміченими вершинами і ребрами. Вершини позначають об'єкти (сутності) урбоєкосистеми або їх деякий стан, а ребра

– взаємозв'язки між ними. На множинному рівні граф G визначається впорядкованою парою $G=(V,R)$, де V – множина вершин, а R – множина ребер. Скічений орієнтований граф для реалізації математичних операцій за допомогою комп'ютера описано списком вершин і списком ребер, матрицею суміжності S .

Деякі об'єкти (стани об'єктів) урбоєкосистеми або деякі відношення між ними чітко не визначені, граф $G=(V,R)$ є нечітким (розпливчастим). Множини V і R – нечіткі множини, елементи яких представляються парами відповідно (v,μ_v) і (r,μ_r) , де v – елемент множини V , μ_v – значення функції належності цього елемента до множини V . Рядки і стовпці матриці суміжності S при цьому визначаються парою (v,μ_{vi}) , де i – номер рядка чи стовпця, а μ_{vi} – значення функції належності до множини V вершини з номером i . Значення функції μ_{vi} для всіх i обмежені проміжком $[0,1]$. Значення елементів матриці S , які є значеннями функції належності μ_r , також обмежені проміжком $[0,1]$.

У блоці аналізу програми EcoSafetyCity при прийнятті рішень використовуються модуль корисності та норма ризику альтернатив. Розглянемо випадок, коли потужність множини всіх станів урбоєкосистеми A обмежена. Це означає, що існує натуральне число $n \in N$, для якого $|A| < n$. Якщо для A не існує такого числа $n \in N$, що $|A| < n$ і $|A|=|N|$, тоді множина є натурально обчисленою або зліченною. Для обчисленої множини всіх станів системи A її елементи можна пронумерувати, тобто задати номери станам реальної системи, яка моделюється.

Назвемо елементи множини A виборами із альтернатив. Корисності альтернатив кожного стану реальних урбоєкосистем, які можна описати множинами, визначаються послідовностями:

- $[q_i]_i^m$ для кількості альтернатив, меншої від $m+1$;
- $[q_i]_i^\infty$ для зліченної кількості альтернатив.

Об'єднаємо всі альтернативи у множину B і назвемо її множиною альтернатив прийняття рішення. Для зчисленої множини альтернатив корисності станів кожної альтернативи в реальних системах можна задати послідовностями:

- $[q_i]_1^n$ для кількості альтернатив, меншої від $n+1$;
- $[q_i]_1^\infty$ для необмеженої кількості альтернатив.

Прийняття рішення полягає у знаходженні номера найкориснішої альтернативи в наступній постановці задачі. Нехай задані множини виборів A й альтернатив B . Потужність множини виборів $|A|=n$, а потужність множини альтернатив $|B|=m$. Корисність кожної альтернативи задана дійсною послідовністю $[q_i]_1^n$.

Розв'язком задачі прийняття рішення є альтернатива із B . У постановці задачі потужність множини альтернатив – натуральне число $m \in N$. Якщо корисності задані матрицею, тоді кожній альтернативі відповідає номер рядка. Розв'язком задачі у матричній постановці буде номер рядка, тобто натуральне число, яке менше або рівне $m \in N$.

При відображенні множини альтернатив у множину дійсних чисел кожній альтернативі можна зіставити число, яке назвемо нормою прийняття рішення. Норма корисності альтернатив ставить у відповідність кожній альтернативі число з відрізка $[0;1]$.

У випадку нескінченної кількості корисностей альтернативи модуль корисності можна визначити формулою:

$$\|x\| = (x, x)^{1/2}, \quad (29)$$

де (x, x) – скалярний добуток, для якого справедливі властивості скалярного добутку евклідового простору. Для скінченної послідовності корисностей модуль $|[q_j]_1^n|$ визначається через скалярний добуток:

$$|[q_j]_1^n| = \sqrt{\sum_{j=1}^n q_j^2}. \quad (30)$$

Норма модуля корисності $\|[q_j]_1^n\|$ альтернативи m – кількості альтернатив є значення модуля n -вимірного простору, розділене на максимум значення із цих модулів:

$$\|a_i\| = \|[q_j]_1^n\| = |[q_j]_1^n| / \max_i |[q_j]_1^n|, \quad i = 1, 2, \dots, m. \quad (31)$$

При введенні норми ризиків необхідно знайти сумарне значення ризику альтернатив за допомогою формули:

$$ra_i = \sum_{j=1}^n r_{ij}, \quad i = 1, 2, \dots, m, \quad (32)$$

де r_{ij} – ризики, які визначаються формулою:

$$\|r_{ij}\| = \left\| \max_i q_{ij} - q_{ij} \right\|, \quad i = 1, 2, \dots, m, \quad j = 1, 2, \dots, n. \quad (33)$$

Норма ризику $\|ra_{ij}\|$ ($i=1, 2, \dots, m$) альтернативи є її сумарний ризик, розділений на макси-

мальне значення із сумарних ризиків всіх альтернатив:

$$\|ra_i\| = ra_i / \max_i ra_i, \quad i = 1, 2, \dots, m. \quad (34)$$

Висновки. Методологічну основу забезпечення екологічної безпеки складають теоретичні принципи системного підходу до управління якістю довкілля. Для планування, контролю і стимулювання підвищення екологічної безпеки необхідно мати повну та надійну інформацію про екологічну ситуацію, яка повинна мати кількісну форму вираження. Це забезпечить найбільшу зручність її використання в сучасних системах управління.

Для ефективної роботи служб екологічної безпеки міста слід використовувати ПК на основі АРМ різних рівнів з використанням аналітичних систем. Найбільш ефективним є використання АРМ у роботі аналітиків коли наявна електронно-обчислювальна техніка та засоби комунікації утворюють єдину обчислювальну мережу аналітичного забезпечення.

Дані про урбоекотичні явища приведено до однієї спільної основи, тобто нормовано з метою подальшого використання. Загальним чисельним показником стану екологічної безпеки запропоновано використовувати інтегральний індекс екологічної безпеки. Якщо вхідних даних є надто багато, реальні змінні, що впливають на якість довкілля, знаходяться методом головних компонентів.

Для автоматизації аналізу показників стану екологічної безпеки міста розроблено інтегральні індикатори за кожною сферою екологічного стану території міста та загальний інтегральний показник. Для їх розрахунку запропонована інформаційна аналітична система система EcoSafetyCity.

Література

- 1 Моисеев Н.Н. Экология человечества глазами математика / Н.Н. Моисеев.– М.: Молодая гвардия, 1988. – 104 с.
- 2 Екологія міста Івано-Франківська / О.М. Адаменко [та ін.]. – Івано-Франківськ: Сиверсія МВ, 2004.– 200 с.
- 3 Данилишин Б.М. Наукові основи прогнозування природно-техногенної (екологічної) безпеки України / Б.М. Данилишин, В.В. Ковтун, А.В. Степаненко. – К.: Лекс дім, 2004. – 552 с.

Стаття надійшла до редакційної колегії 20.09.13

Рекомендована до друку професором Горбійчуком М.І. (ІФНТУНГ, м. Івано-Франківськ) професором Лабієм Ю.М.

(Прикарпатський національний університет, ім. В. Стефаніка, м. Івано-Франківськ)