

Об'єкти за результатами аналізу, наведеного у публікації [1].

Методики побудови моделі загроз, у тому числі розглянута методика у публікації [2], можуть стати основою для розробки універсальних алгоритмічних та математичних моделей безпеки, які ефективно поєднують у собі вимоги нормативно-методичних документів, методологію побудови моделі загроз, моделей порушення і т.д.

1. Клевцов А.Л. Компьютерная безопасность информационных и управляющих систем АЭС: кибернетические угрозы / А.Л. Клевцов, С.А. Трубочанinov // Ядерная та радіаційна безпека. – 2015. – №. 1 (65). – С.54-58.

2. Бондарь И.В. Методика построения модели угроз безопасности информации для автоматизированных систем / И.В. Бондарь // Сибирский журнал науки и технологий. – 2012. – № 3 (43). – С.7-10.

3. Computer security at nuclear facilities: reference manual: technical guidance. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 2011. – (IAEA nuclear security series, ISSN 1816-9317; No. 17). – ISBN 978-92-0-120110-2.

4. Nuclear Power Plant Instrumentation and Control Systems for Safety and Security / Edited by Yastrebenetsky M., Kharfchenko V. – USA, Hershey, IGI Global, 2014. – 450 p.

Поступила 26.02.2018р.

УДК 519.6:504.064

В.О. Артемчук, Київ

І.П. Каменева, Київ

А.В. Яцишин, Київ

Т.М. Яцишин, Івано-Франківськ

МЕТОДИЧНІ ТА ІНФОРМАЦІЙНІ ЗАСОБИ АНАЛІЗУ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ НА ОСНОВІ ДАНИХ МОНІТОРИНГУ

Abstract. We consider a general approach to the determination of risks of various origins, based on probabilistic assessments of the behavior of complex systems. To determine the potential risk for the atmospheric factor, an algorithm for estimating the territorial distribution of risks has been developed. Within the framework of the proposed approach, information-analytical, algorithmic and software tools for the analysis of environmental risks have been developed.

Вступ. Розвиток суспільства на сучасному етапі все більше залежить від вирішення проблем екологічної безпеки, захисту людини і довкілля від надмірного техногенного впливу. Стійкий розвиток і безпека визначають дві взаємопов'язані тенденції, що мають вирішальне значення при виборі цілей і шляхів переходу до гармонійної взаємодії природи і суспільства [1, 2].

Сучасний стан екологічної безпеки в Україні, на жаль, не відповідає європейським стандартам. В першу чергу, це занадто високі рівні забруднення атмосферного повітря (АП) в промислових районах, де найбільш значну масу викидів від стаціонарних джерел забезпечують підприємства енергетики і металургії: відповідно 33 і 28% загального обсягу викидів [3]. Загальний рівень техногенних навантажень на навколишнє середовище в Україні в кілька разів перевищує аналогічні показники в країнах Східної Європи.

Автоматизовані системи моніторингу стану АП в Україні здійснюють тільки обробку даних з постів спостереження, але не мають аналітичного забезпечення для розрахунку техногенних ризиків. Закордонні аналоги коштують занадто дорого й потребують додаткових заходів для адаптації в нашій країні. Отже, зростає актуальність розробок, спрямованих на створення методичного та програмного забезпечення задач аналізу ризиків, необхідного для прийняття ефективних рішень щодо регулювання та зменшення техногенних навантажень на урбанізовані території.

Метою дослідження є розробка методичного та алгоритмічного забезпечення для інформаційної підтримки задач екологічної безпеки, в тому числі – створення комп'ютерних засобів аналізу техногенних ризиків та їх візуального представлення у вигляді електронних екологічних карт.

Основні визначення. Аналіз ризиків можна визначити як процес отримання, обробки і систематизації інформації, важливої для попередження негативного впливу на екологічні системи та здоров'я людини. Такий процес включає етапи оцінювання ризиків, дослідження можливостей управління ризиками та розповсюдження інформації про ризики (зокрема, заходи щодо попередження населення прилеглих територій).

Саме поняття ризику обумовлене імовірнісним уявленням про дію факторів середовища на стан складної системи. Величину ризику не можливо виміряти безпосередньо, а можна лише з певною достовірністю оцінювати на основі кількісних характеристик чинників ризику й даних про їх вплив.

На сьогоднішній день в літературі зустрічається багато різних визначень термінів «екологічний» та «техногенний» ризик [1, 3 – 8 тощо]. Якщо йдеться про вплив техногенного об'єкту на довкілля, то **ризик** визначають як імовірнісну міру небезпеки, що включає як імовірність негативних наслідків для прилеглих територій, так і обсяг цих наслідків (розміри втрат або збитків за певний час). У загальному випадку ризик визначається як функція *міри небезпеки* певних подій (природних чи техногенних) і *міри вразливості* систем, на які вони впливають. Уразливість системи визначається як її властивість безповоротно втрачати свої функції в певному діапазоні негативних дій (за кінцевий час).

Коли ризик можна завчасно передбачити, він підлягає контролю і управлінню, тобто можна говорити про засоби прогнозування ризиків та їх регулювання. У випадку природних та техногенних катастроф необхідно забезпечити негайну реакцію на загрозу, завчасно відпрацювавши набір відповідних сценаріїв, спрямованих на зменшення можливих втрат.

З метою застосування поняття ризику в процесі аналізу та управління станом техногенної безпеки нагадаємо наступні визначення:

потенційний територіальний ризик – просторовий розподіл частоти реалізації негативного впливу певного рівня;

індивідуальний ризик – ризик, якому піддається індивідум в результаті впливу досліджуваних факторів небезпеки;

колективний ризик – очікувана кількість важко травмованих та загиблих в результаті можливих аварій за певний період часу;

прийнятний ризик – рівень ризику, з яким суспільство готове змиритися заради здобуття певних вигод в результаті своєї діяльності.

У більшості країн світової спільноти в даний період підтримується концепція «прийнятного ризику» (ALARA – as low as risk acceptable), що дозволяє використовувати принцип «передбачати і попередити».

Зокрема, у «Посібнику користувача» програмного комплексу «RISK ASSISTANT для Windows» [4], орієнтованого на визначення ризиків для здоров'я населення від канцерогенних і не канцерогенних шкідливих речовин, наведено моделі і методи для розрахунку кількостей (концентрацій) шкідливих речовин, що потрапляють в організм людини за певними сценаріями.

Переходячи до територіального ризику, будемо розглядати техногенні та природні процеси як джерело небезпеки, а досліджувані території – як об'єкти впливу. Тоді **територіальний ризик** можна визначити як імовірнісну міру негативних змін даної території (екосистеми), обумовлену господарською діяльністю людини і (або) розвитком небезпечних природних процесів.

Постановка задачі. У багатьох прикладних задачах екологічної та інформаційної безпеки семантичне значення складної ситуації можна визначити як наявність або відсутність небезпеки. Для формалізації та автоматизації процесу вирішення таких задач запропоновано розглянути семантичний простір ризику, де враховано імовірнісні характеристики небезпечних подій [9].

Для обчислення ступеня небезпеки в семантичному просторі запропоновано визначити імовірнісну міру. Кожна імовірнісна модель описує певну множину спостережень X , де визначено розбиття $E(X)$, що утворює множину випадкових подій. На цій множині задається невід'ємна функція P , що задовольняє відомим властивостям імовірнісної міри і визначає імовірність випадкових подій з $E(X)$. Множина спостережень X , розбиття $E(X)$ та імовірнісна міра P , задана на цьому розбитті, утворюють імовірнісний простір ризику (X, E, P) .

Якщо випадкові події складають різні наслідки впливу шкідливого фактора, то значення імовірності для цих наслідків будуть характеристиками ризику, обумовленого даним фактором. Для кожної конкретної ситуації імовірності окремих наслідків задовольняють властивостям імовірнісної міри, тобто імовірність будь-якої події невід'ємна, імовірність повної події

дорівнює 1, імовірність суми непересічних подій дорівнює сумі імовірностей цих подій. Наприклад, якщо наслідки – це ступені важкості конкретного захворювання, то для будь-якого ступеня важкості значення ризику потрапить в інтервал від 0 до 1, а ризик суми двох наслідків буде дорівнювати сумі двох ризиків.

Для дослідження загальних закономірностей, пов'язаних з випадковим характером показників ризику, необхідно вказати інформацію про появу різних значень цих величин в процесі аналізу. Цю інформацію для випадкової величини w можна задати за допомогою функції розподілу імовірності $F(x)$, яка для будь-якого значення x вказує імовірність того, що випадкова величина w не перевищує x . Функція розподілу $F(x)$ визначається як не спадаюча функція, всі значення якої знаходяться в інтервалі $[0, 1]$.

Щоб одержати кількісні значення наслідків техногенного впливу, розглянемо ризик R як добуток імовірності P несприятливої події (аварії, катастрофи тощо) і очікуваного збитку Y в результаті цієї події [5]. Якщо досліджується певна множина (і) несприятливих подій з різними значеннями імовірності P_i і відповідними збитками Y_i , то ризик розраховується як сума

$$R = \sum_i P_i Y_i \quad (1)$$

Аналогічно можна записати вираз для ризику у вигляді інтеграла:

$$R = \int F(Y) p(Y) dY, \quad (2)$$

де $F(Y)$ – вагова функція втрат, за допомогою якої наслідки різної природи приводяться до єдиної (вартісної) оцінки збитку;

$p(Y)$ – щільність розподілу випадкової величини Y .

У такому вигляді ризик розглядається як міра небезпеки та фактично визначається як математичне очікування збитку або втрат. Згідно з методикою оцінки комплексного ризику для населення від надзвичайних ситуацій природного і техногенного характеру, наведеною в [5], ризик як математичне очікування ураження людей $M[N]$ в межах певної території (міста, регіону) визначається за наступною формулою:

$$R = M[N] = P \int \int_{S_r} \int_{\hat{\phi}_{\min}}^{\hat{\phi}_{\max}} P(\hat{\phi}) \psi(x, y) f(x, y, \hat{\phi}) d\hat{\phi} dx dy \quad (3)$$

де P – імовірність аварії або надзвичайної ситуації (НС), в результаті якої виникає вражаючий фактор, що характеризується параметром Φ (наприклад, інтенсивність випромінювання, надлишковий тиск, токсична доза і тощо);

S_r – область інтегрування (наприклад, територія міста);

Φ_{\min}, Φ_{\max} – відповідно мінімально і максимально можливе значення параметру вражаючого фактора;

$P(\Phi)$ – імовірність ураження людей залежно від Φ як від параметра (часто задається у вигляді функції нормального розподілу від пробіт-функції параметра Φ);

$\Psi(x, y)$ – щільність населення в межах даної площадки;

$f(x,y,\Phi)$ – щільність розподілу інтенсивності параметра Φ в межах площадки з координатами (x, y) .

У загальному випадку з врахуванням фактору часу ризик визначається як функціонал, залежний від реалізації випадкового процесу, який описує сценарій несприятливої події. Тобто, один і той же ризик може бути викликаний або високою імовірністю відмови з незначними наслідками (відмова однієї з систем автомобіля), або обмеженою імовірністю відмови з високим рівнем збитку (відмова системи на АЕС).

Методи дослідження ризиків. Щоб одержати кількісні оцінки наслідків впливу різних техногенних споруд, можна застосувати різні методичні підходи. Найбільш поширений серед них *геостатистичний* підхід, спрямований на аналіз законів просторового розподілу досліджуваних ознак. В біологічних дослідженнях використовується біоіндикаційний метод аналізу інформації, тобто аналіз зміни гомеостазу екосистеми, що оцінюється за порушенням морфогенетичних процесів на рівні окремих організмів. Також набув популярності візуально-дистанційний підхід, орієнтований на виявлення уражених територій за аерокосмічними знімками (аналіз даних дистанційного зондування).

Для аналізу даних моніторингу та виявлення найбільш небезпечних подій адаптовано методи і засоби структурного аналізу даних [9, 10], які детально досліджувались на прикладі моніторингу стану АП. На етапі інтерпретації результатів аналізу застосовано геостатистичний підхід, що включає сучасні ГІС-технології та забезпечує просторове представлення досліджуваних територій у вигляді електронних екологічних карт. Результати багатовимірної статистичної аналізу даних відображаються на електронні карти, які будуються за кількісними значеннями екологічних показників. Тобто заключний етап аналізу ризиків зводиться до відтворення і візуального представлення розподілу ризиків на основі чисельних значень показників в опорних точках [10, 11].

Відзначимо, що статистичний підхід виступає тут перш за все як спосіб узагальнення інформації про велику сукупність даних, що дозволяє синтезувати уявлення про окремі елементи статистичної сукупності (зокрема, про дані моніторингу стану АП) в цілісний образ – екологічну карту техногенних навантажень на місто або регіон.

Реалізація даного підходу передбачає також виявлення фактичної площі території підвищеного ризику, обумовленої впливом конкретного техногенного підприємства або ряду підприємств (зокрема, ТЕЦ).

Ми будемо розрізняти реальний ризик і потенційний ризик. Реальний ризик зазвичай визначається при оцінці вже існуючої небезпеки. Потенційний ризик вказує на імовірність виникнення негативних наслідків для заданих природних умов і може бути використаний для оцінки якості навколишнього середовища у сфері впливу техногенних об'єктів.

Для оцінки негативних наслідків (ризиків), пов'язаних з впливом техногенних джерел забруднення на АП міста, що визначаються на основі

даних моніторингу АП скористаємося алгоритмом оцінки потенційного ризику [9], який включає наступні етапи:

1. Аналіз простору випадкових подій.

Дані екологічного моніторингу АП будемо розглядати як множину із n спостережень, кожне з яких представлено m параметрами, які вимірюються на пунктах спостережень. Тобто, вихідні дані представлено як багатовимірний простір подій, що включає точки-спостереження з координатами, які відповідають кількісним значенням показників забруднення атмосфери. Якщо показники, що визначають ризик, відомі заздалегідь і є параметрами простору подій, то другий етап роботи алгоритму спрощується. В цьому випадку для аналізу несприятливих подій можна розглядати окремі підпростори (проекції розмірності 2 або 3) простору вихідних параметрів.

Інакше необхідно зменшити розмірність простору подій за допомогою методів факторного аналізу або побудови багатовимірних шкал.

2. Візуальна інтерпретація факторного простору.

Після зниження розмірності простір випадкових подій набуває візуальної інтерпретації, зручної для змістовного аналізу на екрані монітору. Множина випадкових подій може бути представлена в графічному вигляді як розмита хмара, окремі скупчення точок або їх довільні конфігурації.

Виділені фактори утворюють семантичні шкали, за допомогою яких можна оцінити окремі спостереження. Кожен з факторів об'єднує декілька показників як більш складну ознаку. Він може бути проінтерпретований відповідно до того сенсу, який він узагальнює в даній конкретній ситуації. В результаті отримуємо семантичний простір заданої розмірності (2 або 3).

3. Якісна інтерпретація окремих подій.

Із усієї сукупності можливих подій виділимо ті події, які можуть мати якісну інтерпретацію. Як правило, на цьому етапі необхідне залучення експертних знань про предметну область, щоб встановити зв'язки між чисельними значеннями показників і тими класами, в які потрапляють спостереження. Кожна група спостережень може бути інтерпретована як окреме поняття або категорія. В нашому прикладі виділені групи відповідають різним рівням забруднення АП.

4. Оцінка ступеня ризику, пов'язаного з кожною подією.

Кожному з виділених класів спостережень слід привласнити певне значення ризику. Ступінь ризику, пов'язану з випадковою подією, бажано оцінювати в рамках певної системи знань (еталонних подій або прототипів). В більшості проведених досліджень еталони побудовані на базі емпіричних даних про вплив певних рівнів забруднення на здоров'я населення, що пов'язують свідчення медичних обстежень з ризиком виникнення окремих захворювань. Запропонований алгоритм дозволяє також дати оцінку потенційного ризику, пов'язаного з можливою зміною ситуації. Ситуація в даному контексті представлена як набір параметрів, тобто за рахунок зміни значень окремих показників істотно змінюється зміст ситуації в цілому.

Корегуючи значення параметрів відповідно до можливих сценаріїв розвитку небезпечної ситуації (наприклад, зміни метеорологічних умов), можна побудувати оцінки потенційного ризику для різних варіантів забруднення АП.

5. Побудова карт для візуалізації просторового розподілу ризиків.

Для відображення розподілу територіального ризику у вигляді екологічних карт використовуються геостатистичні методи інтерполяції статистичної поверхні, побудованої на основі опорних точок (значень в пунктах спостережень), та програмні засоби, що реалізують ці методи.

Інформаційно-програмні засоби аналізу ризиків. Метою дослідження є розробка інформаційно-аналітичної системи управління екологічною безпекою атмосфери на територіальному рівні з використанням сучасних ГІС-технологій. Система включає науково-методичне і програмно-інформаційне забезпечення задач моніторингу, контролю й управління станом навколишнього середовища у межах міста або регіону. Вона орієнтована на підтримку прийняття рішень на основі серії тематичних карт: райони міста або окремі території відображаються на електронних картах з нанесенням індексів техногенного забруднення та рівнів ризику для населення.

Перелік інформаційних масивів бази даних для задач екологічного моніторингу урбанізованих територій показано на рис. 1. Розроблена база даних є універсальною щодо території, періоду моніторингу, речовин-забруднювачів та збереження додаткових даних, які корелюють з екологічними.

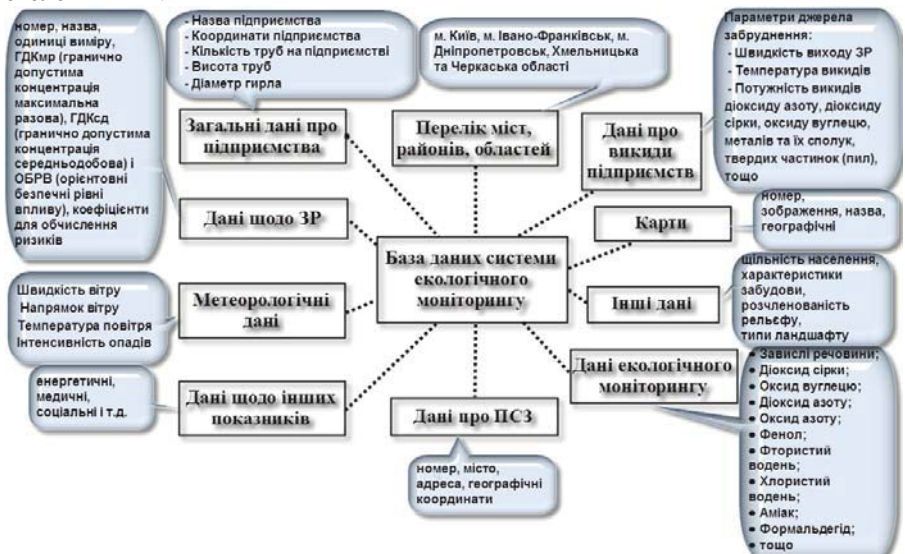


Рис. 1. Перелік інформаційних масивів бази даних системи моніторингу

Існуюча практика формування баз даних екологічного моніторингу в Україні спирається на первинну інформацію, яку отримують в Центральній

Геофізичній Обсерваторії від стаціонарних постів моніторингу [12], дані Міністерства енергетики та вугільної промисловості України, Міністерства екології та природних ресурсів України, Київського науково інформаційно-аналітичного центру медичної статистики. Саме ці інформаційні ресурси використано для наповнення бази даних системи екологічного моніторингу та аналізу техногенних ризиків.

Для взаємодії користувача з базою даних медико-екологічного моніторингу розроблено спеціальний графічний інтерфейс, який забезпечує пошук в таблицях даних, обробку й аналіз статистичної інформації, представлення результатів аналізу у вигляді тематичних карт з виділенням небезпечних територій.

Результати аналізу інформації також зберігаються в базі даних, оскільки вони можуть бути корисними для наступних етапів аналізу. Тому одержані результати впорядковуються у формі таблиць, що містять узагальнені чисельні характеристики (зокрема, індекси забруднення або рівні ризику), які також можна представити в графічному вигляді.

Завершальною стадією аналізу екологічного стану міста або регіону є представлення картографічних зображень техногенних навантажень із визначенням територій підвищеного ризику.

Загальна схема аналізу даних моніторингу, визначення ризиків від техногенних забруднень та управління безпекою зображена на рис. 2.



Рис. 2. Структура програмного забезпечення задач управління безпекою

На основі представлених моделей та методів розроблено алгоритми і програмні засоби, спрямовані на вирішення широкого кола задач оцінювання техногенних ризиків, оптимізації мережі моніторингу та прийняття рішень щодо підвищення рівня безпеки урбанізованих територій.

Методи оцінювання атмосферних ризиків. Розроблені програмні засоби допомагають перейти від просторового розподілу рівнів техногенних навантажень до розподілу індивідуальних ризиків для населення (карт ризику). Саме оцінки ризику завершують процес моделювання впливу

техногенних навантажень на населення міста та визначають критерії для прийняття управлінських рішень.

Зазвичай при оцінюванні екологічного ризику, пов'язаного із забрудненням АП, кількісна міра ризику визначається як імовірність реалізації потенційної небезпеки [3, 10]:

$$R = \sum_{i=1}^n W_i(\tilde{N}) \cdot P_i(\tilde{N}), \quad (4)$$

де $W_i(C)$ – умовна імовірність завдання шкоди людині при поглинанні концентрації (дозы) C від i -го небезпечного інгредієнта; $P_i(C)$ – імовірність поглинання концентрації (дозы) C при настанні несприятливих подій, пов'язаних із забрудненням АП i -тим небезпечним інгредієнтом; n – число можливих небезпечних інгредієнтів у АП; R – кількісна міра ризику.

Функцію $W_i(C)$ для більшості впливів можна представити у вигляді S – подібної кривої, яка відображує зв'язок виду "доза-ефект".

Відповідно до методичних рекомендацій [4, 7], аналіз ризиків для здоров'я населення від забруднення АП включає чотири етапи: ідентифікація небезпеки окремих чинників впливу; оцінка ступені дії цих чинників; встановлення залежності «доза (концентрація) – ефект»; характеристика ризиків для здоров'я населення. Перераховані етапи лягли в основу представленого в даному розділі експертно-аналітичного підходу до оцінювання ризиків на основі даних екологічного моніторингу.

На першому етапі проводиться попередній аналіз даних, де з урахуванням накопиченого досвіду та експертних знань вибираються найбільш інформативні параметри для моніторингу техногенних навантажень на досліджувані території.

На другому етапі використовуємо методи структурного аналізу даних, що дозволяють отримати візуальне уявлення про досліджувані території в просторі інформативних параметрів (індикаторів і/або індексів), щоб визначити території з перевищенням допустимих норм.

Третій етап включає визначення на основі відповідних математичних моделей імовірнісних оцінок ризику для гострих, хронічних і канцерогенних захворювань, пов'язаних із забрудненням АП.

На четвертому етапі пропонуються різні засоби представлення ризиків: візуалізація отриманих розподілів ризиків з використанням картографічної основи; гістограми розподілу ризиків в межах досліджуваної території, різні способи ранжирування та побудови багатомірних шкал.

На основі запропонованого підходу розроблені алгоритми і програмні засоби, що реалізують різні сценарії аналізу даних моніторингу з різних джерел з урахуванням експертних оцінок допустимості тих або інших рівнів ризиків для здоров'я різних категорій населення.

Ризик токсичних ефектів. Ризик захворювання розглядається як функція дози токсичної речовини, що потрапила в організм представника даної групи населення за все життя. У разі забруднення АП дозу токсичної речовини

можна оцінювати на основі даних про її концентрацію в повітрі та час перебування людей в умовах підвищеного забруднення [4]. Слід розрізнити два основні види ризику для здоров'я: ризик негайних токсичних ефектів і ризик хронічних захворювань.

Як відомо, гостра токсичність (негайні токсичні прояви) має яскраво виражений пороговий характер. Для оцінки ризику гострих токсичних ефектів використовують модель індивідуальних порогів дії. Стосовно забруднення АП цю модель можна описати наступною формулою:

$$RI_3 = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{a+b \lg(C/\hat{I} \hat{A} \hat{E}_{1, \delta})} \exp(-\tau^2 / 2) d\tau, \quad (5)$$

де a і b – параметри, залежні від токсикологічних особливостей речовини; C – концентрація токсичної домішки в АП, [мг/м³]; ГДК_{мр} – гранично допустима концентрація (максимально-разова), [мг/м³].

Ризик хронічної інтоксикації розраховується для певного проміжку часу (місяця, року або декількох років) за формулою:

$$R_3 = 1 - \exp \left[-0,174 \left(\frac{C}{\hat{I} \hat{A} \hat{E}_{NC} \cdot K_3} \right)^\beta t \right], \quad (6)$$

де β – коефіцієнт, що враховує особливості токсичних властивостей речовини; K_3 – параметр, який залежить від класу небезпеки забруднюючої речовини (коефіцієнт забруднення); C – концентрація забруднюючих речовин в АП, яка впливає протягом часу t , [мг/м³]; ГДК_{сд} – гранично допустима концентрація (середньодобова), [мг/м³].

Значення параметрів залежать від класу небезпеки досліджуваних речовин і представлені в табл. 1.

Таблиця 1

Значення коефіцієнтів a , b , β і K_3

Клас небезпеки речовини	Характеристика речовини	a	b	β	K_3
1-й	Надзвичайно небезпечні	-9,15	11,66	2,40	7,5
2-й	Дуже небезпечні	-5,51	7,49	1,31	6,0
3-й	Помірно небезпечні	-2,35	3,73	1,00	4,5
4-й	Малонебезпечні	-1,41	2,33	0,86	3,0

Канцерогенний ризик. Оцінка залежності "доза-ефект" у канцерогенів з безпороговим механізмом дії будується за допомогою методу лінійної екстраполяції реально спостережуваних в експерименті або в епідеміологічних дослідженнях даних в область слабких дій і нульового канцерогенного ризику. Основним параметром для оцінки ризику дії канцерогенного компонента є чинник канцерогенного потенціалу, або фактор нахилу (SF), що визначає міру наростання канцерогенного ризику зі збільшенням дози впливу на одну одиницю. Фактор нахилу відображує

верхню, завищену, вкрай консервативну оцінку канцерогенного ризику щодо очікуваної тривалості життя людини (70 років). Значення SF встановлюються окремо для інгаляційного (SF_i) та перорального (SF_0) надходження хімічних канцерогенів до організму людини.

Іншим параметром для оцінки канцерогенного ризику може бути величина одиничного ризику (UF), що є верхньою (консервативною) оцінкою канцерогенного ризику для людини, що знаходиться протягом усього життя під постійним впливом певного канцерогену в концентрації 1 мкг/м^3 .

При малих значеннях ризику зазвичай для оцінки канцерогенної дії використовується наступне рівняння:

$$CR = LADD \cdot SF_i, \quad (7)$$

де $LADD$ – середньодобова доза впродовж життя, $(\text{мг}/(\text{кг} \cdot \text{день}))^{-1}$; SF_i – фактор нахилу $(\text{мг}/(\text{кг} \cdot \text{день}))^{-1}$, CR – канцерогенний ризик. При використанні величини одиничного ризику (UR) розрахункова формула набуває наступного вигляду:

$$\bar{NR} = LADC \cdot UR,$$

де $LADC$ – середня концентрація речовини в досліджуваному об'єкті довкілля за увесь період усереднювання експозиції.

Обчислення за наведеними формулами буде правомірним щодо відносно невисоких рівнів дії канцерогену, що знаходяться на лінійній ділянці залежності "доза-ефект". При порушенні цієї умови (рівень ризику $>0,01$) отримувані результати можуть тільки якісно характеризувати величину ризику. При відносно високій дозі канцерогену для розрахунку ризику рекомендується використовувати наступне рівняння [3, 6]:

$$CR = 1 - \exp(-UR \cdot LADD). \quad (8)$$

Граничні значення концентрацій, що відокремлюють лінійну ділянку залежності "доза-ефект" від нелінійної, наводяться у базі даних та інших джерелах даних про канцерогенну активність хімічних сполук [4, 6].

Визначення індикаторів ризику. Для оцінювання рівнів наведених ризиків використовувались дані моніторингу якості АП, регулярно вимірювані на постах спостереження міста Києва і представлені у вигляді таблиць в щомісячних звітах [12].

На перших етапах аналізу проводилося дослідження узгодженості і достовірності початкових даних, отриманих з різних джерел. База даних, представлена в попередніх звітах, була істотно розширена за рахунок додавання даних моніторингу за останні роки. Крім того, були отримані й систематизовані дані, що дозволяють враховувати характерні особливості забудови та рельєфу місцевості.

Одна з основних задач аналізу даних моніторингу в рамках концепції стійкого розвитку – це вибір інформативних параметрів (індикаторів), які можна використовувати в якості екологічних індексів для моніторингу небезпечних ситуацій. Відомо, що негативна дія в окремих ситуаціях може підсилюватися синергетичним ефектом від взаємодії декількох чинників

ризик. В деяких випадках зону небезпеки (чи нестабільності) можна визначити за співвідношеннями між окремими показниками. Вдалий вибір індикаторів істотно полегшує аналіз і змістовну інтерпретацію динаміки змін екологічного стану, а також визначення рівня стійкості досліджуваних територій відносно прогнозних рівнів техногенних навантажень.

Запропоновано два альтернативні підходи до вибору інформативних параметрів, які успішно доповнюють один одного.

1. *Експертний підхід.* Вибір інформативних параметрів здійснюється з використанням експертних знань і результатів попереднього аналізу даних моніторингу територіальних систем в різних регіонах. Зокрема, для аналізу даних про забруднення АП в містах України використовувався індекс ІЗА (індекс забруднення атмосфери), який обчислюється в [12]. Також в якості індикаторів ризику розглядалися кратності перевищення допустимих концентрацій для окремих речовин, що чинять токсичний вплив на здоров'я (діоксид азоту, діоксид сірки, оксид вуглецю, формальдегід, зважені частки пилу).

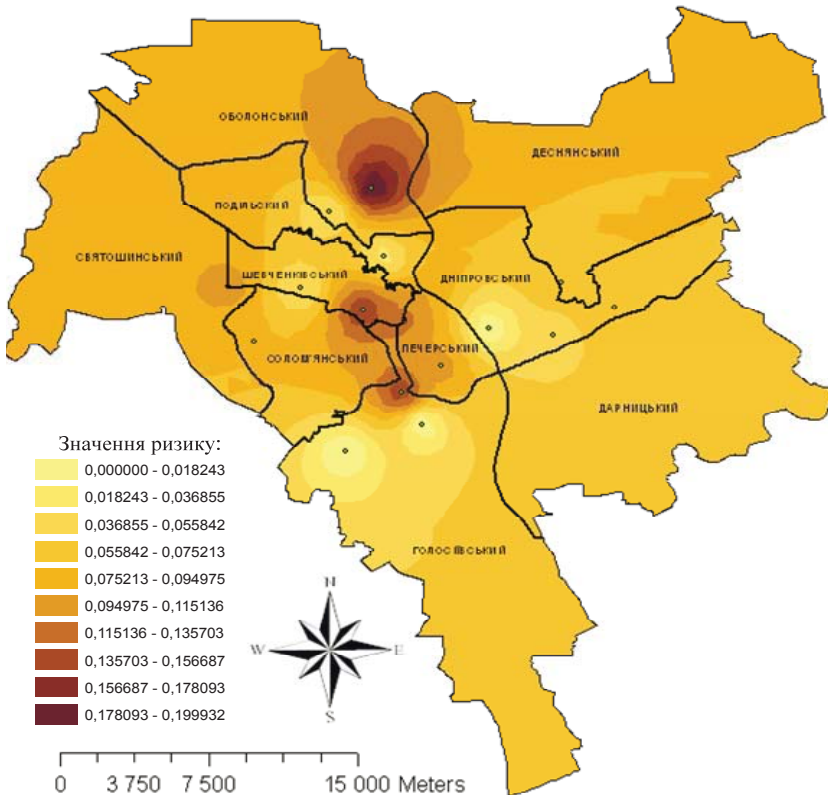


Рис. 3. Карта просторового розподілу рівнів атмосферного ризику для території міста Києва (серпень 2009 року).

2. *Інтелектуальний аналіз даних.* Процедуру вибору інформативних параметрів можна формалізувати за допомогою методів виявлення латентних знань, які використовуються для формалізації експертних оцінок в інтелектуальних системах [9, 10]. В першу чергу це методи факторного аналізу і методи побудови багатовимірних шкал. Багатовимірні методи аналізу даних також забезпечують можливості переходу до узагальнених індексів (факторів або шкал), які зручно використовувати при вирішенні практичних задач як індикатори досліджуваних станів або тенденцій до їх зміни.

Приклади аналізу ризиків. На основі реальних даних моніторингу забруднення АП міста Києва було розраховано рівні екологічного ризику для населення за атмосферним фактором.

Для оцінки ризиків проводився багатовимірний аналіз даних моніторингу забруднення АП, які вимірювались на 15 пунктах спостереження, де визначався 21 показник шкідливих домішок [12].

На рис. 3 представлено розподіл рівнів екологічного ризику для території міста за атмосферним фактором. Одержані рівні ризику нанесено на карту Києва як контури із заливкою, колір яких відповідає значенням багатовимірної шкали, побудованої для 7 небезпечних забруднювачів.

На основі даних моніторингу АП за липень 2011 року було розраховано індивідуальні ризики для населення міста, пов'язані з підвищенням концентрації діоксиду азоту в АП (рис. 4). Розрахунки показали, що практично для всієї території міста атмосферні ризики перевищували значення прийняттого ризику, який становить 10^{-6} . Хоча для обчислення ризиків було враховано тільки один забруднювач – діоксид азоту, окремі значення ризиків наблизились до 0,2.

В імовірнісній інтерпретації це означає, що в липні 2011 р. рівень забруднення АП створював реальну загрозу для населення, бо 20% населення відповідних територій одержало небезпечні дози токсичних речовин.

Висновки. Розглядається загальний підхід до визначення ризиків різного походження, який базується на імовірнісних оцінках поведінки складних систем. На семантичному рівні окремі екологічні ситуації можна характеризувати через наявність або відсутність небезпеки. Для кількісної оцінки ступеня небезпеки визначаються імовірнісні оцінки потенційного ризику, які обчислюються на основі даних екологічного моніторингу.

Для визначення потенційного ризику за атмосферним фактором розроблено алгоритм оцінки територіального розподілу ризиків, що включає багатовимірний аналіз даних моніторингу та їх змістовну інтерпретацію у вигляді екологічних карт ризиків. Екологічний ризик для декількох показників оцінюється на основі багатовимірних екологічних шкал.

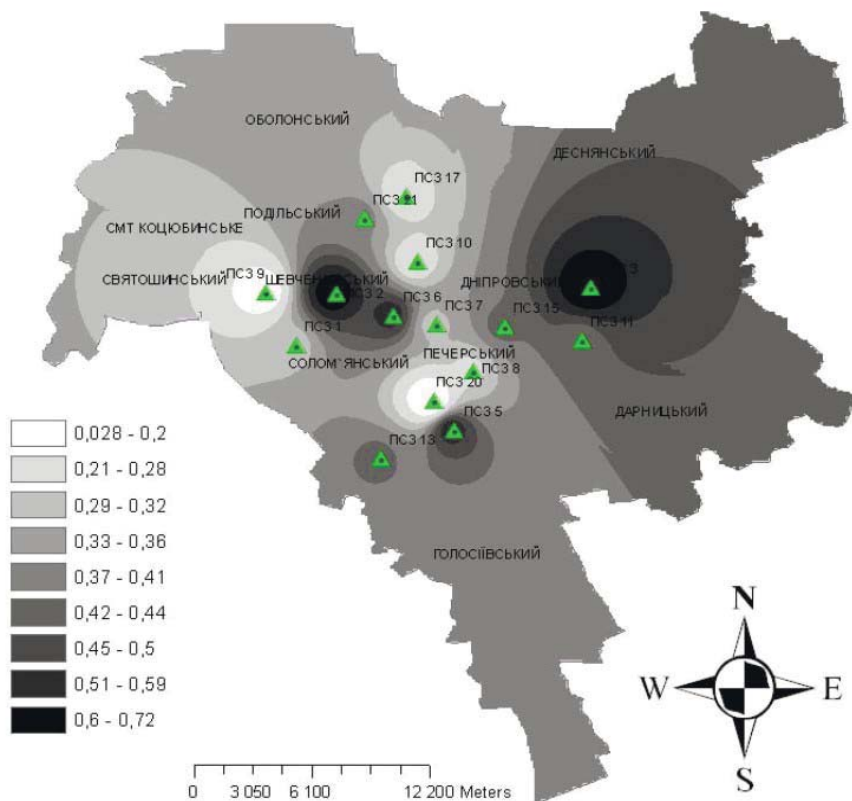


Рис. 4. Карта просторового розподілу індивідуальних ризиків для населення міста Києва (липень 2011 року)

В рамках запропонованого підходу розроблено інформаційно-аналітичні, алгоритмічні та програмні засоби аналізу екологічних ризиків, зокрема, засоби збереження, систематизації та аналізу даних моніторингу, що забезпечують додаткові можливості для оцінювання й візуального аналізу техногенних ризиків, які виникають через надмірне забруднення атмосферного повітря.

1. Управление риском: Риск. Устойчивое развитие. Синергетика. – М.: Наука, 2000. – 431 с.
2. Аналіз сталого розвитку – глобальний і регіональний контексти: У 2 ч./ Міжнар. рада з науки (ICSU) [та ін.]; наук. кер. М. З. Згуровський. – К.: НТУУ «КПІ», 2010. – Ч. 2. Україна в індикаторах сталого розвитку. – 216 с.
3. Звягинцева А.В. Обоснование методов оценки и прогнозирования риска воздействий вредных веществ при загрязнении атмосферы промышленных городов. Диссертация канд. тех. наук. Донецк, 2006. – 207 с.

4. *Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуццлло Е.В.* Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. – М.: Эдиториал УРСС, 1999. – 256 с.
5. *Альмов В.Т., Тарасова Н.П.* Техногенный риск: Анализ и оценка: Учебное пособие для вузов. – М.: ИКЦ «Академкнига», 2004. – 118 с.
6. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Г.Г. Онищенко, С.М. Новиков, Ю.А. Рахманин, С.Л. Авалиани, К.А. Буштуева. – М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. – 408 с.
7. Методичні рекомендації "Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря". Наказ МОЗ від 13.04.2007 № 184.
8. *Лисиченко Г.В., Хміль Г.А., Барбашев С.В.* Методологія оцінювання екологічних ризиків. – Одеса, Астропринт, 2011. – 368 с.
9. *Каменева І.П.* Просторово-семантичні моделі репрезентації знань в геоекологічних дослідженнях // Геоінформатика. – 2005. № 4. – С.64-69.
10. *Каменева І.П., Яцишин А.В., Артемчук В.А.* Компьютерные средства оценивания экологических рисков с использованием структурного анализа данных мониторинга // Электронное моделирование. – 2013. Т. 35, № 6. – С.99-113.
11. *Джонсон К.* ArcGIS Geostatistical Analyst. Руководство пользователя. – М.: Дата+, 2001. – 278 с.
12. Щомісячний бюлетень забруднення атмосферного повітря в Києві та містах Київської області. – К.: Центральна геофізична обсерваторія, 2005-2007 рр.

Поступила 15.02.2018р.

УДК 504.06:502.55

О.О. Попов, Київ

В.О. Ковач, Київ

НОВІ ІНФОРМАЦІЙНО-ТЕХНІЧНІ МЕТОДИ МОНІТОРИНГУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ДЛЯ ЗАПОБІГАННЯ НАДЗВИЧАЙНИМ СИТУАЦІЯМ НА ОБ'ЄКТАХ КРИТИЧНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ

Abstract. Work is dedicated to environmental monitoring in technogenic emergency situation condition. Reasons and consequences of emergency situations occurrence is described. Classification by scales of consequences, branch principles and propagation speed is shown. Detailed analysis of technogenic emergency situation stages is done. Peculiarities of monitoring systems using for prevention and liquidation of emergency situations is considered. Existed methods of environmental monitoring is researched. Showed that at present time is observed absence of methods for environmental monitoring that allows in complex solve corresponding tasks from the management theory standpoint, and under the technogenic emergency character conditions. For solution of given problem in work new methods of environmental monitoring (are called information and technical methods) is proposed. In article their typical structure and advantages is presented and described.