

ХЕРСОНСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ФАКУЛЬТЕТ ІНФОРМАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ТА ДИЗАЙНУ
КАФЕДРА ІНФОРМАТИКИ І КОМП'ЮТЕРНИХ НАУК

Пояснювальна записка
до бакалаврської кваліфікаційної роботи

на тему:

РОЗРОБКА ЕКСПЕРТНОЇ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ТА
ПРОГНОЗУВАННЯ ВПЛИВУ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО
СЕРЕДОВИЩА НА ІМУНІТЕТ

Виконав: студент 4 курсу, групи 4зКН
спеціальності 122 «Комп'ютерні науки»

Мудрак В.Б.

Керівник: Вороненко М.О.

Рецензент: Огнєва О.Є.

Хмельницький – 2024 р.

Факультет	<u>Інформаційних технологій та дизайну</u>
Кафедра	<u>Інформатики і комп’ютерних наук</u>
Рівень вищої освіти	<u>перший (бакалаврський) рівень</u>
Галузь підготовки	<u>12 «Інформаційні технології»</u> (шифр і назва)
Освітньо-професійна програма	<u>Комп’ютерні науки</u> (назва)
Спеціальність	<u>122 «Комп’ютерні науки»</u> (шифр і назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри ІКН,
професор

_____ В.І. Литвиненко
«____» _____ 2024 року

З А В Д А Н Н Я
НА ДИПЛОМНУ РОБОТУ СТУДЕНТА

_____ Мудрака Віталія Борисовича
(прізвище, ім’я, по батькові)

1. Тема роботи: Розробка експертної системи моніторингу та прогнозування впливу забруднення навколишнього середовища на імунітет керівник роботи Вороненко Марія Олександрівна, кандидат технічних наук, доцент кафедри інформатики і комп’ютерних наук
(прізвище, ім’я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом ХНТУ від 15.01. 2024 р. № 41-с

2. Строк подання студентом роботи

14.06.2024

3. Вихідні дані до роботи ____

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити): Вступ; 1. Аналітичний огляд літературних та інших джерел; 2. Обґрунтування проблеми та аналіз методів і засобів її вирішення; 3. Практична реалізація моделі Байєсової мережі для прогнозування впливу забруднення навколишнього середовища на імунітет; Висновки.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов’язкових креслень)

Таблиць – 2,

Формул – 1,

Рисунків – 16

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв

7. Дата видачі завдання 12.02.2024

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№ з/п	Назва етапів дипломної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Аналітичний огляд літературних джерел за тематикою бакалаврської роботи	12.02.2024-01.03.2024	
2	Постановка проблеми дослідження	02.03.2024-15.03.2024	
3	Обґрунтування проблеми та аналіз методів і засобів її вирішення	16.03.2024-01.04.2024	
4	Системний аналіз об’єкта дослідження та предметної області	02.04.2024-10.04.2024	
5	Практична реалізація Байєсової моделі в програмному середовищі Genie2.3 Academic	11.04.2024-15.04.2024	
6	Проведення експерименту і отримання результатів	16.04.2024-10.05.2024	
7	Проведення порівняльного аналізу та оформлення висновків	30.04. 2024-10.05. 2024	
8	Написання та оформлення пояснювальної записки до дипломної роботи	11.05.2024-21.05.2024	

Студент

Віталій МУДРАК

(підпис)

(прізвище та ініціали)

Керівник роботи

Марія ВОРОНЕНКО

(підпис)

(прізвище та ініціали)

ЗМІСТ

Анотація.....	7
Abstract.....	8
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ.....	9
ВСТУП.....	10
РОЗДІЛ 1. АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ	16
1.1. Аналіз існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки.....	16
1.1.1. Моніторинг якості повітря в Україні	19
1.1.2. Диференціальні методи оцінки стану забруднення середовища	26
1.1.3. Інтегральні методи оцінки стану забруднення середовища	27
1.2. Оцінка ступеня екологічної небезпеки за допомогою концепції екологічного ризику	32
1.3. Актуальність дослідження	34
Висновки по розділу 1.....	35
РОЗДІЛ 2. СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ ТА ОБҐРУНТУВАННЯ ПРОБЛЕМИ	34
2.1. Постановка та обґрунтування проблеми.....	36
2.1.1. Концептуальна модель оцінки ризику.....	37
2.1.2. Поняття про невизначеність	39
2.1.3. Методи побудови імовірнісних розподілів.....	43
2.2. Методи вирішення проблеми.....	44
2.2.1. Байєсівські мережі, як інструмент інтелектуального аналізу даних.....	45

2.2.2. Методи структурного навчання Байєсової мережі.....	47
2.2.3. Аналіз чутливості Байєсової мережі	48
Висновки по розділу 2.....	51
РОЗДІЛ 3. ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ ЕКСПЕРТНОЇ СИСТЕМИ МОНІТОРИНГУ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ ВПЛИВУ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НА ІМУНІТЕТ.....	52
3.1. Проведення аналізу показників та визначення вхідних даних	52
3.2. Структурна модель Байєсівської мережі в програмному середовищі Genie2.3	54
3.2.1. Визначення і опис включових вузлів.....	55
3.3. Експерименти і результати.....	59
3.4. Ситуаційний аналіз “What-if” отриманих результатів та визначення загальних рекомендацій щодо виявлених тенденцій.....	61
Висновки по розділу 3.....	65
Висновки.....	66
Список використаної літератури.....	67

Автореферат

Проблема забруднення довкілля та його негативний вплив на здоров'я людини є актуальною у сучасному світі. Розробка інноваційних методів моніторингу та прогнозування може допомогти зменшити ризики для здоров'я населення.

У роботі досліджено теоретичні основи експертних систем та їх застосування у сфері охорони навколишнього середовища. Експертні системи є потужним інструментом для автоматизації процесів аналізу та прийняття рішень в складних областях, де необхідно поєднувати знання експертів з обробкою даних.

Основна увага була приділена розробці структури та алгоритмів експертної системи для моніторингу забруднення та його впливу на імунітет. Визначені ключові фактори забруднення, які впливають на імунну систему людини, і розроблені методи прогнозування рівня ризику для здоров'я.

У практичній частині дослідження було реалізовано прототип експертної системи з використанням програмних інструментів Байєсівських мереж. Система здатна аналізувати дані про забруднення довкілля та визначати з певним ступенем ймовірності його можливий вплив на імунну систему з врахуванням наявних даних та експертного знання.

Отримані результати демонструють потенційність експертних систем у вирішенні проблеми моніторингу та прогнозування впливу забруднення навколишнього середовища на імунітет. Розроблена система може стати корисним інструментом для медичних установ та наукових дослідників у плануванні заходів щодо збереження здоров'я та екологічної безпеки.

Таким чином, дослідження підтверджує важливість розвитку експертних систем та підкреслює перспективи їх застосування для моніторингу та прогнозування впливу забруднення на здоров'я населення.

Abstract

The problem of environmental pollution and its negative impact on human health is relevant in the modern world. Development of innovative monitoring and forecasting methods can help reduce risks to public health.

The paper examines the theoretical foundations of expert systems and their application in the field of environmental protection. Expert systems are a powerful tool for automating analysis and decision-making processes in complex areas where it is necessary to combine expert knowledge with data processing.

The main focus was on the development of the structure and algorithms of the expert system for monitoring pollution and its impact on immunity. The key factors of pollution that affect the human immune system have been identified, and methods for predicting the level of health risk have been developed.

In the practical part of the research, a prototype of an expert system was implemented using software tools of Bayesian networks. The system is able to analyze data on environmental pollution and determine with a certain degree of probability its possible impact on the immune system, taking into account the available data and expert knowledge.

The obtained results demonstrate the potential of expert systems in solving the problem of monitoring and forecasting the impact of environmental pollution on immunity. The developed system can become a useful tool for medical institutions and scientific researchers in planning measures to preserve health and environmental safety.

Thus, the study confirms the importance of the development of expert systems and emphasizes the prospects of their application for monitoring and forecasting the impact of pollution on public health.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

Скорочення, термін, позначення	Пояснення
БМ	Байєсівська мережа
ГДВ	Гранично допустимих величин
ГДК	Гранично допустимих концентрацій
ЕН	Екологічна небезпека
НС	Навколишнє середовище
ЛК	Летальні концентрації
ПК	Порогова концентрація
ТДК	Тимчасово-допустима концентрація
AD	Скореговане значення порогової дози
ADD/ADC	Середньодобова доза/концентрація
TRV	Референтна величина токсичності
UF	Фактор біоаккумуляції
USEPA	Американське агентство з охорони навколишнього середовища

ВСТУП

Глобальність сучасної екологічної проблеми виявляється у тому, що антропогенна діяльність, яка зрівнялася нині за своєю потужністю з геологічними процесами, вже почала вносити суттєві порушення у відрегульовані протягом тисячоліть механізми планетарної рівноваги природного середовища. Природа сьогодні вже не в змозі самотійно анулювати результати господарсько-економічної діяльності людського суспільства. Загроза глобального апокаліпсису свідчить про вичерпність можливостей саморегуляції біосфери в умовах зростання інтенсивності людської діяльності в природі. Функцію регулятора має відтепер виконувати суспільство.

Свій внесок у виникнення і розвиток глобальної екологічної кризи вносить і військова діяльність. Деякі автори відносять її вплив до діяльності галузі промисловості середніх масштабів [43], тобто вагомість військової діяльності у загальному забрудненні довкілля ще до повномасштабного вторгнення сягала 8 – 10% [82]. Зараз цей показник вище в декілька разів.

Для забезпечення екологічної безпеки військ важливим є прийняття правильних і аргументованих рішень командирами і начальниками, для чого бажано мати певні критерії оцінки загрози для життя і здоров'я військовослужбовців та стану навколишнього природного середовища у процесі здійснення військової діяльності.

Концепція оцінки ризику в даний час практично у всіх країнах світу і міжнародних організаціях розглядається як головний механізм розробки і ухвалення управлінських рішень як на міжнародному, державному або регіональному рівнях, так і на рівні окремого потенційного джерела забруднення навколишнього середовища в тому числі і військового призначення [83].

Таким чином, актуальним є наукове завдання за допомогою концепції оцінки ризику показати можливість отримання даних, що сприяють прийняттю аргументованих рішень в галузі забезпечення екологічної безпеки. При цьому важливо розглянути обидві складові екологічної безпеки: ризик впливу компонентів довкілля на здоров'я людей і ризик впливу людської діяльності, в тому числі і військової, на навколишнє природне середовище (екологічний ризик).

Актуальність теми.

Проблема забруднення атмосфери у містах є однією з актуальних екологічних проблем, з якою стикається сучасне суспільство у всьому світі. Зв'язок між забрудненням та здоров'ям зазвичай досліджують, намагаючись визначити домінуючу причину забруднення та його вплив на результати щодо здоров'я.

Ця проблема має критичні екологічні наслідки, що спричиняють серйозний негативний вплив для здоров'я людини. Особливо дана проблема є актуальною для промислових регіонів, одним з яких в Україні є Криворізький басейн.

Моделювання впливу забруднення атмосферного повітря, як основного фактора довкілля, на здоров'я з урахуванням усіх відповідних змінних є досить складним з теоретичної точки зору, оскільки зв'язок між довкіллям та здоров'ям, як правило, зазвичай характеризується досить складними структурами залежності.

Обчислювальні проблеми також очевидні, оскільки аналіз великих баз даних вимагає тривалого часу обробки і може бути оброблений тільки за наявності адекватної комп'ютерної інфраструктури. Коли ресурси обмежені та дослідження ведуться в основному на основі відкритих даних, існує потреба в моделях, які можуть за своєю суттю ідентифікувати залежності на

основі мінливості різних функцій і при цьому можуть використовувати експертні знання для підвищення передбачуваності моделей. Для вирішення цієї проблеми найбільш адекватним обчислювальним інструментом є байєсовські мережі.

Відомо, що імунна система реагує на різні зміни у навколишньому середовищі, зокрема на вплив шкідливих речовин, що відбивається на функціональних показниках організму. Відповідно імунологічні показники є одним із донозологічних показників стану загального самопочуття. Тому для вирішення проблеми захворюваності населення міста Кривий Ріг поряд з вивченням факторів навколишнього середовища даного регіону необхідна розробка ймовірно-детермінованих моделей, що дозволяє більш локально дослідити вплив хімічних речовин на стан здоров'я усього населення Криворізького басейну, серед якого значну частину складають діти до 18 років.

У цій роботі ми досліджуємо використання байєсівських мереж для визначення ймовірнісної структури залежності між навколишнім середовищем та здоров'ям. Вона складається з рівнів впливу (концентрація забруднюючих речовин у повітрі) та результатів для здоров'я дітей (показники імунної системи).

За останні роки байєсівські методи стали одним з найкращих методів для міркувань з невизначеністю у зв'язку з їхньою математичною основою. Хоча байєсівська теорія не вирішує всіх проблем ймовірного мислення, вона дала вченим міцну основу для подання та прагматичного аналізу невизначеності.

Метою роботи є розробка експертної системи моніторингу та прогнозування впливу забруднення навколишнього середовища на імунітет людини на основі статичної Байєсівської моделі.

Задачі дослідження.

Кваліфікаційна робота спрямована на розширення Байєсівських мереж (БМ) для оцінки та прогнозування впливу забруднення повітря на показники роботи імунної системи людини. В кваліфікаційній роботі показано, що інструмент БМ дозволяє виявити вірогідну залежність структури статистичних показників, що характеризують стан імунної системи людини в залежності від якості повітря, які можуть бути проаналізовані більш детально за допомогою спостережень і аналізу чутливості БМ.

Основними задачами цієї роботи є:

1. виконати аналіз об'єкта дослідження та предметної галузі, простежити тенденції, що мають вплив на предметну галузь
2. на основі статистичних даних розробити концептуальну модель експертної системи;
3. застосувати на практиці інструментарій Байєсівського моделювання:
 - побудувати ймовірнісну модель;
 - провести структурне навчання БМ і навчання параметрів;
 - здійснити валідизацію і аналіз чутливості БМ;
 - провести сценарний аналіз отриманих результатів.
4. проаналізувати отримані сценарії і встановити наявні тенденції;
5. показати, що ефективність отриманої системи також має не тільки теоретичне значення, а й практичне застосування і може ефективно використовуватись в подальшому.

Об'єктом дослідження – є такі фактори, як симптоми, дані спостережень за пацієнтами та результати лабораторних тестів.

Предметом дослідження є моделі і методи інформаційної підтримки, методологічні аспекти діагностування захворювання імунної системи.

Наукова новизна одержаних результатів:

- науково обґрунтована доцільність використання інструментарію БМ для аналізу факторів, що впливають на появу імунологічних розладів;
- розроблено експертну систему на основі Байєсової мережі що дозволяє проводити прогнозування появи патології імунної системи у пацієнтів;
- показано, що розроблена експертна система має не тільки теоретичне, а і практичне значення і може застосовуватись в медичній практиці.

Методи дослідження засновані на комплексному використанні положень системного аналізу і теорії ризиків щодо екологічної безпеки людини та навколишнього природного середовища. В роботі були використані методи математичної статистики, методи системного аналізу, статистичні методи обробки інформації, теорія ризиків. Для прогнозування та моделювання екологічних ситуацій в межах об'єктів дослідження використовувалось ймовірнісне прогнозування.

Практичне значення одержаних результатів.

Завдяки інструментарію БМ, а саме: структурному навчанню БМ; навчанню параметрів; валідизації; аналізу чутливості БМ; сценарному аналізу була створена та протестована зручна ймовірнісна експертна система, що моделює сценарій, при якому можливе прогнозування появи патології імунної системи у пацієнтів.

Результати роботи в подальшому можна використовувати для

застосовування в медичних установах при постановці діагнозу та ухваленні медичних рішень.

Апробація результатів бакалаврської кваліфікаційної роботи.

Результати бакалаврської кваліфікаційної роботи доповідались на: Міжнародній науковій конференції «SYNERGY OF SCIENCE AND BUSINESS IN THE POST-WAR RESTORATION OF KHERSON REGION», Ukraine, Kherson, 24-26, April, 2024.

Публікації:

Вороненко М.О., Мудрак В.Б., Жила Д.Ю., Вахромєєв Г.О. «Ймовірнісні методи прогнозування впливу забруднення навколишнього середовища в наслідок війни на здоров'я людини». SYNERGY OF SCIENCE AND BUSINESS IN THE POST-WAR RESTORATION OF KHERSON REGION, Kherson, 24-26, April, 2024.

РОЗДІЛ 1.

АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1.1. Аналіз існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки

Забруднення повітря призводить до 790 тис. передчасних смертей щороку в Європі і 8,8 млн. у всьому світі. За даними дослідження [1], від 40 до 80% смертей спричинені інфарктами, інсультами та іншими типами серцево-судинних захворювань. Рухома сила цих смертей пов'язана зі смогом [1].

Дослідники підраховали, токсичний коктейль із забруднюючих речовин від транспортних засобів, промисловості та сільського господарства в середньому скорочує життя тих, хто вмирає передчасно, приблизно на 2,2 роки. "Це означає, що забруднення повітря викликає більше загибелі на рік, ніж тютюнопаління, яке, за оцінками Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) призвело до 7,2 млн смертей у 2015 році", - зазначив професор німецького медичного центру "Майнц" Томас Мюнцель (рис.1).

Нове дослідження [1], опубліковане в Європейському кардіологічному журналі, охоплювало Європейський континент, але оновлені статистичні методи також застосовувалися і до решти світу. Вчені застосували нову глобальну модель смертності до значно розширеної епідеміологічної бази даних.

До неї внесено оновлені дані про щільність населення, вік, фактори ризику захворювання, причини смерті. Все це було використано для моделювання способу взаємодії природних і техногенних хімікатів з атмосферою, та їх вплив на смертність. За даними дослідження, сьогодні більшість смертельних випадків пояснюється мікроскопічними частинками

діаметром менше 2,5 мікрон, відомими як $PM_{2,5}$. Для порівняння, волосина людини має товщину 60-90 мкм [1]. "Нещодавно стали доступними нові дані про наявність дрібнодисперсних твердих частинок, і це вказує на те, що небезпечний вплив $PM_{2,5}$ на здоров'я набагато більший, ніж передбачалося раніше", - додає головний автор німецького Інституту хімії Макса Планка Йос Лелівельд.

За рекомендацією ВООЗ, щільність в повітрі цих небезпечних мікроскопічних частинок не має перевищувати в середньому 10 мікрограм на кубічний метр (35 мкг/м^3) на рік. За стандартами Євросоюзу, що є більш помірними: щільність в повітрі цих небезпечних мікроскопічних частинок не має перевищувати 25 мкг/м^3 на рік. Але навіть на цьому рівні кілька європейських країн регулярно перевищують цю межу.

"Стандарти ВООЗ протягом останніх десятиліть стали суворішими", - заявив виконавчий директор Європейського агентства охорони навколишнього середовища Ганс Бруйнінкс. "Ми звикли говорити в першу чергу про канцерогенні ефекти або безпосередній вплив на дихальну систему.

Але тепер ми розуміємо зв'язок з серцевими проблемами; проблемами, пов'язаними з мозком, і з деякими репродуктивними питаннями", - зазначив він. Дослідження показало, що у всьому світі забруднення повітря викликає додаткових 120 смертей на рік на 100 тис. населення [1].

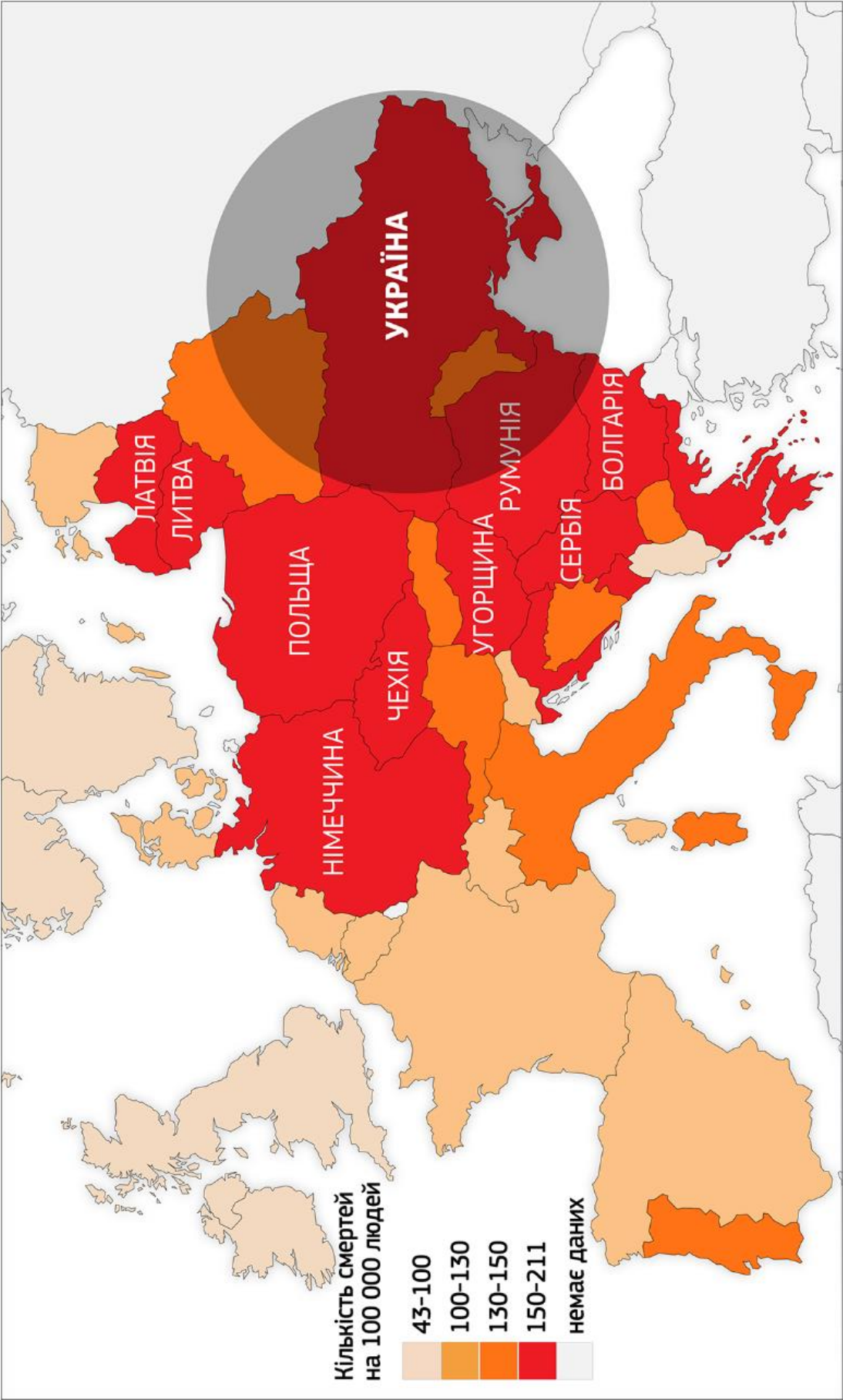


Рис.1 Кількість передчасних смертей від забруднення повітря [1].

1.1.1. Моніторинг якості повітря в Україні

Основними показниками, за якими у світі визначають забрудненість повітря, є концентрації твердих часточок діаметром менше 2,5 мкм та 10 мкм (ТЧ2.5 і ТЧ10 або РМ2.5 і РМ10 відповідно). В Україні держава не веде моніторингу концентрації цих часточок у повітрі. Спостереження за концентраціями пилу, діоксиду сірки, оксиду вуглецю, діоксиду азоту, свинцю та його неорганічних сполук, бенз(а)пірену, формальдегіду та радіоактивних речовин є обов'язковими. Інші речовини можуть бути включені до програми спостережень за рішенням органів місцевого самоврядування відповідно до специфіки екологічної ситуації.

Для визначення якості повітря фактичні концентрації забрудників порівнюють з гранично допустимими концентраціями (ГДК). Гранично допустима концентрація — це максимальна концентрація, при дії якої протягом усього життя людини не виникає прямого або опосередкованого шкідливого впливу на теперішнє і майбутнє покоління, не знижується працездатність, не погіршується самопочуття та санітарно-побутові умови життя. ГДК встановлюються на основі довготривалих досліджень у профільних відомствах. Остання редакція затверджена у 2015 році. Результатом порівняння фактичних та гранично допустимих концентрацій є значення кратності перевищення ГДК. Воно дає можливість оцінити рівень впливу окремих речовин на здоров'я людини (рис.2). Однак, порівняння таких показників є не зовсім коректними, оскільки різні речовини мають різну шкідливість. Впоратися з цим обмеженням допомагає розрахунок індексу забруднення атмосфери (ІЗА). Окрім порівняння фактичної концентрації до граничної, він враховує клас небезпечності. Комплексний індекс забруднення атмосфери дозволяє оцінити забруднення певного місця від різних речовин.



Рис.2. Співвідношення показників верхнього та нижнього порогів оцінки і граничного значення [2].

Забруднення повітря – одна з трьох екологічних проблем, що найбільше турбують українців. Вона знаходиться на третьому місці після забруднення води та вирубки лісів. Українці мають доступ до дедалі більшої кількості мереж і застосунків з інформацією про індекс якості повітря та рівень його забруднення – серед них SaveEcoBot, EcoCity та інші. На рисунку 3 можна побачити дослідження рівнів забруднення повітря для шести основних забруднювачів (NO_2 , SO_2 , O_3 , CO , PM_{10} та $\text{PM}_{2.5}$) по всій території України, в найбільших українських містах і в регіонах з розвиненою промисловістю (рис.3).

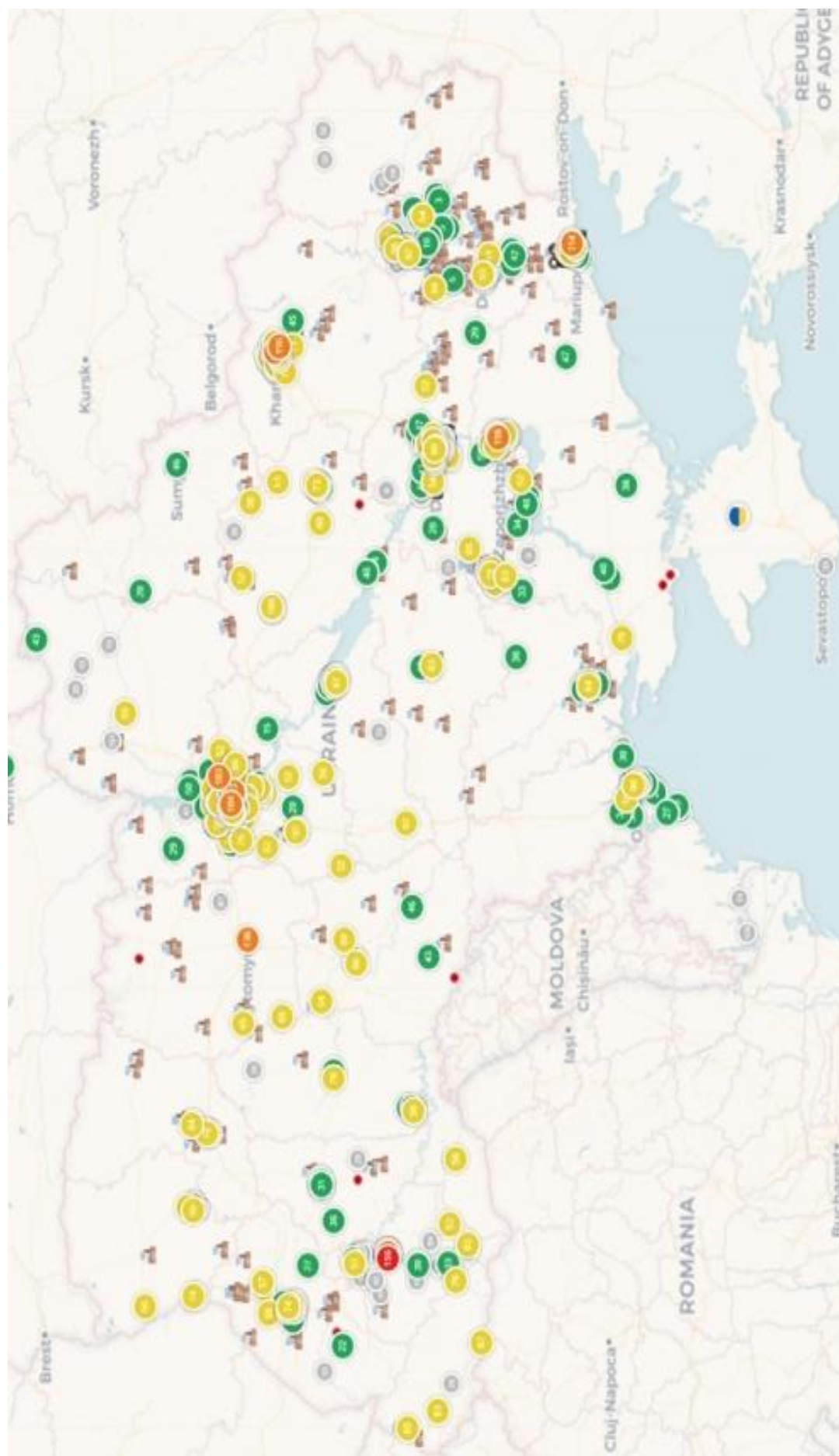


Рис.3 Карта забруднення повітря в Україні від SaveEcoBot [3].

На рисунку 4 показаний розподіл великих міст нашої країни з найвищою концентрацією PM10 (твердих частинок) по всій території. Бачимо, що найвища концентрація спостерігається на сході та в центральній частині України (рис.4).

Оцінювання стану навколишнього природного середовища є необхідною передумовою прийняття рішення, а в подальшому виконання певних дій для забезпечення захисту людини від його впливу. Важливо оцінити ступінь екологічної небезпеки (ЕН), тому що розрахункові дані мають бути основою для розробки та реалізації стратегії убезпечення і мінімізації впливу забруднення на здоров'я.

Оцінка екологічної небезпеки - це процес визначення потенційних негативних впливів на навколишнє середовище, які можуть виникнути внаслідок певної діяльності або застосування конкретної технології. Цей процес включає в себе оцінку різних аспектів, таких як:

- хімічна токсичність,
- вплив на біорізноманіття,
- забруднення повітря, води та ґрунтів,
- можливість аварійних ситуацій [3].

Нижче наведені деякі методи оцінки екологічної небезпеки, які широко використовуються:

- I. **Аналіз ризиків (Risk Analysis):** включає в себе ідентифікацію потенційних небезпек для навколишнього середовища, оцінку ймовірності виникнення небезпек та їхніх наслідків, а також визначення стратегій управління цими ризиками.

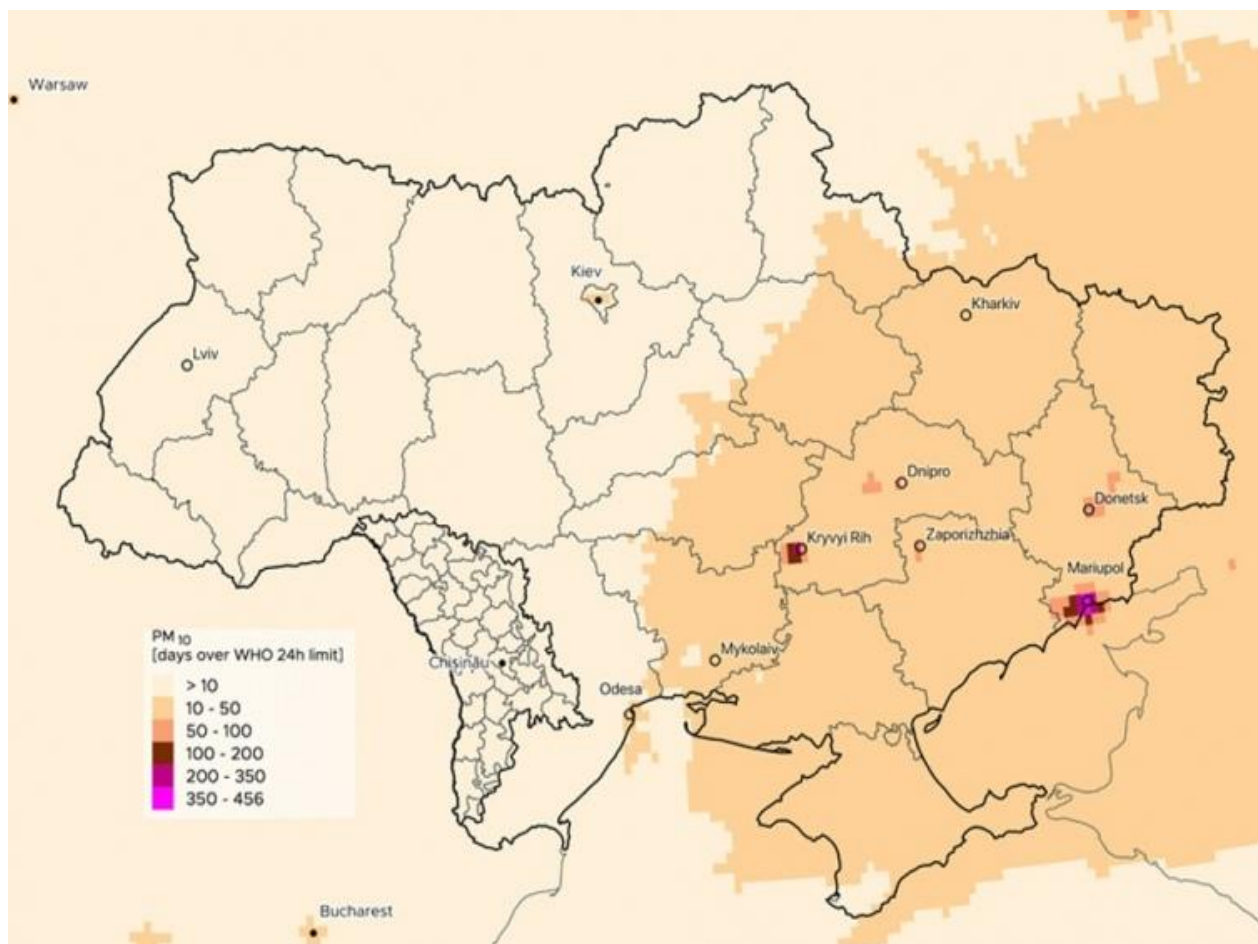


Рис. 4. Міста з найвищою концентрацією PM10 (твердих частинок) [3].

- II. **Екологічне моделювання (Ecological Modeling):** використовує комп'ютерні моделі для прогнозування можливих впливів на екосистеми внаслідок різних діяльностей або подій. Моделі можуть охоплювати різні аспекти екосистем, включаючи біологічні, хімічні та фізичні процеси.
- III. **Аналіз життєвого циклу (Life Cycle Analysis):** оцінює потенційні впливи на навколишнє середовище на різних етапах життєвого циклу продукту або технології, починаючи від видобутку сировини до видалення відходів після закінчення життєвого циклу.
- IV. **Екологічний аудит (Environmental Audit):** включає систематичний огляд діяльності організації з точки зору її впливу на навколишнє середовище, щоб визначити слабкі місця та можливості для

поліпшень.

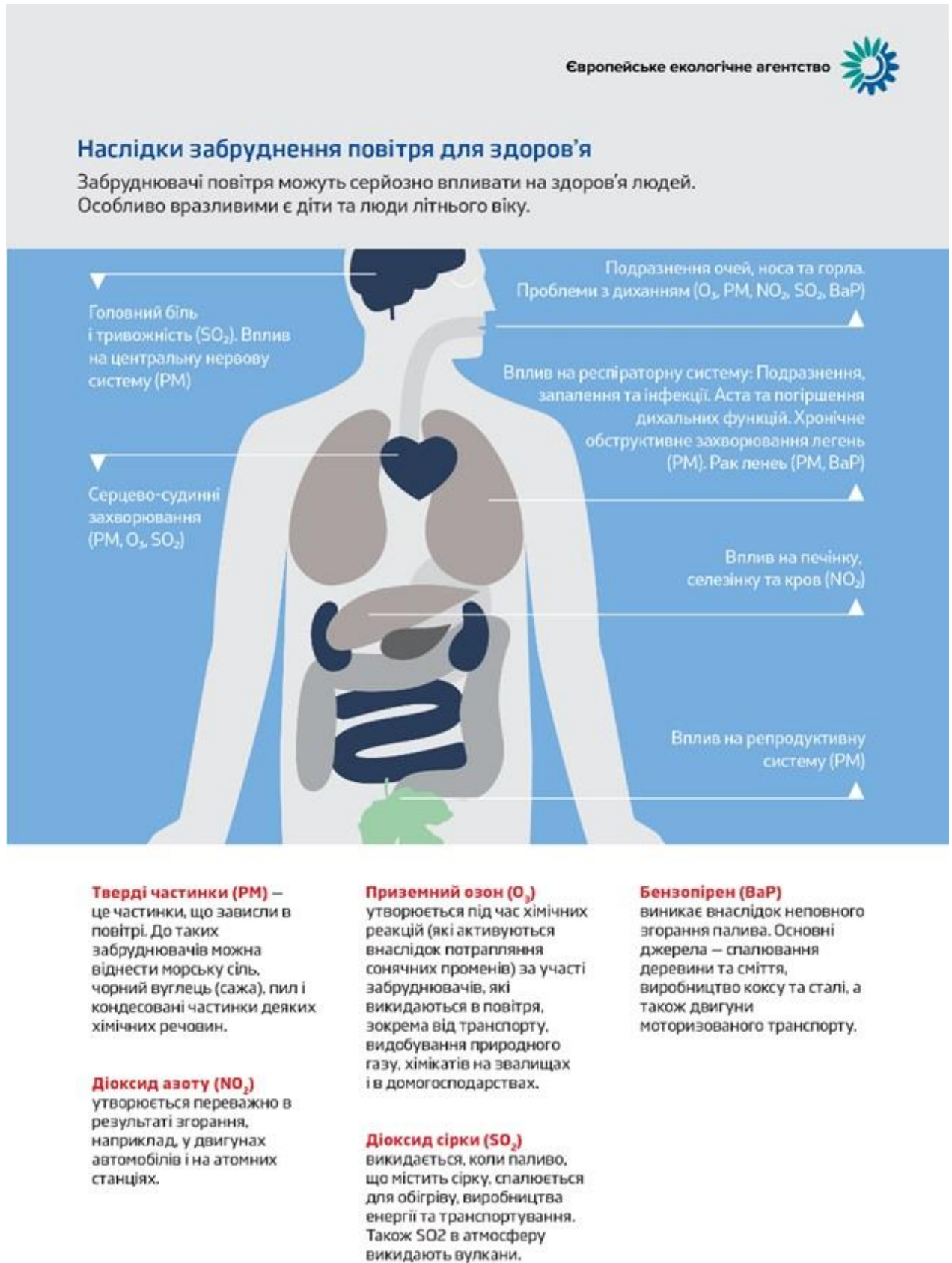


Рис. 5. Вплив забрудненого повітря і окремих його частин на здоров'я людини

V. Методологія оцінки ризиків (Risk Assessment Methodology):

визначає систематичні підходи до оцінки ризику впливу на навколишнє середовище, включаючи ідентифікацію небезпечних агентів, оцінку експозиції та вразливості, аналіз ризиків та прийняття рішень.

VI. Експертні оцінки (Expert Judgment): У випадках, коли недостатньо даних або коли справа стосується складних екосистем або технологій, можуть бути використані експертні оцінки, де кваліфіковані фахівці надають свій прогноз ризиків та можливих впливів.

Ці методи часто використовуються в поєднанні з метою отримання більш повного розуміння потенційних небезпек для навколишнього середовища та розробки стратегій для їх управління та мінімізації.

В науковій літературі можна зустріти класифікацію існуючих методів оцінки екологічної небезпеки в залежності від наявних показників, що характеризують екологічну безпеку. Наприклад, спроба провести аналіз та систематизувати існуючі методи оцінки ступеня екологічної небезпеки зроблена у роботах [1-3]. Відповідно до розробленої класифікації всі методи оцінки стану забруднення середовища поділяються на два типи:

- I. Інтегральні,
- II. Диференціальні.

Диференціальні методи засновані на використанні одиночних показників стану довкілля і полягають у порівнянні їх з відповідним показником, що характеризує задовільну якість (екологічну безпеку).

Інтегральна оцінка являє собою поєднання декількох диференціальних показників у процесі їх взаємодії, в один комплексний показник [2].

1.1.2. Диференціальні методи

Оцінка екологічної безпеки об'єктів навколишнього середовища (НС), яка базується на використанні диференціальних показників, зазвичай проводиться за допомогою порівняння спостережуваних вимірюваних станів з нормами, нормативами, хімічними, біологічними, фізичними стандартами чистоти ґрунтів, вод, наявністю в них технічних і токсичних речовин [4]. Нормативні показники встановлюються у результаті спеціальних досліджень.

Усі чинні нормативно-законодавчі обмеження техногенного навантаження на навколишнє природне середовище є прийнятим компромісом для соціально-економічної системи між допустимим і реальним рівнем забруднення НС. Норми якості об'єктів НС встановлюються на основі визначення величин гранично допустимих впливів на системи спостережуваних (вимірюваних) станів зі встановленими стандартами, які гарантують екологічну безпеку для живих організмів і людини із збереженням генетичного фонду, забезпечують раціональне використання та відтворення природних ресурсів в умовах сталого розвитку господарської діяльності [5, 6].

На практиці в системі моніторингових спостережень використовуються дві основні групи нормативних показників: санітарно-гігієнічні та екологічні.

Санітарно-гігієнічні показники встановлюються з позиції гарантії екологічної безпеки населення. Гігієнічний норматив – це максимальний фізіологічно безпечний кількісний рівень, який встановлюється для шкідливих факторів. Він гарантує збереження здоров'я загалом, включаючи генетичне і репродуктивне здоров'я як окремої особистості, так і всієї людської популяції [7]. В основу наукової концепції гігієнічного нормування покладено вивчення загальних властивостей та особливостей впливу факторів НС різної природи на організм людини. Екологічні показники встановлюються з позиції гарантії екологічної безпеки біоти.

Відповідно до цієї концепції, ступінь забруднення НС прийнято оцінювати за кратністю перевищення гранично допустимих величин (ГДВ) [8]. ГДВ – показник рівня деякого негативного фактору, який ні негайно, ні в майбутньому не має шкідливого впливу на теперішнє і майбутнє покоління. ГДВ може бути представлена у вигляді величини:

- a) гранично-допустимих концентрацій (ГДК),
- b) тимчасово-допустимих концентрацій (ТДК),
- c) летальних концентрацій (ЛК),
- d) порогових концентрацій (ПК),
- e) орієнтовно-безпечних рівнів впливу (ОБРВ) та ін.

До останнього часу при визначенні ГДВ застосовувався антропоцентричний підхід, але поступово мав місце перехід до врахування міри впливу забруднювальних речовин не тільки на здоров'я людини, а й на диких тварин, рослин, грибів, мікроорганізмів та на природні угруповання в цілому. Якщо речовина має шкідливий вплив на навколишнє середовище в менших концентраціях, ніж на людину або на інші живі організми, то при нормуванні необхідно виходити з порогу впливу цієї речовини на навколишнє природне середовище (так званий екологічний норматив).

Сутність методу ГДВ полягає у звичайному порівнянні справжньої (виміряної) величини із граничними значеннями.

Переваги цього методу наступні:

- легкість використання;
- нормативно-правова база України та інших країн в основному ґрунтується на цьому методі;
- створений значний банк даних ГДВ для різноманітних шкідливих факторів, певних середовищ та різних умов.

Недоліки цього методу наступні

- здійснює тільки якісну оцінку небезпеки, тобто ми отримуємо лише два результати: «безпечно» або «небезпечно»;
- поняття ГДВ є внутрішньо суперечливе, науково необґрунтоване малоінформативне (для різних держав ГДВ може змінюватися від 10% до 100%);
- невизначеність величини ГДВ може викликати «фобії» або навпаки благодушне ставлення до «шкідливості»;
- з'являється можливість виникнення імперативних рішень, щодо змінення величини ГДВ;
- метод фактично не враховує вплив шкідливих факторів, які сумуються, в першу чергу ті, що мають різне походження.

1.1.3. Інтегральні методи

Інтегральна оцінка являє собою поєднання декількох показників стану навколишнього середовища, у процесі їх взаємодії, у один комплексний показник. Міжнародне співтовариство розглядає його в якості комплексного інструментарію для виміру та представлення еколого-економічного напрямку розвитку в країні. У світовій практиці для інтегрованих показників стану довкілля визначаються наступні завдання:

- 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 [10].

Інтегровані показники виконують роль кількісних цільових завдань на кожному етапі їх впровадження. Основним джерелом цих показників є первинна інформація про стан довкілля (це здебільшого дані моніторингу), що підлягає обробці та аналізу на наступному рівні і є підставою для розробки екологічних показників або індикаторів. Термін “індикатор” в перекладі з латині *indicare* означає розкриття, доведення до відома громадськості, а в сучасному трактуванні репрезентує емпіричну модель реальності, яка слугує основою для розробки індексів [11].

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, в свою чергу, це науково обґрунтовані оптимальні параметри природних екосистем з точки зору їх асиміляційної ємності щодо антропогенного впливу в регіональних природних умовах [12].

Суть індексних методів інтегральної оцінки стану екологічної небезпеки зводиться до встановлення індексу у вигляді конкретного виду функції, значення якої може змінюватись у певних межах, і до якої входять показники стану окремих компонент довкілля: гідросфери, атмосфери та літосфери. Такий показник претендує на комплексну оцінку стану екологічної небезпеки регіону, промислового чи іншого об’єкту [1]. Індексні методи інтегральної оцінки стану екологічної небезпеки використовувались у цілій низці робіт [11–19].

Але маємо зазначити, що індексна інтегральна оцінка стану екологічної небезпеки має суттєвий недолік – внаслідок індивідуального вибору кожним

дослідником виду функції, яка б за переконанням цього дослідника адекватно описувала стан екологічної небезпеки через його диференціальні показники, індексні методи оцінки є суб'єктивними.

Функцію залежності між комплексними розрахунковими оцінками стану екологічної небезпеки, введених різними дослідниками, знайти важко, а, здебільшого, і неможливо. Значення цих показників не допоможуть також вибрати стратегію застосування організаційних чи технічних заходів із метою мінімізації рівня екологічної небезпеки [1].

Тому для оцінки стану екологічної небезпеки докілька використовуються й інші методи, так, наприклад, методологічним прийомом оцінки виступили два статистичних методи: рангів і питомої участі, що дозволяє стандартизувати екологічні ознаки з різними одиницями вимірювання.

Сутність першого методу полягає в заміні абсолютних показників ранговими номерами, другого — заміні відносними показниками структури, вираженими у відсотках до підсумку по об'єкту досліджень [2, 9, 10]. На рисунку 6 показана узагальнена схема етапів аналізу екологічного ризику, яка має три етапи:

1. Формулювання проблеми,
2. Аналіз ризиків:
 - а. аналіз експозиції,
 - б. аналіз екологічного відгуку.
3. Характеристика ризику, що включає його опис.

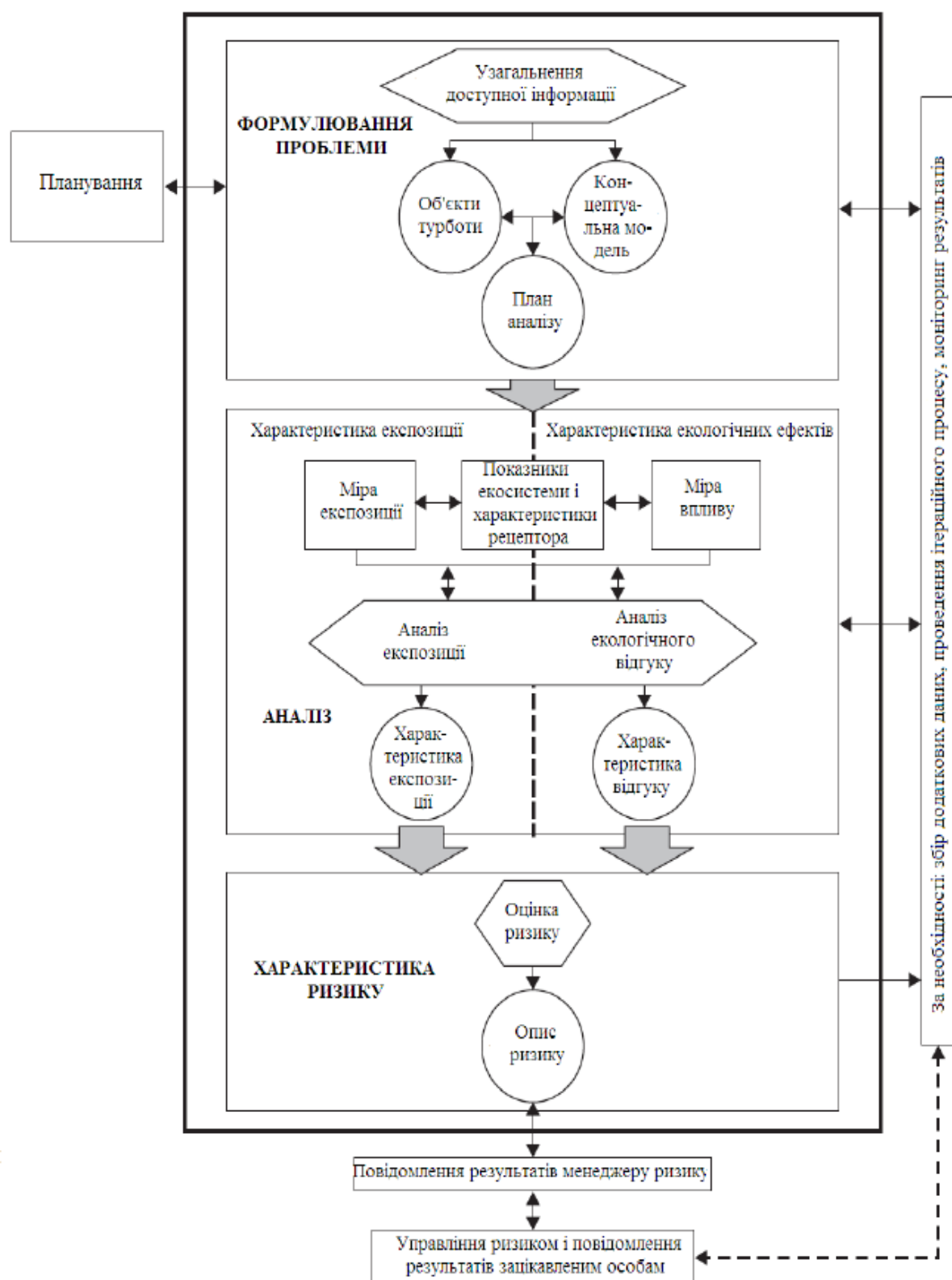


Рис.6. Узагальнена схема етапів аналізу екологічного ризику

1.2. Оцінка ступеня екологічної небезпеки за допомогою концепції екологічного ризику

Концепція абсолютної безпеки (або концепція нульового ризику), яка домінувала до початку 80-х років минулого століття, теоретично припускала можливість виключити будь-яку небезпеку для людини й навколишнього природного середовища за допомогою використання інженерних засобів захисту. У міру розвитку технічного прогресу вартість інженерних систем захисту неухильно зростала, але при цьому внаслідок їхнього ускладнення, відповідно, знижувалася надійність цих засобів. Усі ці фактори поставили під сумнів концепцію абсолютної безпеки, яка стала неадекватною внутрішнім законам техносфери й біосфери [20, 31].

Внаслідок обмеженості матеріальних ресурсів і у зв'язку з необхідністю подальшого прогресу суспільство змушене було перейти від концепції абсолютної безпеки до концепції допустимого ризику, що, по суті, означає констатацію факту недосяжності абсолютної безпеки. Знаючи величину ризику і порівнюючи її з якоюсь певною величиною прийнятного або допустимого ризику, робиться висновок про рівень небезпеки даної діяльності. Тут під терміном "прийнятний ризик" будемо розуміти ту величину ризику, з якою суспільство погоджується, враховуючи положення, що абсолютної безпеки досягти неможливо, виходячи з економічних, технічних, етнічних та інших умов (тобто концепція ненульового ризику) [20, 21].

Екологічний ризик може в певному розумінні умовно корелювати й виражати відношення екологічної небезпеки, оскільки він припускає настання певної складності події в якийсь прогнозований проміжок часу. Оцінка екологічного ризику за своєю суттю означає прогноз настання несприятливих наслідків певного ступеня важкості є зрештою рекомендацією для розробки превентивних заходів.

Ставлення до концепції екологічного ризику в деякій мірі суперечливе, воно змінюється від ствердження «оцінка ризику – це інструмент наукового аналізу, скринінгова гігієнічна діагностика, а не міра контролю й управління» [22] до «стара концепція екологічної безпеки, яка бере до уваги тільки показники ГДК, у тому числі ГДС і ГДВ, повинна поступитися місцем концепції екологічного ризику» [23]. Істина, як завжди, знаходиться десь посередині. Незважаючи на наявні проблеми, ця концепція дедалі ширше впроваджується в екологічний менеджмент. Є численні приклади ефективного використання концепції ризику в різних сферах людської діяльності [67, 68]. Концепція екологічного ризику [69, 70] набула значного поширення в багатьох країнах: ЕС [29, 56], Канаді [27], Австралії [38] особливо в США [24–26, 28, 30]. В Україні зроблені лише деякі кроки по оцінці ризику впливу атмосферного повітря на здоров'я людини [32, 34–37].

Традиційно в англomовній літературі здійснюється розподіл понять ризиків здоров'ю людини (human health risk) і ризиків стану навколишнього природного середовища (environmental risk) [39–41, 50]. В україномовній літературі ці поняття об'єднуються за загальною назвою «екологічний ризик», що, очевидно, має певний сенс, тому що, як правило, стан навколишнього природного середовища цікавить нас в плані його впливу на здоров'я та благополуччя людини. Разом з тим у багатьох випадках екологічні ризики, пов'язані із загрозою здоров'ю і життю людей, необхідно розглядати окремо від ризиків, що обумовлені загрозою стану навколишнього середовища.

Впливу військової діяльності на людину та стану навколишнього середовища останнім часом приділяється значна увага, враховуючи екологічні проблеми та їх оцінку, які така діяльність викликає. Наприклад, за оцінками експертів екологічних служб оборонних відомств різних держав, узагальнений ефект від впливу збройних сил на довкілля в мирний час можна порівняти із впливом однієї з галузей промисловості середнього масштабу [42–44]. Але у військовий час такий вплив збільшується у декілька разів.

1.3. Актуальність дослідження

Сьогодні проблема впливу забруднення на організм людини є однією з актуальних і дуже болючих проблем насамперед тому, що війна продовжується, тож забруднення продовжується. Науковці шукають інший більш ефективний спосіб проаналізувати і спрогнозувати умови та тенденції небезпеки. Існує кілька ймовірнісних методів оцінки впливу забруднення повітря на здоров'я людини. Ось деякі з них:

Методика ризик-оцінки (Risk Assessment): включає в себе оцінку експозиції взаємодії людини з забрудненим повітрям та вірогідних наслідків для здоров'я, таких як захворювання дихальних шляхів, серцево-судинні захворювання, рак тощо. Ця методика базується на епідеміологічних дослідженнях, що встановлюють зв'язок між рівнем забруднення повітря та рівнем захворюваності.

Методика моделювання ризиків (Risk Modeling): використовує комп'ютерні моделі для прогнозування розподілу забруднювачів у повітрі та їхнього впливу на здоров'я населення в різних районах. Вона може враховувати фактори, такі як типи джерел забруднення, метеорологічні умови, географічні особливості тощо.

Методика стохастичного моделювання (Stochastic Modeling): враховує випадковість у впливі забруднення повітря на здоров'я, використовуючи різні можливі сценарії експозиції та реакції людей на забруднювачі.

Методика байєсівських мереж (Bayesian Statistics): дозволяє поєднувати інформацію з різних джерел, таких як емпіричні дані, експертні знання та результати моделювання, для отримання більш точних оцінок впливу забруднення повітря на здоров'я.

Метод Байєсівських моделей використовується все ширше, завдяки тому, що допомагає в оцінці ризику для здоров'я внаслідок забруднення повітря та визначенні необхідних заходів для мінімізації цього ризику.

Висновки по розділу 1.

У даному розділі розглянуті існуючі методи оцінки стану навколишнього природного середовища, які є необхідною передумовою прийняття рішення, а в подальшому виконання певних дій для забезпечення його захисту.

В Україні для оцінювання стану навколишнього природного середовища використовуються в основному інтегральні та диференціальні методи. У розділі 1 надані основні характеристики цих методів. Диференціальні методи засновані на використанні одиночних показників стану довкілля і полягають у порівнянні їх з відповідним показником, що характеризує задовільну якість (екологічну безпеку). Інтегральна оцінка являє собою поєднання декількох диференціальних показників у процесі їх взаємодії, у один комплексний показник.

Визначено недоліки цих методів, а саме, їх орієнтованість на небезпеку, тобто при досягненні певних показників якості довкілля вважається, що небезпечний вплив відсутній, тобто небезпека або є, або її немає. Очевидно, що для прийняття природоохоронного рішення, а це можуть бути багатомільйонні витрати, такі методи є надзвичайно не гнучкі. Більш гнучким, більш ресурсозберігаючим методом є концепція екологічного ризику.

У розвинутих країнах ця концепція часто не має вигляду закінченої методології оцінки впливу діяльності людини, в тому числі і військової діяльності, на довкілля рівно як і впливу забрудненого довкілля на організм людини.

Доведено, що ймовірнісні методи дозволяють ширше дослідити проблему завдяки поєднанню інформації з різних джерел, таких як емпіричні дані, експертні знання та результати моделювання, для отримання більш точних оцінок.

РОЗДІЛ 2.

СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ ТА ОБҐРУНТУВАННЯ ПРОБЛЕМИ

2.1. Постановка та обґрунтування проблеми

Схема аналізу ризику для здоров’я людини, що запропонована Американським агентством з охорони навколишнього середовища (USEPA) наведена на рисунку 7 [24].

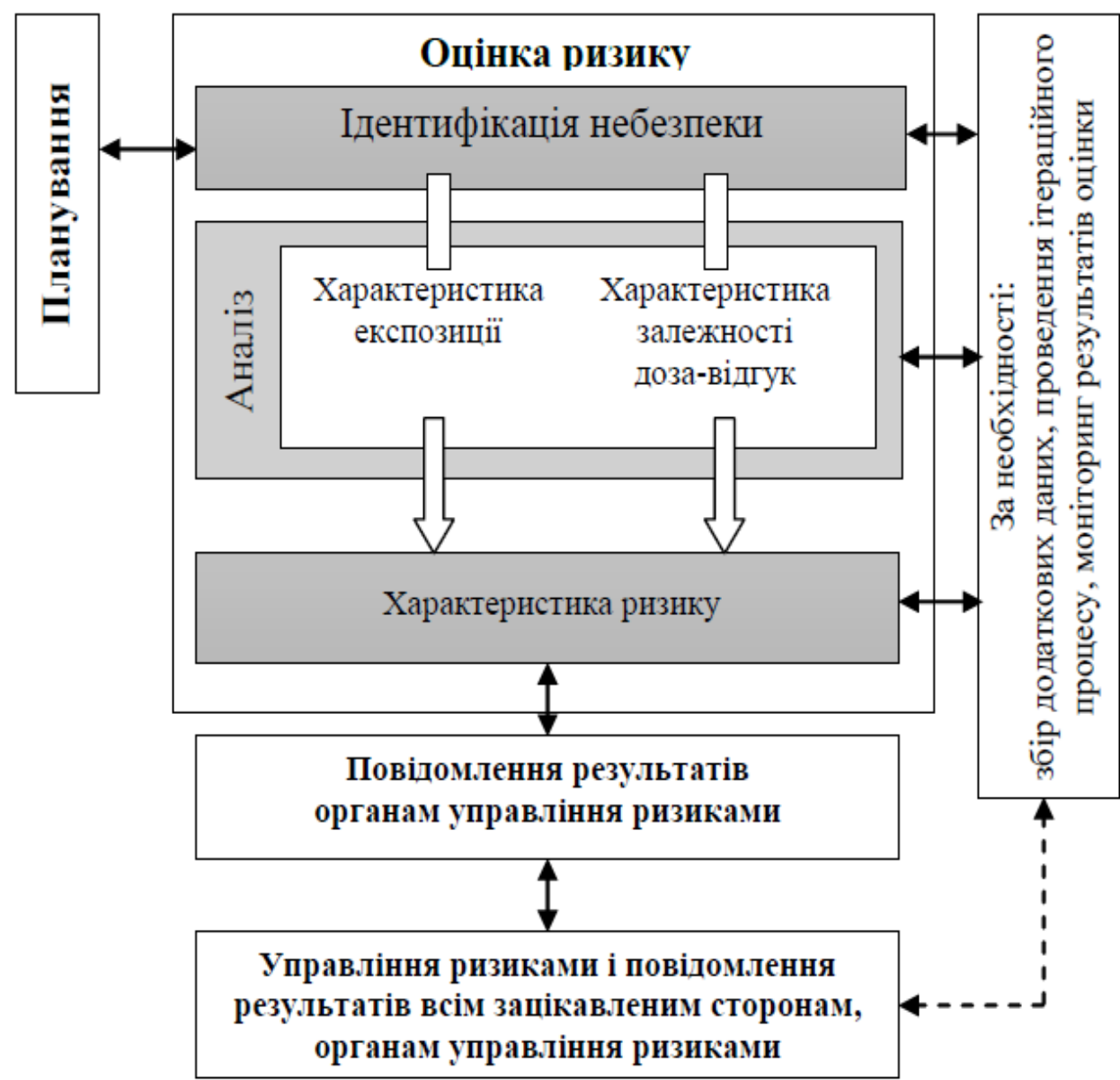


Рис. 7. Схема аналізу ризику для здоров’я людини, що запропонована Агенством USEPA [61].

Відповідно до цієї схеми оцінка ризику складається з наступних етапів:

- ідентифікація небезпеки;
- характеристика експозиції;
- характеристика залежності доза – відгук;
- характеристика ризику.

Варто зазначити, що оцінка ризику повинна розпочинатися з процесу планування, який полягає у формуванні групи необхідних фахівців. До складу цієї групи повинні входити фахівці з оцінки ризику, а також особи, які будуть приймати управлінські рішення на основі результатів дослідження. Розглянемо послідовно етапи оцінки ризику [61].

На завершальному етапі ідентифікації небезпеки проводиться безпосередньо сам аналіз пріоритетних індикаторних речовин, які найкращим чином характеризують реальний ризик для здоров'я людей, що перебувають на досліджуваній території. На жаль, провести оцінку всіх потенційно шкідливих речовин неможливо, в зв'язку з великим обсягом досліджень, необхідних матеріальних ресурсів, а також відсутністю достовірних даних по цілому ряду досліджуваних речовин.

2.1.1. Концептуальна модель оцінки ризику

Одним з головних результатів ідентифікації небезпеки є побудова концептуальної моделі для оцінки ризику. Побудова концептуальної моделі закінчує етап ідентифікації небезпеки досліджуваної території і передуює моделюванню і прогнозуванню. Модель відображає гіпотези, що описують ефекти, які можуть виникнути у довкіллі внаслідок забруднення хімічними речовинами та встановлює причинно-наслідкові зв'язки між забруднювачем та організмом людини. Далі розробляються сценарії впливу хімічних речовин на організм людини. На рисунку 8 показаний приклад концептуальної моделі впливу військової діяльності на довкілля.

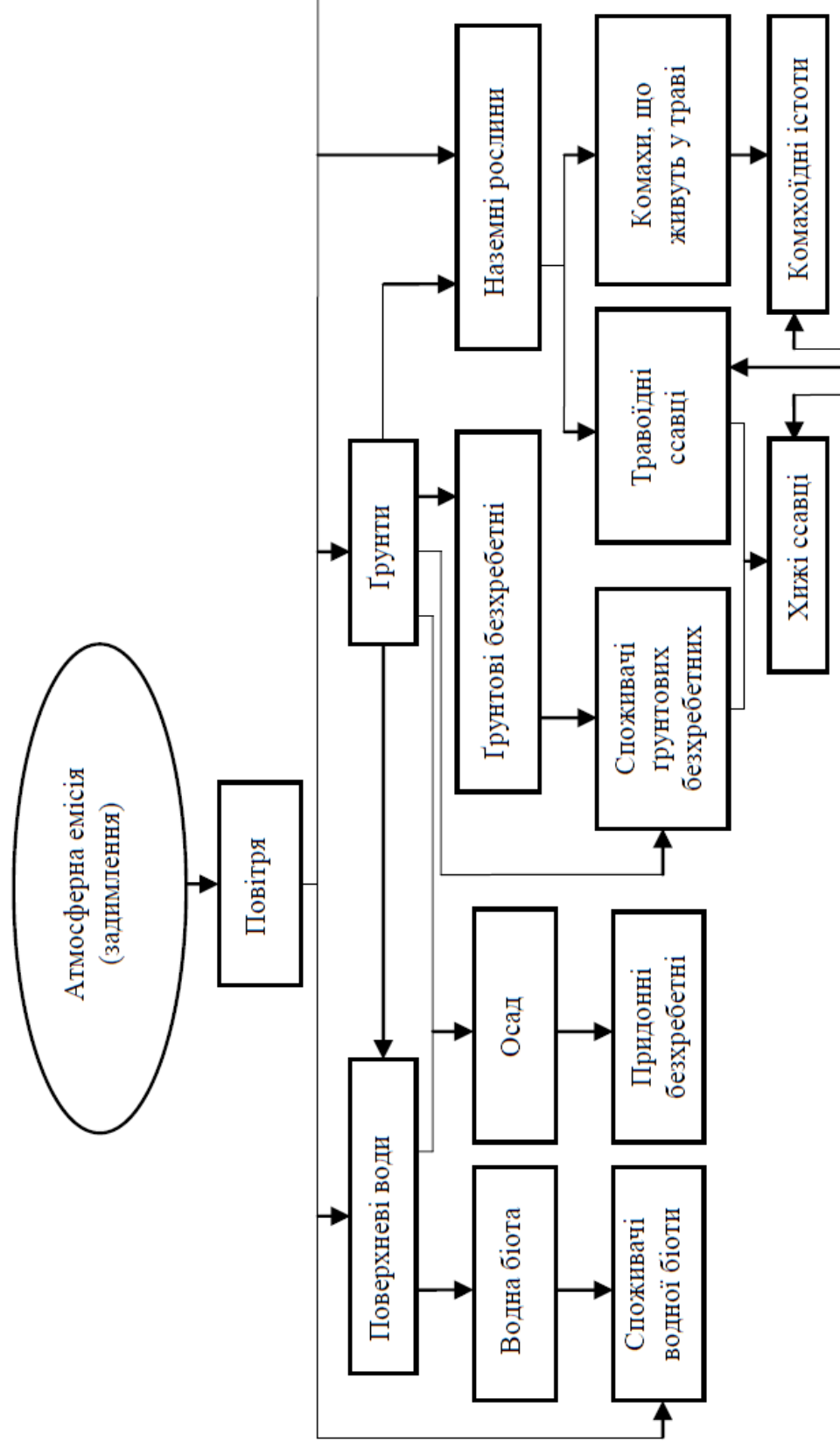


Рис. 8. Концептуальна модель впливу на довкілля військової діяльності на прикладі задимлення місцевості під час польових тренувань.

2.1.2. *Поняття про невизначеність*

Очевидно, що при використанні детермінованих величин оцінка ризику здійснюється для певної гіпотетичної (середньо або максимально експонованої) людини, часто ж важливим є визначення ризику для окремих категорій населення (дітей, людей похилого віку) або при використанні нетипових, але можливих значень вихідних величин [53].

Використання консервативних величин як правило призводить до необґрунтовано високих значень ризику, які можуть потребувати додаткових матеріальних витрат на його зменшення, навпаки ж, використання лише осереднених значень може призвести до недооцінки ризику впливу небезпечних хімічних речовин на певні категорії населення. Тобто при проведенні оцінки і подальшому аналізі ризику говорять про певну невизначеність його значень [53].

В свою чергу невизначеність поділяється на *необізнаність* та *мінливість*. *Необізнаність* характеризується відсутністю необхідних знань, факторів, параметрів та моделей, що використовуються при оцінці та аналізі ризику, а *мінливість* – непостійністю параметрів внаслідок їх природної гетерогенності. У принципі необізнаність зменшується шляхом підвищення точності вимірювання, збору додаткових даних, удосконалення моделей тощо, але зменшити мінливість цим шляхом – неможливо.

Невизначеність притаманна усім етапам оцінки ризику і може бути поділена на три категорії:

- а) невизначеність сценарію,
- б) невизначеність моделі,
- с) невизначеність параметрів.

Для кращого розуміння появи невизначеності на всіх етапах оцінки ризику корисним є представлення парадигми його оцінки у вигляді послідовності

подій, що призводять до небезпечного впливу забруднювача на людину (рис. 8) [53]. Джерелами невизначеності для кожної категорії можуть бути різні складові [29].

Невизначеність сценарію. Джерелами невизначеності у сценарії впливу забруднювачів на здоров'я людини зазвичай є невірне або не повне визначення наступних складових:

- забруднювачів, що викидаються у довкілля;
- експонованого населення;
- часової та просторової інформації;
- середовища у безпосередній близькості до людини;
- виду діяльності населення;
- джерел надходження забруднювачів у навколишнє середовище;
- шляхів розповсюдження речовин;
- механізму трансформації речовин у навколишньому середовищі;
- механізму взаємодії організму людини з забруднювачем.

Парадигма оцінки ризику як послідовність подій наведена рисунку 9.

Причинами виникнення вказаних невизначеностей можуть бути:

- ✓ некваліфіковане професійне судження,
- ✓ відсутність достовірних знань,
- ✓ описові похибки,
- ✓ похибки при зборі інформації,
- ✓ неглибокий аналіз фізико-хімічних процесів при побудові сценарію [53].

Невизначеність моделі. Для кількісної оцінки ризику впливу забруднювачів на здоров'я людини часто використовуються математичні моделі, які описують цей вплив. До певної міри моделі завжди спрощують реальність, хоча рівень деталізації моделі повинен відповідати меті оцінки [53].

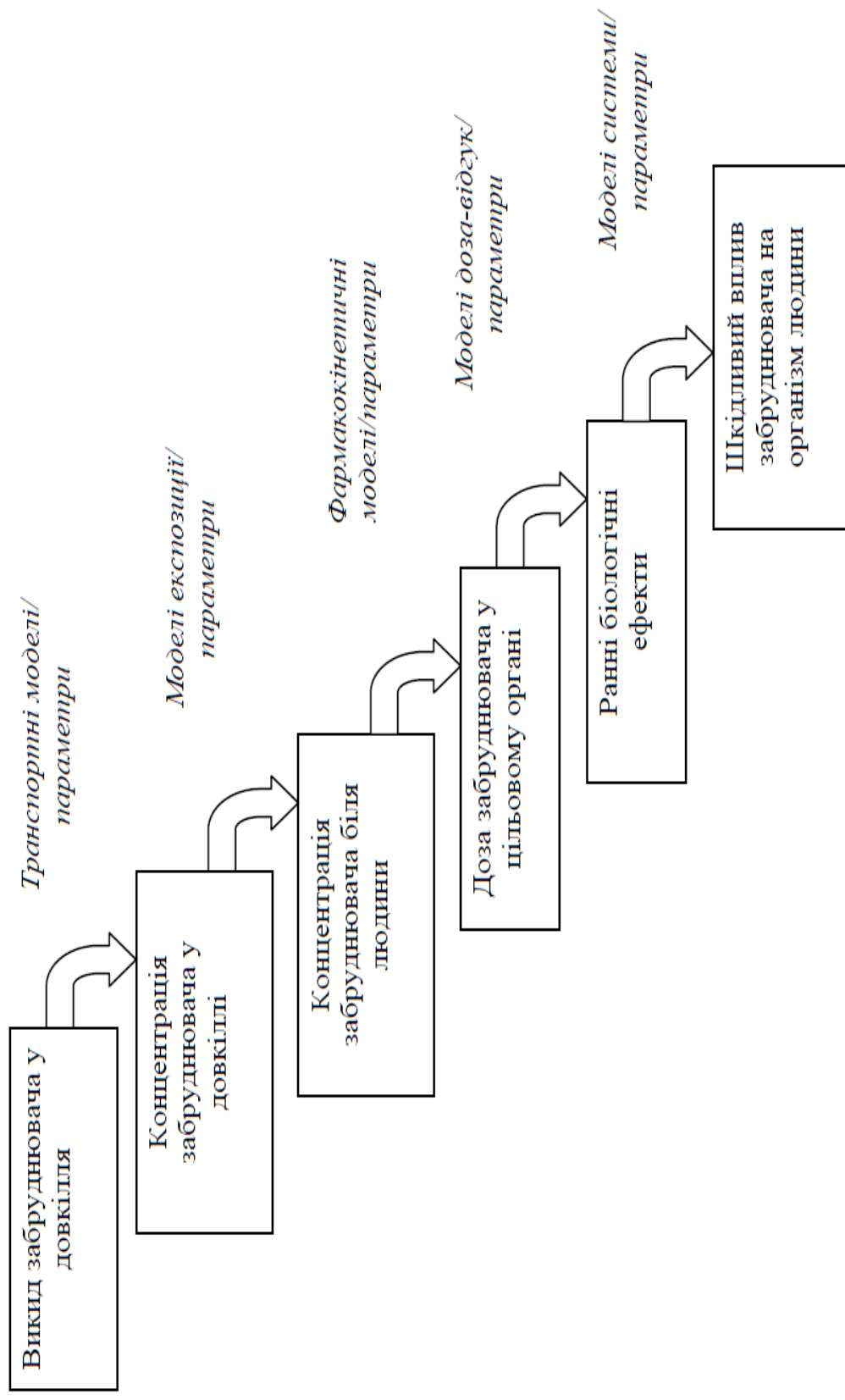


Рис. 9. Парадигма оцінки ризику як послідовність подій.

Невизначеність моделі ґрунтується на:

- 1) похибках взаємозв'язку;
- 2) похибках моделювання.

Джерелами невизначеності є:

- невідповідність взаємозв'язку між вихідними і кінцевими параметрами в моделі;
- невідповідність моделі запропонованому сценарію;
- альтернативні припущення, використані у моделі;
- деталізація моделі (занадто спрощена або складна). Спрощена модель надає невизначеності, притаманні невідповідності запропонованому сценарію, складна модель надає додаткові невизначеності, які притаманні новим параметрам;
- екстраполяція моделі на інші умови;
- інструментальні похибки, в тому числі похибки комп'ютерних програм.

Невизначеність параметрів. Для кількісної оцінки ризику за допомогою моделей необхідно визначити значення параметрів, які застосовуються у моделях [53]. Джерелами невизначеності в цьому випадку є:

- недоліки відбору проб (мала вибірка, порушення правил випадковості відбору проб, тощо);
- похибки вимірювань (систематичні та випадкові);
- використання значень параметрів за замовчанням;
- використання сурогатних, тобто подібних, несправжніх даних;
- використання для визначення параметрів експертної думки;
- використання інтерпольованих та екстрапольованих даних;
- побудова імовірнісних розподілів із експериментальних даних.

2.1.3. Методи побудови імовірнісних розподілів

Існує ряд методів, що використовуються для побудови імовірнісних розподілів, які у найбільшій мірі б відповідали експериментальним даним. Для кількісної характеристики невизначеності використовуються, переважно, імовірнісні методи, що визначається достатнім рівнем як теоретичного так і практичного їх розвитку. Сутність методів полягає у використанні в якості вихідних параметрів моделей (рис. 10), або частини з них, імовірнісних розподілів величин. Для визначення розподілів використовується два основних метода: метод статистичної оцінки і експертні висновки. Може застосовуватись також комбінація обох методів [53].

Експертний висновок використовується, переважно, при відсутності достатньої кількості достовірних даних і має, безперечно, у значній мірі суб'єктивний характер.

При наявності достатньої кількості даних використовується науково обґрунтований статистичний метод. Зазначений метод є потужним засобом для обробки емпіричних даних. Однак часто стверджують, що для використання цього методу необхідна значна кількість даних, але насправді фундаментальною вимогою для використання статистичного методу є наявність саме випадкових репрезентативних даних, тобто відбір даних передбачає відсутність упередженості. В цьому випадку для побудови імовірнісного розподілу може бути використана невелика кількість емпіричних даних. Збільшення кількості даних призводить лише до звуження довірчого інтервалу.

Побудова розподілу величини починається зі збору даних з літературних джерел, звітів про проведення наукових досліджень, з експериментальних даних і т.п. Дані не повинні суперечити обраній моделі фізичного процесу. Величини будуть змінюватися внаслідок похибки вимірювання, просторової

та часової мінливості, екстраполяції даних з однієї ситуації на іншу, внаслідок відсутності точних знань, тощо. Побудова імовірнісного розподілу вихідної величини при використанні обмежених і неточних даних часто може бути вкрай суб'єктивним процесом через індивідуальний підхід до підбору даних і потребує відповідної освіти, значних знань та досвіду [127].

2.2. Методи вирішення проблеми.

Оскільки Байєсівські мережі (БМ) дозволяють ідентифікувати залежності на основі мінливості різних функцій, вони знайшли широке застосування в медицині [130], генетиці [131] та епідеміології [132].

У галузі наук про довкілля Байєсівські мережі є ефективним засобом для структурування екологічних досліджень [133]. Є два шляхи їх застосування, як вказано у [134]: перший полягає в оцінці розуміння функціонування досліджуваних екосистем, другий шлях полягає у використанні Байєсівських мереж в оцінці значень змінних, представлених вузлами. У першому випадку дослідження фокусується на зв'язках Байєсівських мереж довіри і звертається до функціональних взаємин в екосистемі або на «правилах», що використовуються для побудови умовних ймовірностей для вузла, і звертається до механізмів, що описують взаємодію факторів у визначенні змінних значень.

У другому випадку дослідження фокусується на оцінках, що перевіряють модель та надають емпіричну інформацію, яка є кількісною, корисною та відноситься до ключових екологічних змінних.

Робота [137] присвячена створенню моделі оцінки ризиків загроз ґрунту. Щоб визначити ризик ущільнення ґрунту, потрібні дані про поведінку ґрунту, зібрати які потребує великих витрат, або експертні дані, які найчастіше мають суб'єктивний характер.

У [135] Байєсівські мережі довіри використовуються для моделювання та

прогнозування несправностей у системі розподілу питної води.

У [136] запропоновано застосування дерева подій та Байєсівської мережі довіри для оцінки екологічної ситуації в зоні впливу потенційно хімічно небезпечних об'єктів та ймовірності тих чи інших ситуацій, що виникають з його функціонуванням.

У [138] досліджено використання Байєсівських мереж для визначення імовірнісної залежності структури взаємозв'язку між довкіллям та здоров'ям. Досліджувані показники включають екологічні фактори (рельєф і клімат), рівні впливу (концентрація забруднювачів зовнішнього повітря) та наслідки для здоров'я (рівень смертності). Результати показали, що модель має гарну прогностичну здатність.

Загалом дослідження свідчать про те, що перевагою у використанні Байєсівських мереж є їхня стійкість до неповної, неточної та зашумленої інформації. У цих випадках вихідні дані моделювання відображатимуть найбільш ймовірний результат подій [136].

2.2.1. Байєсівські мережі, як інструмент інтелектуального аналізу даних.

Байєсівські мережі є потужним інструментом інтелектуального аналізу даних, який базується на ймовірнісній теорії та теорії графів. Вони використовуються для моделювання залежностей між різними змінними та розв'язання різних завдань з аналізу даних. Ось деякі способи, яким чином можна використовувати БМ у інтелектуальному аналізі даних:

Класифікація і прогнозування: БМ можуть бути використані для класифікації об'єктів на основі їхніх властивостей або для прогнозування значень певної змінної. Вони дозволяють враховувати не тільки самі дані, а й їхній контекст та взаємозв'язки між змінними.

Діагностика та виявлення аномалій: БМ можуть бути застосовані для

виявлення аномальних або незвичайних патернів у даних. Вони дозволяють аналізувати взаємозв'язки між змінними та виявляти відхилення від звичайних моделей.

Прогнозування та оптимізація: БМ можуть бути використані для прогнозування майбутніх подій або значень змінних на основі вже доступних даних. Крім того, вони можуть допомогти в оптимізації різних процесів чи систем.

Підтримка прийняття рішень: Байєсівські мережі можуть надавати важливу інформацію для прийняття рішень у складних ситуаціях. Вони дозволяють оцінювати ймовірності різних сценаріїв та їхні наслідки.

Аналіз ризиків: БМ можуть бути використані для аналізу ризиків у різних галузях, включаючи фінансові ринки, медицину, екологію тощо. Вони дозволяють оцінювати ймовірності різних ризиків та їх наслідки.

Байєсові мережі є потужним інструментом для моделювання та аналізу складних систем, але вони також мають свої переваги та недоліки.

Переваги:

1. *Здатність враховувати невизначеність:* БМ дозволяють моделювати та управляти невизначеністю, що може бути корисним у різних сферах, де дані не є абсолютно точними.
2. *Можливість працювати з незалежними змінними:* БМ дозволяють ефективно моделювати взаємозв'язки між незалежними змінними та враховувати їх вплив на вихідні змінні.
3. *Здатність до аналізу каузальності:* БМ допомагають визначати каузальні зв'язки між змінними, тобто вони дозволяють визначити, чи є певна змінна причиною, або наслідком іншої (сутність батько-нащадок).
4. *Здатність до прогнозування:* БМ дозволяють з певною долею ймовірності прогнозувати майбутні значення змінних, що дозволяє використовувати їх у стратегічному плануванні та управлінні

ризиками.

Недоліки:

1. *Високі вимоги до даних:* для ефективної роботи БМ потрібні достатньо обсяжні та репрезентативні дані. Недостатня кількість даних може призвести до недостовірних результатів.
2. *Складність побудови та навчання:* розробка та налаштування БМ може бути складним завданням, особливо для великих та складних мереж.
3. *Велика обчислювальна складність:* деякі алгоритми для роботи з БМ можуть бути обчислювально вимогливими, що може вимагати значних обчислювальних ресурсів.
4. *Вплив експертних оцінок:* розробка БМ може бути дуже залежною від експертної оцінки та підгонки параметрів, що може призвести до суб'єктивності та неоднозначності.

Хоча БМ мають деякі недоліки, їхні переваги, такі як здатність до роботи з невизначеністю та аналіз каузальності, роблять їх корисним інструментом для моделювання та аналізу даних в різних областях. Враховуючи їхню гнучкість та здатність до управління невизначеністю, БМ є також корисним інструментом для різноманітних задач прогнозування даних та підтримки прийняття рішень.

2.2.2. Методи структурного навчання Байєсової мережі.

Методи структурного навчання Байєсової мережі використовуються для визначення оптимальної структури мережі, тобто для визначення того, які змінні пов'язані між собою і яким чином. Ці методи включають в себе різноманітні алгоритми, які враховують дані та експертні знання для визначення оптимальної топології мережі. Ось деякі з найпоширеніших методів структурного навчання БМ:

Алгоритм "Hill-Climbing": цей алгоритм починає розробку з порожньої мережі і поступово додає або видаляє зв'язки між змінними, спираючись на метрику, таку як максимізація ймовірності даних або мінімізація функції втрат. Він продовжує цей процес до моменту досягнення оптимальної структури або зупинки на певному критерії зупинки.

Алгоритм "Tabu Search": цей алгоритм базується на метаевристиці, що шукає оптимальний шлях у просторі структурних варіантів мережі. Він використовує пам'ять для уникнення повторного відвідування певних структурних конфігурацій та допомагає знайти більш якісні рішення.

Алгоритм "Genetic Algorithms": цей алгоритм імітує еволюційний процес шляхом генерації та оцінки популяції різних структур мережі. Він використовує механізми селекції, кросовера та мутації, щоб ефективно знаходити оптимальні структури мережі.

Алгоритми, що базуються на байєсівському виборі моделі «Bayesian Model Selection»: ці алгоритми використовують байєсівський підхід для оцінки ймовірності різних структур мережі на основі даних та апіорних знань. Вони враховують не тільки точність моделі, але і її складність, щоб вибрати оптимальну структуру мережі.

Ці методи структурного навчання допомагають підбирати оптимальну топологію БМ для конкретної задачі, що дозволяє покращити якість прогнозування та розуміння залежностей між змінними в вибірці даних.

2.2.3. Аналіз чутливості

Важливою складовою імовірнісної оцінки ризику є аналіз чутливості моделі. Чутливість моделі свідчить про те, наскільки зміни її кінцевої величини залежать від зміни вихідних величин [133, 134]. Аналіз чутливості дозволяє визначити найважливіші вихідні величини у моделі ризику і оцінити вплив їх невизначеностей на невизначеність результату в цілому.

Аналіз чутливості моделі проводиться, коли необхідно визначити, як зміни в параметрах, вхідних даних або умови впливають на вихідні результати моделі. Цей аналіз може бути проведений на будь-якому етапі життєвого циклу моделі, але зазвичай він виконується на початкових етапах розробки, а також під час використання моделі для прийняття рішень. Ось декілька прикладів випадків, при яких проводиться аналіз чутливості моделі:

Під час розробки: на етапі розробки моделі аналіз чутливості допомагає визначити важливість різних параметрів та змінних моделі для вихідних результатів. Це допомагає вибрати найбільш важливі параметри для уточнення та оптимізації.

Під час верифікації та валідації: перевірка чутливості моделі може бути важливим етапом під час верифікації та валідації, оскільки це дозволяє переконатися, що модель правильно реагує на зміни в параметрах та умовах.

При прийнятті рішень: під час використання моделі для прийняття рішень аналіз чутливості може допомогти зрозуміти, як впливають різні варіанти рішень на результати та ризики.

Під час оцінки ризику: у сферах діяльності, в яких важливо оцінити ризики та невизначеність, таких як: фінанси, інженерія або екологія, аналіз чутливості допомагає визначити, як зміни в параметрах впливають на ризики та ймовірність виникнення подій.

При моделюванні стратегій: аналіз чутливості може допомогти визначити найбільш ефективні стратегії або дії, які потрібно вжити в різних умовах або сценаріях. В цілому аналіз чутливості моделі допомагає зрозуміти вплив різних факторів на результати моделі та дозволяє приймати рішення, які обґрунтовані краще.

У загальному випадку невизначеність ризику визначається невизначеністю вихідної величини і чутливістю моделі. За допомогою аналізу чутливості оцінюють значимість вихідних параметрів X . Вихідні параметри, що мають значну невизначеність, але низьку чутливість моделі до них, мають

менший вплив на невизначеність кінцевої величини, ніж параметри, які мають незначну невизначеність, але високу чутливість моделі до них. Враховуючи це, інколи варто збільшити витрати на додаткові дослідження певних вихідних величин, навіть з невисокою невизначеністю, для зменшення загальної невизначеності ризику. Існує значна кількість методів аналізу чутливості, так само як і способів їх класифікації, які достатньо висвітлені в літературі, наприклад [133].

Висновки по розділу 2

Ймовірнісні методи оцінки забруднення повітря є важливим інструментом для розуміння та управління якістю повітря в нашому оточенні. Вони дозволяють врахувати складність і невизначеність, пов'язані з поширенням забруднюючих речовин у повітрі. Оцінюючи ризики для здоров'я та довкілля, ці методи допомагають встановити об'єктивні межі безпеки та визначити ефективні стратегії зменшення забруднення.

Використання ймовірнісних методів дозволяє урахувати різноманітність джерел забруднення, їх впливи на здоров'я та довкілля, а також можливість майбутніх змін у виробництві та технологіях. Ці методи забезпечують науковий підхід до управління забрудненням повітря та є ключовими для розроблення ефективних стратегій мінімізації впливу нашої діяльності на навколишнє середовище.

Підхід Байєсівських моделей включає в себе навчання структури мережі, навчання параметрам, валідацію моделі, проведення аналізу чутливості з метою підвищення точності та адекватності моделі і за необхідності повторне навчання параметрам і валідацію.

Далі за допомогою сценарного аналізу ми можемо встановити взаємозв'язки і наслідки тих чи інших подій. Ми розглядаємо сценарії і дивимось які наслідки з тією чи іншою ймовірністю можуть мати вплив на результуючий показник. Тоді ми можемо робити погнози і висловлювати рекомендації як чинити в тій чи іншій ситуації.

РОЗДІЛ 3.
ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ ЕКСПЕРТНОЇ СИСТЕМИ
МОНІТОРИНГУ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ ВПЛИВУ ЗАБРУДНЕННЯ
НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НА ІМУНІТЕТ

3.1. Проведення аналізу показників та визначення вхідних даних

Мета моделювання полягає в тому, щоб виявити, чи впливають домішки, що містяться в повітрі на імунітет людини. Як вихідні дані були взяті результати лабораторних тестів, а також такі показники забруднення навколишнього середовища, як: пил, сірководень, формальдегід, домішки металів тощо. Ці показники, або фактори і будуть служити критеріями дослідження.

Науково доведено, що тривалі дії забруднювачів на імунітет людини супроводжуються хронічними захворюваннями. Під тривалими діями слід розуміти дії, які тривають понад 12% тривалості життя, тобто близько 8 років для людини. Тривалі (хронічні) дії характеризуються своїми значеннями референтних доз або концентрацій [72, 77]. Екологічний ризик від дії порогового стресора оцінюється шляхом визначення коефіцієнта небезпеки (HQ), який є відношенням визначеної дози D або концентрації C забруднювача до їх референтних значень, тобто:

$$HQ = D / RfD, \text{ або} \\ HQ = C / RfC, \quad (1)$$

де «референтна доза (концентрація) RfD або RfC » – це величина, що характеризує добову дію стресора протягом всього життя і, імовірно, не призводить до виникнення неприйняттого ризику для здоров'я чутливих груп населення [55, 62].

Залежно від значення *HQ* рівень ризику для людини становить значення, показані у таблиці 1 [73].

Таблиця 1

Класифікація рівнів ризику *HQ*

Концентрація забруднюючої речовини	Рівень ризику
<1,0	Мінімальний – бажана (цільова) величина ризику при проведенні оздоровчих і природоохоронних заходів.
1,0–10,0	Середній – допустимий для виробничих умов. За впливу на все населення, необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком.
10,0–100,0	Значний – недопустимий для населення, для виробничих умов необхідний динамічний контроль і поглиблене вивчення джерел і можливих наслідків шкідливих впливів для вирішення питання про заходи з управління ризиком.
>100,0	Високий – не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику.

Маючи набір відомих даних – хімічні показники забруднення та імунологічні показники здоров'я людини, необхідно визначити вплив показників забруднення на імунні характеристики населення. Основною проблемою є побудова мережевої структури Байєсівської моделі та налаштування її параметрів, що враховує природу взаємин між вузлами та

попереднє визначення умовних ймовірностей вузлів предків мережі з подальшою валідацією отриманої моделі.

Структурна модель впливу забруднень на імунітет представлена рис.10.

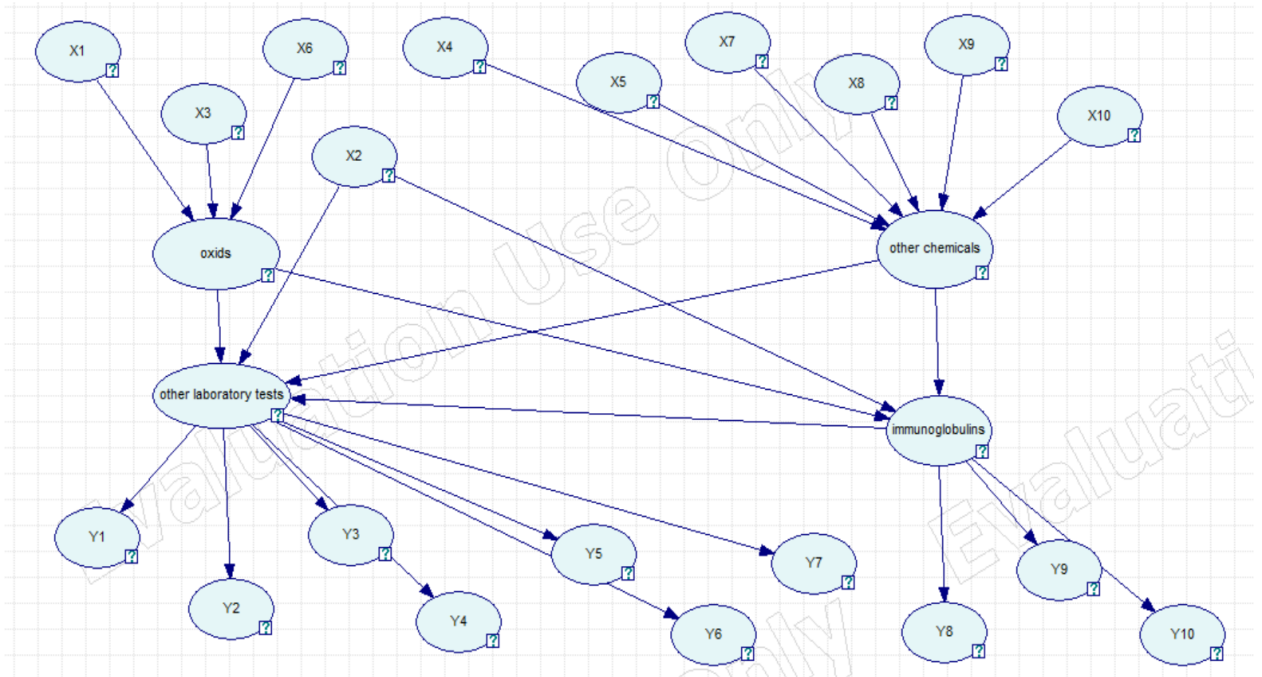


Рис. 10. Структурна модель впливу забруднень на імунітет.

3.2. Структурна модель Байєсової мережі в програмному середовищі Genie2.3.

Для моделювання використовується програмне середовище Genie2.3, що дозволяє:

- проводити дискретизацію вхідних даних за допомогою вбудованих алгоритмів;
- будувати структуру моделі за допомогою алгоритмів навчання структури;
- здійснювати навчання параметрів моделі;
- проводити валідацію та аналіз чутливості для підвищення точності та адекватності моделі;
- проводити сценарний аналіз Байєсівської мережі з метою виявити умови

та тенденції взаємного впливу показників і прогнозувати розвиток показників у майбутньому.

Представлення структурної моделі впливу забруднень на імунітет в програмному середовищі Genie2.3 показано на рисунку 11.

Пропонована модель не обмежується жорсткою односпрямованістю дій, а може використовуватися як виявлення причинних характеристик, і передбачення наслідків. Стрілки показують рух інформації між виділеними блоками. Всі показники X пов'язані з Y (наявність\відсутність), також є взаємозв'язок даних про забруднення з даними лабораторних тестів: $X_2 \rightarrow \text{Immunoglobulins, Oxids} \rightarrow \text{Immunoglobulin}$, $X_2 \rightarrow \text{Other laboratory tests}$. Вихідні дані дослідження представлені у таблиці 2.

3.2.1. Визначення і опис ключових вузлів.

Для визначення імунологічних критеріїв оцінки дії факторів довкілля на організм людини були проведені дослідження субпопуляцій лімфоцитів за допомогою моноклональних антитіл, а також імуноглобулінів основних класів за допомогою імуноферментних аналізаторів населення Кривого Рогу та області.

Вивчення показників імунної системи проводилось у різних слоїв населення цього регіону. Показники стану імунної системи вивчались: у новонароджених (практично здорових дітей), у дітей віком 7-10 років і у дорослого населення. Вибір контингенту дітей віком 7-10 років був зумовлений відносно стабільними показниками імунної системи у дітей цього віку, відсутністю шкідливих звичок а також факторів виробничого середовища.

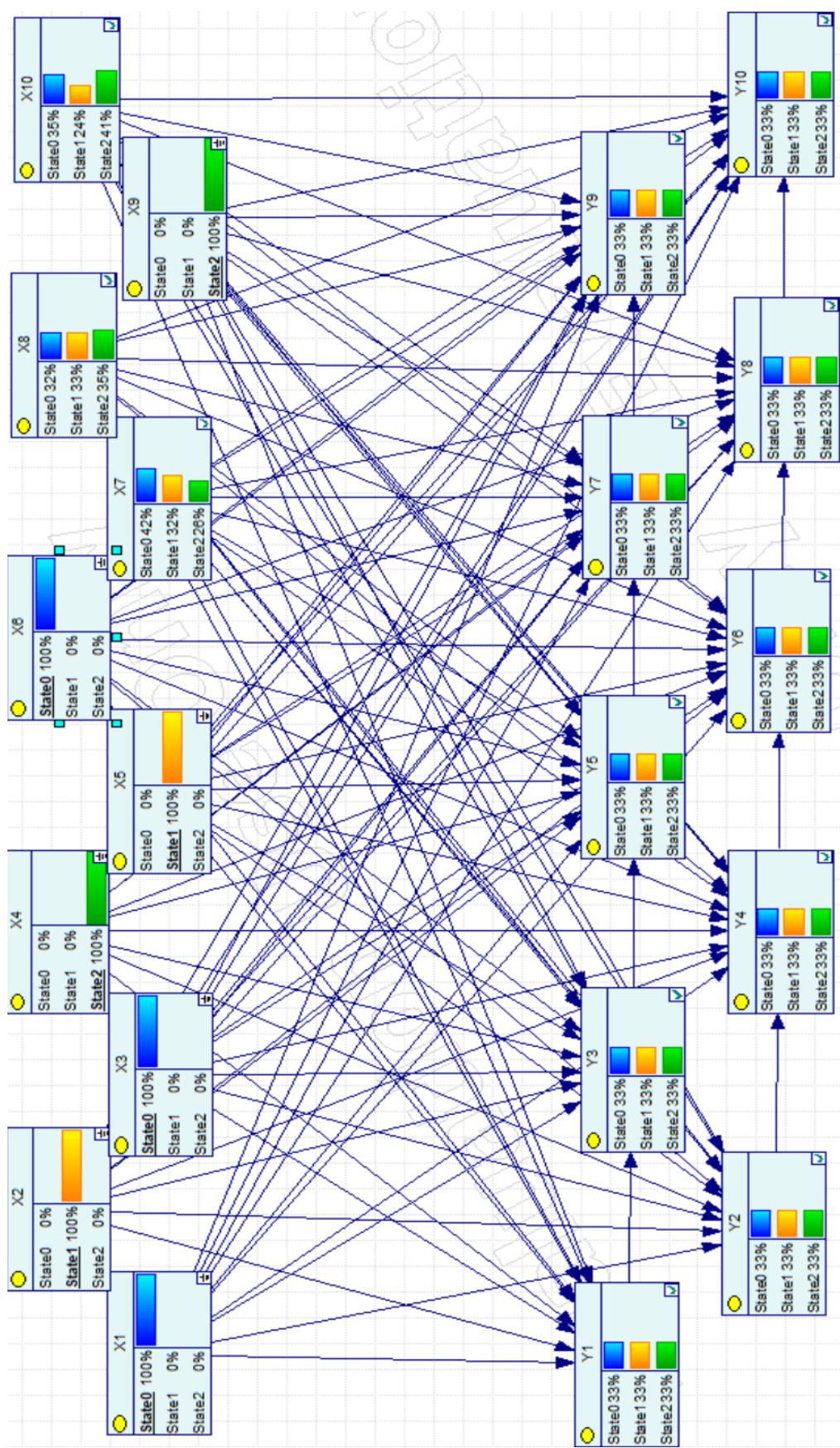


Рис.11. Структурна модель впливу забруднень на імунітет.

Основні імунологічні показники у дітей та дорослого населення промислового регіону Кривого Рогу представлені у табл.2.

Таблиця 2.

Вихідні дані на дослідження

Критерії	Позначення вузла в моделі	Умовне позначення	Опис
Показники забруднення навколишнього середовища	X1	NO ₂	Окис азоту
	X2	Пил	Пил
	X3	SO ₂	Оксид сірки
	X4	Фенол	Фенол
	X5	H ₂ S	Сірководень
	X6	CO	Монооксид вуглероду
	X7	Формальдегід	Формальдегід
	X8	Cd	Кадмій
	X9	Zn	Цинк
	X10	Fe	Залізо
Результати лабораторних тестів	Y1	CD ₃	Мультипротеїновий комплекс на поверхні Т-лімфоцитів, що є основним корецептором Т-клітинного рецептору.
	Y2	CD ₄	CD — мономірний трансмембранний глікопротеїн надсімейства Ig. У людини кодується геном <i>CD4</i>
	Y3	CD ₈	CD8 (Кластер диференціровки 8) — трансмембранний глікопротеїн, що слугує корецептором Т-клітинних рецепторів (TCR).
	Y4	CD ₁₆	Кластер молекули диференціровки, знайденої на поверхні природних нейтрофілів, моноцитів та макрофагів.
	Y5	HCT	Фагоцитарна активність нейтрофілів
	Y6	LKB	Вміст лізосомальних катіонних протеїнів
	Y7	CIK	циркулюючі імунні комплекси
	Y8	Igm	Імуноглобулін m
	Y9	Igg	Імуноглобулін g
	Y10	Iga	Імуноглобулін a

Для визначення субпопуляцій лімфоцитів використовували моноклональні антитіла CD_3^+ (Т-клітини), CD_4^+ (Т-хелпери), CD_8^+ (Т-супресори-кілери), CD_{16}^+ (НК-клітини). Крім визначення основних популяцій та субпопуляцій лімфоцитів досліджувалися такі показники активаційних маркерів як НСТ-тест (гематокрит). Для визначення неферментної бактерицидної активності клітин визначали кількість лізосомально-катіонних білків гранулоцитів (ЛКБ).

CD_3 (англ. Cluster of Differentiation 3) - мультипротеїновий комплекс на поверхні Т-лімфоцитів, що є основним корецептором Т-клітинного рецептора, утворений 4 субодиницями: $CD3\gamma$, $CD3\delta$ та двома $CD3\epsilon$. У функції комплексу $CD3$ входить передача сигналів у клітину, а також стабілізація Т-клітинного рецептора на поверхні мембрани.

Один із білків кластера диференціювання, CD_4 - мономерний трансмембранний глікопротеїн надродина Ig. У людини кодується геном $CD4$ і має молекулярну масу 55 кД, містить 4 позаклітинні домени, трансмембранний домен і цитоплазматичну ділянку, є маркером Т-хелперів. Виконує роль корецептора $\alpha\beta TCR$: зв'язуючись з інваріантним $\beta 2$ -доменом МНС II класу, бере участь у розпізнаванні молекул процесованого Аг, представленого АПК. Є рецептором для ВІЛ, зв'язуючись через D1 домен з gp120 вірусу. Експресуються на тимоцитах (80-90%), зрілих Т-лімфоцитах (65% Т-хелперів), моноцитах, макрофагах, клітинах Лангерганса, дендритних клітинах, а також мікроглії.

CD_8 (Кластер диференціювання 8) - трансмембранний глікопротеїн, що є корецептором Т-клітинних рецепторів (TCR). Як і TCR, CD_8 зв'язується з молекулою головного комплексу гістосумісності (МНС), але специфічний для білків МНС класу I. Існує дві форми білка, Альфа і Бета, що кодуються різними генами. У людей обидва гени розташовані на другій хромосомі в позиції 2p12.

CD_{16} , також відомий як Fc γ RIII, є кластером молекули диференціювання, знайденої на поверхні природних клітин-кілерів, нейтрофілів, моноцитів і

макрофагів.

Як видно на рис.11, в мережі присутні чотири ключові вузли:

- I. **Oxids** – узагальнює концентрацію оксидів, присутніх у повітрі.
- II. **Other chemicals** – узагальнює концентрацію домішок, металів і хімічних сполук, що залишилися, присутніх у повітрі.
- III. **Immunoglobulins** – узагальнює результати всіх аналізів на імуноглобуліни.
- IV. **Other laboratory tests** - узагальнює результати інших проведених лабораторних тестів, які включають:
 - a. аналіз крові на імуноглобуліни,
 - b. фагоцитарну активність нейтрофілів,
 - c. циркулюючі імунні комплекси.

3.3. Експерименти і результати.

Слід зазначити, що внаслідок специфіки роботи байєсівських мереж усі висновки даної моделі щодо шуканої інформації носять імовірнісний характер і представлені у вигляді ранжованого (за значеннями вірогідності вірності того чи іншого висновку) списку. Остаточне рішення про підтвердження впливу між даними про забруднення та результатами аналізів, а також призначення лікування приймає лікар.

Розв'язання завдання побудови мережі Байєса у програмному середовищі GeNIe 2.3 Academic передумовлює проведення процедури дискретизації вхідних даних. Після проведення дискретизації методом Hierical таблиця вхідних даних набула вигляду, показаного на рис.12.

immunoglobulins	other_chemicals	other_laboratory_tests	oxids	X1	X10	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9	Y1	Y10	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8
State2	State1	State1	State0	State1	State1	State0	State1	State0	State2	State1	State2	State0	State2	State2	State2	State0	State0	State1	State2	State2	State2	State2
State0	State1	State1	State2	State2	State2	State1	State1	State1	State2	State1	State0	State1	State1	State2	State0	State1	State2	State1	State1	State1	State0	State2
State0	State0	State2	State1	State2	State0	State2	State2	State2	State2	State2	State0	State1	State2	State2	State0	State0	State2	State1	State2	State2	State2	State0
State0	State1	State0	State2	State1	State2	State1	State0	State2	State2	State1	State1	State2	State0	State2	State2	State0	State1	State1	State2	State1	State1	State0
State2	State0	State1	State1	State1	State0	State0	State0	State1	State0	State2	State1	State1	State1	State0	State2	State2	State0	State1	State0	State0	State2	State1
State0	State0	State0	State2	State2	State2	State2	State2	State1	State0	State1	State1	State2	State1	State2	State2	State2	State1	State1	State0	State2	State2	State0
State1	State0	State1	State2	State2	State2	State2	State1	State0	State2	State2	State2	State0	State2	State1	State0	State1	State1	State1	State0	State2	State1	State2
State1	State0	State0	State0	State2	State0	State0	State1	State2	State1	State1	State0	State1	State1	State1	State1	State0	State1	State1	State0	State0	State1	State1
State0	State0	State1	State1	State0	State1	State0	State2	State1	State2	State1	State0	State0	State2	State1	State2	State2	State0	State1	State1	State1	State2	State1
State1	State0	State0	State0	State1	State1	State0	State2	State0	State0	State0	State1	State0	State0	State0	State0	State1	State2	State1	State0	State0	State2	State1
State0	State1	State1	State1	State2	State0	State1	State0	State2	State1	State1	State2	State0	State1	State1	State1	State0	State2	State0	State0	State0	State0	State1
State2	State0	State0	State0	State0	State0	State1	State0	State2	State1	State1	State2	State0	State1	State2	State0	State0	State0	State2	State0	State2	State1	State1
State1	State0	State0	State1	State2	State0	State0	State1	State2	State1	State1	State0	State2	State2	State1	State1	State2	State2	State1	State1	State1	State0	State1
State1	State1	State0	State2	State2	State0	State2	State1	State0	State0	State1	State0	State1	State2	State1	State2	State1	State1	State2	State2	State2	State0	State0
State2	State1	State0	State2	State1	State2	State2	State0	State2	State0	State2	State2	State1	State0	State2	State2	State0	State2	State0	State1	State1	State0	State1
State1	State1	State0	State2	State0	State2	State2	State1	State1	State2	State0	State0	State0	State1	State0	State0	State1	State2	State1	State2	State1	State0	State2
State2	State0	State1	State1	State2	State0	State0	State1	State0	State0	State2	State1	State1	State1	State1	State0	State1	State2	State0	State0	State1	State0	State2
State0	State1	State2	State0	State1	State0	State2	State0	State0	State0	State0	State2	State2	State1	State1	State0	State1	State1	State2	State0	State1	State0	State2
State1	State0	State0	State2	State1	State2	State0	State0	State1	State2	State0	State2	State1	State2	State1	State1	State1	State2	State2	State1	State0	State1	State2
State0	State1	State0	State0	State1	State2	State1	State1	State2	State1	State2	State1	State0	State0	State2	State2	State1	State0	State2	State0	State0	State2	State0
State2	State2	State0	State2	State1	State0	State0	State1	State0	State0	State0	State2	State2	State2	State2	State2	State0	State2	State1	State2	State2	State0	State1
State1	State0	State1	State0	State2	State0	State0	State2	State2	State0	State2	State2	State1	State1	State0	State1	State1	State0	State1	State0	State1	State2	State1
State2	State1	State0	State2	State0	State0	State0	State2	State1	State1	State1	State0	State1	State2	State2	State0	State1	State2	State2	State0	State1	State2	State0
State1	State0	State1	State0	State0	State0	State1	State1	State2	State1	State0	State0	State1	State2	State1	State2	State2	State2	State1	State0	State0	State0	State2
State2	State1	State1	State1	State1	State2	State1	State2	State0	State0	State1	State2	State2	State2	State1	State0	State2	State2	State1	State1	State1	State1	State1
State2	State0	State0	State2	State0	State2	State1	State1	State1	State1	State0	State0	State2	State0	State1	State1	State0	State1	State2	State0	State2	State0	State0
State0	State1	State0	State2	State0	State0	State1	State1	State2	State1	State0	State2	State2	State2	State0	State2	State0	State1	State2	State2	State2	State2	State1
State1	State0	State0	State2	State1	State0	State1	State1	State2	State0	State0	State0	State2	State1	State2	State1	State2	State0	State1	State2	State1	State1	State2
State1	State0	State0	State1	State2	State1	State1	State1	State1	State1	State1	State0	State2	State0	State0	State1	State1	State0	State2	State0	State2	State2	State0
State2	State0	State0	State0	State1	State1	State1	State2	State2	State1	State2	State1	State0	State1	State0	State1	State0	State1	State2	State0	State1	State1	State1

Рис.12. Дискретизовані дані.

Нехай вузли X1-X10 подають дані спостережень та анамнез історії хвороби пацієнта. Вузли Y1-Y10 - це лабораторні дослідження та отримані результати аналізів. Всі вузли мають по три стани:

- ✓ стан s0 – означає відсутність цієї ознаки;
- ✓ стан s1 – означає невизначеність;
- ✓ стан s2 – означає наявність цієї ознаки у клінічній картині.

Ми маємо спостереження за показниками забруднення повітря, підкріплені проведеними аналізами за той же період часу.

Модель статичної експертної системи на основі Байєсовської мережі, що орієнтована на вирішення завдання визначення залежності імунітету від забруднень, представлена рисунку 13.

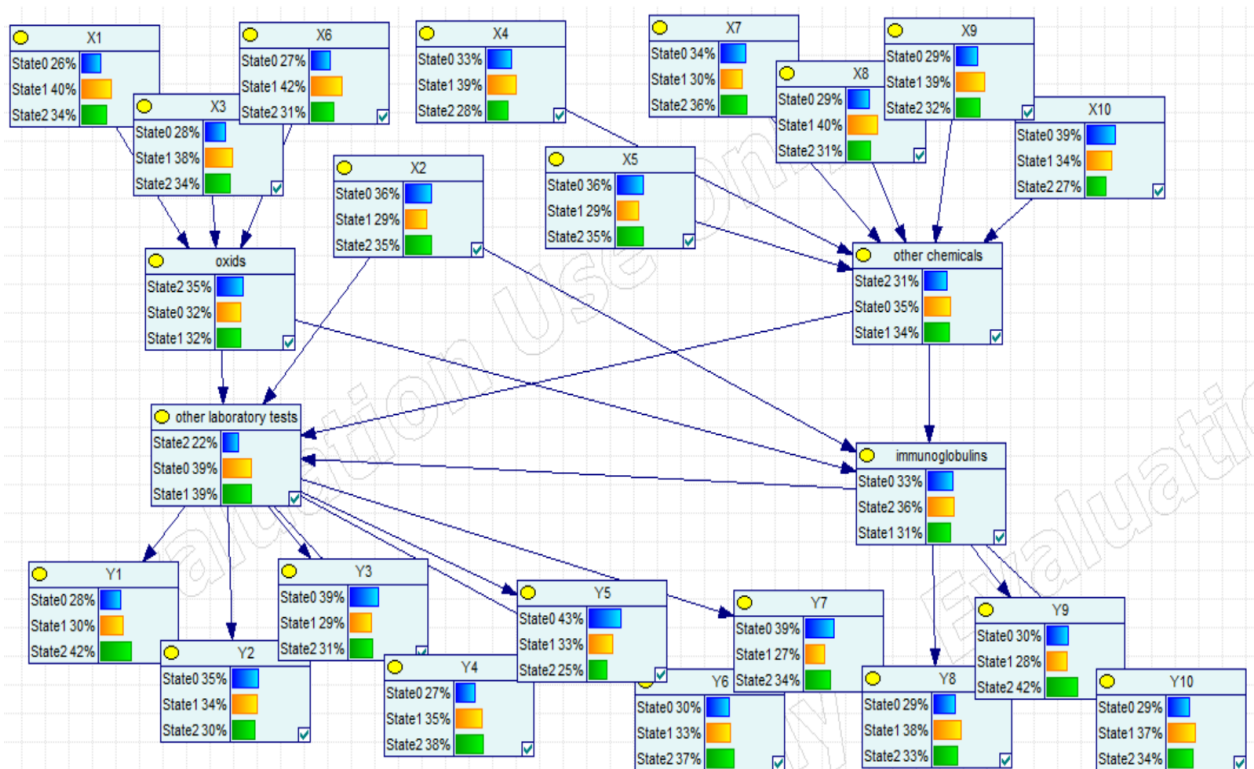


Рис.13. Модель статичної Байєсівської мережі, що орієнтована на вирішення завдання визначення залежності імунітету від забруднень.

3.4. Ситуаційний аналіз “What-if” отриманих результатів та визначення загальних рекомендацій щодо виявлених тенденцій

БМ цікаві для представлення знань, тому що дозволяють як виведення зверху вниз, так і виведення знизу вверху, вони легко захоплюють думки експертів і можуть навчатися на даних, оновлюватися та персоналізуватися. У ході проведення аналізу чутливості було помічено, що:

- серед усіх параметрів вузол X2 (пил) не є суттєвим, організм легко позбавляється її (при кашлі пил виходить з мокротинням);
- присутність у моделі вузла X5 (сірководень) є обов'язковою умовою, оскільки мінімальна концентрація сірководню має бути у складі повітря.

Також виявлено загальні тенденції впливу забруднень на здоров'я людини.

1. При максимальному рівні монооксиду вуглецю (вузол Х6) загальний вміст оксидів у повітрі зростає на 46% (з 32% до 78%) порівняно з вихідною концентрацією (рис.14).

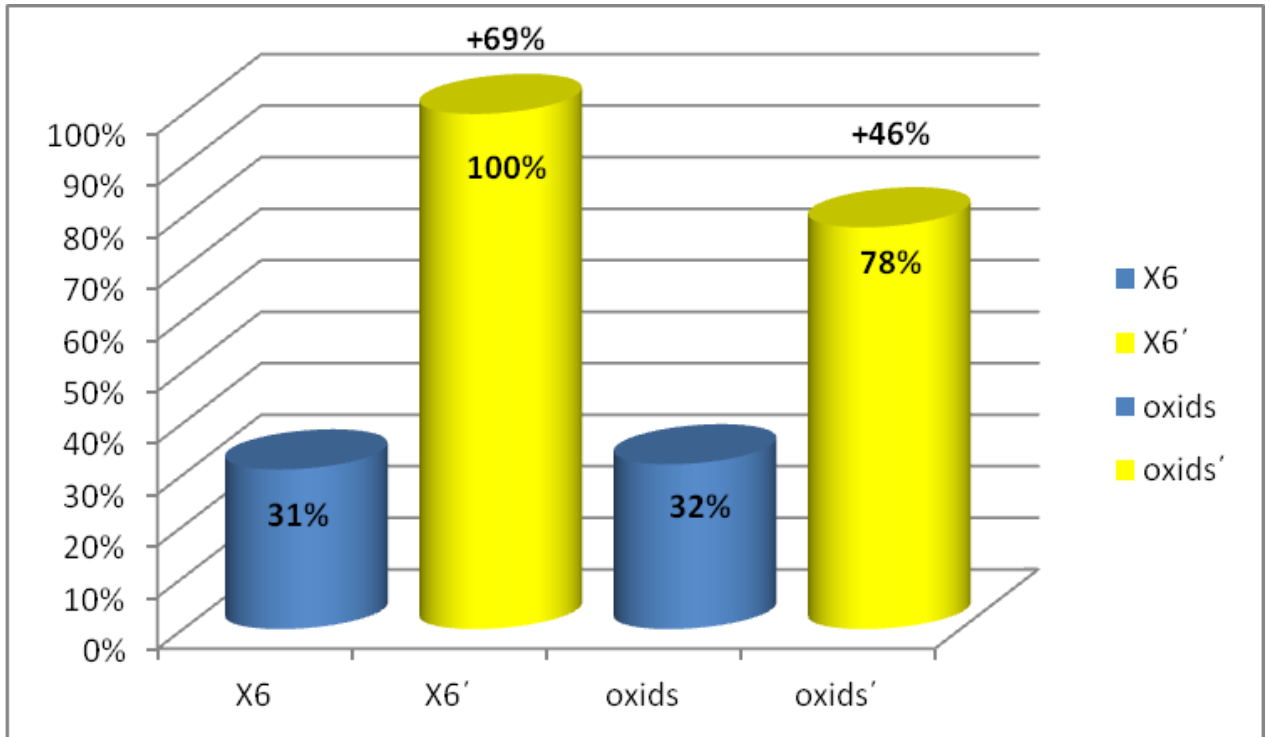


Рис.14. Умови зростання загального вмісту оксидів у повітрі.

2. Якщо вдасться звести до мінімуму концентрації Монооксиду вуглецю, окису азоту та окису сірки, то загальний вміст оксидів у повітрі знизиться на 27% (з 35% до 8%) порівняно з вихідною концентрацією.
3. Імуноглобуліни зростають на 9% (з 33% до 42%) порівняно з вихідним станом, якщо концентрація фенолу в повітрі досягне максимуму (рис.15).

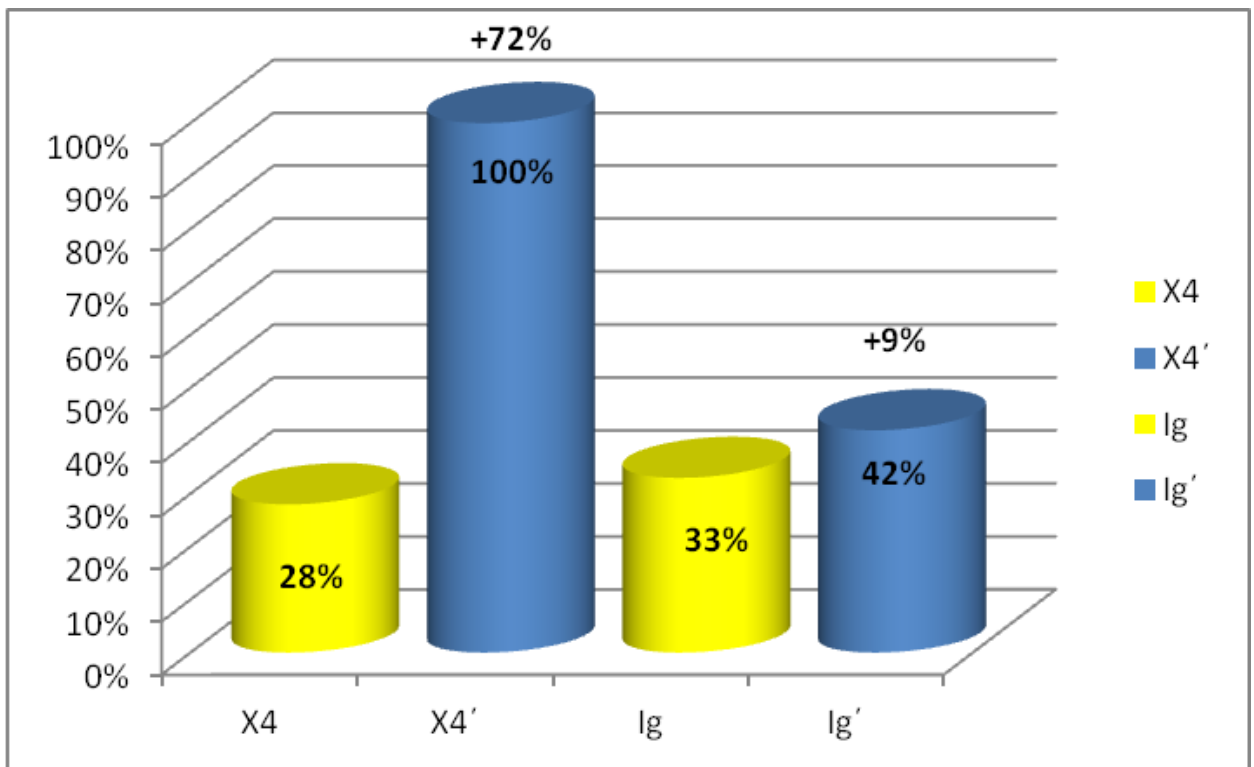


Рис.15 Умови зростання показників Імуноглобуліну людини.

4. Other chemicals зростає з 34% до 51% (на 17%) в порівнянні з вихідним станом при: X4 максимум, X5 максимум, X7 мінімум, X8 максимум, X9 мінімум.
5. За умови, що повітря максимально забруднене (oxids=max, other chemicals=max) результати лабораторних тестів, як і аналізи на імуноглобуліни зростають на 15% (з 39% до 54% і з 37% до 52% відповідно) порівняно з вихідним станом (рис.16).

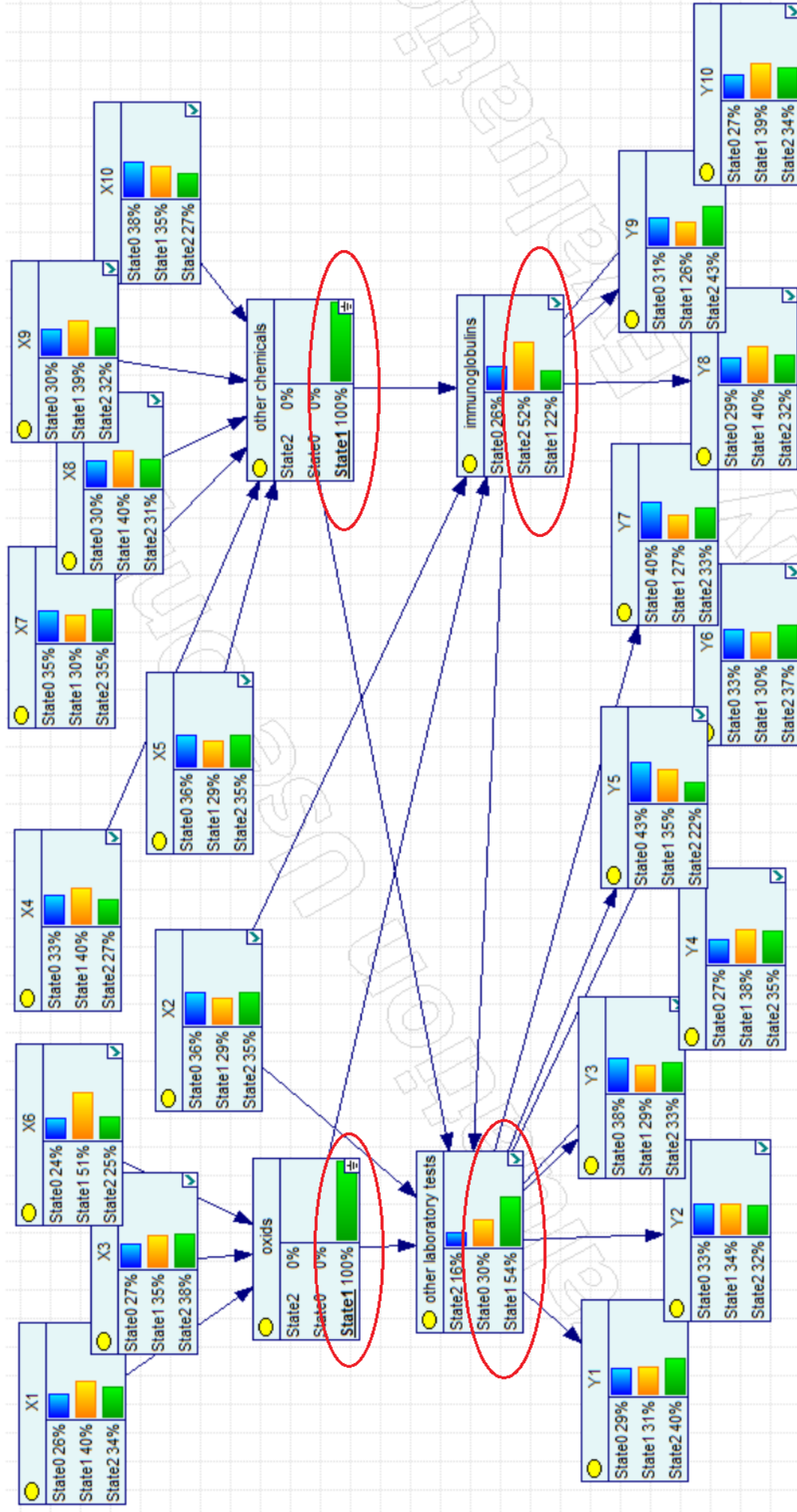


Рис.16 Умови впливу лабораторних тестів стану забруднення повітря

Висновки по розділу 3

Отримана Байєсівська модель, що лягла в основу експертної системи, була протестована на різних наборах даних з використанням різних методів відбору проб. Враховуючи, що Байєсівська мережа є ймовірнісним підходом за наявності різних видів невизначеності, отримана модель адекватна досліджуваним процесам.

Показано, що валідація з наступною верифікацією забезпечує надійність моделі, а також значно підвищує точність отриманої моделі. Запропонована модель дозволяє дослідникам знайти оптимальне поєднання ключових факторів забруднення, які можуть суттєво покращити значення імунних показників та відповідно покращити стан здоров'я дітей.

Розроблена модель БМ може сприяти впровадженню гігієнічних заходів щодо покращення якості екологічного стану міста та знайти своє застосування в удосконаленні механізмів управління гігієнічних заходів міською владою міста Кривого Рогу, що вплине на стан загальної захворюваності в даному регіоні.

ВИСНОВКИ

Метою даної кваліфікаційної роботи була розробка експертної системи моніторингу та прогнозування впливу забруднення навколишнього середовища на імунітет людини на основі статичної Байєсівської моделі.

В кваліфікаційній роботі показано, що інструмент БМ дозволяє виявити вірогідну залежність структури статистичних показників, що характеризують стан імунної системи людини в залежності від якості повітря, які можуть бути проаналізовані більш детально за допомогою спостережень і аналізу чутливості БМ. В даній роботі виконано:

1. аналіз об'єкта дослідження та предметної галузі;
2. на основі статистичних даних розроблено концептуальну модель експертної системи;
3. застосовано на практиці інструментарій Байєсівського моделювання:
 - побудована ймовірнісна модель;
 - проведено структурне навчання БМ і навчання параметрів;
 - здійснені валідиція і аналіз чутливості БМ;
 - проведено сценарний аналіз отриманих результатів;
 - проаналізовані отримані сценарії і визначені наявні тенденції.
4. показано, що ефективність отриманої системи також має не тільки теоретичне значення, а й практичне застосування.

Завдяки інструментарію БМ була створена та протестована зручна ймовірнісна експертна система, що моделює сценарій, при якому можливе прогнозування появи патології імунної системи у пацієнтів через забруднене повітря. Результати роботи в подальшому можна використовувати для застосовування в медичних установах при постановці діагнозу та ухваленні медичних рішень.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. https://espreso.tv/news/2019/03/12/smertnist_vid_zabrudnennya_povitrya_vdviichi_perevyschuye_ocinky_doslidzhennya
2. <https://ua-energy.org/uk/posts/yak-ukraina-vymiriuye-zabrudnennia-povitria>
3. <https://life.pravda.com.ua/columns/2021/02/17/243953/>
4. Мальований М. С., Шмандій В. М., Харламова О. В., Челядин Л. І., Сакалова Г. В. Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки. Екологічна безпека. 2013. № 1 (15). С. 37–44.
5. Тарасова В. В. Інтегральна оцінка екологічного стану довкілля. Економіка АПК. 2010. № 14. С. 16–18.
6. Крихівський М. В., Тимків Д. Ф. Чисельні показники рівня екологічної безпеки. Нафтогазова енергетика. 2013. № 2 (20). С. 163–173.
7. Білова М. О. Системний аналіз еколого-соціально-економічних об'єктів для визначення комплексної оцінки рівня екологічної безпеки: дис. канд. техн. наук: 21.06.01. Харків, 2017. 211 с.
8. Обиход Г. О. Методичні засади визначення конкурентного екологічного потенціалу регіонів України. Науковий вісник Херсонського державного університету. 2014. № 9. Ч. 6. С. 134–137.
9. Кузьмина В. А. Екологічна безпека: Конспект лекцій. Одеса: ТЕС, 2013. 131 с.
10. Тарасова В. В., Ковалевська І. М. Комплексна оцінка екологічної безпеки. Вісник ЖДТУ. 2012. № 3 (61). С. 303–305.
11. Іванюта С. П., Качинський А. Б. Екологічна безпека регіонів України: порівняльні оцінки. Стратегічні пріоритети. 2013. № 3 (28). С. 157–164.
12. Боронос В. Г., Довга Л. В. Методичні підходи щодо оцінки рівня безпеки регіону шляхом розширення системи екологічних індикаторів. Scientific

journal of ChSIEM. 2014. № 4 (24). С. 52–59.

13. Шмандій В. М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти): автореф. дис. докт. техн. наук: 21.06.01. Харків. 2003. 36 с.
14. Шмандій В. М. Стратегія управління екологічною безпекою: загальні теоретичні положення та регіональний аспект. Вісник КДПУ. Кременчук: КДПУ. 2003. № 2 (19). С. 160-163.
15. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ: НІСД. 2001. 312 с.
16. Александров І. О., Кравець О. О. Методологія оцінки якості навколишнього середовища України. Маркетинг і менеджмент інновацій. 2012. № 3. С. 221–228.
17. Абрамова А. О. Індексна оцінка рівня екологічної безпеки проєктованих промислових об'єктів: автореф. дис. канд. техн. наук: 21.06.01. Київ, 2012. 21 с.
18. Танасієва М. М. Теоретико-методичні засади економіко-екологічного аналізу. Вісник ЖДТУ. 2013. № 4 (66). С. 117–124.
19. Васенко О. Г., Рибалова О. В., Поддашкін О. В. та ін. Ієрархічний підхід до оцінювання екологічного ризику погіршення стану екосистем поверхневих вод України. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки: збірник наукових праць УкрНДІЕП. Харків. 2010. № 32. С. 75–90.
20. Васенко О. Г., Рибалова О. В., Артем'єв С. Р. та ін. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія. Харків: НУЦЗУ, 2015. 419 с.
21. Барбашова Н. В. Взаємозв'язок понять "екологічний ризик" та "екологічна безпека". Актуальні проблеми держави і права. 2014. № 72. С. 245–253.
22. Добровольський В. В. Екологічна безпека і ризик: деякі понятійно-категоріальні уточнення. Екологічна безпека. 2011. № 1 (11). С. 17–20.

23. Рахманін Ю. А., Новіков С. М., Іванов С. І. Сучасні наукові проблеми вдосконалення методології оцінки ризику здоров'ю населення. Гігієна та санітарія. 2005. № 2. С. 7-10.
24. Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice / Dennis J. Paustenbach (Ed.). New York, NY: Wiley, 2002. 1586 p.
25. EPA/630/R-95/002F. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Washington, DC, 1998. 188 p. URL: [http://www.epa.gov/superfund/programs/nrd/era.](http://www.epa.gov/superfund/programs/nrd/era/) / htm (Last accessed: 01.10.2019).
26. Suter G., Suter II Ecological risk assessment. 2nd Edition. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2007. 654 p.
27. FCSAP. Ecological Risk Assessment Guidance. Vancouver, BC: Azimuth Consulting Group, 2012. URL: http://www.geoenvirologic.ca/Documents/20120631_E/RAGuidance_Final_En.pdf (Last accessed: 01.10.2019).
28. Glenn W. Suter II, Rebecca A. Efroymson, Bradley E. Sample, Daniel S. Jones. Ecological risk assessment for contaminated sites. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2000. 437 p.
29. Uncertainty and data quality in exposure assessment. (IPCS harmonization project document; no. 6). Geneva: WHO, 2008. 175 p.
30. Fundamentals of risk analysis and risk management / edited by Vlasta Molak. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997. 860 p.
31. Лисиченко Г. В., Забулонов Ю. Л., Хміль Г.А та ін. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління. Київ: Наукова думка, 2008. 542 с.
32. Про затвердження методичних рекомендацій "Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря": Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 13 квіт. 2007 р. № 184. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0184282-07>.
33. Гребенюк А. Н., Бояринцев В. В., Луцик М. А., Кушнір Л. А. Сучасні

- підходи до оцінки ризику здоров'ю при впливі хімічних речовин, що забруднюють довкілля. Військово-медичний журнал. 2009. № 6. С. 22-26.
34. Звягінцева Г.В. Методика з оцінки екологічних ризиків при забрудненні навколишнього природного середовища. Вісник Донецького національного університету, Сер. А: Природничі науки. 2009. № 2. С. 370–379.
35. Звягінцева Г.В. Обґрунтування методів оцінки та прогнозування ризику впливів шкідливих речовин при забрудненні атмосфери промислових міст: автореф. дис. канд. техн. наук: 21.06.01. Донецьк, 2006. 17 с.
36. Звягінцева А.В., Аверін Г.В. Кількісна оцінка ризиків екологічної безпеки. Частина 1. Методичні засади оцінки ризиків. Вісник Донецького університету. 2006. № 2. С. 296-304.
37. Качинський А.Б. Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи. Київ: Інститут проблем національної безпеки, 2004. 472 с.
38. Environmental Health Risk Assessment. Canberra: PDO, 2002. 258 p. URL: https://www.climateemergencyinstitute.com/uploads/Environmental__risk_assessment/_02.pdf (Last accessed: 17.03.2020).
39. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Washington, D.C.: National Academy Press, 1996. 206 p.
40. Science and Judgment in Risk Assessment. Washington, D.C.: National Academy Press, 1994. 668 p.
41. Understanding Risk: Informing Decisions in a Democratic Society. Washington, D.C.: National Academy Press, 1996. 264 p.
42. Романченко І.С., Сбитнев А.І., Бутенко С.Г. Екологічне забезпечення військ. Київ: НАО України, 2003. 274 с.
43. Блекот О.М. Забезпечення екологічної безпеки Збройних Сил України. Київ: НАОУ, 2003. 360 с.
44. Охорона природного середовища у Збройних Силах України / за ред. В.М.

Литвака. Київ: Варта, 1998. 208 с.

45. Генік В.М., Кирильчук Ю.Ф. Екологічна безпека повсякденної діяльності військ. Науковий вісник НЛТУ України. 2015. Вип. 25.9. С. 139-144.
46. Лисенко О.І., Чумаченко С.М., Ситник Ю.І. та ін. Напрямки вдосконалення природоохоронної діяльності в Збройних Силах. Київ: ННДЦ ОТ і ВБ України, 2006. 424 с.
47. Зорін Д.О., Манюк О.Р. Вплив збройних сил України на навколишнє природне середовище. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2010. №2. С. 64–68.
48. Washburn A., Kress M. Combat Modeling. New York, NY: Springer, 2009. 280 p.
49. Bartell S.M. Ecological/Environmental risk assessment. Risk assessment and management handbook. New York, NY: Wiley, 1996. P. 10.3–10.59.
50. Hallenbeck W.H. Quantitative risk assessment for environmental and occupational health. Boca-Raton, FL: CRC Press, 1993. 212 p.
51. Glendon A.I., Sharon G. Clarke, Eugene McKenna Human safety and risk management. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2006. 486 p.
52. Орел С.М., Мальований М.С. Оцінка екологічного ризику. Вплив на здоров'я людини. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС, 2014. 232 с.
53. James R. Pfafflin, Edward N. Ziegler Encyclopedia environmental science and engineering. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2006. 1353 p.
54. Wayne R. Ott, Anne C. Steinemann, Lance A. Wallace Exposure analysis. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2007. 487 p.
55. Technical Guidance Document on Risk Assessment. Commission Directive 93/67/EEC. Pt. I-IV. Ispra: Institute for Health and Consumer Protection, 2003. URL: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/technical-guidance-document-risk-assessment-part-1-part-2> (Last accessed: 11.02.2019).
56. Ostergaard G., Nielsen E., Larsen J. C. Toxicological Risk Assessment of

Chemicals: a practical guide. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group, 2007. 410 p.

57. Harmonization of approaches to the assessment of risk from exposure to chemicals website. IPCS Harmonization Project. Geneva: WHO, 2007. URL: <https://www.who.int/ipcs/methods/harmonization/en/> (Last accessed: 11.02.2019).
58. Principles of Characterizing and Applying Human Exposure Models. IPCS Harmonization Project Document No. 3. Geneva: WHO, 2005. URL: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43370/9241563117_eng.pdf?sequence/=1 (Last accessed: 13.02.2020).
59. Penningroth S. Essentials of toxic chemical risk: science and society. Boca Raton, FL: CRC Press, 2010. 188 p.
60. EPA/600/R-09/052F. Exposure factors handbook: 2011 Edition. Washington, DC, 2011. URL: <https://www.nrc.gov/docs/ML1400/ML14007A666.pdf> (Last accessed: 13.02.2020).
61. Прищеп А. М. Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення довкілля агросфери в зоні впливу урбосистем. Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Сер. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць. Рівне, 2012. № 4 (60). С. 28-35.
62. MacGregor D.G., Slovic P., Malmfors T. “How Exposed Is Exposed Enough?” Lay inferences about chemical exposure. Risk analysis. 1999. Vol. 19. № 4. P. 649–659
63. Slovic P. Trust, emotion, sex, politics, and science: surveying the risk-assessment battlefield. Risk analysis. 1999. Vol. 19. № 4. P. 689–701
64. Slovic P. Perceived risk, trust, and democracy. Risk Analysis. 1993. Vol. 13. № 4. P. 675–682.
65. Calow P. Ecological risk assessment: risk for what? How do we decide? Ecotoxicology and environmental safety. 1998. Vol. 40. № 1. P. 15–18.

66. Cirone P. A., Duncan P. B. Integrating human health and ecological concerns in risk assessments. *Journal of Hazardous Materials*. 2000. Vol. 78. № 1. P. 1–17.
67. EPA/100/B-04/001. An examination of EPA risk assessment principles and practices. Washington, DC: EPA, 2004. 193 p.
68. The air toxics hot spots program guidance manual for preparation of health risk assessments / ed. by Robert Blaisdell. Oakland, Cal.: OEHHA, 2003. 302 p.
69. Lu H., Axea L., Tyson T. A. Development and application of computer simulation tools for ecological risk assessment. *Environmental Modeling and Assessment*. 2003. Vol. 8. P. 311–322.
70. Лисиченко Г. В., Забулонов Ю. Л., Хміль Г. А. Природний, техногенний та екологічний ризи́ки: аналіз, оці́нка, управлі́ння. Київ: Наукова думка, 2008. 542 с.
71. Лисиченко Г. В., Хміль Г. А., Барбашев С. В. Методоло́гія оці́нюван́ня екологі́чних ризи́ків: монографі́я. Одеса: Астропринт, 2011. 368 с.
72. Рибалова О. В., Бєлан С. В., Артем'єв С. Р. Визначення екологічного ризи́ку погіршен́ня стану атмосфе́рного пові́тря з урахува́нням хімі́чної небезпе́ки регіо́нів Украї́ни. Пробле́ми надзвичайни́х ситуаци́й. 2013. № 18. С. 196–209.
73. Pearson R., Dawson T. Long-distance plant dispersal and habitat fragmentation: identifying conservation targets for spatial landscape planning under climate change. *Biological Conservation*. 2005. Vol. 123. P. 389–401.
74. Hope B. K. An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*. 2006. Vol. 32. P. 983–995.
75. EPA 530-D-99-001C. Screening level ecological risk assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities. Vol. 3. Washington, DC, 1999. URL: <https://www.csu.edu/cerc/researchreports/documents/ScreeningLevelEcologicalRiskAssessmentProtocolHazardousWasteCombustionFacilitiesVolume3.pdf> (Last accessed: 13.02.2020).
76. EPA/600/R-93/187. Wildlife exposure factors handbook, Vol.1. Washington,

DC, 1993. URL: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=2799>
(Last accessed: 13.02.2020).

77. Sample B. E, Aplin M. S., Efroymson R. A. et al. Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory, 1997. URL: <https://rais.ornl.gov/documents/tm13391.pdf> (Last accessed: 23.07.2019).
78. Penningroth S. Essentials of toxic chemical risk : science and society. Boca Raton, FL: CRC Press, 2010. 205 p.
79. Suter II G. W., Reinbold K. A., Rose W. H., Chawla M.K. Military ecological risk assessment framework (MERAf) for assessment of risks of military training and testing to natural resources. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory, 2002. 143 p. URL: <https://pdfs.semanticscholar.org/7864/64914dea5e5783f474c745fd0a93c4/b4154d.pdf> (Last accessed: 23.07.2019).
80. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Парадигма оцінки екологічного ризику у військовій сфері. Вісник кременчуцького національного університету. 2011. № 2 (67), ч.1. С. 131–136.
81. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка впливу військового підрозділу на довкілля у мирний час. Збірка тез доповідей Четвертої Всеукраїнської науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 12–13 квітня 2011). Львів, 2011. 279 с.
82. Орел С. М., Іващенко О. В. Оцінка екологічного ризику забруднення довкілля викидами двигунів літаків. Тези доповідей Сьомої наукової конференції «Новітні технології – для захисту повітряного простору» (Харків, 13–14 квітня 2011). Харків, 2011. С. 49–50.
83. Орел С. М., Іващенко О. В., Вихтинська Т. Г. Прийняття рішень в галузі екологічної безпеки військ за допомогою програми SADA. Збірка тез доповідей П'ятої Всеукраїнської науково-технічної конференції

«Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 15–17 травня 2012). Львів, 2012. С. 310–311.

84. Орел С. М., Іващенко О. В. Управління екологічною безпекою військ за допомогою оцінки екологічного ризику. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 14–16 травня 2014). Львів, 2014. С. 236–237.
85. Orel S., Ivaschenko O. Ecological safety management of forces through ecological risk assessment. *Science & Military*. 2014. Vol.9. № 1. P. 42–46.
86. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінка екологічного ризику впливу діяльності Міжнародного центру миротворчості та безпеки на тваринний світ. Збірник матеріалів III Міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 17–19 вересня 2014). Львів. 2014. 40 с.
87. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on humans through a probabilistic ecological risk assessment. Example of a former missile base. *Journal of Defence Resources Management*. 2015. Vol.6. № 2. P. 109–115.
88. Orel S., Ivaschenko O. Evaluation of military activity impact on environment using two-dimensional Monte Carlo method. *Science & Military*. 2015. Vol.10. № 2. P. 12–17.
89. Орел С. М., Іващенко О. В. Аспекти підготовки військ в галузі екологічної безпеки (на прикладі армії США). Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ» (Львів, 18–20 травня 2016). Львів, 2016. 302 с.
90. Орел С. М., Іващенко О. В. Основні напрями діяльності в галузі екологічної безпеки Збройних Сил України. Збірник тез доповідей Міжнародної наукової конференції «Виклики політики безпеки: історія та сучасність» (Львів, 16–18 червня 2016). Львів, 2016. С.163–165.

91. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Оцінювання впливу забруднення ґрунту в районі бойових стартових позицій балістичних ракет на здоров'я людини та довкілля. Науковий вісник НЛТУ України. 2016. № 26.3. С. 287–293.
92. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу забруднювачів на елементи довкілля. Збірник матеріалів 4-го міжнародного конгресу «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 21–23 червня 2016). Львів, 2016. 43 с.
93. Орел С. М., Іващенко О. В., Мальований М. С. Особливості проведення імовірнісної оцінки екологічного ризику впливу військової діяльності на довкілля при управлінні екологічною безпекою військ. Збірка тез доповідей XVII Міжнародної науково-технічної конференції «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (Кременчук, 01–03 червня 2017). Кременчук, 2017. 45 с.
94. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапний підхід до оцінки екологічного ризику. Тези доповідей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції «Ідеї академіка В. І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки», (Кременчук, 11–13 травня 2018). Кременчук, 2018. 119 с.
95. Іващенко О. В. Оцінка ризику перебування військовослужбовців на загальновійськовому полігоні Збройних Сил України. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2014. № 2. С. 134–141.
96. Іващенко О. В. Війна як причина можливих екологічних катастроф Донбасу. Збірка тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ». (Львів, 11–12 травня 2017). Львів, 2017. С. 266–267.
97. Іващенко О. В. Застосування довкілля як інструменту війни. Збірка тез доповідей Міжнародної наукової конференції "Людина і техніка у

визначних битвах світових воєн ХХ століття". (Львів, 15–17 травня 2017).
Львів, 2017, С. 71–73.

98. Іващенко О. В. Методи оцінки впливу військової діяльності на навколишнє середовище. Збірник тез доповідей Міжнародної науково-технічної конференції «Перспективи розвитку озброєння та військової техніки сухопутних військ». (Львів, 14–15 травня 2015). Львів, 2015, с.189.
99. Орел С. М., Мальований М. С. Імовірнісна оцінка ризику для населення, що вживає питну воду після аварії на складі боєприпасів. Екологічна безпека. 2012. № 2. С. 46–51.
100. Орел С. М., Мальований М. С. Імовірнісна оцінка ризику для населення, що вживає питну воду після аварії на складі боєприпасів за допомогою двовимірного методу Монте-Карло. Екологічна безпека. 2013. № 1. С. 54–58.
101. Орел С. М., Мальований М. С. До питання вибору об'єктів турботи при оцінці ризику впливу військової діяльності на довкілля. Збірник наукових статей «ІІІ-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія /Ecology – 2011)» (Львів, 21–24 вересня 2011). т.1. Вінниця, 2011. С. 5–8.
102. Contaminated Land. Problems and Solutions / ed. by T.Cairney and D.M.Hobson. London: E&FN Spon, 1998. 369 p.
103. Efroymsen R., Jager H., Dale V., Westervelt J. A framework for developing management goals for species at risk with examples from military installations in the United States. Environmental Management. 2009. Vol.44. P. 1163–1179.
104. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes / R. B. Jackson et al. Oecologia. 1996. Vol.108. P. 489–511.
105. DERR–00–RR–031. Guidance for conducting ecological risk assessments. Columbus, Ohio, 2018. P. 129. URL: <https://www.epa.ohio.gov/portals/30/rules/RR-031.pdf> (Last accessed: 21.01.2020).
106. Sample B. E., Suter II G. W., Beauchamp J. J., Efroymsen R. A. Literature-

- derived bioaccumulation models for earthworms: development and validation. Environmental toxicology and chemistry. 1999. Vol.18. P. 2110–2120.
107. Risk assessment guidance for site investigations and remediation. Santa-Fe, N.M., 2019. URL: https://www.env.nm.gov/wp-content/uploads/sites/12/2016/11/Final-NMED-SSG-VOL-I_-Rev.2-6_19_19.pdf (Last accessed: 21.02.2020).
108. Conducting ecological risk assessments at remediation sites in Texas. Austin, TX: TCEQ, 2018. URL: https://www.tceq.texas.gov/assets/public/comm_exec/pubs/rg/rg-263.pdf (Last accessed: 21.01.2020).
109. FCSAP Ecological risk assessment guidance. Module 2: Selection or Development of site-specific toxicity reference values. Vancouver, BC: Azimuth Consulting Group, 2010. P. 38. URL: https://www.canada.ca/content/dam/ecccc/migration/fcs-/scf/B15E990A-C0A8-4780-9124-07650F3A68EA/13-049/-20EC-/20ERA-20Module-202_ENG.PDF (Last accessed: 21.02.2020).
110. Гранично допустимі концентрації \ГДК\ та орієнтовні безпечні рівні діяння \ОБРД\ забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених місць. Київ, 2017. URL: <https://www.mcl.kiev.ua/wp-content/uploads/2017/10/OBRV-2017.pdf> (дата звернення: 15.12.2019).
111. СанПіН 4630-88. Санітарні правила та норми охорони поверхневих вод від забруднення. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/v463/0400-88> (дата звернення: 03.03.2019).
112. Про затвердження списків і введення в дію гігієнічних регламентів (ГДК та ОБРВ) у повітрі робочої зони, атмосферному повітрі населених місць та (ОДР) у воді водоймищ. URL: http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/ST000809.html (дата звернення: 03.03.2019).
113. Guidance for Ecological Risk Assessment: Levels I, II, III, IV. Oregon DEQ: Portland, OR, 1998. URL: <https://www.oregon.gov/deq/FilterDocs/>

GuidanceEcologicalRisk.pdf (Last accessed: 15.04.2019).

114. Sample B. E., Opresko D.M., Suter II G. W. ES/ER/TM-86/R3. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision. Oak Ridge, TN: ORNL, 1996. URL: <https://rais.ornl.gov/documents/tm86r3.pdf> (Last accessed: 10.03.2020).
115. California environmental protection agency, wildlife exposure factor and toxicity database URL: <https://oehha.ca.gov/ecotoxicology/general-info/calecotox/-database> (Last accessed: 10.03.2020).
116. Підлісна М. С. Оцінка екологічного стану Яворівського полігону та вимоги з охорони довкілля при проведенні військових навчань. Львів: ВІНУ "ЛП", 1997. 31 с.
117. Маненко А. К., Степанов О. К., Хоп'як Н. А., Ткаченко Г. М. Екологічний та гігієнічний огляд зон об'єкту Яворівського загального військового полігону I категорії сухопутних військ збройних сил України. Гігієна населених місць. 2009. № 54. С. 40–47.
118. Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessments. Portland, Oreg.: DEQ, 1998. 158 p.
119. Cullen, Alison C., Frey, Christopher H. Probabilistic techniques in exposure assessment. A handbook for dealing with variability and uncertainty in models and inputs. New York, NY: Plenum, 1999. 335 p.
120. EPA 540-R-02-002. Risk assessment guidance for superfund: process for conducting probabilistic risk assessment. Vol. III. P. A. Washington, DC, 2001. URL: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf (Last accessed: 10.03.2020).
121. EPA/630/R-97/001. Guiding principles for Monte Carlo Analysis. Washington, DC, 1997. URL: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/montecar.pdf> (Last accessed: 10.03.2020).
122. EPA 540-R-02-002. Risk assessment guidance for superfund: Vol. III. P. A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. Appendix G. Office of Emergency and Remedial Response U.S., EPA, Washington, DC, 2001. URL:

https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf (Last accessed: 10.03.2020).

123. Species sensitivity distributions in ecotoxicology / Ed. by Leo Posthuma, Glenn W. Suter II, and Theo P. Traas. Boca Raton, FL: CRC Press LLC, 2002. 576 p.
124. Frey H. C., Patil S. R. Identification and review of sensitivity analysis methods. Risk analysis. 2002. Vol.22. P. 553–578.
125. 134. Metals environmental risk assessment guidance. ICMM, 2016. URL: <https://www.icmm.com/merag> (Last accessed: 09.09.2019).
126. EPA/600/R-93/187. Wildlife exposure factors handbook, V.1. Washington, 1993. URL: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=2799> (Last accessed: 12.11.2019).
127. Надточій П. П., Білявський Ю. А., Мислива Т. М., Шмагала Ю. Б. Проблеми реабілітації ґрунтово-земельних ресурсів Житомирської області, забруднених унаслідок військової діяльності. Загальна екологія та агроекологія. 2009. № 2. С.3–32.
128. Орел С. М., Іващенко О. В. Поетапна оцінка ризику впливу на людину забруднення довкілля внаслідок військової діяльності. Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2018. № 2. С. 61–72.
129. Orel S., Ivaschenko O., Malyovanyy M. Assessment of the influence of military activity on the environment at the international peacekeeping and security center through the evaluation of environmental risk. Environmental problems. 2018. Vol.3. № 2. P. 129–132.
130. Wilson, K. A., Wallace, D. D., Goudar, S. S., Theriaque, D., & McClure, E. M. (2015). Data Mining (DMIN): 132-138 Athens: The Steering Committee World Congress in Computer Science. Computer Engineering and Applied Computing (WorldComp).
131. Scutari, M., Howell, P., Balding, DJ, & Mackay, I. (2014). Multiple quantitative trait analysis using Bayesian Networks. GENETICS, 198 (1), 129-

137. <https://doi.org/10.1534/genetics.114.165704>
132. Lappenschaar, M., Hommersom, A., Lucas, P.J.F., Lagro, J., Visscher, S., Korevaar, J.C., & Schellevis, F.G. (2013). Multilevel temporal Bayesian model longitudinal change in multimorbidity. *Journal of Clinical Epidemiology*, 66 (12), 1405-1416. <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2013.06.018>
133. Borsuk M.E., Stow C.A., Reckhow K.H. Ha Bayesian eutrophication models for synthesis, prediction, i uncertainty analysis // *Ecological Modelling*. 2004. vol. 173. no 2. pp. 219-239.
134. Aguilera, P. A., Fernández, A., Fernández, R., Rum, R., & Salmeryn, A. (2011). Bayesian networks. *Environmental Modelling & Software*, 26 (12), 1376-1388. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.06.004>
135. McCann R. K., Marcot B. G., Ellis R. Bayesian belief мереж: applications in ecology and natural source management // *Canadian Journal of Forest Research*. 2006. vol. 36. no. 12. pp. 3053-3062.
136. Francis R.A., Guikema S.D., Henneman L. Bayesian belief predicting drinking water distribution system pipe breaks // *Reliability Engineering & System Safety*. 2014. vol. 130. pp. 1–11.
137. Troldborg M., Aalders I., Towers W., Hallett P.D., et al. Application of Bayesian Belief Networks до quantify and map areas risk to soil threats: Using soil compaction. *Soil and Tillage Research*. 2013. vol. 132. pp. 56–68.
138. Vitolo, C., Scutari, M., Ghalaieny, M., Tucker, A., Russell, A.: *Modelling Air Pollution, Climate and Health Data Using Bayesian Networks*://*Earth and Space Science* 5 (4), 2018, pp. 76-88.