

РОЗДІЛ 2. ОЦІНКА РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

Повна, або базова, схема оцінки ризику передбачає проведення чотирьох взаємопов'язаних етапів, а саме [7]:

- ідентифікацію небезпеки;
- оцінку експозиції;
- характеристику небезпеки (оцінку залежності „доза-відповідь”);
- характеристику ризику.

2.1. Ідентифікація небезпеки

Головним завданням цього етапу є відбір пріоритетних, індикаторних хімічних речовин, вивчення яких дозволить з достатньою точністю охарактеризувати рівні ризику порушення стану здоров'я населення та джерела його виникнення [6].

Етап ідентифікації небезпеки передбачає [6]:

- виявлення всіх джерел забруднення навколишнього середовища та можливого їх впливу на людину;
- ідентифікацію всіх забруднюючих речовин;
- характеристику потенційних шкідливих ефектів хімічних речовин і оцінку наукової доведеності можливості розвитку цих ефектів у людини;
- виявлення пріоритетних для подальшого вивчення хімічних сполук;
- встановлення шкідливих ефектів, що викликаються пріоритетними речовинами при оцінюваних маршрутах впливу (включаючи пріоритетні забруднені середовища та шляхи надходження хімічних речовин в організм людини), тривалості експозиції (гострі, підгострі, хронічні, довічні) і шляхів їх надходження в організм людини (інгаляційне, пероральне, накожне).

2.1.1. Збір та аналіз даних про джерела, склад і умови забруднення на досліджуваній території

1. З метою визначення переліку пріоритетних для наступних досліджень потенційно шкідливих хімічних сполук спочатку складається максимально повний список всіх хімічних речовин, здатних впливати на людину на досліджуваній території.

2. При оцінці ризику на певній території необхідно встановити всі основні, що існують або існували в минулому, джерела забруднення об'єктів навколишнього середовища, включаючи джерела на прилеглих територіях, потенційно здатних впливати на досліджуване населення у зв'язку з можливістю просторового розповсюдження забруднення.

3. При оцінці ризику конкретного об'єкта, наприклад промислового підприємства, найбільш важливим джерелом інформації є відомості про якісний і кількісний склад викидів або скидів від даного об'єкта, їх просторових і часових характеристиках.

4. У попередній список повинні включатися [6]:

- компоненти викидів від джерел забруднення атмосферного повітря;
- можливі небезпечні продукти трансформації забруднюючих речовин у навколишньому середовищі;
- компоненти скидів стічних вод у водойму (у разі його господарсько-питного чи культурно-побутового призначення);
- хімічні сполуки та продукти їх трансформації, які потрапляють у питну воду з вододжерела, в процесі очищення води, знезараження, зберігання або доставки споживачам;
- компоненти забруднення ґрунту;
- речовини, які виявляються в об'єктах навколишнього середовища (атмосферне повітря, питна вода, вода відкритих водойм, ґрунт, привізні і місцеві продукти харчування) при проведенні санітарно-хімічних досліджень.

Основними джерелами інформації про **промислові викиди** є спільно використовувані щорічні форми державної статистичної звітності «2-ТП (повітря)» і томи «Атмосфера. Гранично допустимі викиди шкідливих речовин» досліджуваного населеного пункту або томи ПДВ окремих підприємств. Недоліком томів ПДВ є періодичність інформації з уточненням не частіше одного разу на 5 років. Цю інформацію доцільно доповнювати щорічними даними про плату за викиди, наявними у місцевих підрозділах.

На додаток до стаціонарних джерел викиду враховується внесок автотранспорту в забруднення приземного шару атмосфери населеного пункту.

Інформацію про **потенційні забруднювачі вододжерел** слід отримати з передпроектних і проектних матеріалів систем каналізування, окремих очисних споруд, комплексних природоохоронних програм, звітів територіальних органів, а також інших організацій, що забезпечують контроль за скидом стічних вод у водойми, закачування стоків в підземні горизонти, захоронення та утилізацію побутових і промислових відходів.

Інформацію про можливі **забруднення питної води** слід отримати з проектів системи водопостачання, технологічних карт, сертифікатів та іншої документації, що відноситься до реагентів, завантажень, матеріалів і елементів конструкцій, що транспортують; протоколів, звітів та іншої документації.

При аналізі можливого **забруднення ґрунту** необхідно брати до уваги розташування ділянок її локального забруднення, хімічний склад промислових відходів, поховань, проток, а також наявність тривалого забруднення суміжних середовищ стійкими хімічними сполуками (наприклад, забруднення атмосферного повітря діоксинами, поліхлорованими біфенілами, поліароматичними вуглеводнями, ртуттю, миш'яком і ін.).

Для ідентифікації хімічних речовин, здатних забруднювати **харчові продукти** на досліджуваній території, необхідно проводити аналіз всіх етапів їх виробництва, технологічної обробки, зберігання, розподілу і споживання. Потенційну небезпеку для здоров'я людини представляють хімічні речовини,

що надходять у харчові продукти з різних забруднених об'єктів довкілля (повітря, води, ґрунту), хімічні сполуки, що використовуються в рослинництві і тваринництві (пестициди, мінеральні добрива), харчові добавки, що використовуються як барвники, консерванти, емульгатори, антиоксиданти і інші речовини, мігруючі з упаковки харчового продукту або обладнання, що служить для його кулінарної обробки.

5. З метою виявлення потенційно небезпечних хімічних сполук слід додатково використати вітчизняні і зарубіжні переліки пріоритетних і особливо небезпечних хімічних речовин.

6. Разом з аналізом надходження хімічних речовин в навколишнє середовище від врахованих джерел забруднення, необхідно використати наявні результати санітарно-хімічних досліджень різних об'єктів довкілля на території, що вивчається.

7. Зібрані дані групуються з урахуванням досліджуваного об'єкту довкілля і місць відбору проб. У аналіз слід включати не лише підсумкові статистичні параметри, але і усі виміряні разові концентрації з указанням дати відбору проб, що особливо важливо при оцінці ризику гострого впливу хімічних сполук.

8. За наявності відомостей про можливість присутності речовини в досліджуваній точці або в зоні потенційного впливу джерела забруднення навколишнього середовища, але не виявлене у відібраній пробі, замість нуля вноситься величина концентрації, що становить $1/2$ межі кількісного визначення цієї хімічної сполуки. Такий прийом дозволяє уникнути значної асиметрії кривої розподілу концентрацій, що виникає у разі прийняття нульової концентрації. Проте якщо чутливість аналітичного методу не висока, то цей прийом може призводити до переоцінки можливої експозиції. Загальним правилом в таких ситуаціях є виключення з подальшого аналізу тих проб, включення яких може збільшувати середню концентрацію до рівня, що перевищує концентрацію, яка максимально виявляється в цій точці. За відсутності даних про величину межі кількісного визначення відомості про

пробу необхідно вилучити з аналізу, зробивши про це згадку в тексті звіту. Концентрація в досліджуваній точці може бути умовно прийнята нульовою, якщо речовина виявляється в менш ніж 5% відібраних проб і немає переконливих доказів того, що ця хімічна сполука є специфічним і характерним компонентом забруднення довкілля на досліджуваній території.

9. При оцінці наявних хіміко-аналітичних даних слід здійснювати адресну прив'язку постів спостереження, наносячи на географічну карту місця відбору проб хімічних сполук, розташування потенційних джерел забруднення і місць проживання населення. Це дозволяє наочно оцінити можливість екстраполяції даних, отриманих в конкретному місці відбору проб, на усю досліджувану територію. Особливу увагу слід приділяти місцям локального хімічного забруднення довкілля і правомірності використання отриманих хіміко-аналітичних даних в «гарячих точках» для характеристики рівнів експозиції на усій досліджуваній території.

10. Кожне із з'єднань в звіті з оцінки ризику повинно фігурувати тільки під одним певним найменуванням, яке, як правило, слід доповнювати унікальним ідентифікаційним номером CAS. Необхідно звертати увагу на уніфікацію розмірності приведених в звіті концентрацій. Усі значення концентрацій, у тому числі отримані з літератури, мають бути перераховані на загальноприйнятій одиниці (мг/м³, мг/л, мг/кг і так далі).

11. Результати аналізу даних про джерела, склад і умови забруднення на досліджуваній території представляються у вигляді підсумкових таблиць, що характеризують наявну інформацію про якісні і кількісні показники надходження хімічних сполук в різні об'єкти довкілля, а також відомостей про результати моніторингу хімічного забруднення на досліджуваній території. Особливості збору і аналізу наявної інформації визначаються завданнями оцінки ризику і вибраними маршрутами дії.

2.1.2. Вибір показників небезпеки потенційно шкідливих факторів

На етапі ідентифікації небезпеки при виборі показників небезпеки, необхідних для вирішення конкретних завдань оцінки ризику, формується попередній сценарій і визначаються попередні маршрути і шляхи впливу хімічних речовин, які в подальшому уточнюються на етапі оцінки експозиції.

Стандартними при оцінці ризику є сценарії для умов селітебної та промислової зон, сільської місцевості та ін. Можливі також більш складні сценарії, що включають ті чи інші елементи різних стандартних сценаріїв. Сценарій впливу, як правило, включає в себе кілька маршрутів і шляхів впливу.

Ідентифікація небезпеки являє собою процес встановлення причинного зв'язку між впливом хімічної речовини і розвитком несприятливих ефектів для здоров'я людини, що передбачає поглиблений аналіз всіх наявних наукових даних про:

- особливості поведінки хімічної речовини в навколишньому середовищі і впливу на організм людини;
- шкідливі ефекти у людини і / або тварин та залежності ефектів від шляхів надходження речовини в організм, рівнів і тривалості впливу;
- можливі механізми розвитку порушень стану здоров'я.

Ідентифікація небезпеки здійснюється як для вихідного з'єднання, так і для токсичних продуктів його перетворень у навколишньому середовищі та в організмі людини.

Джерелами даних про потенційну небезпеку хімічної речовини є:

- фізико-хімічні властивості хімічної речовини;
- результати епідеміологічних досліджень;
- повідомлення про порушення стану здоров'я осіб, що піддавалися шкідливому впливу;
- результати клінічних досліджень, експериментів на лабораторних тваринах, аналізу залежності "хімічна структура - біологічна активність" [6].

2.1.3. Аналіз інформації про показники небезпеки хімічних канцерогенів

Аналіз інформації про показники небезпеки хімічних канцерогенів заснований на [6]:

- встановленні ступеня доведеності канцерогенності досліджуваної речовини для людини;
- виявленні умов реального прояву канцерогенного ефекту;
- оцінки відповідності цих умов специфічним особливостям обраного сценарію впливу.

На етапі ідентифікації небезпеки в якості потенційних хімічних канцерогенів розглядаються речовини, що відносяться до груп А, В, С, D, Е за класифікацією Міжнародного агентства з вивчення раку (МАВР) (додаток А):

- група А – канцероген для людини;
- група В – вірогідний канцероген для людини (В1 – обмежені докази для людини; В2 – очевидні докази на тваринах, неадекватні дані для людини або відсутність доказів);
- група С – можливий канцероген для людини;
- група Е – докази відсутності канцерогенності.

Для хімічних канцерогенів необхідно встановити наявність критеріїв для подальшої оцінки ризику – **факторів канцерогенного потенціалу (SF)** при пероральному (SF_o) і інгаляційному (SF_i) впливі, а також **показники одиничного ризику (UR_i)**.

З метою характеристики наявності інформації, необхідної на наступних етапах оцінки ризику канцерогенів, слід узагальнити відомості про показники небезпеки розвитку канцерогенних ефектів у зведеній таблиці 2.1.

Відомості про показники небезпеки розвитку канцерогенних ефектів

Речовина	CAS	Пероральне надходження			Інгаляційний вплив			
		МАВР	ЕРА	SF_o	МАВР	ЕРА	SF_i	UR_i

Примітка МАВР – класифікація Міжнародного агентства з вивчення раку; ЕРА – класифікація ступеня доведеності канцерогенності для людини US EPA; SF_o , SF_i – фактори канцерогенного потенціалу для перорального та інгаляційного шляхів надходження (мг/(кг·добу))⁻¹; UR_i – одиничний ризик при інгаляційному впливі на 1 мг/м³.

2.1.4. Аналіз інформації про показники небезпеки хімічних неканцерогенів

На етапі ідентифікації небезпеки слід [6]:

- провести аналіз наявності даних про референтні рівні при гострих та / або хронічних впливах хімічних речовин, що включені до попереднього переліку пріоритетних сполук;

- необхідно вказати ті критичні органи/системи і ефекти, які відповідають встановленим референтним дозам/концентраціям;

- вказати наявні відомості про епідеміологічні критерії ризику аналізованих речовин.

При аналізі переліку потенційно пріоритетних речовин необхідно виділити групи речовин, які імовірно одночасно надходять в організм. Для таких хімічних сполук необхідно провести зіставлення критичних органів / систем та ефектів, а також на основі наявних літературних даних або аналогії зі структурно близькими речовинами спробувати припустити тип їх спільної

(комбінованої та комплексної) дії. В якості консервативного підходу до оцінки комбінованої дії неканцерогенів використовується припущення про аддитивність дії речовин, що впливають на одні й ті ж органи або системи організму.

На етапі ідентифікації небезпеки рекомендується згрупувати речовини по їх шкідливим ефектам і/або критичним органам і системам: канцерогени; речовини, що впливають на печінку, нирки, органи дихання і т.д.

2.1.5. Вибір пріоритетних для дослідження хімічних речовин

Максимально повний перелік потенційно пріоритетних речовин на досліджуваній території необхідно проаналізувати з метою виявлення хімічних сполук, що становлять підвищену небезпеку, і виділених у процесі формування попереднього сценарію впливу та шляхів їх надходження в організм людини.

Етапами формування остаточного переліку пріоритетних речовин є [6]:

- збір даних про хімічні речовини, потенційно здатних впливати на здоров'я населення;
- аналіз їх небезпеки (шкідливості для здоров'я людини), а також наявної інформації про концентрації у різних об'єктах навколишнього середовища;
- попереднє ранжирування хімічних речовин з урахуванням обсягу їх надходження у навколишнє середовище та ступеня вираженості їх канцерогенних і токсичних властивостей;
- визначення типових сценаріїв експозиції для обраних речовин;
- розрахунок ризиків для цих сценаріїв впливу з використанням стандартних методів і доступних даних про параметри небезпеки, концентрації в навколишньому середовищі і залежності "доза - відповідь" (референтні рівні впливу, чинники канцерогенного потенціалу);

- ранжирування хімічних речовин з урахуванням отриманих орієнтовних значень канцерогенних і неканцерогенних ризиків;

- складання остаточного переліку пріоритетних хімічних сполук, що підлягають подальшій оцінці.

Всебічна оцінка ризику впливу на здоров'я людини всіх потенційно шкідливих речовин хоча й бажана, але реально нездійсненна через великий обсяг дослідження і необхідних матеріальних ресурсів, а також через відсутність адекватних даних про рівні впливу і потенційну небезпеку ряду хімічних сполук. У зв'язку з цим аналіз зазвичай проводиться на основі детального дослідження обмеженого числа (зазвичай до 30) пріоритетних (індикаторних) речовин, які найкращим чином характеризують реальний ризик для здоров'я населення, що проживає на досліджуваній території.

Ведучими критеріями для вибору пріоритетних (індикаторних) забруднюючих речовин є їх токсичні властивості, поширеність в навколишньому середовищі та ймовірність їх впливу на людину [6]:

- кількість речовини, що надходить в навколишнє середовище;
- чисельність населення, потенційно схильного до впливу;
- висока стійкість в об'єкті навколишнього середовища;
- здатність до біоаккумуляції;
- здатність речовини до міжсередовищного розподілу, міграції з одного середовища в інші середовища, що проявляється в одночасному забрудненні декількох середовищ і просторовому поширенні забруднення;
- небезпека для здоров'я людини, тобто здатність викликати шкідливі ефекти (незворотні, віддалені, що володіють високою медико-соціальною значущістю).

Виключення хімічних сполук з початкового переліку аналізованих речовин здійснюється з використанням наступних критеріїв [6]:

- відсутність результатів вимірювань концентрацій речовини або ненадійність наявних даних при неможливості в рамках проекту орієнтовно оцінити рівні експозиції;

- концентрація неорганічного з'єднання (заліза, кальцію та ін.) нижче природних фонових рівнів;

- речовина виявлена тільки в одній або двох середовищах, в невеликому числі проб (менше 5%);

- концентрація речовини істотно нижче референтних (безпечних) рівнів впливу: величина коефіцієнта небезпеки (HQ) менше 0,1, канцерогенний ризик менше 10^{-6} за умови, що при комбінованій дії з іншими хімічними сполуками, що володіють однорідною дією і / або діючими на одні й ті ж органи або системи, виключення даного з'єднання не приведе до істотного зниження сумарного ризику;

- відсутність вираженої токсичності та підозр щодо канцерогенності для людини;

- відсутність адекватних даних про біологічну дію речовини при неможливості орієнтовного прогнозу показників токсичності і небезпеки (шляхом аналізу залежностей «хімічна структура - біологічна активність», екстраполяції з інших шляхів надходження в організм або іншій тривалості впливу та ін.);

- концентрація есенціального елемента знаходиться в межах його рекомендованого добового надходження.

Істотне звуження переліку аналізованих хімічних сполук може різко спотворювати підсумкові величини ризиків, що неминуче призведе до невірних результатів при ранжируванні джерел ризику. У зв'язку з цим доцільно провести хоча б разові вимірювання концентрацій з подальшим розрахунком рівнів ризику.

Дотримання чинних гігієнічних нормативів не є підставою для виключення речовини з переліку аналізованих хімічних сполук, тому що ряд гігієнічних нормативів в атмосферному повітрі та у воді потребують коригування через високі значення потенційного канцерогенного ризику на рівні ГДК. Гігієнічні нормативи в атмосферному повітрі, призначені для коротких періодів усереднення (середньодобові ГДК), потребують обґрунтування правомірності

використання їх для тривалих періодів усереднення (середньорічні ГДК). Значне число нормативів у атмосферному повітрі, встановлених за рефлекторного ефекту (38% речовин), і у воді, встановлених по органолептичному або загальносанітарному показнику шкідливості (67% речовин), не відображають прямі токсичні ефекти на здоров'я, що використовуються при оцінці ризику.

Пріоритетність хімічних сполук оцінюється також на підставі належності до вітчизняних, зарубіжних та міжнародних переліків пріоритетних і особливо небезпечних хімічних речовин, а також до переліків хімічних сполук, що є типовими компонентами забруднення міського середовища чи характерними для викидів/скидів від конкретних промислових об'єктів (ТЕЦ, сміттєспалювальні заводи, нафтопереробні підприємства тощо) і автотранспорту.

У процесі ідентифікації небезпеки при відборі хімічних сполук для подальших досліджень необхідно реєструвати всі спочатку включені і в подальшому виключені хімічні сполуки в зведену таблицю 2.2.

Таблиця 2.2

Хімічні речовини, проаналізовані на етапі ідентифікації небезпеки

Речовина	CAS	Причина включення до списку	Причина виключення зі списку	Включено в оцінку ризику (+/-)

2.1.6. Методи ранжирування хімічних сполук

Метою ранжирування хімічних речовин на етапі ідентифікації небезпеки є обґрунтування переліку хімічних речовин для подальшої оцінки ризику,

оптимально відповідного завданням дослідження та наявним матеріальним ресурсам.

Повторне ранжирування хімічних речовин проводиться на етапі характеристики ризику, проте в цьому випадку його метою є виявлення пріоритетних джерел ризику, найбільш підвержених органів і систем, складання короткого списку «індикаторних речовин» для цілей моніторингу ризику на аналізованій території або оцінки ефективності управлінських рішень щодо його зниження.

З метою попереднього ранжирування хімічних речовин використовуються [6]:

- відомості про обсяги надходжень хімічних речовин у навколишнє середовище і чисельність населення;

- результати моделювання розсіювання забруднень (за наявності відповідних автоматизованих програмних комплексів) та особливостей поведінки у навколишньому середовищі;

- наявні дані моніторингу вмісту хімічних сполук у різних об'єктах навколишнього середовища;

- дані про шкідливі ефекти, що викликає хімічна речовина;

- значення референтних рівнів впливу (гігієнічні нормативи, референтні дози і концентрації, регіональні рівні мінімального ризику і цільові концентрації);

- приналежність хімічної речовини до переліків пріоритетних небезпечних або особливо регульованих хімічних сполук.

На етапі ідентифікації небезпеки використовується метод попереднього ранжирування потенційних канцерогенів за величиною сумарної річної емісії та **вагового коефіцієнта канцерогенного ефекту (W_c)**, що встановлюється залежно від значень фактора канцерогенного потенціалу та групи канцерогенності за класифікацією МАВР або відповідні їм групи за класифікацією US EPA. Визначення **індексу порівняльної канцерогенної небезпеки (HRIc)** представлено у формулі 2.1 і табл. 2.3 [6].

Вагові коефіцієнти для оцінки канцерогенних ефектів (W_c) [6]

Фактор канцерогенного потенціалу, мг/кг	Група канцерогенності за класифікацією U.S. EPA	
	A/B	C
< 0,005	10	1
0,005-0,05	100	10
0,05-0,5	1000	100
0,5-5	10000	1000
5-50	100000	10000
> 50	1000000	1000000

Примітка. A/B – канцерогенні речовини або ймовірно канцерогенні для людини (групи 1-2 за класифікацією Міжнародного агентства з вивчення раку), C – можливі канцерогени для людини (речовини, канцерогенні для лабораторних тварин).

$$HRIc = \frac{E \cdot W_c \cdot P}{1000}, \quad (2.1)$$

де: $HRIc$ – індекс порівняльної канцерогенної небезпеки;

W_c – ваговий коефіцієнт канцерогенного ефекту;

P – чисельність популяції;

E – величина умовної експозиції (т/рік).

Одиниці виміру параметрів, що входять у формулу, повинні бути однаковими для всіх хімічних речовин.

При дуже виражених розходженнях у чисельності населення на порівнюваних територіях значення P слід представляти в балах: <1000 чол. – 1 бал, 1000-100 000 чол. – 2 бали, 100 000-10 000 000 чол. – 3 бали, > 10 000 000 чол. – 4 бали.

При порівнянні небезпеки забруднень різних об'єктів навколишнього середовища величину E слід представляти в балах: надходження в кількості <10 т/рік – 1 бал, 10-100 – 2 бали, 100-1000 – 3 бали, 1000-10 000 – 4 бали, > 10 000 – 5 балів.

Для попереднього ранжирування речовин, що не володіють канцерогенним ризиком (системні токсиканти), використовується метод, аналогічний вищеписаному. При цьому застосовують **вагові коефіцієнти, засновані на безпечних дозах або концентраціях (TW)**. Визначення **індексу порівняльної неканцерогенної небезпеки (HRI)** представлено у формулі 2.2 і табл. 2.4 [6].

$$HRI = \frac{E \cdot TW \cdot P}{10000}, \quad (2.2)$$

де: HRI – індекс порівняльної неканцерогенної небезпеки;

TW – ваговий коефіцієнт впливу на здоров'я;

P – чисельність популяції;

E – величина умовної експозиції (т/рік).

Таблиця 2.4

Вагові коефіцієнти для оцінки неканцерогенних ефектів [6]

Референтна (безпечна) доза, мг/кг	Референтна (безпечна) концентрація, мг/м ³	Ваговий коефіцієнт
< 0,00005	< 0,000175	100000
0,00005-0,0005	0,000175-0,00175	10000
0,0005-0,005	0,00175-0,0175	1000
0,005-0,05	0,0175-0,175	100
0,05-0,5	0,175-1,75	10
> 0,5	> 1,75	1

Примітка. Значення референтних доз і концентрацій повинні мати однаковий період усереднення експозиції (наприклад, референтні концентрації для умов гострого, підгострого та хронічного впливу).

2.1.7. Характеристика невизначеності ідентифікації небезпеки

Обов'язковим етапом ідентифікації небезпеки є оцінка невизначеностей, тобто досить повний опис всіх помилок, неточностей, недостатньо надійних припущень і висновків, які можуть відбитися на кінцевих результатах характеристики ризику і формульованих висновках.

Основними джерелами невизначеності етапу ідентифікації небезпеки є [6]:

- неповні або неточні відомості про джерела забруднення навколишнього середовища, якісні та кількісні характеристики емісій хімічних речовин;
- помилки в прогнозі транспорту хімічних речовин у навколишньому середовищі;
- недостатня ступінь повноти, достовірності та репрезентативності хіміко-аналітичних даних;
- слабка доказовість або відсутність даних про шкідливі ефекти у людини.

Ідентифікація небезпеки повинна включати критичний огляд кожного окремого результату і всієї бази даних, що мають відношення до токсичності аналізованої речовини, з висновками про токсичність для експонованих людських популяцій і можливості використання для передбачення токсичних ефектів у людини даних, отриманих на тваринах.

По завершенні етапу ідентифікації небезпеки для кожного з відібраних речовин повинні бути:

- встановлені найбільш важливі шкідливі ефекти (критичні органи / системи, види критичних ефектів);
- оцінена вагомість наявних доказів;
- дана характеристика процесів абсорбції, розподілу, виведення та метаболізму хімічної сполуки;
- оцінена відповідність наявних даних для людини, включаючи потенційно чутливі підгрупи населення;

- проведено критичний аналіз зроблених припущень і допущень.

Інформація, зібрана і проаналізована на етапі ідентифікації небезпеки, в подальшому використовується для оцінки залежності «доза (концентрація) – відповідь» і планування досліджень з оцінки експозиції.