

Міністерство освіти і науки України
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ

до самостійної роботи студентів з дисципліни
“Екологія людини”

Харків 2006



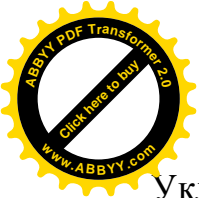
Міністерство освіти і науки України
Харківський національний автомобільно-дорожній університет

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ

до самостійної роботи з дисципліни
“Екологія людини”
для студентів спеціальності 7.070801

Затверджено методичною
радою університету
протокол №... від.....

Харків ХНАДУ 2006



Укладач
Кафедра екології і хімії

Е.Б. Хоботова



Вступ

Методичні вказівки складено відповідно до робочої програми з дисципліни „Екологія людини” для студентів спеціальності 7.070801 „Екологія та охорона навколишнього середовища”.

Методичні вказівки складаються з трьох тем, які присвячені питанням оцінки ризиків впливу навколишнього середовища на здоров'я людини та екологічної безпеки населення. У першій темі розглянуті методи розрахунку показників здоров'я та екологічної безпеки населення, їх зв'язок з забрудненням навколишнього середовища. У другій темі приведена характеристика і кількісні критерії етапів оцінки ризиків для здоров'я, окремо розглянута кількісна оцінка біологічної дії пестицидів. У третій – розглянуті приклади розрахунків: індивідуального ризику з урахуванням шляхів впливу токсичної речовини; допустимої концентрації токсичної речовини у ґрунті; потенційного ризику здоров'ю при забрудненні атмосферного повітря, питної води та при комбінованому впливі забруднення навколишнього середовища.

При підготовці методичних вказівок використано багато робіт вітчизняних та зарубіжних авторів, які були створені в останнє десятиріччя. Частина з них наведена у списку літератури.



1. ПОКАЗНИКИ ЗДОРОВ'Я ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ЛЮДИНИ

1.1 Показники здоров'я та їх зв'язок з забрудненням навколишнього середовища

Загальні показники стану здоров'я населення: загальна та дитяча захворюваність і смертність, первинна інвалідність за всіма причинами, об'єм працевтрат за тимчасовою непрацеспроможністю, частота природжених вад розвинення.

У загальній захворюваності виділяють окремі нозологічні групи. Ці показники стандартизують відповідно зі статевіковим складом населення.

Додаткові показники: психічний розвиток дітей та число ускладнень вагітності.

З безлічі діючих факторів важко кількісно виділити вплив техногенного забруднення. За даними ВОЗ здоров'я населення залежить на:

- 50-52 % - від економічної забезпеченості та способу буття;
- 20-22 % - від спадкових факторів;
- 18-20 % - від стану навколишнього середовища;
- 7-12 % - від рівня медобслуговування.

Проте існують і інші менш оптимістичні оцінки, згідно з якими впливу якості середовища відводиться вже 40-50 % причин захворювань. Техногенне забруднення повітря на 43-45 % повинно у погіршенні здоров'я населення.

Життя чверті населення України й Росії проходить в екологічно несприятливих умовах, пов'язаних із забрудненням повітряного басейну міст, а 3% міських мешканців живуть в умовах надзвичайно небезпечного рівня забруднення. Постійне 3-х та 4-х кратне перевищення ГДК призводить до переходу від епізодичної екопатології к виявленню ендоекологічних епідемій.

1.2 Екологічна безпека людини

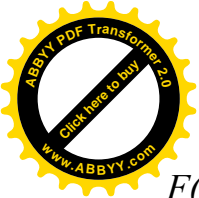
Для вимірювання ступеня екологічної безпеки людини може бути використана **функція здоров'я** H , що залежить від низки параметрів

$$H = \{M_i(t), T, T(t), F(t), n_j(k) \dots\}, \quad (1.1)$$

де $M_i(t)$ – вікові коефіцієнти захворюваності та смертності;

T – середня тривалість життя;

$T(t)$ – очікуєма тривалість життя у віці t ;



$F(t)$ – коефіцієнт народжуваності у віці t ;

$n_j(k)$ – частоти генетично обумовлених захворювань (j -категорія захворювання) у покоління k .

H визначається за формулою

$$H = \frac{X_t - X_{xt}}{X_t}, \quad (1.2)$$

де X_t – чисельність населення у регіоні на момент оцінки стану;

X_{xt} – середня чисельність хворого населення за обраний рік;

Значення H лежать у межах від 0 до 1.

Забруднення навколишнього середовища істотно позначається на загальній захворюваності P

$$\frac{P}{P_\phi} = 1 + \frac{P_m - P_\phi}{P_\phi (1 + 10^{a-Kb})}, \quad (1.3)$$

де $\frac{P}{P_\phi}$ - відношення загальної захворюваності і фонові захворюваності при

відсутності екопатології;

P_m – умовна максимальна захворюваність, що відповідає крайній екоепідеміологічній ситуації (100%-ва захворюваність через забруднення середовища);

a, b – емпіричні константи;

K – ККЗ (коефіцієнт концентрації забруднень).

Графічно ця залежність виглядає так

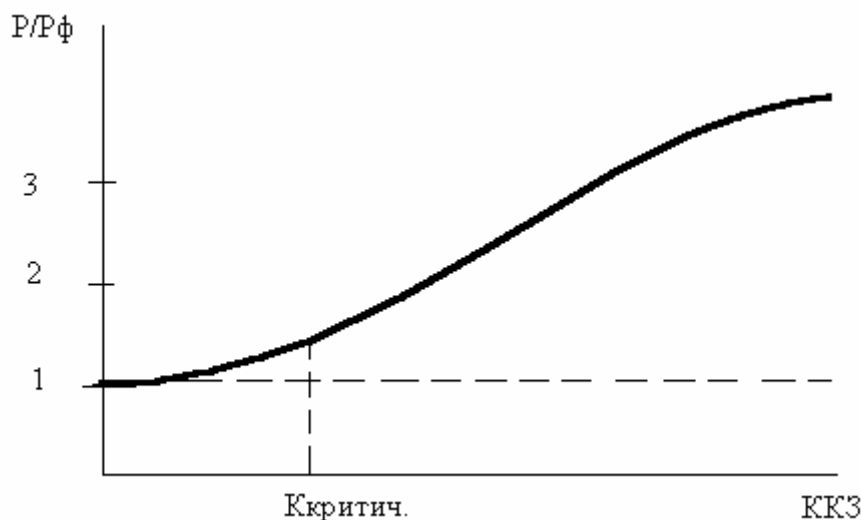


Рис. 1.1. Залежність відношення загальної захворюваності і фонові захворюваності при відсутності екопатології від коефіцієнту концентрації забруднень



Критерієм безпеки людини є мінімальне значення K , при якому приріст захворюваності за рахунок екопатології стає статистично значимим.

Коефіцієнт концентрації забруднень дорівнює

$$KKЗ = \sum_{i=1}^3 a_i K_i, \quad (1.4)$$

де K_i – кратні перевищення нормативних границь загальної забрудненості повітря (K_1), води (K_2) та продуктів харчування (K_3) хімічними речовинами й радіонуклідами.

a_i – вагові коефіцієнти, що визначають значення кожного зі складників у залежності від природнокліматичних та соціально-економічних особливостей територій ($a_i \geq 1$). За виключенням аварійних викидів в атмосферу найбільший внесок у ККЗ вносять питна вода й продукти харчування.

Технічні критерії безпеки людини. Такі визначають величину функції здоров'я

$$H = \{R, F, D\}, \quad (1.5)$$

де R – індекс запасу природних ресурсів;

F – індекс якості середовища;

D – індекс рівня життя.

Індекс запасу природних ресурсів R визначається

$$R = \sum_j \frac{R_{oj} - R_{tj}}{R_{oj}} \cdot W_j, \quad (1.6)$$

де R_o – початковий запас природних ресурсів у регіоні в необуреному стані;

R_t – об'єм вилучених природних ресурсів;

W_j – ваговий коефіцієнт j -го ресурсу.

Індекс якості середовища F оцінюється на підставі даних о забрудненні природних середовищ

$$F = \frac{1}{1 + M}, \quad (1.7)$$

де M – індекс забруднення середовищ

$$M = \frac{1}{m} \cdot \sum_{i=1}^m \frac{C_i - C_{i\phi}}{[ГДК]_i} \cdot K_i, \quad (1.8)$$

де m – кількість забруднюючих речовин;

$C_i, C_{i\phi}$ – концентрації у момент оцінки і фонова;

K_i – ваговий коефіцієнт.

Індекс рівня життя D визначається



$$D = \frac{D_t}{D_0}, \quad (1.9)$$

де D_t – валовий прибуток на одну людину для даного регіону в момент оцінки ситуації;

D_0 – максимальний прибуток на одну людину для всіх регіонів країни.

По відношенню $\frac{H}{R+F+D}$ роблять висновок про чутливість здоров'я населення до змін якості середовища і рівня життя.

2. ОЦІНКА РИЗИКІВ ВПЛИВУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НА ЗДОРОВ'Я ЛЮДИНИ

2.1 Етапи та кількісні критерії оцінки ризиків

Ризик для здоров'я – це можливість виникнення шкідливих ефектів для здоров'я цієї людини або групи людей при наявності безпеки.

Варіанти оцінки ризиків розроблені за сумісною російсько-американською науковою програмою досліджень і схвалена ВОЗ.

Екологічний ризик захворювання може вимірюватись двома кількісними характеристиками: відносним і атрибутивним ризиками.

Відносний ризик показує у скільки разів збільшується можливість захворіти за наявністю певного фактора навколишнього середовища.

Атрибутивний (груповий) ризик – це різниця в ступені ризику між групами, що підверглись і не підверглись впливу.

31 проблема навколишнього середовища була класифікована на підставі **4-х категорій ризику**: ризик канцерогенний, неканцерогенний, ризик навколишнього середовища та ризик добробуту.

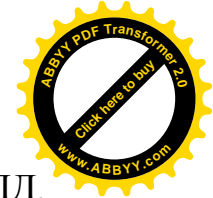
Етапи оцінки ризиків для здоров'я включають:

1. Ідентифікація небезпеки фактора

- визначення ступеня шкідливості фактора;
- вибір пріоритетних хімічних речовин, широко розповсюджених у біосфері, що мають генетичну дію, постійний характер дії, змінюються у середовищі чи в організмі до більш токсичних;
- визначення контингентів, що зазнають впливу хімічних забруднюючих речовин;

2. Оцінка впливу

- оцінка швидкості й кількості викидів хімічних забруднюючих речовин;
- виявлення шляху міграції й трансформації у біосфері;
- виявлення шляху надходження в організм;
- кількісна характеристика впливу.



Важливою кількісною характеристикою є **середньодобова доза СДД**, яка показує дозу, що отримує людина в добу, незалежно від способу впливу. Для канцерогенів СДД рахується за час усього життя, а для неканцерогенів – за період впливу. Середньодобова доза розраховується за формулою

$$СДД = \frac{C \cdot V \cdot F \cdot T_e}{W} \cdot \frac{1}{T_c}, \quad (2.2)$$

де C – концентрація забруднюючої речовини;
 V – середній об'єм споживаємої води чи повітря;
 F – кількість днів споживання;
 T_e – тривалість споживання, роки;
 T_c – тривалість спостережень;
 W – вага тіла.

Сумарна (фактична) доза СДД (ФСДД) споживання забруднюючих речовин із водою та їжею розраховується як

$$ФСДД = СДД_{вода} + СДД_{кит'яч. вода} + СДД_{обробл. вода} + СДД_{лід} + СДД_{їжа} \quad (2.3)$$

Для розрахунку **дозы хронічної дії** протягом року використовується формула

$$P_{СД} = \frac{СДД \cdot F}{365}, \quad (2.4)$$

де F – частота впливу (днів/рік).

3. Встановлення залежності “доза - ефект”

Для канцерогенних речовин не існує рівня, нижче якого вони були б безпечні для здоров'я людини – безпорогова концепція.

Для неканцерогенних речовин (токсичних, алергічних, ембріотропних) допускається існування порогових рівней – референтних доз чи концентрацій (RfD, RfC).

Розглянемо **кількісні критерії впливу неканцерогенних речовин**.

Для окремого маршруту (одиничний забруднювач) **фактор експозиції** розраховується за формулою

$$\Phi_{EM} = \frac{D}{C}, \quad (2.5)$$

де D – доза для даного маршруту на протязі періоду експозиції, мг/кг у день;
 C – концентрація в точці впливу отрути.

Сумарний фактор впливу для окремого середовища з обліком безлічі маршрутів

$$\Phi_{EC} = \sum_i \Phi_{EM_i}. \quad (2.6)$$



Цільова концентрація (ЦК) хімічної речовини, при досягненні якої ризик не перевищує норми, розраховується на підставі RfD і ФЕС

$$ЦК = \frac{H_i \cdot RfD}{ФЕС}, \quad (2.7)$$

де H_i – допустимий індекс небезпеки для неканцерогенних ефектів (часто 1,0).

Для неканцерогенних речовин також при оцінці ризику впливу на здоров'я використовують **коефіцієнт небезпеки (КН)**

$$КН = \frac{C}{RfC}. \quad (2.8)$$

Для комбінованої й комплексної дії хімічних речовин використовують **індекс небезпеки (ІН)**

$$ІН = \sum_i \frac{E_i}{RfD_i}, \quad (2.9)$$

де E – рівень експозиції ($E = C \cdot t$).

4. Характеристика ризику

Для неканцерогенних речовин **індекс ризику (ІР)** розраховується за формулою

$$ІР = \frac{ССД}{RfD}. \quad (2.10)$$

Відносний ризик при поглиненні даної дози (ВДР) визначається по відношенню сумарної поглиненої дози (СПД) к стандартній поглиненій дозі (SD)

$$ВДР = \frac{СПД}{SD}. \quad (2.11)$$

Сумарна поглинена доза (СПД) визначається

$$СПД = \sum_{n=1}^N D_{jn}, \quad (2.12)$$

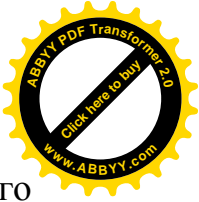
де D_{jn} – сума доз, поглинених при різних шляхах надходження

$$D_{jn} = C \cdot V \cdot K, \quad (2.13)$$

де K – коефіцієнти поглинення організмом речовин.

Стандартна поглинена доза (SD) визначається

$$SD = \sum_{i=1}^n \left(\frac{S \tan d_i \cdot V_i \cdot K_i}{N} \right), \quad (2.14)$$



де *Stand* – стандарт речовини (ГДК) у визначеному об’єкті навколишнього середовища;

N – кількість речовин, які володіють ефектом сумачії.

Для канцерогенних речовин виділяють індивідуальний ризик на протязі всього життя та річний популяційний онкологічний ризик.

Індивідуальний ризик (R_{ind}) дорівнює

$$R_{ind} = D \cdot CPS \cdot a, \quad (2.15)$$

де *CPS* – фактор канцерогенного потенціалу (нахил залежності “доза-ефект”); *a* – коефіцієнт, що відображає вплив часу, на протязі якого людина знаходилась під впливом речовини (70 років – тривалість життя), т.ч. $a = \text{час впливу}/70$;

Поряд із *CPS* для оцінки канцерогенного ризику використовують **одиничний ризик (UR)** чи **одиничний фактор ризику (ОФР)**, який характеризує значення ризику для одиниці концентрації речовини в об’єкті навколишнього середовища: 1 мкг/м³ повітря чи 1 мкг/л води

$$ОФР_{\text{повітря}} = \frac{CPS_{\text{повітря}} \cdot 20 \text{ м}^3 / \text{день}}{70 \text{ кг} \cdot 1000}, \quad (2.16)$$

$$ОФР_{\text{води}} = \frac{CPS_{\text{води}} \cdot 2 \text{ л} / \text{день}}{70 \text{ кг} \cdot 1000}, \quad (2.17)$$

де 1/100 - коефіцієнт переводу мг у мкг.

Тоді, якщо середня щоденна концентрація речовини, що діє на людину на протязі всього життя дорівнює *C*, то $R_{ind} = ОФР \cdot C$, це додатковий к фоновому канцерогенний ризик.

Популяційний ризик (R_p)

$$R_p = R_{ind} \cdot N, \quad (2.18)$$

де *N* – кількість людей, що зазнали впливу.

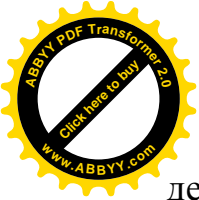
Крім даних показників визначають **стандартизований коефіцієнт смертності (СКС)** і **захворюваності (СКЗ)**

$$СКС(СКЗ) = \frac{\text{частота випадків у групі під впливом речовини}}{\text{частота випадків у групі без впливу}} \quad (2.19)$$

Слово “стандартизований” вказує на те, що вплив таких факторів, як вік і стать, ураховано.

Втрати очікуємої тривалості життя (R_t)

$$R_t = R_{ind} \cdot 35, \quad (2.20)$$



де 35 – середня кількість років життя, що залишилися.

2.2 Кількісна оцінка біологічної дії пестицидів

Основний показник дії пестицидів це ДДД – допустима добова доза, щодобове надходження якої на протязі всього життя людини не повинно чинити шкідливого впливу:

$$ДДД = \frac{МНД \cdot W}{K_6}, \quad (2.21)$$

де МНД – максимальна недіюча доза, яку можна оцінити за рівнянням

$$\lg МНД = 0,9 \cdot \lg ЛД_{50} - 3,6, \quad (2.22)$$

чи за шкалою Красовського

$$МНД = \frac{ЛД_{50}}{100} - \text{малокумулятивні речовини}; \quad (2.23)$$

$$МНД = \frac{ЛД_{50}}{1000} - \text{середньоккумулятивні речовини}; \quad (2.24)$$

$$МНД = \frac{ЛД_{50}}{100000} - \text{надкумулятивні речовини}. \quad (2.25)$$

K_6 – коефіцієнт безпеки, який змінюється від 200 до 30 при переході від стійких і кумулятивних речовин к помірно стійким і слабо кумулятивним.

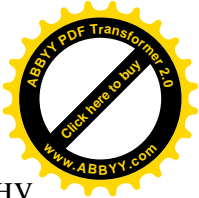
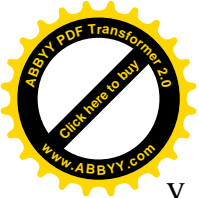
2.3 Взаємозв'язок експозиції, дози і ефекту

Таким чином, усі процеси, що відбувались під дією агента на організм людини, можна подати у вигляді ланцюгу “експозиція-доза-ефект” (рис. 2.1).

Для одиничного способу впливу характерна схема, в якій верхній ланцюг характеризує величину впливу та його зміни у просторі і часі, тобто - це характеристика навколишнього середовища. Нижній ланцюг складається з характеристик, що відображають результат цієї взаємодії у кількісному вигляді.

3. СОЦІАЛЬНО-ГІГІЄНІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

Наочно наведемо приклад, який дозволяє продемонструвати, як методи оцінки ризику можуть використовуватись для оцінки екологічної небезпеки. Проблема забруднення ґрунта в наслідок скидання чи витікання промислових відходів з підземних резервуарів актуальна для багатьох територій. Зокрема, у США за останні 20 років була розроблена безліч методик оцінки концентрації



у ґрунті промислових хімічних сполук, які можуть становити реальну небезпеку для здоров'я людини чи стану навколишнього середовища.



Рис. 2.1. Блок-схема ланцюгу “експозиція-доза-ефект”

Декілька років назад був запропонован підхід, згідно з яким рівень забруднення залежить від того, яким саме чином люди використовують дану територію. Наприклад, забруднення ґрунту в житлових районах може в першу чергу чинити шкідливий вплив на дітей та домашніх тварин. Якщо ж забрудненим є ґрунт на території якогось хімічного підприємства, то в цьому випадку потенційна небезпека для здоров'я людини значно менше. Рівень забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь може бути достатньо низьким для пасовиських тварин, однак являти серйозну небезпеку для дітей, які можуть з'їсти крихту ґрунту. Ця відмінність дуже важлива, оскільки в житлових районах 85% небезпеки, якою є забруднений ґрунт для здоров'я людини, обумовлена саме можливістю поглинення ґрунту та домашнього пилу дітьми.

Розглянутий нижче приклад показує, яким чином можна використовувати методи оцінки ризику для знаходження безпечного рівня забруднення ґрунту. Такі ж методи використовуються і для знаходження безпечної концентрації шкідливих сполук, зважених у повітрі у вигляді пилу, розчинених у підземних водах і т.п.

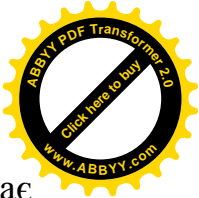
Вихідні дані:



- Грунт у житловому районі забруднений діоксином (2,3,7,8-тетрахлордібензо-п-діоксин).
- Способи можливого впливу шкідливої речовини на організм людини: потрапляння в організм крихт ґрунту і пилу разом з продуктами харчування та повітрям, що вдихаємо, під час роботи у присадибному господарстві (садівництво, робота у городі), прямий контакт із шкірою людини.
- Діоксин має дуже сильний токсичний та канцерогенний вплив на тварин.
- Мінімальний рівень впливу, визначений при високоякісному лабораторному дослідженні на тваринах, оцінює канцерогенну потужність даної сполуки на рівні 0,001 г/кг/день.
- Мінімальний рівень впливу для інших токсичних впливів даної речовини (на тваринах) – 10 мкг/кг/день. Навіть якщо рівень захисту від токсичного впливу буде у 100 та 1000 разів більше звичайного, все рівно, згідно екстраполяційній моделі в області низьких доз, ризик шкідливого впливу буде більшим, ніж теоретично установлений рівень небезпеки ракових захворювань 1 на 100 000 (10^{-7} мкг/кг/день). Саме тому головною небезпекою у даному випадку є небезпека ракових захворювань. Якщо б небезпека ракових захворювань була б незначною (зневажливо малою), то в даних умовах можна було б зовсім говорити про відсутність небезпеки для здоров'я людини.
- Щури виявились настільки ж вразливими до канцерогенного впливу діоксина, як і інші різновиди тварин. За рядом причин гризуни вважаються одними з найліпших лабораторних тварин для передбачення рівня канцерогенного впливу якоїсь речовини на організм людини. Крім того, дані епідеміології людини показують, що люди менш чутливі до небезпеки ракових захворювань, ніж гризуни.

Припущення і логічні обґрунтування вимоги мінімального рівня забруднення ґрунту:

- Припустимо, що люди, які проживають на території з ґрунтом, забрудненим діоксином, зазнавали шкідливого впливу цієї речовини 365 днів у році на протязі 30 років.
- Кількісні параметри орального поглинення часток ґрунту: припускається, що діти у віці від 2 до 6 років споживають у день до 100 мг часток ґрунту чи хатнього пилу. Для дорослих (7-30 років) ці показники менші і складають 50 мг/день. Засвоєння діоксина у травневому тракті (оральне засвоєння) вважається рівним 40% (0,40).
- Кількісні параметри впливу через дихання: середній об'єм вдихаємого повітря складає для дорослих 20 м^3 у добу (для дітей –



10 м³). Концентрація часток пилу, зважених у повітрі, складає $7,57 \times 10^{-4}$ мг/м³. Таким чином, кількість ґрунту, що попадає в організм людини через легені складає $15,14 \times 10^{-3}$ мг/день для дорослих і $7,57 \times 10^{-3}$ мг/день для дітей.

- Кількісні параметри впливу через сільськогосподарські продукти: середня кількість овочей, які споживаються, складає 50 г у день. Діоксин практично не споживається рослинами із ґрунту, тому коефіцієнт переносу ґрунт-рослина для діоксина приймається рівним 0,0045. Доля овочей з присадибних господарств у раціоні харчування припускається дорівнює 38% (0,38).
- Кількісні параметри впливу через прямий контакт зі шкірою людини: середня площа контакту шкіри людини з землею вважається рівною 2,836 см² в день для дорослих і 2,199 см² у день для дітей. Коефіцієнт налипання часток ґрунту на шкіру приймається рівним 1,0 мг на см². Засвоєння діоксина через шкіру складає менш 1% (0,01).
- Умовні коефіцієнти для 2,3,7,8-ТХДД складають: оральний – $9,7 \cdot 10^3$; дихальний – $1,16 \cdot 10^5$ кг/день/мг.

3.1 Розрахунок індивідуального ризику з урахуванням шляхів впливу для дитини/дорослого

Ризик ракових захворювань для різноманітних шляхів впливу (поглинення часток ґрунту, овочей, безпосередній контакт із шкірою, вдихання пилу) діоксина, що міститься у ґрунті, може бути розраховано наступним чином:

А. Поглинення часток ґрунту

$$РИЗИК = \frac{SF_0 \cdot C_{\text{ґрунту}} \cdot EF \cdot B_0}{10^6 \text{ мг/кг} \cdot AT} \cdot \left(\frac{Ing_{\text{п.д}} \cdot ED_{\text{д}}}{BW_{\text{д}}} + \frac{Ing_{\text{п.р}} \cdot ED_{\text{р}}}{BW_{\text{р}}} \right), \quad (3.1)$$

де *d* – дорослі;

p – дитина;

$C_{\text{ґрунту}}$ – прийнятна концентрація діоксина у ґрунті (мг/кг);

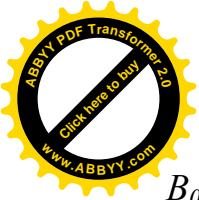
BW – вага тіла (15 кг для дитини, 70 кг – для дорослого);

AT – усереднений час впливу (70 років = 25 550 днів);

SF_0 – кутовий коефіцієнт для 2,3,7,8-діоксина ($9,7 \times 10^3$ для поглинення);

EF – частота впливу (365 днів на рік);

ED – тривалість впливу (6 років для дітей + 24 в якості дорослого, чи 30 років усього);



B_0 – оральне засвоєння (0,40);

Ing_{II} – кількість поглиненого ґрунту (100 мг на день для дітей, 50 мг на день – для дорослих);

$R_{изик} = 10^{-5}$ (1 із 100 000) ризик приросту ракових захворювань за час життя окремої людини.

Отже,

$$10^{-5} = \frac{(9,7 \times 10^3) \cdot C_{грунту} \cdot 365 \cdot 0,40}{10^6 \text{ мг / кг} \cdot 25550} \cdot \left(\frac{50 \cdot 24}{70} + \frac{100 \cdot 6}{15} \right)$$

В результаті отримуємо $C_{грунту} = 0,0032$ мг/кг.

Б. Споживання овочей

$$РИЗИК = \frac{SF_0 \cdot C_{грунту} \cdot EF \cdot B_0 \cdot f_{ов} \cdot k_{ов}}{10^6 \text{ мг / кг} \cdot AT} \cdot \left(\frac{Ing_{ов.д} \cdot ED_d}{BW_d} + \frac{Ing_{ов.р} \cdot ED_p}{BW_p} \right), \quad (3.2)$$

де $Ing_{ов}$ – кількість спожитих овочей (50 000 мг на день);

$f_{ов}$ – доля овочей, що вирощені на присадибній ділянці, у раціоні харчування (0,38);

$k_{ов}$ – коефіцієнт переносу ґрунт/рослина (0,00145).

Отже,

$$10^{-5} = \frac{(9,7 \times 10^3) \cdot C_{грунту} \cdot 365 \cdot 0,40 \cdot 0,38 \cdot 0,00145}{10^6 \text{ мг / кг} \cdot 25550} \cdot \left(\frac{50000 \cdot 24}{70} + \frac{50000 \cdot 6}{15} \right)$$

У результаті отримуємо $C_{грунту} = 0,0088$ мг/кг.

С. Контакт із шкірою

$$РИЗИК = \frac{SF_{шк} \cdot C_{грунту} \cdot EF \cdot B_{шк} \cdot AF}{10^6 \text{ мг / кг} \cdot AT} \cdot \left(\frac{SA_d \cdot ED_d}{BW_d} + \frac{SA_p \cdot ED_p}{BW_p} \right), \quad (3.3)$$

де $SF_{шк}$ – кутовий коефіцієнт для 2,3,7,8-діоксина ($9,7 \times 10^3$ для контакту зі шкірою);

$B_{шк}$ – засвоєння через шкіру (0,01);

AF – коефіцієнт налипання ґрунту (1,0 мг/см²);

SA – площа поверхні шкіри, яка знаходиться у контакті з ґрунтом (2,836 см² на день для дітей).

Отже,

$$10^{-5} = \frac{(9,7 \times 10^3) \cdot C_{грунту} \cdot 365 \cdot 0,01 \cdot 1,0}{10^6 \text{ мг / кг} \cdot 25550} \cdot \left(\frac{2836 \cdot 24}{70} + \frac{2199 \cdot 6}{15} \right)$$

У результаті отримуємо $C_{грунту} = 0,0039$ мг/кг.



Г. Вдихання пилу

$$РИЗИК = \frac{SF_{дох} \cdot C_{грунту} \cdot PC \cdot EF \cdot B_{дох}}{10^6 \text{ мг/кг} \cdot AT} \cdot \left(\frac{Inh_{\delta} \cdot ED_{\delta}}{BW_{\delta}} + \frac{Inh_p \cdot ED_p}{BW_p} \right), \quad (3.4)$$

де $SF_{дох}$ – кутовий коефіцієнт для 2,3,7,8-діоксина ($1,16 \times 10^5$ для дихання);

PC – концентрація зваженого у повітрі пилу ($7,57 \times 10^{-4}$ мг/м³);

$B_{дох}$ – засвоєння через легені (1,0);

Inh – об'єм вдихаємого повітря (10 м³/день для дитини, 20 м³/день для дорослого).

Отже,

$$10^{-5} = \frac{(1,16 \times 10^3) \cdot C_{грунту} \cdot 7,57 \times 10^{-4} \cdot 365 \cdot 1,0}{10^6 \text{ мг/кг} \cdot 25550} \cdot \left(\frac{20 \cdot 24}{70} + \frac{10 \cdot 6}{15} \right)$$

У результаті отримуємо $C_{грунту} = 0,73$ мг/кг.

3.2 Розрахунок допустимої концентрації шкідливої речовини у ґрунті при заданому значенню ризику

Оскільки загальний ризик визначається шкідливим впливом по кожному з чотирьох можливих шляхів впливу, то допустима концентрація шкідливої речовини у ґрунті при заданому значенні ризику для всіх шляхів впливу $(C_{грунту})_{загал}$ може бути визначена як рішення рівняння

$$(C_{грунту})_{загал} = \left[\sum_{i=1}^n \frac{1}{(C_{грунту})_i} \right]^{-1}, \quad (3.5)$$

де i – шлях впливу (поглинення часток ґрунту, споживання овочей, безпосередній контакт із шкірою, вдихання пилу).

Чи

$$(C_{грунту})_{загал} = \left[\frac{1}{(C_{грунту})_{погл.П}} + \frac{1}{(C_{грунту})_{спож.Ов}} + \frac{1}{(C_{грунту})_{Шк}} + \frac{1}{(C_{грунту})_{Дих}} \right]^{-1}. \quad (3.6)$$

Отже,

$$(C_{грунту})_{загал} = \left[\frac{1}{0,0032 \text{ мг/кг}} + \frac{1}{0,0088 \text{ мг/кг}} + \frac{1}{0,0039 \text{ мг/кг}} + \frac{1}{0,73 \text{ мг/кг}} \right]^{-1}.$$

$(C_{грунту})_{загал} = 0,0015$ мг/кг = 1,5 ppb (частин на мільярд) (при ризику 1 з 100000).

Необхідно відзначити, що в теперішній час як у нашій країні, так і за кордоном з'явилося багато способів для оцінки ризику.



В нашій країні в теперішній час питанням оцінки ступеня медико-екологічної ситуації різноманітних територій, зумовленого забрудненням токсикантами середовища мешкання населення на підставі оцінки ризику, приділяється величезна увага. Використовується санітарно-епідеміологічний принцип оцінки впливу шкідливих факторів на середовище помешкання виключно з позиції екології людини рекомендовано використовувати методику розрахунку потенційного ризику здоров'ю населення під впливом забруднення навколишнього середовища з використанням наступних термінів.

Потенційний ризик – ризик виникнення несприятливого для людини ефекту, що знаходиться як можливість виникнення цього ефекту при заданих умовах. Виявляється в процентах чи долях одиниці. Розрахунок потенційного ризику найбільш успішно може бути використаний для медико-екологічної оцінки якості навколишнього середовища, у тому числі і для перспективних цілей. Заведено відокремлювати три типи потенційного ризику:

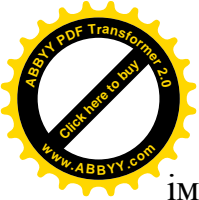
- ризик негайних ефектів, що проявляються безпосередньо в момент впливу (неприємні запахи, роздратовуючі ефекти, різноманітні фізіологічні реакції, загострення хронічних захворювань та ін., а при значних концентраціях – гострі отруєння);
- ризик тривалого (хронічного) впливу, що проявляється при накопиченні достатньої для цього дози, у рості неспецифічної патології, зниженні імунного статусу і т.п.;
- ризик специфічної дії, що проявляється у виникненні специфічних захворювань чи канцерогенних, імунно-, ембріотоксичних ті інших подібних ефектів.

Реальний ризик – це кількісне вираження шкоди суспільному здоров'ю, пов'язаної із забрудненням навколишнього середовища, у величинах додаткових випадків захворювань, смерті та ін. Звичайно, використовується при оцінці існуючих ситуацій чи ретроспективних досліджень.

3.3 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення, пов'язаного із забрудненням навколишнього середовища

3.3.1 Розрахунок потенційного ризику здоров'ю, пов'язаного з хімічним забрудненням атмосферного повітря

Для домішок, що мають рефлекторну дію, в залежності від класу небезпеки розрахунок потенційного ризику можливо проводити за рівняннями (3.7)-(3.10), де C – концентрація домішки, $ГДК_{м.р.}$ – норматив, $Prob$ – величина, що пов'язана з ризиком по закону нормального



імовірностного розподілу ($Prob = LgEC_0 + tga \times LgC$, де EC_0 – концентрація речовини з ефектом дії, прийнятим за 0%)

$$1\text{-й клас: } Prob = -9,15 + 11,66 \times \lg(C/ГДК_{м.р.}), \quad (3.7)$$

$$2\text{-й клас: } Prob = -5,51 + 7,49 \times \lg(C/ГДК_{м.р.}), \quad (3.8)$$

$$3\text{-й клас: } Prob = -2,35 + 3,73 \times \lg(C/ГДК_{м.р.}), \quad (3.9)$$

$$4\text{-й клас: } Prob = -1,41 + 2,33 \times \lg(C/ГДК_{м.р.}). \quad (3.10)$$

Потенційний ризик неспецифічних токсичних ефектів при хронічній інтоксикації треба проводити відповідно з рівнянням (3.11)

$$Risk = 1 - \exp((\ln(0,84)/(ГДК \times K_3)) \times C \times t)^n, \quad (3.11)$$

де $Risk$ – імовірність розвинення неспецифічних токсичних ефектів при хронічній інтоксикації у заданих умовах (від 0 до 1);

$ГДК$ – норматив;

C – концентрація домішки;

n – коефіцієнт, що визначається в залежності від класу небезпеки домішки:

1-й клас – 2,4; 2-й клас – 1,31; 3-й клас – 1,0; 4-й клас – 0,86;

K_3 – коефіцієнт запасу, що визначається в залежності від класу небезпеки домішки: 1-й клас – 7,5; 2-й клас – 6,0; 3-й клас – 4,5; 4-й клас – 3,0;

t – відношення тривалості впливу забруднення в містах к середній тривалості життя людини (70 років).

3.3.2 Розрахунок потенційного ризику здоров'ю, пов'язаного з хімічним забрудненням питної води

Для більшості домішок, нормованих для питної води за органолептичним типом дії, для розрахунку ризику несприятливого ефекту рекомендується застосування наступного рівняння (3.12)

$$Prob = -2 + 3.32 \times \lg(Концентрація / норматив). \quad (3.12)$$

Потенційний ризик розвитку неспецифічних токсичних ефектів, пов'язаний з регулярним споживанням забрудненої питної води, треба проводити відповідно з рівнянням (3.13)

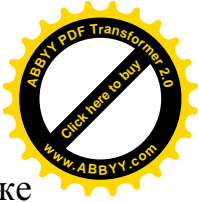
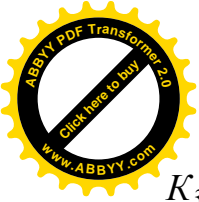
$$Risk = 1 - \exp((\ln(0,84)/(ГДК \times K_3)) \times C), \quad (3.13)$$

де $Risk$ – імовірність розвинення неспецифічних токсичних ефектів при хронічній інтоксикації (від 0 до 1);

$ГДК$ – норматив;

C – концентрація домішки у питній воді;

1-й клас – 2,4; 2-й клас – 1,31; 3-й клас – 1,0; 4-й клас – 0,86;



K_3 – коефіцієнт запасу, звичайно, дорівнює 10 (для ряду домішок він може бути іншим – для свинцю, наприклад, 3; для домішок, що мають канцерогенні властивості – 100 та ін.).

3.3.3 Оцінка величини потенційного ризику негайної, тривалої і специфічної дії

Величину потенційного ризику належить оцінити за наступними критеріями.

Ризик негайної дії у межах від 2% до 16% (чи 0,02 – 0,16 у долях одиниці) належить розглядати як задовільний. При цьому, хоча і можливі часті випадки скарг населення на різноманітний дискомфортний стан, пов'язаний зі впливом фактора, що оцінюють, (неприємні запахи, рефлекторні реакції та ін.), тенденція к росту загальної захворюваності, звичайно відслідковується за даними медичної статистики чи при проведенні спеціальних досліджень, як правило, не носить достовірного характеру.

Величину ризику негайної дії в межах від 16% до 50% (чи 0,16-0,50 у долях одиниці) треба розглядати як незадовільну, тому що при цьому можливі систематичні випадки скарг населення на різноманітний дискомфортний стан, пов'язаний зі впливом фактора, що оцінюють (неприємні запахи, рефлекторні реакції та ін.) при тенденції к росту загальної захворюваності, яка, як правило, носить достовірний характер.

Величину ризику негайної дії в межах від 50% (0,50 у долях одиниці) треба розглядати як небезпечну, при цьому можливі масові випадки скарг населення на різноманітний дискомфортний стан, пов'язаний зі впливом фактора, що оцінюють, при достовірній тенденції к росту загальної захворюваності, а також появленню інших ефектів несприятливого впливу (поява патології, специфічно пов'язаної з типом фактору, що впливає, відмова від користування питною водою та пошук альтернативних джерел та ін.).

У тому випадку, якщо ризик негайної дії виявляється близьким к 100% (чи 1), то таку ситуацію треба оцінювати як надзвичайно небезпечну, тому що забруднення навколишнього середовища у даному випадку перейшло в інший якісний стан (поява випадків гострого отруєння, зміна структури захворюваності, тенденція к росту смертності та ін.), який повинен оцінюватись з використанням інших, більш специфічних моделей.

Ризик хронічного впливу до 5% (0,05), який оцінюється за ефектами неспецифічної дії, може бути розглянутий як прийнятний, тому що у даному випадку, як правило, відсутні несприятливі медико-екологічні тенденції.

Ризик хронічного впливу у межах від 5% до 16% (0,05-0,16), який оцінюється за ефектами неспецифічної дії, може бути розглянутий як викликаючий побоювання, тому що у даному випадку, як правило, виникає тенденція к росту неспецифічної патології.



Ризик хронічного впливу у межах від 16% до 50% (0,16-0,50), який оцінюється за ефектами неспецифічної дії, може бути розглянутий як небезпечний, тому що у даному випадку, як правило, виникає достовірна тенденція к росту неспецифічної патології при появі одиничних випадків специфічної патології.

Ризик хронічного впливу у межах від 50% до 84% (0,50-0,84), який оцінюється за ефектами неспецифічної дії, може бути розглянутий як надзвичайно небезпечний, тому що у даному випадку, як правило, виникає достовірний ріст неспецифічної патології при появі значного числа випадків специфічної патології, а також тенденція к збільшенню смертності населення.

У тому випадку, якщо ризик хронічного впливу виявляється близьким к 100% (1), то таку ситуацію треба оцінювати як катастрофічну, тому що забруднення навколишнього середовища у даному випадку перейшло в інший якісний стан (поява випадків хронічного отруєння, зміна структури захворюваності, тенденція к росту смертності та ін.), який повинен оцінюватись з використанням інших, більш специфічних моделей.

Ризик специфічної дії оцінюється в залежності від типу впливаючого фактору і типу викликаємої патології. Так, при оцінці патології канцерогенного типу прийнятним ризиком може вважатись ризик у межах 1-10 випадків додаткових захворювань під час життя людини на 1 000 000 людей.

3.3.4 Оцінка потенціального ризику здоров'ю при комбінованому впливі забруднення навколишнього середовища

Для розрахунку ризику здоров'ю комбінованому і комплексному впливі домішок, забруднюючих навколишнє середовище, треба використовувати наступну етапність розрахунку сумарного ризику:

- визначається потенціальний ризик здоров'ю (негайної, хронічної та специфічної дії) для кожної окремої домішки в кожному з аналізуємих факторів (повітря, вода і т.і.) навколишнього середовища;
- для речовин, які мають односпрямовану або комбіновану дію, проводиться визначення сумарного ризику (рівняння (3.14));
- для кожного типу ризику (негайного, хронічного та специфічного) визначається максимальний ризик, який створюється окремою домішкою або групою, що й розглядається як підсумок даного розрахунку

$$P_{\text{сум}} = 1 - (1 - P_1) \times (1 - P_2) \times (1 - P_3) \times \dots \times (1 - P_n) \quad (3.14)$$

де $P_{\text{сум}}$ – ризик комбінованої дії домішок;

$P_1 - P_n$ – ризик дії кожної окремої домішки.

При використанні даної схеми треба взяти до уваги наступне. Ефекти негайної дії частіш за все виявляються у вигляді рефлекторних реакцій у



найбільш чутливих осіб. Іншими словами, люди, що найбільш схильні к впливу одних домішок, також виявляються більш чутливими і к іншим. У зв'язку з цим, потенціальний ризик негайної дії при комбінованому впливі частіш за все визначається максимальним ризиком окремої домішки серед усіх інгредієнтів, що впливають.

Хронічний вплив хімічних речовин на рівні концентрацій, які відповідають рівню до 10 ГДК, характеризується в першу чергу однотипними неспецифічними ефектами, що дає підставу рекомендувати обов'язкове виконання рівняння (3.14) для усіх домішок, які являються потенціальними токсикантами хронічної дії.

Методи розрахунків і оцінки ризику для здоров'я населення, що мешкає на тій чи іншій території, у результаті техногенного навантаження дозволяють виділити основні напрямки і визначити оптимальний об'єм заходів, спрямованих на оздоровлення середовища, запропонувати найбільш екологічно раціональний напрям розвитку території з мінімальною шкодою для здоров'я населення.

Запитання для самоконтролю

1. Перелічіть загальні та додаткові показники здоров'я населення.
2. Які показники характеризують екологічну безпеку людини?
3. Від яких факторів залежить функція здоров'я та як можна її розрахувати?
4. Як пов'язані коефіцієнт концентрації забруднень та загальна захворюваність населення?
5. Які технічні критерії безпеки людини Ви знаєте? Як їх розрахувати?
6. Які ризики впливу навколишнього середовища на здоров'я людини відомі?
7. Дайте характеристику етапів оцінки ризиків.
8. Перелічіть основні кількісні критерії етапів „Оцінки впливу хімічних забруднювачів” та „Встановлення залежності доза-ефект”.
9. Які кількісні критерії оцінки ризику дії канцерогенних та неканцерогенних речовин?
10. Як здійснюється розрахунок індивідуального і популяційного ризику?
11. Які кількісні критерії біологічної дії пестицидів Ви знаєте?
12. Перелічіть основні етапи розрахунку:
 - індивідуального ризику з урахуванням шляхів впливу токсичної речовини;
 - допустимої концентрації токсичної речовини у ґрунті;
 - потенційного ризику здоров'ю при забрудненні атмосферного повітря, питної води та при комбінованому впливі забруднення навколишнього середовища.



СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцилло Е.В. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения.- М.: Эдиториал УРСС, 1999.- 256 с.
2. Хоружая Т.А. Методы оценки экологической опасности.- М.: «Экспертное бюро-М», 1998.- 224 с.
3. Івашура А.А., Орехов В.М. Екологія: теорія та практикум.- Х.: Видавничий Дім „ІНЖЕК”, 2004.- 208 с.
4. Боков В.А., Лущик А.В. Основы экологической безопасности.- Симферополь.: СОНАТ, 1998.- 224 с.
5. Алексеев С.В., Пивоваров Ю.П. Экология человека.- М.: ГОУ ВУНМЦ МЗ РФ, 2001.- 640 с.
6. Протасов В.Ф. Экология, здоровье и охрана окружающей среды в России.- М.: Финансы и статистика, 1999.- 672 с.
7. Білявський Г.О., Бутченко Л.І., Навроцький В.М. Основи екології: теорія та практикум.- К.: Лібра, 2002.- 352 с.
8. Пивоваров Ю.П., Королик В.В., Зиневич Л.С. Гигиена и основы экологии человека.- Ростов н/Д: „Феникс”, 2002.- 512 с.
9. Юрин В.М. Основы ксенобиологии.- Мн.: Новое знание, 2002.- 267 с.
10. Платонов А.П., Платонов В.А. Основы общей и инженерной экологии.- Ростов н/Д: „Феникс”, 2002.- 352 с.
11. Шумейко В.М., Глухівський І.В., Овруцький В.М. та інші. Екологічна токсикологія.-К.: АТ „Столиця”, 1996.- 204 с.
12. Запольський А.К., Салюк А.І. Основи екології.- К.: Вища шк., 2003.- 358 с.
13. Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К. Основи радіоекології.- К.: Вища шк., 2003.- 319 с.
14. Коваленко Г.Д., Рудя К.Г. Радиоэкология Украины.- К.: ИПЦ „Київський університет”, 2001.- 167 с.



Зміст

ВСТУП.....	
1. ПОКАЗНИКИ ЗДОРОВ'Я ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ЛЮДИНИ.....	
1.1 Показники здоров'я та їх зв'язок з забрудненням навколишнього середовища.....	
1.2 Екологічна безпека людини.....	
2. ОЦІНКА РИЗИКІВ ВПЛИВУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НА ЗДОРОВ'Я ЛЮДИНИ.....	
2.1 Етапи та кількісні критерії оцінки ризиків.....	
2.2 Кількісна оцінка біологічної дії пестицидів.....	
2.3 Взаємозв'язок експозиції, дози і ефекту.....	
3. СОЦІАЛЬНО-ГІГІЄНИЧНИЙ МОНІТОРИНГ.....	
3.1 Розрахунок індивідуального ризику з урахуванням шляхів впливу для дитини/дорослого.....	
3.2 Розрахунок допустимої концентрації шкідливої речовини у ґрунті при заданому значенню ризику.....	
3.3 Оцінка потенційного ризику здоров'ю населення, пов'язаного із забрудненням навколишнього середовища.....	
3.3.1 Розрахунок потенційного ризику здоров'ю, пов'язаного з хімічним забрудненням атмосферного повітря.....	
3.3.2 Розрахунок потенційного ризику здоров'ю, пов'язаного з хімічним забрудненням питної води.....	
3.3.3 Оцінка величини потенційного ризику негайної, тривалої і специфічної дії.....	
3.3.4 Оцінка потенціального ризику здоров'ю при комбінованому впливі забруднення навколишнього середовища.....	
ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ.....	
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	



Міністерство освіти і науки України

ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АВТОМОБІЛЬНО-ДОРОЖНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ

До друку і в світ
дозволяю
Перший проректор

проф. Гладкий І.П.

Хоботова Е.Б.

**Методичні вказівки до самостійної роботи студентів
з дисципліни « Екологія людини »**

Усі цитати, цифровий, фактичний
матеріал, бібліографічні відомості
перевірено.
Написання одиниць відповідає
стандартам.

Затверджено Методичною
Радою університету
протокол № від

Відповідальний за випуск доц. Позднякова Е.І.

Харків 2006



Навчальне видання

Методичні вказівки до самостійної роботи з дисципліни
“Екологія людини”
для студентів спеціальності 7.070801

Укладач: ХОБОТОВА Еліна Борисівна

Відповідальний за випуск Н.В. Внукова

План 2006, поз. _____.

Підписано до печатки _____ . Формат 60x84 1/16

Усл. печ. л. _____ . Уч-вид. л. _____ .

Замовлення № _____ Тираж _____ экз. Ціна договірна.

ХНАДУ, 61002, Харків, вул. Петровського, 25

Підготовлено і видруковано видавництвом Харківського національного
автомобільно- дорожнього університету