

**ВИКОНАВЧИЙ КОМІТЕТ КРЕМЕНЧУЦЬКОЇ МІСЬКОЇ РАДИ**

**ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА  
НАН та МНС УКРАЇНИ**

# **ТЕХНОГЕННО - ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ**

*ВИПУСК 3*

**КИЇВ - КРЕМЕНЧУК**  
2011

ISSN 2220-8585

**Головний редактор**  
**ЛИСИЧЕНКО Георгій Віталійович**

**Editor-in-chief**  
**Georgiy V. LYSYCHENKO**

**Заступники головного редактора:**  
Демьохін Г.А. (Україна)  
Забулонов Ю.Л. (Україна)

**Deputy Editors:**  
**Demekhin G.A.** (Ukraine)  
**Zabulonov U.L.** (Ukraine)

**РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:**

Бут В.П. (Україна)  
Соботович Е.В. (Україна)  
Бондаренко Г.М. (Україна)  
Белевцев Р.Я. (Україна)  
Горлицький Б.О. (Україна)  
Крайнов І.П. (Україна)  
Шушляков О.В. (Україна)  
Яковлев Є.О. (Україна)  
Чумаченко С.М. (Україна)  
Лавровський С.Е. (Україна)

**EDITORAE BOARD:**

But V.P. (Ukraine)  
Sobotovich E.V. (Ukraine)  
Bondarenko G.N. (Ukraine)  
Belevtsev R. Ya. (Ukraine)  
Gorlitsky B.A. (Ukraine)  
Kraynov I.P. (Ukraine)  
Shushlyakov A.V. (Ukraine)  
Yakovlev E.O. (Ukraine)  
Chumachenko S.M. (Ukraine)  
Lavrovskiy S.E. (Ukraine)

**Секретар** Іщенко А.А.

**Secretary** Ishchenko A.A.

**ІНОЗЕМНІ ЧЛЕНИ РЕДАКЦІЙНОЇ КОЛЕГІЇ:**

Войчик В. (Польща)  
Алієв Р. (Азербайджан)  
Калінін М. (Білорусь)  
Єременко В. А. (Росія)  
Єськов А.П. (Росія)

**INTERNATIONAL EDITORIAL BOARD:**

Wojcik W. (Poland)  
Aliev R. (Azerbaijan)  
Kalinin M. (Belorus)  
Eremenko V.A. (Russia)  
Eskov A.P. (Russia)

**Технічний секретар:** Мельник Ю.С., Фесай О.П.

**ЗАСНОВНИКИ:**

Національна академія наук України  
Міністерство надзвичайних ситуацій України  
Інститут геохімії навколишнього середовища  
Виконавчий комітет Кременчуцької міської ради

**Адреса редакційної колегії:**

**03680, Київ-142, пр. Палладіна, 34-А**  
Інститут геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України,  
Тел. (044) 424 00 29, факс (044) 423 17 96. Електронна пошта: [u-risk@naverex.kiev.ua](mailto:u-risk@naverex.kiev.ua)

Друкується за постановою Вченої ради ІГНС НАН та МНС України

Свідоцтво про державну реєстрацію ДЗМІ - серія КВ № 16163-4635Р від 30.12.2009 р.

**ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ**

*Випуск 3. Київ-Кременчук, 39600, м. Кременчук, СП ТОВ Видавництво «Християнська Зоря», 2011 -154 с.*

© Інститут геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України

© Виконавчий комітет Кременчуцької міської ради, відділ екологічної безпеки

## З М І С Т

### **Проблеми техногенно-екологічної безпеки**

<b>Шиян В.Д., Лисиченко Г.В.</b> Магистральні трубопроводи в проблематиці забезпечення екологічного імперативу	4
<b>Демьохін Г.А., Бабичева Н.В.</b> До питання перспектив розподілу екологічного податку	10
<b>Яцишин А.В.</b> Циклічно-алгоритмічний підхід до комплексного вирішення задачі ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення	15
<b>Лисанов М.В., Самусева Е.А.</b> Проблемы взрывоустойчивости зданий и сооружений опасных производственных объектов	19
<b>Грановский Э.А., Лыфарь В.А.</b> Анализ методов оценки риска последствий аварийных выбросов и рассеяния парогазовых примесей в атмосфере	23
<b>Улицкий О.А.</b> Типовой план управления окружающей средой при закрытии угольных шахт	28
<b>Щербак Н.В.</b> Корабельные палубные установки импульсного распыления биосорбентов для ликвидации разливов нефти на акватории	37
<b>Іванюта С. П.</b> Аналіз актуальних загроз екологічній безпеці Київської області	44
<b>Шушляков А.В., Бондарь А.И.</b> Повышение энергетической и экологической эффективности систем теплоснабжения	56

### **Проблеми геодинаміки та геогідробезпеки**

<b>Верховцев В.Г., Юськів Ю.В.</b> Основні принципи складання карти новітньої тектоніки Українського щита та його схилів масштабу 1:500 000 за морфографічними, морфометричними і аерокосмічними даними: термінологія, методи та методичні прийоми, класифікаційні та інші аспекти дослідження	63
<b>Забулонов Ю.Л., Литвиненко Ю.В., Кадошников В.М., Кузенко С.В.</b> Наноконпозиционные системы как сорбенты техногенно загрязненных вод	77
<b>Середа К.А.</b> Інженерно-технічні заходи щодо поліпшення екологічного стану малих річок	86
<b>Жолуденко О.О., Герцюк М.М.</b> Оцінка багаторічної динаміки змін гідрохімічних показників р. Південний Буг в зоні впливу Південноукраїнського енергокомплексу (ПУ ЕК)	98
<b>Закорчевний М.В.</b> Загальні принципи моделювання річкових систем з використанням програми «Qual2K» (на прикладі верхньої і середньої течії р. Дністер)	105
<b>Зюман Б.В., Сніжченко С.К., П'ятак В.С.</b> Перспективи сумісної утилізації відходів хімоводоподготовки ТЕЦ	111

### **Проблеми радіаційної безпеки**

<b>Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Буртняк В.М.</b> Застосування диференційного алгебраїчного методу виявлення нестационарного джерела радіоактивного випромінювання	115
<b>Діденко П.І.</b> Радон підземних вод України	123
<b>Кононенко Л.В., Бондаренко М.Г., Маничев В.И., Власенко В.И.</b> Естественные радионуклиды в почвах зоны влияния Трипольской ТЭС	129
<b>Радчук В.В.</b> Властивості радіаційно-стимульованих парамагнітних центрів в кварці, пов'язаних з домішками алюмінію, та залежність кількості цих центрів від дози опромінення	142
<b>Дербасова Н.М., Гавриш М.В., Смирнов С.Б., Гавриш В.М.</b> Биологическое выщелачивание урана из отходов уранодобывающей промышленности	148

# ПРОБЛЕМИ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

УДК 351.745.5:355.58(075)

**В.Д. ШИЯН, Г.В. ЛИСИЧЕНКО**

*Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України, м. Київ*

## **МАГІСТРАЛЬНІ ТРУБОПРОВОДИ В ПРОБЛЕМАТИЦІ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО ІМПЕРАТИВУ**

*Розглянуто проблеми екологічної безпеки та захисту довкілля в аспекті забруднення навколишнього середовища під впливом наслідків аварій на нафто-, газо-продуктопроводах. Показано, що стале функціонування трубопровідного транспорту досягається застосуванням фізичного захисту (охорона внутрішніми військами) та технічного прикриття.*

### **Вступ**

Нині у світі збільшилась кількість аварій та катастроф на потенційно-небезпечних об'єктах паливно-енергетичного комплексу (ПЕК) [1]. Більшість аварій є результатом насиченості виробництв ультрасучасною технікою, складними системами контролю і автоматики. При цьому різко збільшується вірогідність навмисних злочинів, терористичних актів в процесі експлуатації техніки [2]. Високу потенційну небезпеку для довкілля становлять магістральні трубопроводи (МТ), які у випадку аварії є джерелом викиду великої кількості вуглеводнів у навколишнє природне середовище.

Важливість проблематики забезпечення національної безпеки паливно-мастильними матеріалами (ПММ) в поєднанні з забезпеченням екологічного імперативу від небезпечного впливу аварій в паливно-енергетичному комплексі (ПЕК) знайшла відображення у численних публікаціях [1 - 3]. Проте ряд важливих питань щодо зменшення кількості аварій при транспортуванні, зберіганні, переробці вуглеводнів у галузі ПЕК досі залишається недостатньо вивченими, особливо питання аварійності трубопроводів, що супроводжуються викидами вуглеводнів у навколишнє середовище.

*Мета роботи* – виявити і дослідити негативні наслідки для навколишнього середовища від будівництва і експлуатації протяжних трубопроводів, інформація про які не отримала достатнього висвітлення у науковій літературі і засобах масової інформації; запропонувати превентивні та протиаварійні заходи забезпечення життєдіяльності територій, на яких експлуатуються трубопроводи, у тому числі при проведенні невідкладних аварійно-відновлювальних робіт (НАВР) в мирний час та особливий період [3].

### **Загальна інформація про трубопровідний транспорт України**

Нині газо- та нафтотранспортний комплекс в Україні налічує 35 тис. км магістральних газопроводів (рис. 1), 4,469 тис. км нафтопродуктопроводів, 3,927 тис. км нафтопроводів та близько 20 тис. км розподільних мереж, а довжина аміакопроводу Тольятті-Одеса складає 810 км [1]. За даними ВАТ «Укрнафта», на вказаних транспортних мережах щорічно в середньому виникає від 1200 до 1500 аварій різного ступеня небезпеки, внаслідок чого сотні тонн транспортних продуктів потрапляють у навколишнє середовище [1]. Трубопроводи відносяться до категорії енергонапружених вибухо- і пожежонебезпечних багатокілометрових об'єктів, що знаходяться під землею і відмови яких пов'язані, як правило, зі значними матеріальними та екологічними збитками. Будь-який МТ, що транспортує вуглеводні, є, за суттю, ємністю високого тиску, до того ж таким, що утруднює спостереження за ним. Сучасні МТ мають діаметр до 1420 мм, а робочий тиск складає до 7,5 МПа. Вибух такого газопроводу, на ділянці завдовжки 100-250 м, еквівалентний вибуху 3,8 т тринітротолуолу.

Трубопровід поєднує в собі транспортний засіб і транспортний шлях, ізолює вуглеводні, що транспортуються трубопроводом, від кисню повітря й впливу вогню,



Рис. 1. Газотранспортна система України

температури, окисників, інших речовин і небезпечних сполук. Важливо також те, що трубопроводи є стратегічними об'єктами та призначені постачати в особливий період паливно-мастильні матеріали Збройним Силам України, тому на їх прокладку і місцезнаходження розповсюджується гриф обмеженості доступу.

З урахуванням означених особливостей автори визначили власний практичний досвід як основне джерело одержання вихідних даних для виконання цієї роботи.

### Аналіз проблем, пов'язаних із станом магістральних трубопроводів

Почнемо зі стадії будівництва. На цій стадії в зоні прокладання трубопроводу часто спостерігається деструкція ґрунтового масиву та порушення рівноваги взаємозв'язків між компонентами ландшафту. Вже перші аерокосмічні дослідження районів прокладання трубопроводів у Західному Сибіру показали в перші роки будівництва значне обводнення трас трубопроводів і особливо коридорів, в яких прокладено декілька «ниток».

Нажаль, часто доводилось спостерігати, що будівельники, за результатами техніко-економічної експертизи проєктів, використовуючи будь-які можливості, порушують вимоги, закладені у проєкті. Виявити всі дефекти на трубопроводах при прийманні буває дуже складно, якщо взагалі можливо. Такі дефекти і порушення міцності труб лінійної частини МТ повинні виявлятися при випробуваннях до експлуатації. В той же час не існує абсолютно надійних методів і засобів контролю якості робіт та в процесі експлуатації поведінки трубопроводів. З іншого боку, не встановлена фізична природа надійності елементів трубопроводів, і в першу чергу, лінійної частини, не визначено у світлі нових умов та вимог економічно та екологічно доцільний рівень надійності трубопровідних систем.

Дослідження останніх років в галузі аналізу та прогнозування відмов МТ дозволили виділити найбільш типові механізми аварій, і з їх допомогою здійснити аналіз та прогнозування конструктивної надійності трубопроводів [2]. Серед практичних аспектів проблеми підвищення конструктивної надійності МТ слід відмітити, наприклад, значне підвищення енергетичного еквіваленту вуглеводнів, що транспортуються, при переході на трубопроводи великого діаметру (табл. 1).

**Таблиця 1.** Енергетичний еквівалент магістральних трубопроводів

Діаметр, мм	Тиск, МПа	Продуктивність, млрд м <sup>3</sup> /рік	Енергетичний еквівалент, млн кВт
1220	5,5	16	7,6
1220	7,5	2	10,5
1420	7,5	32	15,2
1420	10	46	21,9
1420	12	55	26,2

Але з позицій пріоритету захисту довкілля слід зауважити, що підвищення діаметру і тиску означає зменшення надійності трубопроводів, а зростання об'єму продукту, що транспортується, збільшує масштаби потенційної аварії. Аналіз кількості і масштабів аварій на МТ України показав, що, не зважаючи на позитивні тенденції в останні роки, домогтися гарантованої безпеки їх експлуатації не вдається. Достатньо часто аварійним службам доводиться реєструвати наслідки аварій, наприклад, на лінійній частині магістрального газопроводу (рис. 2). Нині, за сумарною оцінкою збитків, екологічна небезпека при аваріях магістральних трубопроводів наближається до небезпеки на АЕС [1,3].

**Рис. 2.** Аварія на магістральному трубопроводі

Іншим фактором підвищення небезпеки стало збільшення обсягів трубопровідного будівництва на промислах (особливо нафтових), що пов'язано з освоєнням великої кількості нових середніх та дрібних родовищ.

Є й позитивні зрушення, наприклад, перехід на випробування трубопроводів підвищеним тиском за трициклічною схемою, що забезпечує зниження рівня відмов у період експлуатації до величин ймовірності  $p=0,41$  в розрахунку на 1000 км/рік.

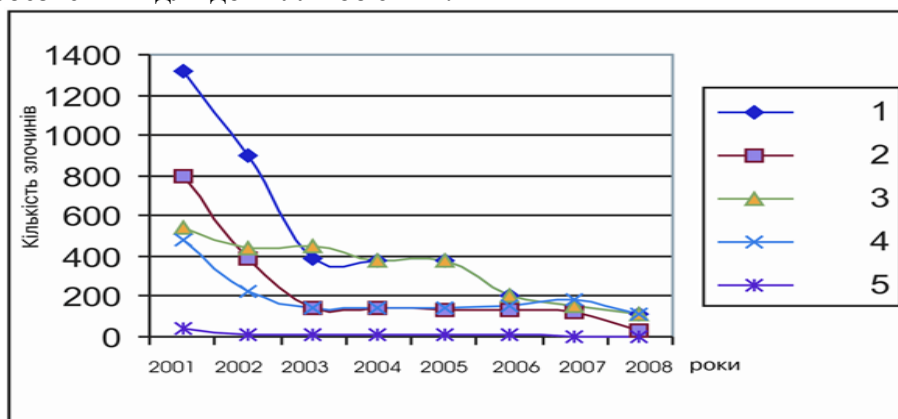
З позиції пріоритету захисту довкілля при забезпеченні конструктивної надійності трубопровідної системи важливо виходити з принципу першочерговості розробки заходів, що забезпечують запобігання аварій, а не ліквідації їх наслідків.

Проблема надійності магістральних трубопроводів є багатоплановою і нині ще не має чіткого теоретичного та методологічного обґрунтування. Відсутні систематизовані дані з розрахунку надійності трубопроводів, що проектуються, не узгоджено методики оцінки рівня надійності та не визначено конкретні заходи щодо забезпечення необхідного її рівня. Дається взнаки відсутність зручних для практики методик обчислення похибок результатів при розрахунку надійності трубопровідних систем (зона економічної та екологічної невизначеності).

Нині збільшилось число випадків втрат під час аварій та викрадення вуглеводнів і паливно-мастильних матеріалів з діючих МГ при їх транспортуванні [1,3]. Щорічні збитки в сумі до \$8 млрд при розкраданні вуглеводнів за рік екологи мусять розглядати як втрати інвестиційних внесків, що мали б піти на проекти енергозбереження. Але врахуємо, що викрадення вуглеводнів відбувається за схемою несанкціонованого доступу з використанням «врізувань» [3] - не передбачених проектом латентних примусових відгалужень від трубопроводу. Такі «врізування» означають не тільки втрату палива для держави, але й великі втрати його для користувачів, тобто забруднення вуглеводнями довкілля. Додамо, що, як

наслідок «врізувань», значно зростає кількість аварій. Аналіз статистичних даних демонструє зменшення обсягів збитків та протиправних посягань в останні роки. Це співпадає із більш ефективною превентивною діяльністю правоохоронних органів, але статистика протиправних посягань має періодичний характер, тому маємо впевненість, що злочинність без постійної профілактики правоохоронних органів швидко відновить свою діяльність.

Звернемо увагу, що у випадку системи магістральних трубопроводів захист державних інтересів, у т. ч. захист довкілля України, здійснюється службово-бойовою діяльністю спеціальних частин внутрішніх військ [4] та ОВС України. Дослідження, проведені у Полтавській, Сумській та інших областях України у 2003 р. в період охорони МТ внутрішніми військами (ВВ) України показали, що тиск практично на всіх ділянках МТ на всмоктувальній частині насосних станцій підвищився на 18%, порівняно з ділянками, які не охоронялися підрозділами ВВ. На рис. 3 приведено результати дослідження активності діяльності «чорних нафтовиків» у Полтавській, Сумській, Чернігівській, Вінницькій, Луганській областях. Чи не варто розповсюдити цей досвід на екологічний захист інших потенційно небезпечних для довкілля об'єктів?



**Рис. 3.** Динаміка протиправних посягань на об'єкти видобувних та транспортних підприємств компанії «Нафтогаз України»[8] (1–Сумська, 2–Чернігівська, 3– Полтавська, 4– Вінницька, 5– Луганська області)

На сьогодні гостро стоїть проблема забруднення внаслідок втрат вуглеводнів через корозію або утворення несучільностей стінок трубопроводів. З огляду на специфіку міграції нафтопродуктів у зоні аерації слід зазначити, що забруднення протягом тривалого часу може відбуватися у латентній формі, аж до розвантаження забрудненого потоку ґрунтовими водами у зонах природного дренажу. При відсутності ефективного контролю за станом труб і ґрунтів у зоні МТ навіть незначні порушення герметичності трубопроводів через тривалий час можуть суттєво зашкодити навколишньому середовищу.

Вивчення досвіду зарубіжних компаній та пропозицій вітчизняних спеціалістів свідчить, що вже розроблені методи та випускається обладнання для шумоакустичної діагностики та раннього попередження аварій на основі дослідження частотних характеристик сигналів течії крізь тріщини-несучільності в оболонці трубопроводу. Це дає змогу прогнозувати розвиток аварій та попереджувати їх виникнення. Але справа ефективного практичного використання цієї техніки в Україні гальмується у т. ч. з причин відсутності спільної політики держави і конкретних виконавців.

Аналізуючи систему магістральних трубопроводів, ми не можемо обійти увагою нафто- і газоперекачувальні станції, які входять до МП як обов'язкові складові елементи. Наявність на таких станціях комплексу потужних насосів, резервуарів, трубопроводів, турбін тощо робить ці об'єкти потужним джерелом забруднення оточуючого середовища вуглеводнями; їх експлуатація супроводжується утворенням небезпечних відходів, які частково потрапляють у навколишнє середовище (ґрунти, воду, атмосферу) навіть при безаварійній роботі. Але за перевітками ці «нормативні» викиди у більшості випадків перевищуються.

Через територію України проходять п'ять ниток міжнародних МТ. Наприклад, на території Закарпатської області трубопроводи, що транспортують нафту, нафтопродукти та

газ, мають довжину 340 км, а 192 км припадає на гірські райони. Майже половина зайнятої ними площі - 430 га проходить через лісові масиви. Для прокладання трубопроводів проводиться суцільна вирубка лісів. Втручання у екосистеми лісових і мішаних масивів негативно впливає на їх стійкість, спричиняє ерозію ґрунтів, утворення яруг тощо. Відомі випадки, коли подібні зсуви починали загрожувати цілісності самого трубопроводу. Поки що справа не доходила до масштабної аварії, але не можна гарантувати її відсутності у майбутньому. Кожна просіка, зроблена для магістрального трубопроводу, може розглядатися як заглиблення, негативна форма мікрорельєфу. Характерною рисою мікроклімату в таких місцях є інтенсивне прогрівання ґрунту і повітря, спричинене посиленням руху повітря і турбулентного обміну внаслідок впливу навколишнього лісу. Вночі на вирубки з крон дерев «стікає» холодне повітря, яке далі включається у теплообмін, відбувається відбирання тепла (радіаційне охолодження). Відкритість галявин вздовж трас призводить до змін мікроклімату – температури повітря по краю лісу підвищуються на 2-7 °С, а на ґрунті до 15-20 °С, а вологість повітря знижується на 3-5%.

Аналізуючи стан безпеки системи ПЕК, зокрема, на нафто-, газо- та продуктопроводах, можна очікувати, що процес структурної перебудови галузі трубопровідного транспорту та всієї промисловості ПЕК на фоні роздержавлення і приватизації відбуватиметься без урахування необхідності гарантування безпеки і протиаварійної стійкості об'єктів.

Трубопроводи, перетинаючи водні магістралі, контактують із водою. Особливості підводного розміщення трубопроводів, у першу чергу – це відносна свобода для деформацій і сезонні зміни температурного режиму, значно зменшують надійність трубопроводів, а з іншого боку, вуглеводні, які потрапляють при аваріях у воду, стають причиною справжньої екологічної катастрофи.

Глобальною проблемою у світі стало забруднення морів і океанів нафтопродуктами. Причиною є аварії танкерного флоту, добування нафти у морській акваторії і нафтопроводи. Кількість нафти, яка щорічно надходить до світового океану, становить 5-10 млн т. Слід зауважити, що нафта і нафтопродукти забруднюють не лише поверхню води, а й товщу її до дна. Тому таке забруднення є загрозою для живих організмів, які мешкають на поверхні, в товщі води та на дні. Встановлено, що вміст у воді нафтопродуктів понад 16 мг/л [5] спричиняє загибель риб, молюсків тощо, а це є небажаним для України, як держави, що приєдналась до Конвенції про охорону біологічного різноманіття [6, 7]. Сьогодні Україна через відсутність танкерного флоту, добування нафти у морській акваторії і морських нафтопроводів (виняток - портові термінали) не є відповідальною за забруднення морів, але в майбутньому, коли почнеться добування нафти на шельфі у Чорному та Азовському морях, і ми приєднаємось до країн - забруднювачів.

Підсумовуючи результати наших комплексних досліджень, слід підкреслити, що специфіка об'єктів транспортування та зберігання нафти і нафтопродуктів як потенційно можливих джерел негативного впливу на природне середовище зумовлює необхідність якнайскорішого розв'язання проблеми запобігання аварійним ситуаціям. Заходи щодо ліквідації наслідків аварій дозволяють знизити їх масштаби і зменшити завдані збитки. Доцільно застосовувати комплекс заходів, спрямованих на забезпечення надійності об'єктів на всіх стадіях здійснення проекту: розробки техніко-економічного обґрунтування, самого проекту, будівництва, випробувань, експлуатації.

Екологічна свідомість полягає в усвідомленні об'єктивної закономірності - техногенні аварії та катастрофи і, як наслідок, забруднення навколишнього середовища траплятимуться доти, поки існуватиме техносфера. Головна небезпека для людства полягає не в окремих екологічних катастрофах, якими б трагічними вони не були, а в поступовій деградації природного середовища під впливом постійних, малопомітних впливів виробничої діяльності.

Загальмувати стрімкий процес забруднення НПС можливо через суворий правовий, прискіпливий екологічний контроль, незалежну і всебічну екологічну експертизу, впровадження сучасних безпечних природоохоронних технологій, діагностичного контролю стану об'єктів, ранній прогноз, попередження та запобігання виникненню аварій, оптимізацію та ефективне проведення аварійно-відновлювальних робіт.



## **Висновки**

1. Порівняння наслідків будівництва та експлуатації об'єктів системи транспортування, зберігання і переробки вуглеводнів в галузі ПЕК України дозволило встановити, що найбільш небезпечне забруднення навколишнього середовища спричиняють аварії на магістральних трубопроводах великого діаметра.

2. Основною метою охорони довкілля та інженерної екології під час спорудження об'єктів нафто-, газотранспортного комплексу (НГТК) є розробка стратегії і тактики прокладки МТ, коли можливим стає поєднання інтенсивної будівельно-виробничої і господарської діяльності зі спорудження НГТК із регіональними особливостями довкілля.

3. Основною причиною екологічного забруднення навколишнього природного середовища від впливів аварій на МТ є тривала експлуатація, відсутність засобів дистанційної діагностики та контролю трубопроводів, транспорт вибухо-, пожежонебезпечних речовин.

4. Забезпечити безпеку на лінійній частині трубопроводів можливо лише за рахунок відновлення їх фізичної охорони силами ОВС.

## **Подяка**

*Автори роботи висловлюють щире подяку завідувачу кафедри екології НаУКМА проф. С.Д. Ісаєву за цінні консультації під час її виконання*

1. Правові аспекти боротьби з організованою злочинністю у сфері транспортування вуглевмісної сировини та пального / В.Д. Шиян // Вісник Національної академії державного управління при Президентові України. – 2005. – №3. – С. 361-368.

2. Проблеми забруднення геоекологічного середовища нафтопродуктами у зв'язку з охороною підземних вод в Україні / М.С. Огняник, Н.К. Парамонова, І.М. Запольський // Екологія довкілля і безпека життєдіяльності. – 2003. – №3. – С. 12-17.

3. Основні напрями державної політики України в галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки: Постанова Верховної Ради України від 5.03.1998 р. № 118.

4. Про трубопровідний транспорт: Закон України від 15.05.96 №192.

5. Остроумов С.А. Введение в биохимическую экологию / С.А. Остроумов. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 126 с.

6. Конвенція про охорону біологічного різноманіття: матер. наук. конф. (Ріо - де - Жанейро, 5.06.1992 р.). Дата приєднання України 1.06.1992. – с.7.

7. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 25.06.1991р. №41.

8. Шиян В.Д. Вплив магістральних трубопроводів на екологічну безпеку/ В.Д. Шиян // Національна безпека: український вимір. – 2009. –№5. – С.58-66.

## **В.Д. Шиян, Г.В. Лисиченко**

### **МАГИСТРАЛЬНЫЕ ТРУБОПРОВОДЫ В ПРОБЛЕМАТИКЕ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ИМПЕРАТИВА**

*Рассмотрены проблемы экологической безопасности и защиты окружающей среды в аспекте загрязнения окружающей среды под воздействием последствий аварий на нефте-, газо-, продуктопроводах. Показано, что устойчивое функционирование трубопроводного транспорта достигается применением физической защиты (охрана внутренними войсками) и технического прикрытия.*

## **V.D. Shiyan, G.V. Lysychenko**

### **THE MAIN-LINE PIPELINES IN GUARANTEE PROBLEMS OF ECOLOGICAL IMPERATIVE**

*The problems of ecological safety and defense of environment are considered in the aspect of contamination of environment under act of consequences of failures on oil-, gas-, product pipelines. The stable functioning of pipeline transport is achieved at application of physical defense (guard by internal troops) and technical protection.*

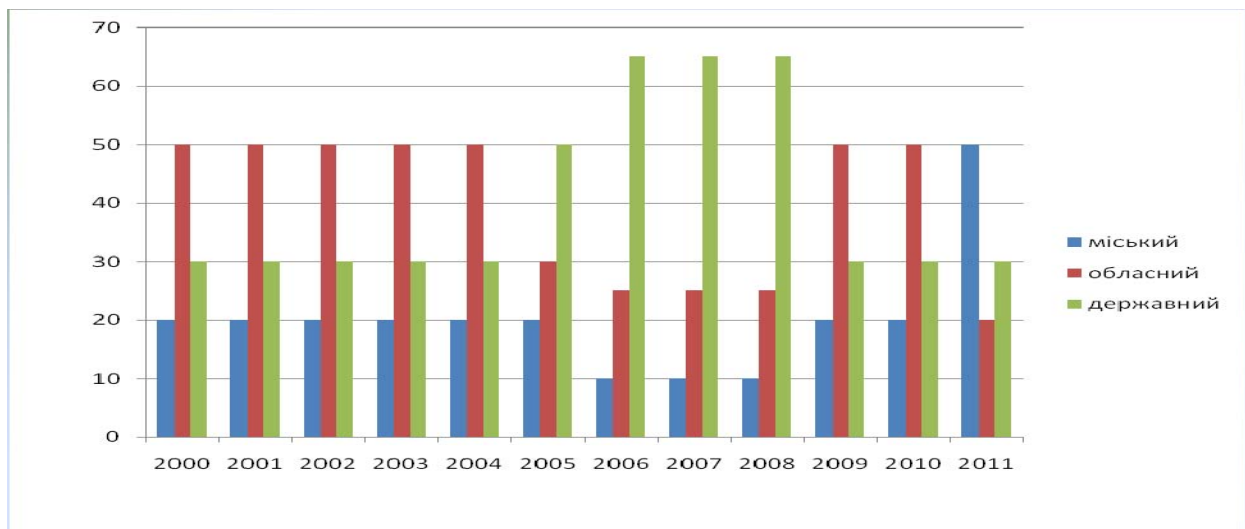
**Г.А. ДЕМЬОХІН, Н.В. БАБИЧЕВА**

*Відділ екологічної безпеки Кременчуцького виконавчого комітету міської ради,  
м. Кременчук*

### **ДО ПИТАННЯ ПЕРСПЕКТИВ РОЗПОДІЛУ ЕКОЛОГІЧНОГО ПОДАТКУ**

*В статті наведена оцінка розподілу екологічного податку та його використання по фондах різних рівнів на прикладі промислового міста. Приведена перспектива ліквідації одного з рівнів – місцевого, дано аналіз попереднім спробам централізувати використання екологічних податків.*

Починаючи з 1991 р., після прийняття Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» було започатковано сплату збору за забруднення навколишнього природного середовища, процентний розподіл якого на той час більш-менш відповідав поняттю «екологічного механізму». До міських фондів зараховувалось 70 % збору, обласних – 20 %, державних – 10 %. Але щорічно, особливо після збільшення розмірів збору, цей розподіл почав змінюватися (рис.1) сягнувши у 2006-2008 роках відмітки «екологічного абсурду»: 10 % до місцевих фондів, тобто десята частина від завданої шкоди за місцем її заподіяння.



**Рис. 1.** Процентний розподіл коштів по фондах різних рівнів

Згідно ст. 33 Закону України «Про місцеве самоврядування в Україні» на органи місцевого самоврядування покладено вирішення ряду питань, виконання яких безпосередньо залежить від обсягу надходжень до міських фондів. На жаль, інші джерела фінансування – гранти, позики та інвестування складають в процентному співвідношенні 5-10 % від щорічних витрат. Тому ми стурбовані тенденціями, що складаються в розподілі екологічного податку між фондами різних рівнів.

В черговий раз керівництво Міністерства охорони навколишнього природного середовища [1] намагається ліквідувати місцеві фонди, аргументуючи свої пропозиції їх неефективним використанням. Це вже друга спроба (перша відбулася у 2002-2005 роках) [2] зосередити надходження в державному та обласних бюджетах. Спробуємо оцінити перспективу такого розкладу.

За всю історію існування екологічних платежів (1991-2011 рр.), тобто за 20 років на виконання екологічних програм всіх рівнів з Державного фонду місто Кременчук отримало 400 тис. грн.

Аналогічну допомогу отримуємо з обласного фонду (табл.1) і це при тому, що обласний фонд на 50 % складається від надходжень з міста Кременчука, яке є найбільшим забруднювачем в області.

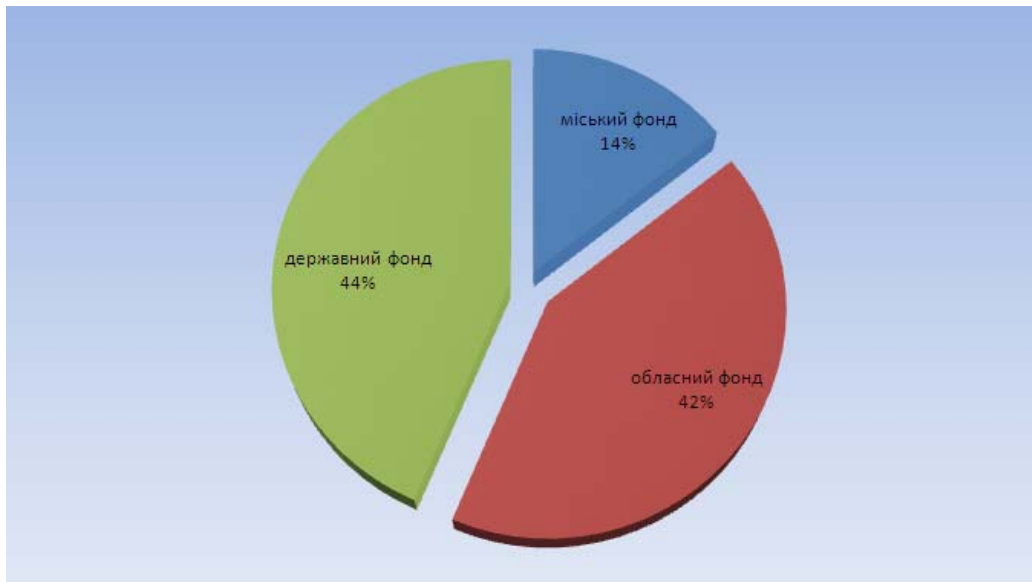
**Таблиця 1.** Видатки з усіх рівнів фондів охорони навколишнього природного середовища на природоохоронні заходи по м. Кременчук

Роки	Всього видатків, тис. грн.	Місцеві бюджети, тис. грн.		Державний бюджет, тис. грн.
		міський	обласний	
2000	628,8	569,8	59,0	0
2001	619,4	542,4	77,0	0
2002	381,7	306,7	75,0	0
2003	982,2	382,2	200,0	400,0
2004	791,256	472,756	318,5	0
2005	859,314	468,826	390,488	0
2006	1 126,599	721,599	405	0
2007	1 411,445	659,141	752,304	0
2008	1 400,375	1 000,375	400	0
2009	1 280,807	697,051	583,756	0
2010	2 647,737	1 687,737	960	0
<b>Разом</b>	<b>12 129,633</b>	<b>7 508,585</b>	<b>4 221,048</b>	<b>400</b>

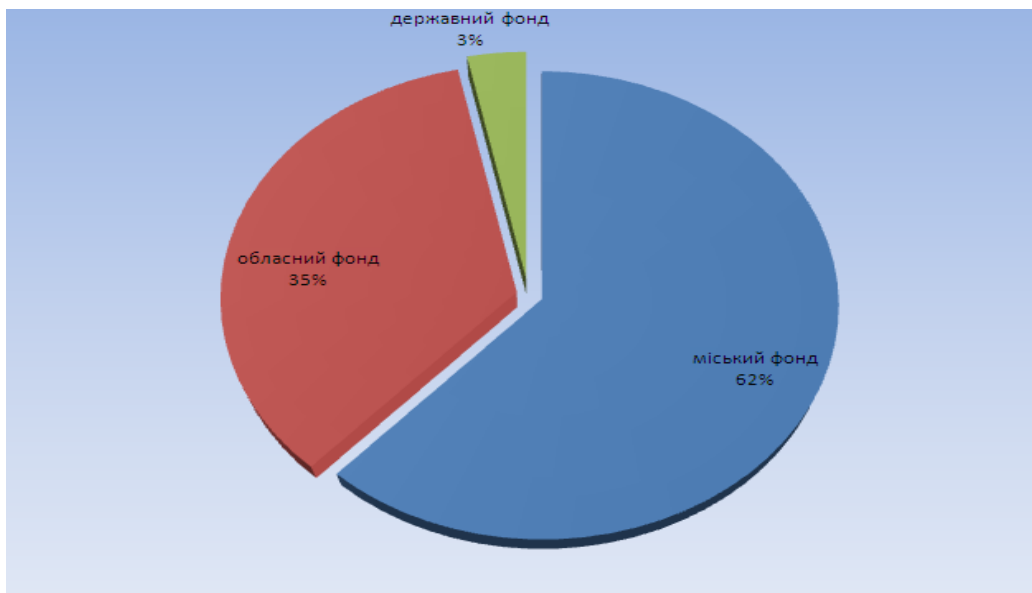
Таким чином, за останнє десятиріччя лише 14 % від суми збору – 53 570,353 тис. грн. потрапило до міського бюджету, і лише 22,6 % платежів були використані за місцем здійснення впливу на навколишнє середовище (табл. 2). Зараз місто є постачальником коштів до бюджетів державного та обласного рівня, де аж ніяк не зацікавлені у вирішенні місцевих екологічних проблем платників (рис. 2, 3).

**Таблиця 2.** Надходження до фондів охорони навколишнього природного середовища усіх рівнів від м. Кременчук

Роки	Всього збору, тис. грн.	Місцеві бюджети, тис. грн.		Державний бюджет, тис. грн.
		міський	обласний	
2000	955,9	488,5	262,8	204,6
2001	1 119,4	306,3	448,4	364,7
2002	1 345,7	308,1	700,7	336,9
2003	1 920,821	362,568	981,574	576,679
2004	2 751,675	534,954	1 385,451	831,27
2005	3 913,36	782,672	1 174,008	1 956,68
2006	5 786,048	578,605	1 446,512	3 760,931
2007	8 210,08	821,008	2 052,520	5 336,552
2008	8 621,06	862,106	1 724, 212	6 034,742
2009	7 679,88	1 535,976	3 839,94	2 303,964
2010	11 266,428	1 103,757	8 507,036	1 655,635
<b>Разом</b>	<b>53 570,353</b>	<b>7 684,546</b>	<b>22 523,153</b>	<b>23 362,653</b>



**Рис. 2.** Надходження до фондів від міста Кременчука



**Рис. 3.** Видатки з фондів на потреби міста Кременчука

Створення спеціального фонду Державного бюджету для фінансування цільових проектів екологічної модернізації підприємств –це важлива справа, але чому вона повинна виконуватися за рахунок податків, які сплачує підприємство?

Екологічна суть податку полягає в тому, що забруднювач і відповідно споживач продукції оплачують екологічні збитки від негативного екологічного впливу на здоров'я людей, господарські об'єкти та природні ресурси за місцем заподіяння шкоди. Так чому ці кошти повинні надходити у державний бюджет, а не використовуватися на вирішення екологічних потреб громади?

Практика «екологічної модернізації» вже була застосована у період 1999-2002 років [3]. В ході експерименту ВАТ «Центральний гірничо-збагачувальний комбінат» у Дніпропетровській області 127 тис. грн. з «екологічних» коштів використав на спорудження перевантажувального вузла, а ВАТ «Полтавський ГЗК» скромно, проте зі смаком, витратив на дослідження токсичності синьозелених водоростей 500 тис. грн. [4].

Вважаємо, що наступні «модернізації» будуть більш цікавими та масштабними.

Твердження пана Вакуленка М.В. [1] про неефективність використання коштів місцевих фондів дійсно має місце, але це є наслідком існуючої законодавчої бази, а саме:

- при надходженні 10 % податку практично неможливо виконати в стислий термін масштабні заходи і їх виконання розтягнеться на роки;

- при виконанні ряду заходів величезну кількість часу займають процедури тендерів, що при багаторічному виконанні будівельних робіт забирає час і призводить до подорожчання вартості робіт;

- проведення процедури тендеру з одного виконавця практично нереальне і потребує ще більшого часу та фінансових витрат;

- проплата окремих видів робіт та послуг «затягується» у казначействі на місяць, що аж ніяк не сприяє їх виконанню.

В разі декларованого Мінприродою [1] створення дворівневих екологічних фондів, якими представники даного міністерства так бажають опікуватися, практично припиняється виконання будь-яких природоохоронних заходів на місцях. Програють в першу чергу мешканці міст з високим техногенним навантаженням.

Виграють «обрані» підприємства, які будуть отримувати 50 % сплачених екологічних податків, та Мінприроди, яке буде визначати ці підприємства.

В такому разі, екологічний механізм буде працювати наступним чином: чим більше забруднив навколишнє середовище, тим більша сума податків буде повернута.

Перші кроки для впровадження змін та підготовки до них громадської думки вже закладено в існуюче законодавство:

1. Непередбачені ніякі штрафні санкції чинним податковим законодавством за понадлімітне забруднення довкілля. Постанова КМУ від 01.03.1999 року № 303 «Про Порядок встановлення нормативів збору за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору» та Постанова КМУ від 03.12.2008 року № 1050 «Про внесення змін до Порядку встановлення нормативів збору за забруднення навколишнього природного середовища і стягнення цього збору», які регламентували сплату збору за забруднення у десятикратному розмірі у разі відсутності у платника податку затверджених у встановленому порядку лімітів або допущення понадлімітних обсягів скидів та розміщення відходів втратили чинність згідно з постановою КМУ від 27.12.2010 року № 1236, що призвело до утворення прогалини в законодавстві. Зараз Податковим кодексом України від 02.12.2010 року № 2755-VI не передбачено збільшення ставки екологічного податку за розміщення відходів понад встановлені ліміти.

2. Спроба взяти під контроль екологічні фонди всіх рівнів вже була здійснена у 2010 році, тоді пунктом 14 прикінцевих положень Закону України «Про Державний бюджет України на 2010 рік» була закладена вимога погодження використання коштів місцевих фондів охорони навколишнього природного середовища з Кабінетом Міністрів України.

Введення даного обмеження на дев'ять місяців паралізувало проведення заходів з охорони навколишнього природного середовища і зробило неможливим внутрішньокошторисний перерозподіл невикористаних коштів.

Враховуючи, що зазначені заходи є практично єдиним джерелом бюджетного фінансування, робота з даного напрямку по Україні була призупинена. Крім того, п. 14 прикінцевих положень Закону України «Про Державний бюджет України на 2010 рік» суперечив:

- ст. 7 Конституції України;

- ст. 61 Закону України «Про місцеве самоврядування»;

- ст. 42 Закону України «Про охорону навколишнього середовища».

Внаслідок такого «контролю» в обласному фонді залишились не використаними 18,88 млн грн.

3. Законом України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» (ціль 6) передбачено реформування до 2015 року діючої системи фондів охорони навколишнього природного середовища з метою посилення централізації коштів на рівні областей.

4. Бюджетним кодексом України встановлено, що екологічний податок буде зараховуватись до фондів різних рівнів у наступних відсотках:

до спеціального фонду державного бюджету послідовно збільшуючись за рахунок місцевих бюджетів: у 2011 - 2012 роках – 30 %, у 2013 році – 53%, з 2014 року – 65%. Частка екологічного податку, що надходить до міського бюджету, зменшуватиметься: у 2011 – 2012 роках – 50%, у 2013 – 33,5%, з 2014 – 25%.

Таким чином ліквідація місцевих фондів є законодавчо підготовленою реальністю, яка призведе до руйнування існуючої системи оперативного реагування на зміни екологічної ситуації на місцевому рівні, що в наступному не лише не буде мати ніякого економічного ефекту, але й призведе до додаткових затрат на ліквідацію кризових ситуацій.

#### **Висновки:**

Вважаємо, що на виконання ст. 16, 50 Конституції України необхідно:

1. 100 % екологічного податку повинно залишатися за місцем спричинення впливу і використовуватися на усунення наслідків цього впливу.
2. Для виконання масштабних заходів концентрувати, в разі необхідності, кошти, але в межах адміністративної одиниці – району;
3. Ввести відповідальність за неефективне використання коштів екологічного податку на всіх рівнях, припинити фінансування псевдонаукових проектів та розробок.
4. Для створення Державного фонду залучити:
  - платежі за використання природних ресурсів, що надходять до бюджетів (місцевих, державного), спрямовувати на фінансування природоохоронних заходів з включенням до кошторису витрат екологічних програм;
  - при формуванні бюджету – проектів Законів України «Про Державний бюджет України» на кожен рік передбачати виділення окремої частини бюджетних коштів на будівництво природоохоронних об'єктів не менше 1 відсотка від загальної суми видатків.

1. Вакуленко М.Б. Економічний механізм природоохоронної діяльності // Екологічний вісник. – 2010. – вип.5. – С.10-12.

2. Демехин Г.А. Роль экологических фондов различных уровней в решении проблем охраны окружающей среды // Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов. Утилизация отходов. – 2003. – Т. IV. – С.1033-1034.

3. Закон України «Про проведення екологічного експерименту на підприємствах гірнично-металургійного комплексу України» Верховна Рада України. – Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/>.

4. Про зміни до Закону України «Про охорону навколишнього середовища», або як витратити «екологічні кошти» // Екологічний вісник. – 2003. – вип. 3-4. – С. 21.

**Г.А. Демёхин, Н.В. Бабичева**

**К ВОПРОСУ ПЕРСПЕКТИВ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НАЛОГА**

*Проведена оцeнка распределения экологического налога и его использования по фондам разных уровней на примере промышленного города. Приведена перспектива ликвидации одного из уровней – местного, дан анализ предшествующим попыткам нейтрализовать использование экологических налогов.*

**G.A. Demekhin, N.V. Babycheva**

**PERSPECTIVES ON DISTRIBUTION OF ENVIRONMENTAL TAXES**

*The assessment of the distribution of environmental tax and its use on different levels by example industrial city is done. The prospect of the liquidation of one level (local) is shown. Analysis of previous attempts to neutralize the use of environmental taxes is given.*

**А.В. ЯЦИШИН**

*Інститут проблем моделювання в енергетиці ім. Г.Є.Пухова НАН України, м. Київ*

## **ЦИКЛІЧНО-АЛГОРИТМІЧНИЙ ПІДХІД ДО КОМПЛЕКСНОГО ВИРІШЕННЯ ЗАДАЧ ЕФЕКТИВНОГО УПРАВЛІННЯ РІВНЕМ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ УРБАНІЗОВАНИХ ЕКОСИСТЕМ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ**

*Запропоновано циклічно-алгоритмічний підхід до комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення. Розроблено схему циклічно-алгоритмічного підходу та приведено її детальний опис.*

### **Актуальність**

Функціонування промислових та енергетичних об'єктів, транспорту та інших потенційних джерел забруднення атмосферного повітря призводить до створення протиріччя між наслідками НТР з одного боку та концепцією сталого розвитку з іншого. Дане протиріччя в сучасному світі повинно вирішуватися за допомогою ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем, що базується на останніх наукових досягненнях.

Проблемам ефективного управління рівнем екологічної безпеки присвячено багато досліджень, серед яких варто відзначити, насамперед, праці таких вчених як А.Г. Шапар, А.Б. Качинський, С.В. Руденко, Г.В. Лисиченко, О.І. Турос, В.М. Шмандій, Я.О. Адаменко, В.Г. Старчак, Є.Г. Аверін, Є.Н. Варламов, В.Ю. Некос, М.З. Згуровський та інших. Проте більшість вчених займаються дослідженням певного кола конкретних питань екологічної безпеки в умовах техногенного забруднення приземного шару атмосфери, наприклад, розробленням підходів до визначення ризиків для населення від впливу забруднюючих речовин, побудовою та застосуванням моделей визначення впливу автотранспорту тощо, а проведення комплексного та загального вирішення основних задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення приземного шару атмосфери залишається актуальною та, поки що, невирішеною задачею.

### **Постановка задачі**

Під комплексним вирішенням задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення будемо розуміти розробку та деталізацію алгоритму для визначення управлінських рішень, починаючи від забезпечення достовірності екологічної інформації до побудови програмних засобів для визначення основних екологічних показників та ризиків, що базуються на сучасних моделях розповсюдження забруднення, засобах аналізу та візуалізації екологічних даних. Таким чином, першою задачею є розробка циклічно-алгоритмічного підходу до комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення, його обґрунтування та детальний опис.

### **Основні етапи розробки циклічно-алгоритмічного підходу**

Розглянемо поняття алгоритмічного процесу. Під алгоритмічним процесом (АП) розуміється розгорнута у часі послідовність дій, операцій або робіт, виконання яких забезпечує досягнення мети [1]. Цю послідовність дій можна формалізувати деяким алгоритмом з такими властивостями [1, 2]:

— правильне виконання алгоритму забезпечує досягнення наперед заданої мети, тобто на виході отримується певний кінцевий результат – продукт праці, інформація,

документація, знання тощо;

- алгоритм складається з елементарних операцій, які утворюють кінцеву множину;
- послідовність операцій алгоритму детермінована;
- одночасно може виконуватися дискретна, наперед визначена кількість операцій;
- алгоритм має початок і кінець, причому перехід з початкового стану в кінцевий здійснюється за кінцеву кількість операцій.

Типовими представниками АП є процеси функціонування АСУ та комп'ютерних мереж, процеси автоматичної та автоматизованої обробки інформації і прийняття рішень, технологічні процеси виробництва продукції, процеси функціонування людиномашинних систем, інженерне проектування, процеси виконання науково-дослідних робіт, процеси навчання, алгоритми діяльності операторів тощо. Класифікація АП представлена на рис. 1.

Розглянемо необхідні умови, які забезпечують комплексне вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення:

— регулярність (це пояснюється тим, що для комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення потрібно постійно проводити екологічний моніторинг та, на основі його даних, робити аналіз та прогноз екологічної ситуації);

— циклічність (дана властивість пояснюється тим, що мета комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення в принципі є недосяжною, тому необхідно знову і знову хоча б якось покращувати якість екологічної складової навколишнього середовища);

— алгоритмічність (має на меті чітко та всебічно описати можливі дії, що спрямовані на забезпечення екологічної безпеки).



Рис. 1. Класифікація АП [1]

Крім того, очевидно, що на комплексне вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення накладається безліч обмежень (ресурсних, економічних, соціальних тощо), а помилки, які



характерні для нього, як правило, мають чітко окреслені причини і є прогнозованими. Також зазначимо, що кінцевим етапом комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення є перехід до опрацювання нових даних, розв'язання нових задач тощо.

Таким чином, можна зробити висновок, що циклічно-алгоритмічний підхід до комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення повинен мати властивості, які є характерними для регулярних циклічних алгоритмічних процесів в умовах обмежених ресурсів та чіткого характеру помилок.

В першому наближенні (або на високому рівні абстракції) циклічно-алгоритмічний підхід до комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення схематично зображено на рис. 2.

Розглянемо дану схему (рис. 2) більш детально. Як уже зазначалося, у даній схемі нема кінця як такого, проте є умовний початок, де внаслідок проведених моніторингових досліджень уже є певна база даних екологічного моніторингу приземного шару атмосфери (БД ЕМПША) та перелік всіх задач ЕМПША, які потенційно можуть вирішуватися.

Наступними кроками є визначення та вирішення актуальних для даного часу та регіону задач ЕМПША. Після цього визначаємо ступінь вирішення даних задач. Якщо ступінь вирішення даних задач є незадовільним, то необхідним є застосування методів та засобів удосконалення покращення ефективності вирішення задач ЕМПША – це може бути розробка нових екологічних методик, моделей, модернізація та оптимізація мережі моніторингу тощо – і всі дії повторюються знову.

Якщо ступінь вирішення даних задач є задовільним, то здійснюється розробка та впровадження рекомендацій щодо покращення екобезпеки досліджуваної території, після чого здійснюється перевірка ефективності уже впроваджених рекомендацій – і знову повернення за новими даними для вирішення нових задач.

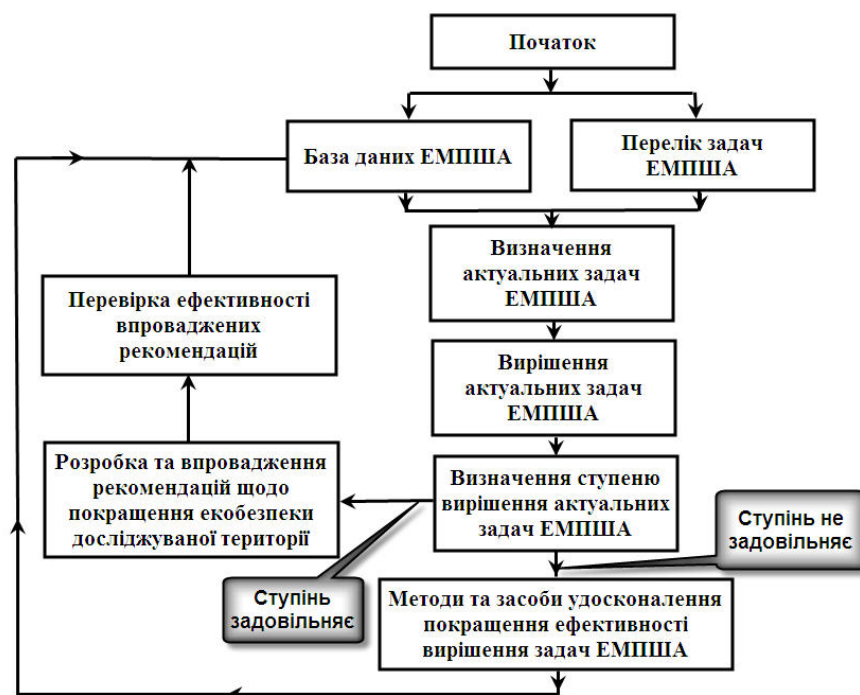


Рис. 2. Схема запропонованого циклічно-алгоритмічного підходу

Впровадження даного циклічно-алгоритмічного підходу при визначенні та вирішенні актуальних задач екологічного моніторингу приземного шару атмосфери

дозволить виконавчим органам отримувати інформацію, необхідну для ефективного управління безпекою, в тому числі:

- планування заходів щодо зниження забруднення, виділення пріоритетних сфер діяльності, контролю і оцінки ефективності здійснення природоохоронних заходів;
- розробки термінових заходів щодо зменшення забруднення в тих районах, де воно досягнуло небезпечного рівня;
- перевірка дотримання норм і стандартів якості природного об'єкту;
- отримання даних для проведення наукових досліджень, наприклад, дослідження впливу забруднюючих речовин на здоров'я людини;
- впровадження відповідних законодавчих актів.

### **Висновки**

Розглянуто необхідні умови комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення.

Запропоновано циклічно-алгоритмічний підхід до комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення, який задовольняє висунутим умовам.

Для автоматизації комплексного вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем в умовах техногенного забруднення наведений циклічно-алгоритмічний підхід запропоновано реалізувати в інформаційно-аналітичній системі AISEEM [3].

1. Ротштейн О. П., Штовба С. Д., Козачко О. М. Моделирование та оптимізація надійності багатовимірних алгоритмічних процесів. – Вінниця: «УНІВЕРСУМ-Вінниця», 2007. – 211 с.

2. Ротштейн А.П. Разработка метода количественной оценки надежности алгоритмических процессов: автореф. дис. на соискание научн. степени канд. техн. наук. Рига: Рижский политехнический институт, 1979. – 16 с.

3. Яцишин А.В. Формування та графічне представлення вибірки з бази даних еколого-енергетичного моніторингу / А.В. Яцишин, В.О. Артемчук // Моделирование та інформаційні технології : зб. наук. пр. – К.: ПІМЕ ім. Г.Є. Пухова НАН України, 2010. – № 57. – С. 54-60.

### **А.В. Яцишин**

**ЦИКЛИЧНО-АЛГОРИТМИЧНЫЙ ПОДХОД К КОМПЛЕКСНОМУ РЕШЕНИЮ ЗАДАЧ ЭФФЕКТИВНОГО УПРАВЛЕНИЯ УРОВНЕМ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ЭКОСИСТЕМ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ**

*Предложен циклично-алгоритмичный подход к комплексному решению задач эффективного управления уровнем экологической безопасности урбанизированных экосистем в условиях техногенного загрязнения. Разработано схему циклично-алгоритмического подхода и приведено её детальное описание.*

### **A.V. Yatsyshyn**

**CYCLIC-ALGORITHMIC APPROACH TO THE COMPLEX DECISION OF EFFECTIVE MANAGEMENT OF THE LEVEL OF ECOLOGICAL SECURITY IN URBAN ECOSYSTEMS AT THE TECHNOGENIC POLLUTION CONDITIONS**

*Cyclic-algorithmic approach to the complex problem solving of effective management of the ecological safety level in urban ecosystems at the technogenic pollution conditions is proposed. The scheme of cyclic-algorithmic approach is developed. It detailed description is done.*

**М. В. ЛИСАНОВ, Е. А. САМУСЕВА**

*Центр анализа риска ЗАО «Научно-технический центр исследований проблем промышленной безопасности» (ЗАО НТЦ ПБ), г. Москва*

## **ПРОБЛЕМЫ ВЗРЫВОУСТОЙЧИВОСТИ ЗДАНИЙ И СООРУЖЕНИЙ ОПАСНЫХ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ОБЪЕКТОВ**

*Основная опасность взрывных воздействий на нефтегазовых опасных производственных объектах, способная привести к масштабным разрушениям, связана с «внутренним взрывом», возникающим вследствие выброса горючих веществ (газ, нефть, т.п.) в замкнутые или полужамкнутые помещения (модули), с воспламенением и взрывом (в режиме дефлаграции или детонации) топливно-воздушной смеси газообразных горючих веществ с воздухом. Сравнены результаты расчетов взрывных нагрузок по российским и зарубежным методикам.*

Для уменьшения последствий аварийных взрывов внутри помещений необходимо идентифицировать основные факторы, определяющие их устойчивость при воздействии взрывных нагрузок. Обусловлено это тем, что, как показывает анализ последствий аварийных взрывов, наибольшее количество травм и человеческих жертв вызвано именно обрушением строительных конструкций.

Очевидно, что помещение будет устойчивым при условии, если взрывные нагрузки будут меньше допустимых. При превышении уровня взрывной нагрузки над реальной несущей способностью происходит полное или частичное обрушение помещения. Поэтому обеспечить устойчивость помещения (модуля) можно двумя путями: снижением взрывных нагрузок до допустимого для данного здания уровня или усилением основных строительных конструкций.

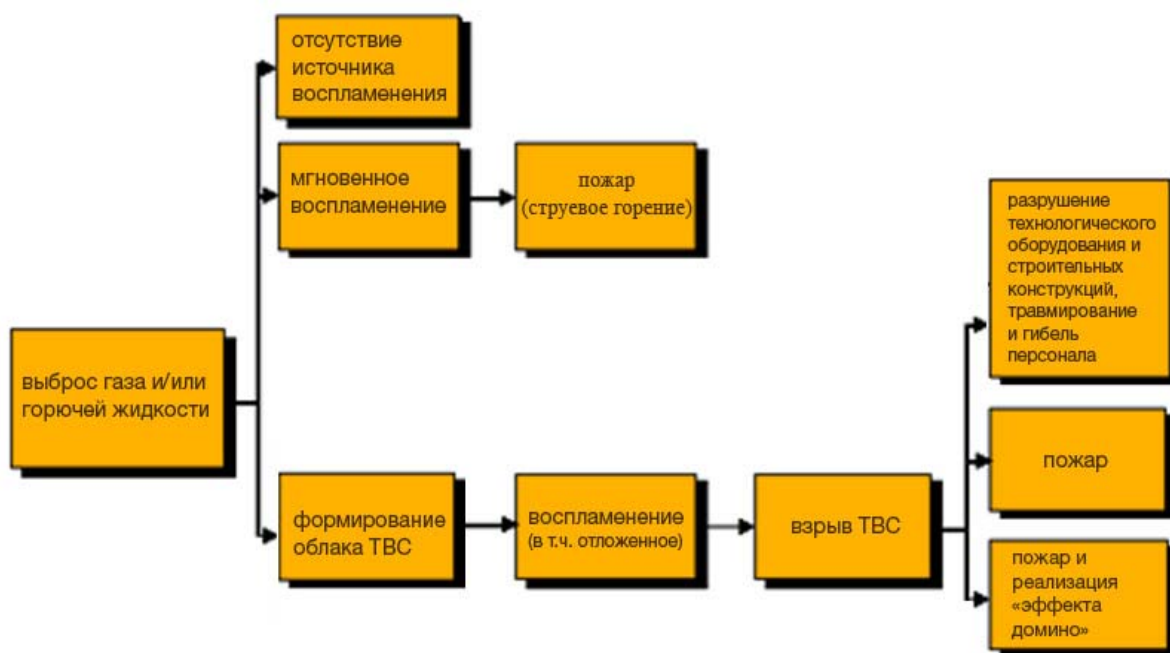
Для разработки мероприятий по предотвращению возникновения аварий и снижению последствий их реализации необходимо понимание процессов возникновения и воспламенения топливно-воздушных смесей (ТВС), а также нагрузок и воздействий, являющихся результатом взрыва ТВС.

В общем виде процесс возникновения облака ТВС (в результате выброса горючего газа или испарения ЛВЖ) и последствия взрыва облака ТВС представлены на рисунке 1.

В результате выброса горючего газа или испарения ЛВЖ с поверхности пролива формируется облако ТВС, которое может воспламениться (при наличии источника зажигания) как сразу, так и спустя десятки минут, в зависимости от обстоятельств. Последствия взрыва могут быть различными – от легких повреждений до полного уничтожения объекта, в т.ч. в результате реализации «эффекта домино».

Согласно п.1.4. СНиП 2.01.07-85\* «Нагрузки и воздействия» [3] в зависимости от продолжительности действия нагрузок следует различать постоянные и временные (длительные, кратковременные, особые) нагрузки. Взрывные воздействия относятся к особым нагрузкам, которые следует учитывать при проектировании зданий и сооружений объектов капитального строительства (п.1.9). Требования по учету риска взрыва также представлены в ст. 11, 16, 30 технического регламента «О безопасности зданий и сооружений» [1].

Проблеме взрывных нагрузок в помещениях посвящены многочисленные исследования в России (ВНИИПО, МГСТУ и др. [5 - 11]) и за рубежом. Анализ существующих методических нормативных и ведомственных документов, определяющих площадь сбросных проемов, легкобрасываемых конструкций (ЛСК) для снижения взрывного давления до безопасного, показывает необходимость их совершенствования. Кроме того, указанные методики не учитывают вероятность возникновения взрывных нагрузок, алгоритм определения которых аналогичен методологии количественного анализа риска [1, 2].



**Рис. 1.** Схема («дерево событий») развития аварийных ситуаций с выбросом горючих газов или горючей жидкости в атмосферу

В западных странах наиболее распространенным для оценки риска, в том числе внутреннего взрыва на нефтегазовых объектах, является программный комплекс FLACS (FLame ACceleration Simulator), который позволяет проводить численное моделирование процессов истечения, распространения и воспламенения газа в различных помещениях, рассчитывать параметры взрывных нагрузок (давление, импульс, время) с учетом вероятностей реализации различных сценариев аварийных ситуаций.

ЗАО НТЦ БП был проведен расчет взрывных нагрузок по российским методикам [4, 5] на примере морской нефтегазодобывающей платформы Аркутун-Даги и их сравнение с результатами расчета по зарубежным методикам, полученным с использованием программного комплекса FLACS/ExploRAM.

Расчеты по [4, 5] были проведены для трех значений размеров облаков ТВС в манифольдной зоне платформы Аркутун-Даги:

- для облака, которому соответствует минимальное значение избыточного давления, рассчитанное по FLACS/ExploRAM;
- для облака, которому соответствует среднее значение из диапазона рассчитанных избыточных давлений, рассчитанных по FLACS/ExploRAM;
- для облака, которому соответствует максимальное значение избыточного давления, рассчитанное по FLACS/ExploRAM.

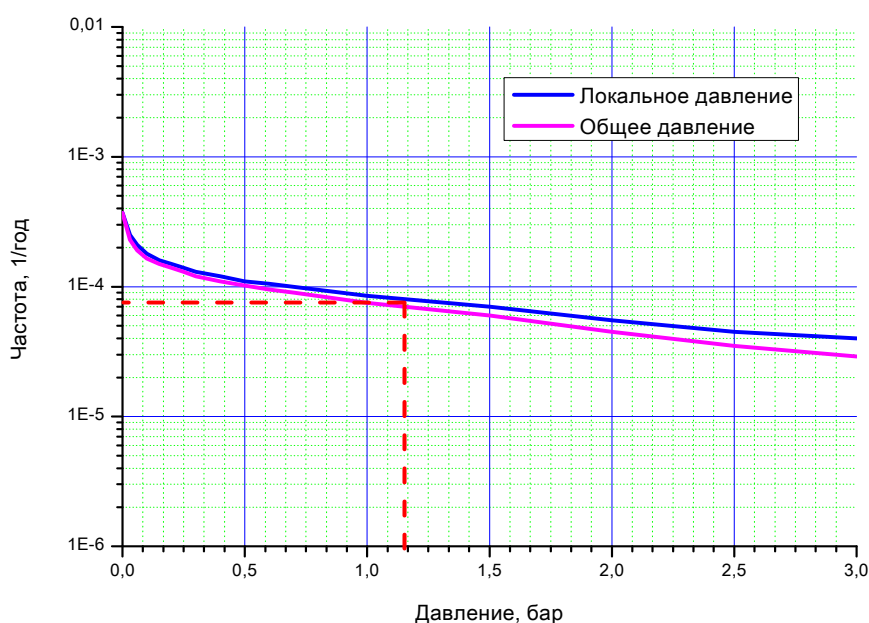
Результаты сравнительных расчетов приведены в таблице.

**Таблица.** Результаты сравнительных расчетов избыточного давления в манифольдной зоне нефтегазодобывающей платформы

Расчетные характеристики	Избыточное давление, рассчитанное по FLACS/ExploRAM, бар	Избыточное давление, рассчитанное по российским методикам [4, 5], бар
объем облака 103,1 м <sup>3</sup> (7,2x3,6x5,5 м)	0,147	0,075
объем облака 466,8 м <sup>3</sup> (14,5x7,2x5,5 м)	1,447	0,250

Расчетные характеристики	Избыточное давление, рассчитанное по FLACS/ExploRAM, бар	Избыточное давление, рассчитанное по российским методикам [4, 5], бар
объем облака 1147,8 м <sup>3</sup> (22,9x11,4x5,5 м)	12,378	0,899

В отличие от детерминистского подхода, характерного для отечественной практики нормирования предельных нагрузок по максимальному давлению взрыва, в зарубежной практике в качестве выбора критерия устойчивости конструкций широко используется анализ кривых «частота возникновения взрыва / давление взрыва» (аналог кривой социального риска; см. рис. 2). Для построения кривых используется весь диапазон полученных возможных значений избыточных давлений и вероятностей реализации указанных событий. Критерием приемлемости в данном случае считается избыточное давление, вероятность возникновения которого не выше  $1 \cdot 10^{-4}$  1/год.



**Рис. 2.** Выбор критериев допустимой взрывной нагрузки согласно зарубежным подходам при проектировании нефтегазовых объектов

Сравнительные расчеты на примере наиболее опасной манифольдной зоны (см. табл.) показали, что значения избыточного давления взрыва, рассчитанные по FLACS, в рассмотренных случаях выше, чем результаты, рассчитанные по российским методикам [4, 5].

Вероятность взрыва облака ТВС на опасных производственных объектах на текущий момент все еще остается достаточно высокой, а последствия таких взрывов могут быть весьма драматичными. Анализ аварийных ситуаций, связанных с взрывами ТВС, показывает, что предупреждение взрывов газа только за счет снижения возможности образования источника воспламенения, не является достаточным. Снизить вероятность взрывов ТВС, в том числе на нефтегазовых опасных производственных объектах, возможно, выполняя всесторонний анализ безопасности, с учетом статистики и выявленных причин реальных аварий. В этой связи необходимо дальнейшее совершенствование методологии оценки взрывных нагрузок на основе вероятностных подходов.

Процедуры анализа риска взрыва при соответствующем методическом обеспечении, осуществляемые на этапе проектирования, позволяют оптимизировать проектные решения с учетом различных факторов, в том числе затрат на реализацию мер безопасности.

1. Федеральный закон № 384-ФЗ «Технический регламент о безопасности зданий и сооружений» от 30.12.2009. Принят Государственной Думой 23.12.2009 г., одобрен Советом Федерации 25.12.2009 г.
2. Методика определения расчетных величин пожарного риска на производственных объектах. Утверждена приказом МЧС России № 404 от 10.07.2009.
3. СНиП 2.01.07-85\*. «Нагрузки и воздействия». Утвержден постановлением Государственного комитета СССР по делам строительства от 29.08.85 г. № 135. Введен в действие 01.01.87 г.
4. СТО РД Газпром 39-1.10-084-2003 Методические указания по проведению анализа риска для опасных производственных объектов газотранспортных предприятий ОАО «Газпром».
5. Комаров А.А. Прогнозирование нагрузок от аварийных дефлаграционных взрывов и оценка последствий их воздействия на здания и сооружения: дис. на соискание научн. степени доктора техн. наук: 05.26.03 / Комаров Александр Андреевич. – М., 2001. – 492 с.
6. Мольков В.В., Некрасов В.П. Динамика сгорания газа в постоянном объеме при наличии истечения // Физика горения и взрыва – 1981. – Т. 17, № 4. – С. 17-24.
7. Казеннов В.В. Динамические процессы дефлаграционного горения во взрывоопасных зданиях и помещениях: дис. на соискание научн. степени доктора техн. наук: 05.26.03 / Казеннов В'ячеслав Васильевич. – М., 1997. – 445 с.
8. Годжелло М.Г. Расчет площади легкобрасываемых конструкций для зданий и сооружений взрывоопасных производств. – М.: Стройиздат, 1982. – 49 с.
9. Мишуев. А.В. и др. Исследование процесса взрывного горения в близких к кубической форме помещениях с учётом размещения в них технологического оборудования. // Объекты гражданской обороны. Защитные сооружения. Сб. научн. тр. – № 4. – М.: ЦНИИПромзданий, 1991.
10. Орлов Г.Г. Легкобрасываемые конструкции для взрывозащиты промышленных зданий – М.: Стройиздат, 1987. – с. 202
11. Пилюгин Л.П. Конструкции сооружений взрывоопасных производств – М.: Стройиздат, 1988. – с. 316

**М.В. Лисанов, Е.А. Самусева**

#### **ПРОБЛЕМИ ВИБУХОСТІЙКОСТІ БУДІВЕЛЬ ТА СПОРУД НЕБЕЗПЕЧНИХ ВИРОБНИЧИХ ОБ'ЄКТІВ**

*Основна небезпека вибухових впливів на нафтогазових небезпечних виробничих об'єктах, здатна привести до масштабних руйнувань, пов'язана з „внутрішнім вибухом”, що виникає внаслідок викиду горючих речовин (газ, нафта тощо) у замкнуті або напівзамкнуті приміщення (модулі), із займанням та вибухом (у режимі дефлаграції або детонації) паливно-повітряної суміші газоподібних паливних речовин з повітрям. Порівняні результати розрахунків вибухових навантажень за російськими та зарубіжними методиками.*

**M.V. Lisanov, E.A. Samuseva**

#### **PROBLEMS OF BLAST-RESISTANT OF DANGEROUS INDUSTRIAL OBJECTS STRUCTURES AND CONSTRUCTIONS**

*The main danger of explosive effects on oil and gas hazardous industrial facilities can lead to large-scale destruction associated with "internal explosion" caused by the release of flammable substances (gas, oil, etc.) in closed or semiclosed room (modules), with the ignition and explosions (in the mode of detonation) of fuel-air mixture of gaseous fuel substances with air. The comparative results of calculations of explosive load in accordance with the method force in Russian Federation and foreign countries were done.*

**Э.А. ГРАНОВСКИЙ, В.А. ЛЫФАРЬ**

ООО «Научный центр изучения рисков «Ризикон», г. Северодонецк

## **АНАЛИЗ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ РИСКА ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИЙНЫХ ВЫБРОСОВ И РАССЕЙНИЯ ПАРОГАЗОВЫХ ПРИМЕСЕЙ В АТМОСФЕРЕ**

*Проведен анализ существующих технологий оценки последствий аварийных выбросов опасных химических веществ в атмосферу. Предложено учитывать отравляющее действие примесей на основе данных United States Environmental Protection Agency, а также World Health Organization. Сделаны выводы относительно перспективных направлений дальнейших разработок.*

Одним из наиболее опасных проявлений аварий в промышленности и транспорте является выброс опасных химических веществ в парогазовой фазе и распространение их в атмосфере. Крупнейшие техногенные катастрофы: на химическом заводе Union Carbide в индийском городе Бхопал, Индия, 1984 г. (число жертв до 18 тысяч человек), взрыв на химическом заводе компании «Нипро Кемикл Планта» в г. Фликсборо, Великобритания, 1974 г. (число жертв взрыва более 60 человек, мощные разрушения). Взрыв и ядовитое облако в г. Севезо, Италия, 1976 г. стали причиной уничтожения целого города, а также толчком для появления в 1982 г. «директивы Севезо», ставшей началом создания современного европейского законодательства в области безопасности в промышленности.

При выбросе парогазовой фазы в атмосферу в результате «мгновенного» образования облака, истечения из разгерметизированного оборудования, находящегося под давлением, испарения с поверхности пролива опасных химических веществ (ОХВ), возможно формирование и рассеяние в пространстве токсичных горючих примесей. Горючие примеси могут сгорать в различных режимах и взрываться при определенных обстоятельствах.

В настоящее время существует несколько уровней моделей для количественного описания процесса рассеяния выброса газообразных веществ в атмосфере:

- 1) простые полуэмпирические модели;
- 2) гауссовы модели дисперсии примеси в атмосфере;
- 3) модели рассеяния, основанные на интегральных законах сохранения;
- 4) модели, построенные на численном решении системы уравнений газодинамики (модели численного моделирования класса CFD - Computational Fluid Dynamics).

В ГОСТ Р 12.3.047-98 [10] опубликована методика расчета залповых выбросов на основе модели тяжелого газа. Тем не менее, практическое использование такого описания невозможно в связи с его несвязностью и ошибками в тексте. Разработанная в СССР методика РД 52.04.253-90 [11] и ее украинский аналог «Методика прогнозування наслідків вилливу (викиду) небезпечних хімічних речовин при аваріях на промислових об'єктах і транспорті» (Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 10 квітня 2001 р. за N 326/5517), основанная на эмпирических соотношениях, являлась первоначальной для определения максимальных глубин зон поражений на основе ингаляционного токсичного воздействия на человека. Рациональность применения данной методики для ГО ЧС определялась в первую очередь отсутствием лучшей методики на тот момент и простотой вычислений, что было необходимо в условиях отсутствия достаточно производительной вычислительной техники и прикладных программ. При этом граничным параметром являлась «токсодоза», измеряемая в мг·мин/литр, что нельзя рассматривать как дозу в привычном смысле (измеряемую либо в единицах массы, либо отношением количества полученного вещества в течение времени воздействия к массе тела), и являющуюся скорее «концентрационным напором». В мире нигде больше не встречается подобное определение причины поражения. Кроме того, в этих методиках нет вычисления пространственно-временного распределения концентраций  $c(x, y, z, t)$ , что не позволяет получать входные данные для определения степеней

отравлений или массы парогазовой фазы  $m = \iiint c(x, y, z, t) dx dy dz$ , находящейся между нижним и верхним пределами распространения пламени, т. е. способной гореть и взрываться. Наиболее близкое понятие к «токсодозе» – причинный коэффициент  $x = \int_{t_b}^{t_e} c^n dt$ , в котором используется корреляционный коэффициент  $n$ , характеризующий степень токсичности вещества. Однако нужно отметить, что не прямое использование причинного коэффициента и наличие корреляционного степенного коэффициента существенно меняет смысл определения токсичных последствий в сравнении с понятием «токсодоза». Вероятность различных степеней отравлений можно определять на основании функции плотности вероятности поражения:

$$P = \int_0^x \frac{1}{(2 \cdot \pi)^{1/2} \cdot \sigma \cdot x} \cdot \exp\left[-\frac{(\ln(x) - m^*)^2}{2 \cdot \sigma^2}\right] dx$$

где:  $x$  - причинный коэффициент;

$\sigma$  - 1-й параметр логарифмического распределения;

$m^*$  - 2-й параметр логарифмического распределения.

Соответствующие коэффициенты получаются в результате обработки экспериментальных данных, которые наиболее широко представлены в данных EPA. При этом для легких поражений предлагается пользоваться таким критерием как A EGL-2 (*Acute Exposure Guideline Levels*) – уровень воздействия, выше которого предсказано, что общее население, включая восприимчивых индивидуумов, может получить необратимые или другие серьезные, длительные неблагоприятные последствия для здоровья или состояние, при котором человек, возможно, не сможет покинуть опасную зону самостоятельно. Вероятность смертельных поражений определяется на основе данных Всемирной токсикологической лаборатории [19] или иных источников.

Основной проблемой дальнейшего применения этих методик является ограниченность и сомнительная достоверность выходных данных, не позволяющая получать адекватные количественные показатели процессов формирования и рассеяния парогазовой фазы в атмосфере и последствий ее дисперсии.

Гауссовы модели разработаны на представлении распределения концентрации в пространстве на основе распределения Гаусса [1-5]. Для вычислений на основе гауссовых моделей используются эмпирические коэффициенты, соответствующие атмосферной турбулентности при различных условиях состояния атмосферы. В таких моделях, как правило, не учитываются архимедовы силы, законы сохранения массы и энергии облака. Эти модели имеют приемлемую точность либо в дальней зоне на удалении от места выброса, либо при малом выбросе, а также в случае нейтральной по плотности воздуха примеси.

Однако процессы выброса и формирования облаков сложнее, чем это описывается в моделях первого и второго типов. При рассеянии выброса ОХВ наблюдается обтекание препятствий и формирование застойных зон (рис. 1). В зависимости от плотности выброшенного вещества, возможно его всплытие в воздухе или опускание и растекание по поверхности.

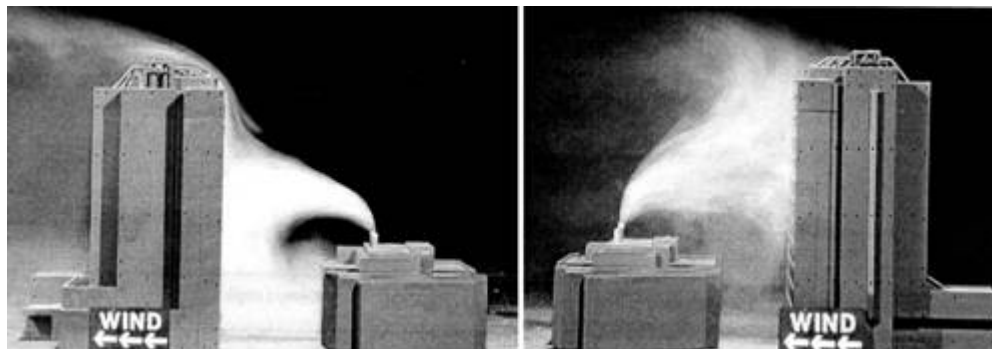


Рис. 1. Визуализация рассеяния выбрасываемой примеси в загроможденном пространстве.

При взрывах облаков топливовоздушных смесей в условиях сложного рельефа местности и при наличии застроек отражение, дифракция и интерференция ударных волн



приводит к существенному усложнению картины с возникновением кумулятивных эффектов. Анизотропия распространения ударных волн в пространстве наблюдалась во время крупных промышленных аварий, в которых границы зон заданных степеней разрушений существенно отличались от полученных в виде концентрических окружностей, полученных по аналитическим зависимостям.

В начальный момент выброса и распространения парогазовой фазы существенную роль играют процессы струйных течений, турбулентного подмешивания воздуха и высокая плотность вещества, которая в случае существенного превышения плотности окружающей среды должна рассматриваться как «тяжелый газ». Наиболее известными реализациями моделей рассеяния тяжелого газа является: методика Всемирного банка [6], методики класса HGSYSTEM [7], методики, созданные такими организациями как TNO (Голландия) [8], Det Norske Veritas (DNV Technica) (Норвегия) [9], U. S. Environmental Protection Agency (EPA – агентство защиты окружающей среды США) [20], NIST (Национальный институт стандартов и технологий США) [21], методики класса DEGADIS [22].

Примером использования моделей тяжелого газа в России является методика «Токси-3» [18]. Модель дисперсии нейтрального газа «Токси-2» является примером гауссовой модели нейтрального газа. В Украине и других странах используются модели программного комплекса «РизЭкс-2» [25-26]. При достаточно высоком качественном походе при моделировании дисперсии «тяжелого газа» в методике «Токси-3» [18], в определении токсичных последствий, к сожалению, по-прежнему используется понятие «пороговой токсодозы» и параллельно пробит-уравнение для определения вероятности отравлений, что взаимно противоречит друг другу.

Наиболее широко распространенные модели, используемые в США, Канаде, ЕС и других странах являются модели EPA класса AERMOD. Основными разработчиками прикладного программного обеспечения для этого класса моделей являются компании Lakes Environmental (Канада) [23] и BREEZE (США) [24]. Модели AERMOD содержат три основных модуля: AERMOD (модель дисперсии примеси в атмосфере), AERMET и инструментальный набор AERSURFACE для создания входных данных, связанных с состоянием атмосферы и рельефом местности, AERMAP – программные средства, предназначенные для привязки модели к трехмерным данным местного рельефа и объектов. Кроме того, в моделях данного класса содержится ряд средств, позволяющих учитывать особенности распространения примеси над трассами, водными преградами, лесным массивом и т. д. Использование моделей этого класса связано с существенными затратами и усилиями при подготовке входных данных и имеет больше смысла при оценке экологических рисков от промышленных источников загрязнения.

Наиболее перспективными и, безусловно, верифицируемыми и валидируемыми моделями являются модели класса CFD. До недавнего времени их использование не имело перспективы инженерного применения в связи с необходимостью использования мощных вычислительных ресурсов. В последнее время развитие вычислительной техники уже приближается к рациональному использованию моделей такого класса в распределенных задачах. Причем интеграция таких моделей позволяет одновременно моделировать как истечение примеси в атмосферу, формирование смесей, распространение их во времени и пространстве с учетом всех влияющих факторов, так и явления горения и взрыва, распространения ударной волны и численное определение воздействия этой волны на объекты, их элементы и людей. Так как применение таких моделей по-прежнему выдвигает высокие требования к вычислительным средствам, рациональна разработка гибридной методики, учитывающей коэффициенты турбулентной диффузии, зависящие от вида местности (так называемой «шероховатости») и состояния атмосферы, но содержащую упрощенный алгоритм дисперсии в плоскостном симметричном пространстве. Это позволило бы повысить скорость расчетов, одновременно объединив положительные качества моделей класса DEGADIS и HGSYSTEM с дополнительным учетом переменных условий истечения. Примерами успешного использования моделей класса CFD являются такие продукты как ANSYS [27], FDS [28] и другие.

## **Выводы:**

1. Использование простых полуэмпирических моделей для прогнозирования последствий распространения токсичных примесей в атмосфере утратило актуальность в связи с появлением более совершенных методик и возможностью использования компьютеров. Невозможно использовать данные методы для моделирования динамики формирования взрывоопасных зон или вероятности отравлений различной степени тяжести, а также для оценки риска при дисперсии примеси ОХВ в атмосфере.

2. Приемлемо применение гауссовых моделей рассеяния нейтрального газа для определения последствий токсичного ингаляционного воздействия на людей с использованием методов определения вероятности поражения на основе причинного коэффициента  $\int_{t_b}^{t_e} c^n dt$ , а также определение зон загазованности взрывоопасной примесью в случае ее нейтральной плотности.

3. В случае определения зон загазованности взрывоопасной примесью с плотностью выбрасываемого вещества, существенно превышающей плотность воздуха рекомендуется пользоваться моделями «тяжелого газа», в которых учитываются архимедовы силы и законы сохранения массы и энергии на начальной стадии формирования облака.

4. Наиболее перспективным направлением для прогнозирования взрывных явлений парогазовых облаков является разработка гибридной методики на основе численного решения уравнений газодинамики в пределах исследуемой области с учетом корреляционных коэффициентов турбулентной диффузии с учетом нестационарных условий формирования и рассеяния примеси.

1. Методика оценки последствий химических аварий (Методика «ТОКСИ»). М.:НТЦ «Промышленная безопасность», 1993. – 19 с.

2. Методика оценки последствий химических аварий (Методика «Токси-2.2», утв. НТЦ "Промышленная безопасность", согл. Госгортехнадзором России) в сборнике «Методики оценки последствий аварий на опасных производственных объектах»// Сборник документов. Серия 27. Выпуск 2 / Колл. авт. – 2-е изд., испр. и доп. - М.:ГУП НТЦ «Промышленная безопасность», 2002. – 208 с.

3. Горский В.Г. Научно-методические аспекты анализа аварийного риска. Под ред. Г.Ф. Терещенко и А.А. Шаталова. М.: Экономика и информатика, 2000. – 260 с.

4. Компьютерный код ALOHA® 5.2.3, Developed jointly by NOAA and EPA.

5. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (ОНД-86 Госкомгидромет), Л.:Гидрометеиздат, 1987.

6. Руководство по оценке промышленных опасностей (Techniques for Assessing Industrial Hazards: a Manual. World Bank Tech. Paper No. 55 ), The World Bank Group, 1988

7. The HGSYSTEM technical reference manual и свод компьютерных кодов HGSYSTEM version 3.0 (HEGADAS-T Version 3.2, Copyright © Shell Internationale Research Maatschappij BV, The Hague, 1988-1994; HEGABOX Version 3.01, Copyright © Shell Internationale Research Maatschappij BV, The Hague, 1991-1994)

8. Methods for the calculation of physical effects CPR 14E (Part 1) “TNO Yellow book”, 3<sup>rd</sup> edition, TNO, The Netherlands, 1997

9. UNIFIED DISPERSION MODEL (UDM) Theory Manual by H.W.M. Witlox CONSEQUENCE MODELLING DOCUMENTATION (UDM Version 6.0, January 2000), Det Norske Veritas.

10. ГОСТ Р 12.3.047-98 ССБТ. Пожарная безопасность технологических процессов. Общие требования. Методы контроля.

11. Руководящий документ. «Методика прогнозирования масштабов заражения сильнодействующими ядовитыми веществами при авариях (разрушениях) на химически опасных объектах и транспорте» (РД 52.04.253-90). Штаб Гражданской обороны СССР, Комитет гидрометеорологии при кабинете министров СССР. Ленинград, Гидрометеиздат, 1991.

12. Иванов А.В., Мاستрюков Б.С. О достоверности использования вычислительного комплекса PHOENICS в расчетах рассеяния вещества в возмущенном потоке // Известия ВУЗов: Черная металлургия. – 1999. – №11. – С.64-68.
13. Едигаров А.С., Сулейманов В.А. Математическое моделирование аварийного истечения и рассеивания природного газа при разрыве газопровода // Математическое моделирование, 1995. – т.7, №4, – С. 37-52.
14. Компьютерный код PHAST 6.1 (Руководство пользователя «Process Hazard Analysis Software Tools PHAST ver. 6.1»), © Det Norske Veritas (DNV), 1999
15. Van Ulden, A.P., “A new bulk model for dense gas dispersion: two-dimensional spread in still air, in “Atmospheric dispersion of heavy gases and small particles” (Ooms, G. and Tennekes, H., eds.), pp. 419-440, Springer-Verlag, Berlin, 1984
16. McQuaid, J., “Some experiments on the structure of stably-stratified shear flows”, Tech. Paper p. 21, Safety in Mines Research Establishment, Sheffield, UK, 1976
17. Kranenburg, C., “Wind-induced entrainment in a stably stratified fluid”, J. Fluid Mech. 145, pp. 253-273, 1984
18. Моделирование аварийных ситуаций на опасных производственных объектах. Программный комплекс ТОКСИ+ (версия 3.0): Сборник документов. Серия 27. – М.: Открытое акционерное общество «Научно-технический центр по безопасности в промышленности», 2006. – 252 с.
19. Fairhurst S and Turner R. M. Toxicological assessments in relation to major hazards. Journal of Hazardous Materials **33**, p. 215-227, 1993.
20. <http://www.epa.gov/>
21. <http://www.nist.gov/index.html>
22. <http://gcmd.nasa.gov/records/DEGADIS-Model.html>
23. <http://www.weblakes.com/>
24. <http://www.breeze-software.com/>
25. Грановский Э.А., Лыфарь В.А. Программный комплекс для моделирования аварий и оценки риска «РизЭкс-2» // Тематический семинар «Оценка риска аварий на опасных производственных объектах». – М.: ФГУП «НТЦ по безопасности в промышленности», 2005. – С. 45–47.
26. Грановский Э.А., Лыфарь В.А., Ворона А.П. Моделирование случайных и детерминированных процессов возникновения и развития техногенных аварий с использованием программного комплекса "Ризэкс-2" // Моделирование и Анализ Безопасности и Риска в Сложных Системах: Труды Международной Научной Школы МА БР - 2007 (Россия, Санкт-Петербург, 4 - 8 сентября, 2007 г.) / СПб: ГУАП, 2007, - 540 стр.
27. <http://www.ansys.com/corporate/default.asp>
28. <http://www.nist.gov/index.html>

**Е.А. Грановський, В.А. Лифар**

**АНАЛІЗ МЕТОДІВ ОЦІНКИ РИЗИКУ НАСЛІДКІВ АВАРІЙНИХ ВИКИДІВ І РОЗСПІВАННЯ ПАРОВАЗОВИХ ДОМІШОК В АТМОСФЕРІ**

*Проведено аналіз існуючих технологій оцінки наслідків аварійних викидів небезпечних хімічних речовин в атмосферу. Запропоновано враховувати отруйну дію домішки на підставі даних United States Environmental Protection Agency, а також World Health Organization. Зроблено висновки щодо перспективних напрямків подальших розробок.*

**E.A. Granovskii, V.A. Lifar**

**METHODS ANALYSIS OF RISK ASSESSMENT OF EMERGENCY EMISSION CONSEQUENCES AND SCATTERING STEAM AND GAS ADMIXTURES TO THE ATMOSPHERE**

*The analysis of existing technologies of assessment of emergency emission consequences of hazardous chemicals into the atmosphere is made. Toxic effect of admixtures is proposed to take into account on the basis of United States Environmental Protection Agency and World Health Organization. Conclusions about the prospects for future developments are considered.*

**О.А. УЛИЦКИЙ**

*НАК «Недра Украины», г. Киев.*

## **ТИПОВОЙ ПЛАН УПРАВЛЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДОЙ ПРИ ЗАКРЫТИИ УГОЛЬНЫХ ШАХТ**

*Изложено содержание разработанного автором типового плана управления окружающей средой при закрытии угольных шахт. Описаны виды первоочередных и последующих работ, необходимые дополнительные мероприятия по всем объектам управления.*

Общепринятой в мировой практике мерой безопасности для окружающей среды и жизнедеятельности населения является применение плана управления окружающей средой (далее – ПУОС) во время закрытия шахт.

Предполагается, что этот план представляет собой документ, в соответствии с требованиями которого должны разрабатываться комплексные планы проектных, технологических, экологических, экономических и других работ, связанных с ликвидацией угольных шахт.

### **Содержание работ плана управления окружающей средой**

В соответствии с действующим законодательством Украины, рассматриваемый ПУОС направлен на:

1. Обеспечение проведения единой экологической политики, ориентированной на сохранение окружающей среды, защиту жизни и здоровья населения от отрицательного воздействия факторов загрязнения окружающей среды и на рациональное использование и воспроизводство ресурсов;
2. Организацию проведения комплексных эффективных мероприятий по снижению вредного воздействия объектов, обусловленных закрытием шахт, с достижением согласованности действий соответствующих организаций и государственных органов;
3. Обеспечение контроля над соблюдением требований экологической безопасности, эффективностью применяемых мероприятий и рациональным использованием горного отвода.

На основании данного ПУОС для конкретных закрываемых шахт предлагается разрабатывать документацию, учитывающую специфику объектов управления, в следующих направлениях:

- 1) над использованием и охраной земель, недр, поверхностных и подземных вод, атмосферного воздуха;
- 2) по разработке схем мониторинга окружающей среды и обеспечению работы государственной экологической информационной системы;
- 3) по выполнению природоохранных мероприятий и разработке контроля рекомендаций по упреждению или сокращению негативных последствий закрытия шахт;
- 4) по установлению эколого-геологических критериев управления окружающей средой и соответствующей паспортизации;
- 5) по разработке конкретных рекомендаций рационального и безопасного использования земель горного отвода, наземных сооружений, накопителей, породных отвалов и других элементов горного производства на базе ревизии горно-геологических, гидрогеологических условий и прогноза ожидаемых деформаций земной поверхности с дифференциацией шахтного поля на участки с различными комплексами условий.

На полях закрываемых шахт, расположенных в пределах промышленно-городских агломераций (далее – ПГА) и промышленных комплексов необходимо планирование работ на базе выяснения, уточнения топографических, горно-геологических, гидрогеологических, горно-технических, экологических и других условий, полностью характеризующих горный отвод закрываемой шахты [1].

Комплекс изучаемых факторов включает: земельные ресурсы, недра, водные ресурсы, атмосферу, поверхностные газовые выбросы, оседание поверхности, породные отвалы, промышленные отходы [2].

### ***Первоочередные работы***

На начальном этапе необходимо:

1. Создать базовую топографическую основу поверхности в пределах шахтного поля. Топографический план поверхности создается на основе гипсометрических планов поверхности (масштабы 1:5000, 1:1000), на которые наносят наземные здания и сооружения, шахтные стволы и околоствольные сооружения, породные отвалы, отстойники, пруды, водотоки, факторы, обусловленные опасными экзогенными и инженерно-геологическими процессами, трассы электропередач, трубопроводов и иных коммуникаций. В случае необходимости проводится планово-высотная съемка местности и привязка вышеуказанных объектов.

На картографических материалах отмечаются выходы угольных пластов и тектонических нарушений под наносы, места расположения устьев старых вертикальных и наклонных выработок, границы выработанного пространства и старых горных выработок на глубинах до 80 м, а с учетом 1,25 краткого ухудшения условий вследствие возможного подтопления – на глубинах до 100 м. При отсутствии или недостаточности маркшейдерских и геологических материалов, в ПУОС следует предусматривать проведение инженерных изысканий геолого-геофизическими методами с проверкой в отдельных местах разведочными скважинами для получения недостающих сведений, а также для выявления нарушений и определения зон их влияния, картирования горных выработок, выходящих на поверхность, выявления пустот в старых горных выработках и установления зон возможных провалов.

На основании уточненных горно-геологических данных производятся маркшейдерские работы для дифференциации шахтного поля на участках с различными (по группам территорий) прогнозными деформациями земной поверхности с указанием сроков завершения их развития.

Срок выполнения этапа – до двух месяцев, с проведением инженерных изысканий – до четырех месяцев.

2. На основе изучения геолого-маркшейдерских материалов выполнить работы по учету запасов углей. Дать описание запасов с указанием границ вынутых и оставшихся, распределения их по группам учета. В случае необходимости подготовить исходные геологические материалы для разработки проектными организациями ТЭО списания запасов, предусмотреть согласование с соответствующими органами горного надзора.

Провести работы по учету сопутствующих полезных ископаемых.

В целом учет и списание запасов производится в соответствии с «Положением о порядке списания запасов полезных ископаемых с учета горнодобывающих предприятий» [3].

Срок выполнения – до двух месяцев.

### ***Объекты управления. Фактическое состояние объектов. Виды работ***

Объектами управления являются все возможные источники воздействия на окружающую среду, остающиеся после закрытия и в процессе ликвидации угольных шахт. Виды работ определены по степени важности, порядку и последовательности их выполнения.

Сроки работ приведены ориентировочные, среднестатистические.

Для каждого конкретного шахтного поля устанавливаются определенные сроки, обусловленные фактическим объемом работ.

### **Водные ресурсы. Гидросфера.**

*Оценка и прогноз изменения гидрогеологической ситуации закрываемой и смежных, гидравлически связанных шахт, прогноз подтопления территории при прекращении откачки воды.*

Выполняется на основе изучения фондовых гидрогеологических материалов, режимных наблюдений, проводимых в горных выработках соседних шахт для уточнения схемы

распределения водопротоков и путей движения шахтных (подземных) вод, определения дополнительных объемов воды при отключении насосов, для определения и выбора типа подземного насосного оборудования, определения степени и ожидаемой площади подтопления земной поверхности и разработки рекомендаций по управлению уровнем затопления горных выработок.

*Разработка проекта по проведению гидрогеологических наблюдений за уровнем подземных вод и бурения сети наблюдательных скважин.* Производится расчет ожидаемых притоков и сроков возможных затоплений отдельных горизонтов горных работ (по пластам).

Срок выполнения этих работ – до четырех месяцев.

**План управления должен предусматривать:**

1) продолжение откачки шахтной воды закрываемой шахты до установки дополнительного насосного оборудования в смежных шахтах, обеспечивающего откачку дополнительного объема воды;

2) установку дополнительного насосного оборудования на смежных гидравлически связанных шахтах;

3) создание сети гидронаблюдательных скважин и проведение режимных наблюдений по отслеживанию уровня грунтовых вод, скорости потока, качества и химического анализа воды до окончания откачки на закрываемой шахте, а впоследствии на полях соседних шахт, где производятся откачки дополнительного объема воды.

Срок наблюдений – два-три года до стабилизации водного режима, интервал – раз в два-три месяца;

4) оценку возможного влияния незатампонированных и технических скважин на уровень подземных вод и возможных водотоков, подтопления поверхности и, в случае необходимости, разработка рекомендаций по ликвидации их посредством тампонажа.

В целом для каждой закрываемой шахты необходимо разрабатывать режим ее работы на разных стадиях ликвидации.

На последующий период плана управления водной средой необходимо предусматривать:

1) оценку и определение влияния дополнительного объема воды соседних шахт на отстойники и отводные каналы;

2) в случае необходимости, – разработку рекомендаций на проектирование и создание дополнительных или расширение имеющихся отстойников и отводных каналов для сбрасывания вод на соседних шахтах;

3) создание барьерных целиков с соседними шахтами.

4) для долгосрочного периода плана необходимо предусматривать создание и обслуживание мониторинговой системы контроля за уровнем подземных, грунтовых вод, могущих оказывать влияние на подтопление поверхностных сооружений, а также контроль качества, химического состава, содержания токсичных и вредных веществ, радиологической обстановки сбрасываемых поверхностных вод.

Срок выполнения – три-четыре года до полной стабилизации водного режима с интервалом раз в два-три месяца.

**Газовые загрязнения атмосферы.**

Первоначальными этапами плана управления окружающей средой предусматриваются:

1) Оценка дебитов вредных газов, выбрасываемых в атмосферу с выходящими из шахты вентиляционными потоками. Меры, обеспечивающие безопасное содержание метана в атмосфере ликвидируемых выработок.

2) Выявление участков земной поверхности, угрожаемых и опасных по выделению шахтных газов с учетом содержания радона путем анализа и уточнения геофизическими методами условий (выявления областей повышенной трещиноватости массива горных пород, выходов тектонических нарушений, угольных пластов под наносы), исследования состава почвенного воздуха, контроля состава воздуха в зданиях и сооружениях, расположенных в потенциально опасных зонах.

3) Разработка предложений по дегазации и локализации зон аномального газового потока на дневную поверхность. Бурение дегазационных скважин.

### **На долгосрочный период необходимо предусмотреть:**

1) Разработку, создание и обслуживание мониторинговой системы оценки уровня выделений газа на поверхность, эффективности дегазации выработанных пространств; обоснование технических решений по каптажу и утилизации метана;

2) Разработку и осуществление мер, предотвращающих выделение шахтных газов на земную поверхность, создающих опасность поступления газа в здания и сооружения или наносящих вред сельскохозяйственным угодьям.

Срок выполнения: для затопливаемых шахт – период затопления до поверхности зоны газового выветривания; для шахт, не подлежащих затоплению, – три года.

#### Оседание, деформации земной поверхности.

Первоочередными этапами данного объекта воздействия в плане управления являются:

1) разработка программы контроля над оседанием земной поверхности;

2) уточнение горно-геологических и горнотехнических условий;

3) выявление зон возможных просадок земной поверхности;

4) прогноз сдвижения горных пород и деформаций земной поверхности во времени для оценки возможного подтопления;

5) при необходимости – разработка проекта, закладка наблюдательных станций и проведение режимных наблюдений за сдвижением земной поверхности;

6) разработка предложений по предотвращению и ликвидации просадок земной поверхности;

7) проведение дифференциации шахтного поля на участки различной степени деформации земной поверхности.

#### Породное хозяйство.

Первоочередными работами плана управления по данному объекту воздействия на окружающую среду являются:

1) составление ситуационной карты состоящих на учете породных отвалов, шламоотстойников и отходов углеобогащения с нанесением их параметров, инженерных коммуникаций породных отвалов на план поверхности по данным последних маркшейдерских замеров с указанием документов о земельном отводе под породные отвалы, начала работ по формированию отвалов и т.п.;

2) изучение отвалов для оценки пожароопасного состояния (неопасные, потушенные, потенциально опасные, горящие), выявления зон возможного возгорания.

Предложения по измерению температуры пород и контролю пожароопасного возгорания.

Разработка мероприятий по предотвращению возможного возгорания, по устранению пожароопасного состояния, в случае необходимости, выбор способа, технических средств и исполнителя работ по тушению горящих отвалов или отдельных мест возгорания;

3) обследование терриконов для оценки устойчивости поверхности отвалов и выявления мест потенциально нестабильного, опасного состояния.

Предложения по проведению инструментальных наблюдений на участках потери, нарушения устойчивости и разработка мероприятий по недопущению оползней, провалов и стабилизации состояния поверхности отвалов, при необходимости – дренированию;

4) изучение породных отвалов, шламоотстойников и отходов углеобогащения для оценки их возможного использования как техногенных месторождений;

5) изучение породных отвалов для оценки возможного размещения отходов в горные выработки, засыпки стволов, оврагов, утилизации и использования их для различных целей.

6) проведение работ специализированными организациями по определению физико-механических, радиологических и других свойств горных пород в отвалах отдельных шахт при необходимости и возможности целенаправленного применения этих пород.

В конечном счете – получение конкретных рекомендаций по дальнейшему использованию каждого породного отвала: в качестве строительного материала, для извлечения полезных компонентов или увлажнения, охлаждения и дальнейшего озеленения.

#### Ландшафтно-восстановительные мероприятия.

На долгосрочный период план управления предусматривает следующий комплекс ландшафтно-восстановительных мероприятий:

- 1) разработка технических решений, видов работ и определение исполнителей по размещению породных отходов в горные выработки, заполнению и засыпке стволов;
- 2) переоформление, понижение породных отвалов, озеленение, восстановление и поддержание растительного покрова;
- 3) демонтаж и разборка неиспользованных и опасных помещений, сооружений на промплощадке;
- 4) разработка схемы разделения и использования различных видов отходов (кабельная продукция, провода, канаты, металлические конструкции и материалы, бутовый камень, строительные материалы и т.д.);
- 5) засыпка воронок и провалов, сглаживание уступов на дневной поверхности;
- 6) осушение и засыпка прудов-отстойников, изолирование и/или ликвидация неиспользуемых стоков, водоводов поверхностных вод;
- 7) изолирование, локализация и устранение мест накопления угля, вывоз промышленных отходов, загрязненной и замасленной почвы. Рекультивация земель, взрыхление почвы и восстановление растительного покрова.

#### Дополнительные мероприятия.

1. План управления окружающей средой для конкретной шахты может включать и другие виды работ, мероприятия, учитывающие особенности горнотехнических и горно-геологических условий шахтных полей.

Так, например, для каждого шахтного поля могут быть разработаны конкретные рекомендации по возможному дальнейшему использованию земель горного отвода (видов возможного строительства с учетом дифференциации по интенсивности и срокам ожидаемых деформаций земной поверхности, очистке прудов-отстойников, по использованию шахтных зданий и сооружений, а также выходящих на поверхность старых стволов для подземного строительства и т.д.).

2. Потребуется разработка дополнительных нормативно-методических документов, например, касающихся предотвращения подтопления земной поверхности и засоления почв, защиты зданий от проникновения метана, исходных геологических материалов для проектирования, комплексных геолого-геофизических и маркшейдерских работ, а также обоснования предельно допустимых эколого-геологических нагрузок (ПДЭГН) на окружающую среду и предельно допустимых геологических изменений (ПДЭГИ) основных компонентов окружающей природной среды.

3. Считается целесообразным:

- 1) комплексное обследование регионов, инвентаризация и анализ имеющихся материалов разных министерств и ведомств для регионального экологического районирования, обоснование состава и первоочередности решения природоохранных мероприятий;
- 2) создание информационной картографической и фактографической базы данных с использованием современных компьютерных технологий.

#### **Заключение**

1. Первоначальный проектный вариант настоящего ПУОС закрывающихся шахт был представлен на рассмотрение НТС Минуглепрома Украины от 26.12.96 г. (протокол НТС утвержден Первым заместителем Министра Минуглепрома 13.01.97 г.) с участием отраслевых проектных и научно-исследовательских институтов, теруправлений Госнадзорхрантруда и экологической безопасности, а также госадминистраций Донецкой и Луганской областей и других организаций, замечания и предложения которых учтены в представленной редакции настоящего документа.

2. В целом, из всех приведенных объектов управления окружающей средой в соответствии с письмом Министерства охраны окружающей природной среды и ядерной безопасности Украины № 09-5-1/3-319 от 25.10.95 г. приоритетными являются: подтопление территорий, загрязнение водоемов, засоление грунтов и скопление метана под застроенными территориями.



Проекты воздействия на окружающую среду, мероприятия по предотвращению негативных последствий, стадий выполнения работ и технических решений при закрытии (ликвидации) конкретных шахт составляются в соответствии с требованиями настоящего плана ПУОС, согласовываются с органами государственного контроля и утверждаются в установленном порядке.

3. При закрытии (ликвидации) шахт в определенных углепромышленных регионах для принятия своевременных и обоснованных решений по экологической ситуации этих районов необходимо информировать органы госадминистраций и управлений безопасности о перспективных планах закрытия (ликвидации) шахт на ближайшие 3-5 лет.

4. Для сложных условий в густонаселенных районах разработка проектов работ и мероприятий должна осуществляться с привлечением отраслевых и академических научно-исследовательских институтов.

5. Для решения организационных, оперативных, методических и других сложных вопросов управления окружающей средой рекомендуется создание специализированной Центральной межведомственной комиссии.

При выполнении мероприятий на конкретных закрываемых (ликвидируемых) шахтах исполнители отдельных работ будут определяться Центральной межведомственной комиссией на конкурсной основе. В конкурсе могут участвовать организации, имеющие специализацию в соответствующих направлениях работ и лицензию на их проведение, предоставившие предложения на выполнение соответствующих работ (мероприятий), сметную стоимость их выполнения для конкретных шахт и другие материалы и документы, регламентированные межведомственной комиссией.

Дополнительно к сказанному, все необходимые мероприятия по преодолению негативных последствий ликвидации шахт в соответствии с стадиями выполнения ликвидационных работ для различных объектов управления в предельно сконцентрированном, но оптимально полном виде приведены в прилагаемой таблице.

1. Стандарт Минтопэнерго Украины. Проект ликвидации угольных шахт Украины. Состав и содержание проекта. – Киев, 2005. – 126 с.

2. ДБН А.2.2-1-2003 Состав и содержание материалов оценки воздействия на окружающую среду (ОВНС) при проектировании и строительстве предприятий, зданий и сооружений.

3. Постановление Кабинета Министров Украины от 27 августа 1997 года № 939 «Про Порядок ликвидации убыточных угледобывающих и углеперерабатывающих предприятий» (в редакции постановления Кабинета Министров Украины от 6 июля 2002 года № 938 «Про мероприятия по улучшению работы предприятий угольной отрасли»).

### **О.А. Улицкий**

#### **ТИПОВИЙ ПЛАН УПРАВЛІННЯ НАВКОЛИШНІМ СЕРЕДОВИЩЕМ ПРИ ЗАКРИТТІ ВУГІЛЬНИХ ШАХТ**

*Викладений зміст розробленого автором типового плану управління навколишнім середовищем при закритті вугільних шахт. Описані види першочергових та наступних робіт, необхідні додаткові заходи для всіх об'єктів управління.*

### **O.A. Ylitskiy**

#### **TYPICAL PLAN OF ENVIRONMENT MANAGEMENT AT CLOSING COAL MINES.**

*The typical plan of environment management when closing coal mines developed by author is proposed. List of priority and follow-up work on all objects of management is described.*

Таблица			
Объект управления	Мероприятия по преодолению негативных последствий ликвидации шахт в соответствии со стадиями выполнения ликвидационных работ		
	Проектирование		
	Первая стадия 2	Вторая стадия 3	Организация выполнения технических решений 4
1. Земельные ресурсы, недра	<p>1.1.1 Списание, передача или перевод запасов угля в пределах горного отвода закрываемых шахт</p> <p>1.1.2 Оценка размеров территорий, их состояния и качества земли в пределах земельного отвода закрываемой шахты и прилегающих земель в механической защитной зоне породных отвалов</p> <p>1.1.3 Качественная оценка грунтов (геохимическая, токсикологическая и радиологическая), почвенно-мелиоративная характеристика</p> <p>1.1.4 Картирование горных выработок, выходящих на поверхность, комплексом геодезических, маркшейдерских и геофизических методов</p> <p>1.1.5 Картирование провалов земной поверхности для их ликвидации</p>	<p>1.2.1 Разработка технических решений по ликвидации провалов и оседаний земной поверхности, а также горных выработок, имеющих выходы на поверхность</p> <p>1.2.2 Разработка технических решений по контролю за движением земной поверхности в особо опасных районах</p> <p>1.2.3 Разработка технических решений по рекультивации промышленных площадей</p> <p>1.2.4 Выработка технических решений по разработке суглинков и созданию плодородного слоя земли</p> <p>1.2.5 Согласование проектных решений с органами государственного контроля, местной исполнительной властью, проведение обязательной государственной экологической экспертизы</p>	<p>1.3.1 Привлечение к выполнению технических решений специализированных организаций</p> <p>1.3.2 Организация ведомственного и государственного контроля за соответствием выполняемой работы проектным решениям</p> <p>1.3.3 Организация мониторинга за движением земной поверхности и принятия мер по ликвидации провалов и оседаний</p>
2. Выход газа на дневную поверхность	<p>1.1.6 Определение границ зон оседания земной поверхности над горными выработками или вызванных уплотнением горных пород при затоплении шахт</p> <p>1.1.7 Поиск и согласование с местной исполнительной властью участков для использования их в качестве карьеров суглинков, отбора плодородного слоя земли или для определения мест захоронения строительного мусора, токсичных грунтов, отходов</p> <p>2.1.1 Определение мест возможного выхода газа на дневную поверхность</p>	<p>2.2.1 Разработка схематической карты сети наблюдательных пунктов за выходом газа на дневную поверхность, регламента работ по мониторингу состава почвенного воздуха и состава газа, выходящего по наблюдательным скважинам и газоотводящим трубам с учетом содержания радона</p>	<p>2.3.1 Привлечение к выполнению технических решений специализированных организаций</p>

1	2	3	4
		<p>2.2.2 Разработка технических решений по контролю дренажа газа при ликвидации капитальных горных выработок</p> <p>2.2.3 Разработка предложений по контролю возможных выходов газа из ликвидирующихся шахт в действующие</p> <p>2.2.4 Систематизация данных об атмосферном воздухе и его составе и динамике изменения в разделе ОВОС</p>	<p>2.3.2 Организация ведомственного и государственного контроля за соответствием выполняемой работы проектным решениям</p> <p>2.3.3 Организация мониторинга состава атмосферного воздуха на потенциально опасных участках.</p>
<p>3. Отходы промышленного производства, породные отвалы</p>	<p>3.1.1 Разработка паспорта породного отвала, находящегося на балансе закрываемой шахты</p> <p>3.1.2 Оценка породных отвалов, шламонакопителей и накопителей отходов углеобогащения как техногенных месторождений</p> <p>3.1.3 Систематизация сведений о степени загрязнения атмосферного воздуха и радиационном фоне, радиологический анализ поверхностных и подземных вод, загрязненных породными отвалами</p> <p>3.1.4 Контроль пожарного состояния породных отвалов с целью обнаружения возможных очагов самовозгорания пород (проведение температурной съемки)</p> <p>3.1.5 Картирование, оценка состава и свойств, в т. ч.: токсикологических, геохимических и радиологических, других промышленных отходов (золы котельных, складов ГСМ и т.п.)</p>	<p>3.2.1 Разработка технических решений по тушению, понижению, перестроению породных отвалов</p> <p>3.2.2 Разработка технических решений по рекультивации и озеленению породных отвалов</p> <p>3.2.3 Обоснование технических решений по возможности использования техногенных месторождений</p> <p>3.2.4 Разработка технических решений по нейтрализации, изоляции, вывозу или захоронению токсичных или биологически вредных отходов</p> <p>3.2.5 Согласование проектных решений с органами государственного контроля, местной исполнительной властью, проведение обязательной экологической государственной экспертизы</p>	<p>3.3.1 Привлечение к выполнению технических решений специализированных организаций</p> <p>3.3.2 Организация ведомственного и государственного контроля за соответствием выполняемой работы проектным решениям</p>
<p>4. Водные ресурсы</p>	<p>4.1.1 Региональная оценка гидрогеологической ситуации в пределах угледобывающих предприятий</p> <p>4.1.2 Микробиологическая и физико-химическая оценка состава и свойств шахтных вод, а также радиологическая оценка состава вод</p> <p>4.1.3 Оценка вредного влияния шахтных вод на питьево-водоснабжение</p>	<p>4.2.1 Разработка технических решений по снижению негативного последствия прекращения работы шахты на изменение гидрогеологического режима УПР</p> <p>4.2.2 Разработка технических решений по выбору рациональных и безопасных путей стоков шахтных вод на поверхности, вызванных возможным подтоплением закрываемых шахт</p> <p>4.2.3 Разработка технических решений по очистке шахтных вод для возможного их использования в технических целях.</p>	<p>4.3.1 Привлечение к выполнению технических решений специализированных организаций</p> <p>4.3.2 Организация ведомственного и государственного контроля за соответствием выполняемой работы проектным решениям</p> <p>4.3.3 Организация мониторинга гидрогеологической и гидроэкологической ситуации в ликвидируемых и послеликвидированных периоды</p>

1	2	3	4
	4.1.4 Оценка возможности загрязнения подземных (шахтных) вод закрываемых шахт	4.2.4 Разработка технических решений по исполь-зованию или ликвидации очистных сооружений шахтных вод	4.3.4 Разработка и реализация специальных мероприятий по предотвращению подтопления и засоления земель в пределах горнопромышленного района
	4.1.5 Построение карт и схем гидравлических перетоков шахтных вод в горные выработки смежных шахт и подтопление территорий поверхности горных отводов закрываемых шахт	4.2.5 Разработка технических решений и мероприятий по предотвращению влияния шахтных вод на источники водоснабжения	
		4.2.6 Разработка мероприятий, исключающих подтопление объектов	
		4.2.7 Разработка схемы сети режимных наблюдательных скважин и регламента работ по осуществлению мониторинга гидрогеологической ситуации ГПР	
		4.2.8 Систематизация данных (использование шахтных вод в качестве технических, культурно-бытовых, питьевых целей) химического состава и динамики шахтных вод в разделе ОВОС	
		4.2.9 Согласование проектных решений с органами государственного контроля, местной исполнительной властью, проведение обязательной экологической государственной экспертизы	

**Н.В. ЩЕРБАК**

*ЗАТ «Гипрограждан», г. Киев*

## **КОРАБЕЛЬНЫЕ ПАЛУБНЫЕ УСТАНОВКИ ИМПУЛЬСНОГО РАСПЫЛЕНИЯ БИОСОРБЕНТОВ ДЛЯ ЛИКВИДАЦИИ РОЗЛИВОВ НЕФТИ НА АКВАТОРИИ.**

*Обсуждается внедрение новой технологии быстрой и качественной ликвидации разливов нефти на акватории, описана оригинальная установка импульсного распыления биологических адсорбентов приводятся данные полигонных испытаний и обсуждаются перспективы практического применения результатов исследований.*

### **Вступление**

Наиболее убыточны и опасны для экологии Украины разливы нефти на акватории Днепра, Черного и Азовского морей. Потенциально опасны надводные танкеры, перевозящие большие количества нефтепродуктов [1,2]. Ежегодно в акваторию Мирового океана поступают миллионы тонн нефти и нефтепродуктов: с промышленными и бытовыми стоками – 37%, постоянные утечки от эксплуатации кораблей и судов – 33%, аварийные разливы – 12%, с атмосферными осадками – 9%, фильтрация из природных источников – 7%, геологоразведка и нефтедобыча – 2% [2]. Аварийные разливы нефти и нефтепродуктов (именуемые в дальнейшем одним словом «**нефть**») наиболее опасны в прибрежной части акватории, т.к. они непредсказуемы, локальны, высококонцентрированы и поэтому наносят значительные, не ликвидируемые или трудно ликвидируемые естественным способом экологические ущербы окружающей среде [1]. Наиболее крупные разливы нефти отмечены: **1).** Танкер «Брайер» у Шетландских островов, разлито более 80000 тонн нефти (1993 г.), **2).** Танкер «Престиж» у испанского побережья, разлито более 2000 т нефти (2003 г.), **3).** Танкер «Волгонепть – 139» в Керченском проливе у косы Тузла разлито более 2000 т нефти и мазута (11.11.2007 г.), **4).** Танкер в Индонезийском проливе, разлито более 1000 т нефти (декабрь 2007 г.), **5).** Танкер у берегов Норвегии, разлито более 600 т нефти (январь 2008 г.), **6).** Танкер в Балтийском море у Гданьска, Польша, разлито более 300 т нефти (январь 2008 г.), **7).** Морская нефтедобывающая платформа в Мексиканском заливе, разлито более полумиллиона тонн нефти – впервые зафиксированный случай в истории, как глобальная катастрофа (май 2010).

**Анализ предшествующих исследований.** Мало развита техника ликвидации и нейтрализации разливов нефти, которая конструктивно одинакова во всех странах и отличается лишь качеством изготовления. Это небольшие корабли или катера, оснащенные бакенами для локализации разливов и установками сбора нефтяной плёнки с поверхности воды [2, 3]. Существуют различные пористые адсорбенты, впитывающие нефтяную плёнку и биологические сорбенты, именуемые в дальнейшем **биосорбентами**, одновременно нейтрализующие нефть, но нет установок для быстрого и равномерного распыления лёгких гранул сорбентов по большим площадям, что препятствует их широкому применению [3, 4].

Для ликвидации разливов нефти требуется множество кораблей-сборщиков нефти и длительная, тяжелая, опасная работа сотен спасателей, в том числе, по разбрасыванию лопатами с бортов корабля адсорбентов, впитывающих нефть, сбору

адсорбентов, насыщенных нефтью, с поверхности воды, грязной смеси адсорбентов, нефти, водорослей, камней и песка с нефтью с загрязнённого берега; транспортировки и утилизации этих отходов. Например, в Керчи в 2008 г. тысячи тонн отходов много месяцев лежали в порту, загрязняя землю и акваторию, а затем их возили на утилизацию в Кировоград за 500 км. Разбрасывание адсорбентов лопатами по поверхности нефтяной плёнки характеризуется низким КПД. Не более 10% от разбрасываемой массы адсорбентов работают эффективно из-за ряда причин: неравномерности разбрасывания, массового уноса гранул ветром, многократного прохождения корабля по разливу нефти. Попытки приспособить для этой цели механические и пневматические устройства успеха не имели [3]. Широкое использование труда военнослужащих для ликвидации последствий катастроф характеризуется низкой эффективностью и связано с многочисленными тяжёлыми и смертельными травмами. Военнослужащие работают только лопатами, так как не могут быстро освоить и эффективно применять традиционную, сложную спасательную технику, им нужна техника близкая по устройству и методам применения к оружию [3, 4].

В Черном и Азовском морях в настоящее время нет ни одного корабля для сбора разливов нефти, американский сборщик-корабль стоит до \$100 млн [3]. Необходимо создание нового технологического процесса и оборудования, значительно повышающего дальность и площадь равномерного распыления. Известная распылительная техника – пневматическая и механическая [1, 3, 4] не в состоянии обеспечить распыление малоплотных, относительно крупногабаритных, пористых гранул на дальности более 3 м и по большим территориям, Модернизация этой техники не представляется перспективной, ввиду того, что даже незначительное повышение радиуса и масштаба распыления связано с многократным увеличением размеров, веса, технической сложности и стоимости распылительных установок.[4]. Требуемая дальность распыления составляет не менее 20 м от границы нефтяной плёнки, исходя из необходимости снижения турбулизации нефтяной плёнки струёй воды от винтов корабля, что затрудняет эффективную работу биосорбента.

Наиболее перспективными с точки зрения универсального распыления различных составов являются импульсные распылительные пороховые системы. Однако нет опыта их применения для распыления адсорбентов и легко воспламеняющихся биосорбентов. Распыление адсорбентов с вертолётного винта применялось в Мексиканском заливе, показало низкую прицельность, унос ветром до 90% адсорбента и его неравномерное распыление по нефтяному пятну.

**Цель работы** - разработка технологического процесса и оборудования для дальнего, равномерного и масштабного разбрасывания биосорбентов по пленке нефти.

**Материал и результаты исследований.** Для распыления отбирались заряды быстросгорающего пороха, как надежный, компактный источник мощной метательной газовой волны, мало зависящий от внешних условий – прежде всего давления внутри канала ствола и в камере сгорания – патроннике. Такие заряды позволяют создавать распылительные стволы наиболее простых конструкций и наименьшего веса. Для моделирования работы данного ствола выбран анализ классической задачи внутренней баллистики – рассмотрение параметров состояния пороховых газов в пространстве между камерой сгорания и задней границей ускоряемой массы, а также параметрами создаваемой в канале ствола газодисперсной смеси. Математически корректное

решение задачи внутренней баллистики сложно по причине многофакторности, нестационарности процессов теплообмена, массообмена, передачи кинетической энергии пороховых газов частицам распыляемой массы; диссипация – потери энергии пороховых газов на нагрев воздуха, ствола, частиц распыляемой массы; разрушение этих частиц.

Данная расчётная методика позволила установить, что максимальная дальность полета частиц биосорбента с удельным весом 0,1- 0,15 г/куб.см с характерным размером от 1 до 3 мм не может превышать 3,5 м, практически при любых начальных скоростях вплоть до 120 м/с. Показано, что расчётным путём практически невозможно получить достоверные данные – нет замкнутой модели, описывающей процессы образования и распространения импульсного двухфазного потока и его разрушение, торможение под воздействием аэродинамического сопротивления, а также процесс функционального взаимодействия фронта импульсного потока с активной поверхностью – нефтяной плёнкой или конденсированной высокотемпературной поверхностью. Однако данная модель позволила понять механизм распространения газодисперсного шквала и предложить перспективные пути для экспериментального исследования.

В период 08.01 по 11.07.2008 г. проводились полигонные испытания установки импульсного распыления биосорбента. Объекты испытаний: десятиствольная установка «Импульс-10Л» (лафетный вариант), биосорбент марки «Эколан». Место проведения испытаний – г. Севастополь, с. Хмельницкое, площадка уничтожения боеприпасов.

Установлено, что «старая» схема снаряжения порохового ствола, разработанная для распыления огнетушащего, негорючего порошка, непригодна для импульсного распыления малоплотного, легковоспламеняющегося, гранулированного биосорбента (ЛвБС). Порошок значительно отличается от биосорбента: в 5-7 раз больше по удельному весу, в 50-100 раз меньше по размеру частиц. Из одного ствола 200 мм калибра распыливалось 1,5 кг ЛвБС. Величина распылительного заряда составляла 50 г, 75 г, 100 г., инициировалась пировоспламенителем – пиропатроном марки ПП-3, или ПП-7, ПП-9. Прямое воздействие волны пороховых газов, релаксированной с помощью лишь сухих поролоновых пыжей и высокоэластичных пленочных оболочек, но не охлаждённой, показало, что сгорало полностью или заметно обгорало от 50 до 80% массы гранул биосорбента, в зависимости от величины распылительного порохового заряда. По материалам видеосъемки было ясно видно, что из среза канала ствола вырывался столб пламени длиной от 1,5 м до 4,5 м, а впереди него летела только незначительная часть массы гранул ЛвБС. Данная зависимость также подробно не изучалась по вышеназванным причинам. Чувствительные к воздействию высокой температуры бактерии – не более 60 °С – уничтожались, даже если частица обгорела лишь незначительно.

Предложено и испытано новое снаряжение ствола, позволяющее получить «холодную» метательную газовую волну, но с достаточно мощным метательным воздействием. Это достигалось не только традиционным способом – введением в заряд пламягасящей добавки – парафина, но и новым пыжом из водонаполненного поролона. Далее проводился подбор оптимальной величины распылительного заряда путем серии одиночных выстрелов из одного ствола. При этом постоянной величиной являлась распыляемая масса биосорбента – 1,5 кг, заполняющая канал ствола на

протяжении 600 мм. Величины дальности и площади распыления, а также качество – полнота локализации и нейтрализации плёнки розлива нефти на площади распыления, определялись визуально и по материалам видеосъемки. На рис.1 показаны полученные графические зависимости величин основных параметров распыления и функционального воздействия – дальности и площади – от величин распылительного заряда и от начальной (дульной) скорости распыления на срезе ствола.

При выбросе ЛвБС из ствола образовывался равномерный, газодисперсный, вихревой, локальный фрагмент (континуум) с мощной несущей газовой фазой. На всём протяжении траектории полёта происходит равномерное аэродинамическое разрушение континуума с сопутствующим эффектом проникающего, равномерного напыления гранул ЛвБС по значительной площади нефтяной пленки. Континуум «скользит» по поверхности нефтяной плёнки, оставляя за собой равномерное, сплошное покрытие гранулами биосорбента площади каплевидной формы, расширяющейся по траектории от среза ствола. Такое напыление обеспечивает хороший контакт гранул с нефтяной пленкой и, соответственно, эффективное впитывание нефти порами этих гранул.

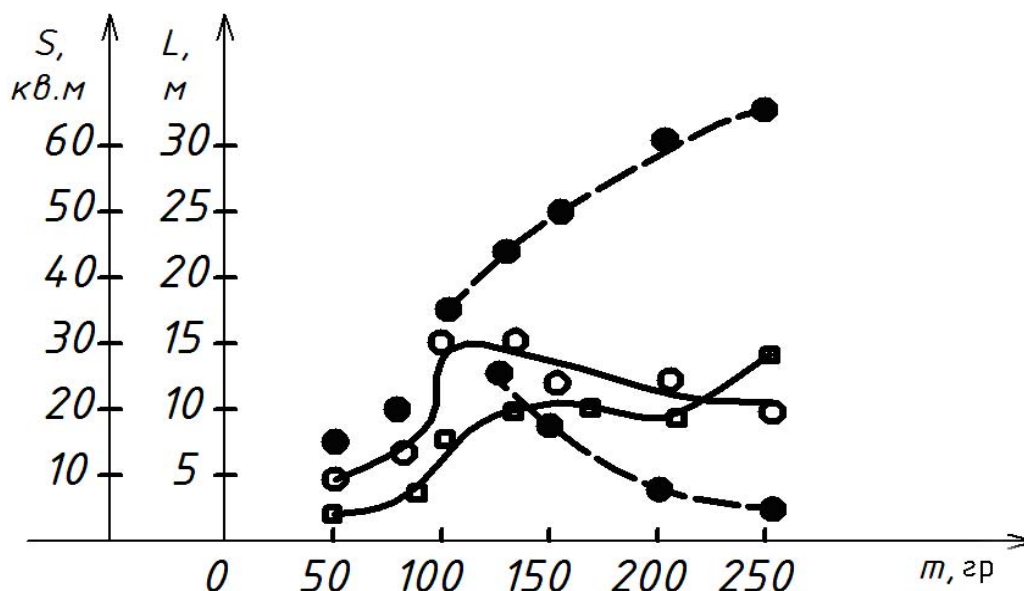


Рис. 1. Зависимость дальности движения газодисперсного конгломерата L и площади его эффективного воздействия S от величины распылительного заряда m

Изменение величины распылительного заряда позволило получить зависимости изменения величин площади и дальности распыления. Их анализ показал наличие явно выраженных диапазонов оптимальных значений величин распылительного заряда и соответственных величин начальных скоростей распыления, при которых достигаются наибольшие и стабильные значения площади и дальности эффективного воздействия. От начальных величин скоростей распыления до указанного диапазона их оптимальных величин происходит устойчивое возрастание величин дальности распыления, площади равномерного покрытия и, соответственно, локализации-нейтрализации нефтяной пленки. После достижения максимальных величин указанного диапазона оптимальных значений начинает проявляться эффект различия



величин дальностей и площадей распыления и эффективного функционального воздействия. Это различие возрастает по мере дальнейшего увеличения начальной скорости распыления.

Оптимальные диапазоны обеспечивают дальнейшее и крупномасштабное распыление из одного ствола массы биосорбента в 1,5 кг и равномерное распределение биосорбента по значительной площади до 35 кв.м, в диапазоне удельных расходов от 15 до 25 г/кв.м согласно паспорту биосорбента. Внимательный осмотр зоны нефтяного разлива, покрытой равномерным слоем распыленного биосорбента, показал, что большая часть гранул биосорбента – до 80-90% эффективно впитывают и перерабатывают нефтяную пленку в пределах временного отрезка до 2 часов, как и для случая ручного распыления биосорбента. При этом потери биосорбента в пределах 10-20% от исходной распыляемой массы в 5-20 раз меньше, чем потери при распределении биосорбента по данной площади 35 кв. м традиционным методом – вручную с помощью лопаты или совка.

Обоснована перспективность залпового распыления для увеличения дальности и площади импульсного распыления биосорбента. Исследовались, имеющие наибольшее практическое значение, зависимости изменения величин дальности и площади распыления биосорбента по разливу нефти от расстояния между соседними стволами, участвующими в залпе и общего количества стволов в залпе (рис. 2).



**Рис. 2.** Фрагмент залпового распыления биосорбентов из 5-ти стволов

Убедительно показано главное преимущество импульсного, залпового распыления, свойственное только газодисперсным вихрям, взаимное усиление и слияние при оптимальном взаимодействии составляющих вихрей из отдельных стволов. Масштабы воздействия суммарного вихря повышались в 1,5-2,5 раза по сравнению с арифметической суммой площадей воздействий этих отдельных

элементов, составивших единый вихрь. Повышена дальность функционального воздействия до 53 м (в 4,5 раз больше по сравнению с выстрелом-распылением из одного ствола) и величина площади равномерного распыления биосорбента до 450 кв. м при залпе из 5 стволов, расположенных в шахматном порядке. Это в 2,3 раза больше, чем сумма отдельных площадей эффективного воздействия при последовательном распылении из 5-ти стволов. Для сравнения, залповое воздействие боевых ракет или снарядов не увеличивает дальность их полёта, а только увеличивает площадь поражения до 1,5 раза, по сравнению с арифметической суммой площади поражения такого же количества отдельных взрывов ракет и снарядов. Есть основания предположить, что эффективность работы импульсно-распылительного модуля и боеприпасов для него вполне сравнима по надёжности, стабильности и масштабам воздействия с современным вооружением (рис. 3).

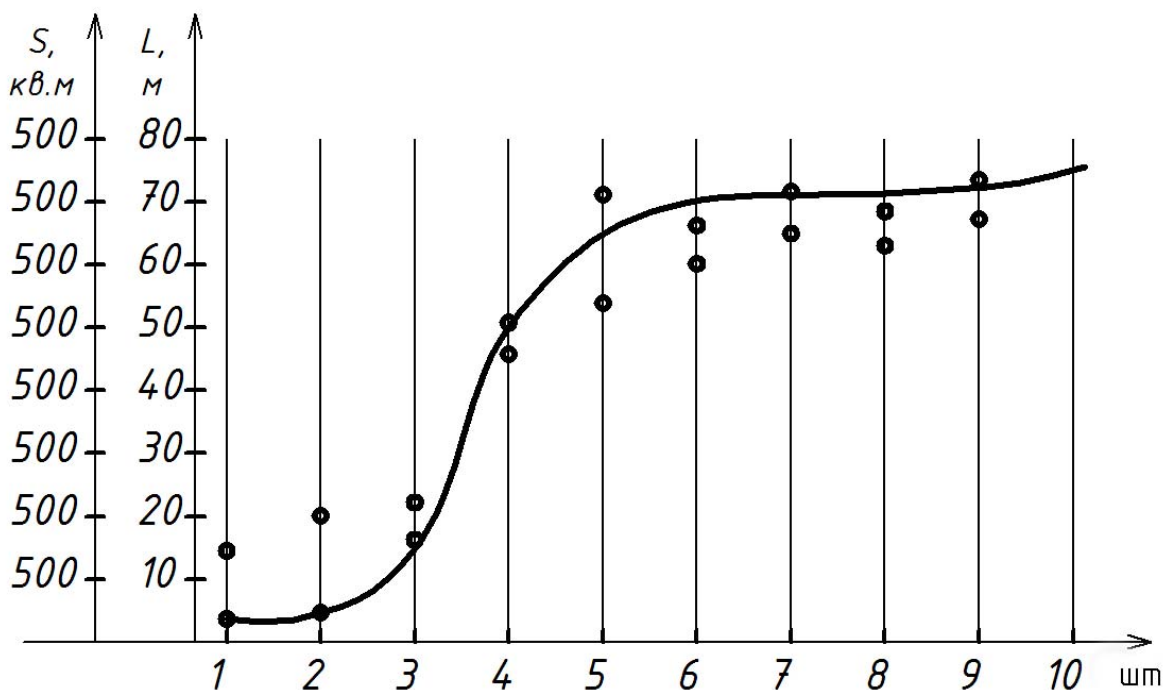


Рис. 3. Зависимость дальности распыления  $L$  и его площади  $S$  от количества стволов  $N$ , участвующих в залпе

Полученные высокие значения функциональных показателей позволяют уверенно предлагать технологический процесс и оборудование многоствольного модуля импульсного распыления биосорбентов для практического использования в виде стационарных, палубных модулей на кораблях, например, на скоростных аварийно-спасательных больших катерах или маневренных портовых буксирах. Достигнутая дальность эффективного распыления позволяет кораблям «расстреливать» разливы нефти и нефтепродуктов не входя в зону разлива, так как после прохождения любого корабля или судна, особенно скоростного, по нефтяной пленке трудно её ликвидировать. Масштаб эффективного распыления позволяет малому количеству кораблей (2-4 на акваторию порта и прилегающую территорию побережья) надёжно и быстро ликвидировать различные нефтяные разливы вплоть до крупномасштабных. Для защиты определённого участка морского побережья, находящегося между этими портами, целесообразно оснастить этими установками, минимум по 2-3 вспомогательных судна в каждом порту – буксиры, пожарно-

спасательные. Вся полоса побережья поделена между портами на зоны их ответственности. Суда с распылительными установками от каждого порта работают по своей зоне при разливах нефти, не превышающих по площади и по массе разлитой нефти среднюю величину.

### **Выводы**

Создание такой системы импульсной защиты позволит в значительной степени, качественно повысить степень обеспечения экологической безопасности акваторий и прибрежных зон в бассейнах Днепра, Черного и Азовского морей. В апреле 2009 г. Коллегия МНС Украины приняла решение о выделении финансирования для проектирования и изготовления опытно-промышленной партии корабельных, стационарных, палубных многоствольных модулей и оснащения ими пяти аварийно-спасательных кораблей, а также закупки 5000 комплектов распылительных патронов и специальных, герметичных контейнеров, которые будут заполнены ранее закупленным биосорбентом. Однако данное решение осталось только на бумаге.

1. Бровченко И. А. Численное моделирование распространения нефтепродуктов в прибрежных зонах морей и внутренних водоёмах: дис. на соиск. научн. степени канд. физ.-мат. наук: 01.02.05 / Бровченко Игорь Александрович. – К., 2005. – 154с.

2. Мазилін О. М. Оцінка небезпеки забруднення важкими нафтопродуктами донної і берегової частини акваторії Кримського півострова в результаті перевезення нафтопродуктів морськими судами. // Матеріали 11-ї Всеукраїнської наук. – практ. конф. «Організація управління у надзвичайних ситуаціях». К.: ІДУЦЗ УЦЗУ, 2009. – 385с.

3. Щербак М. В. Оснащення військових частин імпульсною технікою для ліквідації наслідків екологічних катастроф // Екологія і ресурси. – Вип.19. – К.– 2008. – С.73-79.

4. Щербак М. В., Захматов В. Д., Ковалёв С. О., Гайдей В. В. Новые технологии локализации разливов нефти в море // Нафтова і газова промисловість. – № 6 (242). – 2008, – С. 55-57.

### **Н.В. Щербак**

#### **КОРАБЕЛЬНІ ПАЛУБНІ УСТАНОВКИ ІМПУЛЬСНОГО РОЗПИЛЕННЯ БІОСОРБЕНТІВ ДЛЯ ЛІКВІДАЦІЇ РОЗЛИВІВ НАФТИ НА АКВАТОРІЇ**

*Обговорюється впровадження нової технології швидкої якісної ліквідації розливів нафти на акваторіях, описана оригінальна установка імпульсного розпилення біологічних адсорбентів, наводяться дані полігонних випробувань та обговорюються перспективи практичного застосування отриманих результатів.*

### **N.V. Scherbak**

#### **SHIP DECK'S UNIT FOR PULSE PULVERIZATION OF BIOLOGY SORBENTS LIQUIDATING THE OIL SPREAD AT WATER**

*The possibility of new technology for fast and quality liquidation of oil spreads at water surface, original pulse-pulverizing multibarrels unit for long range and large scale pulverization of biology sorbents, results of field-range test and future development of the technology is discussed.*

**С. П. ІВАНЮТА**

*Національний інститут стратегічних досліджень, м. Київ,*

## **АНАЛІЗ АКТУАЛЬНИХ ЗАГРОЗ ЕКОЛОГІЧНІЙ БЕЗПЕЦІ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

*Здійснено аналіз актуальних природно-техногенних загроз екологічній безпеці Київської області. Досліджено функції безпеки регіону для основних об'єктів захисту – населення, господарських об'єктів та довкілля. Проаналізовано динаміку змінювання обсягів недоотримання валового регіонального продукту Київської області внаслідок втрат від надзвичайних ситуацій різного походження. На основі дослідження тенденцій накопичення актуальних надзвичайних ситуацій в Київській області здійснено прогнозування їхнього розвитку.*

Останніми роками в Україні щорічно виникає близько 350 надзвичайних ситуацій (НС) різного походження, внаслідок яких держава може втрачати до 2,5% валового внутрішнього продукту. Це призводить до відчутного уповільнення темпів економічного зростання і, як наслідок, втрати реальної можливості вагомого поліпшення рівня життя громадян. Аналіз актуальних тенденцій розвитку стихійних лих та техногенних катастроф свідчить про високу ймовірність виникнення НС природного та техногенного характеру зі значними ризиками для населення і держави у разі їх реалізації [1, 4].

Стан екологічної безпеки держави значною мірою визначається ефективністю регіональної політики, яка передбачає гарантування безпеки населення, господарських об'єктів і довкілля від деструктивного впливу усього спектру екологічних і природно-техногенних загроз. Однією з вагомих причин недосконалого управління безпекою регіонів держави є неефективна та застаріла система моніторингу довкілля, яка не відповідає сучасним вимогам.

Подолання негативних тенденцій зростання втрат і витрат внаслідок НС різного походження можливе на основі комплексного аналізу та управління ризиками в рамках загальнодержавної системи регулювання безпеки населення і територій. Основою даної системи має стати аналіз можливих екологічних і природно-техногенних загроз регіональній безпеці держави.

Регіональна безпека характеризує такий стан захищеності регіону, коли він спроможний протистояти дестабілізуючим впливам зовнішніх і внутрішніх загроз, а його функціонування не створює загроз самому регіону та елементам оточуючого середовища.

### **Методичний підхід до аналізу екологічних і природно-техногенних загроз регіональній безпеці**

Аналіз ризиків на регіональному рівні тісно пов'язаний з аналізом загроз, які в свою чергу визначають рівень безпеки регіонів. Теоретичну основу оцінки рівнів безпеки регіонів може становити теорія надійності, з погляду якої надзвичайні ситуації (НС) слід розглядати як «відмови» елементів систем, що призводять до порушення їхньої стійкості [1, 3].

Припустимо, що безпека регіону визначається величиною ризику, який не перевищує прийнятний рівень. Нехай  $S_2(t)$  – функція безпеки, а сукупність характеристик аварій і катастроф, які мають рівні ймовірності їхнього виникнення, визначається за допомогою функцій ризику  $H_2(t)$ . При цьому [1, 3, 6]

$$S_z(t) = \prod_{i=1}^n S_i(t),$$

$$H_z(t) = \sum_{i=1}^n H_i(t),$$

де  $S_i$ ,  $H_i$  – функції безпеки та ризику  $i$ -ї загрози,  $n$  – число загроз. Нехай розглядається пуассонівський потік «відмов». У такому разі можна записати

$$S_z(t) = \exp\left(-\sum_{i=1}^n \int_0^t \lambda_i(\tau) \rho_{ij}(\tau) d\tau\right),$$

$$H_z(t) = 1 - \exp\left(-\sum_{i=1}^n \int_0^t \lambda_i(\tau) \rho_{ij}(\tau) d\tau\right).$$

де:  $\lambda_i$  – інтенсивність надзвичайних ситуацій  $i$ -го виду,  $\rho_{ij}$  – ймовірність  $j$ -ї компоненти системи для  $i$ -го виду надзвичайної ситуації.

Розрахунок ймовірностей  $\rho_{ij}$  передбачає наявність технічних, екологічних, економічних і соціальних критеріїв безпеки. В даний час ці критерії відсутні. За таких умов у першому наближенні можна припустити

$$\rho_{ij} = \frac{n_{ij}}{n_i},$$

де:  $n_{ij}$  – число надзвичайних ситуацій  $i$ -го виду з ураженням  $j$ -ї компоненти,  $n_i$  – загальне число подій  $i$ -го типу.

Параметри  $\lambda_i$  та  $\rho_{ij}$  можуть бути розраховані за допомогою методів статистичного оцінювання для кожного  $i$ -го виду [3, 6].

Об'єктом дослідження регіони України можуть розглядатися у вигляді багаторівневої динамічної системи великої розмірності зі складними зв'язками як всередині окремих рівнів, так і між рівнями взагалі. Як складові елементи цієї системи в подальшому аналізуються особи, господарські об'єкти та довкілля.

Для території України найбільш характерними є наступні загрози:

1. Аварії на промислових, цивільних та військових об'єктах, пов'язаних із втратою надійності та стійкості конструкцій.
2. Аварії (катастрофи) на транспорті.
3. Пожежі, вибухи на промислових об'єктах.
4. Пожежі в природних екосистемах.
5. Аварії з викидом (загрозою викиду) небезпечних хімічних речовин на об'єктах економіки (крім транспортних).
6. Метеорологічні надзвичайні ситуації.
7. Геологічні надзвичайні ситуації.
8. Отруєння людей.
9. Інфекційна захворюваність людей.

#### **Ідентифікація загроз екологічній безпеці Київської області**

Київська область розташована у північно-центральної частині України. За станом на 01.01.11 чисельність населення області становила 1717,6 тис. осіб, площа області - 28,1 тис. км<sup>2</sup>.

Стан навколишнього природного середовища Київської області характеризується більш сприятливими показниками екологічної ситуації порівняно з Україною в цілому. Так, викиди шкідливих речовин в атмосферне повітря від стаціонарних та мобільних джерел забруднення у 2009 р. в області становили 266,7 тис. т, що на 8% нижче показника попереднього року. Крім того, у 2009 році на території області утворилося 3,3 тис. т відходів I-III класів небезпеки, в той час як утилізовано лише 1,6 тис. т.

Загальна кількість таких відходів у Київській області на кінець 2009 року склала 157,7 тис. т.

У цілому в області спостерігається тенденція до зростання антропогенного навантаження на природне середовище, що зумовлює необхідність знаходження шляху збалансованого еколого-економічного розвитку області у найближчій перспективі. Згідно з Державним реєстром паспортизованих потенційно небезпечних об'єктів (ПНО), на території Київської області налічувалося понад 350 ПНО різного виробничого спрямування [4, 5].

Джерелами *екологічних загроз* в Київській області є діяльність підприємств агропромислового комплексу, об'єктів теплоенергетики, житлово-комунального господарства, автомобільного транспорту. Вкрай актуальною екологічною проблемою для області є забруднення атмосферного повітря викидами автотранспорту, теплових електростанцій і котельних. Практично всі види господарської діяльності здійснюють забруднення водних ресурсів.

У Київській області функціонують понад 30 об'єктів, які постійно здійснюють скидання стічних вод у поверхневі водойми. На сьогоднішній день вкрай незадовільна ситуація з очищенням господарсько-побутових стічних вод склалася у містах Кагарлик, Васильків, Бориспіль, селища міського типу (смт) Іванків та Згурівка, а також у більшості сільських населених пунктів, які використовують централізоване водопостачання.

Вкрай загрозливою є ситуація на полігоні твердих побутових відходів №5 "Київспецтранс", оскільки не працює установка з очищення фільтрату, а питання збільшення потужності очисних споруд досі не вирішено. У фільтратонакопичувачах полігону вже зберігається понад 500 тис. м<sup>3</sup> фільтрату і його обсяг постійно збільшується. Крім того, неодноразово відбувалися переливи фільтрату через дамбу, що призводило до значного забруднення навколишнього середовища. Регуляція рівня фільтрату проводиться шляхом його перекачування між придамбовими озерами за допомогою насосної станції та в штучно створені додаткові фільтратонакопичувачі на I та II чергах полігону [5].

*Загрози природного характеру* області представлені широким колом процесів і явищ геологічного і гідрологічного характеру, пожежами у природних екосистемах, загрозами медико-біологічного характеру, захворюваністю на соціально небезпечні хвороби.

У *геологічній групі явищ* на території області можливі прояви обвалів, підтоплення, заболочування, просідання лесових ґрунтів.

Прояв небезпечних екзогенних геологічних процесів в області відбувається на території площею 8123,1 км<sup>2</sup>. При цьому головними районами поширення зсувів є схили р. Дніпро та її притоків. Під загрозою зсувів також перебувають території у 26 населених пунктах Богуславського, Васильківського, Вишгородського, Кагарлицького, Обухівського, Миронівського та Фастівського районів області [4, 5].

Процесами підтоплення охоплено близько 30 % території області, причому із 16759 км<sup>2</sup> сільськогосподарських угідь заболоченими є 833 км<sup>2</sup>, перезволожені 32 км<sup>2</sup>, а відкриті болота займають площу близько 500 км<sup>2</sup>. Крім того, в області спостерігається просідання лесових ґрунтів I-го типу.

*Загрози гідрометеорологічного характеру*, що можуть негативно впливати на підприємства енергетики та зв'язку, сільське та комунальне господарство, автотранспорт і будівництво області, проявляються у вигляді сильного дощу, сильного вітру, граду, сильного снігу та заморозків. Ці явища часто призводять до руйнування та пошкодження споруд, будівель, порушення енергопостачання, систем забезпечення та зв'язку, а також значно ускладнюють роботу транспортних підприємств.

Складні гідрометеорологічні умови значною мірою зумовлюють формування відповідного гідрологічного режиму та активізацію небезпечних гідрологічних явищ. За експертними оцінками, площа зони можливого затоплення складає 1,13 тис. км<sup>2</sup>, де проживає 30 тис. осіб.

*Пожежі у природних екосистемах.* Значну частину території області займають ліси і торфовища, що зумовлює формування відповідних загроз виникнення понад 300 пожеж протягом року. Серед основних причин виникнення пожеж переважають блискавка, засуха, низька відносна вологість повітря, високий температурний режим протягом тривалого часу, а також значне рекреаційне навантаження на лісові масиви.

Загальна площа зони виникнення можливих пожеж у Київській області перевищує 1100 тис. га, причому пожежі можуть охоплювати понад 85,8 % площі лісів. Лісові насадження області належать до III класу пожежної небезпеки.

*Загрози медико-біологічного характеру.* На території області наявні епідемічно та епізоотично небезпечні зони з високим ризиком зараження населення. Загроза зараження сибіркою поширюється на територію 469 населених пунктів площею 0,3 тис. км<sup>2</sup> з населенням 42,7 тис. осіб. За умови значної міграції населення існує ймовірність розповсюдження захворювань на малярію. Так, за перше півріччя 2006 р. на території області на диспансерному обліку з малярії перебувало 507 осіб. Було зареєстровано 18 випадків завізної малярії, два з яких закінчились летально [5]. У січні 2005 р. через захворювання на сказ великої рогатої худоби було госпіталізовано 15 осіб (у т. ч. одна дитина), які контактували з хворою худобою.

*Загрози техногенного характеру* області загалом обумовлені наявністю на її території 367 паспортизованих потенційно небезпечних об'єктів.

У Київській області є небезпечні об'єкти та території, стан яких потребує невідкладного вирішення екологічних проблем, пов'язаних із загрозою для життєдіяльності населення. Серед таких об'єктів в області виділяється військова частина А0543 Міністерства оборони України (с. Ольшаниця Рокитнянського району), де розміщено арсенал інженерних боєприпасів із закінченим терміном використання, що потребують невідкладної утилізації. Істотну загрозу створює також Трипільська ТЕС (м. Українка Обухівського району), яка є одним з основних забруднювачів атмосферного повітря області та потребує термінового обладнання системи фільтрів на джерелах викиду.

*Радіаційна безпека.* На території Київської області розміщено 40 підприємств, установ і три науково-дослідні інститути, які використовують у своїй діяльності джерела іонізуючого випромінювання. Частина території області перебуває в межах 30-кілометрової зони ЧАЕС.

За результатами багаторічних спостережень Інституту гігієни і екології ім. А.М. Марзєєва, за період 1992 – 2004 рр. майже 13 % житлового фонду Київської області за перевищенням середньорічної еквівалентної рівноважної об'ємної активності ізотопів радону-222 в повітрі (ЕРОА) не відповідає гігієнічним нормам НРБУ - 97. Найбільше перевищення норм зареєстроване в будинках Ставищенського, Рокитнянського, Богуславського, Таращанського, Миронівського, Баришівського та Кагарлицького районів.

Крім того, при аварії на Смоленській АЕС при викиді до 50 % активності у зоні радіоактивного впливу може опинитися частина території Київської області. Забруднення також можливе при великомасштабній аварії на Хмельницькій або Рівненській АЕС.

*Хімічна безпека.* На території області налічується 39 хімічно небезпечних об'єктів (ХНО), на яких зберігається та використовується понад 1 тис. т небезпечних хімічних речовин (НХР). Чисельність населення, яке перебуває у прогнозованих зонах хімічного зараження, становить близько 100 тис. чол.

На виконання Загальнодержавної програми поводження з токсичними відходами в області проведена комплексна інвентаризація місць накопичення заборонених і непридатних до використання хімічних засобів захисту рослин (ХЗЗР).

За станом на 01.01.2006 на території Київської області накопичено близько 2000 т непридатних і заборонених до використання ХЗЗР, з яких лише 41,2% зберігаються у спеціальних, пристосованих для тривалого зберігання залізобетонних контейнерах [4, 5].

Також в області налічується 294 склади, на яких зберігаються непридатні до використання ХЗЗР, причому 16 з них належать агрохімічним формуванням, а 278 розміщені в окремих господарствах. Найбільша кількість ХЗЗР зберігається на територіях Згурівського, Кагарлицького, Тарашанського та Васильківського районів.

Протягом останніх років поступово вирішується питання щодо покращення умов зберігання отрутохімікатів у господарствах Рокитнянського, Згурівського, Васильківського, Бородянського районів. Так, було переміщено в герметичні контейнери для довгострокового зберігання 570 контейнерів з централізованих складів у смт Згурівка Згурівського, с. Багрин Васильківського, смт Ольшаниця Рокитнянського, смт Клавдієве-Тарасове Бородянського районів і господарств Бориспільського, Рокитнянського районів та Ірпінського регіону. Контейнери з отрутохімікатами, які зберігались в смт Ольшаниця, Згурівка та Клавдієве-Тарасове, розміщені на спеціально побудованих майданчиках з твердим покриттям.

*Вибухова і пожежна безпека.* На території області розташовано 336 вибухонебезпечних і 344 пожежонебезпечних об'єкти, на яких зберігається понад 1200 тис. т небезпечних речовин [4, 5]. У зоні можливого ураження загальною площею 2,3 км<sup>2</sup> мешкає близько 2 тис. осіб. Серед вибухонебезпечних об'єктів найбільшу загрозу становлять склади вибухових речовин та гілки газопроводів "Дашава - Київ", "Київ - Брянськ", "Курськ - Київ". У цілому в області у 2005 р. було зареєстровано 1891 пожежу, в результаті яких загинуло 227 та травмовано 86 осіб, а також завдано збитків на суму 6765 тис. грн.

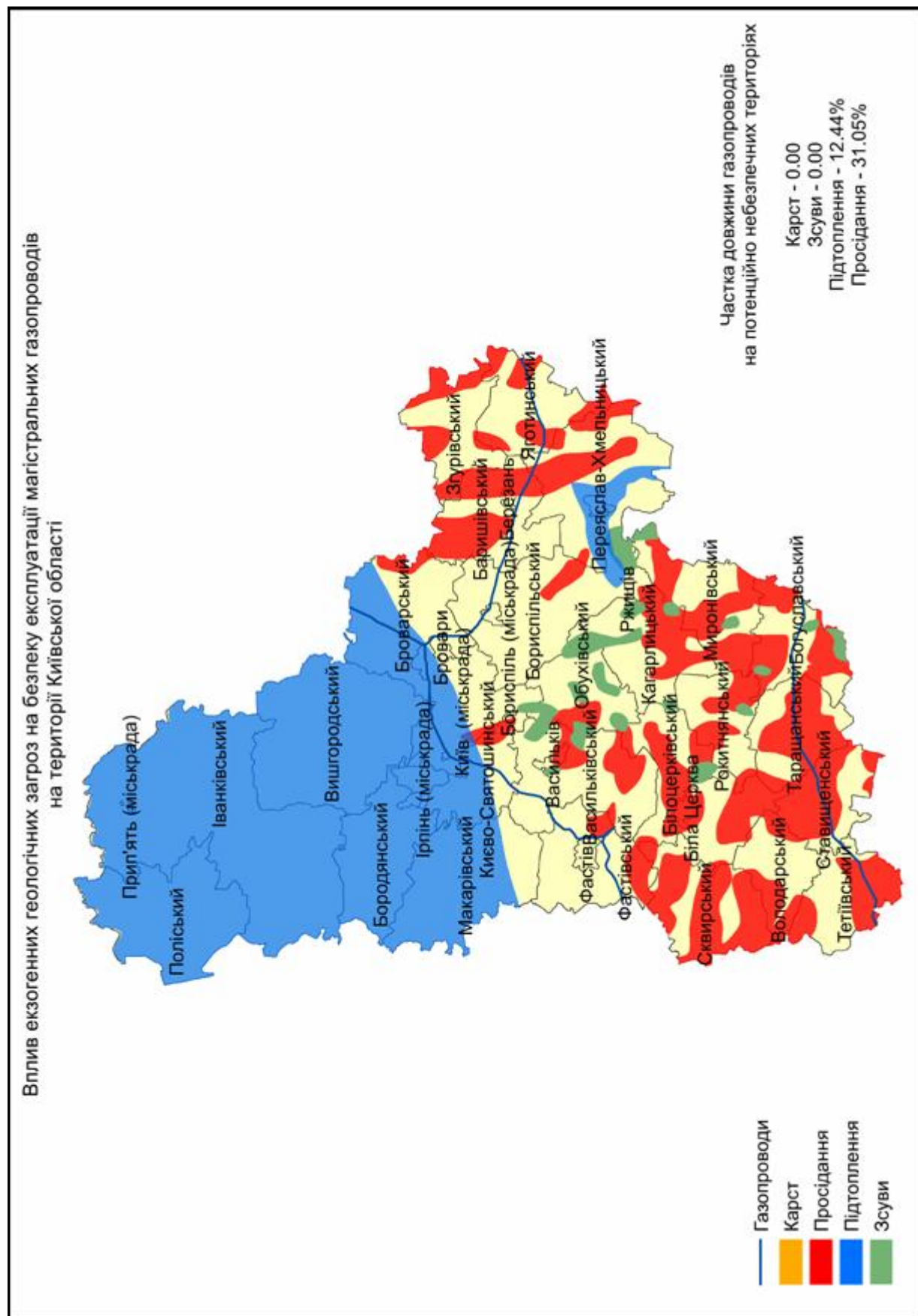
*Гідродинамічна безпека.* Основним джерелом гідродинамічної загрози області є Київське водосховище, в якому накопичено 4,76 км<sup>3</sup> води. В разі руйнації греблі це загрожує затопленням 27 населених пунктів, у яких проживає майже 95 тис. населення. Додатковим джерелом загрози є значна протяжність абразійних берегів, яка складає 143 км (понад 25% їхньої довжини).

При створенні, а також подальшій експлуатації водосховища значні роботи проведено щодо його обвалування та берегоукріплення. Лівобережна дамба захищає від затоплення межиріччя Дніпра та Десни. Інша дамба збудована на правому березі поблизу гирла р. Ірпінь. Меженний рівень р. Дніпро в створі греблі був піднятий на 11,5 м.

Треба відмітити, що захисні гідротехнічні споруди експлуатуються вже понад 40 років з великим навантаженням і потребують термінового залучення значних матеріальних ресурсів для підтримання їх у належному технічному стані.

*Транспортна безпека.* Через територію Київської області проходять 11 гілок магістральних трубопроводів загальною протяжністю понад 1000 км, серед яких 264,2 км нафтопроводів і 775,45 км газопроводів. Здійснений геоінформаційний аналіз екзогенних геологічних загроз для безпеки магістральних газопроводів на території Київської області засвідчив, що 31% їхньої довжини перебуває в зонах прояву просідання лесових ґрунтів, а 12,4% - в зонах регіонального підтоплення земель (рис.1). Активізація цих процесів може негативно впливати на відповідальні конструктивні елементи і в цілому відчутно ускладнити експлуатацію магістральних газопроводів.





**Рис.1.** Екзогенні геологічні загрози та розташування магістральних газопроводів у Київській області

*Транскордонні загрози.* На теренах суміжних з Україною держав розташовані об'єкти, ймовірні аварії на яких можуть створювати реальну загрозу ураження населення і навколишнього середовища на прикордонних територіях. Так, при аварії

на Курській АЕС (Росія) з викидом до 50 % радіоактивних компонентів у зону радіоактивного зараження з дозою опромінення понад 5 бер/рік потрапляє Київська область. Аналогічна ситуація прогнозується при аваріях на Смоленській АЕС та Ігналійській АЕС.

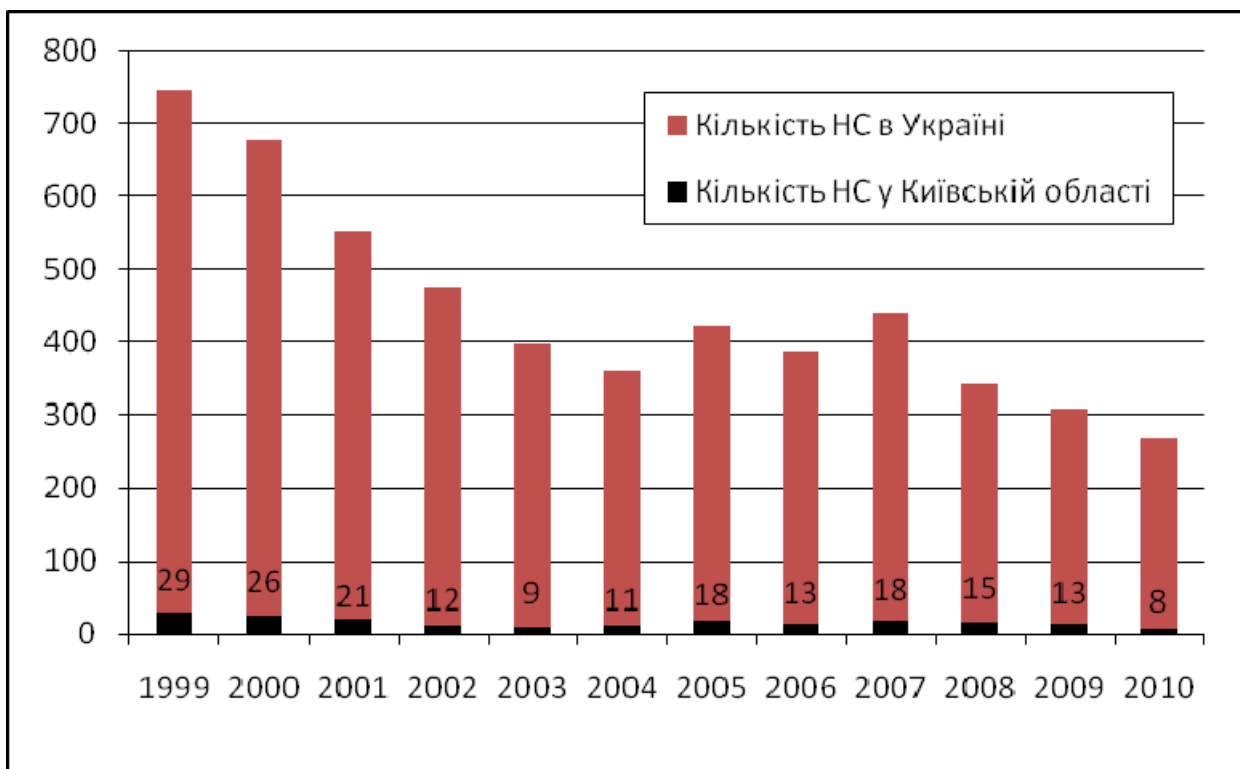
*Подолання наслідків Чорнобильської катастрофи.* Київська область належить до найбільш постраждалих від Чорнобильської катастрофи регіонів. Так, до радіоактивно забруднених територій віднесено 12,37 тис. км<sup>2</sup>, що складає 42% території області.

Після катастрофи на ЧАЕС із 89 населених пунктів зони відчуження (69) і зони безумовного (обов'язкового) відселення (20) повністю евакуйовано та відселено близько 112 тис. осіб. До зони гарантованого добровільного відселення потрапило 33 і до зони посиленого радіоекологічного контролю – 438 населених пунктів.

За післяаварійні роки в Київській області відчутно зросла поширеність захворювань серед потерпілого населення. Так, захворюваність дорослих і підлітків, що потерпіли внаслідок аварії, у 2005 р. перевищила на 64,0 % захворюваність населення, яке не потерпіло від аварії [5].

### **Оцінка природно-техногенних загроз екологічній безпеці Київської області**

За даними МНС України впродовж 1999-2010 рр. в Київській області сталося 193 надзвичайних ситуації (НС), в результаті яких загинуло 234 особи, постраждало – 517 осіб [4]. Динаміка НС за період 1999-2010 рр. та частка Київської області у загальній кількості НС в Україні представлена на рис. 2.



**Рис. 2.** Частка Київської області у загальній кількості НС в Україні

Наведені дані свідчать, що в останні 3 роки на території Київської області відбувається незначне зниження кількості НС.

Для території Київської області найбільш характерними є аварії (катастрофи) на транспорті, пожежі, вибухи, отруєння людей, метеорологічні НС, нещасні випадки з людьми (рис. 3).

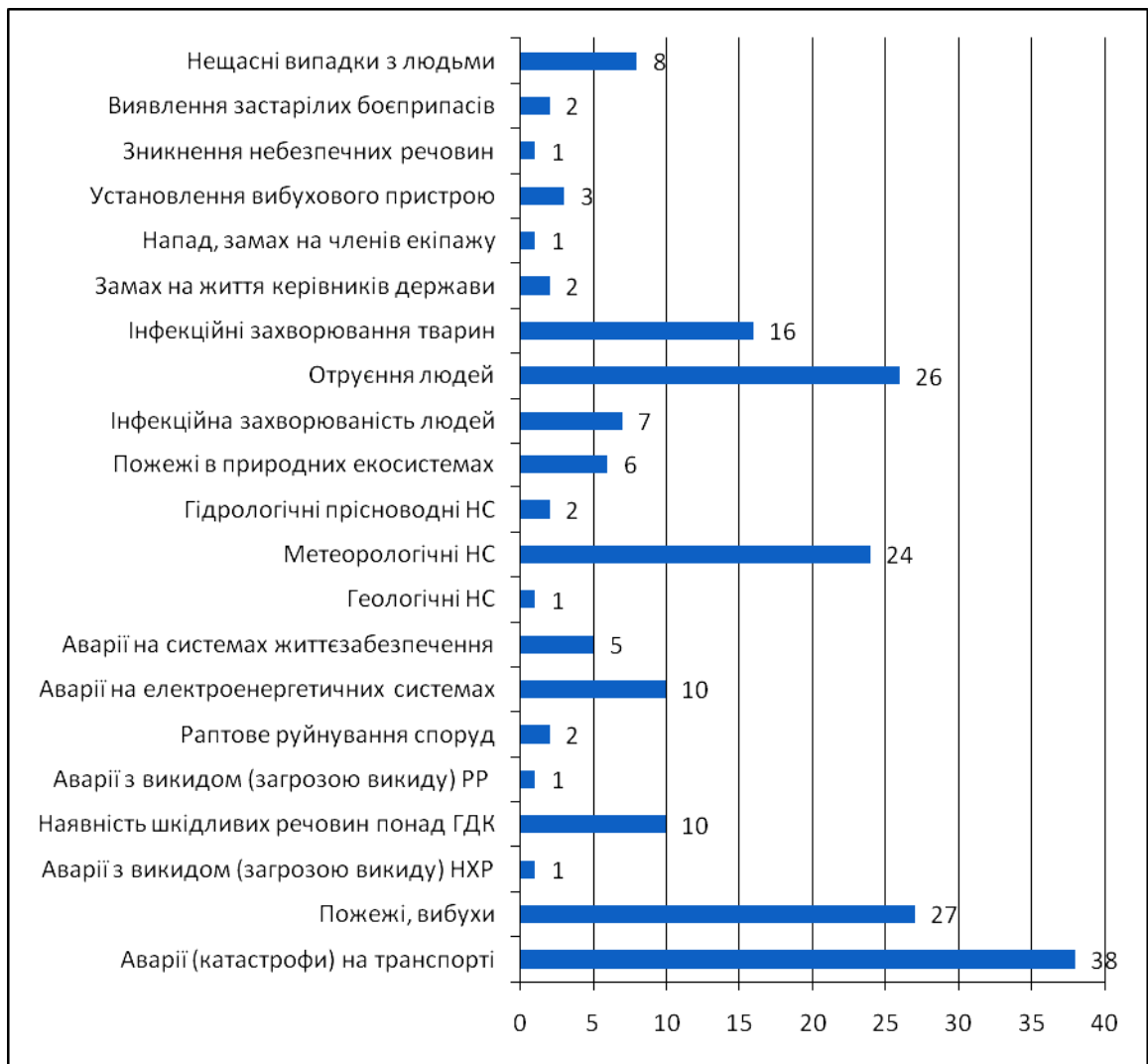


Рис. 3. Розподіл НС за типами в Київській області за період 1999-2010 рр.

Статистичні оцінки інтенсивності надзвичайних ситуацій  $\lambda_i$  та імовірності ураження  $\rho_{ij}$  наведено у табл. 1.

Таблиця 1. Характеристика НС в Київській області

Код НС	Вид НС	$\lambda_i \cdot 10^{-4}$ , 1/год.	$\rho_{ij}$		
			Особи	Об'єкти	Довкілля
10100	Аварії (катастрофи) на транспорті	3,61	0,35	0,85	0,3
10200	Пожежі, вибухи	2,56	0,7	0,9	0,25
10400	Наявність шкідливих речовин понад ГДК	0,95	0,2	0	0,8
10700	Аварії на електроенергетичних системах	0,95	0,2	0,75	0
20200	Метеорологічні НС	2,28	0,4	0,25	0,75
20600	Інфекційна захворюваність людей	0,66	0,8	0	0
20700	Отруєння людей	2,47	0,9	0	0
30800	Нещасні випадки з людьми	0,76	0,7	0	0

Дані таблиці показують, що надзвичайні ситуації Київської області належать до класів, що повторюються з невеликою імовірністю. Результати оцінки інтенсивності  $\lambda_i$  свідчать про те, що найбільшу загрозу для всіх об'єктів захисту Київської області представляють аварії (катастрофи) на транспорті, які мають найвище значення інтенсивності ( $3,61 \times 10^{-4}$  1/год.) серед усіх інших типів НС, можливих на території області. Після аварії на транспорті найбільшу інтенсивність в області мають пожежі, вибухи, отруєння людей та метеорологічні НС.

Аналіз даних щодо ймовірності ураження  $\rho_{ij}$  трьох основних об'єктів захисту області свідчить про те, що для особи найбільшу загрозу становлять отруєння людей (значення ймовірності ураження складає 0,9), інфекційна захворюваність, нещасні випадки, а також пожежі, вибухи. Найбільш небезпечними для об'єктів господарювання є пожежі, вибухи, катастрофи на транспорті та аварії на електроенергетичних системах. Найвищу загрозу для навколишнього середовища становить перевищення шкідливих речовин понад ГДК (значення ймовірності ураження складає 0,8) та метеорологічні НС.

Функції безпеки  $S_{\Sigma}(t)$  для об'єктів захисту Київської області, що були розраховані за даними табл. 1, представлено на рис. 4.

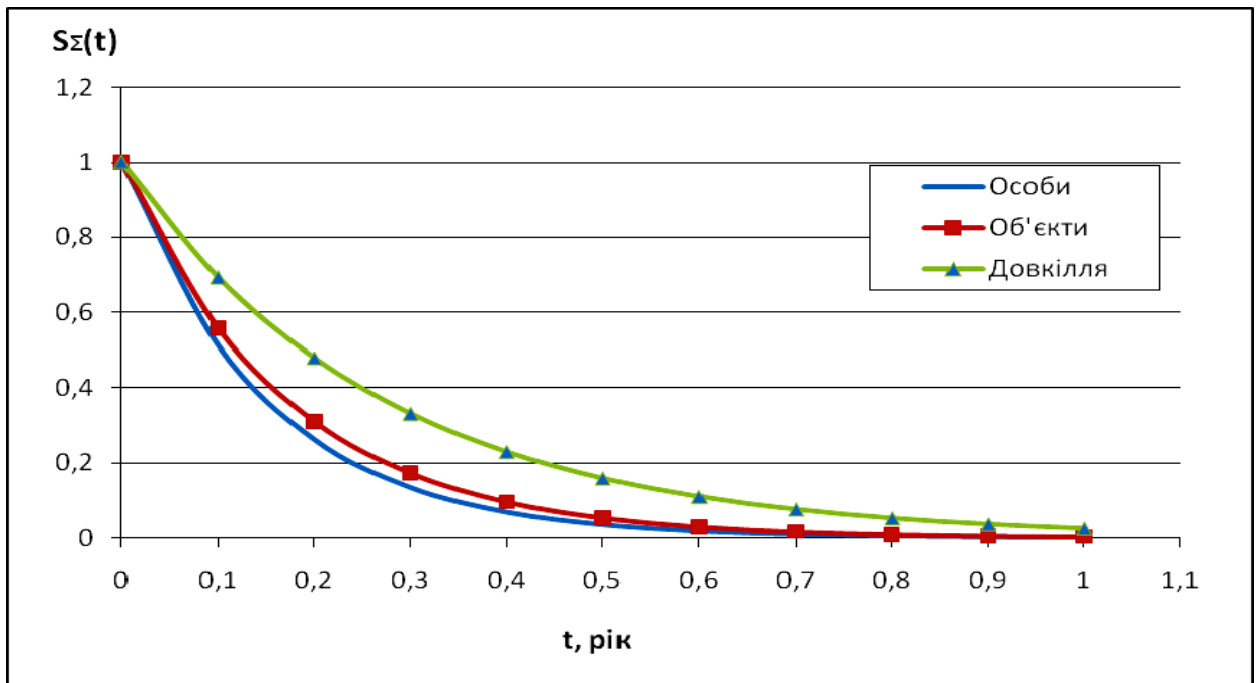
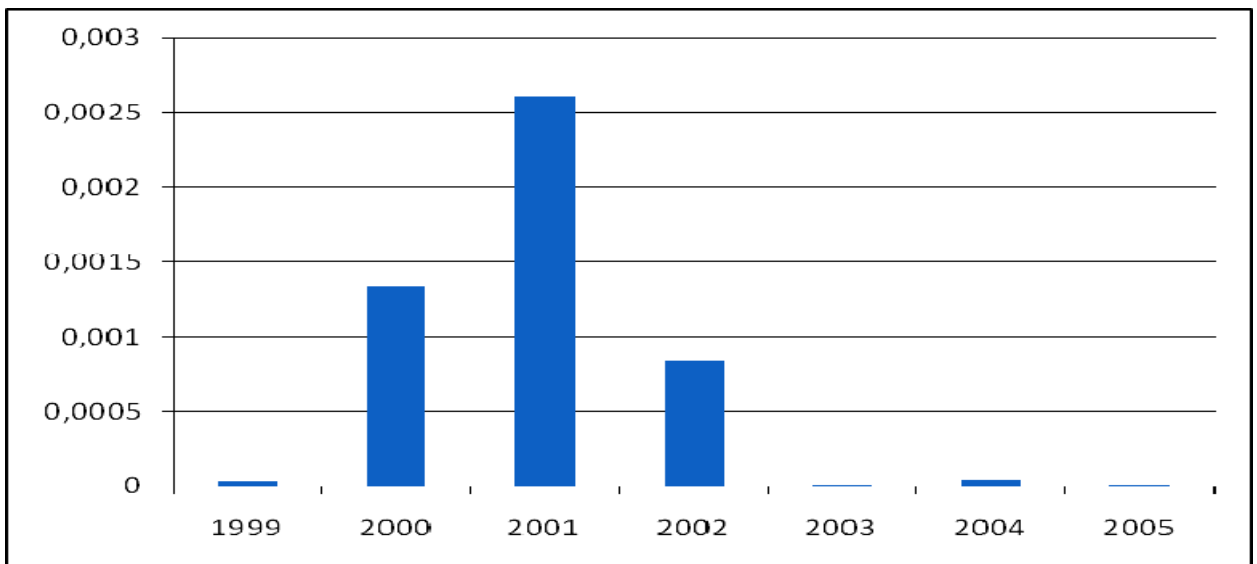


Рис. 4. Функції безпеки об'єктів захисту Київської області протягом року

Результати аналізу функцій безпеки свідчать про те, що рівні безпеки для особи та об'єктів господарювання області мають досить близькі значення, в той час як рівень безпеки довкілля суттєво відрізняється у бік покращення. Дані рис. 5 також показують, що прийнятні рівні безпеки (коли  $S_{\Sigma}(t) \geq 0,8$ ) протягом року для особи забезпечуються лише впродовж 11 діб, а для господарських об'єктів – впродовж 15 діб. Треба також зазначити, що найбільш захищеним серед трьох об'єктів захисту Київської області є довкілля, прийнятний рівень безпеки для якого можна очікувати впродовж 22 діб. Зважаючи на незначну тривалість безпечного функціонування складових елементів регіону, цілком очевидно, що отримані значення рівнів безпеки не можна вважати достатніми.

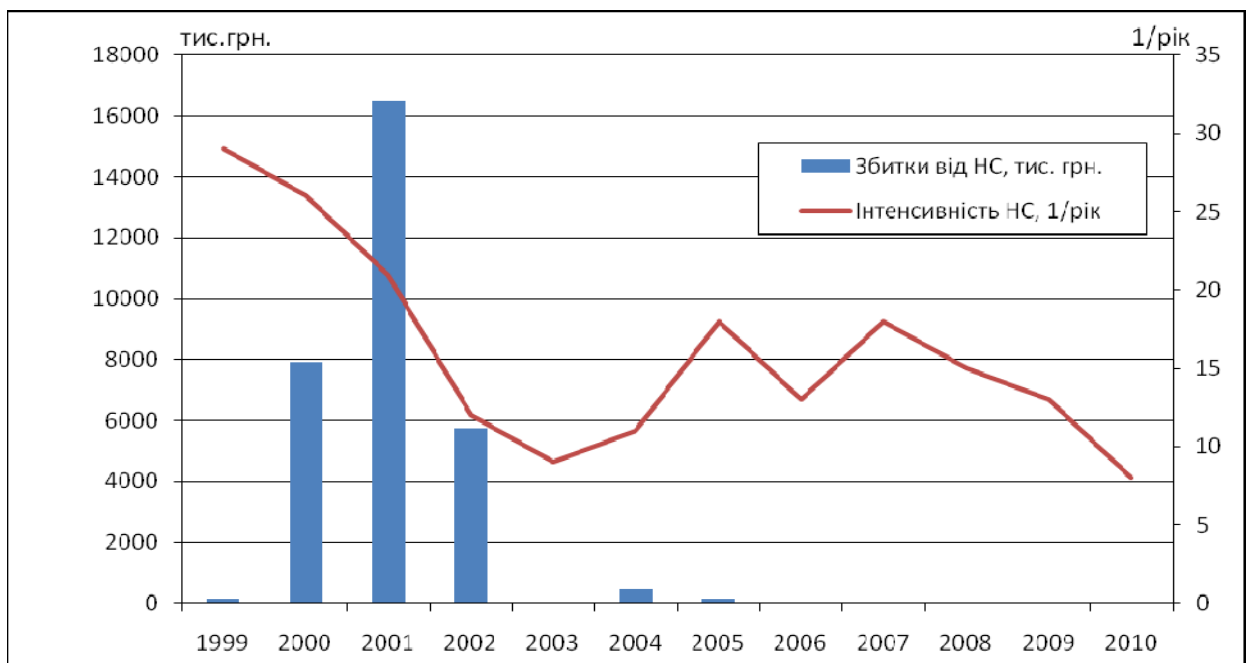
В цьому контексті доцільно також розглянути низку показників, які характеризують економічні втрати регіону внаслідок НС різного походження. В першу чергу йдеться про показник частки недоотримання валового регіонального продукту (ВРП) внаслідок збитків від НС, значення якого розраховувалося як відношення річних збитків від НС до річного обсягу ВРП в Київській області (рис. 5).



**Рис. 5.** Динаміка частки недоотримання ВРП внаслідок втрат від НС в Київській області

Аналіз динаміки цього показника свідчить про те, що в певний час збитки від НС на території області можуть призводити до втрати близько 0,25% ВРП (2001 р.), що може стати додатковим негативним чинником погіршення економічного стану як регіону в цілому, так і населення. Тим не менше, з урахуванням наявних даних можна стверджувати, що у період 2003-2005 рр. відбулося значне скорочення цього показника, а в останні п'ять років МНС України взагалі не зафіксувало жодних збитків від НС різного походження у Київській області.

Для повнішого визначення взаємозв'язку між інтенсивністю НС та рівнем економічних збитків від них досліджено динаміку змінювання складових економічного ризику НС в Київській області (рис. 6).



**Рис. 6.** Динаміка інтенсивності НС та економічних збитків від них в Київській області

Отримані результати свідчать про певну невідповідність зростання економічних збитків від НС у 2001 році, яке відбувалося на фоні зниження річної інтенсивності НС.

Протилежна тенденція простежується у 2005 та 2007 роках, коли відбулося відчутне збільшення інтенсивності НС при відсутності економічних збитків у 2007 році.

В цілому можна стверджувати, що впродовж 2007-2010 рр. на території Київської області відбувається зниження інтенсивності НС при відсутності збитків від них протягом останніх 5 років.

Отримані дані також свідчать про наявну змінність значень інтенсивності настання НС різного походження, серед яких особливо вирізняються пожежі та вибухи, метеорологічні НС, отруєння людей, аварії (катастрофи) на транспорті. На основі аналізу динаміки накопичення кількості НС з використанням поліноміального розподілу 2 ступеня здійснено короткостроковий прогноз розвитку характерних НС для Київської області. Відповідно до прогнозу, у 2011 році може статися 15 НС різного походження, причому основний їхній приріст може бути пов'язаний із пожежами та вибухами, метеорологічними НС, аваріями (катастрофами) на транспорті, отруєннями людей (рис. 7).

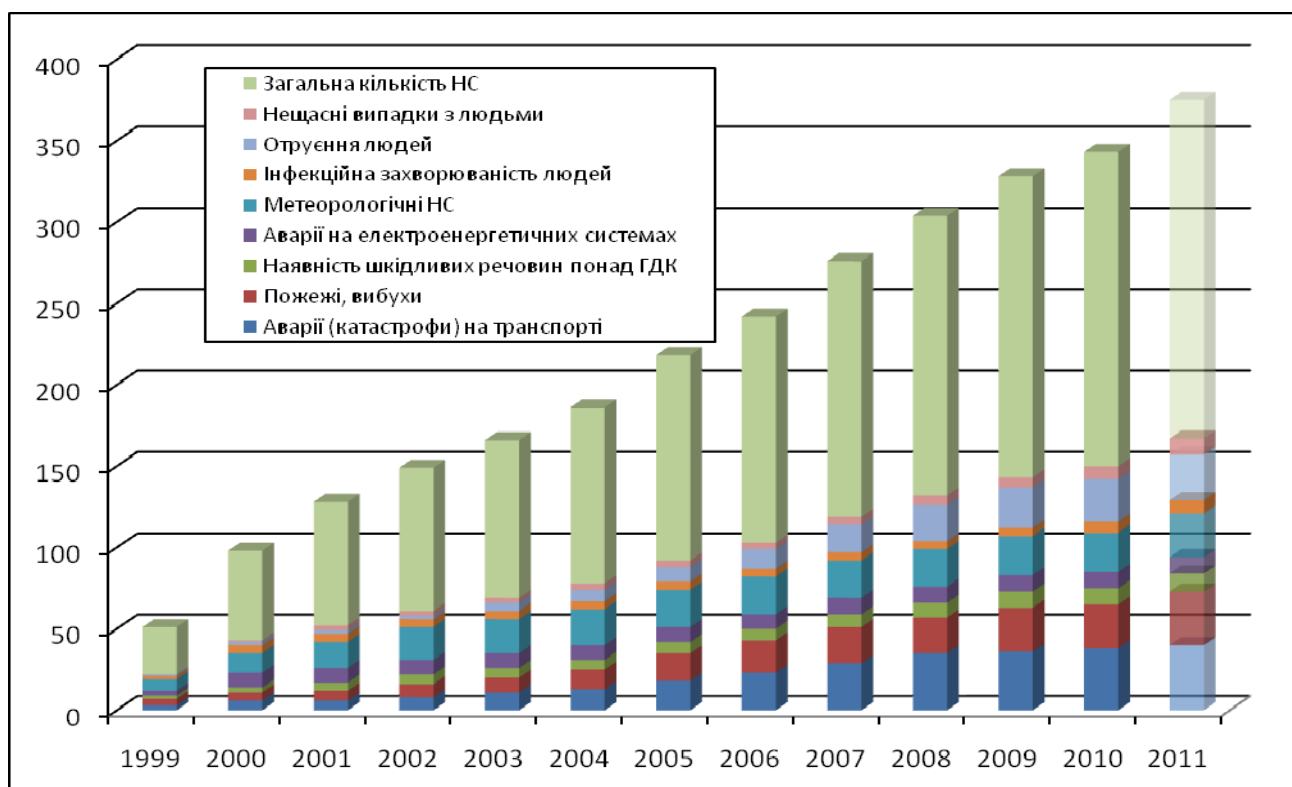


Рис. 7. Динаміка накопичених НС різного походження в Київській області та їхній прогноз

### Висновки

Пріоритетним завданням державної політики у сфері захисту населення, господарських об'єктів і територій від НС різного характеру є забезпечення гарантованого рівня безпеки особи, суспільства і держави, який відповідає розвиненим країнам. Ефективне вирішення цього завдання перебуває у площині зниження ризиків виникнення НС різного походження, зменшення непродуктивних втрат і витрат на ліквідацію їх негативних наслідків. Це вимагає проведення комплексного аналізу актуальних природно-техногенних загроз, здійснення їхнього постійного моніторингу і розробки на цій основі обґрунтованих запобіжних заходів, спрямованих на відвернення тих загроз, реалізація яких здатна призвести до значних негативних наслідків.

Результати аналізу актуальних природно-техногенних загроз безпеці Київської області свідчать про те, що для жодного об'єкту захисту регіону (особи, господарські об'єкти, довкілля) не може бути забезпечений достатній рівень безпеки впродовж часу, який перевищує 22 доби. Разом з тим, отримані дані показали, що з трьох основних об'єктів захисту найбільш захищеним елементом є навколишнє середовище,

а найменш захищеним - особи. В цілому здійснений аналіз засвідчив, що нинішній стан природно-техногенної безпеки Київської області практично не відповідає необхідному рівню, коли регіон спроможний успішно протистояти дестабілізуючим впливам зовнішніх і внутрішніх загроз, і при цьому не створювати додаткових загроз для себе і навколишнього середовища.

Розглянутий методичний підхід до комплексного аналізу екологічних і природно-техногенних загроз регіональній безпеці надає можливість здійснювати порівняльний аналіз стану природно-техногенної безпеки адміністративних областей України. Це дозволить більш обґрунтовано визначати прийнятний рівень ризику НС для кожної з них, ефективніше розподіляти наявні матеріальні та фінансові ресурси між регіонами для попередження негативних наслідків НС, що в цілому забезпечить істотне підвищення рівня безпеки особи, господарських об'єктів і довкілля в умовах НС різного походження, можливих на території України.

1. В.П. Горбулін, А.Б. Качинський. Системно-концептуальні засади стратегії національної безпеки України. – К.: ДП «Євроатлантикінформ», 2007. – 592 с.
2. Качинський А.Б. Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи. – К.: ІПНБ, НАСБУ, 2004. - 472 с.
3. Лепихин А.Н. Безопасность региона: статистическая оценка и прогноз // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. – 1993. – № 9. – С. 92-101.
4. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2006 р. – К.: ДП "Чорнобыльінтерінформ". – 2007. – 236 с.
5. Безпека регіонів України і стратегія її гарантування / Б.М.Данилишин, А.В.Степаненко, О.М.Ральчук та ін. / За редакцією Б.М. Данилишина – К.: Наук. думка, 2008. – Т1. – 392 с.
6. Барлоу Р.Э., Прошан Ф. Статистическая теория надежности и испытания на безотказность. – М.: Наука, 1984. – 327 с.

### **С.П. Иванюта**

#### **АНАЛИЗ АКТУАЛЬНЫХ УГРОЗ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ КИЕВСКОЙ ОБЛАСТИ**

*Осуществлен анализ актуальных природно-техногенных угроз экологической безопасности Киевской области. Исследованы функции безопасности региона для основных объектов защиты - людей, хозяйственных объектов и окружающей среды. Проанализирована динамика изменения объемов недополучения валового регионального продукта Киевской области в результате потерь от чрезвычайных ситуаций разного происхождения. На основе исследования тенденций накопления актуальных чрезвычайных ситуаций в Киевской области выполнено прогнозирование их развития.*

### **S.P. Ivaniuta**

#### **ANALYSIS OF ACTUAL THREATS FOR ECOLOGICAL SAFETY OF KYIV OBLAST**

*The analysis of actual threats for ecological safety of Kyiv oblast is carried out. The functions of safety of region are investigated for the main objects of protection - people, economic objects and environment. The dynamics of change of volumes of deficiency of gross regional product as a result of losses from the extraordinary situations of different origin is analyzed. On the basis of research of tendencies of accumulation of actual extraordinary situations in the Kyiv oblast the prognostication of their development is carried out.*

**А.В. ШУШЛЯКОВ<sup>1</sup>, А.И. БОНДАРЬ<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры, г. Харьков

<sup>2</sup>Государственная экологическая академия последипломного образования и управления, г. Киев

## **ПОВЫШЕНИЕ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОЙ И ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ЭФФЕКТИВНОСТИ СИСТЕМ ТЕПЛОСНАБЖЕНИЯ**

*В статье рассмотрены вопросы снижения энергоемкости и повышения экологической эффективности процессов получения тепловой энергии.*

В соответствии с Государственной целевой экономической программой энергоэффективности на 2010 – 2015 годы, утвержденной Постановлением Кабинета Министров Украины № 243 от 01.03.2010 г., предусмотрено снижение уровня энергоемкости ВВП на 20%. Чтобы добиться такого показателя, необходимо будет уменьшить расход газа на выработку тепловой энергии для отопления жилых домов на 60%, а зданий бюджетных организация – на 35%.

В настоящее время при получении, транспортировании и использовании тепловой энергии в существующих системах теплоснабжения потери тепловой энергии составляют 40% – 60% [1], а эффективность работы (КПД) котлов котельных жилищно-коммунальных хозяйств (ЖКХ) в среднем не превышают 50% – 70% [2]. Потери тепловой энергии наружными тепловыми сетями составляют до 18%, а потери тепла у потребителей – 22% [1].

Причинами такой низкой энергоэффективности является: устаревшее и изношенное оборудование источников тепловой энергии; отсутствие автоматики управления режимом горения топлива или ее низкий уровень; изношенные системы трубопроводов и в связи с этим сверхнормативные потери теплоносителя; неэффективные гидро- и тепловая изоляция. Перечисленные причины снижения энергетической эффективности систем теплоснабжения (СТС) являются характерными для всех городов Украины.

С целью повышения энергоэффективности СТС необходимо сравнить разные схемы теплоснабжения и выявить какие схемы СТС могут обеспечить максимальную энергоэффективность после их реконструкции.

Для сравнения СТС в качестве критерия оценки совершенства конструкции их элементов примем КПД, а для оценки совершенства всей системы теплоснабжения необходимо определить КПД всех технологических переделов, в том числе: КПД источника тепловой энергии -  $\eta_1$ ; КПД систем, подведомственных потребителю, -  $\eta_2$ ; КПД СТС групповых (крышных) котельных -  $\eta_3$ ; КПД внутриквартальных СТС -  $\eta_4$ ; КПД районных СТС -  $\eta_5$ ; КПД межрайонных СТС -  $\eta_6$ .

Сравним КПД разных схем теплоснабжения. Данные для сравнения приведены в таблице.

**Таблица.** КПД разных схем систем теплоснабжения

№ пп	Наименование схем систем теплоснабжения	Общий КПД СТС
1	Индивидуальные СТС	$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2$
2	СТС от групповых (крышных) котельных	$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 \cdot \eta_3$



3	СТС от квартальных котельных	$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 \cdot \eta_3 \cdot \eta_4$
4	СТС от районных котельных	$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 \cdot \eta_3 \cdot \eta_4 \cdot \eta_5$
5	СТС от межрайонной ТЭЦ	$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 \cdot \eta_3 \cdot \eta_4 \cdot \eta_5 \cdot \eta_6 \cdot \mu$
6	Индивидуальные СТС с мини ТЭЦ	$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 \cdot \eta_6 \cdot \mu$

КПД любого передела СТС можно рассчитать по формуле:

$$\eta_i = \frac{Q_i - \Delta Q_i}{Q_i} < 1,$$

где:  $Q_i$  – количество тепловой энергии на входе в  $i$ -й технологический передел;

$\Delta Q_i$  – потери тепловой энергии на  $i$ -м технологическом переделе;

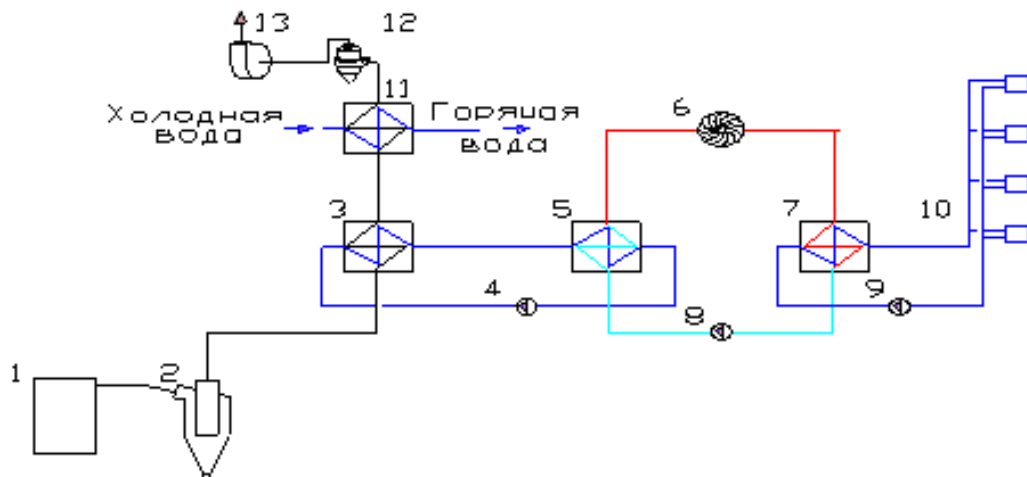
$\eta_6$  – КПД комбинированной выработки тепловой и электрической энергии;

$\mu$  – доля выработанной энергии, расходуемой на собственные нужды ТЭЦ.

Из приведенных формул КПД разных схем СТС видно, что чем больше технологических переделов, тем меньше общий КПД СТС. Тогда, очевидно, что индивидуальные системы теплоснабжения при равных КПД источников тепловой энергии всегда будут иметь более высокую энергоэффективность. Исключение могут составлять СТС от ТЭЦ, так как комбинированная выработка тепловой и электрической энергии повышает общий КПД СТС, а концентрация мощности источника тепловой энергии позволяет уменьшить расходы на их эксплуатацию. Кроме того, повышается экологическая эффективность СТС за счет того, что на ТЭЦ очистка газов перед выбросом их в атмосферу осуществляется с помощью многоступенчатой системы газоочистки.

Практический интерес представляют индивидуальные СТС с мини ТЭЦ. Такие схемы СТС найдут широкое применение в фермерских хозяйствах, санаторных комплексах, базах отдыха и в рекреационных зонах, а также на объектах, удаленных от систем газо- и электроснабжения.

Схема СТС с мини ТЭЦ показана на рис. 1.



**Рис.1.** Схема индивидуальной СТС с мини ТЭЦ

1 – генератор тепловой энергии; 2 – пылеуловитель; 3 – газовойдояной теплообменник; 4 – насос; 5 – водожидкостной теплообменник; 6 – турбина; 7 – газовойдояной теплообменник; 8, 9 – насос; 10 – система теплоснабжения; 11 – газовойдояной теплообменник; 12 – вихревой турбулентный промыватель с устройством для генерации импульсных коронных разрядов; 13 – вентилятор.

Принцип работы индивидуальных СТС с мини ТЭЦ заключается в следующем. В генераторе тепловой энергии (ГТЭ) 1 сжигается топливо, например, дрова, торф, уголь, отходы переработки сельхозпродукции или ТБО. Дымовые газы, удаляемые от ГТЭ, очищаются от взвешенных примесей с помощью механических устройств для очистки газа (циклонов, слоевых и других фильтров) 2. А затем поступают в газовойдяной теплообменник 3, в котором нагревается вода до температуры не выше 100 °С. Нагретая вода насосом подается в водожижкостной теплообменник 5, в котором легко испаряющаяся жидкость превращается в пар. Пар поступает в турбину 6, с помощью которой вращается генератор, вырабатывающий электроэнергию. Пар после турбины 6 поступает в газовойдяной теплообменник 7, конденсируется и с помощью насоса 8 жидкость возвращается в водожижкостный теплообменник 5, а нагретая в теплообменнике 7 теплофикационная вода насосом 9 подается в систему теплоснабжения 10.

Дымовые газы после пылеуловителя 2 и газовойдяного теплообменника 3 поступают в теплообменник 11, в котором газ охлаждается до температуры ниже температуры мокрого термометра и нагревается вода. При этом происходит конденсация паров воды, содержащихся в дымовых газах, с выделением скрытой теплоты парообразования и адсорбцией воднорастворимых газов CO, HF, SO<sub>2</sub>, Cl и других газов каплями конденсата. Явное тепло газов и скрытая теплота парообразования расходуются на подогрев воды в теплообменнике 11. Нагретая вода может использоваться на хозяйственно-бытовые нужды или подаваться в СТС 10.

После газовойдяного теплообменника 11 газ вместе с капельной жидкостью поступает в вихревой турбулентный промыватель с устройством для генерации импульсных высокочастотных коронных разрядов [3]. Принцип работы вихревых турбулентных промывателей (ВТП) разных модификаций приведен в [3, 7-9]. Особенностью ВТП с устройством для импульсных высокочастотных коронных разрядов (ВТПКР) заключается в том, что в бункере, в рабочей и сепарационной камерах генерируется коронный разряд с частотой 10<sup>-9</sup> секунд. При этом молекулы очищаемых газа и жидкости подвергаются прямому воздействию высокочастотного электромагнитного поля. При генерации коронного разряда образуются озон, радикалы ОН, ультрафиолетовое излучение, которые воздействуют на ионы тяжелых металлов и молекулы других загрязняющих веществ, приводят к диссоциации молекул с последующей их рекомбинацией и образованием новых безвредных соединений. Образующиеся при этом твердые вещества, в том числе, тяжелые металлы, осаждаются в бункере ВТПКР, а очищенные и охлажденные газы выбрасываются в атмосферу.

Для предотвращения загрязнения окружающей среды использованная вода удаляется из бункера ВТПКР, очищается и многократно используется в системе локального оборотного водоснабжения [7, 8, 9].

На основании изложенного очевидно, чтобы выполнить Постановление Кабинета Министров Украины № 243 от 01.03.2010 г. необходимо повысить КПД всех схем СТС, в том числе КПД источников тепловой энергии повысить до 92% – 96%, КПД наружных тепловых сетей – до 92% – 93%, а потери тепла у потребителей тепловой энергии необходимо снизить до 1% – 1,5%. Такие задачи могут быть решены за счет следующих мероприятий:

1) У всех потребителей тепловой энергии необходимо повысить энергоэффективность зданий (утеплить ограждающие конструкции, заменить неэффективные инженерные сети: отопление, вентиляция, водоснабжение, водоотведение).

2) Заменить устаревшие трубы СТС на трубы из полимерных материалов с предизоляцией.

3) Максимально автоматизировать процесс получения (выработки) и рационального использования тепловой энергии.

4) Повсеместно внедрять утилизацию тепловой энергии инженерных систем, лабораторного, торгового и офисного оборудования.

5) Повысить КПД источников тепловой энергии, в том числе нетрадиционных источников воспроизводимой энергии.

Перечисленные мероприятия могут не только уменьшить непроизводительные потери энергии, снизить энергоемкость технологических процессов, но и повысят комфорт в жилых и общественных зданиях.

Для повышения энергоэффективности источников тепловой энергии была предложена конструкция генератора тепловой энергии с двумя зонами пиролиза, в которой реализуется новый способ сжигания твердого топлива [10].

Отличительной особенностью предложенного ГТЭ с двумя зонами пиролиза заключается в том, что воздух на горение топлива нагревается до  $600\text{ }^{\circ}\text{C} - 650\text{ }^{\circ}\text{C}$  и подается равномерно распределенным потоком на слой топлива по схеме «сверху – вниз».

Схема процесса горения топлива показана на рис. 2.

Показанная на рис. 2. схема процесса горения топлива в ГТЭ с двумя зонами пиролиза может быть дополнена уравнениями взаимодействия углерода с кислородом в разных слоях топлива по направлению движения горячего воздуха.

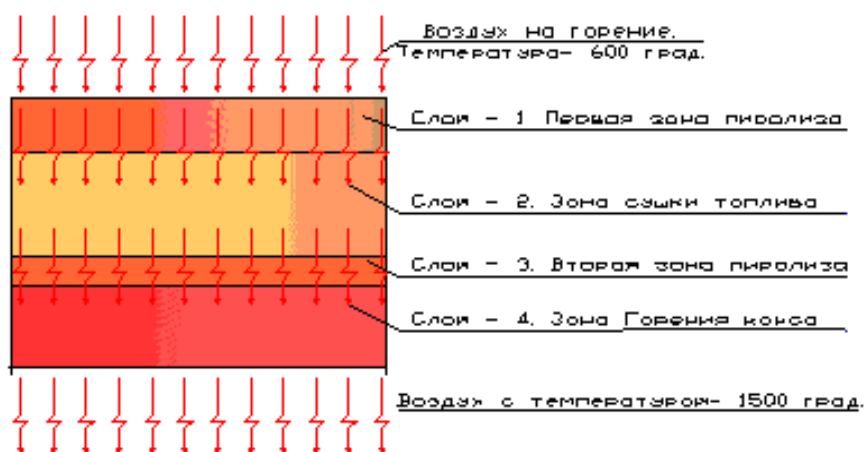


Рис. 2. Схема процесса горения в топке генератора тепловой энергии с двумя зонами пиролиза

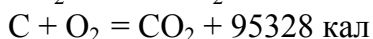
Приведенные ниже уравнения свидетельствуют о том, что взаимодействие углерода с кислородом представляет сложный, часто обратимый процесс. А при определенной температуре (выше  $1000\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) образуется значительное количество твердой композиции из углерода и кислорода  $\text{C}_x\text{O}_y$ . На прилагаемом рис. 2 показаны слои топлива при установившемся процессе горения в топке с двумя зонами пиролиза.

Первый слой - первая зона пиролиза:

Граничные условия:

$$\tau = 0; t = \text{Const} (600^{\circ}\text{C}); X = 0; Y = 0.$$

Уравнения взаимодействия углерода с кислородом при пиролизе топлива:



Граничные условия на выходе из первого слоя:

При  $y = y_1$ ;  $\tau = \tau_1$ ;  $t \leq t_n$  (температура пиролиза)

$$x = x_i; y = y_1$$

Второй слой – зона сушки:

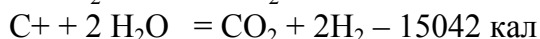
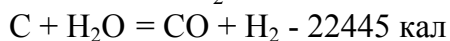
Граничные условия

При  $y = y_1$   $t \leq t_n$ ;  $x_2 = 0$ ;

При  $y = y_2$ ;  $t \geq t_n$  (температура пиролиза)

$$x_2 = x_i; y = y_2$$

Уравнения взаимодействия углерода с кислородом в зоне сушки:



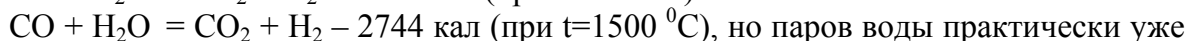
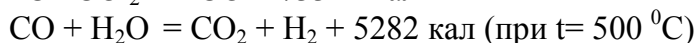
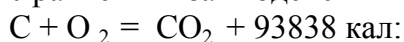
Граничные условия на входе в третий слой (во вторую зону пиролиза) :

При  $y = y_2$ ;  $t \geq t_n$  (температура пиролиза);  $x_3 = 0$ ;

При  $y = y_3$ ;  $t \leq t_r$ ; (температура горения)

$$x_3 = x_i; y = y_3$$

Уравнения взаимодействия углерода с кислородом во второй зоне пиролиза:



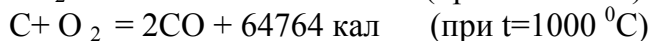
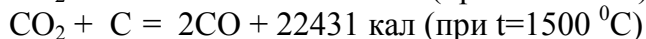
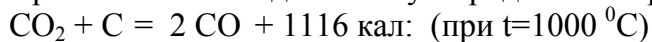
нет. Химические реакции и диссоциация  $H_2O$  ассимилируют всю воду.

Граничные условия на входе в четвертый слой (в зону горения):

При  $y = y_3$ ;  $t \leq t_r$  (температура горения);  $x_4 = 0$ ;

При  $y = y_4$ ;  $t \geq t_r$ ; (температура горения)  $x_4 = x_i$ ;  $y = y_4$ .

Уравнения взаимодействия углерода с кислородом в зоне горения:



В зоне горения скорость диффузии  $CO_2$  к поверхности углерода  $C$  в уравнении  $CO_2 + C = 2CO$  больше скорости реакции и образования  $2CO$ , поэтому определяющим фактором является скорость реакции. А скорость реакции  $C + O_2 = 2CO$  очень большая по сравнению со скоростью диффузии кислорода  $O_2$  к поверхности углерода  $C$ , поэтому в этом процессе определяющим фактором является – скорость диффузии.

Принято считать, что у поверхности топлива имеется пограничный слой, который препятствует (снижает) скорость диффузии  $O_2$  к углероду.

В зоне горения продукты пиролиза проникают через слой раскаленного кокса. При этом кроме  $CO$  и  $CO_2$  может образовываться значительное количество твердых углеродно-кислородных комплексов  $C_xO_y$  по схеме  $C + CO_2 \rightarrow CO + CO_{\text{твердый}}$ .

Комплекс  $CO_{\text{твердый}}$  может быстро превращаться в газообразное соединение  $CO$ . Количество твердых комплексов зависит от температуры, времени контакта кокса  $C$  с  $CO_2$ , а также от концентрации  $CO$  и  $CO_{\text{твердый}}$ .

При температуре менее  $1300 \text{ } ^\circ\text{C}$  скорость сгорания углерода в кислороде пропорциональна давлению кислорода, а соотношение  $CO_2 : CO = 1$  - не зависит от давления и температуры. Схема реакции имеет вид:  $4C + 3O_2 = 2CO_2 + 2CO$ .

При температуре больше  $1300 \text{ } ^\circ\text{C}$  скорость сгорания углерода не зависит от давления кислорода и от растворения его в углероде. В этой зоне температур соотношение  $CO_2 : CO = 0,5$ , а схема реакции имеет вид:  $3C + 2O_2 = CO_2 + 2CO$ .

На основании изложенного очевидно, что процесс горения углерода в топках с двумя зонами пиролиза сложнее классического сжигания топлива слоевым способом.

В первой зоне пиролиза (рис. 2) производится нагрев частиц воздуха, нагрев и испарение влаги, содержащейся в топливе, и пиролиз топлива. Исследование скорости распространения фронта влажности и фронта температур в слое топлива представляет научный интерес, но в данной статье будем принимать условие, что их скорости одинаковые. Пока частица топлива не высохнет, она не воспламеняется.

В первой зоне пиролиза будут выделяться пары воды и газообразные продукты пиролиза, например, С, Н, Н<sub>2</sub>О. На нагрев компонентов топлива и пиролиз, а также на образование СО будет расходоваться тепловая энергия воздуха, поэтому температура паро-газо-воздушной смеси по направлению движения будет понижаться.

Нижняя граница первой зоны пиролиза заканчивается там, где температура слоя топлива будет равна или меньше температуры пиролиза.

Ниже первой зоны пиролиза располагается зона сушки, в которой происходит нагрев топлива, влаги и испарение влаги. Температура этого слоя топлива по ходу паро-газо-воздушной смеси вначале будет уменьшаться до некоторой минимальной температуры, а затем увеличиваться снова до температуры пиролиза. Высота слоя сушки равна расстоянию между условными поверхностями в слое топлива с температурами, равными температуре пиролиза.

Ниже слоя сушки и выше зоны горения располагается вторая зона пиролиза. Температура во второй зоне пиролиза изменяется от температуры горения (снизу слоя) до температуры пиролиза сверху слоя. В этой зоне происходит выделение из топлива всех сгораемых компонентов (кроме кокса и золы).

Продукты пиролиза (С, СО, СО<sub>2</sub>, СН<sub>4</sub>, Н, SO<sub>2</sub>), содержащиеся в топливе поступают и сгорают в зоне горения. При этом температура в зоне горения может быть выше 1500 °С. В этой зоне образуется слой раскаленного кокса топлива, через который проходят перечисленные продукты пиролиза и пары воды. Пары воды при температуре 1500 °С диссоциируют на кислород и водород, которые активно вступают в реакции с компонентами пиролиза, у которых энергетические межмолекулярные связи меньше, чем у азота. Из-за дефицита свободных молекул кислорода в зоне высоких температур при этом способе сжигания топлива будет меньше образовываться оксидов азота.

При прохождении газообразных продуктов пиролиза топлива через слой раскаленного кокса будет происходить полное сгорание вредных примесей, способных гореть, в том числе SO<sub>2</sub>, без(α)пирена и других, а молекулы негорючих компонентов будут диссоциироваться и после их рекомбинации полученные вещества не будут представлять опасности.

Такая схема сгорания топлива особенно целесообразна при сжигании угля, торфа и отходов переработки сельскохозяйственной продукции, в которых содержатся такие примеси, как хлор, сернистый ангидрит, фтор, щелочные металлы и другие.

Анализ схемы горения топлива в топках и экспериментальные исследования ГТЭ с двумя зонами пиролиза подтверждают следующее:

1) При таком способе сгорания топлива отсутствуют потери тепловой энергии за счет химического и механического недожога.

2) В атмосферу выбрасываются в основном СО<sub>2</sub> и NO<sub>x</sub>, причем количество NO<sub>x</sub> образуется меньше, чем при традиционном способе сжигания топлива.

3) ГТЭ с двумя зонами пиролиза могут использоваться в качестве предтопок для перевода газовых котлов в котлы, работающие на любом топливе.

4) Экономия топлива при использовании предложенных генераторов тепловой энергии с двумя зонами пиролиза и глубоким охлаждении дымовых газов составляет 25% - 30% по сравнению с существующими твердотопливными котлами.

Использование комплекта оборудования (генераторов тепловой энергии или котлов с двумя зонами пиролиза, вихревых турбулентных промывателей с устройством для генерации импульсных коронных разрядов и мини ТЭЦ) позволит повысить энергоэкологическую и экономическую эффективность процесса выработки тепловой энергии.

1. Лукьянов А.В. Теоретические основы и способы повышения энергоэкологических характеристик теплогенераторов для локальных систем теплоснабжения: автореф. дис. на соиск. научн. степени доктора техн. наук: 05.23.03 / А.В. Лукьянов. – Макеевка, 2008. – 26 с.

2. Лук'янов О.В. Деякі аспекти теплопостачання населених пунктів в Україні // Коммунальное хозяйство городов. Научн.-тех. сб. – К: «Техника», 2004. – Вып. 42. – С. 118-120.

3. Пат. № 94541 Україна Вихровий турбулентний промивач з пристроєм, що генерує імпульсні коронні розряди / Бойко М.І., Кириченко Л.В., Шушляков Д.О., Шушляков О.В.; опубл. 10.05.2011 Бюл. № 9.

4. Шушляков А.В., Проскурня Н.И., Кравцова Е.Л. Повышение эффективности очистки газов перед выбросом их в атмосферу // Проблемы создания новых машин и технологий. Научн. труды КГПУ. – Кременчук, 2001. – Вып. 1(10). – С. 546-549.

5. Шушляков О.В., Проскурня М.І. Вплив тютюнового виробництва на навколишнє середовище і обладнання, що забезпечує його ефективне зниження // Захист довкілля від антропогенного навантаження. Зб. наук. праць. Харків – Кременчук, 2002. – № 1. – С. 5 – 11.

6. Шушляков О.В. Зниження втрат енергії на очистку газів, які видаляються від електродугових сталеливарних печей // Захист довкілля від антропогенного навантаження. Київ – Кременчук – Харків. 2006. – Вип. 12(14). – С. 141-146.

7. Шушляков О.В., Шушляков Ш.О., Кириченко Л.В. Підвищення ефективності очищення аспіраційного повітря від цукрового пилу // Цукрові буряки. – 2011. № 1(79). – С. 19-21.

8. Пат. № 94514 Україна Вихровий турбулентний промивач з іонізатором / Шушляков О.В., Бойко М.І., Шушляков Д.О., Паламарчук О.Ю., Кириченко Л.В., Овчаренко С.В.; опубл. 10.05.2011 Бюл. № 9.

9. Шушляков А.В., Шушляков Д.А., Кириченко Л.В., Проскурня Н.И. Аппарат для комплексной очистки газов и орошающих жидкостей от композиционных загрязняющих веществ // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. Вип. 2. Київ – Кременчук. 2010. – С. 46-52.

10. Пат. № 49221 Україна. Генератор теплової енергії / Шушляков О.В., Шушляков Д.О., Овчаренко В.С., Перепелиця М.О., Кривонос Г.О.; опубл. 26.04.2010 Бюл. № 8.

**О.В. Шушляков, О.І. Бондар**

**ПІДВИЩЕННЯ ЕНЕРГЕТИЧНОЇ ТА ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕФЕКТИВНОСТІ СИСТЕМ ТЕПЛОПОСТАЧАННЯ**

*В статті розглянуто питання зниження енергоємності та підвищення екологічної ефективності процесів отримання теплової енергії.*

**A.V. Shushlyakov, A.I. Bondar**

**IMPROVEMENT OF THE ENERGY AND ECOLOGY EFFECTIVENESS OF SYSTEMS OF HEATSUPPLY**

*In the article are considered the questions of reducing energy intensity and improve the environmental efficiency of the processes that generate heat energy.*

# ПРОБЛЕМИ ГЕОДИНАМІКИ ТА ГЕОГІДРОБЕЗПЕКИ

УДК 551.243.8+551.248.2] (477)

**В.Г. ВЕРХОВЦЕВ, Ю.В. ЮСЬКІВ**

*Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України, м. Київ*

## **ОСНОВНІ ПРИНЦИПИ СКЛАДАННЯ КАРТИ НОВІТНЬОЇ ТЕКТОНІКИ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА ТА ЙОГО СХИЛІВ МАСШТАБУ 1:500 000 ЗА МОРФОГРАФІЧНИМИ, МОРФОМЕТРИЧНИМИ І АЕРОКОСМІЧНИМИ ДАНИМИ: ТЕРМІНОЛОГІЯ, МЕТОДИ ТА МЕТОДИЧНІ ПРИЙОМИ, КЛАСИФІКАЦІЙНІ ТА ІНШІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ**

*Викладені основні принципи складання карти новітньої тектоніки Українського щита та його схилів масштабу 1:500 000 за морфографічними, морфометричними та аерокосмічними даними. Наведені основні поняття та терміни, методи та методичні прийоми, класифікаційні (по латеральним розмірам, припущеній глибині залягання, морфології, генезису геоструктур) і деякі інші аспекти дослідження.*

Вивчення і картографування новітніх рухів земної кори і створюваних, чи активізованих у результаті їхнього прояву геоструктур є одним з найважливіших сучасних наукових напрямків структурної геології і геотектоніки, що здобуває усе більш чітку прикладну спрямованість. Застосування неотектонічних (структурно-геоморфологічних і аерокосмічних) досліджень у пошукових та екологічних цілях базується на широко поширених уявленнях про те, що новітній етап зіграв важливу роль у просторовому розміщенні і міграції багатьох корисних копалин, локалізації проявів негативних природних явищ. Дослідження останніх вкрай важливі, оскільки дозволяють визначити рівень техногенно-екологічної безпеки вже існуючих великих промислових об'єктів та обов'язково враховуються при виборі місць для будівництва нових. Особливе значення при цьому має останній – пізньопліоцен-четвертинний підетап, оскільки саме в цей час остаточно оформилися особливості будови геоструктур, що спостерігаються зараз, і сучасний рельєф. В основі цих досліджень знаходиться встановлена кореляційна залежність розміщення родовищ корисних копалин від режиму новітніх рухів. Особливу важливість набуває застосування структурно-геоморфологічних (морфографічних і морфометричних) та аерокосмічних досліджень, оскільки вони здатні дуже швидко (за часом), недорого (за витратами) і ефективно (за кінцевими результатами) відтворити будову різних рівнів земної кори, що переконливо доведено вітчизняним і закордонним досвідом.

Основною науковою метою даної роботи є розвиток і конкретизація 1) теорії тектоорогенії – створеного академіком В.Г. Бондарчуком [3] вчення про нерозривну єдність процесів утворення складу і структури геологічних тіл і рельєфу, та 2) уявлень про розломно-блокову будову земної кори (академік І.І. Чебаненко та інші послідовники В.Г. Бондарчука). Це дозволить прогнозувати генетичні зв'язки між різними типами геоструктур, закономірності розташування корисних копалин, еколого-небезпечні явища та ін.

Головним змістом дослідження є вивчення новітньої тектонічної активізації як основи прогнозування окремих видів корисних копалин і з'ясування тенденцій розвитку можливих негативних наслідків геоекологічних процесів, обґрунтування оптимального комплексу методів неотектонічних досліджень.

Теоретичною основою дослідження є принцип геолого-геоморфологічної конформності: геоморфологічна поверхня конформна організуючому її однорідному і однопорядковому геологічному простору. Геолого-геоморфологічна конформна система – це нерозривна сукупність геологічного тіла, його будови і зовнішньої форми. Процес

формування таких систем названий В.Г. Бондарчуком тектоорогенією: це єдність походження структури і рельєфу (змісту і форми) літосфери, що складалася на протязі тривалого геолого-історичного розвитку і руху Земної кулі як єдиної матеріальної системи.

Важливою ідейною посилкою виконаних робіт є уявлення І.І. Чабаненка [40] про тектонічну ділимість тектоносфери, розломно-блокову тектоніку, морфогенетичні, геометричні та інші особливості розломів, прибічниками яких є автори роботи.

**Основні поняття та терміни.** При проведенні даного дослідження, як і будь-якого іншого, використовувався певний термінологічний апарат, тому є сенс навести основні поняття, що були застосовані (тим більше, що вони частково відрізняються від загальноприйнятих).

**Неотектоніка** — тектонічні рухи, порушення та зміни в рельєфі земної поверхні, що відбулися за час палеогенового та неогенового періодів і продовжувалися в четвертинний період.

Розрізняють **сучасні** тектонічні рухи, які відбуваються тепер: **новітні**, або молоді, що мали місце в пізньому пліоцені і голоцені та **неотектонічні**, час проявлення яких тривав від початку олігоценової епохи палеогену до голоцену, тобто близько 40 млн років.

**Новітній етап (підетап) розвитку** – будь-який з часових відрізків, що вкладається в межі неотектонічного етапу, але менший за останній.

**Новітня геоструктура** – геоструктура, яка зазнала активізації в новітній час розвитку (переважна більшість) або утворилася на відповідному етапі (меншість). Синонім – активна на новітньому етапі розвитку геоструктура, якому ми віддаємо, як правило, перевагу.

**Лінеамент** – в найбільш загальному вигляді є елементарною лінією зміни параметрів географічного, геологічного і геофізичного середовищ. Ними можуть бути розломи, зони підвищеної тріщинуватості, структурні неузгодження, стратиграфічні, літологічні або петрографічні межі, лінійні геофізичні аномалії, елементи рельєфу і інші компоненти ландшафту, в тому числі і не зв'язані з геологічними процесами. В той же час більшість дослідників вважає, що в найбільш типовому випадку лінеаменти є, як мінімум, поверхневим відображенням різних за розмірами, віком і глибиною закладання розломних структур. На наш погляд, в оптимальному варіанті лінеамент являє собою своєрідну тріаду, що включає в себе: 1) глибинну лінійну неоднорідність, 2) розлом (зону розломів) в твердих оболонках Землі та 3) лінійно організовані елементи ландшафту на поверхні [2, 6-8, 17, 34].

**Лінеаментна система** – система, створена прямолінійними (або близькими до таких) спряженими та взаємно перпендикулярними лінеаментами двох напрямків.

**Кільцева геоструктура** – більшість дослідників розуміють цей укорінений у літературі термін як узагальнюючий, введений для позначення як всіляких об'ємно-площинних неоднорідностей літосфери, що створюють ізометричний, близький до округлого або овального контур при перетинанні з денною поверхнею, так і різних поверхневих ізометричних утворень екзогенного, рідко якого-небудь іншого "неглибинного" походження. Слід зазначити, що поряд з наведеним у літературі часто зустрічаються слідуєчі терміни: центричні, багатокутні з центром симетрії, центрального типу, ізометричні, об'ємно-площові структури, концентри тощо. Це, очевидно, пов'язано з деякою нечіткістю і певною неточністю змісту поняття "кільцева структура" (КС). Крім того, далеко не завжди ізометричні об'єкти, що відносяться до кільцевих, мають правильну кільцеву форму. Ще рідше мають такий вигляд відповідаючі їм структурні форми літосфери.

І все-таки, не бажаючи вносити додаткової плутанини введенням нового терміну, ми воліємо використовувати поняття "кільцева структура", однак при цьому чітко розрізняючи між собою кільцеві аномалії і КС. Під першими ми розуміємо ізометричні об'єкти неглибинного, а також неясного або нез'ясованого генезису, під другими – тільки різномірні (за генезисом, розмірами, формі прояву на денній поверхні тощо) структурно-геологічні об'єкти, що володіють центральною симетрією в перетині з земною поверхнею (розрізняючи серед них достовірні і передбачувані). Для позначення ж приповерхневих і



поверхневих ізометричних утворень існує досить могутній термінологічний апарат у геоморфології і ландшафтознавстві, об'єктами дослідження яких ці утворення і є [1, 2, 7, 9, 17, 19, 20, 25-28, 30-34].

**Принцип геолого-геоморфологічної конформності** – геоморфологічна поверхня конформна впорядковуючому їй однорідному і однопорядковому геологічному простору. Геолого-геоморфологічна конформна система – це цільна сукупність геологічного тіла, його будови, складу і зовнішньої форми.

**Класифікаційні аспекти дослідження.** Всі виявлені геоструктури (як лінійні, так і кільцеві) класифіковані за різними ознаками.

В якості першого кроку класифікації лінійних структур пропонується зроблене нами умовне розділення їх на трансрегіональні, регіональні 1- і 2-го порядків лінеаментні зони (ЛЗ) та одиночні лінеаменти. Визначення рангу лінеаментів ускладнено тим, що дослідженнями охоплена недостатньо велика територія. Вирішення цього питання можливе тільки при постановці дрібномасштабних досліджень з охопленням великих площ (або ж суттєвим збільшенням району робіт у використаному масштабі).

Лінеаментні системи поділені на домінуючі, проміжні та пригнічені.

**ЛЗ домінуючих систем** є багатокомпонентними як за кількістю лінеаментів, що входять до складу зон, так і за загальною кількістю виявлених ЛЗ; вони чітко відображаються на топокартах і космоснімках та, як правило, знаходять підтвердження при аналізі геолого-геофізичних матеріалів [12-16, 21, 25, 29, 35-37].

**ЛЗ пригнічених систем** створені спряженими і взаємно перпендикулярними зонами пригнічених напрямків. Головні відмінності пригнічених систем від домінуючих містяться в суттєво меншому їх кількісному складі (як за кількістю виявлених ЛЗ, так і за загальною чисельністю лінеаментів в складі зон), більш частому поширенні одиночної (а не зональної) форми розповсюдження лінеаментів. Як правило, вони значно рідше знаходять підтвердження геолого-геофізичними даними (часто підтверджуються лише фрагментарно), інколи менш чітко відображені на топокартах і аерокосмоматеріалах.

**ЛЗ проміжних систем** – визначення цього типу систем зустрічається не так часто. За всіма параметрами ці системи займають проміжне положення між домінуючими та пригніченими. Так, за кількістю ЛЗ в їх складі вони наближуються до домінуючих, але все ж суттєво їм "поступаються", середнє положення займають й за "внутрішньою" компонентністю зон, й за кількістю зон, що входять до їх складу, особливо 1-го порядку. Та й за всіма іншими параметрами, за якими прийнято поділяти зони на домінуючі та пригнічені, займають проміжне положення.

Однією з найбільш важливих характеристик ЛЗ є співвідношення між собою груп ландшафтних індикаторів, на основі яких вони були виділені. Відомо, що неотектонічно активні розломи відображаються в орогідрографії (а відповідно і на аерокосмоснімках і топопланшетах) двома основними способами. З одного боку, – це аномальні концентрації спрямлених ділянок різнопорядкових елементів ерозійної сітки ("ерозійні" ландшафтні індикатори), з іншого – аналогічні концентрації спрямлених ділянок осей вододілів і уступів в рельєфі ("вододільні" ландшафтні індикатори). Певно, неотектонічні розломи (ЛЗ), які виділені за аномальними згущеннями спрямлених ділянок елементів ерозійної сітки, в тій або іншій мірі послаблені і можуть пов'язуватися з зонами відносного розтягання. Навпаки, розломи, що відображені в особливостях будови і просторового розміщення вододілів і градієнтних уступів, формувались в умовах відносного стиснення. В випадку ж приблизно рівної кількості ландшафтних індикаторів вказаних двох основних груп (при їх розходженні не більш як у 1,2 рази), як свідчать дослідні спостереження, лінеаменти утворювались при перевазі сковзання (здвигу, зрізу або сколювання). Природно, ця ознака є побічною і дозволяє розділити виявлені неотектонічно активні розломи за механізмом утворення і способом прикладання тектонічних сил (навантаження) тільки в першому наближенні. Отримані результати потребують обов'язкової перевірки іншими геолого-геофізичними даними.

Крім вище вказаного, в кожному конкретному випадку визначалися довжина, ширина лінементів, витриманість їх за напрямком, відстань між лінеаментами одного напрямку в складі кожної із систем, взаємовідношення з КС і сумарними амплітудами вертикальних новітніх рухів земної кори та інше.

КС можуть класифікуватися за багатьма ознаками: за розмірами, генезисом, розходженнями у складності будови, зв'язкам з рельєфом, виразністю на аерокосмоснімках, структурно-речовинними і геометричними особливостями тощо. Існуючі класифікаційні лінії, не дублюючи одна одну, певним чином взаємозалежні й у сукупності забезпечують різнобічну характеристику об'єктів [1, 5, 7, 9, 19, 20, 25-27, 30-34]. У той же час досвід вивчення КС показав, що для створення досить чіткої і науково обґрунтованої класифікації з численної розмаїтості ознак достатніми є дві основних: розмір і генезис.

Латеральні розміри структур є важливими параметрами, по величині діаметра вони можуть варіювати в дуже широких межах: від перших метрів до декількох тисяч кілометрів, при цьому, як буде показано нижче, установлюється їхній взаємозв'язок із глибиною закладення (проникнення) кільцевих утворень. Ці дані дозволяють визначити наявність (відсутність) упорядкованості в просторовому розміщенні відповідних структур, а також оцінити їхній ранг як об'ємних таксонів.

На думку більшості дослідників існує чітка дискретність у латеральній розмірності КС. Однак думки різних авторів розходяться як по кількості природних груп різного діаметра, так і по конкретному обсягу останніх.

Виявлені нами в межах України КС розділені по даному параметру на такі класи (групи): макроструктури (діаметр 70-200 км), мезоструктури (30(40?)-70 км), мініструктури (20-30 км) і мікроструктури (до 20 (15?) км) із виділенням підгрупи діаметром менше 10 км.

Більшість дослідників не заперечує наявність взаємозв'язку між латеральними розмірами і глибиною закладення КС, однак детальним вивченням цього питання займалися лише деякі з них.

Найбільш повно наявність такого взаємозв'язку обґрунтовано в роботах В.В. Соловйова, Ю.Ф. Чемякова, Г.І. Худякова [20, 33]. Ними проведено порівняння глибин залягання геолого-геофізичних розділів і радіусів КС як для окремих регіонів, так і для Землі в цілому, що дозволило виявити дві такі обставини. По-перше, кількість розділів, як правило, дорівнює кількості груп КС, по-друге, спостерігається рівність або близькість значень глибин і радіусів [20]. Іншими словами, виявляється дискретний характер і тотожність числових рядів, які відображають кількісні характеристики розглянутих об'єктів. Це дозволило авторам припустити просторово-генетичні зв'язки між КС і геолого-геофізичними розділами, а саме: розглядати останні як місця закладення КС різних розмірів (радіус структури дорівнює глибині залягання відповідного розділу).

По даній ознаці КС підрозділяються на корові (радіуси до 25-30 км), літосферні (30-100 км), астеносферні (100-250 км), верхньомантіїні (250-900 км), нижньомантіїні (900-2900 км), верхньоядерні (2900-5200 км), нижньоядерні (5200-6400 км). Можливо і більш дрібне розчленування структурних форм з урахуванням їх зв'язку з проміжними розділами усередині відзначених земних шарів.

Таким чином, на думку більшості дослідників, щільність розподілу радіусів (діаметрів) КС, розташованих у порядку їхнього збільшення, нерівномірна і виявляє певну упорядкованість. Вони утворюють групи, у середині яких виділяються піки розмірів, що частіше зустрічаються. Особливості розподілу латеральних розмірів КС у багатьох випадках ідентичні розподілові геолого-геофізичних розділів по глибині: середні радіуси КС приблизно дорівнюють глибині залягання різних геолого-геофізичних розділів, тобто ініціюючі осередки ("корені") кільцевих утворень локалізуються поблизу геолого-геофізичних розділів або на них самих.

Не менш важливим параметром варто вважати їхні генетичні особливості, обумовлені різноманітними геологічними факторами. Встановлено, що КС можуть мати

самий різний генезис: тектонічний, магматичний, метаморфічний, метеоритний, складний (комбінований). Структура може бути породжена одним геологічним фактором і тоді вона є моногенною, або виникає в результаті взаємодії декількох геологічних процесів і в цьому випадку є полігенною.

Усі вищевикладені аргументи були використані нами при інтерпретації активних на новітньому етапі розвитку КС України. Залучення геолого-геофізичних матеріалів, у тому числі отриманих у результаті перевірки виділених об'єктів, дозволило визначити геологічну природу кільцевих аномалій, класифікуючи їх як склепінчасті підняття, гнейсові овали, граніто-гнейсові і мігматитові куполи, гранітоїдні масиви, осередкові структури, ізометричні блоки фундаменту, накладені западини тощо. Крім того, у залежності від характеру відображення виявлених активних на новітньому етапі розвитку КС, у морфометричних показниках вони розділені на декілька морфогенетичних типів: 1) успадковані, 2) неуспадковані, 3) поховані (даний тип структур у межах досліджуваної території встановлюється дуже рідко, що є однією зі специфічних його рис, до того ж усі вони відносяться до групи мікроструктур), 4) проміжні (виділення цього типу структур уперше зроблено В.Г. Верховцевим), 5) безкореневі, принципи виділення яких та конкретний зміст ми неодноразово викладали раніше [7, 9, 10, 17, 34].

**Методи та методичні прийоми дослідження.** При вивченні активних на новітньому етапі розвитку геологічних структур нами застосований такий комплекс методів: 1) морфоструктурний аналіз топооснови, що включає в себе вивчення морфографічних і морфометричних особливостей рельєфу і зіставлення отриманих результатів з апіорними геолого-геофізичними даними; площадне дослідження перших виконане нами за допомогою методу дирекційних напрямків і аномалій, а других – морфометричного методу пошуку геоструктур, основи якого розробив В.П. Філософов [38]; 2) структурно-геологічне дешифрування й інтерпретація великомасштабних і висотних (середньомасштабних) фотографічних і радіолокаційних зйомок; 3) візуально-інструментальне дешифрування і інтерпретація дрібномасштабних оригінальних космоматеріалів і синтезованих зображень, отриманих за допомогою різних оптико-електронних засобів.

**Морфоструктурний аналіз топооснови.** Теоретичні основи морфоструктурного аналізу розроблені закордонними (У. Хобс, Р. Хортон, А.А. Бобрик, К.К. Марков, І.К. Вовчанська, І.П. Герасимов [18, 31], К.І. Геренчук, І.Г. Гольбрайх, А.М. Ласточкін, Ю.А. Мещеряков [30], С.С. Коржуєв, М.І. Ніколаєв, А.І. Спиридонов, А.А. Никонов, С.С. Воскресенський, С.В. Горелов, Ю.Г. Симонов, А.Л. Наймарк, В.П. Філософов [38], В.В. Соловйов [33] і ін.) і українськими (В.Г. Бондарчук [3], М.М. Волков, А.М. Маринич, І.Л. Соколовський, В.П. Палієнко [32], С.І. Приходський і ін.) ученими-географами. Вчення про морфоструктури у значній мірі базується на теоретичних і практичних досягненнях тектоніки, зв'язаних у першу чергу з іменами А.П. Карпинського, В.А. Обручева, В.В. Білоусова, М.С. Шатського, Дж. Муді, М. Хілла, А.Л. Яншина, А.В. Пейве, В.Е. Хаїна [39], Ю.А. Косигіна, М.І. Ніколаєва, С.С. Шульца, Е.Е. Мілановського, С.І. Шермана, а також вітчизняних тектоністів (В.Г. Бондарчук [3], І.І. Чебаненко [2, 6, 17, 34, 40], К.Ф. Тяпкін, Г.М. Доленко і ін.).

І.П. Герасимовим [18, 31] і Ю.А. Мещеряковим [30] була висунута теза про те, що рельєф тісно зв'язаний з геологічною будовою і структурними особливостями територій і відбиває їх. В даний час факти відображення в рельєфі структурних елементів земної кори настільки численні, що, за словами В.Е. Хаїна [39], "поняття про основні структурні елементи земної кори перестає бути чисто геологічним, тектонічним, а стає одночасно геоморфологічним і геологічним".

Щодо можливостей виявлення глибинних геоструктур автори цілком згодні із широко відомою думкою [1, 2, 4-10, 17-28, 30-34, 38, 39]: виявлення їх можливе в таких випадках: а) при денудаційній препарировці субстрату древніх структур; б) при залученні їх у новітні переміщення; в) при успадкованому розвитку; г) при телескопіюванні структур хоча б в один з горизонтів осадового чохла.

Стосовно до вивчених структур можна сказати, що вони знайшли відображення в результаті того, що перетерпіли активізацію (ті з них, що вже існували) або утворилися (значно рідше) на неотектонічному етапі.

Морфоструктурний аналіз вивчає генезис структурних форм шляхом визначення взаємин екзогенних і ендегенних складових процесів рельєфоутворення або (і) зіставлення рельєфу земної поверхні з її геологічною будовою. Головна задача цих досліджень полягає у виявленні тих особливостей рельєфу, що вказують на елементи структури.

Для побудови морфоструктурних карт використовуються, у першу чергу, топопланшети різних масштабів.

Сучасна топографічна карта є результатом обробки матеріалів аерофотозйомок і фактично є підсумком першого етапу географічного дешифрування аерофотознімків, досить докладно й об'єктивно відображає сфотографовану територію. Так само як і аерофотознімок, топографічна карта має певний "внутрішній" зміст, тобто вона не тільки відображає зовнішні елементи середовища, але й у значній мірі побічно відбиває також ґрунтовий покрив, геологічну будову місцевості, фізико-географічні процеси й інші явища природи. Незважаючи на те, що топокарта являє собою генералізоване, умовне і суб'єктивне зображення місцевості, вона володіє цілим рядом важливих достоїнств, яких позбавлений аерофотознімок. Так, на відміну від останнього, топографічна карта є не перекрученим, а практично точним і геометрично подібним зображенням земної поверхні; на ній читаються координати місцевості – широта, довгота й абсолютні висоти. Топокарта дозволяє робити точні виміри площ, відстаней, напрямків, одержувати морфометричні характеристики рельєфу. Нарешті, з її допомогою можлива оцінка регіональних відмінностей ступеня розчленованості рельєфу, молодості або стародавності ярово-балкових і річкових систем, експресне виявлення і кореляція структурно-геологічних особливостей з гіпсометрією ландшафтів, морфоструктурами і морфоскульптурами.

Морфографічні дослідження проводилися за методом дирекційних напрямків і аномалій, що полягає в складанні карти сумарного поля ландшафтних індикаторів геологічних структур і проведенні на її основі ряду послідовних аналітичних операцій, і є подальшим розвитком методу дирекційних аномалій В.В. Соловйова [33].

Якщо В.В. Соловйов пропонував основну увагу приділяти виділенню морфоструктур центрального типу (для вивчення яких, власне і був розроблений цей метод), а лінійні структури розглядав як другорядні, то нами розроблені спеціальні методичні прийоми по рівноправному картуванню і всебічному вивченню цих двох основних видів неоднорідностей тектоносфери.

Спочатку були виділені індикатори лінійних розривних структур, що утворюють кілька прямолінійних систем, які відповідають генеральним простяганням лінеаментів. Ландшафтні індикатори, що відхиляються від останніх, утворюють дирекційні аномалії. До них відносяться ландшафтні індикатори, які мають дугову і кільцеву форми, а також серії коротких прямолінійних індикаторів, що складають у сукупності дугові або кругові контури.

Багато дослідників при проведенні морфографічних побудов уже на початкових стадіях робіт абстрагуються від конкретних форм рельєфу й інших компонентів ландшафту (уступів, пагорбів, річкових долин і їхніх елементів, ґрунтово-рослинних аномалій і т.п.) і використовують лише їхні геометричні форми (прямолінійні, дугові, кільцеві тощо). На наш погляд, такий підхід помилковий, оскільки на підставі ландшафтної виразності геоструктур можна одержати істотний приріст різнопланової інформації, зокрема, про кінематичну приналежність розломів (лінеаментів).

Морфометричні дослідження виконувалися за методам пошуку геоструктур, розробленим В.П. Філософовим [38] і частково доробленим і доповненим В.Г. Верховцевим [2, 6-11, 17, 34, 40].

Метод полягає в графічному розкладанні висот рельєфу на базисні, залишкові, вершинні й ерозійні поверхні відповідно до порядків долин і вододільних ліній, а також у

виконанні наступних математичних дій з цими поверхнями за правилами гірської геометрії [38].

Рельєф місцевості генетично пов'язаний з ходом геологічної історії і формування структур. Висоти рельєфу відбивають потужність і щільність різних шарів земної кори і якоюсь мірою – верхньої мантії, тобто будову всієї тектоносфери. Топографічна карта, як уже відзначалося, об'єктивно точно відбиває висоти і форми рельєфу, а тому по даній карті можна за допомогою структурно-морфометричного аналізу визначити як новітні вертикальні тектонічні рухи, так і структурні (щільнісні або об'ємні) форми, що виникли протягом геологічної історії.

Досвід спілкування з геологами різних організацій (як виробничих, так і наукових) показує, що рівень знань про сутність карт, що складаються за методом В.П. Філософова, явно недостатній. На жаль, у більшості випадків, це стосується навіть тих з них, що опанували технологію побудови морфометричних карт. Тому автори вважають за необхідне наведення хоча б коротких відомостей про ці карти. З огляду на те, що по цій методиці виданий ряд посібників [38] (правда, тираж цих посібників дуже малий, що робить їх бібліографічною рідкістю), ми обмежимося розглядом основних результуючих положень (опускаючи загальний хід міркувань).

У морфометричному методі велике значення має дослідження долин і вододілів, тому що вони є основою для побудови всіх наступних карт. Для цього методу важливий точний облік порядків долин, їхнього походження, довжини, глибини врізання, форми подовжніх і поперечних профілів, гідрографічних і вододільних вузлів, долинних і вододільних систем, а також з'ясування ряду інших питань, зв'язаних з походженням і розвитком долин, вододілів і їхніх систем [38].

У межах платформних територій прийнято будувати такі різновиди карт: порядків долин і вододілів; полібазисних і монобазисних поверхонь; залишкового рельєфу; локального розмиву; полівершинних і моновершинних поверхонь; різниці між вершинною і базисною поверхнями того самого порядку; різниці між вершинними поверхнями суміжних порядків; різниці між базисними поверхнями суміжних порядків; асиметрії форм рельєфу і деякі інші.

При цьому, до числа обов'язкових карт відносяться: карта порядків долин і вододілів, карти полібазисних і полівершинних поверхонь і різниці між ними; інші розглядаються як додаткові або допоміжні.

Карта порядків долин і вододілів будується на основі дихотомічної класифікації долин і дихотомічної або залежної класифікації вододілів, запропонованих В.П. Філософовим [38].

По дихотомічній класифікації за потік 1-го порядку приймається елементарна долина, у яку не впадає жодна долина.

При злитті двох долин 1-го порядку утворюється долина 2-го порядку, у яку можуть впадати долини 1-го порядку, однак не підвищуючи її порядку і т.д. Порядок вододільних ліній при дихотомічному способі встановлюється аналогічно визначенню порядків долин.

Другий спосіб визначення порядків вододільних ліній заснований на їхній залежності від порядку долин, між якими даний вододіл розмежовує стік. По цьому способу у випадку однопорядкових долин вододільної лінії привласнюється порядок долин. У випадку впадання долин молодшого порядку в долину більш старшого порядку вододільній долині привласнюється порядок молодшої долини.

Досвід показує, що краще користуватися другим (залежним) способом визначення порядку вододільних ліній.

*Базисна поверхня* являє собою складну поверхню, що проходить через тальвеги долин, що є її кістяком (ребрами), тобто ця поверхня поєднує місцеві бази си ерозії.

Загальновідомо, що подовжні профілі долин є відображенням неотектонічних рухів. Але навіть велика кількість подовжніх профілів долин не створює наочної просторової картини розподілу цих рухів. З цією задачею успішно справляються карти базисних поверхонь у сукупності з іншими морфометричними картами. Базисні поверхні

відбивають різницю геопотенціалів і, як наслідок, – вертикальні рухи і щільнісні структури земної кори.

Порядок побудови даної карти такий: на топографічну основу наносять тальвеги долин відповідних порядків. Обов'язково піднімають абсолютні відмітки урізу води в ріках. Оскільки на картах таких оцінок мало, необхідно враховувати перетинання горизонталями елементів ерозійної мережі. У такий спосіб одержують ряд точок дна долин або урізів води в ріках з однаковими висотами, які з'єднують плавними ізолініями, що називаються *ізобазитами*, тобто лініями рівних базисів ерозії.

Для однієї і тієї ж території можна побудувати ціле сімейство таких карт. Порядок базисної поверхні визначається початковим порядком долин, по яких будується карта.

Кarti *залишкового рельєфу* показують обсяг гірських порід, що може бути в майбутньому вилучений ерозією і денудацією при аналогічних геологічних і фізико-географічних умовах, тобто залишковим рельєфом варто називати позитивні форми рельєфу, які лежать вище базисної поверхні того або іншого порядку.

Якщо базисні поверхні відбивають як нормальний потенціал сили ваги, так і частину гравітаційних аномалій, то залишковий рельєф відбиває тільки аномальні маси, що представляють собою різницю потенціалу реальної Землі і потенціалу ідеальної Землі плюс потенціал зовнішніх мас, які лежать між еліпсоїдом і базисною поверхнею, у тому числі аномальних мас, що лежать вище базисної поверхні [38]. Чим вище порядок базисної поверхні, тим гіпсометрично нижче розташована вона, тим більші маси гірських порід переходять у залишковий рельєф. Тому можна вважати, що залишковий рельєф відбиває негативні аномальні маси або маси зі зниженою щільністю. Залишковий рельєф, як правило, відповідає гравітаційним аномаліям. У межах позитивних аномалій Буге похований залишковий рельєф звичайно приурочений до трохи знижених значень аномалій.

Залишкова поверхня, очевидно, значною мірою відповідає щільнісним неоднорідностям тектоносфери. Можна припустити, що залишковий рельєф, розташований вище базисних поверхонь різних порядків, говорить про недостатність мас у земній корі.

Залишковий рельєф завжди служить областю зносу для прилягаючих до нього долин відповідних порядків, які є областями ерозії й акумуляції. Стійкість порід до процесів площинної денудації позначається лише на формуванні мікроформ явного залишкового рельєфу, майже не виявляючись у мезо- і макроформах рельєфу і не впливаючи на схований залишковий рельєф усіх порядків. Наявність залишкового рельєфу звичайно обумовлена лише структурними особливостями земної кори.

*Вершинна поверхня* являє собою складну поверхню, що проходить через вододільні лінії – її кістяк. Вершинні поверхні, як і базисні, очевидно, є аналогами структурних поверхонь, що відображають сумарний ефект тектонічних рухів щодо рівня моря. Вершинна поверхня вищого порядку показує, як виглядав би рельєф, якби мали місце одні висхідні вертикальні рухи земної кори при відсутності ерозії і денудації. Вона являє собою верхню межу висот рельєфу, збігаючись з найбільш древньою поверхнею вирівнювання або з її останцями.

Вершинні поверхні відбивають вертикальні рухи земної кори, які виникають у результаті змін щільності, що відбулися, і об'єму гірських порід, які складають земну кору і верхню мантію. При цьому передача змін об'єму, а отже, і висот, відстає від зміни щільності. Через це вершинні поверхні відображають колишню щільність земної кори і верхньої мантії. Відбувається діалектичне роздвоєння єдиної поверхні рельєфу: базисні поверхні характеризують в основному щільнісний стан земної кори і верхньої мантії, а вершинні поверхні – із запізненням, зміни об'єму земної кори, тобто базисні поверхні відбивають в основному сучасний стан земної кори і верхньої мантії, а

вершинні поверхні – минулий стан верхніх частин тектоносфери [38].

До побудови карти вершинної поверхні підходять у такий спосіб: на топографічну основу переносять з карти порядків долин і вододілів відповідні лінії і підписують їхній порядок. На вододільних лініях точки перетинання їх з горизонталями відмічають перпендикулярними рисками і одновисотні точки верхнього базису денудації, або *ізогіпсобазити*, з'єднують плавними ізолініями.

Нами запропонований інший метод побудови базисних і вершинних поверхонь (починаючи з 2-го порядку), заснований на знятті первинної інформації не з карти порядків долин і вододілів, а з карт відповідно базисних і вершинних поверхонь попереднього (більш молодшого) порядку. Це призвело при збереженні якості карт до значного скорочення часу, витраченого на їхню побудову.

Крім цих основних, будується ще серія допоміжних карт, таких як: карта *локального розмиву*, що показує ділянки розмиву, у межах яких були вилучені гірські породи за час формування рельєфу території; карта *асиметрії форм рельєфу* і інші.

Аналіз перерахованих морфометричних карт дозволяє судити про наявність тих або інших тектонічних структур, що фіксуються унаслідок різниці геопотенціалів у центральних і периферійних частинах структур, а також на границях різновисотних блоків. Вони виражаються в характері закладення ізобазит і ізогіпсобазит, особливостями їхнього малюнка і форми, кільцеподібним розміщенням залишкового рельєфу тощо.

Ряд морфометричних ознак використовується також при виявленні лінійних тектонічних порушень, найбільш важливі серед яких такі: малі закладення лінійно витягнутих ізобазит і ізогіпсобазит; лінійна витягнутість явного і похованого залишкового рельєфу; різке зменшення відстані між ізобазитами і ізогіпсобазитами по обох схилах прямолінійних ділянок долин; наявність гострих кутів у малюнку ізобазит при перетинанні тальвегів долин і ізогіпсобазит уздовж зпрямлених ділянок вододільних ліній.

Структурно-морфометричний метод В.П. Філософова використаний нами також для виявлення сумарних амплітуд новітніх (пізньопліоцен-четвертинних) вертикальних тектонічних рухів земної поверхні, а також структур, які утворюються в результаті цих рухів. Для цього побудована карта різниці між вершинною і базисною поверхнями 4-го порядку.

Якщо карти вищеописаних поверхонь відносяться до статичних (по цих картах можна вивчати статичні зв'язки, що існують між морфометричними поверхнями рельєфу і структурами, без урахування їхнього розвитку), то карти різницевих поверхонь належать до динамічних (з їх допомогою рельєф можна вивчати в процесі розвитку, а також установлювати зв'язки рельєфу з рухами земної кори і з іншими процесами розвитку рельєфу).

Для одержання амплітуди коливання висот рельєфу віднімають графічним способом з вершинної поверхні найбільш високого порядку базисну поверхню відповідного порядку. Різниця між ними, включаючи величину некомпенсованих рухів земної кори, буде приблизно відповідати величині новітніх рухів.

Варто тільки пам'ятати, що різниця між базисними і вершинними поверхнями є сумарним алгебраїчним результатом позитивних і негативних вертикальних рухів земної кори, а також схилової і руслової акумуляції, схилової і руслової ерозії.

*Аерокосмогеологічні методи вивчення новітніх геоструктур.* При вивченні активних на новітньому етапі розвитку геоструктур можливе застосування різних методів, заснованих на дистанційному зондуванні земної поверхні, розглянутих у цілому ряді посібників з використання аерокосмічних методів при геологічних дослідженнях.

Нами застосовані такі методи і методичні прийоми:

– візуально-інструментальне дешифрування оригінальних матеріалів аерокосмічних зйомок, одержання кількісних характеристик при дешифруванні аерокосмічних зображень (чорно-білих, спектрзональних, радіолокаційних аерофотознімків, фотосхем, фотопланів, визначення параметрів геоструктур, побудова роз-діаграм і гістограм);

– комплексування аерокосмогеологічних методів з іншими методами геологічних досліджень (наземна перевірка результатів дешифрування у межах еталонних ділянок, зіставлення результатів дешифрування з картами геологічного змісту – власне геологічними, тектонічними, структурними, корисних копалин, металогенічними, геохімічними тощо, зіставлення результатів дешифрування з геофізичними картами – магнітного поля, поля ваги тощо).

Були вивчені великомасштабні аерофотознімки (1:25 000, 1:50 000) і фотосхеми (1:25 000), матеріали висотних аерофотозйомок масштабів 1:100 000 і 1:200 000 (спектрзональна), радіолокаційні аерознімки масштабу 1:90 000, а також різномасштабні (1:500 000 – 1:1 000 000 тощо) багатозональні космознімки в чорно-білому і кольоровому варіантах, отримані різними реєструючими і передаючими системами з ШСЗ "Метеор", "Ландсат", ДОС "Салют". Застосовувалися також фотографічні перетворення масштабів космознімків (з 1:1 000 000 та інших у 1:200 000 – 1:500 000).

Робота з цими матеріалами підрозділялася на два основних етапи: дешифрування й інтерпретація. Під дешифруванням розуміється процес одержання інформації зі знімків, а під інтерпретацією – визначення геологічної природи віддешифрованих об'єктів.

Фотозображення будь-якої місцевості, незалежно від масштабу, являє собою реальну, але зменшену картину розвинутих на цій ділянці ландшафтів. Тому робота з матеріалами дистанційних зйомок полягає у виявленні через ландшафтні геоіндикатори різноглибинних геологічних об'єктів. Отже, перший етап інтерпретації – ландшафтний. Пряма ландшафтна індикація можлива на етапі дешифрування лише при роботі з великомасштабними зображеннями, із середньо- і дрібномасштабними знімками вона не можлива: у зв'язку з великою роллю культурних ландшафтів, зовнішньою геоморфологічною одноманітністю великих ділянок поверхні і, як наслідок, у цілому значної знівельованості фототональності зображення.

Спільний аналіз структурно-геоморфологічних і аерокосмогеологічних матеріалів показав, що виділені фотооб'єкти відображають такі особливості будови сучасної земної поверхні: характер розподілу елементів ерозійної мережі (приблизно 55% об'єктів), вододільних ліній і уступів у рельєфі (до 40%) і значно рідше – ґрунтово-рослинних аномалій (до 5%). Таким чином, більшість об'єктів нами виділено шляхом аналізу напрямку й особливостей будови долин рік і суходолів та вододілів, тобто «гідрогенна» і трохи у меншій мірі «вододільна» дешифрувальна ознака є ведучою для даної території. Інші ознаки мають підлегле значення. Тому, природно, є сенс більш детально розглянути характер прояву гідрогенної дешифрувальної ознаки.

Природно, що закладення далеко не всіх долин обумовлено тектонічними причинами. Тому при дешифруванні елементів розривної тектоніки нами використовувався в цілому загальновідомий комплекс особливостей конфігурації, орієнтування і будови річкових долин і суходолів, які свідчать про їхню приуроченість до тектонічних порушень.

Це, у першу чергу: 1. прямолінійність долин з асиметричними схилами, при цьому уздовж крутого схилу часто протягається ланцюжок денудаційних останців; 2. різкі "коліноподібні" повороти долин, іноді на 90 і більше градусів; 3. закономірна зміна напрямку ряду річкових долин при перетинанні зони порушення; 4. хрестоподібне розташування лівих і правих приток; 5. зустрічно спрямовані долини,



тобто долини приток, напрямом яких складає з напрямком головної річки кут більше 90 градусів; 6. наскрізні долини, тобто долини, що мають протилежний напрямок, але як би з'єднуються на вододілі загальною сідловиною; 7. розташування не менше трьох початків однопорядкових долин на одній прямій лінії.

Однак далеко не завжди відомі за даними наземних геолого-геофізичних робіт тектонічні порушення або їхні зони піддаються дешифруванню, тобто часто вони або зовсім не виражені на місцевості, або виражені вкрай слабо.

Щодо можливостей дешифрування структур фундаменту, у тому числі лінійних, автори цілком згодні з вже наведеною вище дуже важливою думкою Д.В. Лопатіна [28] і багатьох інших дослідників. Воно "принципово можливе в таких випадках: а) при денудаційній препарировці докембрійських структур субстрату; б) при залученні їх у новітні переміщення; в) при успадкованому розвитку і г) при телескопіюванні структур в один з горизонтів осадового чохла".

Досвід робіт показав, що найчастіше в межах території України закладення долин – основного елемента ландшафту, що найбільше ефективно використовується при проведенні робіт, визначено такими видами лінійних тектонічних порушень: а) зонами тріщинуватості, розташованими перпендикулярно топографічному нахилу; б) скидами і тріщинами розтягання; в) міжблоковими зонами опускань; г) зонами глибинних розломів.

Річкові долини майже ніколи не використовують: 1) "закриті", виповнені дайками, жилами й іншими твердими заповнювачами тріщини; 2) розривні порушення типу підкидів, насувів і їхніх сполучень, у першу чергу оскільки вони часто бувають "закритими" і служать "каналами" для підземних вод у виняткових випадках (для виявлення цих типів тектонічних порушень у вигляді лінійних виражених на сучасній поверхні, головним чином, позитивних форм рельєфу, нами використовувався морфоструктурний аналіз топооснови); 3) долини також звичайно не виникають по одиночних тріщинах.

Підсумком ландшафтного етапу інтерпретації результатів дешифрування є відсіювання помилкової інформації, переведення виявлених об'єктів у ранг морфоструктур і поділ ролі екзогенних і ендегенних факторів при їхньому формуванні. Таким чином, перший етап інтерпретації дає можливість детально вивчити характер відображення на сучасному ерозійному зрізі двовимірного образу структур. Другий етап – геологічна інтерпретація значною мірою визначається ступенем вивченості регіону на площі й у розрізі. Він складається з двох підетапів: прямого зіставлення віддешифрованих об'єктів з геолого-геофізичними (переважно картографічними) матеріалами, що дозволяє інтерпретувати найбільш яскраво виражені структури, і більш детального вивчення об'єктів, які не знайшли відображення на геолого-геофізичних картах, з використанням різних прийомів часткової переінтерпретації спостережених даних. Підсумком етапу геологічної інтерпретації є переведення морфоструктур у конкретні геологічні тіла.

Детальніше послідовність операцій при вивченні геоструктур за матеріалами морфографічних, морфометричних і аерокосмічних зйомок в комплексі з аналізом відомих геолого-геофізичних даних нами викладена в роботах [2, 6-11, 17, 34, 40].

При обробці аерокосмічних зображень виявлялися деякі основні параметри розломів. Зазвичай цілком вірогідно встановлюється довжина й азимут простягання розривних порушень, ширина зони розломів (на відміну від звичайно використовуваного важливого параметра – потужності зони розлому – при інтерпретації аерокосмічних зображень доводиться говорити про ширину зони розлому, яка у крутопадаючих розломів близька до потужності зони). Малюнок гідромережі на плані в деяких випадках дозволяє виявити горизонтальний здвиг і оцінити його амплітуду.

Виділені лінеamenti піддавалися також статистичній обробці в залежності від їхнього напрямку і довжини.

Описана методика досліджень була застосована в межах еталонних ділянок, оскільки практика робіт і літературні джерела свідчать про те, що дослідження в межах фотоеталонів мають вирішальне значення, бо дозволяють здійснювати дешифрування шляхом екстраполяції дешифрувальних ознак, апробувати різноманітні методи досліджень і виробити раціональний їхній комплекс.

### **Висновки**

З урахуванням викладених теоретичної основи та ідейних посилок була побудована за допомогою морфографічних, морфометричних і аерокосмічних методів карта новітньої тектоніки Українського щита та його схилів масштабу 1:500 000; досліджено (на основі комплексного аналізу отриманих і відомих геолого-геофізичних матеріалів, насамперед картографічних із частковою їх переінтерпретацією) співвідношення новітньої тектоніки з приповерхневими (такими, що картуються засобами геологічної зйомки) і глибинними різновіковими структурами земної кори, що дозволило встановити пошукові перспективи на деякі види корисних копалин та оцінити вплив небезпечних геологічних процесів на середовище. Основні результати з складання та аналізу побудованої карти будуть наведені в наступному циклі статей за такими напрямками: 1) активні на новітньому етапі розвитку лінійні структури; 2) активні на новітньому етапі розвитку кільцеві структури; 3) сумарні амплітуди пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної поверхні та їх зв'язок з лінійними і кільцевими структурами; 4) прикладні (пошукові, інженерно-геологічні та екологічні) аспекти дослідження.

1. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування / За ред. В.І. Лялька, М.О. Попова. – К.: Наук. думка, 2006. – 357 с.
2. Блоковая тектоника кристаллического фундамента Днепровско-Донецкого авлакогена (в связи с нефтегазоносностью) / Чебаненко И.И., Чекунов А.В., Клочко В.П. и др. / Под. ред. Чебаненко И.И., Гавриленко Н.М., Клочко В.П. – К.: Наук. думка, 1991. – 156 с.
3. Бондарчук В.Г. Основные вопросы тектоогении. – К.: Изд-во АН УССР, 1961. – 382 с.
4. Буш В.А. Система трансконтинентальных разломов Евразии / Буш В.А // Геотектоника. – 1983. – №3. – С. 15-31.
5. Буш В.А. Генетические типы кольцевых структур континентов / Буш В.А., Брюханов В.Н., Кац Я.Г. и др. // Бюл. МОИП. Отд. геол. – 1985. – С. 12-23.
6. Верховцев В.Г. Системы разломов платформенной части территории Украины (опыт тектонофизической интерпретации) / Верховцев В.Г., Знаменская Т.А., Чебаненко И.И.// Геол. журн. – 1994. – №4-6. – С. 115-127.
7. Верховцев В.Г. Динамика развития активных на новейшем этапе платформенных геоструктур Украины / Верховцев В.Г.// Геол. журн.–2004.–№2. – С. 66-72.
8. Верховцев В.Г. Активные на новейшем этапе развития линейные геоструктуры Украины (результаты исследований масштабов 1:500 000-1:1 000 000) / Верховцев В.Г.// Геол. журн. – 2004. – №3. – С. 59-66.
9. Верховцев В.Г. Активные на новейшем этапе развития кольцевые макро-, мезо- и министруктуры Украины (результаты исследований масштабов 1:500 000-1:1 000 000) / Верховцев В.Г.// Геол. журн. – 2004. – №4. – С. 78-85.
10. Верховцев В.Г. Прикладные (поисковые и инженерно-геологические) аспекты изучения платформенных геоструктур Украины / Верховцев В.Г.// Екологія

довкілля та безпека життєдіяльності. – 2005. – №3. – С. 80-92.

11. Верховцев В.Г. Новітні вертикальні рухи земної кори території України, їх взаємовідношення з лінійними та кільцевими геоструктурами / Верховцев В.Г.// Энергетика Землі, її геолого-екологічні прояви, науково-практичне використання: Зб. наук. праць. – К.: Видав.-поліграф. центр «Київський ун-т», 2006. – С. 129-137.

12. Геодинамическая карта Украины. – 1:1 000 000 / Ред. Л.С. Галецкий, В.Г. Пастухов. – К., 1993.

13. Геологическая карта кристаллического основания Украинского щита масштаба 1:500 000 / Гл. ред. Н.П. Щербак. – К.: ЦТЭ Мингео УССР, 1983. – 101 с.

14. Геология и металлогения докембрия Украинского щита: комплект карт масштаба 1:1 000 000 (геологическая, геологических формаций, метаморфических фаций, разломно-блоковой тектоники, геохимическая и металлогеническая) / Гл. ред. Н.П. Сторчак. – К.: ЦТЭ Мингео УССР, 1984.

15. Геология и металлогения юго-западной части Восточно-Европейской платформы, масштаб 1:1 000 000: комплект карт (Схема глубинного строения литосферы, структурно-формационная карта, карта структурного районирования, металлогеническая карта) / Гл. ред. А.И. Зарицкий. – К.: ГП «Геопрогноз», 1992.

16. Геологічна карта докайнозойських утворень України. – 1:1 000 000 / Гол. ред. В.І. Калінін. – К., 2000.

17. Геотектоника Вольно-Подоллии / [Чебаненко И.И., Вишняков И.В., Власов Б.И. и др.] ; под ред. И.И. Чебаненко. – К.: Наук.думка. – 1990. – 244 с.

18. Герасимов И.П. Структурные черты рельефа земной поверхности на территории СССР и их происхождение. – М.: Изд-во АН СССР, 1969. – 100 с.

19. Докембрийские структуры по данным аэрокосмических и наземных геологических исследований / [Гречишников Н.П., Быстревская С.С., Еремеев Г.П. и др.] – К.: Изд-во ИГФМ АН УССР, 1983. – 64 с.

20. Ежов Б.В., Худяков Г.И. Морфотектоника геодинамических систем центрального типа (новая глобальная концепция). – Владивосток: Изд-во ДВНЦ АН СССР, 1984. – 129 с.

21. Карта разрывных нарушений и основных зон линеаментов юго-запада СССР (с использованием материалов космической съемки). – 1:1 000 000 / Гл. ред. Н.А. Крылов. – К.: ЦТЭ Глав КГУ «Укргеология», 1988.

22. Основы линеаментной тектоники / [Кац Я.Г., Полетаев А.И., Румянцева Э.Ф.] – М.: Недра, 1986. – 140 с.

23. Козлов В.Б. Космогеологические исследования систем разломов / Обзор ВИЭМС. – М.: 1982. – 55 с.

24. Космическая информация в геологии / [Волчкова Г.И., Лукина Н.В., Макаров В.И. и др.] – М.: Недра, 1983. – 534 с.

25. Космическая карта СССР м-ба 1:2 500 000 / Под. ред. Е.А. Козловского. – М.: Мингео СССР, 1984.

26. Космогеология СССР / [Афанасьева Н.С., Башилов В.И., Брюханов В.И.] ; под ред. В.И. Брюханова, Н.В. Межеловского. – М.: Недра, 1987. – 240 с.

27. Кольцевые структуры Земли: миф или реальность / [Кац Я.Г., Козлов В.В., Полетаев А.И. и др.] – М.: Наука, 1989. – 188 с.

28. Лопатин Д.В. Анализ структур фундамента Восточно-Европейской платформы дистанционными методами // Исслед. Земли из космоса. – 1981. – №6. – С. 35-40.

29. Металогенічна карта України. – 1:1 000 000 / Гол. ред. Д.С. Гурський, 2002.

30. Мещеряков Ю.А. Избранные труды. Рельеф и современная геодинамика. – М.: Наука, 1981. – 277 с.

31. Морфоструктура и морфоскульптура платформенных равнин СССР и дна

омывающих его морей / Под. ред. И.П. Герасимова, А.А. Асеева. – М.: Наука, 1986. – 189 с.

32. Палиенко В.П. Новейшая геодинамика и ее отражение в рельефе Украины. – К.: Наук. думка, 1992. – 116 с.

33. Соловьев В.В. Структуры центрального типа территории СССР по данным геолого-геоморфологического анализа: (Объяснит. зап. к карте морфоструктур центр. типа террит. СССР м-ба 1:10 000 000). – М.: Изд-во ВСЕГЕИ, 1978. – 110 с.

34. Тектоника Северного Причерноморья / [Чебаненко И.И., Довгаль Ю.М., Знаменская Т.А. и др.] / Под ред. И.И. Чебаненко. – К.: Наук. думка, 1988. – 164 с.

35. Тектоническая карта нефтегазоносных областей юго-запада СССР (с использованием материалов космической съемки). – 1:500 000 / Гл. ред. Н.А. Крылов. – К.: ГКП ЦТЭ, 1987.

36. Тектоническая карта Украинской ССР и Молдавской ССР. – 1:1 000 000 / Гл. ред. В.В. Глушко. – К.: ГКП ЦТЭ, 1988.

37. Тектонічна карта України. Масштаб 1:1 000 000 / Відп. ред. Д.С. Гурський. – К.: УкрДГРІ, 2007.

38. Философов В.П. Основы морфометрического метода поисков тектонических структур.– Саратов: Изд-во Саратовск. ун-та, 1975. – 232 с.

39. Хаин В.Е. Неотектоника и нефтегазоносность: постановка проблемы / Хаин В.Е.// Тр. междунар. совещ.-семинара "Новейшая тектоника и ее влияние на формирование и размещение залежей нефти и газа." – Баку, 1999. – С. 156-161.

40. Чебаненко И.И. Тектонические аспекты развития сквозных глубинных рудоконцентрирующих структур юго-восточной части УССР / Чебаненко И.И., Бобров В.П., Верховцев В.Г. и др // Сквозные рудоконцентрирующие структуры: Сб. научн. тр. – М.: Наука, – 1989. – С. 104-110.

#### **В.Г. Верховцев, Ю.В. Юськив**

**ОСНОВНЫЕ ПРИНЦИПЫ СОСТАВЛЕНИЯ КАРТЫ НОВЕЙШЕЙ ТЕКТониКИ УКРАИНСКОГО ЩИТА И ЕГО СКЛОНОВ МАСШТАБА 1:500 000 ПО МОРФОГРАФИЧЕСКИМ, МОРФОМЕТРИЧЕСКИМ И АЭРОКОСМИЧЕСКИМ ДАННЫМ: ТЕРМИНОЛОГИЯ, МЕТОДЫ И МЕТОДИЧЕСКИЕ ПРИЕМЫ, КЛАССИФИКАЦИОННЫЕ И ДРУГИЕ АСПЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ**

*Изложены основные принципы составления карты новейшей тектоники Украинского щита и его склонов масштаба 1:500 000 по морфографическим, морфометрическим и аэрокосмическим данным. Приведены основные понятия и термины, методы и методические приемы, классификационные (по латеральным размерам, предполагаемой глубине заложения, морфологии, генезису геоструктур) и некоторые другие аспекты исследования.*

#### **V.G. Verkhovtsev, Iu. V. Iuskiiv**

**BASIC PRINCIPLES OF COMPOSITION NEWEST TECTONIC MAPS OF THE UKRAINIAN SHIELD AND ITS SLOPES SCALE 1:500 000 FOR MORPHOGRAPHIC, AEROSPACE AND MORPHOMETRIC DATA: TERMINOLOGY, METHODS , CLASSIFICATION AND OTHER ASPECTS OF RESEARCH**

*The paper is concerned with basic principles of composition newest tectonic maps of the Ukrainian shield and its slopes scale 1:500 000 for morphographic, aerospace and morphometric data. The main principles of basic concepts and terms, methods and learning techniques for classification and other aspects of research are given.*

**Ю.Л. ЗАБУЛОНОВ, Ю.В. ЛИТВИНЕНКО, В.М. КАДОШНИКОВ,  
С.В. КУЗЕНКО**

*Институт геохимии окружающей среды НАН Украины и МЧС Украины, г. Киев*

## **НАНОКОМПОЗИЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ КАК СОРБЕНТЫ ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД**

*Рассматривается возможность использования наносистем для удаления тяжелых металлов, в том числе и радионуклидов, из техногенно загрязненных вод. Показано, что применение для этих целей специально полученной системы на основе поликремневых кислот совместно с магнетитовой дисперсией, позволяет одновременно удалить из водного раствора катионы щелочных, щелочноземельных и многозарядных металлов в количестве 80 - 99%.*

В настоящее время с целью удаления целого ряда поллютантов, в частности, тяжелых металлов, равно как и радионуклидов, из техногенно загрязненных вод используется ряд методов, основными из которых являются соосаждения, сорбции, ионный обмен на ионообменниках, ферритный метод и др., которые предусматривают использование как природных, так и искусственных материалов. Основным механизмом в процессах сорбции является реакция нуклеофильного обмена на частицах, имеющих электрический заряд, к которым обычно относятся коллоидные частицы. Кроме этого, на разделе поверхностей твердая фаза – жидкость возможно образование более сложных, вплоть до координационных связей. В этом случае, помимо размера частицы, значительную роль играет ее природа. При различном составе катионов, подлежащих удалению, представленных как щелочными, щелочноземельными, так и многовалентными металлами (Co, Mn, Cu и др.) достаточно сложно подобрать сорбент, обладающий равной реакционной способностью по отношению ко всем выше названным компонентам. Для этого может использоваться метод, заключающийся в поглощении катионов в процессе образования коллоидной частицы. В качестве основного сорбента, обладающего достаточно высокими сорбционными свойствами к катионам различной природы, могут выступать коллоиды поликремневых кислот, которые получают из водного раствора. Выбор поликремневых кислот как сорбентов обуславливается их высоким сродством к широкому классу катионов [1]. При формировании наночастиц поликремневых кислот в качестве основных механизмов, определяющих поглощение катионов из дисперсионной среды, можно выделить следующие: поглощение катионов непосредственно в процессе формирования нанокolloидов и сорбция их поверхностью уже образованной коллоидной частицы.

Целью работы было изучение поглощения катионов различной природы коллоидами кремнезема при участии дисперсий магнетита.

В качестве модели техногенно загрязненных вод использовался водный раствор, содержащий катионы Cs, Sr, Co и Cu с концентрацией 4 – 63 мг/л, полученный из соответствующих солей квалификации «ХЧ» или «ЧДА». Опыты по изучению поглощения радиоизотопов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  проводили из растворов, содержащих их азотнокислые соли, с активностью 5000 Бк/л.

Для изучения коагулята, полученного в процессе соосаждения коллоидных частиц, в работе использовался метод сканирующей электронной микроскопии (СЭМ)

совместно с микроанализом. Измерения проводились на электронном микроскопе марки Mastersizer 2000. Определение содержания количества катионов стабильных солей Cs, Sr, Co и Cu проводили методом атомноабсорбционного анализа на спектрофотометре модели АА - 8500 фирмы «Ханнон Джаррел Аш» (Япония). Активность растворов радио-Cs и радио-Sr определялась по  $\beta$ -распаду на приборе КРК-2 на подложке из алюминиевой фольги после выпаривания определенного объема раствора.  $\gamma$ -активность образцов оценивалась по данным  $\gamma$ -спектрометра АК-1.

Извлечение указанных катионов из водного раствора проводили следующим образом: в рабочую зону специально сконструированного реактора, снабженного устройством для термостатирования, мешалкой, стеклянным и хлорсеребряным электродами для контроля значения pH, вносится необходимый объем 4% раствора кремневой кислоты, туда же впоследствии вносится рассчитанное количество модельного раствора. При достижении смесью температуры  $70 \pm 5$  °С и интенсивном перемешивании, в реакционную смесь постепенно вносится 4% раствор силиката натрия. Полученный таким образом коллоидный раствор оставляют в заданных термодинамических условиях для созревания на 2 часа. pH коллоидообразования составляет 8 – 9. Ранее в нашей работе [2] было показано, что выбор кислотности, при которой происходит мицеллообразование, обусловлен тем, что при pH выше 6 происходит более редкое столкновение между частицами кремнезема вследствие возросшей величины заряда на их поверхности и, следовательно, понижается скорость агрегации. Вследствие этого рост частиц замедляется. В интервале значений pH=7 – 10 золи кремнезема легко коагулируют при добавлении солей. Следовательно, в выбранных нами условиях, при низких концентрациях солей и pH = 8 – 9, как мы полагаем, происходит стабилизация полученного коллоида. В этой области заряд коллоидных частиц, величина которого зависит от конкретной концентрации солей в растворе, имеет отрицательное значение.

В качестве коагулирующего агента мы использовали водную дисперсию магнетита, которая образуется в этом же растворе путем осаждения солей сульфата и хлорида железа раствором гидроксида натрия. Для этого после созревания коллоида в раствор медленно добавляли смесь солей железа  $Fe^{+2}/Fe^{+3}$  в соотношении 1:2. Гидроксид натрия выступает регулятором кислотности. Использование постоянного электромагнитного поля позволяло быстрее и более полно сконцентрировать и уплотнить коагулят по сравнению с его осаждением только лишь под действием сил гравитации.

Согласно представлениям Кармен, приведенным в работе Айлера [1], образование коллоида поликремневых кислот происходит путем полимеризации мономера с образованием частиц, когда первоначально образованные молекулы  $Si(OH)_4$  конденсируются, формируя коллоидные частицы, с последующим их ростом. На величину коллоидных частиц существенное влияние оказывает кислотность среды и соотношение между координационным атомом (натрий и др.) и количеством поликремневых кислот. В наших экспериментах поликонденсация кремневой кислоты в присутствии иона натрия происходит при соотношении  $SiO_2:Na_2O = 3,25$ . Катионы натрия действуют как ионы, формирующие «мостиковые связи». Таким образом, при их взаимодействии с поверхностью кремнезема один или несколько атомов кислорода молекул гидратной воды могут замещаться атомами кислорода, которые принадлежат поверхностным силанольным группам  $\equiv Si-OH$  так, что последние оказываются непосредственно связанными с атомами натрия. Следовательно, положительный заряд иона натрия способен нейтрализовать отрицательный заряд адсорбированного вблизи

него гидроксил – иона, который определяет заряд самой частицы, а значит, может действовать как мостиковая связь между двумя частицами поликремневых кислот. Согласно представлениям [1] при  $pH = 8,5 - 9$  в дисперсионной среде могут находиться силикат – ионы, содержащие свои катионы, которые должны дополнительно учитываться. Как и катионы натрия, присутствующие в системе катионы Cs могут участвовать в образовании коллоидной системы, следовательно, переходить из жидкой фазы в твердую (коллоидную). Участие ионов щелочных металлов в образовании коллоидных мицелл приводит к возникновению большего числа точек присоединения. Следует также отметить, что способность ионов металлов соединяться с поликремневой кислотой понижается по мере ее полимеризации, а значит, увеличения размеров наночастиц. Присутствие в дисперсионной среде двухзарядных катионов (Sr, Co, Cu) может оказывать существенное влияние на мицеллообразование. Согласно [1] при  $pH \approx 9$  двухзарядные ионы адсорбируются и проявляют себя подобно положительно заряженным центрам на поверхности. Они могут действовать подобно мостикам благодаря реакции с двумя частицами кремнезема в точках их контакта.

При взаимодействии поликремневых кислот с катионами металлов, находящимися в этом же растворе, при определенных термодинамических условиях, происходит вовлечение их в объем коллоидной частицы, при этом часть катионов из дисперсионной среды может адсорбироваться на поверхности такой частицы.

Из приведенных выше материалов следует, что существующие концепции по изучению сорбции катионов металлов поликремневыми кислотами и природы силоксановых связей [1], образующихся при этом, можно условно разделить на ионообменные и не ионообменные (химические). Наибольшее распространение получили ионообменные представления о механизме процессов, происходящих при контакте солей с коллоидной частицей. Ряд учёных [1], исследуя взаимодействие раствора поликремневых кислот с растворами солей щелочных и щелочноземельных металлов (KCl, NaCl, Ba<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>), объясняли результаты своих опытов обменом ионов водорода из двойного электрического слоя частицы кремнекислоты на соответствующие катионы. С другой стороны, в этих же условиях возможно образование координационных связей между катионами и силанольными группами. У каждого поверхностного атома кремния могут находиться две гидроксильные группы. Рассматривая поликремневую кислоту как слабую двухосновную кислоту, первая константа диссоциации которой значительно больше второй, поглощение катионов металлов коллоидным раствором такой кислоты можно объяснить их нейтрализацией.

Для удаления катионов, поглощенных коллоидами поликремневых кислот, необходима их коагуляция в условиях, препятствующих миграции поглощенных веществ из твердой фазы в жидкость. При коагуляции следует рассматривать два основных механизма агрегации: притяжение частицы к частице за счет сжатия двойного электрического слоя до тех пор, пока действие сил Ванн-дер-Ваальса не будет превалировать над силами электростатического отталкивания одноименно заряженных частиц, и «связывание» мостиковой связью двух частиц под действием коагулирующего агента.

Когда агрегатирующим агентом является коллоидная частица, большая доля такого агента адсорбируется на частицах до тех пор, пока в системе не будет достигнута точка критической концентрации коагулянта (к.к.к.), в которой только небольшая часть флокулирующего агента может находиться в растворе. Этот процесс может рассматриваться как гетерокоагуляция коллоидов с противоположными

зарядами частиц. Процесс гетерокоагуляции на сегодняшний день недостаточно полно изучен. Такой процесс является разноплановым по своей природе и зависит от целого ряда физико-химических факторов, тем не менее, он имеет важное прикладное значение. В нашей работе мы использовали дисперсию магнетита, полученную в коллоидном растворе кремневых кислот. Условия синтеза последнего [3] были выбраны нами таким образом, чтобы частицы имели заряд, противоположный по значению коллоидным частицам поликремневых кислот.

В наших условиях помимо процесса гетерокоагуляции на осаждение мицелл поликремневых кислот существенное влияние оказывают ионы железа. Механизм коагуляции коллоидного раствора с помощью коагулирующей соли приведен в работе [1], где показано, что при  $\text{pH} = 6 - 11$  катион соответствующей соли вступает в обмен с протоном силанольной группы на поверхности. Коагулирующий эффект при этом определяется скорее числом ион-эквивалентов вступающих в обмен ионов, чем валентностью самого иона. В результате этого в процессе адсорбции силанольная группа с поверхности коллоидной частицы соединяется с катионом металла и, следовательно, теряет способность образовывать водородную связь с водой. В то же время автором выдвигается гипотеза о том, что коагуляция частиц путем связывания между собой посредством катионов происходит во всех случаях. Коагуляция коллоидных растворов, вызываемая действием двухзарядных и многозарядных основных поликатионов трехвалентных металлов, имеет существенное различие. Особенностью действия двухзарядных катионов является возможность их проявления как положительного центра на поверхности коллоидной частицы, на которой они адсорбировались. Следовательно, такие катионы могут действовать подобно мостикам благодаря реакции с двумя частицами кремнезема в точках их контакта. Особо стоит выделить коагуляцию под действием солей многозарядных катионов, способных к гидролизу ( $\text{Fe}^{+3}$ ). В этом случае, в результате процесса гидролиза возможно образование коллоидных структур. В разбавленных растворах солей железа содержатся как мономерные, так и полимерные многозарядные катионы. Последние могут быть значительного размера, что делает возможным отождествлять их с положительно заряженными коллоидными частицами. С этой позиции коагулирующее действие солей многозарядных металлов, равно как и соответствующих коллоидных частиц этих солей, может рассматриваться как один процесс. Мы считаем, что основным процессом при этом является процесс гетерокоагуляции.

В нашей работе [2] было отмечено, что согласно представлениям [4] в основе структуры железистых шпинелей, к которым относятся магнетиты, лежат тетраэдрические и октаэдрические комплексы, сочленяющиеся через атом кислорода. Более крупные катионы  $\text{Fe}^{+2}$  ( $r = 0,082$  нм) находятся в мелких кислородных тетраэдрах, тогда как меньшие катионы  $\text{Fe}^{+3}$  ( $r = 0,067$  нм) располагаются в просторных октаэдрах. Учитывая, что радиус  $\text{Fe}^{+2} = 0,082$  нм, а  $\text{Co}^{+2}$  и  $\text{Cu}^{+2}$  составляет 0,078 нм и 0,080 нм, соответственно, то при кристаллизации магнетитов из растворов, содержащих выше названные катионы, возможны изоморфные замещения в тетраэдрических позициях. В работах [5, 6, 7] показано, что при кристаллизации магнетита из раствора в присутствии ионов  $\text{Cs}^{+1}$  и  $\text{Sr}^{+2}$  последние частично поглощаются магнетитом. Учитывая, что радиус  $\text{Sr}^{+2}$  составляет 0,120 нм, а радиус  $\text{Cs}^{+1} = 0,165$  нм, вовлечение этих катионов в кристаллическую решетку магнетитов кажется нам маловероятным. Мы считаем наиболее вероятными процессы сорбции этих катионов на гидратированных поверхностях магнетитов.

Поглощение катионов из дисперсионной среды приведено в таблице 1.



**Таблица 1.** Поглощение кремний магнетитовым композитом поллютантов из техногенно загрязненных вод

Исходная концентрация поллютанта, мг/л								рН	Поглощено, %				
Cs	Sr	Co	Cu	Fe <sup>+2</sup> / Fe <sup>+3</sup>	сульфанол	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub>	СФ - 2		Cs	Sr	Co	Cu	Fe <sup>+2</sup> / Fe <sup>+3</sup>
26	20	14	12	15000	-	-	-	6 - 7	65	92	82	94	97
10	6	4	5	13000	-	-	-	7 - 8	67	96	97	90	99
10	6	4	5	13000	-	-	50	7 - 8	62	94	99	88	99
63	62	42	45	5000	-	-	-	9	73	97	94	95	99
63	62	42	45	5000	-	2000	-	9	72	96	93	97	99
63	62	42	45	5000	50	-	-	9	75	97	93	97	99
63	62	42	45	5000	50	2000	-	9	73	98	92	95	98
Активность радиоизотопов, Бк/л													
5000	5000	-	-	5000	-	-	-	9	72	99	-	-	99

Согласно данным, приведенным в таблице 1, железо, введенное в систему, практически полностью осаждается на коллоиде кремнезема. Тем не менее, при рН=6 – 7 количество поглощенного железа несколько меньше, нежели при более щелочном значении рН.

Из приведенных данных видно, что увеличение значений рН приводит к увеличению процента Cs, поглощенного сорбентом. Природа этого явления была описана нами ранее. Увеличение количества связанного Cs мы объясняем тем, что в интервале значений рН = 7 – 10 золи кремнезема коагулируют с увеличением количества поглощенных ионов, входящих в структуру коллоидной мицеллы.

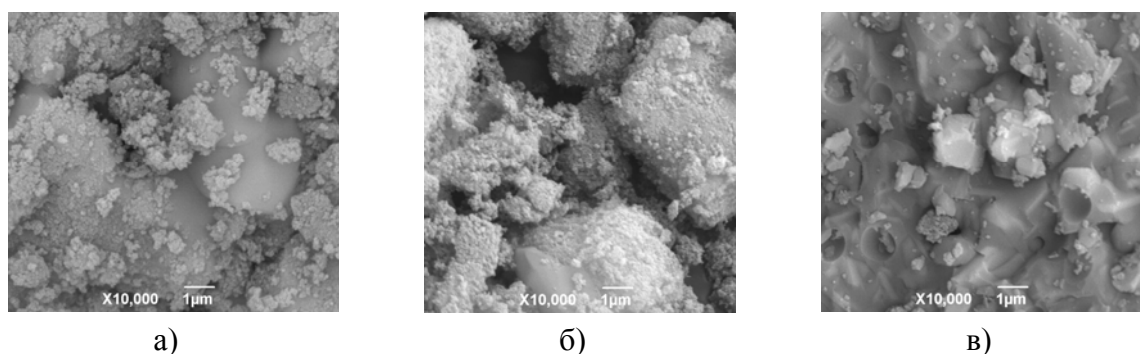
Сравнивая количества поглощенного радиоактивного Cs и радиоактивного Sr с результатами экспериментов, проведенных при использовании природных аналогов этих элементов, при их начальной концентрации 6 – 10 мг/л, можно сказать, что такие результаты сопоставимы. Подобное явление мы объясняем тем, что природа поглощения этих катионов при очень низких ( $5 \cdot 10^3$  Бк/л) и низких (мг/л) концентрациях подобны. Это дает нам основания считать, что природа поглощения таких катионов из трапных вод, имеющих более высокую активность (до  $13 \cdot 10^6$  Бк/л), будет протекать подобным образом.

Несмотря на то, что глинистые минералы имеют более высокую сорбционную активность по отношению к ионам Cs (80 - 90%), количество поглощенного Sr, как правило, значительно ниже [8, 9]. Мы связываем этот факт с тем, что катион Cs, при поглощении глинистыми минералами, связывается посредством эквивалентного нуклеофильного обмена в диффузно ионной атмосфере коллоидной частицы. При очень низких концентрациях мы считаем маловероятной возможность миграции крупных щелочных катионов в межслоевое пространство частиц монтмориллонита. Наши опыты показали, что в определенных условиях, катионы Sr поглощаются значительно лучше, нежели катионы Cs. Предполагается [10], что высокая сорбционная способность частиц кремнезема по отношению к катионам Sr характерна для ионов-комплексообразователей, обладающих склонностью к донорно-акцепторным взаимодействиям, что в свою очередь хорошо согласуется с предположениями о возможном существенном вкладе в энергию адсорбционной связи Si – O – Me<sup>n+</sup> ковалентной составляющей. Становится понятным, что такие многозарядные катионы, способные к комплексообразованию, как Co и Cu

практически полностью поглощались в условиях нашего эксперимента. В то же время ионы  $Me^{2+}$ , имеющие ионный радиус, соизмеримый с радиусом иона  $Fe^{+2}$ , возможно, вовлекаются в структуру магнетита в процессе его образования.

Присутствие комплексообразователей в техногенных водах, подлежащих очистке от катионов, в ряде случаев создает существенные трудности в процессе удаления радионуклидов сорбентами. Так, например, присутствие в трапных водах поверхностно активных веществ (ПАВ) или моющих композиций, содержащих помимо сульфанола комплексообразователи и электролиты, составляет определенные сложности для применения традиционных методов в процессе удаления загрязняющих веществ. В нашей работе с целью изучения влияния ПАВ и препаратов на их основе (СФ-2) на поглощение одно- и многозарядных катионов исследовалось образование кремний магнетитового композита в присутствии этих веществ. Результаты экспериментов дают нам основание считать, что присутствие в дисперсионной среде сульфанола или СФ-2 в количестве до 0,5 г/л практически не влияет на сорбцию катионов. Известно [1], что образующиеся мицеллы поликремневых кислот, в присутствии сульфанола в щелочной среде, имеют отрицательный заряд [11]. Частицы магнетита, имеющие положительный заряд, являются универсальным материалом для осаждения коллоидных частиц кремнезема путем коагуляции, и одновременно могут увлекать молекулы ПАВ. Одновременно с этим следует отметить, что не исключена возможность образования молекулами ПАВ мостиковых связей между наночастицами кремнезема [1], в местах, где отсутствует присоединение частиц магнетита. Особенностью предложенного нами способа получения кремний магнетитового композита является то, что присутствие в дисперсионной среде электролитов ( $Na_2B_4O_7$ ) не оказывает существенного влияния на степень очистки рабочего раствора.

Проведенные нами исследования коагулята методами сканирующей электронной микроскопии, а также методом локального рентгеновского микроанализа позволили определить пространственные характеристики агрегатов кремний магнетитового композита, а также содержание O, Si, Na, и Fe в нем.



**Рис. 1.** Электронно-микроскопические снимки коагулята: а) воздушно-сухой образец, б) образец, прогретый при 250 °С, в) образец, прогретый при 1000 °С

Из приведенных рисунков (1а, 1б) видно, что коагулят представляет собой агломерацию микрочастиц, средний размер которых составляет около 50 нм. Мы предполагаем, что микроагрегаты скоагулированных коллоидных частиц кремневой кислоты связываются с зернами магнетита, и тем самым образуют более крупные частицы. Рентгенофазовые исследования не выявили в таком коагуляте кристаллической фазы, тем не менее, методом локального рентгеновского микроанализа, как по отдельным точкам, так и по участкам поверхности (рис. 2), был установлен его состав, приведенный в таблице 2. Аналогичным образом был определен состав образцов коагулята, прогретых при 250 °С и 1000 °С.

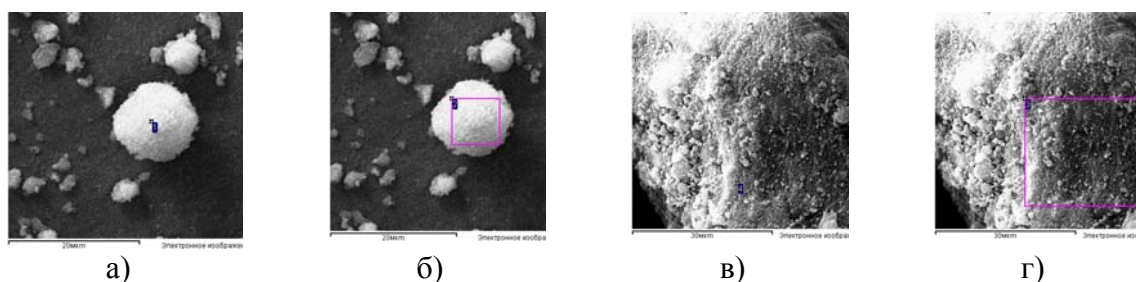


Рис. 2. Электронно-микроскопические снимки участков поверхности воздушно-сухого коагулята

Таблица 2. Химический состав коагулятов

Область измерения	Содержание элементов в непрогретом коагуляте, %				Содержание элементов в прогретом при 250 °С коагуляте, %				Содержание элементов в прогретом при 1000 °С коагуляте, %			
	O	Si	Na	Fe	O	Si	Na	Fe	O	Si	Na	Fe
а	52	18	6	16	52	20	8	14	45	24	7	19
б	53	17	8	13	57	20	7	13	49	20	7	22
в	57	16	7	13	43	21	6	23	48	14	8	27
г	50	20	8	11	45	22	5	21	47	24	10	21
Среднее	± 53	± 18	± 7	± 13	± 49	± 21	± 7	± 17	± 47	± 21	± 8	± 22

После прогрева воздушно-сухого образца коагулята до 250 °С на рентгенограмме появляется ряд хорошо сформированных острых рефлексов, которые позволяют диагностировать их как магнетит (рис. 3) [12].

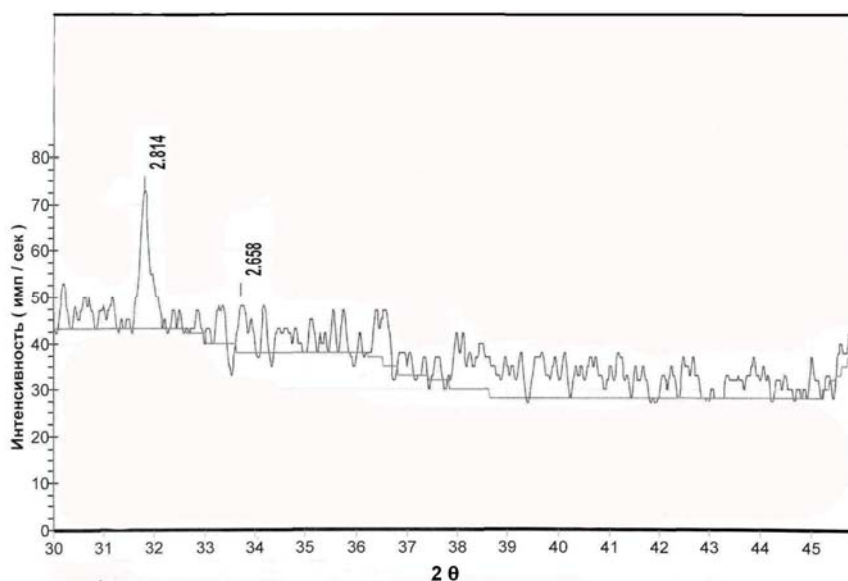


Рис. 3. Дифрактограмма образца коагулята, прогретого при 250 °С

Отсутствие рефлексов на рентгенограмме образца воздушно-сухого коагулята, объясняется, с нашей точки зрения, высокой степенью гидратации полученных агрегатов. Гидратная вода, поглощая рентгеновское излучение, не дает возможности сформировать рентгеновский рефлекс, интенсивность которого была бы достаточной для фиксации дифрактометром. Кроме того, можно допустить вероятность укрупнения кристаллов магнетита из его нанодисперсии до величины, при которой хорошо фиксируются соответствующие рефлексы на рентгенограммах. Следует также отметить, что на снимках электронной микроскопии (см. рис. 1б) отдельные кристаллы магнетита не фиксируются. Как и следовало ожидать, при прогреве образца коагулята до 250 °С его химический состав изменяется незначительно: несколько

уменьшается содержание кислорода с одновременным увеличением процентного содержания кремния и железа. Это связано с процессами дегидратации кремний магнетитового композита при нагревании, в то же время структура таких агломератов остается практически неизменной.

Прогрев воздушно-сухого образца коагулята до температуры 1000 °С сопровождается образованием жидкой фазы, которая при охлаждении образует стекловидную аморфную фазу, в объеме которой находятся кристаллы рудного вещества. Рентгеновский фазовый анализ такого образца показал (рис. 4), что помимо аморфной стеклофазы находятся четко визуализируемые кристаллы, которые диагностируются как  $\alpha$  – гематит ( $\alpha - \text{Fe}_2\text{O}_3$ ). Образование гематита из магнетита при его прогреве до 1000 °С объясняется тем, что при температуре 775 – 836 °С в атмосфере воздуха ионы  $\text{Fe}^{+2}$  окисляются до  $\text{Fe}^{+3}$  с образованием сначала  $\gamma - \text{Fe}_2\text{O}_3$ , который при более высокой температуре превращается в  $\alpha - \text{Fe}_2\text{O}_3$  [13].

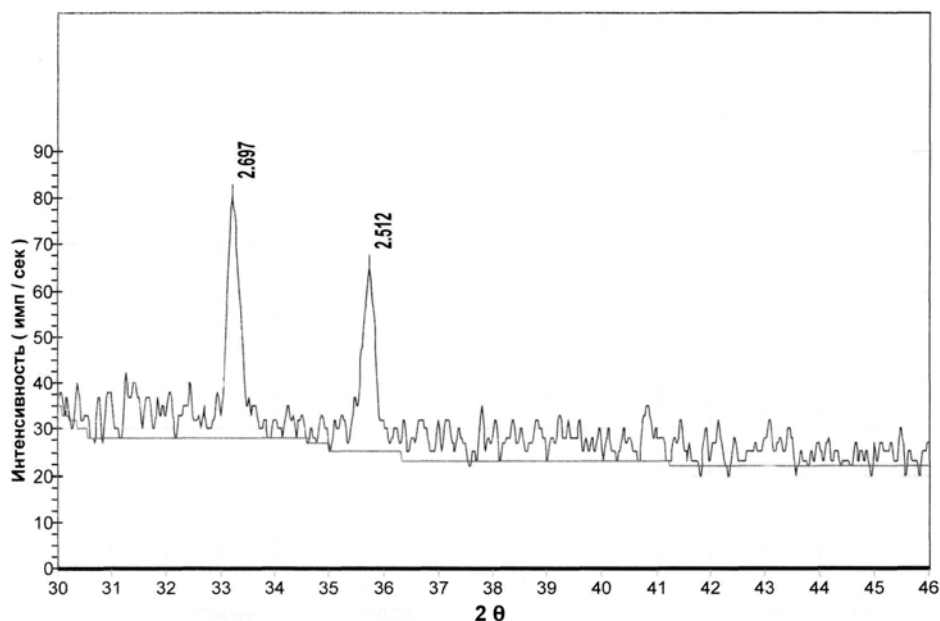


Рис. 4. Дифрактограмма образца коагулята, прогретого при 1000 °С

Мы полагаем, что образование стеклофазы в значительной мере препятствует миграции поглощенных коагулятом катионов из твердой фазы в водную среду при их контакте. Наши исследования показали, что длительное пребывание образца коагулята, прогретого до температуры 1000 °С в воде при температуре 100 °С и соотношении Т:Ж = 1:400 в течении 7 суток сопровождается десорбцией поглощенных катионов в количестве не более 5% от их общего содержания.

Таким образом, показано, что поглощения катионов различной природы из водного раствора коллоидами поликремневых кислот с последующей их коагуляцией магнетитом позволяет одновременно удалять из растворов ионы щелочных, щелочноземельных и многовалентных металлов: Cs до 80%, а Sr, Co, Cu и Fe – в количестве 90 – 99%.

Кремний магнетитовый композит, полученный в процессе удаления указанных катионов, при нагревании его до 1000 °С образует стеклофазу, что может быть использовано в технологиях по остеклованию радиоактивных отходов.

1. Айлер Р. Химия кремнезема. Растворимость, полимеризация, коллоидные и поверхностные свойства, биохимия. Том 2, М.: Мир, 1982. – 520 с.

2. Забулонов Ю.Л., Литвиненко Ю.В., Кадошников В.М., Писанская И.Р. Физико – химическое моделирование условий образования дисперсий магнетитов как

агента удаления катионов из техногеннозагрязненных вод // Збірник наукових праць «Моделювання та інформаційні технології» Інститут проблем моделювання та інформаційних технологій НАН України. – К. – 2011. – Вип. 59. – С. 116-125.

3. Jianfei Sun, Yu Zhang, Zhongping Chen, Jie Zhou, and Ning Gu. Fibrous aggregation of magnetite nanoparticles induced by a time-varied magnetic field // *Angewandte chemie. Nannopartice aggregates*, 2007. – p. 4767 – 4770.

4. Н.В. Белов. Очерки по структурной минералогии. М.: Недра, 1976. – 344 с.

5. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  методом объемной коагуляции // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». – Мариуполь. – 1996. – С. 53.

6. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  сорбционными методами // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». – Мариуполь. – 1996. – С. 51-52.

7. Шутько А.П., Гомеля Н.Д., Терещенко О.Н. Очистка сточных вод от радиоизотопов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  методом пенной флотации // Труды Междунар. Конф. «Переработка отходов и очистка сточных вод». – Мариуполь. – 1996. – С. 51.

8. Косоруков А.А., Корнилович Б.Ю., Надел Л.Г., Пшинко Г.Н. Очистка радиоактивнозагрязненных вод с использованием природных и механоактивированных сапонитовых и глауконитовых глин // *Химия и технология воды*. – 1998. – Т.20, №3. – С. 289-295.

9. Корнилович Б.Ю., Косоруков А.А., Пшинко Г.Н. Очистка вод от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  использованием природных и механоактивированных слоистых и слоисто-ленточных силикатов // *Химия и технология воды*. – 1991. – Т.13, №11. – С. 1025-1029.

10. Белоусов В.И., Рычагов С.Н., Кузьмин Ю.Д. Адсорбционные свойства гидротермальных систем и перспективы их использования для консервации радионуклидов и других промышленных отходов. // *Экологическая химия*, 1999. – Т.8, вып. 4. – С. 262-277.

11. Воюцкий С.С. Курс коллоидной химии. М.: Химия, 1975. – 512 с;

12. Михеев В.И. Рентгенометрический определитель минералов. – М.: Гос. НТИ литературы по геологии и охране недр. 1957. – 867 с;

13. Уэрдландт У. Термические методы анализа. Пер. с англ. Под ред. В.А. Степанова и В.А. Берштейна. М.: Мир, 1978. – 526 с.

**Ю.Л. Забулонов, Ю.В. Літвіненко, В.М. Кадошніков, С.В. Кузенко**  
**НАНОКОМПОЗИЦІЙНІ СИСТЕМИ ЯК СОРБЕНТИ ТЕХНОГЕННО ЗАБРУДНЕНИХ ВОД**

*Розглядається можливість використання наносистем для виділення важких металів, в тому числі і радіонуклідів, з техногенно забруднених вод. Показано, що використання для цих цілей спеціально отриманої системи на основі полікремневих кислот спільно з магнетитовою дисперсією, дозволяє одночасно видалити з водного розчину катіони лужних, лужноземельних і багатозарядних металів у кількості 80-90%.*

**L. Zabulonov, J. Lytvinenko, V. Kadoshnikov, V. Kyzenko**  
**NANOKOMPOSITE SYSTEMS AS SORBENTS FOR TECHNOGENICALLY POLLUTED WATERS**

*The possibility of using nanosystems in order to remove heavy metals, including radionuclides, from industrial waste water is considered in the article. It is shown that the application for this purpose specific system, based on polysilicon acids together with magnetite dispersion, allows to remove simultaneously 80 - 99% of alkali, alkaline earth and multi-charge cations from aqueous solution.*

**К. А. СЕРЕДА**

*ДП „Екоінформ”, м. Київ*

## **ІНЖЕНЕРНО-ТЕХНІЧНІ ЗАХОДИ ЩОДО ПОЛІПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МАЛИХ РІЧОК**

*Проведено аналіз досліджень, публікацій і нормативних документів щодо механізму виконання робіт по догляду за річками і прибережними захисними смугами. Запропоновані водоохоронні заходи, які необхідно запровадити на річкових басейнах в Україні.*

### **Постановка проблеми**

Водний фонд України представлений великою кількістю малих річок, від водності та екологічного благополуччя яких залежить стан більш великих річок, а відтак і всього водогосподарського комплексу держави. З метою покриття дефіциту водних ресурсів, а також використання річок для певних господарських цілей стік більшості річок України був зарегульований. Без належного догляду за водосховищами і ставками, при наявності додаткового негативного впливу інших видів водокористування зруйнований природний стан зарегульованих річок. Замість джерел підтримання водності основних річок утворилась низка замулених, евтрофікованих, штучних водних об'єктів з порушеними екосистемами. Будівництво ставків без відповідного водогосподарського і екологічного обґрунтування продовжується і сьогодні.

Екологічний стан багатьох річок України, який склався внаслідок їх масштабного господарського використання, викликає необхідність розробки та впровадження термінових дієвих інженерно-технічних заходів в межах їх водозбірних територій. З метою прийняття реальних і ефективних рішень до уваги треба приймати чинне законодавство України, а також позитивний досвід країн-членів Європейського Союзу, які саме зараз впроваджують єдину для їх країн водну політику. Головним принципом при формуванні відповідних заходів має стати інтегрований підхід, що враховує всі фактори впливу в межах водозбірної площі на стан водних ресурсів і екосистем малих річок.

### **Аналіз нормативних документів і публікацій**

Державним агенством України по водним ресурсам за участю зацікавлених міністерств і відомств в Україні розроблені і затверджені Кабінетом Міністрів України підзаконні акти до Водного кодексу, з яких нижче перелічені ті, що відносяться до сфери інженерно-технічного управління річками.

До статті 17 Водного кодексу України – «Перелік видів діяльності, що належать до природоохоронних заходів» (Постанова КМУ від 17.09.96 р. № 524). У розвиток застосування Водного кодексу України, статей 3, 4, 16, 76, 78, 81, 85, 86, 88, 89, 107 та 108 Держводгоспом розроблений Відомчий нормативний документ «Річки. Виконання робіт по догляду» (ВНД 33-5.5-08-2001). Норми, що затверджені цим документом, встановлюють єдиний механізм виконання робіт по догляду за річками і прибережними захисними смугами. Вони є обов'язковими для спеціалізованих служб по догляду за річками водогосподарських організацій. Догляд – комплекс організаційно-технічних заходів, спрямованих на відтворення природного стану об'єктів догляду та підтримання їх у належному стані [1].

УкрНДІВЕП розроблено Методику упорядкування водоохоронних зон річок України. Вона погоджена з Мінприроди 16.02.2004 р. № 1173/20-8 і затверджена Держводгоспом (наказ від 29.04.1998 р. № 46). У методиці висвітлено принципи та методи встановлення розмірів водоохоронних зон і прибережних смуг річок. Викладено методологічні основи проектування водоохоронних заходів і вимоги до ведення господарської діяльності у водоохоронних зонах, організації рекреації, економічного обґрунтування й оцінки ефективності інженерно-біотехнічних заходів упорядкування водоохоронних зон річок.

Також існує низка документів, що дозволяють забезпечити виконання усього комплексу робіт на річках та водоймах, оптимізувати їх склад та черговість [2]:

– Порядок визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режим ведення господарської діяльності в них (затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 8 травня 1996 року № 486);

– Порядок користування землями водного фонду (затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 13 травня 1996 року № 502);

– Порядок видачі дозволів на проведення робіт на землях водного фонду (затверджено Постановою Кабінету Міністрів України від 12 липня 2005 року № 557);

– Порядок використання земель у зонах їх можливого затоплення внаслідок повеней та паводків (затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 31 січня 2001 року № 87);

– ВНД 33-5.2-02-98 (Методика визначення зон можливого затоплення на річках України);

– ВНД 33-1.1- 2001 (Інструкція щодо запобігання і реагування на надзвичайні ситуації техногенного та природного характеру на водогосподарських системах, захисних спорудах, водосховищах);

### **Виклад основного матеріалу дослідження**

При вирішенні проблем малих річок у різного роду заходах (для кожної річки індивідуальних) слід передбачати вирішення наступних завдань [3]:

– підтримання відповідного режиму стоку малих річок, як діючих водотоків з врахуванням їх раціонального господарського використання, охорони водного та природного середовища в сучасних умовах і довготривалій перспективі;

– забезпечення санітарно-гігієнічного і загального водоохоронного благоустрою території річкових басейнів малих річок.

Водоохоронні заходи, які прийнято розробляти та впроваджувати на річкових басейнах в Україні, поділяють на запобіжні, розподільчі та компенсаційні [4].

Запобіжні заходи – найбільш вагомі у екологічному відношенні. Вони спрямовані на боротьбу з безпосередніми причинами і джерелами забруднення. Основна мета цих заходів – не допустити або істотно зменшити надходження відходів виробництва і споживання у водні об'єкти. Слід підкреслити, що запобіжні заходи – це основна ланка в системі заходів, спрямованих на забезпечення високої якості природних вод. У перспективі питома вага цих заходів має неухильно зростати.

Запобіжні заходи:

- комплексні заходи з відтворення водності всіх річок – інженерні заходи для екологічно безпечної експлуатації водозабірних споруд, ставків і водосховищ.
- заходи, спрямовані на екологічно орієнтовані технології виробництв, що мають вплив на водні ресурси і екосистеми річок;
- заходи, що супроводжують цикл виробництво–споживання;
- заходи, які здійснюються після закінчення циклу виробництво–споживання.

Розподільчі водоохоронні заходи можуть виконуватися раніше, ніж запобіжні та компенсаційні, а також одночасно з ними чи після них. Функціональне значення цього виду заходів – вирівнювання антропогенних навантажень у басейнах річок шляхом їх перерозподілу в часі і просторі з урахуванням асимілюючих можливостей різних ділянок водозабору.

Крім того, розподільчі заходи займають проміжну позицію між запобіжними і компенсаційними. Їх основне завдання – регулювання рівня антропогенного навантаження на різні компоненти басейну річки шляхом розподілу залишкових обсягів забруднюючих речовин, що надходять до водного об'єкта після здійснення запобіжних водоохоронних заходів.

Розрізняють три категорії розподільчих заходів:

- раціоналізацію розташування джерел забруднення з урахуванням загальних водоохоронних вимог до об'єктів, що плануються, будуються чи діють;
- розподіл відходів і викидів по території;
- розподіл відходів і викидів у часі.

Компенсаційні водоохоронні заходи повинні забезпечити нейтралізацію шкідливого впливу на якість води тієї частини забруднень, яка залишається після здійснення запобіжних заходів.

Компенсаційні заходи – остання ланка в системі водоохоронних заходів. Їх поділяють на три види:

- заходи, спрямовані на зменшення надходження забруднюючих речовин;
- заходи щодо складування відходів виробництва і споживання для тимчасового й постійного зберігання;
- заходи щодо відновлення асимілюючих властивостей водозабору.

Існує багато методологічних підходів до формування водоохоронних заходів, які доцільно впроваджувати на зарегульованих малих річках – від наукових проектів до практичних господарських і технологічних розробок. До них можна віднести і профілактично-попереджувальні заходи щодо попередження несприятливих природно-господарських впливів і заходи щодо оперативного виявлення та ліквідації надзвичайних, екстремальних ситуацій і станів споруд, ландшафтів та екосистем в басейнах малих річок.

До профілактично-попереджувальних заходів відноситься система правових, економічних, організаційних і технічних заходів, спрямованих на запобігання, обмеження, локалізацію та ліквідацію небезпечних ситуацій впливу на чистоту річкових вод і функціонування річкових басейнів в цілому як екосистем. Конкретними профілактично-попереджувальними заходами є підтримка водоохоронної витрати при регулюванні стоку та відновлення русел річок, які можуть здійснюватися за посібником [5].

До попереджувальних та ліквідаційних заходів відноситься комплекс еколого-захисних дій в цілому в річковому басейні, як єдиній ландшафтно-екологічній системі, що сприяв би відновленню природного стану цієї системи.

Організаційно-господарські заходи поділяють на спеціальні та профілактичні: спеціальні заходи передбачають раціональну організацію водорегулюючого комплексу в межах водозабору:

- агротехнічні заходи застосовують на схилах з метою регулювання поверхневого стоку і запобігання змиву ґрунтів. До них входять: фітомеліорація, протиерозійні засоби обробки ґрунту, прийоми затримання снігу і регулювання сніготанення;
- лукомеліоративні заходи (залуження ерозійно небезпечних земель і елементів гідрографічної мережі) дозволяють зменшити ерозію ґрунтів;



- лісомеліоративні заходи. Лісові насадження сприяють підтриманню належного стану ґрунтів, вод, повітря;
- гідротехнічні заходи дають змогу безпосередньо впливати на поверхневий стік, затримувати частину талої і дощової води в штучних водоймах і використовувати її для господарських цілей.

Профілактичні заходи передбачають заборону:

- застосування авіації для внесення добрив і обробки посівів пестицидами, використання пестицидів і мінеральних добрив, які легко розчиняються у воді;
- розорювання земель і знищення деревно-чагарникової або трав'янистої рослинності на ерозійно небезпечних ділянках;
- внесення добрив на сніговий покрив і мерзлий ґрунт;
- утримання на полях мінеральних добрив;
- будівництво сховищ мінеральних добрив і пестицидів, а також спорудження тваринницьких комплексів, очисних споруд, баз відпочинку і стоянок автомобілів;
- встановлення природної водності малої річки (у річному і внутрішньорічному розрізі, мінімальний і максимальний стік);
- оцінка малої річки з позицій можливого її використання як джерела води;
- обґрунтування можливих масштабів безпосереднього використання річки для вироблення гідравлічної енергії, розвитку рибного господарства, створення рекреаційних зон;
- оцінка гідрологічних, топографічних та інших природних і економічних умов, сприятливих для здійснення водогосподарських заходів з раціонального перетворення режиму річкового стоку і гідрографічної мережі в господарських та природоохоронних цілях.

Основний принцип охорони малих річок від виснаження і шкідливих змін - зберігання у водотоку такої витрати, що при будь-яких видах господарського використання забезпечує відтворення біологічних ресурсів і задовільний санітарно-біологічний стан і самоочищення ріки.

Роль водосховищ у зниженні руйнівної дії вод невелика. Регулюючі водосховища для захисту від шкідливої дії вод будуються переважно на рівнинній частині. При зарегулюванні стоку річок водосховищами виникає необхідність в захисті від затоплення і підтоплення цінних сільськогосподарських та лісових угідь, родовищ корисних копалин, населених пунктів, промислових підприємств, транспортних споруд та інших об'єктів, а також у виконанні інженерних заходів по берегоукріпленню.

Вплив зрошувальних і осушувальних меліорацій на природне середовище проявляється на регіональному рівні, поширюючись на значну частину території України [4]. На півдні, де зрошуються великі площі земель, різко змінився режим річкового стоку внаслідок його зарегульованості та відбору води в значних обсягах. Змінилися рівні ґрунтових вод, вологість ґрунтів, мінералізація вод, на зрошувальних землях сформувався своєрідний мікроклімат. Поряд із передбаченими трансформаціями елементів природного середовища почали виникати непередбачені зміни: підтоплення і вторинне засолення земель, іригаційна ерозія ґрунтів, забруднення поверхневих та підземних вод, зниження рибопродуктивності водойм тощо.

Водоохоронне значення лісу відоме – в лісі поверхневий стік практично відсутній, дощова і тала вода поглинається лісовою підстилкою, інфільтрується в ґрунт і поповнює підземні води, які виклинюються в долинах річок і забезпечують їх підземне живлення.

Річки, водозабори яких вкриті лісом, мають порівняно з безлісними (розташованими в тій же зоні) більш рівномірний за часом стік і більшу частку підземного стоку.

Створення оптимальних водозахисних лісонасаджень екологічно, а можливо, і економічно більш вигідне, ніж спорудження водосховищ. Доведення лісистості на водозборах до оптимальної значно зменшить забруднення вод пестицидами, добривами та іншими шкідливими речовинами, що виносяться з сільськогосподарських угідь.

Проблема захисту населених пунктів, сільгоспугідь та інших об'єктів від повеней і паводків виникла в основному через недостатньо продумане, безсистемне освоєння територій, які періодично затоплюються. З давніх-давен населені пункти засновувались і розвивались у заплавах річок. Заплавні землі використовувались як сільськогосподарські угіддя, на водозбірній площі хаотично добували будівельні матеріали, річища захищували, вирубували ліси [6, 7].

Все це призвело до зменшення стокорегулюючої спроможності водозборів, зменшення пропускнуєї спроможності річищ, а також до високого рівня освоєння річкових заплав, в результаті якого звичайні повені і паводки завдають значних матеріальних збитків, призводять до людських жертв й тому сприймаються як катастрофічні.

Планування і здійснення протиповіневих і протипаводкових заходів мають бути орієнтовані, перш за все, на запобігання (зменшення) збитків. Пріоритети і черговість здійснення заходів повинні передбачати виконання:

- адаптаційних і компенсаційних заходів – запобігання забудови заплав; перенесення об'єктів із зони затоплення; реконструкцію об'єктів, що перешкоджають водному потоку (наприклад, заміна земляних дамб транспортних артерій на естакади); трансформацію сільськогосподарських угідь (заміна ріллі на сіножаті), обмеження вирубування лісів, лісовідновлення тощо;
- захисних заходів – локальний захист найбільш цінних господарських об'єктів, удосконалення й інтенсифікація використання земель, що захищаються;
- регулювання стоку та поліпшення якості водних ресурсів шляхом створення водосховищ і запобігання скиду забруднених вод у водні об'єкти.

Основним способом захисту є дамбування, бо створення окремих водосховищ чи їх каскадів не тільки потребує значних капіталовкладень, а й спричиняє ряд негативних наслідків (особливо затоплення і підтоплення земель та населених пунктів), а подекуди є досить складним за умов рельєфу. Поряд із дамбуванням здійснюють виправлення, поглиблення і розчищення річищ, відведення із річки частини паводкового стоку відвідними каналами. Для створення в річковому басейні умов, які б сприяли вирівнюванню процесів збігання води по поверхні водозбору, виконують відповідні агротехнічні, лісомеліоративні, полезахисні і протиерозійні заходи.

Для створення і підтримання сприятливого водного режиму, поліпшення санітарного стану водойм, захисту їх від замулення, охорони від забруднення пестицидами та біогенними речовинами, а також попередження іншої шкідливої дії встановлюються водоохоронні зони. До них входять заплави річок, надзаплавні тераси, бровки і круті схили корінних берегів, а також балки та яри, безпосередньо пов'язані з річковою долиною.

У проектній документації по водоохоронних зонах річок у кожному конкретному випадку визначаються: розміри таких зон; порядок, характер та вид використання земель, що входять до їх складу; заходи щодо захисту водних об'єктів від забруднення

та замулення. При цьому мають враховуватися особливості рельєфу місцевості, ґрунтів, рослинного покриву.

У межах водоохоронних зон по берегах річок виділяють прибережні смуги.

В Україні в басейнах малих річок виділені прибережні смуги загальною площею 811,8 тис.га. Водоохоронні заходи в таких смугах передбачають залуження розораних ділянок на площі 67,1 тис.га і проведення захисних насаджень уздовж берегів водойм на площі 87,2 тис.га.

З метою стабілізації та деякого покращення стану малих річок України необхідно дотримуватися правил експлуатації наявних технологічних засобів. Це дало б змогу зменшити обсяги скиду забруднених вод до 15-20%. Надалі шляхом економічного регулювання використання водних ресурсів можна добитися більш значного зменшення скиду забруднених вод.

Узагальнення відомих та апробованих на практиці технічних рішень дозволяє розробити технологічні схеми локалізації забруднень у зонах формування місцевого стоку.

Вибір методів захисту і технічних засобів локалізації здійснюється в залежності від наступних основних факторів:

- рівня щільності забруднення території;
- екологічної безпеки населення;
- господарського використання території;
- природно-кліматичних умов;
- наявності місцевих будівельних матеріалів, транспортних і енергетичних комунікацій тощо.

Розробка заходів з локалізації забруднень у місцях формування поверхневого та ґрунтового стоку – важливий етап ліквідації наслідків можливих техногенних аварій, що найчастіше можуть виникати в зонах розміщення об'єктів підвищеної небезпеки (ПНО). Принципово такі території стають джерелом довготермінового забруднення ґрунтових і поверхневих вод, повітря, флори і фауни.

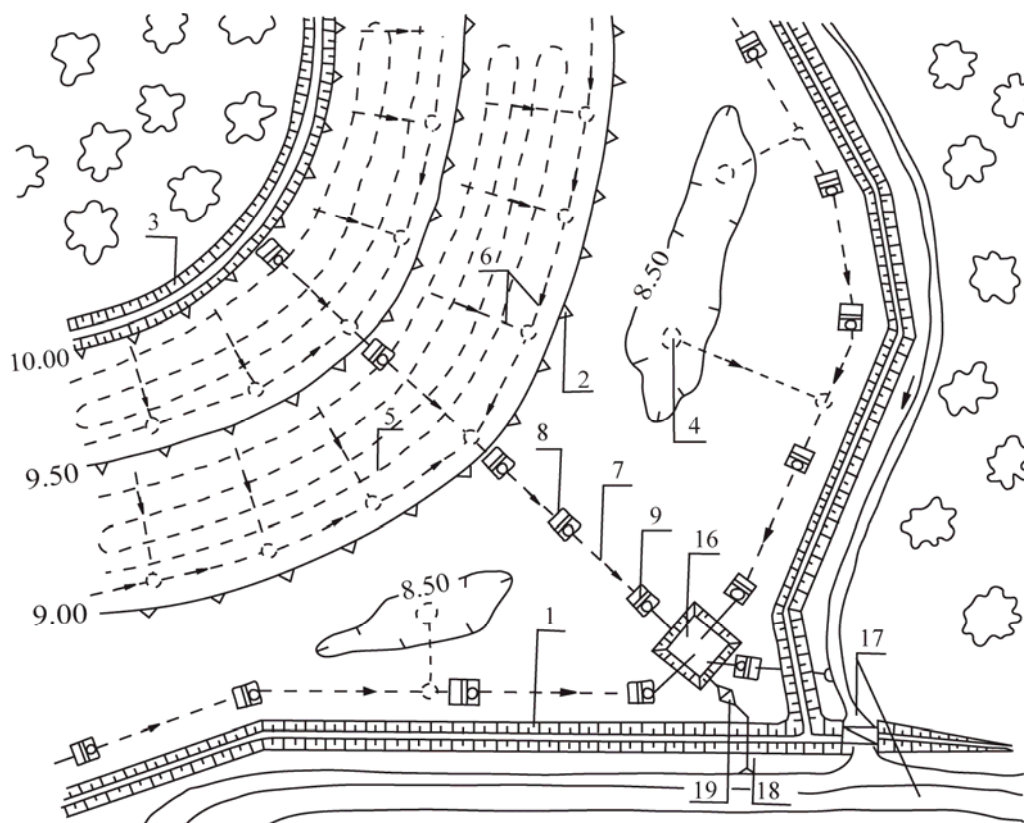
В першу чергу необхідно попередити забруднення джерел питного та господарського водопостачання створенням захисних споруд від поверхневих і підземних шляхів надходження забруднюючих речовин, а також ліквідувати водну ерозію ґрунтів.

На наступних етапах, під захистом інженерних заходів, задача локалізації забруднень вирішується по двох напрямках. На ділянках з глибоким заляганням ґрунтових вод (більш ніж 3 м) за допомогою агротехнічних заходів (глибоке рихлення) і хімічних меліорантів прискорюють промивання ґрунтового шару від забруднювачів, використовуючи штучне дощування, або опади. У цьому випадку відбувається стабілізація міграційних процесів, оскільки забруднювачі виводяться нижче глибини розповсюдження кореневої системи (50 – 70 см).

На територіях з високим заляганням ґрунтових вод (до 3 м) закладається площадковий матеріальний дренаж з гідравлічною автоматизацією технології цілеспрямованого регулювання водного режиму. Це відбувається шляхом стабілізації рівня ґрунтових вод на заданій глибині і своєчасного відводу дренажного стоку з наступним його очищенням у приймаючих колодязях на шляху транспортування.

На другому і наступних етапах реалізації комплексу з локалізації техногенного забруднення закритому дренажу належить вирішальне значення як найбільш

активному і довготерміновому інженерному заходу. Комплекс дренажних систем показаний на рис. 1.



**Рис. 1.** Технологічна схема локалізації РАЗ в зоні формування місцевого стоку

1 – дамби обвалування; 2 – валики схилих лиманів; 3 – ловецькі канали; 4 – шлюкер; 5 – глибоке рихлення ґрунту; 6 – розріджений матеріальний закритий дренаж; 7 – транспортуючі колектори; 8 – водоприймальні-перепадні колодязі; 9 – касети з сорбентом; 10 – прихідний патрубок; 11 – залізобетонна стінка; 12 – поплавок; 13 – тяга; 14 – спарений шарнірний ромб; 15 – затвор; 16 – накопичувальний басейн; 17 – природний водоприймач; 18 – скидний колодязь; 19 – насосна станція.

Гідравлічна автоматизація регулювання інтенсивності формування, транспортування і очищення дренажного стоку відбувається за допомогою гідравлічних регуляторів рівней, що встановлюються в колодязях 13. В них встановлюють касетні фільтри із сорбентів.

Уповільнення або зупинка процесу подання і очищення води відбувається шляхом переналадки поплавцевого датчика рівня по вертикалі або ж виключенням гідрорегулятора лише в скидному колодязі. В усіх інших колодязях автоматично зменшується або збільшується надходження води від водоприймача до об'єкта локалізації техногенного забруднення.

Оптимізація параметрів окремих гідротехнічних споруд і ефективність комплексу при ліквідації техногенних забруднень, особливо їх технологічної частини, повинна відбуватись в залежності від конкретних місцевих умов, рівня аварії та матеріальних можливостей.

Мета оперативної локалізації забруднення в руслах і малих водосховищах річок – попередити розповсюдження забруднення по руслу річки, а також його осідання на дні водосховища шляхом застосування дорожно-будівельної, меліоративної і сільськогосподарської техніки з максимальним використанням місцевих будівельних матеріалів.

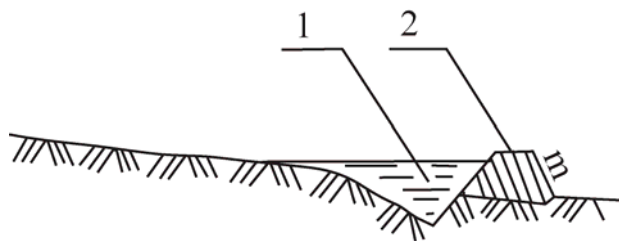
Склад завдань що вирішуються:

- попередження стоку забрудненої води з приуслової території у русло річки;
- локалізування твердого стоку у руслі річки;
- створення за необхідності зони акумуляції забрудненої води і твердого стоку;
- забезпечення очищення води від забруднюючих речовин з подальшою їх утилізацією.

Для попередження потрапляння забруднених стоків до русла річки у приусловій зоні необхідно побудувати:

- земляні споруди, що затримують повністю або частково поверхневий сток – горизонтальні вали – тераси чи вали з широкою основою, наклонні вали-тераси;
- споруди, що забезпечують безпечний скид поверхневого стоку: розпилювачі стоку, водовідвідні вали і нагірні канали.

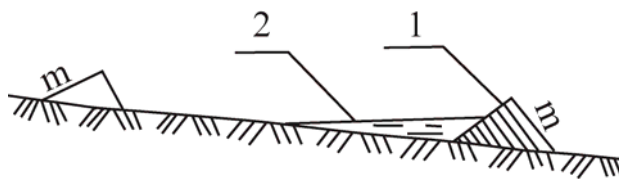
Водозатримуючі вали, що показані на рис. 2, – це споруди у напіввиємці-напівнасіпу, що складаються з валу та коритоподібної виїмки-канави. Вали будують трапецієдальної форми з місцевого ґрунту заввишки 0,8 - 2,0 м, шириною за гребнем 2,5 м і закладанням відкосів  $m = 1,5 - 2,5$  м.



**Рис. 2.** Водозатримуючий вал  
1 – коритоподібна виїмка; 2 – вал.

Водозатримуючі вали розміщують в безпосередній близькості від русла річки в залежності від рельєфу.

Вали-тераси (рис. 3) будують за горизонталями місцевості паралельно один одному. Вони мають невелику висоту і дуже пологі відкоси. Висота валів коливається в межах від 30 до 60 см, ширина основи повинна бути не менш 10 – 12 кратною висоті валу. Розміщуються на ділянках з ухилом до  $5 - 10^\circ$ . Відстань між валами до 50 м.

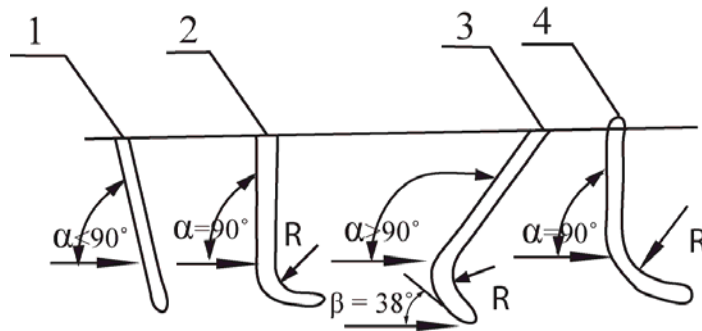


**Рис. 3.** Вали – тераси  
1 – вал; 2 – зона накопичення води.

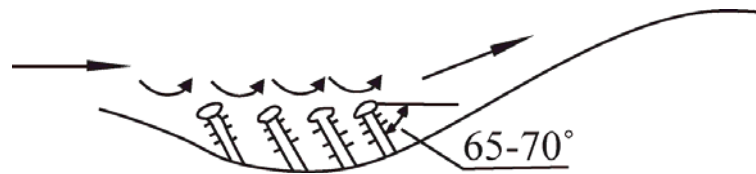
Розпилювачі стоку – прості ґрунтові споруди, які створюються для розосередження концентрованого водного потоку. Це, як правило, невеликий вал, що перегороджує улоговину під кутом  $45^\circ$  у напрямку вісі водотоку і виводить стік на прилеглий схил.

У випадках, коли недостатньо акумулюючих ємкостей, у руслових спорудах можуть бути створені зони акумуляції води і твердого стоку шляхом створення перемичок або дамб з місцевих будівельних матеріалів (каміння, ґрунту, дерева). Цей тип

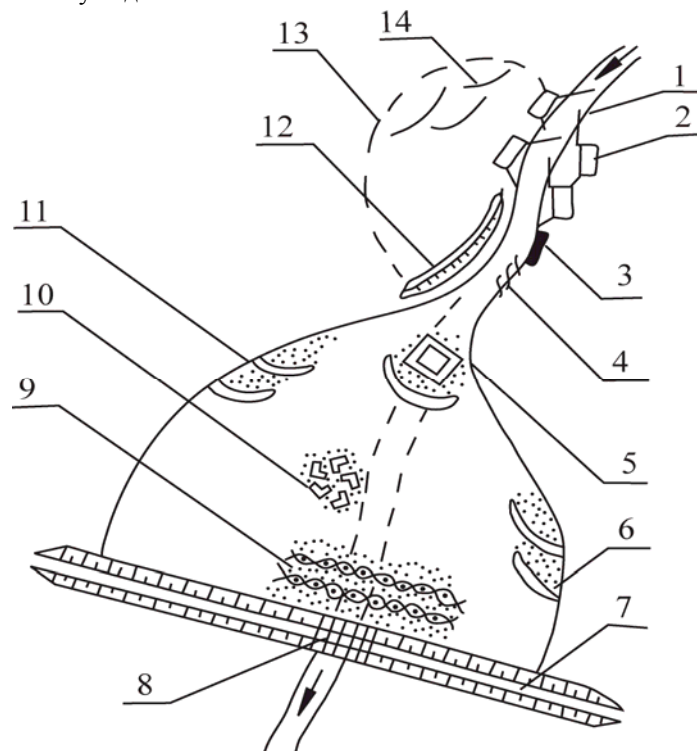
регулюючих споруд дозволяє також застосовувати при створенні тіл перемичок і дамб природні сорбенти (цеоліти, опоки, глина, торф тощо). Для затримання твердого стоку у зоні акумуляції і в руслі річки необхідно застосовувати глухі шпори, траверсні шпори, плетневі запруди, фашины, придонні улавлювачі, буни, серповидні затоплені шпори і відстійники (рис.4, 5, 6).



**Рис. 4.** Глухі шпори з різними кутами ( $\alpha$ ) установки  
1-4 – номери типів шпор; R – радіуси закруглення носків шпор.



**Рис. 5.** Траверсні шпори (план)  
→ – напрямок потоку води



**Рис. 6.** Схема локалізуючих споруд в гирлі річки  
1 – потіконаправляюча шпора; 2 – відстійники; 3 – габіони; 4 – траверсні шпори; 5 – пастка; 6 – затоплені серповидні шпори; 7 – гребля (дамба); 8 – фільтруючий елемент дамби; 9 – плетні з хворосту; 10 – павукоподібні буни; 11 – незатоплені шпори; 12 – водозатримуючий вал; 13 – зона радіоактивного забруднення; 14 – вали-гераси.

Для попередження розмиву берегів річок, особливо зарегульованих, і заповнення продуктами розмиву споруд локалізації в руслі, а також потрапляння у воду забруднення слід застосовувати габиони, тюфяки, кам'яні накидання і відмостки в зоні розмиву русла.

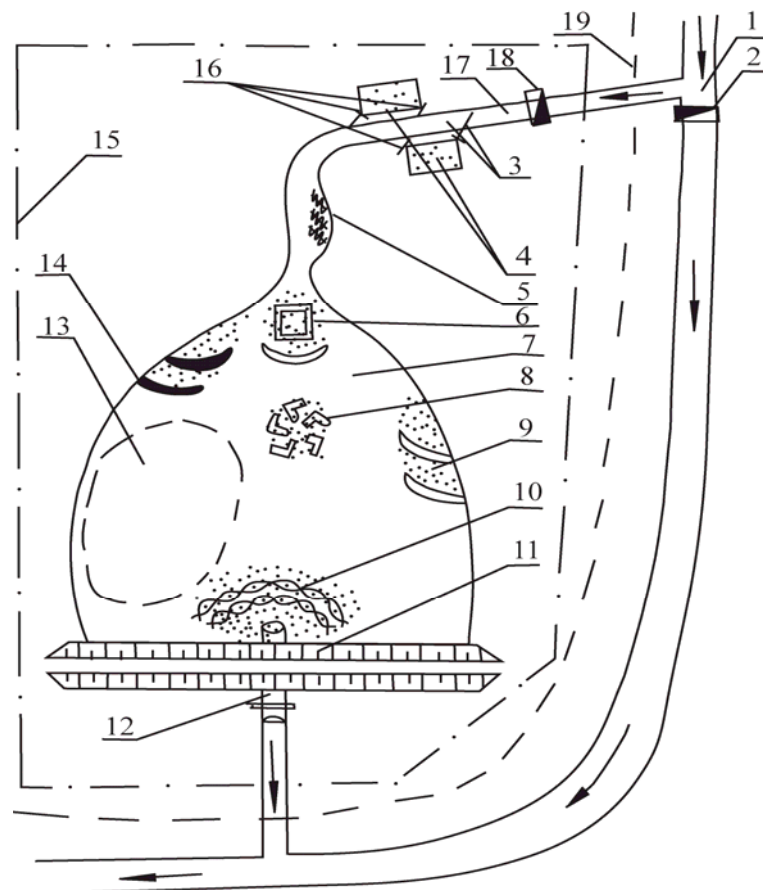
Рекомендації щодо застосування вищевказаних конструкцій можна знайти в літературі [8, 9].

Після виконання спорудами завдань з локалізації забруднення, зона акумуляції води ліквідується шляхом пропуску води крізь фільтруючі ділянки дамб. Забруднені речовини з осадом підлягають збору і вивезенню до місця їх утилізації.

Ефективність запропонованого комплексу технічних рішень полягає у наступному:

- підвищується здатність ділянки річки до локалізації;
- скорочуються терміни будівництва;
- зменшується собівартість будівництва, в основному, за рахунок застосування місцевих будівельних матеріалів;
- зменшуються витрати на експлуатацію споруд з локалізації.

Оскільки не можливо повністю ліквідувати розповсюдження забруднених речовин в руслах річок і водоймах внаслідок їх фільтраційного переносу у ґрунтові води і далі з водними масами вздовж заплави, пропонується створювати наступний комплекс технічних заходів для локалізації забруднень, приведений на рис. 7.



**Рис. 7.** Схема ЛРЗ річкового стоку на надзаплавних терасах

1 – русло річки; 2 – регулюючий пристрій в руслі річки; 3 – потіконаправляючі шпори; 4 – відстійники; 5 – траверсні шпори; 6 – донна пастка; 7 – зона акумуляції води; 8 – павукоподібні буні; 9 – серпоподібні затоплені шпори; 10 – плетневі загородження; 11 – фільтруюча дамба; 12 – водовипуск з пристроєм для очищення води; 13 – біоплато; 14 – незатоплені шпори; 15 – майданчик локалізації; 16 – регулюючий пристрій відстійника; 17 – обвідний канал; 18 – регулюючий пристрій каналу; 19 – кордон пойми річки.

Комплекс заходів з локалізації створюється поза межами заплави річки на території призаплавних терас, які використовуються у сільськогосподарському виробництві. Ділянка локалізації представляє собою природне або штучне пониження місцевості, що облаштоване протифільтраційним екраном і дренажною системою. В межах ділянки розташовані споруди для уловлювання наносів, а сама ділянка дозволяє концентрувати значні обсяги забрудненої води.

Система локалізації діє наступним чином. Стік річки або його частина за допомогою споруд 2 і 18 спрямовуються за допомогою обводного каналу 17 на ділянку локалізації 15, в межах якої за допомогою відстійників-накопичувачів 4, траверсних шпор 5, донних пасток 6, павукоподібних бун 8, серповидних затоплених шпор 9, плетневого загородження 10, біоплато 13 здійснюють затримання твердого стоку. Забруднена вода, що заакумульована в межах ділянки локалізації, піддається наступній очистці від забруднених речовин у відповідності з їх властивостями на пристрої 12, розташованому на скидному каналі.

Кількість і розміри надзаплавних ділянок, склад наносоуловлюючих і водочисних пристроїв визначають, виходячи з рівня забруднення і конкретної величини руслового стоку. Будівництво проводять у порядку підготовки об'єктів ГО до роботи в аварійних ситуаціях. Комплекс гідротехнічних споруд може використовуватися у господарських цілях (водопостачання, зрошення, риборозведення тощо).

Переведення роботи комплексу споруд на режим локалізації проводять при виникненні аварії або при різкому погіршенні екологічної ситуації під впливом інших джерел забруднення довкілля.

### **Висновки та рекомендації**

Для загальної стабілізації стану річок України необхідна розробка і впровадження Національної програми з оздоровлення малих річок, якою потрібно передбачити комплекс заходів, спрямованих, з одного боку, на зниження антропогенного тиску на річкові та заплавні екосистеми, а з другого – на відтворення природних властивостей зруйнованих русел та заплав річок. Програма повинна ґрунтуватись на переході до ландшафтного типу управління водними об'єктами, коли ландшафт річкової долини з усіма природними і антропогенними об'єктами розглядається як єдине ціле.

Найважливішим в цьому процесі повинно бути зобов'язання водокористувачів здійснювати одночасно водоохоронні заходи і раціональне водоспоживання. Важливість збереження екологічної чистоти і природності басейнів малих річок полягає в тому, що вони є визначальною ланкою в усій гідрографічній системі України, оскільки є найбільш поширеними і саме вони формують і чистоту і функціонування середніх і великих річок. До того ж малі річки можна відновити значно легше, ніж середні, тим більше – великі, і економіко-технологічні заходи для цього потрібні значно простіші, доступніші навіть місцевим адміністративно-господарським структурам.

Поліпшення використання малих річок повинно передбачати зберігання стабільної екологічної рівноваги, що може забезпечуватися насамперед підтримкою в річковій системі необхідної водоохоронної витрати, під якою варто розуміти мінімально необхідну витрату для охорони природи і мінімального водного благоустрою в річці.



1. Водний кодекс України. – К.:ІВА „Астроя”, 1995. – 25 с.
2. Горбань С.С. Тече річка в синє море // Водне господарство України, 2006. – С. 15-18.
3. Мольчак Я.О. Раціональне використання малих річок Волині, їх охорона й оцінка якості води // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Періодичний науковий збірник, Т. 2. К.: Ніка-Центр, 2001. – С.483-488.
4. Водне господарство в Україні / За ред. А.В.Яцика, В.М. Хорєва – К.: Генеза, 2000. – 456 с.
5. Руководство по использованию, регулированию и охране водных ресурсов малых рек РСФСР. УралНИИВХ, Свердловск, 1985. 11. Руководство по регулированию стока и эксплуатации сооружений на малых реках.
6. Левковский С.С. Комплексное использование и охрана водных ресурсов СССР. – К.: Вища шк., 1982. – 224 с.
7. Яцик А.В., Осадчук О.В., Яковлев Є.О.. До питання щодо спуску Київського водосховища. – К.: Оріяни, 2002. – 52 с.
8. Степанов П.М. Гидротехнические противоэрозионные сооружения. – М.: Колос, 1974.
9. Кудин С.Н. и др. Водохозяйственное строительство на малых реках. – К.: Будівельник, 1977. – 192 с.

**К.А. Серeda**

**ИНЖЕНЕРНО-ТЕХНИЧЕСКИЕ МЕРЫ ПО УЛУЧШЕНИЮ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МАЛЫХ РЕК**

*Сделан анализ исследований, публикаций и нормативных документов, касающихся механизма выполнения работ по наблюдению за реками и прибрежными защитными полосами. Предложены водоохранные меры, которые необходимо внедрить на речных бассейнах в Украине*

**K.A. Sereda**

**ENGINEERING AND TECHNICAL MEASURES FOR IMPROVING ECOLOGICAL CONDITIONS OF SMALL RIVERS**

*The analysis of researches, publications and regulations relating to the mechanism of work implementation of rivers and coastal protection strips control are made. Water-protective measures that should be implemented in the river basins of Ukraine are proposed.*

**О.О. ЖОЛУДЕНКО, М.М. ГЕРЦЮК**

*Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України, м. Київ*

## **ОЦІНКА БАГАТОРІЧНОЇ ДИНАМІКИ ЗМІН ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ р. ПІВДЕННИЙ БУГ В ЗОНІ ВПЛИВУ ПІВДЕННО-УКРАЇНСЬКОГО ЕНЕРГОКОМПЛЕКСУ (ПУ ЕК)**

*Наведені узагальнені результати та аналіз гіdroхімічних спостережень, що проводилися на водпостах гідрометслужби вище (м. Первомайськ) та нижче (сmt. Олександрівка) ПУ ЕК. Динаміка гіdroхімічних показників відслідковується за періодами: за 1970-1980 рр. (до будівництва Ташлицького ВО), за 1981-1990 рр. (період почергового введення в експлуатацію трьох енергоблоків ЮУ АЕС), за період 1990-2000 рр. (період експлуатації всіх трьох енергоблоків із встановленням і відміненням мораторію на "продувку" ВО) та за сучасний період, тобто за останні роки (2001-2009 рр.), коли було відновлено будівництво Ташлицької ГАЕС та введено її в експлуатацію.*

Хімічний склад природних вод є інтегральною характеристикою, він формується у результаті взаємодії ряду природних (фізико-географічних, геологічних, фізико-хімічних, біологічних) та антропогенних чинників. Значною мірою на формування якості води впливає господарська діяльність людини (скиди стічних вод промислових підприємств, комунального господарства, скиди із сільськогосподарських угідь, енергетика тощо).

З огляду на скорочення в останні роки промислового виробництва і, відповідно, зменшення скидів забруднюючих речовин, почала простежуватися тенденція до покращення якості поверхневих вод в Україні. У нижній частині басейну р. Південний Буг розташований ПУ ЕК, що є одним з численних антропогенних факторів впливу на якість води річки.

Для оцінки багаторічної динаміки змін гіdroхімічних показників р. Південний Буг в зоні впливу ПУ ЕК узагальнено та проаналізовано дані моніторингових спостережень, що отримані підрозділами Гідрометслужби України за останні майже сорок років. Результати багаторічних гіdroхімічних спостережень осереднювалися за попередньо виділеними характерними періодами, як за ряд років, так і протягом року (тобто, внутрішньорічний розподіл характеристик).

У цілому, були виділені наступні періоди:

- 1970–1980 рр. — період до будівництва Ташлицького ВО;
- 1981–1990 рр. — період почергового введення в експлуатацію трьох енергоблоків ЮУ АЕС;
- 1991–2000 рр. — період експлуатації всіх трьох енергоблоків із встановленням і відміненням мораторію на "продувку" водоймища-охолоджувача;
- 2001–2009 рр. — відновлення будівництва Ташлицької ГАЕС та введення її в експлуатацію.

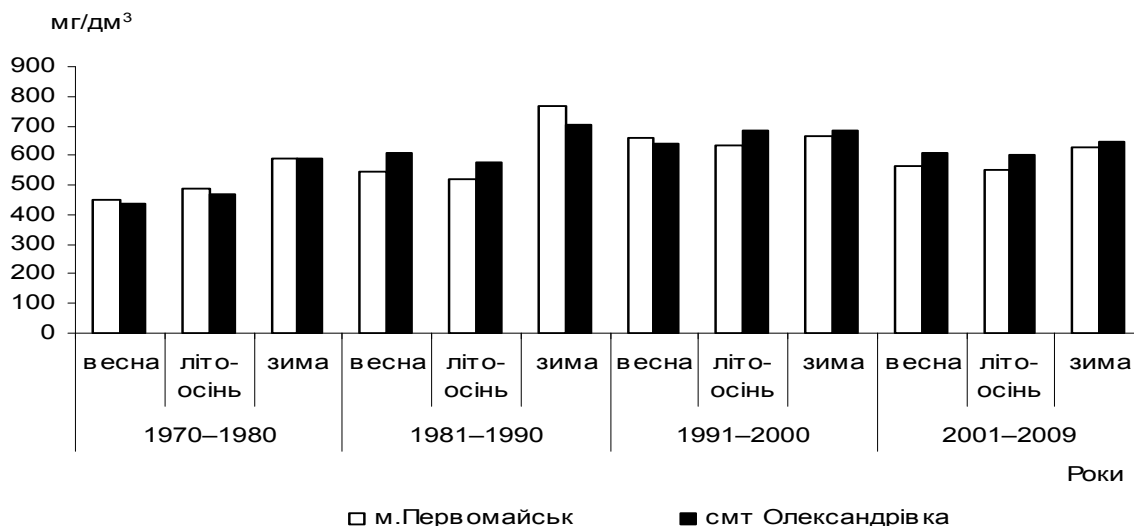
Для оцінки внутрішньорічної динаміки гіdroхімічних показників виділено характерні фази гіdroлогічного режиму. Для р. Південний Буг це — весняна повінь, літньо-осіння та зимова межені. Розраховано середньорічні (табл. 1) та середньорічні за окремими фазами гіdroлогічного режиму величини гіdroхімічних показників на водпосту м. Первомайськ та на водпосту сmt Олександрівка.

Окремо наводиться багаторічна динаміка змін відповідних характеристик протягом кожного сезону.

**Таблиця 1.** Динаміка середньорічного хімічного складу води р. Південний Буг за період 1970—2009 рр. на водпостах м. Первомайськ і смт Олександрівка (вище та нижче ПУ ЕК)

Показник	м. Первомайськ				смт. Олександрівка			
	1970-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2009	1970-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2009
T, °C	7,5	7,7	7,2	5,6	7,0	8,0	9,9	9,7
Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	45,1	57,2	18,7	16,6	85,0	59,7	19,4	12,8
pH	7,7	7,7	8,27	8,34	7,7	7,47	8,2	8,1
O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	10,4	11,3	12,8	12,9	8,0	11,1	12,7	13
O <sub>2</sub> , % насич.	91	95	109	107	68	91	114	112
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	—	331	340	350	—	338	354	338
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	51,6	74,5	82,3	80,1	51,7	82,1	90,8	81,1
Cl <sup>-</sup>	41,9	50,0	54,3	40,5	36,6	42,9	51,5	43,5
Ca <sup>2+</sup>	—	81,7	78,3	51,9	—	84,1	83,2	65,3
Mg <sup>2+</sup>	26,4	31,5	29,7	44,9	27,1	27,9	34,6	37,9
Na <sup>+</sup>	—	28,5	38,6	50,8	—	41,4	37,2	53,2
K <sup>+</sup>	—	20,2	18,7	22,2	—	17,6	17,4	21,9
Σі	508	611	652	572	499	629	669	627
Колірність	30	18	26	17	22	20	30	17
БСК <sub>5</sub> , мгO <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	3,50	4,23	4,67	2,35	3,97	4,53	5,21	2,47
БО, мгO <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	49,6	15,6	19,2	14,2	46,0	18,5	22,7	19,2
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	1,38	0,77	3,31	0,07	0,72	0,38	0,38	0,19
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,033	0,113	0,083	0,01	0,027	0,033	0,017	0,021
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,17	0,89	1,60	0,54	0,23	0,83	0,85	0,68
P <sub>мін</sub>	0,22	0,06	0,13	0,053	0,34	0,11	0,10	0,07
P <sub>заг</sub>	0,27	0,09	0,24	0,13	0,51	0,50	0,17	0,13
Si	—	0,48	3,27	6,1	—	0,52	2,59	6,3
Феноли	0,01	0,003	0,0	0,0	0,011	0,007	0,0	0,0
Нафтопрод.	0,23	0,02	0,01	0,04	0,19	0,01	0,02	0,04
СПАР	0,36	0,05	0,0	0,07	0,08	0,02	0,0	0,052
Cu	0,014	0,005	0,010	—	0,003	0,004	0,017	0,01
Zn	0,008	0,008	0,010	—	0,010	0,007	0,080	0,112
Mn	—	0,10	0,01	—	—	0,01	0,04	0,023
Fe	0,23	0,20	0,14	—	0,37	0,36	0,32	0,15
Cr	0,040	0,039	0,010	0,005	0,003	0,008	0,010	0,003

Найбільш характерним у розподілі загальної мінералізації за сезонами за досліджуваний період є її зростання у пунктах спостережень вище та нижче Южно-Української АЕС (рис. 1).



**Рис. 1.** Динаміка середньобаторічних значень мінералізації р. Південний Буг на постах м. Первомайськ та смт Олександрівка

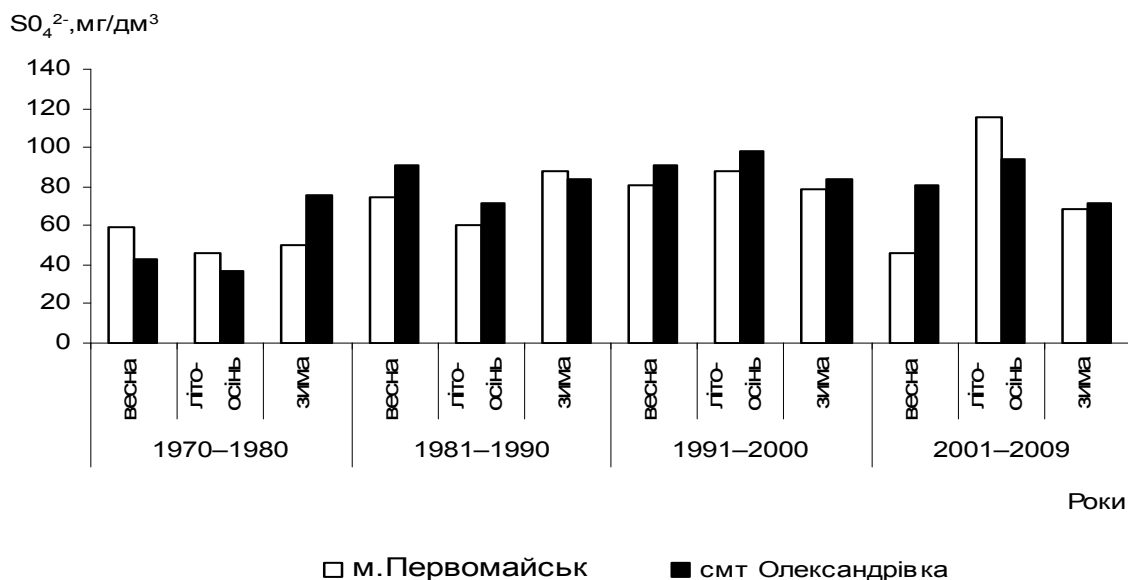
У весняний та літньо-осінній сезони в період з 1981 по 1990 рр. загальна мінералізація води на обох водпостах була приблизно однаковою. За період з 1991 по 2000 рр. відбулось вирівнювання загальної мінералізації води на обох досліджуваних постах, що змінюється в межах від 632 (м. Первомайськ) до 685 мг/дм<sup>3</sup> (сmt Олександрівка). Подібна ситуація спостерігається і для 2001–2009 рр.

Для величин мінералізації в останні роки спостерігається їх деяке підвищення на водпосту смт Олександрівка порівняно з м. Первомайськ. Це підвищення становило близько 11 % і пов'язано зі збільшенням вмісту сульфатів і хлоридів магнію та натрію, що свідчить про їх надходження до р. Південний Буг при "продувці" Ташлицького водоймища-охолоджувача. Так, у 2003 р., під час великої повені, вище зони розташування ПУ ЕК мінералізація води коливалася у межах 529–554 мг/дм<sup>3</sup>, а нижче зони ПУ ЕК (сmt Олександрівка) вона зросла до 610–694 мг/дм<sup>3</sup>. У маловодну повінь 2004 р. подібна тенденція майже не простежувалась, що свідчить про незначні об'єми "продувки" водоймища-охолоджувача.

Подібна тенденція збільшення мінералізації нижче району ПУ ЕК, хоча й виражена меншою мірою, спостерігалась і для літньо-осінньої та зимової межени (рис. 1).

Як видно з рис.2, у розподілі сульфатів за період з 1970 по 1990 рр. спостерігається тенденція до збільшення їх абсолютних величин за сезонами. Так, у весняний та зимовий сезони на посту м. Первомайськ кількість сульфатів збільшилася з 76,0 до 83,6 мг/дм<sup>3</sup> та з 52,6 до 89,6 мг/дм<sup>3</sup> відповідно. Натомість у літньо-осінній період середньобаторічна концентрація сульфатів зменшилась практично в 2 рази — з 124 до 65,5 мг/дм<sup>3</sup>.

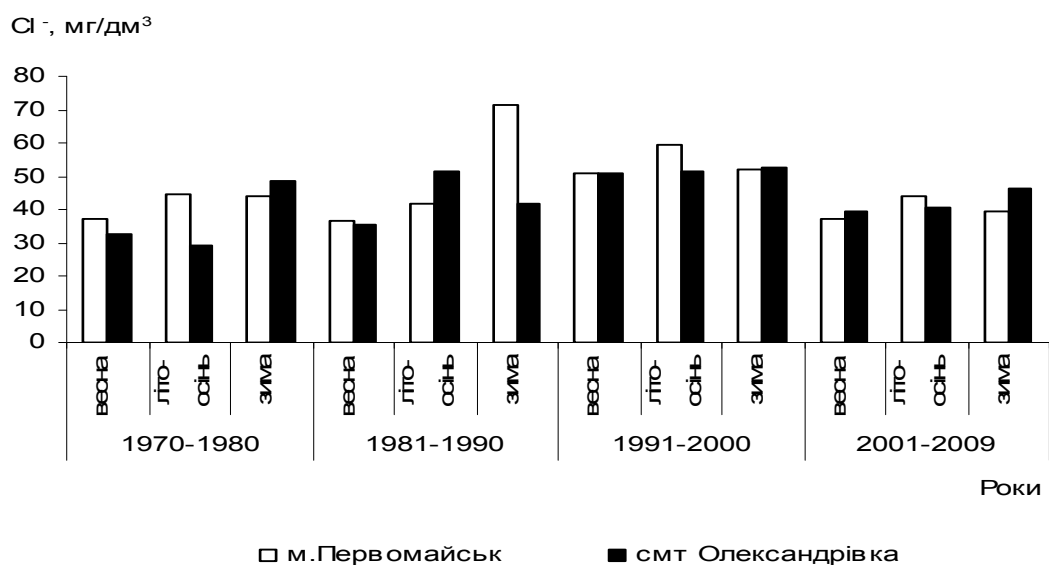
На посту смт Олександрівка за досліджувані сезони середньобаторічна концентрація сульфатів також має тенденцію до збільшення. Різниця між абсолютними значеннями на водпостах м. Первомайськ та смт Олександрівка є незначною. За період з 1990 по 2000 рр. середньобаторічна концентрація сульфатів за сезонами на досліджуваних постах майже не змінилася.



**Рис. 2.** Динаміка середньобаторічних значень сульфат-іонів р. Південний Буг на постах м. Первомайськ та сmt Олександрівка

Першоджерелами хлоридних іонів у природних водах є магматичні породи, до складу яких входять хлорвмісні мінерали (садоліт, хлорапатит та інші), соленосні відклади. Величини концентрацій хлоридних іонів та їх коливання, у тому числі добові, можуть служити одним з показників забрудненості водних об'єктів господарсько-побутовими стоками. ГДК хлоридних іонів у водах, що використовуються для питного водопостачання, становить 350,0 мг/дм<sup>3</sup>.

У період почергового введення всіх енергоблоків АЕС (1981–1990 рр.) середні значення хлоридних іонів на посту сmt Олександрівка у весняний та зимовий сезони знизились порівняно з періодом до будівництва АЕС (рис.3). Натомість, як на посту м. Первомайськ так і на посту сmt Олександрівка, підвищились їх значення у літньо-осінній період з 42,0 до 59,7 мг/дм<sup>3</sup> та з 48,6 до 51,4 мг/дм<sup>3</sup> відповідно.

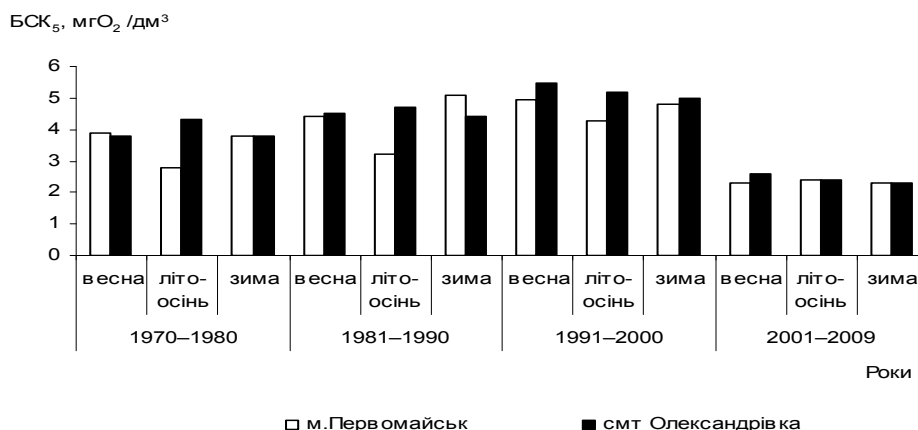


**Рис. 3.** Динаміка середньобаторічних значень хлоридних іонів р. Південний Буг на постах м. Первомайськ та сmt Олександрівка

У період повної експлуатації Южно-Української АЕС абсолютні значення хлоридних іонів за сезонами збільшились на обох постах; навіть на посту смт Олександрівка у літньо-осінній період вони є меншими ніж на посту м. Первомайськ.

Таким чином, розподіл хлоридних іонів за період 1991–2000 рр, характеризується вирівнюванням за сезонами їх абсолютних значень на обох водпостах.

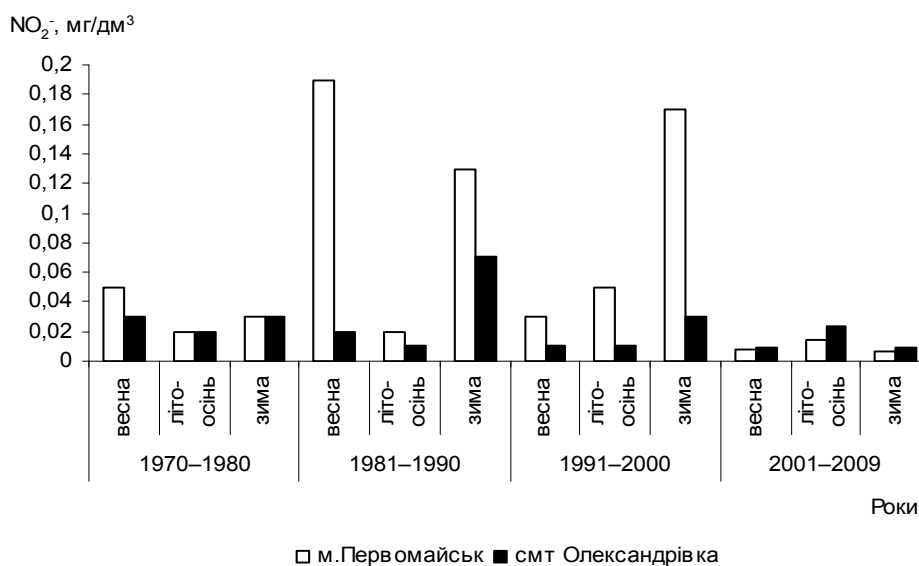
Концентрація показників величини забруднення води, зокрема БСК<sub>5</sub>, на водпостах м. Первомайськ та смт Олександрівка характеризується приблизно однаковими значеннями та вирівнюванням їх за сезонами, проте за останні п'ять років абсолютні значення показника БСК<sub>5</sub> за всіма сезонами є майже удвічі меншими за відповідні сезони попередніх періодів (рис. 4).



**Рис. 4.** Динаміка середньобаторічних значень БСК<sub>5</sub> р. Південний Буг на постах м. Первомайськ та смт Олександрівка

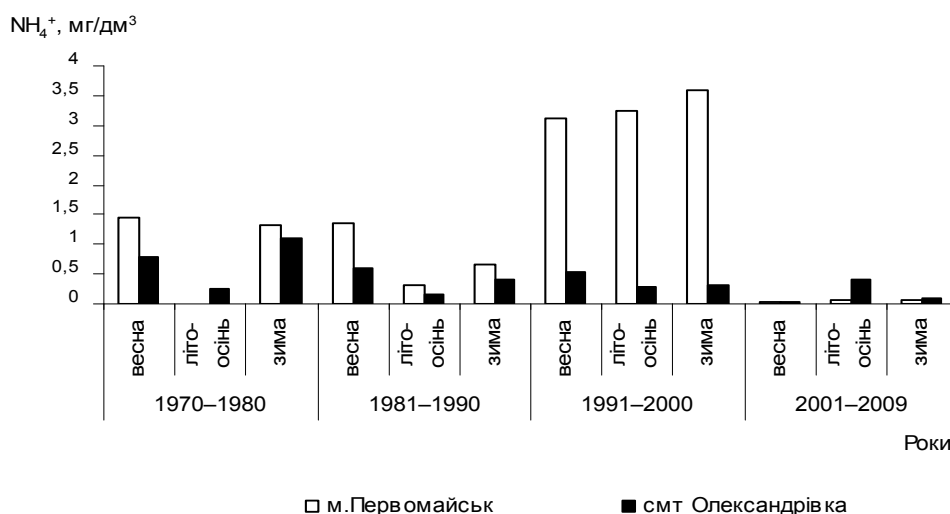
Присутність нітритних іонів (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) у незабруднених поверхневих водах пов'язана з процесами мінералізації органічних речовин і нітрифікації. Амонійні іони під дією особливого виду бактерій (Nitrosomonas) окислюються до нітритних іонів. За відсутності кисню процес окислювання не зупиняється на цій стадії, а під дією інших бактерій (Nitrobakter) нітрити окислюються до нітратів. Тому нітритні іони у помітних кількостях можна виявити у періоди та в зонах дефіциту кисню в умовах уповільненого розвитку Nitrobakter.

Середньобаторічний розподіл нітритних іонів характеризується меншим їх вмістом на водпосту смт Олександрівка, тобто нижче АЕС (рис. 5). Так, середньобаторічні їх значення у період повної експлуатації АЕС (1991-2000 рр.) у весняний, зимовий та літньо-осінній сезони є у 2–3 рази меншими ніж на водпосту м. Первомайськ.

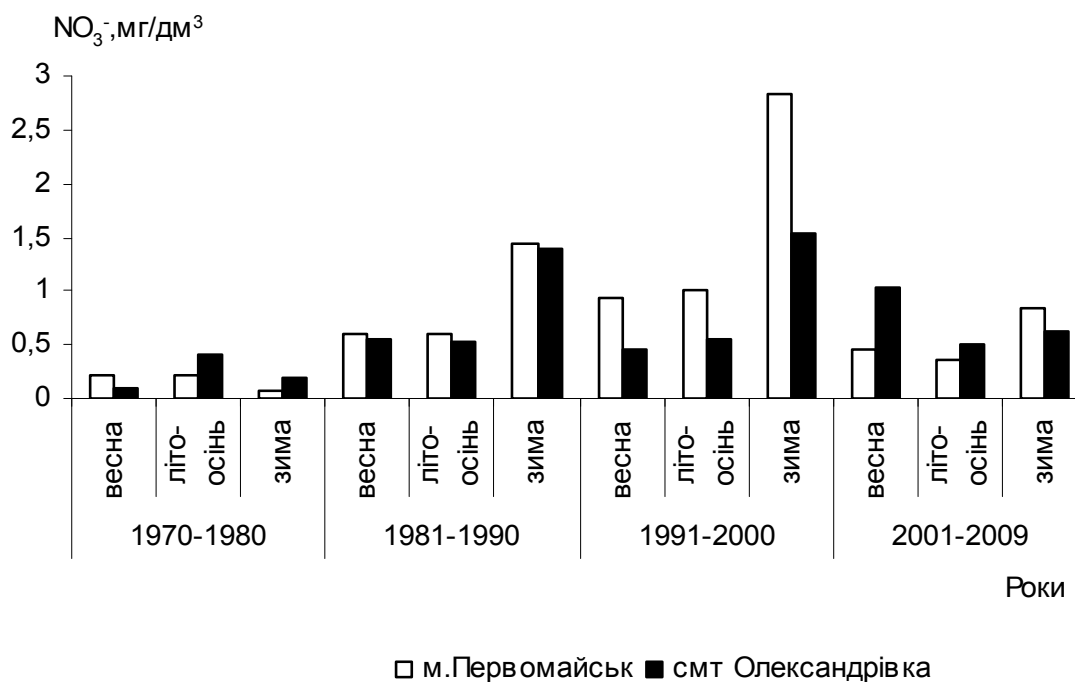


**Рис. 5.** Динаміка середньобаторічних значень азоту нітритного у водах р. Південний Буг на постах м. Первомайськ та смт Олександрівка

У розподілі іонів амонію, нітратів, азоту та фосфору загального за сезонами протягом досліджуваних періодів також спостерігаються їх менші концентрації на посту смт Олександрівка, порівняно з постом м. Первомайськ, що пов'язано з процесами самоочищення води в річці, особливо в Олександрівському водосховищі (рис. 6-7).



**Рис. 6.** Динаміка середньобаторічних значень азоту амонійного у водах р. Південний Буг на постах м. Первомайськ та смт Олександрівка



**Рис. 7.** Динаміка середньобаторічних значень азоту нітратного у водах р. Південний Буг на постах м. Первомайськ та смт Олександрівка

Таким чином, збільшення абсолютних значень головних іонів і мінералізації спостерігається на обох постах (вище та нижче АЕС). У період з 1991 по 2000 рр. відбувається вирівнювання за сезонами значень головних іонів і мінералізації. На посту смт Олександрівка (нижче АЕС) спостерігаються менші концентрації іонів амонію, нітратів, азоту та фосфору загального за сезонами протягом досліджуваних

періодів ніж на посту м. Первомайськ (вище АЕС), що пов'язано з процесами самоочищення води в річці та Олександрівському водосховищі. Показники вмісту органічних речовин на обох постах перевищують ГДК.

1. Ромась М.І. Гідрохімія водних об'єктів атомної і теплової енергетики. К.: ВПЦ „Київський університет”, 2002. – 532 с.
2. Ромась М. І., Чунар'ов О. В. Про вплив Південно-Української АЕС на водний стік р. Південний Буг. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія.// Тези доповідей Другої Всеукраїнської наукової конференції. К.: Ніка-Центр, 2003. – С. 70-71.
3. Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. Загальна гідрохімія. – К.: Либідь, 1997. – 384 с.
4. Звіт «Виконання робіт з комплексного екологічного моніторингу в зоні впливу ТГАЕС» (у чотирьох томах) - К.: ІГНС НАН та МНС України, 2005. – С. 63-98 (№ держреєстрації 0198U007679).
5. Звіт «Комплексний геоекотолігичний моніторинг зони впливу Ташлицької ГАЕС і Олександрівського водосховища за десятирічний період натурних спостережень 1998 – 2008 рр»(у 2-х томах) – К.: ДП „Екоінформ”, 2009. – С. 127-195.

**О.А. Жолуденко, М.Н. Герцюк**  
ОЦЕНКА МНОГОЛЕТНЕЙ ДИНАМИКИ ИЗМЕНЕНИЙ  
ГИДРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ р. ЮЖНЫЙ БУГ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ЮУ  
ЭК.

*Приведены обобщенные результаты и анализ гидрохимических наблюдений, проводившихся на водпостах Гидрометслужбы Украины выше (г. Первомайск) и ниже (пгт Александровка) Южно-украинского энергетического комплекса (ЮУ ЭК). Динамика гидрохимических показателей отслеживается по периодам, за 1970 – 1980 гг. (до строительства Ташлыкского пруда-охладителя), за 1981 – 1990 гг. (период поэтапного введения трех энергоблоков ЮУ АЭС), за период 1990 – 2000 гг. (период эксплуатации всех трех энергоблоков ЮУ АЭС с установлением и отменой моратория на "продувку" пруда-охладителя) и за современный период, т.е. за последние годы (2001 – 2009 гг.), когда было возобновлено строительство Ташлыкской ГАЭС и введено её в эксплуатацию.*

**О.О. Zholudenko, M.M. Gertsyuk**

LONG-TERM DYNAMIC EVALUATION OF THE HYDRO CHEMICAL INDICES  
OF SOUTHERN BUG NEAR PIVDENNOUKRAINSKYI POWER COMPLEX

*Summarized results and analysis of hydro chemical observations that were done on aquatic posts of hydrometeorological service above (city Pervomaysk) and below (station Oleksandrivka) Southern Power Complex were made. The dynamics of hydrochemical indices keep track by the following periods: during 1970 -1980 (before construction of Tashlyk cooling pool); during 1981-1990 (the period of special putting into operation of three power units of SU NPP); during 1990-2000 (the period of operation of all three power units with installation and canceling of moratorium on the "blowing" of cooling pool) and the modern period 2001-2009 (the contraction of Tashlyk hydroelectric pumped storage power station was restored and putted it into operation).*



**М.В. ЗАКОРЧЕВНИЙ**

*Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України, м. Київ*

**ЗАГАЛЬНІ ПРИНЦИПИ МОДЕЛЮВАННЯ РІЧКОВИХ СИСТЕМ З ВИКОРИСТАННЯМ ПРОГРАМИ «QUAL2K» (НА ПРИКЛАДІ ВЕРХНЬОЇ І СЕРЕДНЬОЇ ТЕЧІЇ р. ДНІСТЕР)**

*Виконано аналіз принципів сегментації річкової системи та безпосереднього моделювання річкового стоку програмою «Qual2K», розглянуто можливість її застосування для моделювання аварійних ситуацій, що можуть становити загрозу гідроекологічному стану р. Дністер, в українській частині басейну якого зосереджено велику кількість хімічних підприємств.*

**Вступ**

Дністер – друга за величиною після Дніпра річка України – має басейн у формі дуже витягнутого, зігнутого посередині овалу завдовжки близько 700 км при середній ширині 120 км. Основною особливістю гідрографічної сітки басейну Дністра є відсутність значних приток: в межах України налічується лише 6 річок, що належать до середніх; довжина кожної не перевищує 250 км. Переважають малі річки завдовжки до 10 км; їх загальна довжина (32,2 тис. км) становить 94% від сумарної довжини всіх річок в українській частині басейну. Річкова сітка в басейні Дністра розвинена нерівномірно. Вона найгустіша (понад 1 – 1,5 км/км<sup>2</sup>) у карпатській частині басейну, менша – на лівобережжі (0,5 – 0,7 км/км<sup>2</sup>) [1].

У верхній течії Дністер – це напівгірська річка, його глибока долина (80 – 100 м) тут часто має вигляд ущелини. Значна кількість приток у верхній течії Дністра відноситься до категорії гірських річок, а рівнинні притоки верхньої частини Дністра (переважно ліві), в свою чергу, характеризуються незначною довжиною. Все це зумовлює швидке добігання води до основного русла, особливо під час періодів підвищеної водності.

У верхній частині басейну Дністра розташована велика кількість підприємств, що виробляють або використовують у виробництві значні об'єми хімічних речовин (аміак, сірку, хлор, пестициди тощо), що можуть становити екологічну загрозу для водних систем. У разі виникнення аварійних ситуацій на вищезгаданих підприємствах може відбутися забруднення водотоків хімічними речовинами і транспортування їх вниз за течією. Адекватне реагування на подібну ситуацію вимагає чіткого уявлення про швидкість транспортування шкідливих речовин водотоком, яке можна представити у вигляді моделі.

Моделювання річкового стоку з використанням комп'ютерних технологій широко розповсюджене в розвинених країнах, які активно впроваджують сучасні методи водокористування та регулювання поверхневого стоку. Побудова правильної і репрезентативної моделі є визначальною для достовірності результатів моделювання. Першим важливим кроком на шляху до достовірного моделювання процесу поверхневого стоку є вибір способу побудови моделі.

**Створення моделі річкової системи**

Моделюванням називають дослідження об'єктів пізнання на їх моделях; створення і вивчення моделей реально існуючих предметів, явищ чи об'єктів, які проектуються. В нашому випадку мова йде про створення моделі річкової системи і вивчення її гідравлічних і гідрологічних характеристик. Вірогідність моделювання процесів поширення хімічних речовин у водотоці напряму залежить від вірогідності моделі гідравлічних характеристик потоку. Різні програмні продукти, які надають змогу будувати модель річкової системи базуються на одному принципі: поділі річкової сітки на відрізки («reaches») із заданою довжиною та висотними відмітками початку і кінця відрізка,

побудова поперечних перерізів русла водного об'єкту із заданими гідравлічними характеристиками, інтерполяція морфометричних характеристик русла між зазначеними перерізами. Створена модель може прив'язуватися до системи координат або ж використовувати власну, відносну систему координат. В першому випадку модель є більш цінною, оскільки вона може бути інтегрована у різноманітні геоінформаційні системи (ГІС).

**Програма моделювання якості води Qual2K: можливість використання для моделювання річкової системи верхньої та середньої течії Дністра**

Програмне забезпечення «Qual2K», розроблене на замовлення Агентства з охорони довкілля США, позиціонується розробниками як «моделювальна структура для імітування якості води у річках та водотоках». Програма впроваджена в середовищі «Microsoft Windows», числові розрахунки запрограмовані у «Fortran 90». В якості графічного інтерфейсу користувача використовується «Excel».

Модель відображає річку як низку *відрізків*, які мають постійні гідравлічні характеристики (наприклад, похил, ширина дна тощо). Річка може розглядатись з притоками чи без них (рис. 1). У першому випадку притоки теж можуть поділятися на будь-яку кількість відрізків.

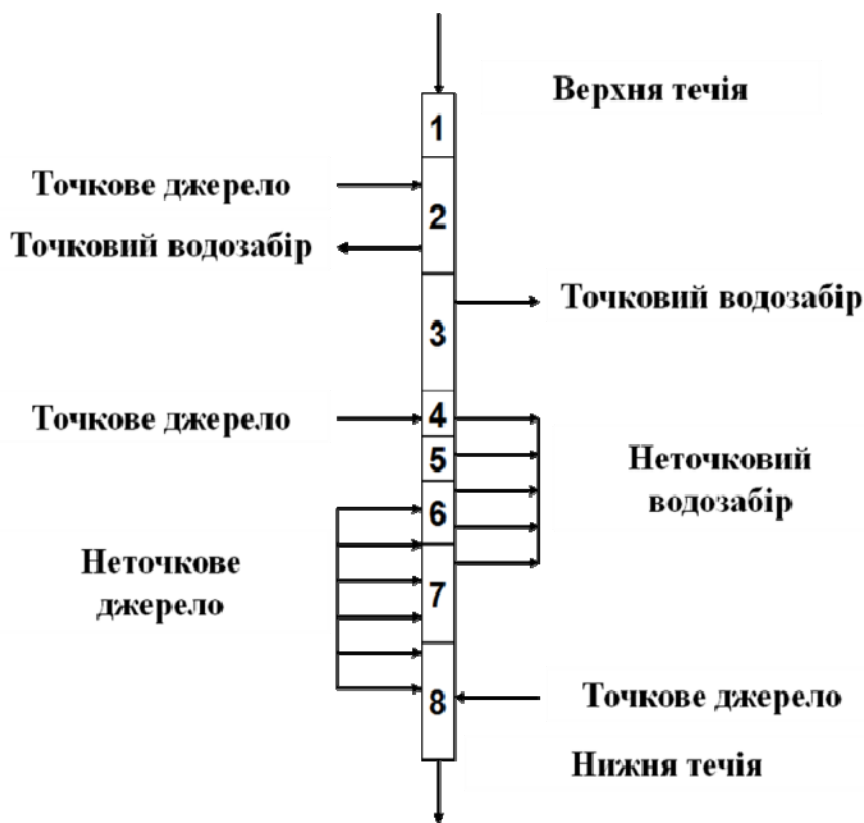


Рис. 1. Схема сегментації річки без приток у програмі «Qual2K»

В результаті, будь-який відрізок моделі може бути потім поділений на низку рівномірно розділених елементів (рис. 2). У програмі, що розглядається, елемент є базовою одиницею. Водний баланс потоку, що встановився, для кожного елементу моделі має наступний вигляд:

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{\Pi i} - Q_{B i}, \quad (1)$$

де:  $Q_i$  – витрата води з елементу  $i$  до нижнього елементу  $i+1$ ,  $m^3/c$ ;  $Q_{i-1}$  – приплив води з верхнього елементу  $i-1$ ,  $m^3/c$ ;  $Q_{\Pi i}$  – загальний приплив води до елемента з точкових та неточкових джерел,  $m^3/c$ ;  $Q_{B i}$  – загальна витрата води з елемента по точкових та неточкових водозаборах,  $m^3/c$ .

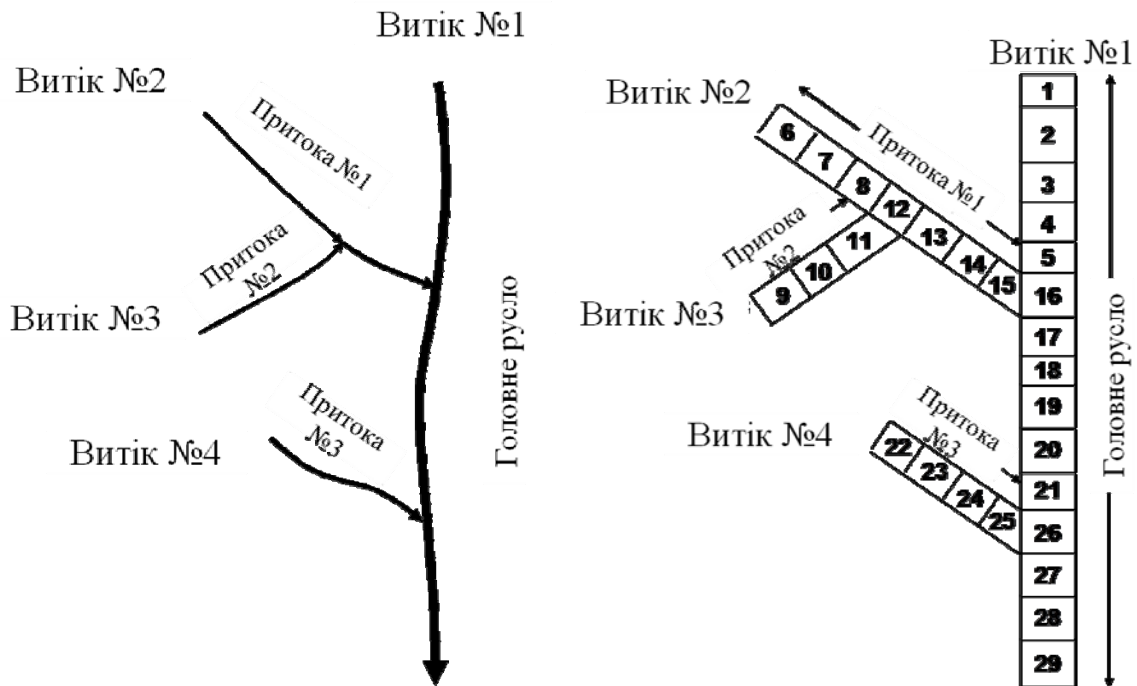


Рис. 2. Схема сегментації річки з притоками у програмі «Qual2K»

Таким чином, витрата води дорівнює притоку з верхнього елемента і притоку з джерел мінус втрати на водозабір в межах даного елемента (рис. 3).

Неточкові джерела та водозабори моделюються як лінійні, тобто величина їхнього впливу на баланс елемента розподіляється пропорційно їхній зазначеній довжині.

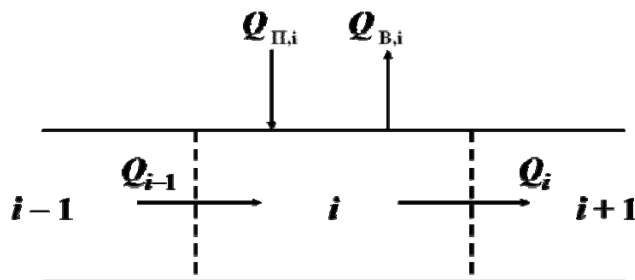


Рис. 3. Елемент водного балансу потоку

Після обрахування витрати для кожного елемента, глибина та швидкість потоку обраховуються одним з трьох способів: за допомогою водозливу, за допомогою кривої витрат та за рівняннями Меннінга. Програма обирає спосіб у такій послідовності:

- якщо вказані висота та ширина водозливу, використовується спосіб водозливу;
- якщо висота та ширина водозливу вказані як «0» і зазначені коефіцієнти кривої витрат, використовується спосіб кривої витрат;
- якщо жодний з вищезазначених параметрів не вказаний, програма використовує рівняння Меннінга.

У разі використання способу з водозливом, водозлив повинен міститися в кінці відрізка, що складається лише з одного елемента. Витрата водозливу в такому випадку і буде витратою води з даного відрізка [2].

Для використання другого способу необхідно мати криві зв'язку рівнів і витрат для кожного елемента (можна використовувати криві зв'язку рівнів і витрат гідропостів, що розташовані на відповідному відрізку ріки).

У разі відсутності штучних водозливів і емпіричних даних про зв'язок між рівнями і витратами води використовується рівняння Меннінга. Його суть полягає в тому, що кожний елемент окремого відрізка річки може бути схематично представлений у вигляді трапецеїдального каналу (рис. 4). За умов потоку, що встановився, рівняння Меннінга для вираження взаємозв'язку між потоком та його глибиною може використовуватися наступним чином:

$$Q = \frac{S_0^{1/2}}{n} \times \frac{A_c^{5/3}}{P^{2/3}}, \quad (2)$$

де:  $Q$  – витрата води,  $\text{м}^3/\text{с}$ ;  $S_0$  – похил дна,  $\text{м}/\text{м}$ ;  $n$  – коефіцієнт шорсткості русла Меннінга;  $A_c$  – площа перерізу,  $\text{м}^2/\text{с}$ ;  $P$  – змочений периметр,  $\text{м}$ .

Площа перерізу трапецеїдального каналу обраховується за формулою:

$$A_c = [B_0 + 0,5(S_{s1} + S_{s2})H]H, \quad (3)$$

де:  $B_0$  – ширина дна,  $\text{м}$ ;  $S_{s1}$ ,  $S_{s2}$  – похили сторін трапецеїдального каналу (рис. 4),  $\text{м}/\text{м}$ ;  $H$  – глибина елемента,  $\text{м}$ .

Змочений периметр обраховується наступним чином:

$$P = B_0 + H\sqrt{s_{s1}^2 + 1} + H\sqrt{s_{s2}^2 + 1} \quad (4)$$

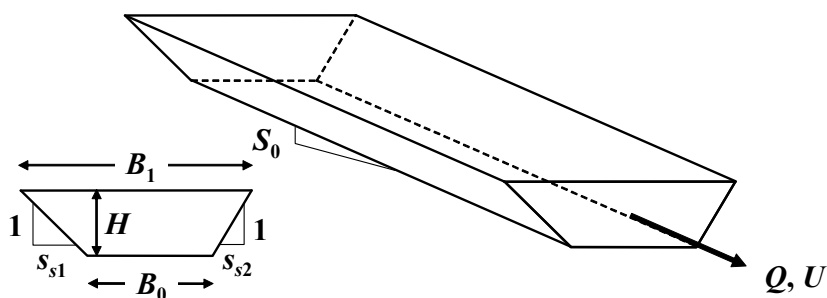


Рис. 4. Трапецеїдальний канал

Тепер, підставляючи формули (3) і (4) програма може багаторазово обраховувати глибину потоку:

$$H_k = \frac{(Qn)^{3/5} \left( B_0 + H_{k-1} \sqrt{s_{s1}^2 + 1} + H_{k-1} \sqrt{s_{s2}^2 + 1} \right)^{2/5}}{S^{3/10} [B_0 + 0.5(s_{s1} + s_{s2})H_{k-1}]}, \quad (5)$$

де  $k = 1, 2, \dots, n$  ( $n$  – кількість ітерацій).

Також, у формулі (3) визначено площу перерізу, отже швидкість потоку визначається програмою за формулою:

$$U = \frac{Q}{A_c}. \quad (6)$$

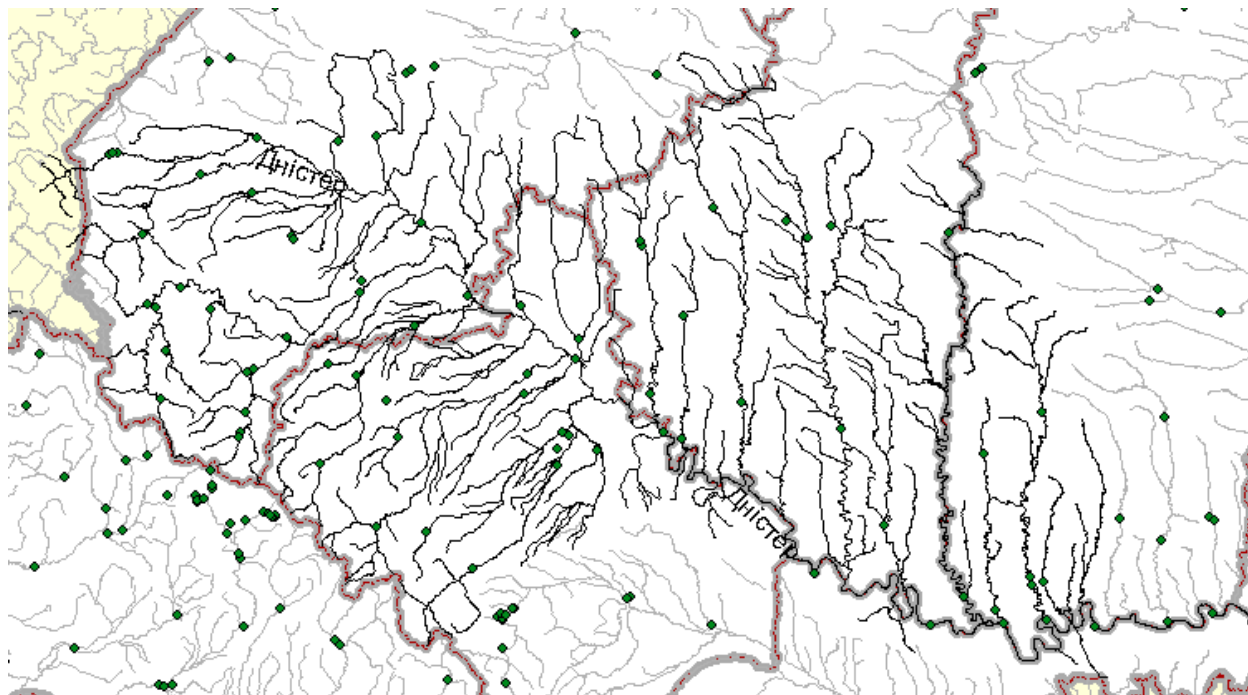
Час добігання води для кожного елемента обраховується за формулою:

$$\tau = \frac{V}{Q}, \quad (7)$$

де:  $V$  – об'єм води в елементі,  $\text{м}^3$ ;  $Q$  – витрата води в елементі,  $\text{м}^3/\text{с}$  [2].

Таким, в загальних рисах, є спосіб моделювання річкового стоку програмою «Qual2K». Варто зазначити, що вище не розглянуто механізми, які використовує програма

для обрахунку поздовжньої дисперсії хімічних речовин у потоці, у викладеному огляді йдеться мова лише про гідравлічні аспекти.



**Рис. 5.** План річкової системи Дністра у верхній та середній течії (Дністер та його притоки вище Дністровського водосховища виділені чорним. Пости Гідрометеорологічної служби позначені круглими символами)

Використання даної програми для моделювання річкової системи Дністра вище Дністровського водосховища є небажаним. З викладеної інформації очевидно, що вірогідну модель річкового стоку можна буде отримати лише за наявності детальних морфометричних даних хоча б по основним водотокам річкової системи Дністра. На рис. 5 наведено план річкової системи Дністра вище Дністровського водосховища з зазначеними пунктами мережі Гідрометслужби України.

Звивистість русла головної річки вимагає детальних морфометричних даних, а недостатня кількість постів спостережень (в порівнянні, наприклад, з басейнами річок Закарпаття) ускладнює можливість закладання в розроблювану модель достатньої кількості даних про гідрологічний режим водотоків. Слід зазначити, що схожі за призначенням програмні продукти (наприклад «HEC-RAS», розроблена для інженерних військ США) вимагають ще більше морфометричних характеристик для побудови достовірної моделі. Проте, використання програми «Qual2K» є доцільним при моделюванні саме процесів одноразового, аварійного поширення хімічних (забруднюючих) речовин у річковій системі. Отже, за наявності достатньої кількості вхідних даних для моделювання (в першу чергу, морфометричних характеристик русел основних річок), програма є надзвичайно актуальною для оперативного прогнозування поширення забруднюючих речовин у річковій системі. За відсутності ж достатньої кількості вхідних даних більш доцільним є використання моделей, що базуються на використанні ГІС-технологій.

## **Висновки**

Програмний продукт «Qual2K», розроблений на замовлення Агентства з охорони довкілля США, є потужним засобом для моделювання процесів поширення хімічних речовин в річковій системі. Розглянуті основні принципи роботи програми в частині сегментації річкової мережі та моделювання гідравлічних процесів свідчать про високу вірогідність отримання репрезентативної моделі річкової системи досліджуваної річки (Дністер) за наявності детальних морфометричних характеристик русла не тільки головної річки, але й всіх основних приток. За існуючої ситуації, коли в країні загалом і в басейні Дністра зокрема скорочено кількість гідрологічних постів, побудована модель може не повною мірою адекватно відображати процеси транспортування хімічних речовин водотоком. З огляду на це, використання «Qual2K» для подібних цілей повинне супроводжуватися додатковими морфометричними вимірами і калібруванням результатів, що будуть отримані в процесі моделювання. Для реалізації подібного завдання доцільніше буде використовувати моделі, що базуються на використанні ГІС-технологій (наприклад, моделювання в середовищі «ArcGIS»).

1. Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України: довідковий посібник. – К.: Ніка-Центр, 2006. – С. 20.
2. Chapra, S.C., Pelletier, G.J. and Tao, H. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA, 2008. – р. 9-16

## **М.В. Закорчевный**

ОБЩИЕ ПРИНЦИПЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ РЕЧНЫХ СИСТЕМ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПРОГРАММЫ «QUAL2K» (НА ПРИМЕРЕ ВЕРХНЕГО И СРЕДНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. ДНЕСТР)

*Выполнен анализ принципов сегментации речной системы и непосредственного моделирования речного стока программой «Qual2K», рассмотрена возможность её применения для моделирования аварийных ситуаций, которые могут представлять опасность для гидроэкологического состояния р. Днестр, в украинской части бассейна которого сосредоточено большое количество химических предприятий.*

## **M.V. Zakorchevnyi**

GENERAL PRINCIPLES OF THE MODELLING OF RIVER SYSTEM WITH «QUAL2K» SOFTWARE (ON THE EXAMPLE OF THE UPPER AND MIDDLE STREAM OF DNIESTER)

*The analysis of principles of the river system segmentation and modeling of river flow with «Qual2K» software is described. Usability for the modeling of emergency situations that may be dangerous for the hydroecological condition of the Dniester River (because of a number of chemical facilities that are located in its basin) is shown.*

**Б.В. ЗЮМАН, С.К. СНІЖЧЕНКО, В.С. П'ЯТАК**

*Кременчуцький університет економіки, інформаційних технологій і управління,  
м. Кременчук*

## **ПЕРСПЕКТИВИ СУМІСНОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ ХІМВОДОПІДГОТОВКИ ТЕЦ**

*Розглянуто питання сумісної утилізації шламу та сірчаної кислоти Кременчуцької теплоелектроцентралі. Обґрунтовано можливість застосування шламу в різних галузях народного господарства.*

### **Вступ**

Забруднення навколишнього середовища відходами енергетичних підприємств відбувається на всіх стадіях виробництва. Збереження життєзабезпечуючого навколишнього середовища, яке необхідне для здоров'я людини і розвитку життя на Землі, можливе тільки при раціональній структурі використання як природних, так і техногенних ресурсів.

Охорона і використання природних ресурсів завжди були в протиріччях. Розробка принципів їх взаємодій являється актуальною, особливо в даний час, коли Україна знаходиться в перехідному періоді економіки – упровадження ринкових принципів господарювання.

Багатотоннажні відходи стадії хімводопідготовки складають 5 тис. т на рік для ТЕЦ середньої потужності і більше 1 млн т – по Україні, більше 20 млн т накопичено на звалищах (після висушування до залишкового вмісту вологи 30%). Великої шкоди завдають природному середовищу промивні води після регенерації катіонітових фільтрів іонообмінного зниження кальцієвої та магнієвої жорсткості води. Вони містять кислоти і луки, які потрапляють у поверхневі води разом з стічними водами.

Шлами хімводопідготовки, що являються відходами ТЕЦ, є комплексними забруднювачами ґрунту, атмосфери, ґрунтових вод. Карбонат кальцію, який складає більше 80% сухого шламу, засолює ґрунти. Органічна речовина шламу розкладається і забруднює повітря вуглекислим газом – основним складником парникового ефекту. Просочуючись в ґрунтові води, карбонати підвищують жорсткість і ґрунтових, і поверхневих вод. Шлами хімводопідготовки з вмістом органічної речовини більше 10% забруднюють атмосферу вуглекислим газом та аміаком.

### **Мета роботи**

Визначення шляхів сумісної утилізації відходів Кременчуцької теплоелектроцентралі: шламу та сірчаної кислоти, на предмет зниження антропогенного впливу на навколишнє середовище з урахуванням еколого-економічних аспектів охорони довкілля.

### **Виклад основного матеріалу**

Утилізація відходів різних галузей виробництва в Україні в наш час набула значної актуальності. У зв'язку з тим, що природна вода завжди містить у своєму складі розчинені солі, гази й інші численні домішки, її необхідно попередньо очищати й обробляти. В залежності від призначення води вибирається відповідна технологічна схема її обробки чи очищення. Попереднє хімічне очищення води, як стадія технологічного процесу ТЕЦ, проводиться методом коагуляції і включає наступні процеси: підвищення лужності води вапнуванням, коагуляція, часткове пом'якшення, в результаті чого з води видаляються органічна речовина, механічні домішки, молекулярно-дисперсні домішки, солі, гази.

Речовини, що утворюються в процесі коагуляції і вапнування води, зокрема карбонат кальцію  $\text{CaCO}_3$ , гідрооксиди магнію  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ , кальцію  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , алюмінію  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , заліза

Fe(OH)<sub>3</sub> та інші грубо- та тонкодисперсні часточки утворюють шлам – відходи стадії хімводоочищення на ТЕЦ.

За результатами проведених хіміко-аналітичних досліджень визначено, що шлам хімводопідготовки ТЕЦ відноситься до IV класу небезпеки відходів виробництва.

Хімічний склад шламу хімводопідготовки теплоелектроцентралі представлений у таблиці 1.

**Таблиця 1.** Хімічний склад шламу хімводопідготовки

Вміст речовини, %								
CaO	CaCO <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	SO <sub>3</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Na <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>
46,82	35,45	2,4	6,55	0,92	0,85	0,74	0,13	0,07

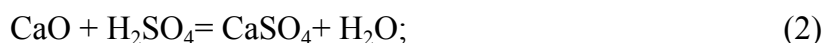
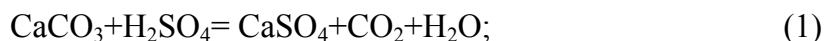
Під час досліджень було запропоновано та вивчено декілька способів утилізації шламу хімводоочищення ТЕЦ шляхом використання у виробництві будівельних матеріалів.

Актуальність даної теми полягає у тому, що велика кількість відходів ТЕЦ може бути утилізована в найбільш матеріалоемних галузях народного господарства – будівельній індустрії та у сільському господарстві.

Розроблений спосіб утилізації шламу і відходу сірчаної кислоти. полягає у використанні його в технології виготовлення гіпсу. Для зниження кальцієвої та магнієвої жорсткості води [1] для технологічних та теплофікаційних потреб рекомендовано застосовувати іонообмінний метод з використанням катіонітових фільтрів, які завантажені КУ–2–8 у Н<sup>+</sup>– формі.

Регенерацію катіонітових фільтрів іонообмінного зниження кальцієвої та магнієвої жорсткості води пропонується здійснювати сірчаною кислотою за наступною технологією: Н<sup>+</sup> катіонітові фільтри (для пом’якшення води) регенеруються H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (70 кг на 1 м<sup>3</sup> смоли). Спочатку вводять розбавлену H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (щоб не випало багато гіпсу), а потім більш концентровану (в результаті вихідна концентрація H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> складає 4%) [2].

Промивні рідини акумулюються в спеціальних накопичувачах із одночасним усередненням концентрації сірчаної кислоти. Після усереднення концентрацій сірчаної кислоти здійснюється хімічна реакція за рахунок додавання шламу у розрахунковій кількості.

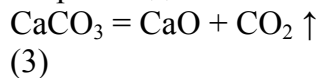


В результаті у наведених реакціях обміну утворюються пластівці малорозчинного сульфату кальцію, які переходять в осад і потім видаляються у відстійниках. Сполуки, що входять до складу шламу CaO і CaCO<sub>3</sub>, переводили в сульфатну фазу (CaSO<sub>4</sub>·nH<sub>2</sub>O). Витрату сірчаної кислоти розраховували у відсотках виходячи із стехіометричної кількості сірчаної кислоти, що необхідна для реакції обміну між карбонатом кальцію і сірчаною кислотою. Для цього обробляли шлам розчином сірчаної кислоти з 25% перевищенням щодо стехіометричного відношення. В результаті отримуємо гіпс, який можна застосувати в будівельній галузі і сільському господарстві [3].

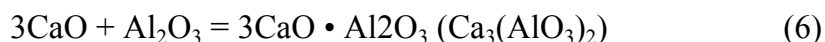
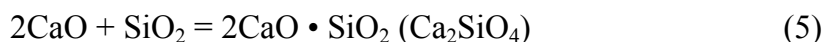
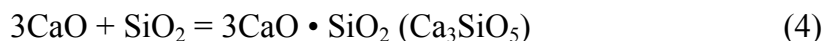
В будівельній галузі застосування гіпсу доцільне при виробництві цементу. Сировиною для виробництва цементу служать вапняк і глина, які змішують у певному співвідношенні (75-80% вапняку і 20-25% глини) і прожарюють при температурі



близько 1450 °С. Звичайний, або так званий силікатний, цемент містить: CaO (60-67%); SiO<sub>2</sub> (17-25%); Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (3-8%); Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (0,3-6%). Вапняк можна замінити гіпсом. При обпаленні в цементному матеріалі послідовно відбуваються такі головні хімічні перетворення. При 100-120 °С випаровується волога. При 500 °С вигорають органічні домішки. При 800 – 1000 °С розкладається вапняк:



При 1000-1300 °С оксид кальцію взаємодіє з діоксидом силіцію SiO<sub>2</sub> і Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> з глини з утворенням силікатів і алюмінатів кальцію:



При 1300-1450 °С відбувається спікання утворених силікатів і алюмінатів кальцію. Куски цементної маси, яка спеклася, називають клінкером; після охолодження клінкер розмелюється, внаслідок чого утворюється сіро-зелений порошок, який і називають цементом. Гіпс при температурі 120-200 °С перетворюється в алебастр, який використовують для штукатурних робіт, для виготовлення форм у керамічному виробництві та різних виливків. При температурі 600-700 °С переходить в безводний ангідрит.

В сільському господарстві гіпс застосовують для меліорації засолених ґрунтів. Проводять гіпсування в поєднанні з промиванням їх прісною водою. Хімічна меліорація солонцевих ґрунтів полягає у донасиченні ґрунтового вбирного комплексу кальцієм за рахунок витіснення натрію. Витіснення увібраного натрію та нейтралізація лужності досягається внесенням гіпсу:



Для ґрунту з високим вмістом натрію (20-30% Na<sup>+</sup>), норма гіпсу розраховується за формулою:

$$\Gamma = 0,086 \cdot (\text{Na} - 0,05 \cdot \text{E}) \cdot \text{h} \cdot \text{d}, \quad (9)$$

де:  $\Gamma$  – норма гіпсу, т/га;

Na – вміст обмінного натрію, мг-екв/100г;

h – меліорований шар ґрунту, см;

d – щільність ґрунту, г/см<sup>3</sup>;

E – ємкість поглинання ґрунту;

0,086 – міліеквівалент меліоранту, мг-екв/100 г ґрунту.

Ефективність застосування гіпсу, як хімічного меліоранту, залежить від зволоження ґрунтів. При випаданні опадів менш як 450 мм треба проводити зрошення для промивання сульфату натрію. В якості кальцієвмісних матеріалів для вапнування застосовуємо альтернативне добриво-меліорант – шлам водопідготовки КремТЕЦ [4, 5]. Визначення ефективності використання шламу водопідготовки ТЕЦ в якості альтернативного добрива-меліоранту визначається за формулою:

$$E = 3_1 - 3_2; \quad (10)$$

де:  $E$  – ефективність використання шламу водопідготовки ТЕЦ в якості альтернативного добрива-меліоранту;

$Z_1$  – витрати на використання традиційного добрива-меліоранту;

$Z_2$  – витрати на використання альтернативного добрива-меліоранту.

Доза вапна буде обчислюватися за формулою:

$$D' = \frac{D \cdot 100^3}{(100 - B) \cdot (100 - \delta) \cdot 100}; \quad (11)$$

де:  $D'$  – доза внесеного вапна в перерахунку на домішки, т/га;

$D$  – доза внесення чистого вапна, т/га;

$B$  – вміст вологи у вапні, %;

$\delta$  – вміст домішок у вапні, %.

Витрати на розкислення обчислюються за формулою:

$$Z_1 = S \cdot \mu; \quad (12)$$

### Висновки

1. Запропонована технологія сумісної утилізації шламу і сірчаної кислоти – відходів хімоводопідготовки ТЕЦ направлена на отримання гіпсу. Гіпс може бути використаним в якості меліоранту засолених ґрунтів та домішки до цементного каменю.

2. Запропонована технологія з екологічної точки зору зменшує антропогенне навантаження на навколишнє середовище.

1. СНиП 11–31–74. – М.: Стройиздат, 1974. – 680 с.

2. Волинський А. В. Регенерація іонитов: Теорія процесу і расчет апаратів / А. В. Волинський, В. А. Константинов. – Л.: Химия, 1990. – 238 с.

3. Вассерман И. М. Химическое осаждение из растворов / И. М. Вассерман. – Л.: Химия, 1980. – 207 с.

4. Боженов П. И. Комплексное использование минерального сырья и экология. / П. И. Боженов. – М.: Изд-во АСВ, 1994. – 264 с.

5. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды / Ю. А. Израэль. – М.: Гидрометеоздат, 1984. – 560 с.

### **Б.В. Зюман, С.К. Снижченко, В.С. Пятак** ПЕРСПЕКТИВЫ СОВМЕСТНОЙ УТИЛИЗАЦИИ ОТХОДОВ ХИМВОДОПОДГОТОВКИ ТЭЦ

*Рассмотрены вопросы совместной утилизации шлама и серной кислоты Кременчугской теплоэлектроцентрали. Обоснована возможность применения шлама в различных отраслях народного хозяйства.*

### **B.V. Zyuman, S.K. Snizhchenko, V.S. Pyatak** PROSPECTS OF JOINT UTILIZATION OF WASTES OF CHEMICALLY WATER PREPARING OF HEAT ELECTROPOWER STATION

*The problems of the joint utilization of sludge and sulfuric acid at Kremenchug heat electropower station are considered. Possibility of slime use in various sectors of the economy is proved.*

# ПРОБЛЕМИ РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ

УДК 539.1.08

**Г.В. ЛИСИЧЕНКО, Ю.Л. ЗАБУЛОНОВ, В.М. БУРТНЯК**

*Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України, м. Київ*

## **ЗАСТОСУВАННЯ ДИФЕРЕНЦІЙНОГО АЛГЕБРАІЧНОГО МЕТОДУ ВИЯВЛЕННЯ НЕСТАЦІОНАРНОГО ДЖЕРЕЛА РАДІОАКТИВНОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ.**

*Запропоновано новий диференційний алгебраїчний метод для порівняння гістограм спектрів радіоактивного випромінювання. Описаний алгоритм застосування цього методу для виявлення нестационарних джерел радіоактивного випромінювання інтенсивності рівня фону. Наведені переваги даного методу.*

### **Вступ**

Можливість втрати контролю над радіоактивними речовинами, що зберігаються, в результаті чого може виникнути загроза для життя людей на значній території, змушує адміністративні органи різних рівнів в країнах світу, що мають ядерно-радіаційні матеріали (ЯРМ), вживати комплекс заходів по забезпеченню безпеки населення.

Надійне зберігання ЯРМ забезпечується системою фізичних бар'єрів на шляху їх поширення (виходу в навколишнє середовище), а також впровадженням системи технічних та організаційних заходів щодо захисту цих бар'єрів і забезпечення їх ефективності.

Вихідним моментом для реалізації заходів з контролю за ЯРМ є раннє виявлення небезпечних рівнів радіації і оповіщення про них керівних органів, на підставі чого приводяться в дію надзвичайні плани. У багатьох країнах світу ведеться посилена робота зі створення надійних систем контролю за ЯРМ, виявлення їх витоків та оповіщення про аварії, що трапилися.

Така робота проводиться в різних напрямках, головними з яких є:

- розвиток і вдосконалення математичних методів виявлення підвищення рівня радіоактивного випромінювання при контролі стаціонарних та рухомих об'єктів з ЯРМ;
- розвиток і вдосконалення математичних методів розрахунку поширення радіонуклідів у різних середовищах, моделей для оцінки дозових навантажень, а також їх верифікація на наявних даних експериментів і натурних спостережень;
- об'єднання зазначених методів і моделей у єдину систему;
- створення на цій основі систем виявлення, ідентифікації та прогнозування, що працюють в режимі реального часу і призначені для підтримки прийняття рішень при втраті контролю над ЯРМ.

Таким чином, створена система контролю та спостереження за об'єктами з ЯРМ повинна забезпечувати:

- безперервне спостереження за рівнем радіоактивності в середовищі, яке оточує ЯРМ;
- завчасне (до виникнення позаштатних ситуацій) виявлення невисоких рівнів радіоактивного випромінювання та оцінка можливих подій при його впливі;
- постійне прогнозування обстановки при порушенні контролю за ЯРМ.

Для виконання зазначених завдань вся система повинна бути побудована певним чином. Зокрема, контроль радіоактивності на підвідомчих територіях повинен виконуватись безперервно. Дані вимірювань повинні передаватися, як можна швидше оброблятися і поступати у відповідні служби [1]. Все це разом створює можливість для прогнозу обстановки.

В цілому, оснащення системи має бути таким, щоб інформація, яка видається нею, могла служити основою для розробки необхідних заходів безпеки.

Основним елементом такої системи є комплекс для реєстрації радіоактивних випромінювань. В якості такого реєстратора застосовуються спектрометри, які забезпечують можливість отримання спектрів гамма-випромінювання, що випромінюються радіоізопами. Існуючому на даний час парку приладів виявлення джерел радіаційного випромінювання притаманна висока похибка, основний внесок в яку, крім основної похибки, що становить величину порядку 20%, вносить енергетична залежність чутливості первинних вимірювальних перетворювачів. В даній роботі запропоновано диференціальний алгебраїчний метод, що дозволяє підвищити миттєвість та достовірність виявлення джерела радіаційного випромінювання, який працює в масштабі реального часу.

### Розробка методу

У результаті проведення спостереження за об'єктом з ЯРМ ми реєструємо  $n$  радіоактивних частинок, отриманих у заданому часовому інтервалі довжини  $t$ . Результат вимірювань утворює вибірку  $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$  з генеральної сукупності, причому розподіл кожного  $x_i$  описується розподілом Пуассона. Значення вибірки  $x$  укладаються між фіксованими значеннями  $X_0$  і  $X_m$ . Вірогідність потрапляння вимірюваної величини  $x$  в інтервал від  $X_0$  до  $X_m$  описується функцією розподілу [2]

$$F(x) = P(X_0 \leq x \leq X_m) \quad (1)$$

Функція  $F(x)$ . – розривна ступінчаста функція, що дорівнює нулю при  $x < X_0$  і одиниці при  $x > X_m$ .

Компоненти вибірки  $x$  є результати незалежних, але однакових вимірювань. Отже  $F(x) = f(x_1)f(x_2)\dots f(x_n)$ , де  $f(x_i)$  – розподіл  $i$ -ої компоненти змінної  $x$ .

Вибірку  $x$ , що містить результати окремих вимірювань, можна розбити на  $m$  інтервалів, таких, що  $x_i$  знаходиться в  $j$ -му інтервалі  $X_{j-1} < x_i \leq X_j, j = \overline{1, m}$

Ймовірність  $P_j$  того, що окремий результат  $x_i$  міститься в  $j$ -му інтервалі, дорівнює

$$P_j(x_i) = \int_{X_{j-1}}^{X_j} f(x_i) dx_i \quad (2)$$

причому  $\sum_{j=1}^m P_j = 1$

Частоту події «потрапляння радіоактивної частки» в інтервал  $x_i \in (X_{j-1}, X_j)$  позначимо як  $N_j$ . Згрупований таким чином статистичний ряд часто оформляється графічно у вигляді так званої гістограми – статистичного аналога кривої розподілу. Гістограма зображує розподіл зареєстрованих радіоактивних часток. І якщо кожному розрядному інтервалу поставити у відповідність енергію зареєстрованої частки, то отримаємо спектральний розподіл енергій радіоактивного випромінювання.

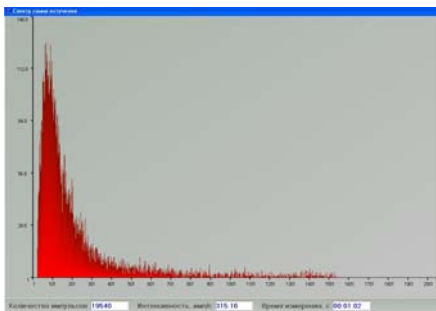
У сучасних спектрометрах число таких розрядів становить 4096 одиниць ( $m = 4096$ ) і відхилення між інтервалами дорівнює 1. Використовуючи визначення (2), отримуємо  $P_j = 1/4096$ . Враховуючи те, що спектрометричний аналіз проводиться в діапазоні енергії  $\gamma$ -квантів 0.05 - 3 МеВ  $P_j \approx 0.73$  КеВ.

Дані вимірювання можна представляти гістограмами з різними способами інтервального розбиття діапазону вимірювання. Основною властивістю гістограм є те, що при великій кількості інтервалів збільшуються випадкові флуктуації чисел  $N_j$  і це виправдовує себе лише при достатньо великій вибірці  $n$  (у нашому випадку це можливо тільки при досить високій інтенсивності джерела випромінювання або тривалому часу вимірювання). При невеликій кількості інтервалів розбивки ми отримуємо велике значення  $N_j$  і тим самим згладжуємо зміни розподілу  $F(x)$  у кожному окремому інтервалі, а також зменшуємо флуктуації цього числа (його відхилення від середнього).

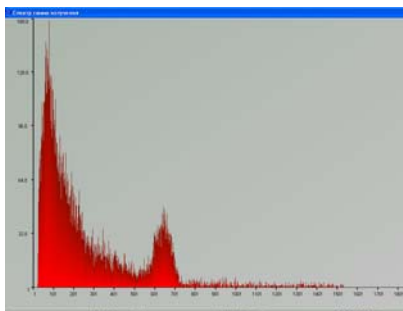
При контролі і спостереженні за об'єктами з ЯРМ методом спектрометричного аналізу необхідно розрізнити на фоні фонового спектру сигнал або спектр, який належить до джерела випромінювання.

Проблема виявлення і розпізнавання джерела випромінювання по його енергетичним спектрам є актуальною протягом багатьох років. Системи ідентифікації джерела випромінювань, в своїй більшості, засновані на порівнянні відомої моделі фонового випромінювання (або його розподілу) з аналогічною моделлю, отриманою по вхідному вимірному спектру, який містить вже крім фону і випромінювання радіоактивного джерела. На рис. 1 відображений апаратний спектр фону, який вимірювався протягом 1 хвилини. На рис. 2. відображений апаратний спектр фону та джерела випромінювання  $^{137}\text{Cs}$ . Час вимірювання становить 1 хвилину. На рис. 3. показаний спектр фону та джерела випромінювання  $^{137}\text{Cs}$ . Джерело внесене в поле зору детектора на 5 секунд.

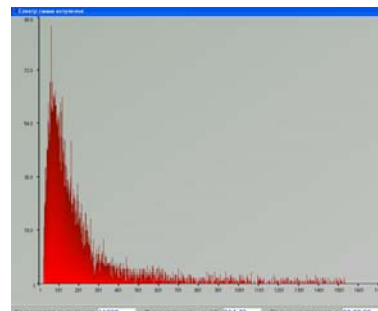
Якщо джерело випромінювання значно перевищує фоновий сигнал (рис. 2), то його виявлення не є складним завданням. В цьому випадку використовуються традиційні методи, наприклад, критерій Неймана-Пірсона. У залежності від радіонуклідного складу ЯРМ можна вирішити також і задачу ідентифікації джерел випромінювань. Для цього отримані спектри оброблюють або за допомогою традиційної методики обробки лінійчатих спектрів по фотопікам, або за допомогою матричного методу, при якому проводиться підгонка вимірюваного реального спектру сумою функцій відгуків спектрометра на спектри випромінювання радіонуклідів, які ймовірно входять до складу зразка.



**Рис. 1.** Спектр фону (час вимірювання 1хв.).



**Рис.2.** Спектр фону і джерела  $^{137}\text{Cs}$  (час вимірювання 1 хв.)



**Рис. 3.** Спектр фону і джерела  $^{137}\text{Cs}$  (джерело внесене на 5 сек.)

Але якщо потрібно виявити джерело випромінювання низької активності (активність на рівні фону)(рис. 3), необхідно застосувати нові підходи та методи. Запропонований диференційний алгебраїчний метод виявлення джерела радіоактивного випромінювання заснований на порівнянні двох гістограм, отриманих при проведенні вимірювань. Усі гістограмні методи, які пропонувались досі, ґрунтуються на тому, що порівнюються теоретична крива розподілу  $p(X)$  і гістограма, отримана в умовах спостереження за об'єктом з ЯРМ. У роботі [3] показано, що хороша відповідність між спостережуваними

величинами  $N_j$  та їх очікуваними значеннями так само мало ймовірно, як і наявність великих відхилень. Такі результати істотно обмежують область практичного застосування систем виявлення джерела радіоактивного випромінювання.

У табл. 1 представлені радіоактивні  $\gamma$ -випромінюючі ізотопи як природного, так і штучного походження, впорядковані за зростанням енергії випромінювання.

Розбіємо енергетичну шкалу спектрометра на  $M$  інтервальних груп, наприклад: на 5 груп - 1-а група 0.005 - 110 Кев; 2-а група 11-400 Кев; 3-тя група 401 - 1000 Кев; 4-а група 1001 - 2000 Кев ; 5-а група 2001 - 3000 Кев. Ширина інтервалу становить  $M_j / j = 1, M$ . Запропоноване інтервальне розбиття енергетичної шкали не є універсальним та оптимальним для всіх задач. Кількість, ширина і положення енергетичних інтервалів для кожної конкретної задачі потрібно визначати окремо з умови максимальної стійкості виявлення радіоактивного джерела до варіацій значень швидкості рахунку в інтервалах.

**Таблиця 1.** Радіоактивні ізотопи  $\gamma$ -випромінювання та їх енергії.

Радіонуклід	Енергія $\gamma$ -випромінювання, (Кев)	Період напіврозпаду	Варіант групування
<sup>243</sup> Am	43,5	7370 років	Група 1: 0 – 110 Кев
<sup>241</sup> Am	59,5	432,6 років	
<sup>44</sup> Ti	68,9	60 років	
<sup>243</sup> Am	74,7	7370 років	
<sup>44</sup> Ti	78,3	60 років	
<sup>133</sup> Ba	81,0	10,54 років	
<sup>109</sup> Cd	88,0	461,4 днів	
<sup>153</sup> Gd	97,4	240,4 днів	
<sup>153</sup> Gd	103,2	240,4 днів	
<sup>57</sup> Co	122,1	271,8 днів	Група 2: 111 – 400 Кев
<sup>57</sup> Co	136,5	271,8 днів	
<sup>139</sup> Ce	165,9	137,641 днів	
<sup>113</sup> Sn	255,1	115,09 днів	
<sup>133</sup> Ba	276,4	10,54 років	
<sup>133</sup> Ba	302,9	10,54 років	
<sup>133</sup> Ba	356,0	10,54 років	
<sup>133</sup> Ba	383,85	10,54 років	
<sup>113</sup> Sn	391,7	115,09 днів	
<sup>134</sup> Cs	563,2	2,0648 років	Група 3: 401 – 1000 Кев
<sup>134</sup> Cs	569,3	2,0648 років	
<sup>207</sup> Bi	569,7	32,9 років	
<sup>134</sup> Cs	604,7	2,0648 років	
<sup>137</sup> Cs	661,7	30,018 років	
<sup>134</sup> Cs	795,8	2,0648 років	
<sup>54</sup> Mn	834,8	312,11 днів	
<sup>88</sup> Y	898,0	106,626 днів	
<sup>207</sup> Bi	1063,6	32,9 років	
<sup>65</sup> Zn	1115,54	244,06 днів	Група 4: 1001 – 2000 Кев
<sup>44</sup> Ti	1157,0	60 років	
<sup>60</sup> Co	1173,2	5,271 років	
<sup>22</sup> Na	1274,54	2,6027 років	
<sup>60</sup> Co	1332,5	5,271 років	
<sup>88</sup> Y	1836,1	106,626 днів	

Нехай в момент часу  $t_i$  в результаті проведених вимірювань і відповідної розбивки енергетичної шкали отримана гістограма  $H_i$ . Якщо ми маємо дві гістограми з різним числом подій, то амплітудні значення цих гістограм, природно, будуть різні, і їх важко буде порівнювати. Тому більш зручно представити гістограму в дещо іншому вигляді. Відкладемо по осі ординат не  $N_j$ , а величину

$$\frac{N_j}{(N \cdot M_j)} \cdot N = \sum_{j=1}^M M_j \quad (3)$$

У цьому випадку, площа кожного стовпчика гістограми має розмірність ймовірності попадання результатів вимірювання в даний інтервал  $M_j$ , а сумарна площа під всією гістограмою дорівнює одиниці.

Отриману гістограму представимо у вигляді вектора в  $M$ -мірному евклідовому просторі (рис. 4). Компоненти вектора відповідають  $M$  інтервальним групам, що утворюють простір. Виявлення джерела випромінювання виражається через відхилення двох векторів. Отже, алгоритм виявлення прийме вигляд:

$$\varphi(H_i, H_{i+1}) = \begin{cases} 1, & D(H_i, H_{i+1}) \geq C(\alpha, H_0) \\ 0, & D(H_i, H_{i+1}) < C(\alpha, H_0) \end{cases} \quad (4)$$

Тут  $C(\alpha, H_0)$  - гранична функція, яка залежить від рівня ймовірності помилкової тривоги  $\alpha$ , і достатньої статистики визначеної з гістограми фону.  $D(H_i, H_{i+1})$  - міра відхилення двох векторів.

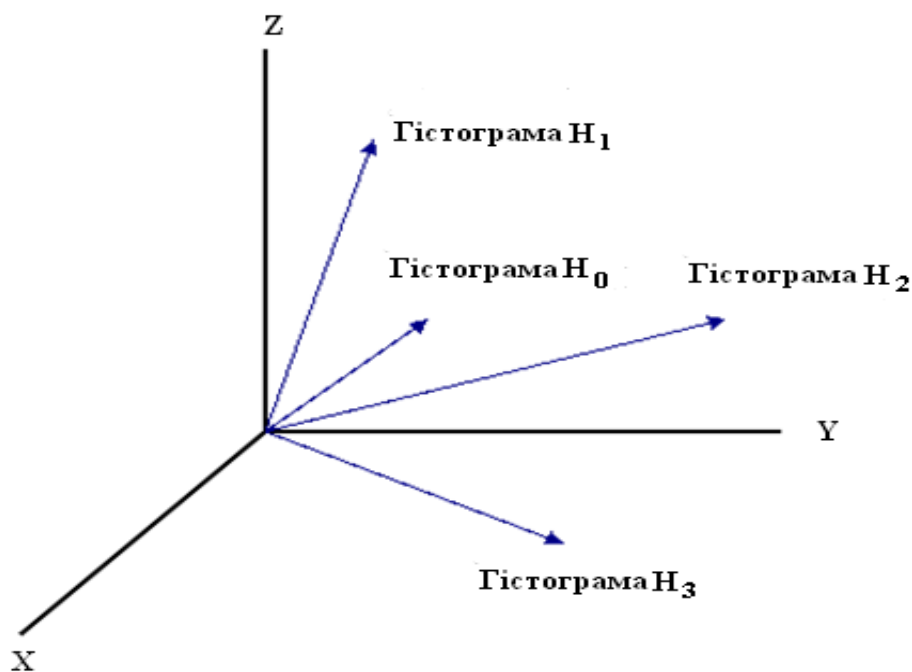


Рис. 4. Розподіл гістограм в 3-х мірному просторі

Відповідно до цього підходу проблема знаходження радіоактивного джерела інтерпретується як детермінована задача, яка полягає в тому, що потрібно знайти відхилення двох точок у просторі та порівняти отримане відхилення з деяким граничним значенням. Для строгого формулювання задачі необхідно ввести міру відхилення деякої певної точки  $H_i$  від вимірюваного значення  $H_{i+1}$   $D = D(H_i, H_{i+1})$ , яка і буде служити критерієм, що підлягає порівнянню з пороговим значенням. Природно вимагати, щоб ця міра була не негативною і оберталася в нуль тільки при збігу точок.

Для виявлення слабо інтенсивного джерела випромінювання необхідний достовірний критерій порівняння гістограм. Тому центральним моментом в описаному підході є вибір виду критерію  $D$ , який здійснюється на основі евристичних міркувань з урахуванням характеру розв'язуваної задачі. До числа найбільш поширених критеріїв такого типу відносяться квадратичний, модульний, косинусний, кореляційні і деякі інші критерії. Чим ближчі вектори, тим менше їх відхилення і тим більша ймовірність відсутності джерела випромінювання.

Нехай в момент часу  $t_1$  в результаті проведених вимірювань та відповідної розбивки енергетичної шкали спектрометра отримана гістограма  $H_1$ , а в момент часу  $t_2$  – гістограма  $H_2$ . Для порівняння двох гістограм  $H_1$  та  $H_2$  можливе використання наступних метрик (табл. 2) [4].

**Таблиця 2.** Метрики для порівняння гістограм

Назва метрики	Обчислення
Манхеттенська	$D_1 = \sum_{i=1}^M  H_1(y_i) - H_2(y_i) $
Евклідова	$D_2 = \sum_{i=1}^M [H_1(y_i) - H_2(y_i)]^2$
Косинусна	$D_3 = 1 - \frac{ \sum_{i=1}^M H_1(y_i) \cdot H_2(y_i) }{\sqrt{\sum_{i=1}^M H_1(y_i)} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^M H_2(y_i)}}$
Кореляційна	$D_4 = \frac{\text{cov}(H_1, H_2)}{[\sigma(H_1) \cdot \sigma(H_2)]}$

де:  $\text{cov}(H_1, H_2)$  - коваріація гістограм  $H_1$  і  $H_2$ ;

$\sigma(H)$  - середньоквадратичне відхилення елементів гістограми

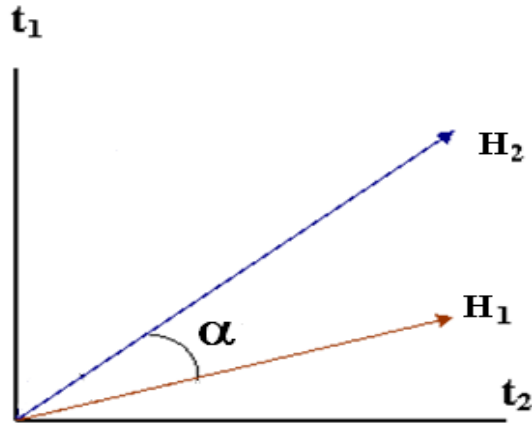
$\mu(H)$  - математичне сподівання елементів гістограми

$$\begin{aligned} \text{cov}(H_1, H_2) &= \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M [H_1(i) - \mu(H_1)] \cdot [H_2(i) - \mu(H_2)] \\ \sigma(H) &= \sqrt{\frac{1}{M} \sum_{i=1}^M [H(i) - \mu(H)]^2}, \\ \mu(H) &= \frac{1}{M} \sum_{i=1}^M H(i) \end{aligned} \quad (5)$$

Методику обробки експериментальних даних, на якій базується виявлення джерела випромінювання, можна представити наступними етапами. Перший етап - це отримання апаратного спектру гамма-випромінювання, що характеризує фон та саме джерело випромінювання. Весь діапазон цього спектру розбиваємо на  $M$  інтервалів для побудови гістограми. Отримана таким чином гістограма підлягає нормуванню у відповідності з (3), що є вихідним матеріалом для процесу експертного порівняння. Далі кожна гістограма перетворюється у вектор в  $M$  мірному евклідовому просторі. Компоненти вектора відповідають  $M$  інтервалам, які створюють цей простір. На основі сусідніх векторів цієї послідовності вимірювань обчислюється міра подібності, і одержуємо стандартну метрику «відстані». Отримана таким чином «відстань» неузгодженості векторів є джерелом інформації про наявність джерела радіоактивного випромінювання.

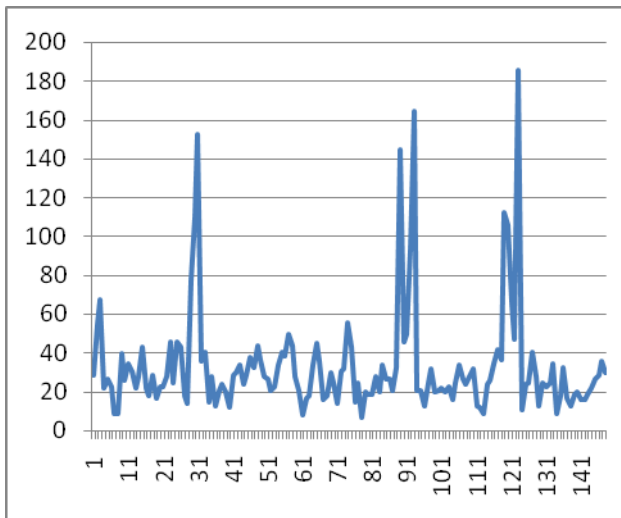
На рис. 5. показана косинусна схожість  $\alpha$  двох векторів  $H_1$  і  $H_2$ , отриманих в моменти часу відповідно  $t_1$  і  $t_2$ .



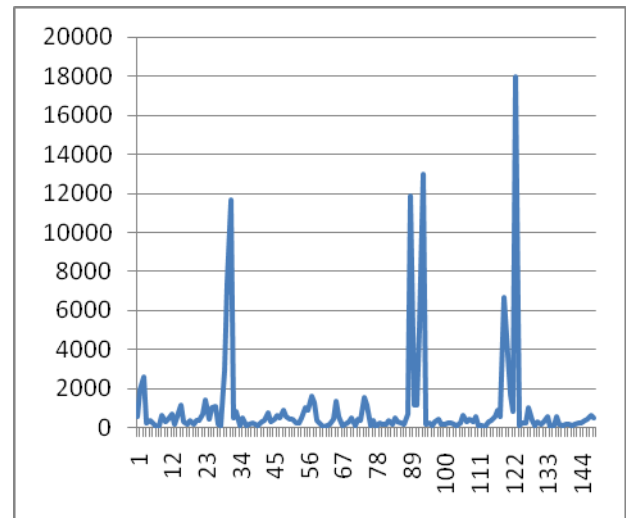


**Рис. 5.** Косинусна міра неузгодженості двох векторів.

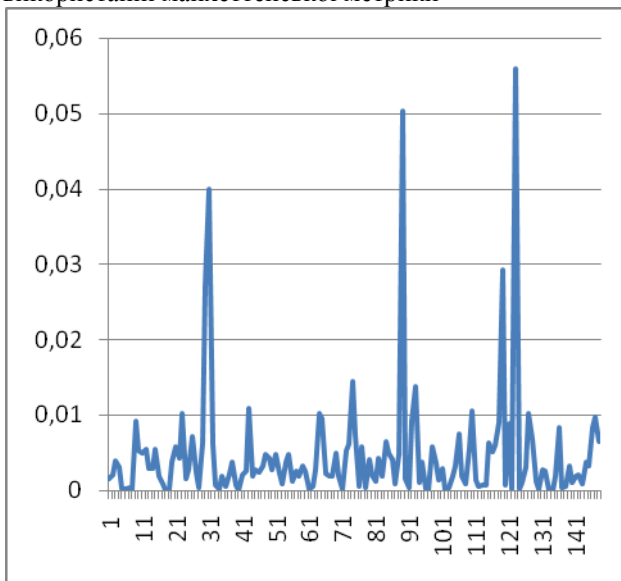
На рис. 6 - 9. зображені тренди неузгодженості векторів (гістограм) обчислень для одного експерименту, в процесі якого показані результати трьохкратного внесення радіоактивного джерела в поле зору детектора на час 3, 5 і 7 секунд. Як видно із рисунків, усі запропоновані метрики чітко показують моменти внесення радіоактивного джерела в поле зору детектора.



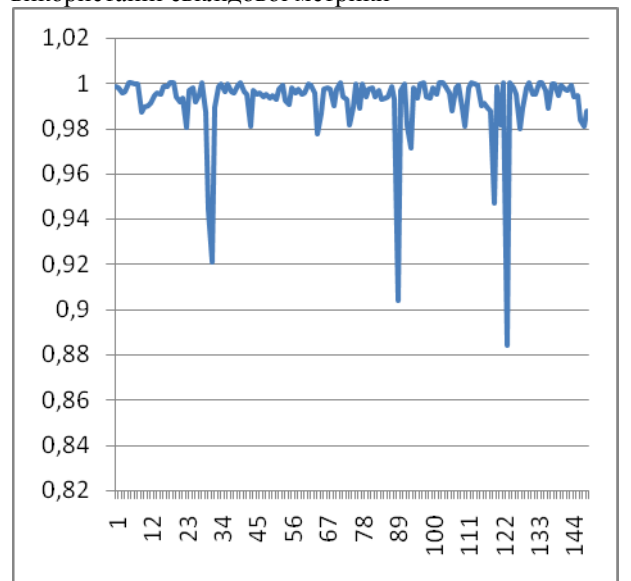
**Рис. 6.** Тренд неузгодженості векторів при використанні манхеттенської метрики



**Рис. 7.** Тренд неузгодженості векторів при використанні евклідової метрики



**Рис. 8.** Тренд неузгодженості векторів при використанні косинусної метрики



**Рис. 9.** Тренд неузгодженості векторів при використанні кореляційної метрики

## **Висновки**

Пропонованому диференційному алгебраїчному методу виявлення слабо інтенсивного радіоактивного джерела притаманні такі переваги:

- Зменшення кількості розрядних інтервалів гістограми дозволяє пропорційно скоротити тривалість обчислень;
- Нормування гістограм підвищує ефективність пошуку радіоактивного джерела;
- Дозволяє оцінити ступінь неузгодженості гістограм;
- Стандартні метрики зручні при оцінці ступеню неузгодженості;
- Простота і витонченість методу перед іншими методами.

Незважаючи на значні переваги, в запропонованому методі відсутнє достатнє теоретичне обґрунтування для побудови розрядних інтервалів гістограми. Сутність цих інтервалів полягає в класифікації – віднесення отриманих даних вимірювань до деяких сукупностей, що володіють певними властивостями. Для виявлення радіоактивного джерела використовується контрольована класифікація – використовують заздалегідь визначені людиною ознаки і критерії.

1. Забулонов Ю.Л., Буртняк В.М. Система контроля и слежения за хранением ядерных материалов // Зб. наук. пр. Інституту проблем моделювання в енергетиці НАНУ. „Моделювання та інформаційні технології” – К., 2008. – Вип. 47. – С.107-118.

2. Афифи А., Эйзен С. Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ: Пер. с англ. – М.: Мир, 1982. – 488 с.

3. Яноши Л. Теория и практика обработки результатов измерений. / Перевод с английского Н.П. Клепикова. 2-ое изд. – М.: Мир, 1968. – 464 с. (L. Janossy. Theory and Practice of the Evaluation of Measurements. Oxford, Oxford University Press, 1965.)

4. Сирая Т.Н., Грановский В.А. Методы обработки экспериментальных данных при измерениях. – Л.: Энергоатомиздат, 1990. – 288 с.

## **Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, В.М. Буртняк**

### **ПРИМЕНЕНИЕ ДИФФЕРЕНЦИАЛЬНОГО АЛГЕБРАИЧЕСКОГО МЕТОДА ВЫЯВЛЕНИЯ НЕСТАЦИОНАРНОГО ИСТОЧНИКА РАДИОАКТИВНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ**

*Предложен новый дифференциальный алгебраический метод для сравнения гистограмм спектров радиоактивного излучения. Описан алгоритм применения этого метода для выявления нестационарных источников радиоактивного излучения интенсивности уровня фона. Показаны достоинства данного метода.*

## **G.V. Lysychenko, Y.L. Zabulonov, V.M. Burtnyak**

### **APPLICATION OF DIFFERENTIAL ALGEBRAIC METHOD OF DETERMINATION OF NONSTATIONARY RADIOACTIVE SOURCE**

*New differential algebraic method for comparison of radiation spectra histograms is proposed. The algorithm of application of this method for detecting non-stationary radiation sources of the background level intensity is described. The advantages of this method are specified.*

**П.І. ДІДЕНКО**

*Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України та МНС України, м. Київ*

## **РАДОН ПІДЗЕМНИХ ВОД УКРАЇНИ**

*Вміст радону сеноманських водоносних горизонтів більший за вміст радону юрських водоносних горизонтів Українського щита. Вміст радону підземних вод м. Києва, м. Миронівки Київської області і м. Хмільник Вінницької області обумовлений тектонічною будовою їх території. Радон підземних вод формує радонові ореоли, що дозволяє підвищити ефективність пошуку родовищ урану. Встановлено залежність радону від фтору в підземній воді. Встановлено залежність між концентрацією радону води ванних відділень водоликарні м. Хмільник і концентрацією радону в цих приміщеннях. Моніторинг радону підземних вод показав, що радон дає суттєвий вклад в дозу опромінення людей.*

### **Вступ**

Опромінення населення від природних джерел іонізуючого випромінювання формує основну дозу. Дослідження, проведені Комітетом по оцінці ризику для здоров'я при опромінюванні людей радоном Національної Академії наук США (BEIR VI) [1-6], показали, що радон є причиною від 10 до 14 % раку легень. Цей газ істотно підвищує ризик неракових захворювань верхніх дихальних шляхів і серцево-судинних захворювань. Проблема радону займає важливе місце в радіоекологічних програмах США, Японії, Західної Європи і ін. Міжнародним агентством по дослідженню раку радон віднесено до канцерогенів I класу [7].

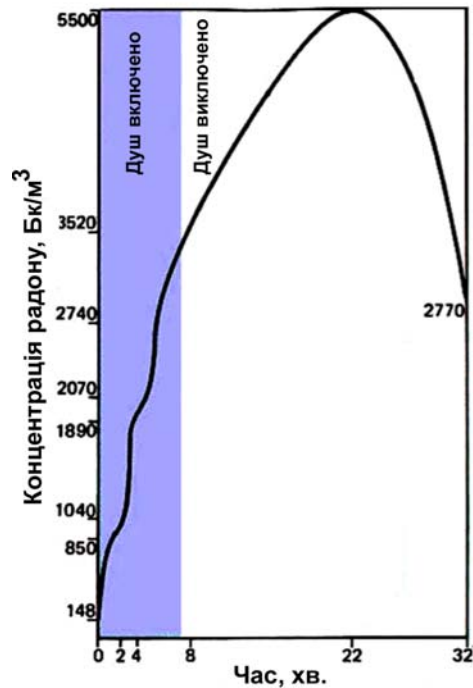
Величина дози опромінення населення залежить також від вмісту радону у воді. За оцінками Наукового комітету з дії атомної радіації Організації Об'єднаних націй 10 % населення Землі п'є воду з активністю радону 0,1 МБк/кг і 1 % - 1 МБк/кг. На Землі вміст радону води змінюється від 100 рКі до 100 МБк/кг. Такі території виявлено в Бразилії, Індії, Канаді, Ірані. Більше 60000 шведів щодня споживають воду із вмістом радону вище 1000 Бк/кг, що призводить до 50 випадків захворювань раком легень на рік. В США концентрація радону підземної води змінюється від 10 до 100 Бк/кг; в окремих районах вона доходить до сотень і навіть тисяч Бк/кг. В Росії концентрація радону підземної води досягає  $200 \times 10^{-12}$  кюрі/л.

Підземні води - води, які знаходяться в товщах гірських порід верхньої частини земної кори. Залежно від характеру порожнеч водовміщуючих порід підземні води діляться на: порові - в пісках, галечниках і ін.; тріщинні (жильні) - в скельних породах (граніти, піщаники); карстові (тріщинно-карстові) - в розчинних породах (вапняки, доломіт, гіпс і ін.). Обводнення ґрунтів супроводжується обвалами, карстоутворенням, засоленням або розсоленням і ін. В результаті інтенсивних відкачувань води відбувається осідання територій міст: Мехіко - 9 м, Тайбей - 8,6 м, Токіо - 4,3 м, Осака - 3,1 м.

Для України суттєвим є ризик виникнення надзвичайної ситуації, пов'язаної з вживанням радонової води. З введенням в дію НРБУ-97 [8] і ухваленням рекомендацій Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) в Україні здійснюється така стратегія забезпечення радіаційної безпеки людей при споживанні ними води:  $^{226}\text{Ra}$  - 1 Бк/кг,  $^{228}\text{Ra}$  - 1 Бк/кг і  $^{222}\text{Rn}$  - 100 Бк/кг. Прийнята на основі рекомендацій ВООЗ концепція ефективної дози передбачає одночасне регулювання вмісту в воді як природних (радон, полоній і свинець), так і техногенних радіонуклідів. Рекомендації ВООЗ відображають сучасні успіхи нормування використання води для питних цілей, які

пов'язані з виявленням тенденцій не тільки в умовах формування ресурсів природних вод певного складу, але і в процесах антропогенної дії на них.

Велику небезпеку представляє попадання пари води з високим вмістом радону в легені людини разом з повітрям, що найчастіше відбувається у ванній кімнаті. При обстеженні будинків у Фінляндії виявилось, що в середньому концентрація радону у ванній кімнаті приблизно в три рази вище, ніж на кухні, і приблизно в 40 разів вище, ніж в житлових кімнатах. А дослідження, проведені в Канаді, показали, що всі сім хвилин, протягом яких був включений теплий душ, концентрація радону і його дочірніх продуктів у ванній кімнаті швидко зростала, і пройшло більше півтори годин з моменту відключення душу, перш ніж вміст радону знову зменшився до початкового рівня (рис. 1) [3].



**Рис. 1.** Залежність концентрації радону від часу користування душем [3]

Примітка. Питома радіоактивність повітря, яка обумовлена присутністю радону і його дочірніх продуктів, у ванній кімнаті одного з будинків в Канаді протягом семи хвилин роботи теплої душі і після його відключення (концентрація радону води складала 4400 Бк/м<sup>3</sup>).

### Умови формування радіоактивних вод

В центральній частині України з північного заходу на південний схід простягається Придніпровська височина, яка структурно співпадає з Українським щитом. Рельєф височини відбиває поверхню кристалічного фундаменту. Поверхня височини горбиста, розчленована густою сіткою долин, ярів і балок. Розчленування поверхні збільшується на схід і південний схід. Глибина ерозійного зрізу становить від 50–60 м на північному заході до 100–150 м біля правого берега Дніпра. Кристалічні породи на схилах Українського щита збагачені торієм і радієм [9].

На території Вінницької області тріщини у верхній частині масиву кристалічних порід заповнені підземними водами. Тріщинуватість і обводненість зростає з глибиною. Ці показники значні до глибини 250–350 м; на більшій глибині тріщинуватість і обводненість поступово зменшуються. В межах рівнинної частини України виділяють три великі артезіанські басейни: Волино-Подільський, Дніпровсько-Донецький і Причорноморський [10-13]. На Українському щиті, Донецькому кряжі, в Криму і Карпатах існують артезіанські басейни. Найбільший – Дніпровсько-Донецький басейн, який займає частину правобережної України і майже всю лівобережну Україну. Горизонти підземних вод

зв'язані з піщаними і осадовими породами. Вода в цьому басейні знаходиться на глибині 200–500 м головним чином у відкладах, які сформувалися в юрський і сеноманський періоди мезозойської ери. Відклади юрського періоду в Україні поширені на північно-західній окраїні Донбасу, в Дніпровсько-Донецькій западині, Карпатах і Криму. Ранньо- і середньоюрські відклади представлені піскуватоглинистими відкладами (мергелі, сланці, пісковики), пізньоюрські – товщею вапняків. Сеноманський період представлений глауконітовими пісками і пісковиками з фосфоритами, глауконітовою крейдою, мергелями і монацитами. Потужність сеноманських відкладів досягає кількох десятків метрів. Високі концентрації радону води сеноманського горизонту обумовлені наявністю в полтавських відкладах лінз монацитових пісків, які містять підвищені концентрації урану, торію і радію:  $^{232}\text{Th}$  – 830,  $^{226}\text{Ra}$  – 25,  $^{235}\text{U}$  – 1 та  $^{40}\text{K}$  – 120 Бк/кг. Хмільницьке родовище води (четвертинний, неогеновий і архей-протерозойський горизонти) в основному розташоване на стійкому і малорухливому фундаменті Українського щита. На його території кристалічний фундамент, до верхньої тріщинуватої зони якого приурочено основний водоносний горизонт, перекритий тонким чохлом піскуватих наносів. Концентрація радону води родовища – 30–7400 Бк/кг.

Особлива роль у формуванні радонових вод належить гідрогеологічним умовам. Вони зустрічаються серед різних груп природних вод; їх типи характеризуються різними умовами живлення, циркуляції, виходу на поверхню і утворюють родовища різної величини і форми. Збагачення води радіоактивними елементами відбувається в певних кліматичних зонах, певних гідрогеологічних структурах, за певних гідродинамічних умов циркуляції підземних вод. Характер водообміну, інтенсивність циркуляції підземних вод, тривалість проходження вод через породи – все це визначає умови переходу радіоактивних елементів з порід у воду. Циркуляція підземних вод в земній корі відбувається в наступних зонах:

- зона аерації (зона поверхневого вивітрювання) характеризується тимчасовим просочуванням поверхневих вод і формуванням обстановки інтенсивного розчинення і вилуговування урану і радію;

- зона коливань рівня ґрунтових вод характеризується інтенсивним окисленням, розчиненням і вилуговуванням уранових мінералів;

- зона вільного обміну підземних вод із земною поверхнею відрізняється інтенсивною циркуляцією низхідних і висхідних підземних вод і формуванням окислювальної обстановки в дуже промитих комплексах порід і комплексах порід, які промиваються;

- зона утрудненого водообміну характеризується присутністю води порівняно сповільненої циркуляції і окислювально-відновною обстановкою;

- зона вельми утрудненого водообміну відрізняється від інших зон: а) вельми сповільненим рухом води; б) відновною геохімічною обстановкою; б) відносною стабільністю хімічного і газового складу води.

Україна – одна з країн, яка володіє гідромінеральними, в тому числі радоновими ресурсами, на базі яких функціонує близько 500 санаторно-курортних установ. Родовища радонових вод знаходяться в основному на Українському щиті. Походження радонових вод зв'язане з радіоактивними елементами в породах – докембрійських гранітоїдах. За вмістом урану вода ділиться на п'ять груп: 1) низький – до  $1 \times 10^{-7}$  г/л; 2) помірний – до  $4 \times 10^{-6}$  г/л; 3) підвищений – до  $1 \times 10^{-5}$  г/л; 4) високий – до  $3 \times 10^{-4}$  г/л; 5) дуже високий – більше  $3 \times 10^{-4}$  г/л. За вмістом радону вода ділиться на чотири групи: 1) дуже слаборадонові води – 185–740 Бк/кг; 2) слаборадонові води – 740–1480 Бк/кг; 3) радонові води середньої концентрації – 1480–7400 Бк/кг; 4) високорадонові води – більше 7400 Бк/кг. Водоносні горизонти в основному знаходяться на глибинах від десятків до сотень метрів.

Радонові води в Україні поширені на правобережжі р. Дніпра, на Побужжі і Приазов'ї. Їх використовують у водолікарнях м. Житомира, Київської області (м.

Миронівка і м. Біла Церква), Вінницької області (м. Хмільник) і Хмельницької області (м. Полонне).

### Результати і їх обговорення

Вміст радону підземних вод зв'язаний з тектонічною будовою водоносних горизонтів в докембрійських комплексах Українського щита. В підземній воді регіонів України, розташованих в межах Українського щита, концентрація радону змінюється від 30 до 7400 Бк/кг; в підземній воді регіонів України, розташованих за межами Українського щита, концентрація радону становить 37 Бк/кг [14-17]. Концентрація радону підземної води: м. Київ – 70–1657 Бк/кг, м. Миронівка Київської області – 500–2000 Бк/кг, м. Хмільник (Вінницька обл.) – 30–7400 Бк/кг. Концентрація радону в приміщеннях будівель водолікарні м. Хмільник – 7–711 Бк/м<sup>3</sup>. Концентрація радю-226 підземної води на Українському щиті становить 0,30 Бк/кг.

Результати вимірювань радону підземної води м. Києва показано на рис. 2 і 3.

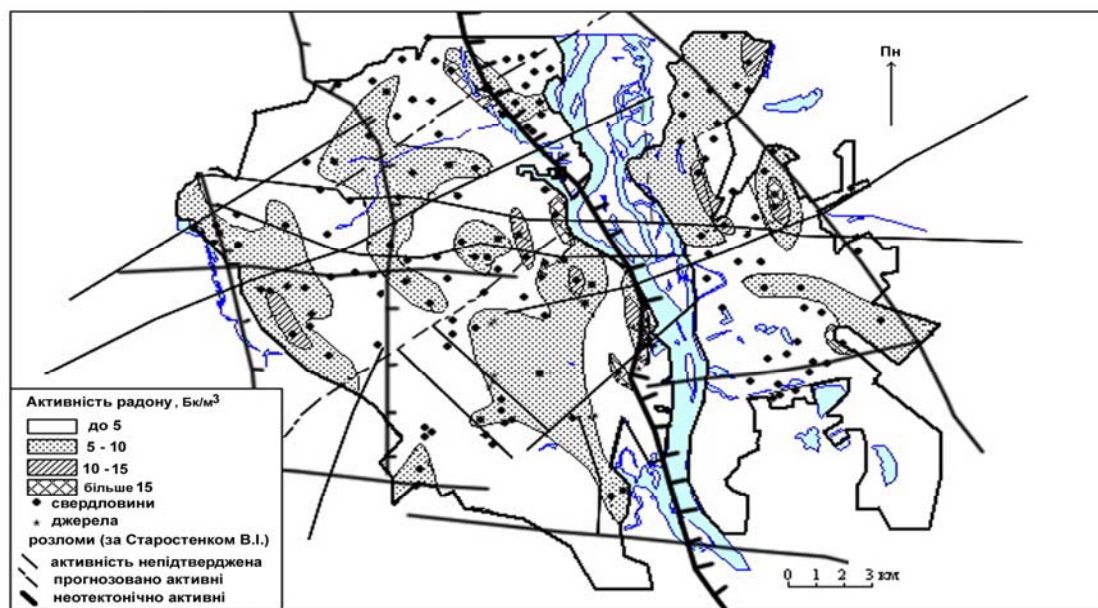


Рис. 2. Активність радону підземної води м. Києва

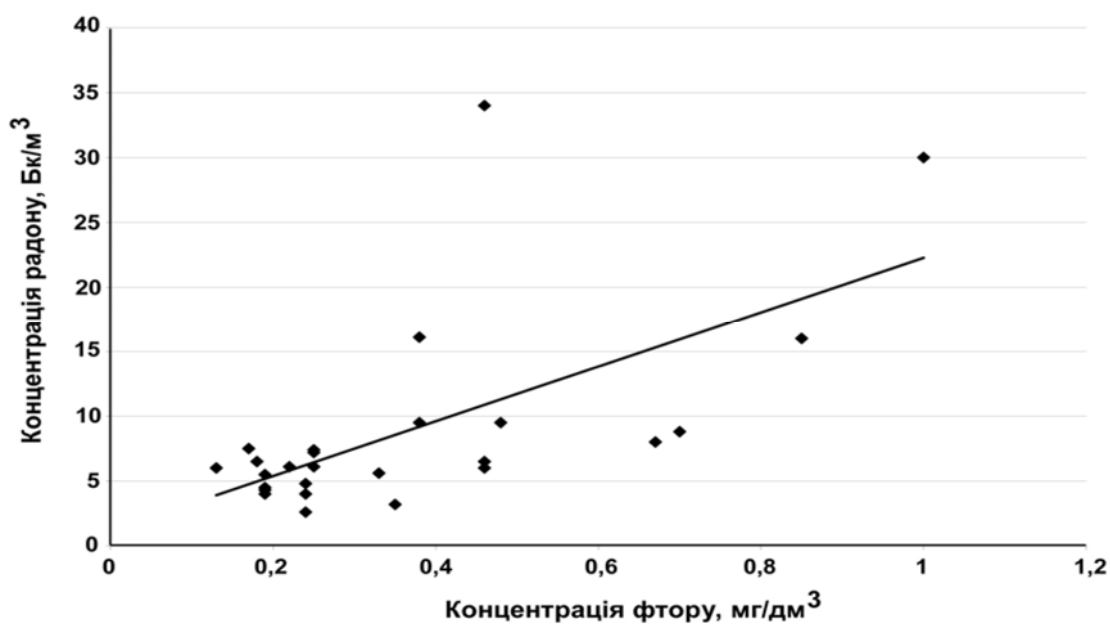


Рис. 3. Залежність між радоном і фтором підземної води м. Києва [16, 17]

Формування підвищеного вмісту радону підземних вод водоносних горизонтів зв'язано з тектонічною будовою Українського щита. Радон підземних вод формує радонові ореоли, що дозволяє підвищити ефективність пошуку родовищ урану. Моніторинг радону підземних вод України показав, що радон дає суттєвий вклад в дозу опромінення людей.

### **Висновки.**

1. Вміст радону сеноманських водоносних горизонтів вище вмісту радону юрських водоносних горизонтів Українського щита.

2. Вміст радону підземних вод м. Києва, м. Миронівка Київської області і м. Хмільник Вінницької області обумовлений тектонічною будовою їх території.

3. Встановлено залежність між концентрацією радону води ванних відділень водоликарні м. Хмільник і концентрацією радону цих приміщень.

4. Встановлено залежність радону від фтору підземної води.

5. Радон підземних вод формує радонові ореоли, що дозволяє підвищити ефективність пошуку родовищ урану.

6. Моніторинг радону підземних вод показує, що радон води дає суттєвий вклад в дозу опромінення людей.

1. НКДАР, 1982. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты. Доклад НКДАР за 1982 г. ООН. – Нью Йорк, 1982. – Т. 1. – 881 с.

2. Батмангхелидж Ф. Вода для здоровья. Минск: Попурри, 2008. – 544 с.

3. Радиация. Дозы, эффекты, риск. – М.: Мир, 1990. – 79 с.

4. Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Докл. НКДАР ООН за 1988 г. М.: Мир, 1992. – Т. 1.

5. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1993. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. UN. N.Y., 1993.

6. Health effects of exposure to radon. Committee on Health Risks of Exposure to Radon (BEIR). National Academy Press. Washington, 1999.

7. Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters. ICRP Publication 50. // Annals of the ICRP. 17 (1).

8. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). – К.: МОЗ України, 1997. – 121 с.

9. Цымбал С.Н., Полканов Ю.А. Минералогия титано-циркониевых россыпей Украины. Киев: Наукова думка, 1975. – 248 с.

10. Руденко Ф.А. Гідрогеологія Української РСР. – К.: Вища школа, 1972. – 174 с.

11. Гончарук В.В. Бювети Києва. Якість артезіанської води. К.: «Геопринт», 2003. – 110 с.

12. Гудзенко В.В., Голюкова Т.О., Гудзенко Г.І., Шевченко О.Л. Радон у підземних водах Києва // Вісник Київського національного університету ім. Т. Шевченка. Серія «Геологія». – 2004. – № 29–30. – С. 56-64.

13. Генетические типы и закономерности размещения урановых месторождений Украины. Киев: Наукова думка, 1995. – 397 с.

14. Zelensky A.V., Buzinny M.G., Los I.P. Measurements of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  and uranium in Ukrainian groundwater using ultra-low-level liquid scintillation counting. *Liquid Scintillation* 1992. // *Radiocarbon*. – 1993. – P. 405-411.

15. Лисиченко Г.В., Мельник Ю.П., Лисенко О.Ю., Дудар Т.В., Нікітіна Т.В. Уранові руди України. К.: Наукова думка. 2010. – 221 с.

16. Жовинський Е.Я., Комов І.Л., Діденко П.І., Макаренко М.М., Шраменко І.Ф., Крюченко Н.О. Закономірності розподілу радону і фтору у підземних водах міста Київ // *Мінералогічний журнал*. – 2004. – Т. 26. – № 2. – С. 90-93.

17. Жовинский Э.Я., Комов И.Л., Диденко П.И., Макаренко Н.Н., Крюченко Н.О. Связь гидрогеохимических аномалий радона и фтора с участками тектонических нарушений (на примере г. Киев). // *Пошукова геохімія*. – 2004. – № 4. – С. 56-60.

### **П.И. Диденко**

#### **РАДОН ПОДЗЕМНЫХ ВОД УКРАИНЫ**

*Содержание радона сеноманских водоносных горизонтов больше содержания радона юрских водоносных горизонтов Украинского щита. Содержание радона подземных вод г. Киева, г. Мироновки Киевской области и г. Хмельник Винницкой области обусловлено тектоническим строением их территории. Радон подземных вод формирует радоновые ореолы, что позволяет повысить эффективность поиска месторождений урана. Установлена зависимость радона от фтора подземной воды. Установлена зависимость между концентрацией радона воды ваннх отделений водолечебницы г. Хмельник и концентрацией радона этих помещений. Мониторинг радона подземных вод показал, что радон дает существенный вклад в дозу облучения людей.*

### **P.I. Didenko**

#### **RADON OF GROUND WATERS OF UKRAINE**

*The content of the radon of Cenomanian water-bearing horizons is higher than that of Jurassic water-bearing horizons of Ukrainian Shield. Concentration of radon of the ground waters in the cities of Kyiv, Myronivka (Kyiv oblast) and Khmilnyk (Vinnytsia oblast) is caused by the tectonic structure of their territory. Ground water radon forms radon aureoles, which increases the efficiency of search for uranium deposits. The dependence of radon on fluorine of the ground water was established. It is established that the concentration of radon in the air of the bathrooms of the hydropathic establishment of the city of Khmilnyk depends on that of the water. Monitoring of ground water radon has shown that radon makes a considerable input into the radiation dose of population.*



**Л.В. КОНОНЕНКО, М.Г. БОНДАРЕНКО, В.И. МАНИЧЕВ, В.И. ВЛАСЕНКО**

*Институт геохимии окружающей среды НАН Украины и МЧС Украины, г. Киев*

## **ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ ТРИПОЛЬСКОЙ ТЭС**

*Концентрации естественных радионуклидов (ЕРН) определены в почвах зоны влияния Трипольской ТЭС и в образцах золы ТЭС. Незначительное обогащение почв изотопами радия и  $^{40}\text{K}$  отмечено в отдельных пунктах зоны Трипольской ТЭС.*

### **Введение**

Исследования влияния угольных ТЭС на окружающую среду преимущественно ориентированы на наиболее массовые и очевидные загрязнители:  $\text{SO}_2$ , оксиды азота,  $\text{CO}$ , твердые частицы, полициклические ароматические углеводороды. Эти загрязнители, являющиеся компонентами дымовых газов, выбрасываемых ТЭС, оказывают негативное воздействие, прежде всего, на дыхательные пути человека в зоне влияния ТЭС. Оксиды серы и азота, взаимодействуя с влагой, образуют кислоты, выпадающие на поверхность почвы в виде так называемых кислотных дождей.

Кроме того, известно, что угли содержат более 50 элементов-примесей, которые также поступают в атмосферу в составе дымовых уносов. К их числу относятся также естественные радионуклиды (ЕРН) – так, в каменном угле содержится от 50 до 90 Бк/кг урана.

При сгорании органического топлива с дымовыми выбросами в атмосферу поступают радиоактивные  $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и продукты их распада. По расчетам при зольности угля 10% за год ТЭС мощностью 1 ГВт с коэффициентом очистки выбросов 0,975 выбрасывают в атмосферу, ГБк:  $^{40}\text{K}$  – 4,0,  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  – по 1,5,  $^{210}\text{Pb}$  и  $^{210}\text{Po}$  – по 5,0,  $^{232}\text{Th}$  – 1,5. В действительности зольность используемого в качестве топлива угля колеблется от 10 до 45 %, поэтому объемы выбросов естественных радионуклидов в окружающую среду могут иметь и более высокие значения (табл. 1). Суточный выброс золы в атмосферу составляет 36 т, и при высоте трубы 150–200 м радиус загрязненной территории равен примерно 50 км [1, 2]. Поступление ЕРН в окружающую среду может осуществляться как в виде выброса с дымовыми газами ТЭС, так и в результате пылеуноса с золоотвалов.

**Таблица 1.** Выбросы естественных радионуклидов, их содержание в атмосфере и накопление в почве в районе расположения угольной ТЭЦ мощностью 1 ГВт [3].

Параметр	Радионуклид					
	$^{226}\text{Ra}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$	$^{232}\text{Th}$	$^{228}\text{Ra}$	$^{40}\text{K}$
Годовой выброс, ГБк	19.6	81.4	74.0	19.6	11.1	39.8
Накопление в почве, ГБк/м <sup>3</sup>	388	1147	703	389	92.5	98.3
Плотность загрязнения территории, ГБк/км <sup>2</sup>	0.39	1.15	0.70	0.51	0.09	0.38
Концентрация в воздухе, $10^{-5}$ Бк/м <sup>3</sup>	6.3	15.0	15.4	6.3	4.1	3.9

По оценкам, приведенным в «Радиоэкологии» М.Г.Давыдова [2], тепловая электростанция мощностью 1 ГВт, сжигая 12 млн т угля, выбрасывает в атмосферу 40 Ки долгоживущих радионуклидов и создает мощность дозы в районе станции 45–80 мкР/час.

По другим оценкам [4], сжигание 1 млн т донбасского угля приводит к выбросу в окружающую среду до 10.0 Ки  $^{226}\text{Ra}$ , 3.3 Ки  $^{232}\text{Th}$  и до 50.0 Ки  $^{40}\text{K}$ .

Средняя концентрация естественных радионуклидов в летучей золе тепловых электростанций приведена в таблице 2.

**Таблица 2.** Средняя концентрация ЕРН в летучей золе тепловых электростанций, Бк/кг [5].

Радионуклид	$^{40}\text{K}$	$^{238}\text{U}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{210}\text{Pb}$	$^{210}\text{Po}$	$^{232}\text{Th}$	$^{228}\text{Th}$	$^{228}\text{Ra}$
Активность, Бк/кг	500	200	200	600	600	200	200	200

По данным Мельника Н.А. и Корнилова П.Н. [6] зола-унос Апатитской ТЭЦ, улавливаемая очистными установками, содержит 40–95 Бк/кг  $^{232}\text{Th}$ , 50–175 Бк/кг  $^{226}\text{Ra}$  и от 425 до 1080 Бк/кг  $^{40}\text{K}$ . Зола из золоотвалов той же ТЭЦ характеризуется несколько более низкими содержаниями  $^{232}\text{Th}$  (30–80 Бк/кг) и  $^{226}\text{Ra}$  (10–145 Бк/кг), активность  $^{40}\text{K}$  в этой золе, напротив, выше (450–2200 Бк/кг) по сравнению с золой-уносом.

Выбрасываемые в атмосферу частицы золы-уноса, содержащие естественные радионуклиды, оседают на поверхность почвы и накапливаются в почвенном покрове. В почвах, в свою очередь, содержится аналогичный набор естественных радионуклидов, унаследованный от материнских горных пород.

#### Естественные радионуклиды в почвах

$^{40}\text{K}$  является одним из главных ЕРН в почвах, водах, донных отложениях и в биологических объектах. В почве калий содержится преимущественно в виде оксидов в неорганической фракции и в почвенном растворе в виде солей. В биомассу на земной поверхности он поступает преимущественно в растворимой форме через корневую систему растений и распределяется в живых организмах равномерно.

Кроме того, в почвах представлены ЕРН уранового и ториевого семейств.

$^{238}\text{U}$  (99,28%),  $T_{1/2} = 4,51 \cdot 10^9$  лет. Среди продуктов распада  $^{238}\text{U}$  такие радионуклиды, как  $^{230}\text{Th}$ ,  $T_{1/2} = 8 \cdot 10^4$  лет;  $^{226}\text{Ra}$ ,  $T_{1/2} = 1602$  года;  $^{222}\text{Rn}$ ,  $T_{1/2} = 3,825$  дн.;  $^{210}\text{Bi}$ ,  $T_{1/2} = 5,01$  сут;  $^{210}\text{Po}$ ,  $T_{1/2} = 138,4$  сут и  $^{210}\text{Pb}$ ,  $T_{1/2} = 21$  год.

Одним из основных источников естественного радиационного фона является  $^{226}\text{Ra}$  – долгоживущий продукт распада  $^{238}\text{U}$  ( $T_{1/2} = 1602$  года), по химическим свойствам подобный барью. В почвах кислого ряда, характерных для гумидной климатической зоны, концентрация  $^{226}\text{Ra}$ , как правило, превышает равновесную концентрацию с  $^{238}\text{U}$  [7]. Содержание радия в таких почвах коррелирует с содержанием глинистых минералов, гидроксидов Fe, Al, Mn, органического вещества, что указывает на сорбционный характер связи его с почвенным комплексом. В черноземах и почвах аридной зоны радий накапливается на карбонатных и сульфатных испарительных барьерах, соосаждаясь с карбонатами и сульфатами других щелочно-земельных металлов. Радий содержится практически во всех объектах окружающей среды, хорошо усваивается растениями и через них может поступать в организмы животных.

Продуктом распада  $^{226}\text{Ra}$  является газообразный  $^{222}\text{Rn}$  ( $T_{1/2} = 3,825$  дн.). Радон – радиоактивный благородный газ, характеризующийся химической инертностью. В природе он имеет три изотопа – помимо  $^{222}\text{Rn}$ , представляющего ряд  $^{238}\text{U}$ , известны также короткоживущие  $^{220}\text{Rn}$  (торон,  $T_{1/2} = 54,5$  с) и  $^{219}\text{Rn}$  (актинон,  $T_{1/2} = 3,9$  с), представляющие, соответственно, ряды распада  $^{232}\text{Th}$  и  $^{235}\text{U}$ .

Коэффициент растворимости радона в воде составляет 0,25–0,30 при 15 °С. Содержание радона в природных водах в целом снижается от подземных и грунтовых вод к поверхностным. Растворимость радона в органических растворителях значительно выше. Вследствие хорошей растворимости радона в жирах, он способен накапливаться в жировой ткани человека, что является одним из факторов радиационной опасности [7].

Радон сорбируется на поверхности твердых тел. Адсорбированный радон очень подвижен и легко перераспределяется в твердом теле от крайних молекулярных слоев в

более глубокие зоны. Основной путь поступления радона в организм – ингаляционный (при дыхании), а основное радиационное воздействие связано с дочерними продуктами распада радона.

Среди продуктов распада  $^{222}\text{Rn}$  – короткоживущие гамма-излучающие изотопы  $^{214}\text{Pb}$  ( $T_{1/2} = 27$  мин) и  $^{214}\text{Bi}$  ( $T_{1/2} = 19,7$  мин) и относительно долгоживущий бета-излучающий  $^{210}\text{Pb}$  ( $T_{1/2} = 22$  года).

Родоначальник ториевого ряда –  $^{232}\text{Th}$  ( $T_{1/2} = 1,41 \cdot 10^{10}$  лет). Среди продуктов его распада – радионуклиды  $^{228}\text{Ra}$  ( $T_{1/2} = 5,8$  лет),  $^{228}\text{Th}$  ( $T_{1/2} = 1,9$  года); гамма-излучающий  $^{228}\text{Ac}$  ( $T_{1/2} = 6,1$  часа) и  $^{224}\text{Ra}$  ( $T_{1/2} = 3,6$  сут). Продуктом распада  $^{224}\text{Ra}$  является короткоживущий изотоп радона  $^{220}\text{Rn}$  (торон,  $T_{1/2} = 54,5$  с). Вследствие распада торона последовательно образуются несколько короткоживущих изотопов, среди которых наиболее долгоживущий гамма-излучатель  $^{212}\text{Pb}$  ( $T_{1/2} = 10,64$  час) и  $^{212}\text{Bi}$  ( $T_{1/2} = 1$  час).

В процессе почвообразования ЕРН привносились от разрушавшихся материнских (подстилающих) пород в виде дисперсного материала, накапливались в тонких фракциях почвы в результате поглощения (сорбции) их глинистым и коллоидным веществом. Поэтому содержание ЕРН в почвах определяется их содержанием в материнских породах, процессами выщелачивания их из этих пород подземными водами. Среди факторов, определяющих содержание ЕРН в почвах, – рН почвенного раствора, особенности осаждения и адсорбции ЕРН, их комплексообразования с органической (гумусной) составляющей почв, а также воздействие микроорганизмов.

ЕРН в процессе почвообразования и позднее участвуют в общем круговороте – часть их с газами через почву эманурует в атмосферу, часть концентрируется в наземных растениях, часть с грунтовыми водами и осадками выносится в гидросферу.

Все члены радиоактивных рядов связаны друг с другом последовательными необратимыми взаимными превращениями. Если система, в которой находятся радионуклиды того или иного ряда, закрыта, т.е. не происходит поступления или выноса отдельных членов ряда, со временем устанавливается радиоактивное равновесие. При этом в ряду распада между числом атомов каждого члена и скоростью его распада устанавливается следующее соотношение:

$$N_1 \cdot \lambda_1 = N_2 \cdot \lambda_2 = \dots N_i \cdot \lambda_i, \quad (1)$$

где:  $N$  – число атомов изотопа,  $\lambda$  – постоянная его радиоактивного распада.

Нарушение радиоактивного равновесия возникает в результате перемещения одних членов ряда относительно других из системы, либо внутрь нее. Обычно нарушения радиоактивного равновесия наблюдаются на границе раздела двух фаз.

Выше было упомянуто о нарушении радиоактивного равновесия в почвах между  $^{226}\text{Ra}$  и материнским изотопом  $^{238}\text{U}$  вследствие геохимических процессов, происходящих как в период почвообразования, так и при функционировании почвы. Кроме того, членами как уранового, так и ториевого рядов являются изотопы газообразного радона ( $^{222}\text{Rn}$  и  $^{220}\text{Rn}$ , соответственно), которые могут из почвы поступать в атмосферу (рис. 1). Продукты распада радона приобретают электрический заряд и, соответственно, способность присоединяться в воздухе к аэрозольным частицам и с ними перемещаться (в том числе и в процессе диффузии) и осаждаться. Это приводит к нарушению равновесия между радоном и продуктами его распада.

Газообразный радон перемещается в атмосферном воздухе на большие расстояния, а продукты его распада практически полностью и довольно быстро выпадают на земную поверхность с пылевыми частицами, аэрозолями и атмосферными осадками. Продолжительность пребывания их в воздухе зависит от устойчивости и времени пребывания в воздухе этих носителей и составляет около  $20 \div 40$  суток.

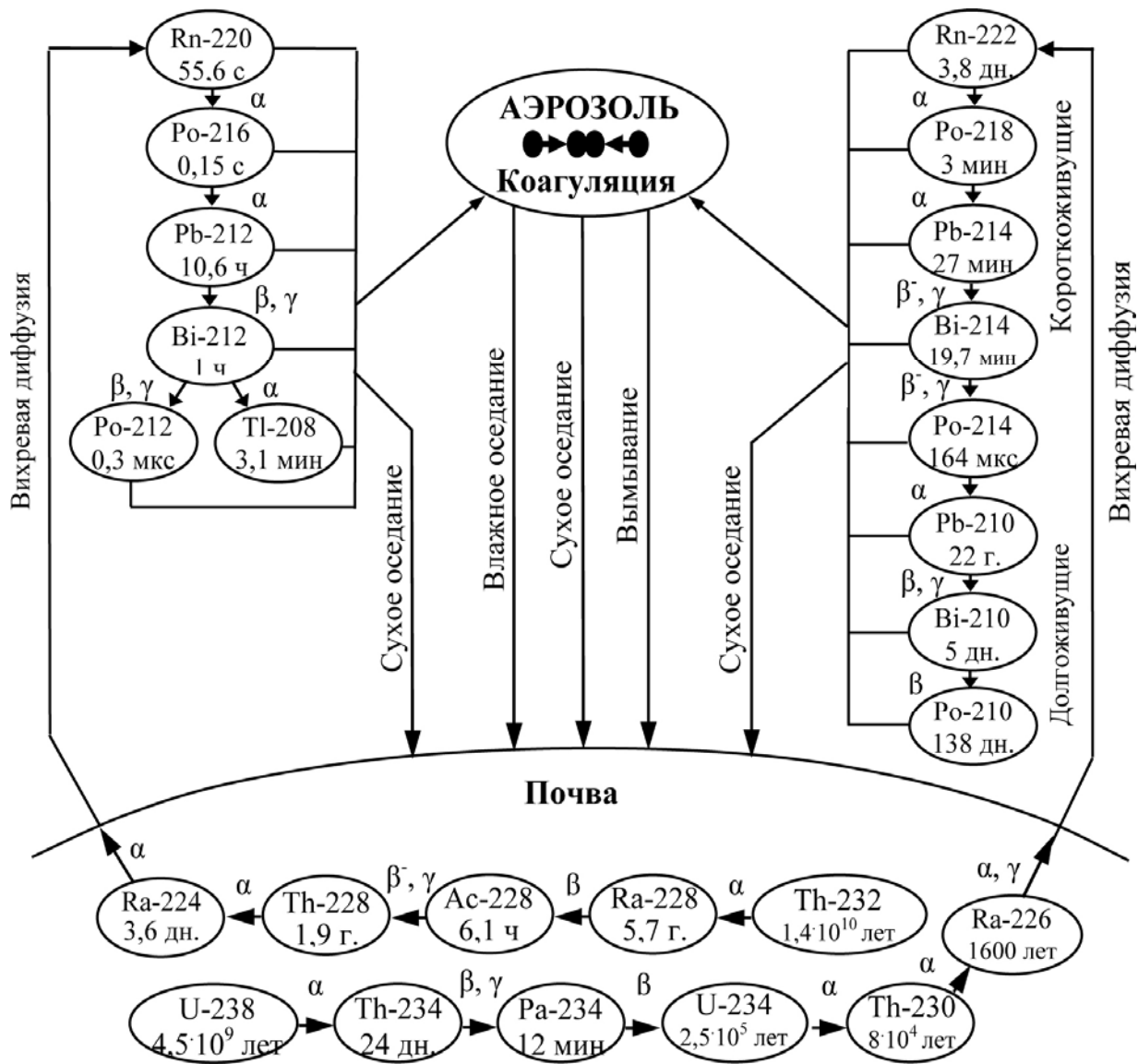


Рис. 1. Схема распределения изотопов радона и их дочерних продуктов между почвой и атмосферой [8]

Таким образом, почва, в общем, является природным образованием, для которого характерно нарушение радиоактивного равновесия ЕРН, особенно в ряду  $^{238}\text{U}$ . Отмечается [2], что в ряду  $^{232}\text{Th}$  в большинстве случаев в природных условиях имеет место радиоактивное равновесие, что, очевидно, можно объяснить коротким временем жизни продуктов распада (в особенности это важно для газообразного  $^{220}\text{Rn}$ ) по сравнению с материнским изотопом.

#### Объект исследования

Трипольская ТЭС, имеющая мощность 1800 МВт, расположена на правом берегу р. Днепр у г. Украинка, на нижней террасе с отметкой уровня 5–6 м и является достаточно обособленным крупным стационарным источником загрязнения атмосферы. В 30 км на север конкуренцию ей составляет г. Киев, в остальных направлениях расстояние до крупных источников загрязнения атмосферы значительно больше.

В геологическом строении исследуемого района на общем фоне спокойного погружения пород осадочного комплекса выделяется толща мергелей харьковской свиты, формирующих систему антиклинальных складок. Вся территория входит в зону

распространения лёсса, средняя мощность которого составляет 3–4 м, а максимальная на береговых склонах – до 10 м.

Зона влияния Трипольской ТЭС относится, в основном, к лесостепи, годовое количество осадков составляет 500–650 мм. Основное направление ветра – западное, северо-западное, северное. Наиболее распространены ландшафты с развитым лессовым плато и с достаточно мощными малогумусными черноземами. На общем равнинном фоне наблюдаются микрозападины, а ближе к р. Днепр развит овражно-балочный рельеф.

На правом берегу р. Днепр отмечается заметное разнообразие типов почв, среди которых наибольшее развитие имеют черноземы, мощность гумусированных горизонтов которых достигает 100 см, окраска светло-серая, структура слабовыраженная комковато-зернистая. Содержание гумуса в почве не превышает 6,5 %.

Оподзоленные почвы имеют меньшее развитие. Мощность почвенного разреза не превышает 80 см, окраска темно-серая, содержание гумуса в почве колеблется от 2,5 до 3,8%.

Под лесами смешанного типа развиты темно-серые лесные почвы. Их мощность не превышает 55 см. Верхний почвенный горизонт рыхлый, с темно-серой окраской, структура зернисто-пылеватая, ниже по вертикальному разрезу – ореховатая, буровато-серой окраски.

На территории, соответствующей нижней террасе р. Днепр развиты песчаные отложения, а также дерново-подзолистые почвы, мощность которых колеблется от 30 до 50 см. Окраска этих почв серая и светло-бурая, по составу почвы супесчаные. Дерново-подзолистые почвы характерны как для открытых, так и залесенных участков. На этих почвах отмечается густое разнотравье.

В устьях небольших рек (р.р. Красная, Бобрица, Сквиря), впадающих в р. Днепр восточнее электростанции, расположены небольшие пойменные участки с луговыми почвами.

Более однородный почвенный спектр имеет место на левом берегу р. Днепр (р-н с. Кийлов, в 9 км от ТЭС). Здесь в прибрежной части наблюдаются аллювиальные песчаные отложения. За дамбой, под хвойным лесом развиты дерново-подзолистые почвы, мощность которых не превышает 25 см. Дерновый слой представлен хвойным опадом.

Отбор почв был проведен на отдельных участках, расположенных на различном удалении от Трипольской ТЭС с учетом особенностей рельефа, ландшафтных признаков, преобладающего направления ветра (рис. 2). Образцы почв были отобраны, главным образом, на правом берегу Днепра, несколько образцов дерново-подзолистых почв отобраны на левобережье – в районе с. Кийлов, расположенного на расстоянии 9 км от Трипольской ТЭС по прямой линии. Для получения реперных (фоновых) содержаний тяжелых металлов были отобраны и изучены образцы черноземных почв с относительно экологически чистых территорий, расположенных на удалении от ТЭС на юг и юго-запад свыше 50 км (окрестности г. Мироновки и р-н с. Пологи Белоцерковского р-на). Почвы отбирались в соответствии с принятой методикой по квадратам со стороной 1 м.

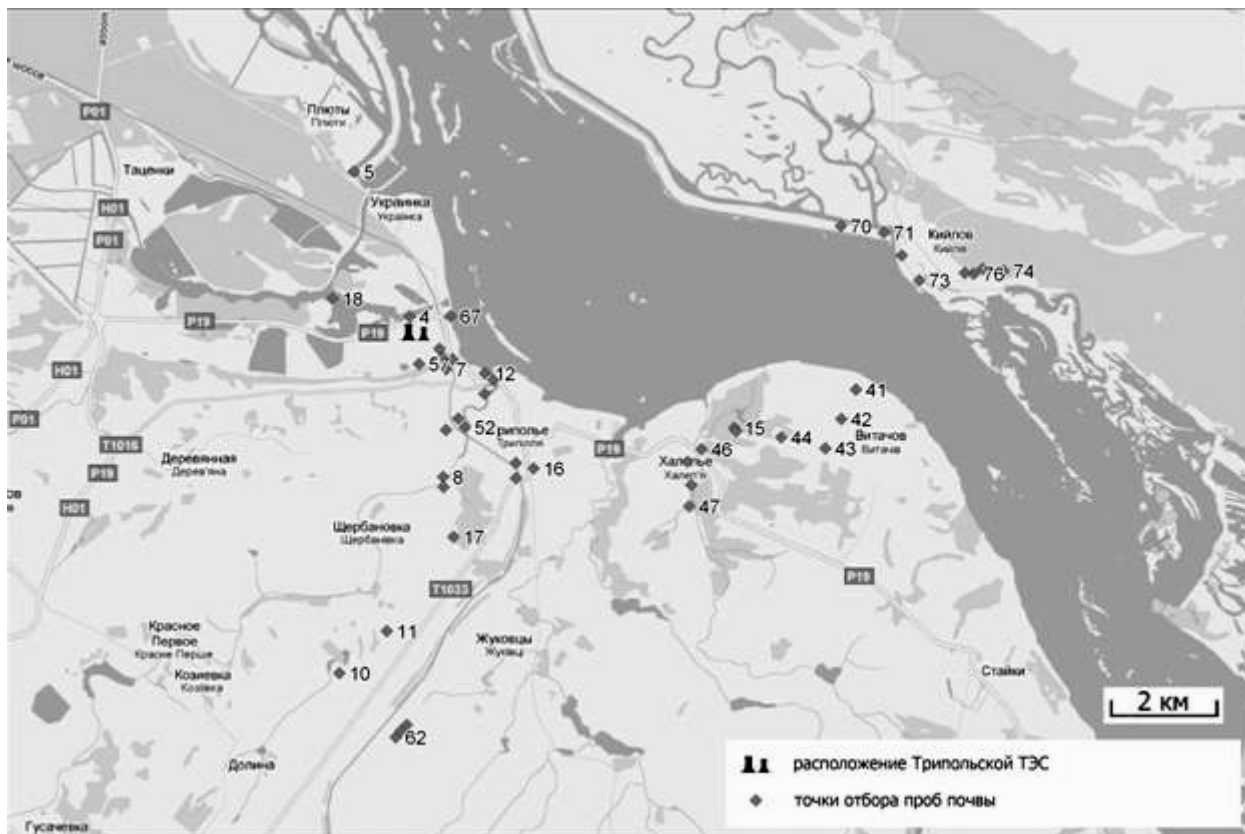


Рис. 2. Карта отбора проб почв в зоне влияния Трипольской ТЭС

### Результаты исследований и их обсуждение

Отобранные образцы почв были проанализированы нами на содержание естественных радионуклидов гамма-спектрометрическим методом с помощью анализатора АИ-1024-95 с полупроводниковым Ge(Li)-детектором. Измерения проводились в геометрии Маринелли. Результаты определения гамма-активности радионуклидов представлены в таблице 3, где образцы почв сгруппированы в зависимости от расстояния их местоположения от ТЭС. Гамма-спектрометрическому анализу были подвергнуты также образцы угля, золы и шлака (табл.4).

Таблица 3. Активность естественных радионуклидов в почвах зоны влияния Трипольской ТЭС, Бк/кг

Образец	Тип почвы	Ряд $^{238}\text{U}$				Ряд $^{232}\text{Th}$		Ряд $^{235}\text{U}$	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$
		$^{234}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{223}\text{Ra}$		
<b>До 1 км</b>										
Т-4	ДП	85.0	29.3	39.7	25.6		33.8		303	0,34
Т-7	ДП	56.6	32.9	69.3	96.6	34.5	24.1	166	449	0,58
Т-55	П	20.0	97.5	32.4	39.9		1.23		112	4,87
Т-56	Ч			64.6	67.7	39.3	13.6		199	-
Т-65	Ч		218	128	146	75.7	50.6		673	-
Т-66	Ч	103	50.3	61.1	112	43.9	36.1	245	552	0,49
Т-67	П	38.9		26.6	45.7	35.4	10.2		166	-
<b>От 1 до 2 км</b>										
Т - 12	ДП	53.9	121	74.8	143	48.8	40.3	100	553	2,25
Т - 14	ДП		95.4	74.0	98.8	32.7	35.4	124	607	-
Т - 18	Ч	113	104	47.2			6.38		155	0,92
Т-53	Ч	46.5	62.8	96.9	113	55.3	29.9	131	543	1,35

T-54	ДП		26.4	49.8	69.1	29.6	21.3	148	378	-
T-64	Ч		27.6		36.4	19.4	17.2		270	-
<b>От 2 до 4 км</b>										
T-5	ДП	51.1	26.0	56.2	25.6	24.2	11.2		159	0,51
T-8	Ч	48.2	34.2	101	169	24.9	40.8	131	590	0,71
T-9	СГ	43.3	70.8	83.2	97.7	64.4	44.3	149	716	1,63
T-16	ДП		59.9	94.6	80.3	46.9	31.2	153	638	-
T-17	ДП	160	154	123	126	54.8		180	610	0,96
T-50	ДП	38.7	46.6	68.4	49.8	24.0	31.8	93.8	354	1,20
T-51	Ч	66.2		89.0	127	72.9	41.9	154	543	-
T-52	П	293			24.5		12.3		75.9	-
<b>От 5 до 7 км</b>										
T-10	ДП	29.6	39.6	74.3	105	31.7	29.7		489	1,34
T-11	Ч	91.6	75.3	100	100	43.2	49.5		682	0,82
T-15	ДП		92.1	95.4	110	43.8	44.1	82.4	537	-
T-45	ДП	52.8	157	77.3	83.2	58.4	46.8	135	517	2,98
T-46	Ч	102	111	103	128	26.1	41.4	149	507	1,09
T-47	ДП	72.1	39.4	32.3	115	25.5	10.4	70.7	373	0,55
T-48	Ч	41.4	31.9	81.0	125	42.6	32.0	13.1	444	0,77
T-49	Ч			59.3	65.0	54.9	24.6	129	398	-
<b>От 7 до 9 км</b>										
T-41	Ч		80.2	71.8	101	40.1	30.6		587	-
T-42	Ч	39.5		99.3	124	58.1	39.7	201	653	-
T-43	Ч	28.7	128	106	110	57.8	37.9	296	533	4,46
T-44	ДП	250	67.3	109	148	51.6	44.7	207	614	0,27
T-61	Ч	110		118	86.4	70.1	40.1		789	-
T-62	Ч	44.4	101	108	84.2	32.0	50.5	163	758	2,27
T-63	Ч	83.0	132	95.9	134	51.2	54.4	170	636	1,59
<b>От 9 до 11 км</b>										
T-70	ДП		82.4	33.2		36.9	12.4	153	229	-
T-71	ДП	37.4		42.0	22.5	26.2	13.6	108		-
T-72	ДП	267	31.3	26.5					135	0,117
T-73	ДП			13.9			1.31		107	-
T-74	ДП	118		25.4	9.84		5.95	26.7	75.1	-
T-75	ДП	20.9		38.1	17.3		13.8		177	-
T-76	ДП	47.3	26.5	20.6	21.4	46.2	7.76	106	328	0,56
T-77	ДП			26.1	12.5				204	-
<b>56-57 км</b>										
T-57	Ч	58.2	119	45.1	129	24.1	23.0	136	541	2,04
T-58	Ч	66.3	103	76.2	51.5	43.9	39.8	96.1	437	1,55
T-59	Ч		118	72.4	89.7	27.1	35.7		549	-
T-60	Ч		54.4	37.6	41.6	58.3	40.1	106	470	-

ДП - дерново- подзолистая, Ч – чернозем, СГ – суглинистая, П – песчаная почва.

**Таблица 4.** Активность естественных радионуклидов в углях и золе Трипольской ТЭС, Бк/кг.

Образец		Ряд $^{238}\text{U}$				Ряд $^{232}\text{Th}$		Ряд $^{235}\text{U}$	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$
		$^{234}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{212}\text{Pb}$	$^{223}\text{Ra}$		
ТС-28	уголь	53.6	83,1	114	115	34.8	23.5		243	1,55
ТС-29	уголь		93,6	140	148	91.1	27.1	129	361	-

Ш-1	зола	41.8	246	163	261	59.8	59.0	137	872	5,88
Ш-2	зола	55.1	220	202	169	60.7	52.3	161	818	4,0
Ш-3	зола	43.2		208	251	54	96.6	466	1180	6,80
Шлк-4	шлак	141	171	166	169	40.3	54.0	305	460	1,21

По данным гамма-спектрометрического анализа в исследованных почвах обнаружены радионуклиды ряда  $^{238}\text{U} - ^{234}\text{Th}, ^{226}\text{Ra}, ^{214}\text{Pb}, ^{214}\text{Bi}$ , ряда  $^{232}\text{Th} - ^{228}\text{Ac}, ^{212}\text{Pb}, ^{212}\text{Bi}$ , и ряда  $^{235}\text{U} - ^{223}\text{Ra}$ . Во всех пробах также присутствует радионуклид  $^{40}\text{K}$ , который накапливается в золе от сгорания угля, а также является наиболее распространенным среди естественных радионуклидов почвы. Повсеместно обнаруживается также  $^{137}\text{Cs}$ , загрязнивший почвы в результате Чернобыльской катастрофы (рис. 3).

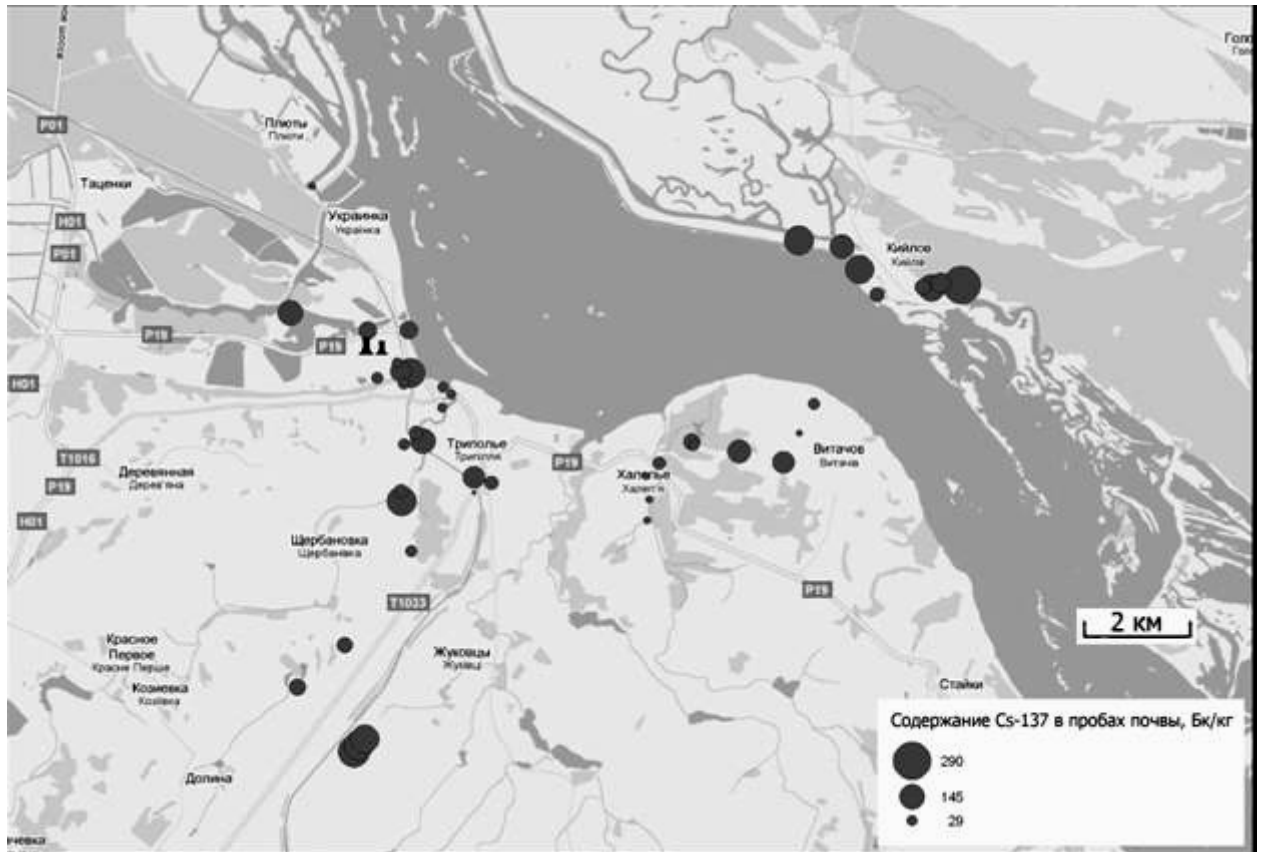


Рис. 3. Карта загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  почв в районе Трипольской ТЭС

Изотоп ториевого ряда  $^{228}\text{Ac}$  ( $T_{1/2} = 6,1$  ч) является короткоживущим продуктом распада более долгоживущего  $^{228}\text{Ra}$  ( $T_{1/2} = 5,7$  года). Для систем, состоящих из двух последовательно распадающихся изотопов, из которых материнский изотоп гораздо более долгоживущий, чем дочерний, т.е.  $T_1 \gg T_2$ , соотношение атомов дочернего и материнского изотопов определяется как:

$$N_2 = N_1 \frac{T_2}{T_1 - T_2} \left( e^{-\frac{0,693}{T_1}t} - e^{-\frac{0,693}{T_2}t} \right) \quad (2)$$

где:  $N_1$  и  $N_2$  – число атомов материнского и дочернего изотопов, соответственно;  $T_1$  и  $T_2$  – периоды полураспада материнского и дочернего изотопов, соответственно. По истечении некоторого времени устанавливается вековое равновесие между количествами материнского и дочернего изотопов:



$$\frac{N_1}{T_1} = \frac{N_2}{T_2} \quad (3)$$

что представляет собой математическое выражение, тождественное уравнению (1).

При вековом равновесии активности дочерних изотопов равны активности материнского изотопа, хотя количество их нуклидов отличается пропорционально периодам полураспада. То есть, в паре изотопов  $^{228}\text{Ra}$  -  $^{228}\text{Ac}$  по активности гамма-излучателя  $^{228}\text{Ac}$  можно судить об активности бета-излучающего  $^{228}\text{Ra}$ . В соответствии с уравнением (2) равновесие между этими двумя изотопами устанавливается на 99% через 48 часов, на 90% – через 20 часов.

Короткоживущие изотопы  $^{214}\text{Pb}$  и  $^{214}\text{Bi}$  являются, по существу, индикаторами их материнского изотопа радона  $^{222}\text{Rn}$ , образующегося, в свою очередь, вследствие распада  $^{226}\text{Ra}$ .

Сравнение концентраций ЕРН в почвах, в золе и в угле показывает, что зола ТЭС существенно обогащена изотопом  $^{226}\text{Ra}$ , а также  $^{40}\text{K}$ . Обогащенность золы  $^{228}\text{Ra}$  гораздо менее выражена. В то же время, в золе можно отметить обеднение изотопом  $^{234}\text{Th}$ , он накапливается предпочтительно в шлаке (табл. 4). То есть, в золе ТЭС существенно нарушено равновесие между изотопами уранового ряда  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{234}\text{Th}$ .

Очевидно, можно сделать вывод, что обогащение почв такими радионуклидами, как  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  может быть следствием накопления этих радионуклидов, выпавших в составе золы-уноса из труб ТЭС. В качестве индикатора техногенного накопления радионуклидов в почве, по нашему мнению, можно принять также отношение радионуклидов  $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$ , которое в почвах колеблется от 0,12 до 4,8 (табл. 3). Для золы это отношение гораздо выше – от 4 до 6,8 (табл. 4).

Как известно, осаждение аэрозольных загрязнителей из атмосферы на подстилающую поверхность происходит двумя основными путями – в результате сухого и мокрого осаждения.

Сухое осаждение, в случае газов и частиц диаметром менее 10 мкм, происходит вследствие турбулентной диффузии и Броуновского движения, для более крупных частиц преобладающим фактором является гравитация. Поскольку сухое осаждение происходит из приземного слоя атмосферы, в случае высокого источника выбросов и ветра, даже несильного, оно начинается на значительном расстоянии от источника.

Влажное осаждение можно разделить на два механизма - вымывание из облаков, и захват каплями дождя или снегом ниже облаков. Таким образом, влажное осаждение вовлекает частицы загрязнителя на любой высоте, и начинается непосредственно от источника выбросов. Также отметим, что интенсивность влажного осаждения значительно выше, чем сухого.

Все эти процессы сопровождаются радиоактивным распадом исходных радионуклидов и накоплением дочерних продуктов распада.

Поскольку величина загрязнения почвы, возникающего в результате многолетнего протекания описанных процессов, с увеличением расстояния от источника уменьшается постепенно, сложно выделить какой-либо «радиус загрязнения». Вероятно, более корректной будет формулировка «около 10% аэрозольных выбросов твердых частиц оседают в радиусе 50 км от источника».

За счет влажного осаждения аэрозолей ТЭС можно было бы ожидать накопления ЕРН в непосредственной близости от источника загрязнения. Однако, карты распределения  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{228}\text{Ra}$  в почвах зоны влияния Трипольской ТЭС, приведенные на рис. 4 и 5, демонстрируют отсутствие явной закономерности распределения этих радионуклидов в зависимости от расстояния от ТЭС.

Интервалы концентраций ЕРН и их средние значения сгруппированы в таблице 5 для дерново-подзолистых и черноземных почв в зависимости от удаленности точек отбора от источника загрязнения. Для сравнения приведены также интервалы концентраций радионуклидов в золе ТЭС.

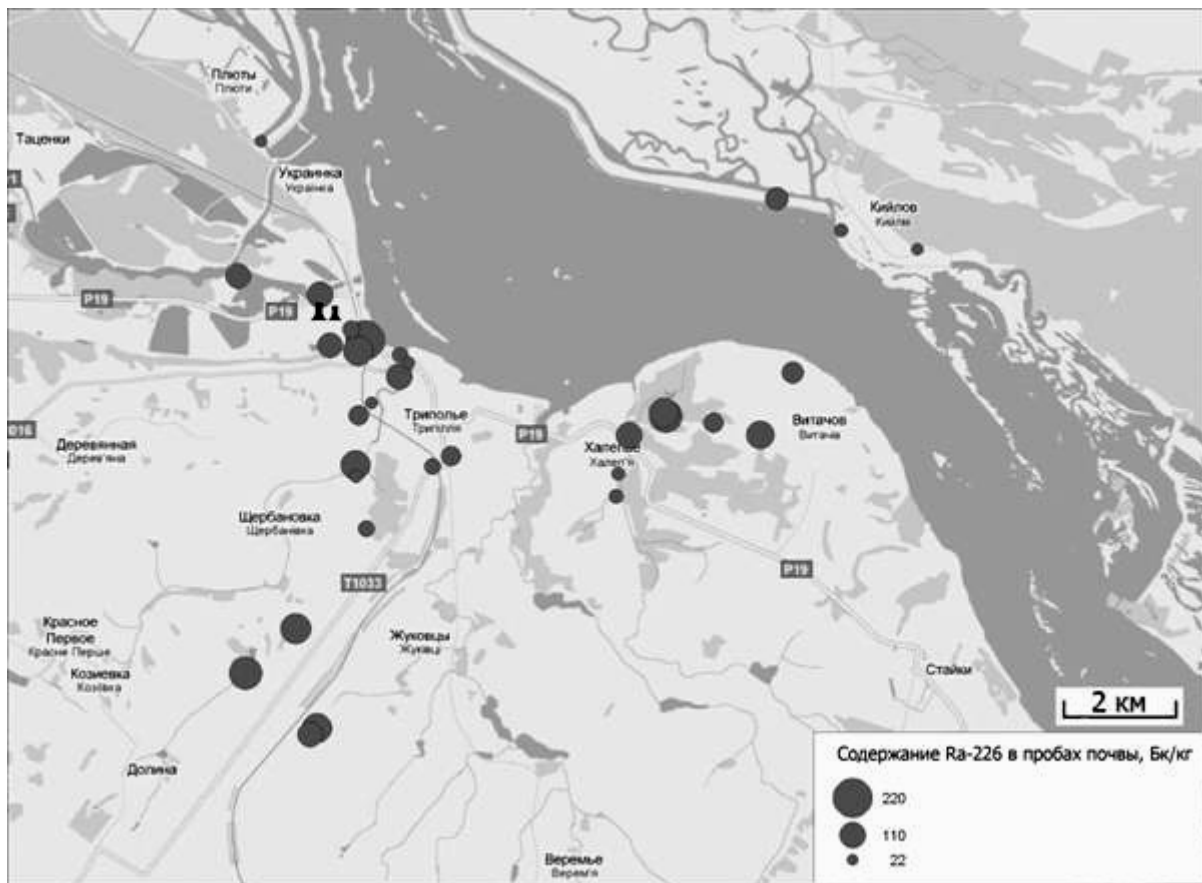


Рис. 4. Карта распределения  $^{226}\text{Ra}$  в почвах в зоне влияния Трипольской ТЭС

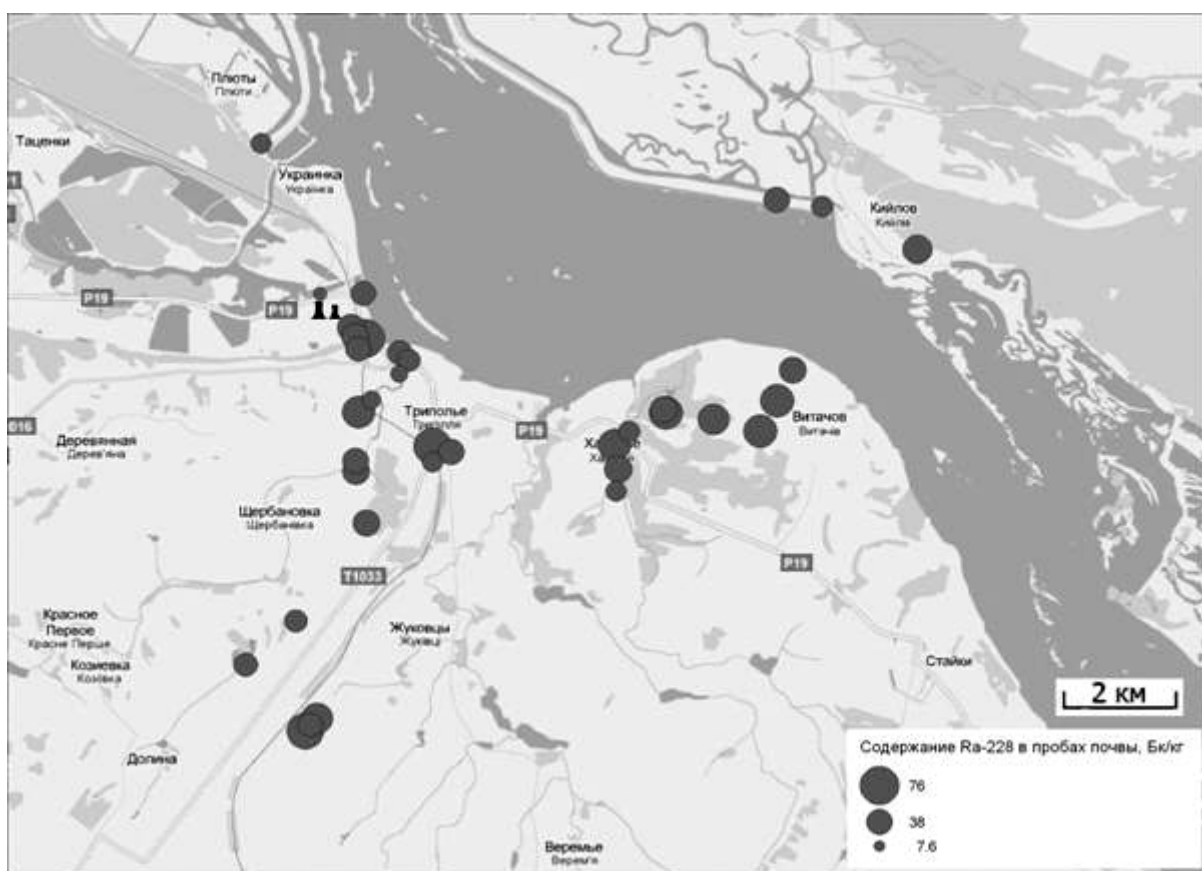


Рис. 5. Карта распределения  $^{228}\text{Ra}$  в почвах в зоне влияния Трипольской ТЭС

**Таблица 5.** Интервалы концентраций радионуклидов и их средние значения в почвах из зоны влияния Трипольской ТЭС, Бк/кг

Расстояние от ТЭС	<sup>234</sup> Th	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Ra	<sup>223</sup> Ra	<sup>40</sup> K
	Дерново-подзолистые почвы				
До 1 км	<u>70,8 (2)</u> 56,6 – 85	<u>80,0 (3)</u> 29 – 97,5	<u>34,5 (1)</u>	<u>166 (1)</u>	<u>258 (4)</u> 112-449
От 1 до 2 км	<u>53,9 (1)</u>	<u>80,9 (3)</u> 26,4-121	<u>37,0 (3)</u> 29,6-48,8	<u>124 (3)</u> 100-148	<u>513 (7)</u> 378-607
От 2 до 4 км	<u>83,3 (3)</u> 38,7-160	<u>71,6 (6)</u> 26-154	<u>37,5 (4)</u> 24-54,8	<u>142 (3)</u> 94-180	<u>440 (4)</u> 159-638
От 5 до 7 км	<u>51,5 (6)</u> 29,6-72,1	<u>82,0 (4)</u> 39-157	<u>39,9 (8)</u> 25,5-58,4	<u>96 (3)</u> 70,7-135	<u>479 (4)</u> 373-537
От 9 до 11 км	<u>98,1 (5)</u> 21-267	<u>46,7 (3)</u> 26,5-82,4	<u>36,4 (2)</u> <u>26,2-46,2</u>	<u>98,4 (3)</u> 27-153	<u>181 (6)</u> 75-328
	Черноземные почвы				
До 1 км	<b>103 (1)</b>	<u>134 (2)</u> 50 - 218	<u>53,0 (3)</u> 39,3 – 75,7	<b>245 (1)</b>	<u>475 (3)</u> 199-673
От 1 до 2 км	<u>79,8 (2)</u> 46,5-113	<u>64,8 (3)</u> 27,6-104	<u>37,4 (2)</u> 19,4-55,3	<b>131 (1)</b>	<u>323 (3)</u> 155-543
От 5 до 7 км	<u>78,3 (3)</u> 41,4-102	<u>72,7 (7)</u> 32-111	<u>41,7 (4)</u> 26,1-54,9	<u>139 (2)</u> 129-149	<u>508 (4)</u> 398-682
От 7 до 9 км	<u>61,1 (6)</u> 28,7-110	<u>110 (4)</u> 80-132	<u>51,6 (6)</u> 32-70	<u>208 (4)</u> 163-296	<u>659 (6)</u> 533-789
56-57 км	<u>62,3 (2)</u> 58,2-66,3	<u>98,4 (4)</u> 54,4-119	<u>38,4(4)</u> 24,1-58,3	<u>113 (3)</u> 96-136	<u>499 (4)</u> 437-549
<b>Зола ТЭС</b>	<b>41,8-55,1</b>	<b>220-246</b>	<b>54-61</b>	<b>130-470</b>	<b>818-1180</b>

В числителе приведены средние значения активности (в скобках – число образцов), в знаменателе – пределы значений.

Интервалы концентраций ЕРН в почвах каждой из зон отбора проб весьма широки и, как правило, интервалы значений активности отдельных радионуклидов для образцов различной удаленности отбора перекрываются между собой. Средние значения концентраций <sup>226</sup>Ra и <sup>228</sup>Ra очень незначительно различаются для групп дерново-подзолистых почв различной удаленности отбора (табл. 5). Исключение составляет только средняя активность <sup>226</sup>Ra в дерново-подзолистых почвах, отобранных на расстоянии 9–11 км от ТЭС (46,7 Бк/кг). Эта величина существенно ниже средних значений концентрации <sup>226</sup>Ra в почвах, отобранных на меньшем удалении, которые составляют 72 – 82 Бк/кг.

Такое различие в значениях концентрации <sup>226</sup>Ra можно было бы приписать загрязнению близлежащих к ТЭС почв техногенной составляющей продуктов сгорания угля, а дерново-подзолистые почвы, отобранные на расстоянии 9–11 км, квалифицировать как условно чистые. Однако, как можно видеть из таблицы 5, эти почвы более обогащены изотопом <sup>234</sup>Th, чем почвы из более приближенных к ТЭС участков и не отличаются от этих почв по активности <sup>228</sup>Ra. Кроме того, тренд снижения концентрации <sup>226</sup>Ra с удаленностью от источника загрязнения не подтверждается данными таблицы 5 для черноземных почв – средняя концентрация <sup>226</sup>Ra в относительно чистых черноземах, отобранных на расстоянии 56–57 км (98,4 Бк/кг) выше, чем в черноземных почвах, отобранных на расстоянии от 1 до 2 км и от 5 до 7 км от ТЭС.

По-видимому, вариации концентраций ЕРН в почвах в районе Трипольской ТЭС, отраженные в таблице 5, являются особенностью этих почв, а не следствием техногенного привноса радионуклидов. В частности, дерново-подзолистые почвы,

отобранные на расстоянии 9–11 км, находятся на левом берегу Днепра и существенно отличаются по составу от правобережных дерново-подзолистых почв гораздо более низким содержанием целого ряда микроэлементов. Можно предположить, что в процессе почвообразования этих почв произошло более значительное нарушение радиоактивного равновесия между  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{234}\text{Th}$ , чем при образовании правобережных дерново-подзолистых почв. В пользу влияния геохимических процессов на радионуклидный состав этих почв свидетельствует дефицит в них не только щелочно-земельного  $^{226}\text{Ra}$ , но и щелочного  $^{40}\text{K}$ .

В целом, можно сделать вывод, что почвы имеют достаточно значительный естественный радиоактивный фон и характеризуются настолько индивидуальными соотношениями ЕРН, что незначительная добавка техногенной составляющей не позволяет установить усредненный тренд распределения радионуклидов по площади. Можно рассмотреть отдельные точки, где отмечается обогащение почв изотопом  $^{226}\text{Ra}$  в комплексе с повышенным соотношением изотопов  $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$ , что, по нашему мнению, можно считать индикатором техногенного привноса в почву продуктов сгорания угля.

Это, например, дерново-подзолистая почва Т-12, отобранная в полутора километрах на юго-восток от Трипольской ТЭС. Она характеризуется наибольшей концентрацией  $^{226}\text{Ra}$  в своей группе почв по удаленности от ТЭС (121 Бк/кг) и относительно высоким отношением  $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$ , равным 2,25 (табл. 3). Кроме того, этот образец отличается наиболее высоким в группе содержанием  $^{228}\text{Ra}$  (по  $^{228}\text{Ac}$ ) – 48,8 Бк/кг и высокой концентрацией  $^{40}\text{K}$ . Такое комплексное обогащение почвы Т-12 изотопами радия и калия, которыми богата зола ТЭС, может свидетельствовать о накоплении в ней техногенной составляющей ЕРН.

То же можно сказать и о дерново-подзолистой почве Т-45, отобранной на расстоянии 6,4 км в юго-восточном направлении от ТЭС. Она имеет максимальные для своей группы активности  $^{226}\text{Ra}$  (157 Бк/кг),  $^{228}\text{Ra}$  (58,4 Бк/кг) и  $^{223}\text{Ra}$  (135 Бк/кг), высокую концентрацию  $^{40}\text{K}$  (517 Бк/кг) и отношение  $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$ , равное 2,98 (табл. 3).

Среди черноземных почв можно предположить загрязненность техногенными ЕРН образца Т-43, отобранного на расстоянии 8,1 км на юго-восток от ТЭС. Эта черноземная почва характеризуется высоким отношением  $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$ , равным 4,46, высокими концентрациями  $^{226}\text{Ra}$  (128 Бк/кг) и  $^{223}\text{Ra}$  (296 Бк/кг). Однако, вывод о загрязненности ЕРН черноземных почв представляется более рискованным из-за большей обогащенности почв этого типа изотопами радия и калия. Так, относительно чистые черноземы Т-57 и Т-58, отобранные на расстоянии 56-57 км от ТЭС имеют отношение  $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th} > 1,5$  и концентрации  $^{226}\text{Ra}$  более 100 Бк/кг (см. табл. 3).

## Выводы

1. При сгорании угля с дымовыми выбросами в атмосферу поступают частицы золы-уноса, содержащие ЕРН, которые выпадают на поверхность почвы в течение работы ТЭС. Зола Трипольской ТЭС обогащена изотопами  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{40}\text{K}$ .

2. Почвы содержат ЕРН, унаследованные от материнских горных пород, и характеризуются нарушениями радиоактивного равновесия между изотопами в рядах распада  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{235}\text{U}$ , которые являются следствием как геохимических процессов формирования и функционирования почв, так и образования газообразных продуктов распада (изотопы радона).

3. Обогащение почв изотопом  $^{226}\text{Ra}$  в комплексе с повышенным отношением изотопов  $^{226}\text{Ra}/^{234}\text{Th}$  можно считать индикатором техногенного привноса продуктов сгорания угля.

4. Добавка техногенной составляющей ЕРН от выбросов Трипольской ТЭС является недостаточно масштабной по сравнению с содержанием тех же

радионуклидов в почве, что не позволяет установить усредненный тренд распределения радионуклидов по площади.

5. В зоне влияния Трипольской ТЭС отмечены отдельные точки, где наблюдается обогащение почв изотопами радия и  $^{40}\text{K}$ . Выявление загрязненности черноземных почв ЕРН представляет собой более сложную задачу, чем для дерново-подзолистых, из-за большей обогащенности черноземов изотопами радия и калия.

6. Загрязнение почв ЕРН от выбросов Трипольской ТЭС незначительно и не представляет экологической опасности. Однако это не ставит под сомнение опасность присутствия этих радионуклидов в атмосфере для органов дыхания человека.

1. Пивоваров Ю.П. Радиационная экология: Учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений / Ю.П. Пивоваров. – М.: Издательский центр Академия. – 2004. – 240 с.

2. Давыдов М.Г. Радиоэкология. – М.: Наука. – 2002. – 154 с.

3. Бабаев Н.С., Демин В.Ф., Ильин Л.А. и др. Ядерная энергетика, человек и окружающая среда – М.: Энергоиздат. – 1984. – 312 с.

4. Доповідь про стан середовища в Донецькій області за 1996 рік // Общественный экологический Internet-проект EcoLife. – <http://www.eclife.ru/education/ppress/donetsk96/gl14.php>

5. Пучков Л.А., Воробьев А.Е. Человек и биосфера: вхождение в техносферу. – М.: Изд-во МГГУ. – 2000. – 343 с.

6. Мельник Н.А., Корнилов П.Н. Анализ и оценка радиационной безопасности при использовании золы Апатитской ТЭС для производства строительных материалов // <http://insep.ksc.ru/htm/web-5/ippes/conf/STS-100-081006/conf/Section4/s4-mel-2.htm>.

7. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. – М.: МГУ. – 2000. – 336 с.

8. Акимов А.М. Модель формирования природных радионуклидов в атмосфере при добыче и переработке урановых руд // Збірник наукових праць СНУЯЕ та П. Загальнонаукові і спеціальні дослідження. – Севастополь. – 2008. – Вип. 4 (28). – С.101-109.

9. Buckley R.L. Modeling atmospheric deposition using a stochastic transport model. WSRC-TR-99-00409. 1999.

**Л.В. Кононенко, М.Г. Бондаренко, В.Й. Манічев, В.І. Власенко**

**ПРИРОДНІ РАДІОНУКЛІДИ В ҐРУНТАХ ЗОНИ ВПЛИВУ ТРИПІЛЬСЬКОЇ ТЕС.**

*Концентрації природних радіонуклідів визначені в ґрунтах зони впливу Трипільської ТЕС і в зразках золи ТЕС. Незначне збагачення ґрунтів ізотопами радію та  $^{40}\text{K}$  відзначено в окремих точках зони Трипільської ТЕС.*

**L.V. Kononenko, M.G. Bondarenko, V.I. Manichev, V.I. Vlasenko**

**NATURAL RADIONUCLIDES IN THE SOILS OF THE TRYPILLYA TPP ZONE OF INFLUENCE.**

*Concentration of natural radionuclides are defined in the soils of the zone of influence Trypillya TPP and in the samples of ash. The slight enrichment of soil by isotopes of radium and  $^{40}\text{K}$  was defined in the individual points in the Trypillya TPP zone.*

**В.В. РАДЧУК**

*Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України,  
м. Київ*

## **ВЛАСТИВОСТІ РАДІАЦІЙНО-СТИМУЛЬОВАНИХ ПАРАМАГНІТНИХ ЦЕНТРІВ В КВАРЦІ, ПОВ'ЯЗАНИХ З ДОМІШКАМИ АЛЮМІНІЮ, ТА ЗАЛЕЖНІСТЬ КІЛЬКОСТІ ЦІХ ЦЕНТРІВ ВІД ДОЗИ ОПРОМІНЕННЯ**

*Досліджено механізм формування та властивості радіаційно-стимульованих парамагнітних центрів в кварці, що пов'язані з домішками алюмінію, який ізоморфно заміщує кремній в структурі кварцу. Показано, що для різних зразків кварцу існує інтервал доз (приблизно до 200 Гр), в якому радіаційний відгук алюмінієвих центрів не залежить від кількості домішкового алюмінію. Проведено теоретичний опис цього ефекту та встановлені умови, за виконанням яких має місце цей ефект. Показано, що описаний ефект має велике значення для ретроспективної дозиметрії місцевості, забрудненої радіонуклідами.*

### **Вступ**

Ретроспективна дозиметрія дозволяє визначати дозові навантаження місцевості, технічних об'єктів та людини, які вони отримали в минулому [1-3]. Результати ретроспективної дозиметрії є важливими для мінімізації наслідків антропогенного радіаційного втручання в навколишнє середовище. Потреба в удосконаленні методів ретроспективної дозиметрії обумовлена зростаючою роллю атомної енергетики, все більш широким використанням радіонуклідів в науці і техніці, а також в зв'язку з можливими терористичними актами з використанням радіонуклідів. Гостра потреба в розвитку методів ретроспективної дозиметрії з'явилася після атомного бомбардування Хіросіми та Нагасакі, а також після аварії на ЧАЕС. Аварія на японській атомній електростанції «Фукусіма-1» теж, без сумніву, буде стимулювати застосування та розвиток методів ретроспективної дозиметрії.

Відомо, що найзручнішим і найбільш широко використовуваним матеріалом, за допомогою якого проводять реконструкцію дозових навантажень місцевості, є кварц [3-4]. Цей матеріал можна розглядати як найбільш важливого свідка минулих радіаційних подій. За допомогою кварцу реконструюють дозові навантаження місцевості та технічних об'єктів. Під дією радіаційних випромінювань в матеріалі дозиметра формуються радіаційні дефекти. Кількість цих дефектів залежить від дози опромінення. Визначаючи за допомогою інструментальних методів кількість радіаційних дефектів у матеріалі дозиметра, можна відновити дозу опромінення, яку досліджуваній об'єкт отримав у минулому. Але для отримання достовірних даних ретроспективної дозиметрії необхідно мати детальну інформацію про механізми формування, стабільність та інші властивості радіаційних дефектів у матеріалі дозиметра. Одним з експериментальних методів, за допомогою якого реконструюють дозові навантаження кварцу, є електронний парамагнітний резонанс (ЕПР) [5].

Не дивлячись на велику кількість досліджень, присвячених ретроспективній дозиметрії та властивостям радіаційних центрів в кварці [6,7], багато важливих питань в цій області знань залишаються не з'ясованими. Це утруднює вирішення прикладних задач, пов'язаних з техногенною безпекою і екологічним моніторингом середовища, а також знижує достовірність результатів ретроспективної дозиметрії. Метою даної роботи є дослідження властивостей радіаційно-стимульованих парамагнітних центрів в кварці, пов'язаних з домішками алюмінію, за допомогою яких визначають дозові навантаження цього матеріалу.

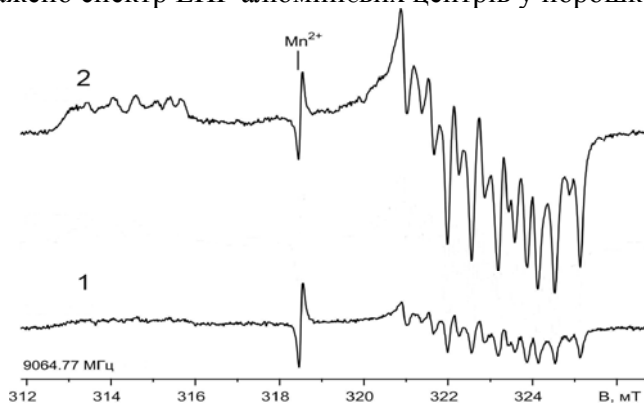
### **Характеристики кварцу як об'єкту ретроспективної дозиметрії**

Кварц є найбільш важливим матеріалом, за допомогою якого виконують реконструкцію дозових навантажень місцевості та технічних об'єктів [1-3]. Відомо, що кварц входить до складу ґрунтів, будівельних конструкцій і різних виробів. При цьому важливо відзначити, що під час виробництва такого важливого будівельного матеріалу, як цегла, кварц піддається

високотемпературній обробці, яка встановлює матеріал цього дозиметра на нульові показання. Цей факт спрощує вирішення проблем ретроспективної дозиметрії.

Найпоширенішою ізоморфною домішкою в кварці є іон  $Al^{3+}$ , який заміщує іон  $Si^{4+}$  в структурі кварцу. При цьому компенсація електричного заряду здійснюється лужними іонами (в основному іонами  $Li^+$ ) або протонами, які локалізуються біля  $AlO_4$  тетраедру [5]. Під дією гама-квантів в кварці, який має домішкові  $AlO_4$  тетраедри, формуються радіаційно-стимульовані парамагнітні  $Al-O^-$  центри, які можуть бути зареєстровані методом ЕПР. Центр  $Al-O^-$  є найпоширенішим радіаційним центром в опромінених зразках кварцу. Його утворення можна представити як втрату електрона іоном кисню, сусіднім з іоном  $Al^{3+}$ , що замістив іон  $Si^{4+}$  у вузлі кристалічної решітки кварцу. При цьому лужний іон-компенсатор дифундує від дефектного вузла і захоплюється на інших дефектах кристала. Втрату електрона іоном  $O^{2-}$  можна розглядати як захоплення парамагнітної дірки цим іоном. Відповідно  $Al-O^-$  центри і кварці можна розглядати як дірчасті парамагнітні центри  $O^-$ .

Спектр ЕПР  $Al-O^-$  центру можна описати аксіальним тензором спектроскопічного розщеплення ( $g$ -тензором). Паралельна та перпендикулярна компоненти  $g$ -тензора алюмінієвого центру дорівнюють  $g_{\parallel} = 2.0589 \pm 0.0005$ ,  $g_{\perp} = 1.9987 \pm 0.0005$  [5]. Неспарений електрон алюмінієвого центру взаємодіє з магнітним ядром  $^{27}Al$ , який має поширеність 100 % та ядерний спіні  $I = 5/2$ , що призводить до розщеплення резонансних ліній. На рис. 1 зображено спектр ЕПР алюмінієвих центрів у порошкоподібних зразках кварцу.



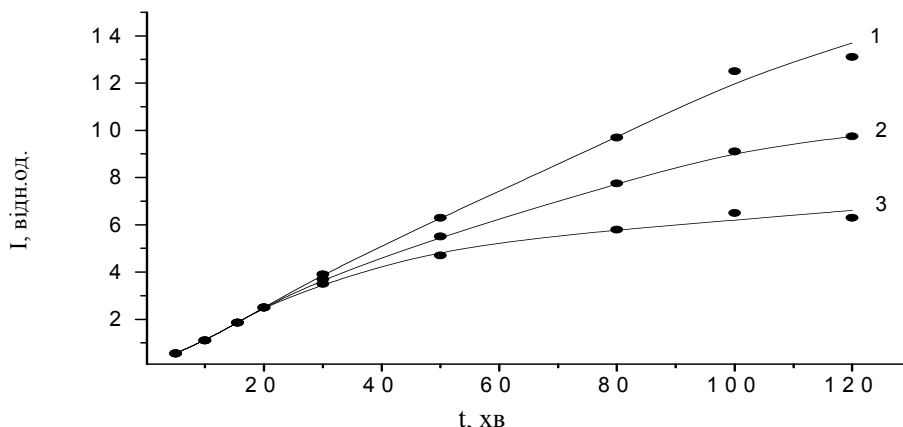
**Рис. 1.** Вигляд спектрів ЕПР  $Al-O^-$  центрів в порошкоподібних зразках кварцу, опромінених гама-променями дозою 0,5 Гр (спектр 1) та 2,0 Гр (спектр 2) відповідно. Символ  $Mn^{2+}$  вказує сигнал ЕПР від еталонного зразка ( $MgO : Mn^{2+}$ ). Вісь абсцис вказує величину магнітного поля в міліТеслах. Біля цієї осі вказано також частоту мікрохвильового поля (у МегаГерцах) при якій зареєстровано ці спектри.

Компоненти спектра ЕПР алюмінієвого центру в кварці (рис. 1), що знаходяться ліворуч та праворуч від еталонного сигналу, відповідають паралельній та перпендикулярній компонентам  $g$ -тензора, а багатокомпонентність спектру обумовлена взаємодією неспареного електрона з магнітним ядром  $^{27}Al$ . Як можна бачити з рис.1., збільшення дози опромінення веде до збільшення інтенсивності сигналу ЕПР, який обумовлений алюмінієвими парамагнітними центрами. Цей факт відкриває можливість для реконструкції дозових навантажень кварцу. Якщо калібровочна крива, тобто залежність інтенсивності сигналу ЕПР від дози опромінення є відомою, то порівнюючи інтенсивність сигналу ЕПР зразка з інтенсивністю сигналу від еталонного зразка, можна визначити дозу опромінення, яку зразок отримав в минулому.

#### **Дозові залежності для алюмінієвих центрів в кварці**

Нами досліджена залежність кількості радіаційно-стимульованих парамагнітних  $Al-O^-$  центрів в кварці від дози опромінення зразків. Експериментальні дослідження виконано на порошкоподібних зразках кварцу трьох типів, які позначені цифрами 1–3. Зразок 1 відповідає природному димчастому кварцу, зразок 2 – кварцу, який був виділений з цегли, а зразок 3 – синтетичному кварцу, отриманому за допомогою гідротермального синтезу. Концентрація алюмінію в зразку 3 дорівнювала приблизно  $10^{17} \text{ см}^{-3}$ . Співвідношення концентрацій алюмінію в зразках 1, 2 і 3 було приблизно 10:5:1. Перед опромінюванням всі зразки були піддані відпалюванню протягом 1 год. за температури  $700^\circ\text{C}$ . Відпалювання застосували для переведення всіх дефектів структури в непарамагнітний стан. Опромінення зразків проводили за допомогою рентгенівської трубки РУП-120 (напруга антикатада 100 кВ, струм 2 мА). Час опромінення обирали у межах від 5 до 120 хв. Максимальна доза опромінення складала приблизно  $5 \cdot 10^3$  Гр.

У відпалених, але не опромінених зразках кварцу сигнали ЕПР відсутні. Проте після опромінювання в усіх зразках можна зареєструвати сигнали ЕПР, обумовлені алюмінієвими  $\text{Al-O}^-$  центрами. Залежності інтенсивності сигналів ЕПР від часу опромінювання для зразків 1–3 наведено на рис. 2.

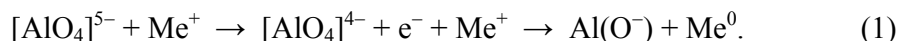


**Рис. 2.** Дозові залежності для  $\text{Al-O}^-$  центрів у кварці:  $I$  – інтенсивність сигналу ЕПР у довільних одиницях,  $t$  – час опромінювання в хвиликах. Криві 1–3 стосуються зразків кварцу, позначених цими ж цифрами

Як видно з рис. 2, за тривалого часу опромінювання ( $t > 30$  хв.) залежності інтенсивності сигналів ЕПР від часу опромінювання для різних зразків істотно не однакові. Ця відмінність інтенсивності сигналів ЕПР в зразках 1–3 обумовлена різною концентрацією домішкових алюмінієвих тетраедрів, які під дією опромінювання переходять у парамагнітний стан. За великих доз опромінювання залежності, представлені на рис. 2, досягають максимального значення, при цьому відношення інтенсивності сигналів ЕПР у різних зразках приблизно пропорційні вмістові в них домішкового алюмінію. Згідно рис. 2, на початковій ділянці дозової залежності ( $t < 20$  хв, доза приблизно 200 Грей) радіаційний відгук кварцу, пов'язаний з домішковим алюмінієм, не залежить від кількості домішкового алюмінію, а визначається тільки дозою опромінювання. Таким чином, для досліджених зразків кварцу є область універсального (не залежного від особливостей структури, складу і кількості домішок) радіаційного відгуку. Наявність області з універсальним радіаційним відгуком відкриває нові можливості для підвищення ефективності методів ретроспективної дозиметрії, а також є важливою для багатьох інших застосувань методу ЕПР.

### Механізми формування і кінетика накопичення радіаційних центрів

Для успішного застосування ефекту, представленого на рис. 2, необхідно з'ясувати його механізм, а також встановити критерії, за умов виконання яких має місце вказаний універсальний радіаційний відгук. Структуру первинного дефекту (перечентра), який під дією опромінювання кварцу формує  $\text{Al-O}^-$  центри, можна пояснити за допомогою схеми:  $\text{Si}^{4+} \rightarrow \text{Al}^{3+} + \text{Me}^+$ . Відповідно до цієї схеми, в структурі кварцу має місце ізоморфне заміщення  $\text{Si}^{4+} \rightarrow \text{Al}^{3+}$ , при цьому іон  $\text{Me}^+$  грає роль зарядного компенсатора, який локалізується поблизу домішкового  $\text{AlO}_4$  тетраедра. Під дією  $\gamma$ -квантів мають місце такі перетворення:



Завдяки опромінюванню один з іонів кисню домішкового  $[\text{AlO}_4]^{5-}$  тетраедра втрачає електрон (захоплює дірку) і переходить у парамагнітний стан  $[\text{AlO}_4]^{4-}$ , який відповідає парамагнітному центру  $\text{Al-O}^-$ . Під час формування  $\text{Al-O}^-$  центрів іон  $\text{Me}^+$  дифундує від  $\text{AlO}_4$  тетраедра і локалізується біля різних дефектів структури. Електрон, видалений під дією опромінювання від  $\text{AlO}_4$  тетраедра, локалізується на яких-небудь електронних пастках, серед яких можуть бути, зокрема, іони  $\text{Me}^+$ . Під час нагрівання зразка до високих температур ( $T > 400^\circ \text{C}$ ) має місце зворотний процес. Іон  $\text{O}^-$  захоплює електрон і переходить в



непарамагнітний стан  $O^{2-}$ , іон-компенсатор знову дифундує до  $AlO_4$  тетраедра і, нарешті, відбувається відновлення ситуації, яка існувала до опромінення зразка.

Фізична модель, що пояснює процеси універсального радіаційного відгуку кварцу з алюмінієвим центрами, зображена на рис. 3. На цій моделі, в рамках зонної теорії твердих тіл, зображено валентну, заборонену та вільну зони діелектричного кристала, а також процеси генерації (під впливом опромінення) та рекомбінації (за рахунок теплових коливань решітки) електронів і дірок на пастках, що розташовані в забороненій зоні кварцу. Процес 1 відповідає генерації електронів і дірок у вільній і валентній зонах відповідно, а процеси 2, 3 і 4 пов'язані з рекомбінацією дірок (2) і електронів (3, 4), рис. 3.

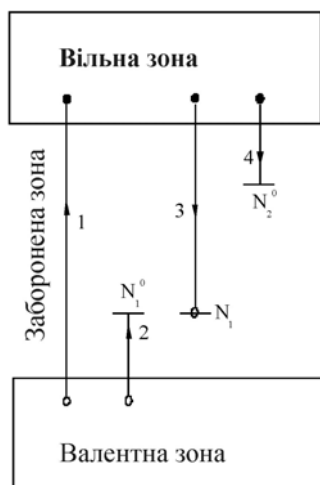
У рамках зонної теорії твердих тіл процес накопичення радіаційних центрів  $Al-O^-$  можна описати за допомогою системи рівнянь, яка відповідає моделі, представленій на рис. 3. Виходячі з фізичних міркувань, ці рівняння можна записати у вигляді:

$$dp/dt = S_1 \cdot D' - s_2 \cdot (N_1^0 - N_1) \cdot p, \quad (2)$$

$$dn/dt = S_1 \cdot D' - s_3 \cdot N_1 \cdot n - s_4 \cdot (N_2^0 - N_2) \cdot n, \quad (3)$$

$$dN_1/dt = s_2 \cdot (N_1^0 - N_1) \cdot p - s_3 \cdot N_1 \cdot n. \quad (4)$$

Рівняння (2) і (3) описують процеси генерації й рекомбінації дірок ( $p$ ) і електронів ( $n$ ) у вільній і валентній зонах кварцу відповідно, а рівняння (4) — залежність кількості  $Al-O^-$  центрів від дози опромінювання. У цих рівняннях  $D'$  — потужність дози опромінювання, а  $S_1$  — коефіцієнт, що визначає ефективність процесів генерації електронів і дірок під дією опромінення. Величина  $N_1^0$  показує концентрацію передцентрів алюмінієвих центрів (тобто відповідає концентрації домішкового алюмінію), а  $N_1$  — концентрація парамагнітних  $Al-O^-$  центрів, утворених у результаті захоплення дірки дефектом  $N_1^0$ . Величини  $N_2^0$  і  $N_2$  показують кількість вихідних пасток електронів і пасток, які захопили електрон. Коефіцієнти  $s_2$ ,  $s_3$ , і  $s_4$  в рівняннях (2-4) характеризують ефективність відповідних процесів рекомбінації електронів і дірок, рис. 3.



**Рис. 3.** Модель, що відповідає процесам формування та накопичення радіаційно-стимульованих парамагнітних центрів в кварці

Відзначимо, що процес генерації електронів і дірок у кварці (який відповідає члену  $S_1 \cdot D'$ ) не залежить від кількості домішок і визначається тільки особливостями структури зразка і характеристиками радіаційних полів, що діють на зразок. Проте процеси рекомбінації електронів і дірок істотно залежать від кількості і характеристик дефектів, що формують електронні й діркові пастки.

Для знаходження  $N_1(t)$ , тобто залежності кількості  $Al-O^-$  центрів від часу (дозы) опромінення зробимо низку припущень. Вважатимемо, що

$$N_1^0 \gg N_1, \quad (5)$$

$$N_2^0 \gg N_2, \quad (6)$$

$$s_4 \cdot N_2^0 \gg s_3 \cdot N_1 \quad (7)$$

Умови (5) і (6) означають, що лише невелика кількість передцентрів  $N_1^0$  перейшла в парамагнітний стан  $N_1$  і що кількість електронних пасток, які захопили електрон  $N_2$ , набагато менше загальної кількості електронних пасток  $N_2^0$ . Умова (7) означає, що процес захоплення

електронів пастками  $N_2^0$  набагато ефективніший, ніж пастками, сформованими Al-O<sup>-</sup> центрами, рис. 3.

Якщо умови (5 – 7) виконано, то залежності концентрації дірок і електронів від часу (дозы) опромінення визначатимуться формулами:

$$p(t) = p_0 [1 - \exp(-W_p \cdot t)], \quad p_0 = S_1 \cdot D' / s_2 \cdot N_1^0, \quad W_p = s_2 \cdot N_1^0 \quad (8)$$

$$n(t) = n_0 [1 - \exp(-W_n \cdot t)], \quad n_0 = S_1 \cdot D' / s_4 \cdot N_2^0, \quad W_n = s_4 \cdot N_2^0. \quad (9)$$

Вважатимемо, що за час порядку  $(W_p)^{-1}$  і  $(W_n)^{-1}$  продукується невелика кількість центрів  $N_1$  (у порівнянні з кількістю центрів, створених за увесь час опромінювання  $t$ ). Тоді для залежності  $N_1(t)$  можна отримати:

$$N_1(t) = N_{max} [1 - \exp(-W \cdot t)]. \quad (10)$$

У цьому виразі максимально можлива кількість Al-O<sup>-</sup> центрів ( $N_{max}$ ) і швидкість продукування Al-O<sup>-</sup> центрів ( $W$ ) відповідають формулам

$$N_{max} = N_1^0 \cdot (1 + s_3 N_1^0 / s_4 N_2^0)^{-1}, \quad (11)$$

$$W = S_1 D' \cdot (1 + s_3 N_1^0 / s_4 N_2^0) \cdot (N_1^0)^{-1}. \quad (12)$$

На початковій ділянці дозової залежності, тобто якщо  $W t \ll 1$ , формула (10) приймає вигляд

$$N_1(t) = S_1 D. \quad (13)$$

У формулі (13) величина  $D$  дорівнює  $D' \cdot t$ , тобто відповідає дозі опромінювання. Оскільки коефіцієнт  $S_1$  не залежить від концентрації домішок, то в рамках зроблених наближень, згідно з формулою (13), кількість радіаційно-індукованих центрів у зразку визначається тільки дозою опромінення і не залежить від кількості ні електронних, ані діркових пасток.

Стосовно кварцу з домішками алюмінію формула (13) означає, що за виконання вказаних вище умов кількість радіаційно-індукованих алюмінієвих центрів Al-O<sup>-</sup> визначається дозою опромінювання і не залежить від концентрації домішкового алюмінію, а також від концентрації інших електронно-діркових пасток. Відповідно, можна сказати, що радіаційний відгук кварцу (за отримання описаних умов) є універсальним, тобто для різних зразків з різною концентрацією домішкового алюмінію дозові залежності для алюмінієвих центрів співпадають.

Наведені вище розрахунки відповідають експериментальним даним, представленим на рис. 2. Оскільки кількість домішкового алюмінію в досліджених зразках не однакова, то інтенсивності сигналів ЕПР, обумовлених алюмінієвими центрами, за великих доз опромінювання в зразках  $I-3$  різні. Разом з тим, на початковій ділянці дозової залежності (до доз, приблизно рівних  $2 \cdot 10^2$  Гр) радіаційний відгук для різних зразків є однаковим.

На підставі даних експерименту (рис. 2) і проведених розрахунків, можна зробити такі висновки: 1 — основні пастки дірок у всіх досліджених зразках кварцу пов'язані з домішками алюмінію, 2 — рекомбінація електронів, створених опромінюванням у вільній зоні кварцу, не пов'язана з алюмінієвими центрами, а зумовлена пастками іншого типу. Умови, що наведені вище, виконуються для більшості зразків природного і синтетичного кварцу, оскільки ізоморфізм  $Si^{4+} \rightarrow Al^{3+}$  присутній достатньою мірою в переважній більшості зразків. Навіть у зразках оптичного кварцу (у процесі синтезу якого застосовують спеціальні заходи для зменшення кількості домішкового алюмінію, який під дією опромінювання надає кварцу димчасте забарвлення) не вдається повністю виключити наявність домішкового алюмінію, який опиняється в кварці як неконтрольована домішка.

## Висновки

Описані вище результати мають велике значення для ретроспективної ЕПР дозиметрії, оскільки дозволяють користуватися універсальною калібрувальною кривою, що істотно

спрошує процедуру реконструкції доз і робить цю процедуру більш експресною та достовірною. Відзначимо, що описані закономірності можуть мати місце не тільки для кварцу, але й для інших матеріалів, зокрема для емалі зубів, яку широко використовують у ретроспективній ЕПР дозиметрії людини.

Незалежність інтенсивності радіаційно-індукованих сигналів ЕПР від кількості домішок, що формують ці сигнали, має велике значення не тільки для ретроспективної дозиметрії, але й для багатьох інших застосувань методу ЕПР. У мінералогії, фізиці, хімії, біології та інших галузях знань за інтенсивністю радіаційно-стимульованих сигналів ЕПР часто судять про кількість домішок, що містяться в досліджуваних об'єктах. Представлені вище результати показують, що такі ЕПР вимірювання можуть призводити до істотних помилок, оскільки інтенсивності сигналів ЕПР можуть, по-перше, не залежати від концентрації досліджуваних домішок, а, по-друге, істотно залежати від співвідношення концентрацій різного роду електронно-діркових пасток.

1. Ikeya M. New application of electron spin resonance. Dating, Dosimetry and Microscopy. — Singapore: World Scientific, 1993. — 500 p.

2. Брик А. Б., Радчук В. В. Инструментальная ретроспективная дозиметрия // Природа. — 1994. — № 2. — С. 3–7.

3. Retrospective dosimetry and dose reconstruction. Experimental collaboration project No 10 / Eds. I. Bailiff, V. Stepanenko. — Brussels: Europ. Commiss., 1996. — 115 p.

4. Брик А. Б., Дегода В. Я., Маразуев Ю. А., Радчук В. В. Реконструкция доз радиоактивного облучения кристаллов кварца из Чернобыльской зоны // Журн. прикладной спектроскопии. — 1996. — Т.63, № 1. — С. 158–160.

5. Матяш И. В., Брик А. Б., Заяц А. П., Мазыкин В. В. Радиоспектроскопия кварца. — К.: Наук. думка, 1987. — 167 с.

6. Радчук В.В. Аномальный радиационный відгук алюмінієвих центрів у кварці // Доповіді НАН України. — 2009. — № 3. — С. 99–104.

7. Брик А. Б., Дегода В. Я., Маразуев Ю. А., Щербина О.И. О механизме образования туннельных центров в кварце по данным ЭПР // Физика твердого тела. — 1996. — Т.38, № 1. — С. 107–114.

#### **В.В. Радчук**

**СВОЙСТВА РАДИАЦИОННО-СТИМУЛИРОВАННЫХ ПАРАМАГНИТНЫХ ЦЕНТРОВ В КВАРЦЕ, СВЯЗАННЫХ С ПРИМЕСЯМИ АЛЮМИНИЯ, И ЗАВИСИМОСТЬ КОЛИЧЕСТВА ЭТИХ ЦЕНТРОВ ОТ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ**

*Исследованы механизм формирования и свойства радиационно-стимулированных парамагнитных центров в кварце, связанные с примесями алюминия, которые изоморфно замещают ионы кремния в структуре кварца. Показано, что для разных образцов кварца существует интервал доз (примерно до 200 Гр), в котором радиационный отклик алюминиевых центров в кварце не зависит от количества примесного алюминия. Проведено теоретическое описание этого эффекта и определены условия, необходимые для его реализации. Показано, что описанный эффект имеет большое значение для ретроспективной дозиметрии местности, загрязненной радионуклидами.*

#### **V.V. Radchuk**

**PROPERTIES OF RADIATION INDUCED PARAMAGNETIC CENTERS IN QUARTZ AND DEPENDENCES THE QUANTITY OF THE CENTERS VERSUS THE EXPOSURE DOSE**

*The formation mechanism and properties of the radiation-induced paramagnetic centers in quartz, which related to aluminum impurities, are studied. It is shown that different samples of the quartz have the dose interval (approximately to 200 Gy) where the dose response does not depend on the quantity of the aluminum impurities. The theoretical describing of the affect has performed and necessary conditions for the affect have determined. It is shown that the effect has great importance for retrospective dosimetry of the territories polluted by radionuclides.*

**Н.М. ДЕРБАСОВА<sup>1</sup>, М.В. ГАВРИШ<sup>1</sup>, С.Б. СМИРНОВ<sup>1</sup>, В.М. ГАВРИШ<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Севастопольский национальный университет ядерной энергетики и промышленности, г. Севастополь

<sup>2</sup>Государственное специализированное предприятие Чернобыльская АЭС

## **БИОЛОГИЧЕСКОЕ ВЫЩЕЛАЧИВАНИЕ УРАНА ИЗ ОТХОДОВ УРАНОДОБЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ**

*Рассматривается биотехнология выщелачивания урана из хвостохранилищ с помощью ассоциации микроорганизмов. Приведены результаты исследований, рассмотрены перспективы использования технологии в условиях Украины.*

### **Введение**

Интенсивное развитие атомной энергетики и гонка вооружений привели к тому, что во всем мире скопились значительные объемы хвостов уранодобывающих предприятий. Размещаемые на поверхности земли отвалы становятся источниками непрерывного и длительного радиоактивного и химического загрязнения основных компонентов окружающей среды: поверхностных и подземных вод вследствие вымывания из отвалов атмосферными осадками и поверхностными водотоками токсичных и радиоактивных элементов; атмосферы – за счет выделения радона, который путем диффузии и конвекции переносится на расстояния свыше 4–5 км, и радиоактивной пыли, образующейся в результате физико-химического выветривания и ветровой эрозии приповерхностного слоя перекультивированных отвалов. В процессе добычи для получения 1 т кондиционной руды из отбитой горной массы отделяется большое количество пустой породы и низкосортной (забалансовой) руды, поэтому в отвалах накапливаются огромные массы отходов. Данная проблема особенно актуальна для Украины, как страны, имеющей на своей территории крупнейшие в Европе хвостохранилища. К примеру, Днепродзержинское и Сухачевское хвостохранилища занимают общую площадь 600 га и содержат порядка 42 млн т «хвостов». Для сравнения: по различным оценкам, масса РАО, находящихся внутри Чернобыльского саркофага, составляет примерно 2,5 млн т (объем до 1,74 млн куб. м). При этом общая активность радионуклидов в Чернобыльской зоне составляет менее двух третей активности зоны только Днепродзержинского хвостохранилища. В настоящий момент эксплуатация данных хвостохранилищ представляет собой серьезную экологическую проблему, так как требует значительных финансовых вложений по их содержанию и реконструкции.

В то же время возрастающая стоимость извлечения и переработки металлов из руд, наряду с истощением запасов высококачественного минерального сырья и усилением природоохранных мер, способствовала развитию новых технологий в горнодобывающей промышленности, обладающих характеристиками, позволяющими использовать в качестве сырья отходы «классических» способов добычи.

Одной из таких интенсивно развиваемых технологий в настоящее время является микробное выщелачивание. Так, микробное выщелачивание было признано привлекательной альтернативой традиционным физическим и химическим методам обогащения руд благодаря сокращению потребления энергии, транспортных затрат и менее пагубному воздействию на окружающую среду [1].

За последние десятилетия промышленное применение железо- и сероокисляющих микроорганизмов с целью извлечения ценных компонентов из руд достигло широких масштабов в разных странах. В настоящее время различными компаниями стран

Северной и Южной Америки, Африки, Австралии используются бактериально-химические технологии добычи меди, кобальта, никеля, золота, цинка, урана [2-4].

Применение микробиологического выщелачивания для переработки хвостохранилищ в перспективе способно решить множество экологических проблем и получить ряд ценных материалов из отвалов.

#### Постановка задачи

Для этой цели было предложено апробировать различные технологические схемы бактериального выщелачивания урана из руд и отвальных пород на основе ассоциации микроорганизмов, применявшихся для микробиологической деструкции боеприпасов, содержащих тротил и/или гексоген [5].

Косвенные данные, полученные в результате ранее проводившихся экспериментов, позволили предположить высокую степень выщелачивания различных металлов, в том числе, возможно, и актиноидов. Для проверки этих предположений была разработана «Программа исследовательских работ по бактериальному выщелачиванию урана из руд и отвальных пород» между ГП «ВостГОК» и НИЛ «Биотехнологий и экологического мониторинга» Севастопольского национального университета ядерной энергии и промышленности. Проверка данного метода осуществлялась на ГП «ВостГОК» применительно к пачуковому и перколяционному методам выщелачивания.

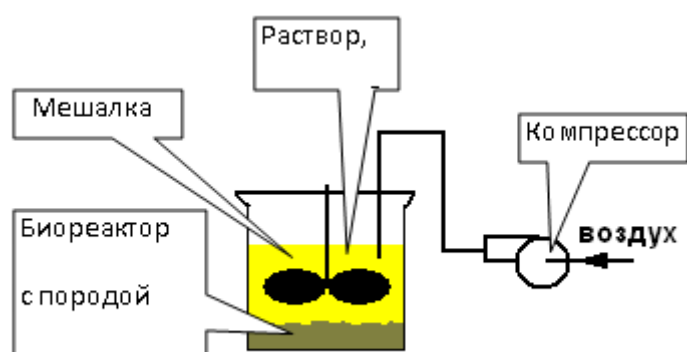
#### Методика проведения исследований

В качестве исходных образцов были использованы серии проб из руд Ингульской шахты фракций от 0,5 до 1,0 мм с исходным содержанием урана от  $0,33 \times 10^{-3}$  до  $86,5 \times 10^{-3} \%$ .

Методика экспериментов состояла в следующем: до начала проведения эксперимента определяли процентное содержание урана в каждой пробе. Затем к измельченной руде на каждые 100 г добавляли 300 мл раствора  $\text{FeSO}_4$  ( $\text{Fe}^{2+}=0$ ,  $\text{Fe}^{3+}=5$  мг/л, рН = 2,0) и 50 мл ассоциации микроорганизмов рода *Thiobacillus* и кислотолюбивых бактерий. Полученную смесь перемешивали и помещали в лабораторные установки.

При проведении исследования использовались две лабораторные установки для реализации:

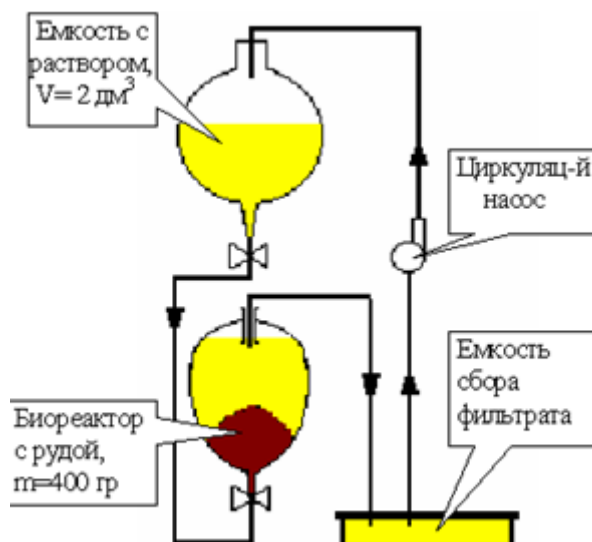
- пачукового выщелачивания (см. рис. 1.);
- перколяционного выщелачивания (см. рис. 2).



**Рис. 1.** Принципиальная схема лабораторной установки для метода пачукового выщелачивания урана из опорной руды и отвала породы хвостохранилища

В установке для осуществления пачукового выщелачивания приготовленный раствор сернокислого железа  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ , содержащий в себе популяцию микроорганизмов *Thiobacillus ferrooxidans*, их спутников – кислотолюбивых бактерий и других, подается в биореактор с рудой (с отвалом породы из хвостохранилища) и

перемешивается мешалкой при одновременной принудительной подаче воздуха (режим аэрации).



**Рис. 2.** Принципиальная схема лабораторной установки для метода перколяционного выщелачивания урана из опорной руды и отвала породы хвостохранилища

В установке (рис. 2) приготовленный раствор сернокислого железа  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)^3$ , содержащий в себе популяцию микроорганизмов *Thiobacillus ferrooxidans*, их спутников – ацидофильных бактерий и других, самотеком подается в биореактор, фильтруется через слой руды и поступает в емкость для сбора фильтрата. Далее из этой емкости по мере необходимости, с помощью центробежного насоса раствор возвращается в систему. Подача раствора в биореактор регулируется с помощью запорных кранов. При проведении опыта скорость подачи раствора в биореактор составляла  $30 \text{ см}^3$  в мин.

При проведении выщелачивания поддерживалась постоянная температура, равная  $25\text{-}30 \text{ }^\circ\text{C}$  и аэрирование смеси сжатым воздухом. Соотношение твердой фазы к жидкой составляло:

- 1/15 для пачукового выщелачивания;
- 1/5 для перколяционного выщелачивания.

Отбор и химический анализ проб производился раз в три дня по следующим показателям:

- pH;
- концентрация ионов  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ;
- концентрация урана в водной фазе;
- концентрация урана в твердой фазе.

Определение вышеперечисленных показателей осуществлялось по методикам, утвержденным в ВостГОКе.

Для сравнения производилась контрольная проверка пачукового выщелачивания при аналогичных условиях без добавления ассоциации микроорганизмов рода *Thiobacillus* и ацидофильных бактерий.

### **Анализ результатов**

Результаты проведенных исследований представлены в таблицах 1 и 2.

**Таблица 1.** Изменение содержания U, Fe<sup>2+</sup>, Fe<sup>3+</sup>, pH в водной фазе при перколяционном и пачуковом выщелачивании блочной и забалансовой руд шахты Ингульская

Условия эксперимента	Сутки/содержание	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Блочная руда, перколяционное выщелачивание, Т:Ж = 1:15	U, мг/л	30,4	34,4	33,6	41,0	45,0	-	-	-	49,2	58,2	63,0	-	-	-	63,0
	Fe <sup>2+</sup> , г/л	3,84	3,84	1,09	3,95	3,43	-	-	-	4,12	3,57	3,3	-	-	-	3,7
	Fe <sup>3+</sup> , г/л	21,13	22,4	22,07	21,9	22,1	-	-	-	22,4	22,4	22,9	-	-	-	22,7
	pH	0,91	0,89	0,95	0,9	1,19	-	-	-	0,92	0,92	0,92	-	-	-	0,94
Блочная руда, пачуковое выщелачивание Т:Ж = 1:5	U, мг/л	73,0	108,6	108,0	114,0	121,0	-	-	-	114,6	163,8	165,0	-	-	-	168,0
	Fe <sup>2+</sup> , г/л	3,56	3,57	3,95	3,82	3,35	-	-	-	3,43	3,16	3,32	-	-	-	3,16
	Fe <sup>3+</sup> , г/л	23,7	25,3	25,7	24,9	25,8	-	-	-	25,0	25,9	24,0	-	-	-	24,5
	pH	1,08	1,08	1,16	1,15	0,91	-	-	-	1,21	1,24	1,25	-	-	-	1,3
Опыт сравнения: блочная руда, пачуковое выщелачивание Т:Ж = 1:5	U, мг/л	32,8	64,8	-	-	-	121,4	145,8	146,4	-	-	-	169,2	169,2	178,0	-
	Fe <sup>2+</sup> , г/л	н/о	0,5	-	-	-	0,3	0,5	0,3	-	-	-	0,7	0,5	0,5	-
	Fe <sup>3+</sup> , г/л	22,2	23,1	-	-	-	24,3	25,4	23,5	-	-	-	24,5	25,1	25,1	-
	pH	11,7	8→12	-	-	-	11,0	4→12	8,33	-	-	-	7,84	7,35	6,4	-
Забаланс. руда, перколяционное выщелачивание, Т:Ж = 1:15	U, мг/л	14,4	15,4	-	-	-	17,4	11,6	19,0	-	-	-	19,4	21,8	20,6	-
	Fe <sup>2+</sup> , г/л	4,09	4,24	-	-	-	3,84	3,84	3,71	-	-	-	3,84	3,95	3,85	-
	Fe <sup>3+</sup> , г/л	21,5	21,5	-	-	-	22,3	23,1	22,6	-	-	-	22,8	22,8	22,8	-
	pH	0,91	0,83	-	-	-	0,84	0,84	0,82	-	-	-	0,86	0,89	0,9	-
Забаланс. руда, пачуковое выщелачивание, Т:Ж = 1:5	U, мг/л	42,2	46,0	46,8	52,8	54,0	-	-	-	53,4	54,0	55,5	-	-	-	57,6
	Fe <sup>2+</sup> , г/л	4,32	4,39	4,68	4,38	4,12	-	-	-	4,12	4,16	3,98	-	-	-	3,84
	Fe <sup>3+</sup> , г/л	21,3	23,4	23,4	23,1	23,2	-	-	-	23,2	24,1	22,7	-	-	-	22,8
	pH	0,87	0,84	0,9	0,86	0,84	-	-	-	0,84	0,86	0,88	-	-	-	0,91
Опыт сравнения: забаланс. руда, пачуковое выщелачивание, Т:Ж = 1:5	U, мг/л	40,0	48,4	-	-	-	53,4	66,0	67,0	-	-	-	59,6	66,0	68,8	-
	Fe <sup>2+</sup> , г/л	0,9	0,55	-	-	-	0,82	0,82	0,82	-	-	-	0,82	0,62	0,9	-
	Fe <sup>3+</sup> , г/л	22,3	22,6	-	-	-	24,3	24,0	22,1	-	-	-	23,34	22,8	22,8	-
	pH	11,0	10,8	-	-	-	9,1	5→12	10,3	-	-	-	10,3	9,5	9,2	-

Примечание: стрелкой(→) отмечено закисление рабочих растворов

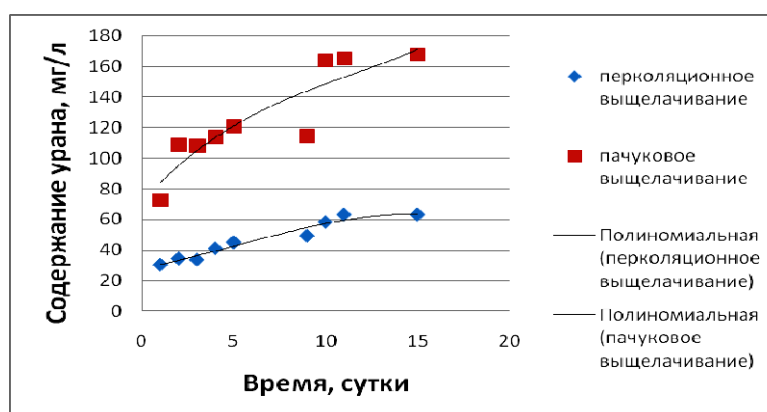
**Таблица 2.** Химический анализ урановых руд до и после выщелачивания

Компонент	Содержание, %							
	Блочная руда Исх.	Блочная руда после перк. выщ.	Блочная руда пачук. выщ.	Блочная руда Опыт сравнения пачук. выщ.	Забаланс. руда исх.	Забаланс. руда после перк. выщ.	Забаланс. руда пачук. выщ.	Забаланс. руда опыт сравнения пачук. выщ.
U	$86,5 \cdot 10^{-3}$	$4,25 \cdot 10^{-3}$	$2,05 \cdot 10^{-3}$	$2,05 \cdot 10^{-3}$	$33,0 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,75 \cdot 10^{-3}$
Акт. до Ки/кг	$2,19 \cdot 10^{-6}$	$15,9 \cdot 10^{-7}$	$8,64 \cdot 10^{-7}$	$12,4 \cdot 10^{-7}$	$0,78 \cdot 10^{-6}$	$4,84 \cdot 10^{-7}$	$3,62 \cdot 10^{-7}$	$3,4 \cdot 10^{-7}$
Акт. после Ки/кг	$10,1 \cdot 10^{-7}$	$3,27 \cdot 10^{-7}$	$2,16 \cdot 10^{-7}$	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$0,93 \cdot 10^{-7}$	$1,04 \cdot 10^{-7}$	$0,89 \cdot 10^{-7}$

Как следует из данных, приведенных в табл. 2, процессы перколяционного и пачукового выщелачивания урановых руд в опробованных условиях характеризуются высокой степенью извлечения урана (94 - 98 %), что, вероятно, связано не только с действием бактерий, но и с высоким содержанием  $Fe^{3+}$  в рабочих растворах.

Исследования показали, что растворы, содержащие активную бактериальную культуру, не требуют подкисления. Расход кислоты, вследствие дополнительного подкисления в опытах сравнения, составил 80 и 55 кг/т для блочной и забалансовой руд, соответственно (см. таб. 1).

По данным, приведенным в таб. 1 для блочной и забалансовой руд с учетом изменения рабочих растворов за счет испарения и отбора ежесуточных проб, были рассчитаны зависимости изменения извлечения урана от времени выщелачивания (рис. 3 и 4).

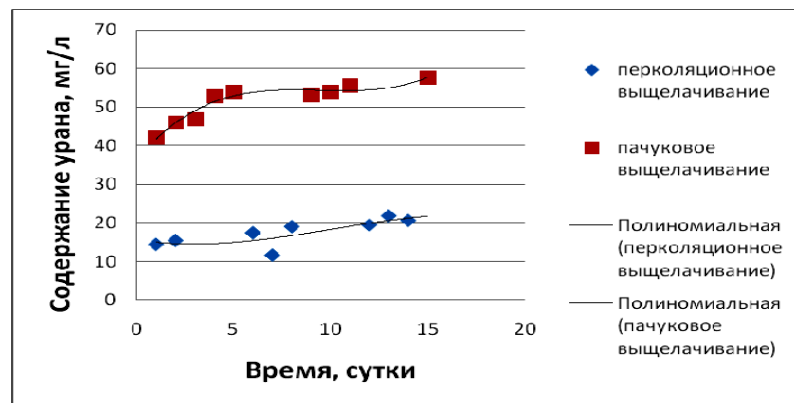


**Рис. 3.** Изменение извлечения урана при выщелачивании блочной руды в пачуковом и перколяционных режимах

Из представленных данных следует, что скорость извлечения урана при пачуковом выщелачивании выше, чем в опытах с перколяционным.

Необходимо также отметить, что по данным аналитических определений (таб. 2.) понижение сумарной альфа- и бета-активности в выщелаченных рудах составляет 30 – 70%, что указывает на преимущественное извлечение урана.





**Рис. 4.** Изменение извлечения урана при выщелачивании забалансовой руды в пачуковом и перколяционных режимах

#### **Выводы по результатам проведенных экспериментов:**

На двух пробах блочной и забалансовой руд из шахты Ингульская фракции 0,5-1 мм опробован процесс бактериального выщелачивания урана применительно к пачуковому и перколяционному вариантам вскрытия.

Для пачукового варианта вскрытия были проведены сравнительные испытания по выщелачиванию урана растворами, не содержащими активной культуры микроорганизмов. На 2-е и 7-е сутки для полноты извлечения урана потребовалось подкисление раствора, так как исходный не срабатывал.

Для блочной руды за 15 суток обработки получено извлечение урана 97,7% в пачуковом режиме и 95,1 % в перколяционном режиме. Для забалансовой руды за 15 суток обработки извлечение урана соответственно составило 94% и 88%.

1. Han C.J. Physiological studies of extremely thermoacidophilic microorganisms under normal and stressed conditions // Dissertation for the Degree of Doctor of Philosophy. North Carolina State University. – 1998. – 220 p.
2. Bosecker K. Bioleaching: metal solubilization by microorganisms // FEMS Microbiol. Rev. 1997. – V. 20. – P. 591-604.
3. Norris P.R., Burton N.P., Foulis N.A.M. Acidophiles in bioreactor mineral processing // Extremophiles. – 2000. – V. 4. – P. 71-76.
4. Rawlings D.E. Characteristics and adaptability of iron- and sulfur-oxidizing microorganisms used for the recovery of metals from minerals and their concentrates // Microbial Cell Factories. – 2005. – V. 4. – № 13.
5. Пат. 12733 Україна. Універсальний спосіб утилізації звичайних боєприпасів, що містять тротил і/або гексоген/ Баранов А.Н., Гавриш М.В., Дербасова Н.М., Кисельов М.М., Ерьомін К.В. – надрук. 15.02.2006. – Бюл. №2.

#### **Н.М. Дербасова, М.В. Гавриш, С.Б. Смірнов, В.М. Гавриш** **БИОТЕХНОЛОГІЧНЕ ВИЛУГОВУВАННЯ УРАНУ З ВІДХОДІВ** **УРАНОДОБУВНОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ**

*Розглядається біотехнологія вилуговування урану з хвостосховищ за допомоги асоціації мікроорганізмів. Наведені результати досліджень, розглянуті перспективи використання технології в умовах України.*

#### **N.M. Derbasova, M.V. Gavrysh, S.B. Smirnov, V.N. Gavrysh** **BIOTECHNOLOGICAL LEACHING OF URANIUM FROM URANIUM INDUSTRY** **WASTE**

*Biotechnology of uranium leaching from tailings with the help of associations of microorganisms is considered. The results of studies are presented. Perspectives of technology using on the territory of Ukraine are defined.*

Наукове видання

**ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА  
ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ**

**Випуск 3**

Редактор: Лисиченко Г.В.  
Художньо-технічні редактори: Мельник Ю.С.  
Коректор: Фесай О.П.

Підписано до друку 31.08.2011р. Формат 60x84/8.  
Гарнітура Times New Roman. Друк офсетний.  
Умов. друк. арк. 19,5.  
Тираж 100 прим. Замовлення № 121

СП ТОВ Видавництво «Християнська Зоря»,  
вул. Бутиріна, 37-а, м. Кременчук, Україна, 39600  
E-mail: pugach@sat.poltava.ua  
тел. +38 (0536) 799610

Друкарня СП ТОВ Видавництва «Християнська Зоря»

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи  
до державного реєстру ДК №656 від 01.11.2001р.