

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

**КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ**

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ**

**ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ І ГЛОБАЛЬНОГО  
ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ**

# **ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА та природокористування**

**Збірник наукових праць  
Заснований у 2008 р.**

**ВИПУСК 16**

**Київ – 2014**

УДК 502; 338  
ББК 20.Ія43  
Е 45

**Р е д а к ц і й н а к о л е г і я**

**Головні редактори** - Волошкіна О.С., *д-р техн. наук, проф.*  
- Трофимчук О.М., *д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ*  
**Відповідальний секретар** - Берчун В.П.

**Ч л е н и к о л е г і ї:**

**Білявський Г.О.,** *д-р геол.-мін. наук, проф.*  
**Биченок М.М.,** *д-р техн. наук*  
**Вижва С.А.,** *д-р геол. наук, проф.*  
**Довгий С.О.,** *д-р фіз.-мат. наук, проф., чл.-кор. НАНУ*  
**Заграй Я.М.,** *д-р хім. наук, проф.*  
**Калюх Ю.І.,** *д-р техн. наук, проф.*  
**Качинський А.Б.,** *д-р техн. наук, проф.*  
**Коржнєв М.М.,** *д-р геол.-мін. наук, проф.*  
**Малкін Е.С.,** *д-р техн. наук, проф.*  
**Олійник О.Я.,** *д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ*  
**Павлишин В.І.,** *д-р геол.-мін. наук, проф.*  
**Радчук В.В.,** *д-р геол. наук*  
**Рибаков Л.О.,** *д-р техн. наук*  
**Стрижак О.Є.,** *канд. техн. наук*  
**Трофімович В.В.,** *канд. техн. наук, проф.*  
**Тугай А.М.,** *д-р техн. наук, проф.*  
**Удод В.М.,** *д-р біол. наук, проф.*  
**Шнюков С.Є.,** *д-р геол. наук, проф.*  
**Яковлєв Є.О.,** *д-р техн. наук*

Рекомендовано до друку Вченою радою  
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України  
(протокол № 6 від 27.08.2014 р.)

**Е45 Екологічна безпека та природокористування:** Зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору; редкол.: О.С. Волошкіна, О.М. Трофимчук (голов. ред.) [та ін.]. – К., 2014. – Вип. 16. – 209 с.: іл. – Бібліогр. в кінці ст.

**ISBN 978-966-2633-26-9**

**УДК 502; 338**  
**ББК 20.Ія43**

Свідоцтво про державну реєстрацію наукового збірника «Екологічна безпека та природокористування» серія КВ № 14146-3117Р від 27.05.2008 р.

Збірник наукових праць включений до списку наукових фахових видань України (затверджено Постановами Президії ВАК України №1-05/3 від 14 квітня 2010 р. за напрямом «технічні науки» та № 1-05/8 від 22 грудня 2010 р. за напрямом «геологічні науки»).

Автори опублікованих матеріалів несуть відповідальність за добір і точність наведених цитат, формул, власних імен та інших відомостей.

**Адреса редакції:** 03186, Київ, Чоколівський бульв., 13  
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України  
Тел. (044) 245-87-97  
E-mail: itelua@kv.ukrtel.net  
© КНУБА, 2014  
© ІТГПІ, 2014

**ISBN 978-966-2633-26-9**

---

---

## ЗМІСТ

### *Розділ 1. ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА*

<b>О.С. Волошкіна</b> Моделі і методи прогнозу забруднення водних ресурсів.....	5
<b>Н.В. Пазинич, В.Є Філіпович, С.А. Станкевич</b> Морфодинамічний аналіз рельєфу територій, що зазнали радіаційного забруднення (на прикладі зон відчуження атомних електростанцій Чорнобиль і Фукусіма-1).....	14
<b>Л.Д. Яценко</b> Екологічний вимір стану національної безпеки .....	23
<b>Т.І. Кривомаз</b> Оцінка модельних об'єктів для поетапної розробки «паспортів екологічної безпеки видів».....	32
<b>О.В. Токаренко</b> Оцінка регіонального впливу процесів підтоплення земель на екологічну безпеку полігонів твердих побутових відходів (на прикладі Херсонської області).....	40
<b>Д.В. Касянчук</b> Статистичний аналіз факторів природної та техногенної складових розвитку карсту.....	49
<b>Т.Є. Вуж, В.Б. Мокін</b> Аналіз ризику впливу алергенних рослин на здоров'я дітей чи дорослих у населених пунктах на основі просторово-хронологічної моделі даних.....	57

### *Розділ 2. ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ*

<b>О.Я. Олійник, О.А. Колпакова</b> Моделювання і розрахунки біологічної очистки стічних вод на краплинних біофільтрах	68
<b>В.М. Удод, І.Л. Вільдман</b> Наукове обґрунтування комплексного екологічного підходу контролю за станом гідро-екосистем р. Інгулець .....	87
<b>О.О. Дмитрієва, І.В. Колдоба, С.В. Михайлова, О.В. Тупотілов, О.М. Коляда, О.Ю. Семенченко</b> Еколого-соціальні (медичні) дослідження евтрофованих джерел господарсько-питного водопостачання.....	93

---

## ЗМІСТ

<b>Д.В. Стефанишин</b> Прогнозування небезпечної ситуації на земляній греблі водосховища-охолоджувача Хмельницької АЕС внаслідок надмірно швидкого спрацювання верхнього б'єфа.....	102
<b>Я.В. Ходневич, Д.В. Стефанишин</b> Чисельне моделювання умов інтенсифікації місцевого розмиву русла ріки за донною перешкодою, що відхиляється від берега вниз за течією.....	111
<b>В.О. Шумейко</b> Методика проведення еколого-економічної оцінки с/г угідь з використанням даних ДЗЗ та ГІС.....	123
 <b>Розділ 3. ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ</b>	
<b>А.Е. Стрижак, А.Н. Трофимчук, Л.Ю. Цурика</b> Трансдисциплінарні онтології – інформаційна платформа проведення екологічних експертиз.....	128
<b>С.К. Полумієнко, Л.О. Рибаків</b> Індикативний аналіз сталості технологічного розвитку .....	138
<b>А.В. Дороничева, Н.Э. Косых, С.К. Полумиєнко, С.З. Савин</b> Методи аналізу медичних зображень.....	148
<b>О.О. Кряжич, І.В. Кременовська</b> Системне моделювання ризику настання економічних і соціальних наслідків на техногенно навантажених територіях України .....	171
<b>В.В. Приступа</b> Метод вибору параметрів каскадного кодування систем відомчого радіозв'язку з урахуванням впливу навмисних завад.....	184
<b>О.А. Хорозов</b> Система телемоніторингу фізіологічних показників пацієнтів.....	194
<b>Професору Олені Семенівні Волошкіній – 60</b> .....	205
<b>До відома авторів</b> .....	207

---

---

## Розділ 1. Екологічна безпека

---

---

УДК 577.4;556.18 (282.2)

**О.С. Волошкіна**, д-р техн. наук, проф.

Київський національний університет будівництва і архітектури

### **МОДЕЛІ І МЕТОДИ ПРОГНОЗУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ**

*Стаття присвячена обґрунтуванню моделей та методів прогнозу стану річкових басейнів для забезпечення їх достатнім рівнем екологічної безпеки. Наведено системну модель комплексного прогнозу екологічного стану річкових басейнів в залежності від рівня антропогенного навантаження на них, можливості використання даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) та ГІС-технологій для водних об'єктів, гідродинамічну модель гідрографічної мережі в умовах надзвичайних ситуацій, обумовлених аварійними скидами різного походження, математичні моделі режимів руху рідини для оцінки впливу забруднення басейнів річок підземними водами.*

**Ключові слова:** екологічна безпека, математичні моделі, гідродинамічна модель, річкові басейни, забруднення водних об'єктів, прогноз екологічного стану, антропогенне навантаження.

Стан водних об'єктів і водозабірних басейнів України свідчить про те, що подальший розвиток господарства вже неможливий на базі традиційних екстенсивних методів використання водоресурсного потенціалу. Для досягнення балансу між попитом на воду і відновлювальною спроможністю водних ресурсів, забезпечення відповідного рівня екологічної безпеки в річкових басейнах виникає необхідність мати в наявності розвинуту науково-методичну базу прогнозу їх стану.

Сучасні методи прогнозу дають змогу реалізувати тільки окремі варіанти кількісних оцінок рівня антропогенного навантаження на річкові басейни та стосуються вивчення стану поверхневих або підземних вод без врахування їх належної взаємодії. Із існуючих найбільш розповсюджені поширені та ефективні методи прогнозу, які ґрунтуються на реалізації математичних моделей, що базуються на рівняннях математичної фізики та роблять такі прогнози працездатними тільки для окремих локальних ділянок, що розглядаються, через складність їх математичного обґрунтування та розробок.

Питаннями прогнозу стану формування якості водних ресурсів у річкових басейнах в різний час займалися багато вітчизняних та зарубіжних авторів: В.Е. Бруяцький,

Е.В. Єременко, О.Я. Олійник, В.Л. Поляков, В.Б. Мокін, В.С. Кремез, В.І. Лаврик, М.І. Железняк, В.А. Большаков, О.Б. Стелі, W.E. Dobbins, T.R. Camp, E.B. Phelps та ін. Ними зазначено, що моделі трансформації забруднюючих речовин у водотоках можуть розв'язувати тільки певне вузькоспеціальне коло задач, а саме: аналізувати закономірності процесів трансформації забруднюючих речовин; прогнозувати трансформації забруднюючих речовин і їх взаємодії на короткому інтервалі часу і на визначеній ділянці водотоку та використовуватися як математичне забезпечення у складі деяких задач автоматизованого управління.

Проте, якщо ставити задачу довгострокового прогнозу стану річкових басейнів, то, як відмічалось в роботах ряду авторів (П.І. Ковальчук, Є.П. Бочаров, С. Рінальді, А.Б. Качинський, Л.М. Бойчук та ін.), розглянуті методи можуть використовуватися тільки у сукупності з іншими методами, як окремі елементи в складних системах моделювання і прогнозу на базі системного підходу та із залученням новітніх технологій і методів.

Системний підхід в екологічному моделюванні, який направлений на координацію і інтеграцію використання наукових методів, цілісне охоплення явищ, що вивчаються, і в той же час на поглиблення вивчення максимальної кількості факторів в їх взаємодії і взаємозв'язку при вирішенні завдань водокористування розглядався в роботах А.В. Яцика, Б.О. Акішина, П.І. Ковальчука, B.S. Yangell та інших авторів.

Таким чином, на основі проведеного аналізу зроблено висновок, що на сучасному етапі розвитку соціально-економічних відносин в Україні екологічне моделювання повинно, перш за все, задовольняти потреби суспільства в надійних оцінках антропогенного навантаження на водні екосистеми, як в цілому, так і по певних їх підсистемах в рамках басейнового принципу та регіональних особливостей одиниць адміністративного устрою України, а задачу прогнозу екологічного стану річкових басейнів необхідно ставити як задачу середньо- та довгострокових змін параметрів їх стану в умовах сучасних темпів антропогенного тиску на них.

При розробці такого комплексного методу повинна бути застосована система оцінки та прогнозу, в якій виділяється комплекс задач, що властиві окремим підсистемам об'єкту, і яка націлена на досягнення комплексного прогнозу стану басейну в цілому. Базовою моделлю для такого соціо-екологічного прогнозу стану басейну має стати системна модель у вигляді ієрархічної структури зв'язків, де за рівнями декомпозиції вирішуються певні характерні завдання [10]. Метою прогнозуючої системи є виконання двох основних операцій: формування множини альтернатив станів об'єкту прогнозу; вибір і порівняння цих альтернатив.

Треба відзначити, що модель, яка побудована за таким принципом використання нормативно-пошукового прогнозу, базується на теоретичних положеннях, які націлені на вирішення завдання захисної спроможності річкових басейнів та на оцінку допустимої межі антропогенного навантаження на них.

Інформаційні моделі, які синтезуються за допомогою космічних знімків високої роздільної здатності та електронних карт місцевості і включають цифрові моделі її рельєфу, набувають останнім часом все більшого застосування.

Моделі регіонального рівня, що містять картографічні зображення водних об'єктів і джерел їх забруднення і які синтезовані за допомогою даних космічного моніторингу в поєднанні з ГІС-технологіями, розглянуто в роботах В.А. Петросова, С.О. Довгого, О.М. Трофимчука, Г.Я. Красовського, О.Д. Федоровського, В.І. Лялька, Л.Д. Грекова та інших авторів. Вони, у свою чергу, дозволяють користувачу встановити принципово нові закономірності, зв'язки і характеристики організації водокористування в регіоні та подальшого розвитку досліджень стосовно проблеми їх практичного застосування для оцінок і прогнозу якості вод в річкових басейнах в системах прийняття управлінських рішень на регіональному та об'єктному рівнях.

Головна мета таких досліджень – забезпечення підтримки прийняття ефективних управлінських рішень, пов'язаних з реалізацією функцій питного та технічного водопостачання на регіональному рівні, а також управління надзвичайними ситуаціями в річкових басейнах.

Технологія застосування космічних знімків високої роздільної здатності складається з трьох етапів: збір даних, обробка даних і екологічне моделювання на основі отриманої бази даних, яка постійно оновлюється. Засобами Arc View синтезуються моделі техногенного навантаження на поверхневі води. Відповідні ГІС впроваджуються у природоохоронні органи, що дає змогу оптимізувати управління природокористуванням і ресурсами та забезпечити підтримку управлінських рішень на обласному рівні. Ефект від впровадження полягає в підвищенні оперативності і достовірності даних для екологічних експертиз існуючих та розробки нових природоохоронних програм вказаних областей. Тематичні карти як індикатори довкілля входять до складу відповідної ГІС.

Для кожного джерела забруднення поверхневих вод, як постійно діючого, так і того, що має потенційну загрозу аварійних або надзвичайних ситуацій, у відповідних файлах зберігається інформація, яка описує їх із заданим ступенем повноти. Вона дозволяє спостерігати всі зміни кожного об'єкту у часі і дає можливість моделювати їх сукупний вклад при прогнозуванні поверхневих вод на будь-якій ділянці гідрографічної мережі області. Цей вклад необхідно розглядати на фоні впливу на еколого-санітарний стан водних об'єктів стоку з поверхневих водозборів.

Оцінити складову забруднень, які надходять у водойми з поверхневим стоком, досить складно. Якщо організовані джерела можна описати точною математичною моделлю, то для неорганізованих або дифузних джерел забруднення необхідна та чи інша статистична модель.

З метою оперативного управління якістю водних ресурсів необхідно мати об'єктивну інформацію, що характеризує вказані локальне та площадне розміщення дифузних джерел забруднення водних об'єктів, до яких зазвичай відносять різні ділянки водозбору, поверхневий стік з яких надходить у водний об'єкт. Ідентифікація дифузних джерел виконується спеціальними алгоритмами обробки космічних знімків високої роздільної здатності, котрими синтезуються тематичні картографічні моделі.

Інформативність таких картографічних моделей достатня для вирішення наступних завдань: дати порівняльну оцінку потенційної здатності різних ділянок водозбору «віддачі» з поверхневим стоком забруднюючої речовини; визначити координати водотоків, що впадають у водний об'єкт при формуванні поверхневого стоку, а також контури відповідних водозборів; в межах виділених водозборів ранжувати сільськогосподарські підприємства та ділянки їх земельного фонду за ступенем впливу поверхневого стоку, що формується на них; отримати оцінки ефективності окремих ділянок водоохоронних зон, а також заходів, спрямованих на зниження рівня забруднення водних об'єктів поверхневим стоком; за критерієм мінімізації кількості забруднюючих речовин, що надходять у водний об'єкт з поверхневим стоком, призначити оптимальну локалізацію ділянок поверхневого водозбору для проведення першочергового комплексу водоохоронних заходів; рекомендувати оптимальний комплекс заходів щодо перехоплення талих та дощових вод для окремої ділянки поверхневого водозбору; виділити водні об'єкти або їх ділянки, що зазнають додаткового навантаження біогенними речовинами від окремих промислових і сільськогосподарських об'єктів.

Розвиток процесів водної ерозії ґрунтів характеризується картосхемами ерозійних зсувів та змитості. При практичних застосуваннях до цих схем ставиться досить широкий спектр вимог, головні з яких полягають в ступені необхідної деталізації та оперативності. Загальна схема визначення дифузних джерел забруднення поверхневих вод зводиться до оконтурювання ділянок поверхневого водозбору з квазіоднорідними характеристиками ерозійної стабільності ґрунтів, розрахунку кількості ґрунту, що змивається в середньому за рік з оконтуреної території, та визначенню тієї частки, яка надходить безпосередньо до водних об'єктів [1, 3].

Використовуючи картографічні моделі, можна вибрати оптимальну інженерну схему розміщення захисних споруд, дати оцінку розподілу навантаження на річкові басейни твердим стоком, біогенними речовинами та залишками агрохімікатів.

Проведені дослідження в ІТГП НАНУ, ДНВЦ «Природа», Національному космічному агентстві України та ряді наукових та науково-виробничих установ щодо практичного застосування методів дистанційного зондування з космосу дали змогу суттєво підвищити ефективність управління водокористуванням у регіонах України.

Методика прогнозу стану річкових басейнів залежно від рівня антропогенного навантаження на них відповідно до басейново-галузевих принципів водокористування розроблена в НДІ водогосподарсько-екологічних проблем. Методика прогнозу заснована на оцінці якісних та кількісних аспектів господарської діяльності в межах річкового басейну, встановленні існуючих закономірностей в окремих підсистемах та їх формалізації (рис. 1). Але цей прогноз в басейнах річок носить середньо- та довготерміновий характер.

Але дуже часто ми маємо ситуацію, коли внаслідок аварії або надзвичайної ситуації в річковому басейні постає потреба у визначенні розповсюдження забруднюючих речовин в річковому потоці та оцінці розмірів їх впливу за досить короткий проміжок часу.



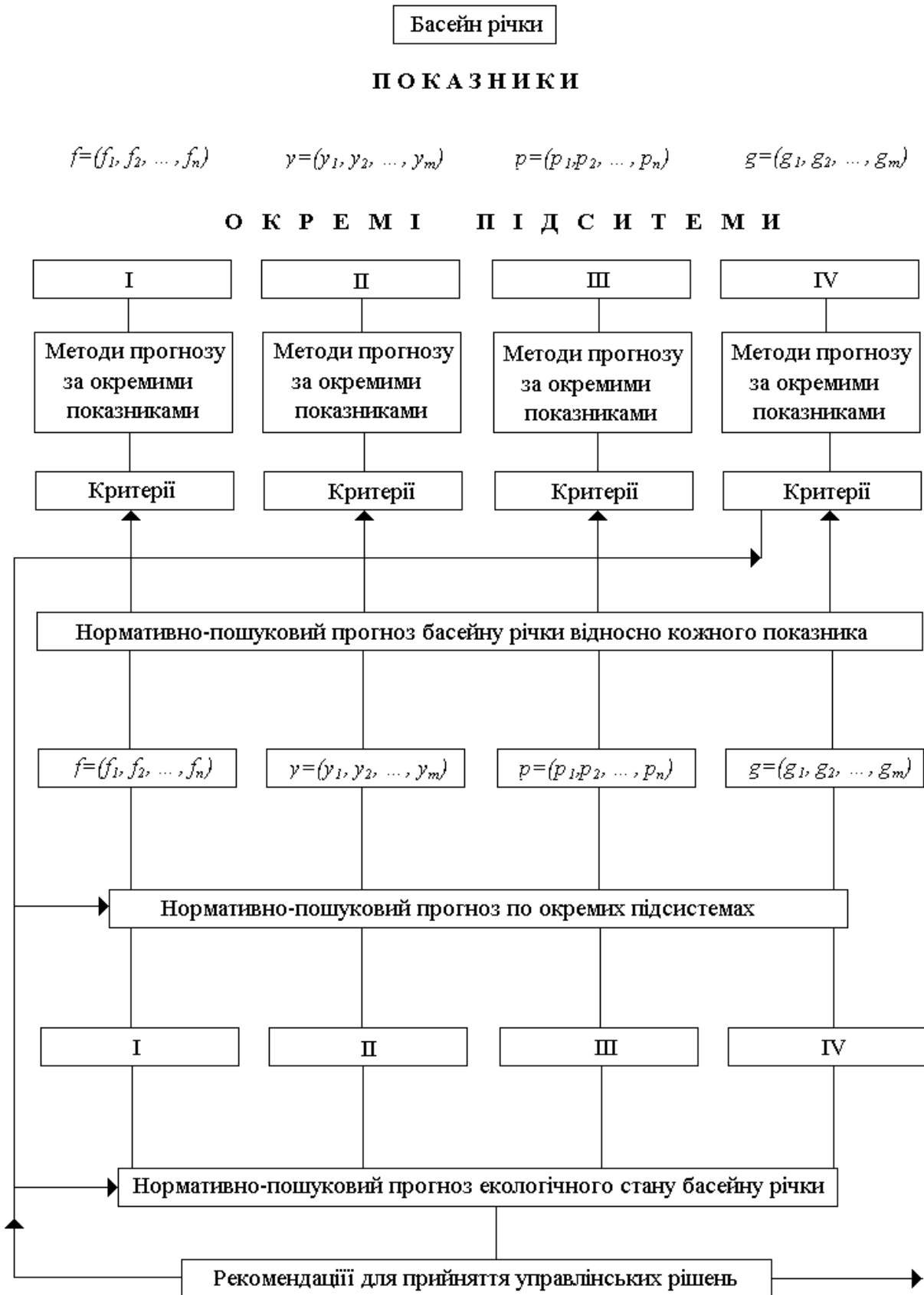


Рис. 1 – Блок-схема системи розрахунку антропогенного навантаження на басейн річки та прогнозу його стану

Аварійні скиди стічних вод, які містять велику кількість забруднюючих речовин, можуть у певних умовах скласти серйозну загрозу для екосистеми річки. Математична модель, яка дозволяє оцінити динаміку забруднення річок у часі, складається з двох взаємопов'язаних блоків – гідродинамічного і динаміки розповсюдження забруднень у водному середовищі. Гідродинамічний блок складається із відомої системи рівнянь Сен-Венана, записаних для нестационарного руху рідини у відкритих руслах (Ж.А. Кюнж, Ф.М. Холлі, А. Вервей).

$$b \frac{\partial y}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \alpha \frac{Q^2}{A} \right) + gA \frac{\partial y}{\partial x} + gAS_f = 0 \quad (2)$$

де  $x$  – незалежна змінна по довжині русла;  $t$  – час;  $Q(x,t)$  – витрати води у руслі;  $y(x,t)$  – відмітка глибини води у руслі;  $q(x,t)$  – розподілений боковий приток;  $A$  – площа живого перерізу;  $b(y)$  – ширина потоку по вільній поверхні води;  $S_f$  – ухил тертя;  $g$  – прискорення вільного падіння;  $\alpha(y)$  – коефіцієнт нерівномірності розподілу швидкості по поперечному перерізу.

Блок динаміки розповсюдження забруднення складається із рівняння транспорту і балансу, записаного відносно масової концентрації консервативних домішок та процесів турбулентної дифузії:

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (QC) + f(x,t) \quad (3)$$

де  $C(x,t)$  – масове осереднення по поперечному перерізу концентрацій забруднювачів;  $D(x)$  – коефіцієнт турбулентної дифузії (коефіцієнт поздовжньої дисперсії); функція  $f(x, t)$  – характеризує розподілені та зосереджені джерела забруднення.

Для визначення дефіциту розчиненого кисню у воді рівняння транспорту запишеться дещо у іншому вигляді, де замість концентрації  $C$  береться різниця між фоновією та реальною концентраціями кисню, що спостерігається. Необхідність таких розрахунків виникає у випадку, коли найбільша загроза для екосистеми річки полягає не стільки у збільшенні концентрації забруднюючих речовин, скільки у погіршенні кисневого режиму річки.

Процес розрахунку транспорту забруднень проходить у два етапи. На першому етапі розраховуються витрати води в руслі та глибина, на другому – обчислюються концентрації забруднень.

Програмний розрахунковий комплекс по цих рівняннях носить модульну структуру і може бути адаптований до конкретних умов і видів забруднювачів.

Для визначення забруднення річок підземним стоком у районах хвостосховищ та складування твердих побутових відходів застосовується рівняння усталеної фільтрації, яке у загальній формі має вигляд:

$$\left( \frac{\partial}{\partial x} \left( k \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( k \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( k \frac{\partial h}{\partial z} \right) \right) = f(x, y, z) \quad (4)$$

де  $h$  – напір ґрунтових вод;  $k$  – коефіцієнт фільтрації ґрунту.

Дана модель дає змогу запропонувати розв’язки інженерних задач із врахуванням руху води в ґрунті при повному та неповному вологонасиченні. Так, на основі цієї моделі здійснено розрахунок виносу забруднення за запропонованою методикою комунальних очисних споруд Канівського р-ну Черкаської обл. (В.С. Дейнека, О.С. Волошкіна).

Геометрична область розбивалася на 28 зон відповідно до фізичних властивостей ґрунтів. У вологоненасиченій зоні коефіцієнт фільтрації обчислювався за формулою (В.І. Аравін, С.М. Нумеров):

$$k(Q) = k \left( \frac{\theta - \theta_0}{\theta_{II} - \theta_0} \right)^{3,5} \quad (5)$$

де  $\theta = \theta_0 + (\theta_{II} - \theta_0) e^{\frac{\varphi}{1,5}}$ ,  $\varphi = \frac{P}{\rho q} P$ ,  $p$  – тиск і щільність рідини;  $q$  – прискорення вільного падіння;  $\theta_0 = 0,25$ ,  $\theta_{II} = 0,48$ , коефіцієнт  $k$  приймався рівним коефіцієнту фільтрації відповідно до кожної зони. “Ґрунтово-рослинний” шар, потужність якого 0,4–0,6 м, задавався як тонке включення.

На тонкому включенні задавалися умови спряжиння виду:

$$\left\{ \sum_{l=1}^2 k_1 \frac{\partial h}{\partial x_1} \cos(n, x_1) \right\}^- = \left\{ \sum_{l=1}^2 k_1 \frac{\partial h}{\partial x_1} \cos(n, x_1) \right\}^+ = r[h] \quad (6)$$

де  $h$  – напір;  $r = \frac{k_0}{d}$ ,  $k_0$  – коефіцієнт фільтрації включення товщини  $d$ .

На ділянці височування задавалися умови першого і другого роду при  $k = 0,75$ ,  $d = 0,6$ ,  $r = 1,25$  і розбитті області на 1 676 трикутних елементи.

Розв’язок стаціонарної задачі притоку ґрунтових вод у Кременчуцьке водосховище з очисних споруд Канівського р-ну (с. Пекарі) дав змогу зробити висновок, що забруднення у водосховище поширюється через ґрунтові води.

Відсутність технологій захисту ґрунтових вод на звалищах відходів провокує інтенсивне забруднення першого водоносного горизонту продуктами деструкції відходів.

На стадії проектування для обґрунтування вибору раціональних типів захисних екранів залежно від складу ґрунтів, гідрологічних умов, динаміки підземних вод виникає необхідність у кількісній оцінці фільтраційних витрат через ці захисні екрани.

Розв’язок інженерної задачі визначення витрат напору при проходженні фільтраційного потоку через екран проводиться за допомогою методики визначення витрат з облицьованих споруд в умовах підпірної фільтрації, що встановилася, з використанням методу фільтраційних опорів (МФО).

Слід зазначити, що наведені дослідження, які пов'язані з визначенням процесів формування кількості і якості водних ресурсів в рамках басейнового принципу та регіональних особливостей одиниць адміністративного устрою України, мають важливе народногосподарське значення для функціонування та подальшого розвитку водних екосистем в Україні та забезпечення достатнього рівня існування та екологічної безпеки річкових басейнів.

Реалізація наведених моделей та методів різними математичними методами із залученням існуючих дослідних даних спостережень на реальних об'єктах дозволить створити надійну розрахункову базу в системі управління природокористуванням на державному, регіональному та об'єктовому рівнях.

### **Список використаної літератури**

1. Волошкіна О.С., Красовський Г.Я. Інформаційні моделі космічного моніторингу водних екосистем // зб. наук. пр. Нац. аерокосм. ун-ту ім. М.Е. Жуковського "ХАИ": "Открытые информационные и компьютерные интегрированные технологии". – Х., 2002. – Вип. 15. – С. 29–46.
2. Волошкіна О.С. Сучасні підходи до реалізації системи моніторингу поверхневих вод // Наук. вісн. буд. – Харків: ХДТУБА, 2003. – Вип. 20. – С. 129–134.
3. Волошкіна О.С., Красовський Г.Я., Трофимчук О.М. Картографічна модель дифузних джерел забруднення водних об'єктів // Зб. наукових праць «Екологія і ресурси». – К.: УІНСіР, 2002. – № 4. – С. 94–100.
4. Методика по розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України / УНДІВЕЛ, 2-ге видання перероблене та доповнене. – К.: Полімед, 2007. – 71 с.
5. Василенко С.Л., Оленюк М.И. Моделирование качества воды в водотоках. – Харьков: Основа, 2006. – 232 с.
6. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології. – К.: Фітосоціоцентр, 1998. – 131 с.
7. Мокін В.Б., Мокін Б.І. Математичні моделі та програми для оцінювання якості річкових вод. – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2000. – 152 с.
8. Системный подход к управлению водными ресурсами / Под ред. А. Бисваса: Пер. с англ. – М.: Наука, 1985. – 392 с.
9. Mannocchi F., Todisco F., Casadei S. An integrated model for water resources management at basin level // IAHS Publ. – № 268.– P. 215–222.
10. Yatsyk A., Kovaltchuk P., Voloshkina O., Petruk O. Prognosing of the ecological situation in the river basins on the ground of the system modeling // XVIIIth Conference of the Danube Countries on Hydrological Forecasting and Hydrological Dases of Water Management, dfnd19/2 – Graz, 1996. – P. 149–152.

*Стаття надійшла до редакції 10.07.14 українською мовою*

© Е.С. Волошкина

**МОДЕЛИ И МЕТОДЫ ПРОГНОЗА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ**

*Статья посвящена обоснованию моделей и методов прогноза состояния речных бассейнов для обеспечения их достаточным уровнем экологической безопасности. Приведена системная модель комплексного прогноза экологического состояния речных бассейнов в зависимости от уровня антропогенной нагрузки на них, использование данных дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) и ГИС-технологий для водных объектов, гидродинамическая модель гидрографической сети в условиях чрезвычайных ситуаций, обусловленных аварийными сбросами различного происхождения, математические модели режимов движения жидкости для оценки влияния загрязнения бассейнов рек подземными водами.*

© O.S. Voloshkina

**MODELS AND METHODS FOR PREDICTION OF WATER POLLUTION**

*The papers deal with the scientific study and development of zeliablie and refiened models and engineering calculation`s methods of ecological state of river basins in Ukraine assessment and prediction as aim for ecological safety of territories and aquatories. The system`s prediction`s model of complex assessment and prediction of river basins state for difference anthropogenic loads was resulted; the maps informatics models with using of remote aerospace investigations and JIS-technology. The hydrodynamic model of hydrography net from municipal, industry and agricultural enterprises under abnormal conditions was developed; of groundwater pollution the method of calculation of work assessment of lining structure in the area of settling tank and waste dumps were worked out.*

УДК 528.88:(551.4:621.039.75)(477.41+521.16)

© **Н.В. Пазинич**, канд. геогр. наук, старш. наук. співробітник;

**В.Є Філіпович**, канд. геол. наук, зав. відділом;

**С.А. Станкевич**, д-р техн. наук, голов. наук. співробітник

ДУ “Науковий Центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України”, м. Київ

## **МОРФОДИНАМІЧНИЙ АНАЛІЗ РЕЛЬЄФУ ТЕРИТОРІЙ, ЩО ЗАЗНАЛИ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ (НА ПРИКЛАДІ ЗОН ВІДЧУЖЕННЯ АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ ЧОРНОБИЛЬ І ФУКУСИМА-1)**

*За методикою морфодинамічного аналізу рельєфу, відпрацьованою в зоні відчуження Чорнобильської атомної станції, на основі цифрових моделей рельєфу (ЦМР) проведено дослідження у зоні радіаційного забруднення станції Фукусіма-1. Доведено, що рельєф є визначальним фактором для формування радіаційного сліду для гірських місцевостей. В результаті досліджень на еталонних ділянках встановлена можливість визначення за даними ЦМР конкретних територій, потенційно схильних до самоочищення та сомозабруднення поверхневими денудаційними процесами, та можливість прогнозування змін меж ареалів радіаційного „сліду”.*

**Ключові слова:** Чорнобильська АЕС, Фукусіма-1, дистанційне зондування Землі, цифрові моделі рельєфу, морфодинамічний аналіз рельєфу, каркасні елементи рельєфу, латеральні масопереміщення.

Аварії атомних електростанцій відносяться до найзначніших техногенних катастроф, які спіткали людство в останні десятиріччя. Після Чорнобильської катастрофи зона відчуження перетворилась на наймасштабнішу лабораторію вивчення наслідків радіаційного забруднення, де працювали фахівці різних країн та різних наукових напрямів. Одним з напрямів досліджень науковців було дослідження особливостей і закономірностей руху радіонуклідів у природних середовищах, до яких відносились біосфера, атмосфера, ґрунти, поверхневі, ґрунтові та підземні води тощо [1, 2, 3].

Згідно з класичними, дочорнобильськими уявленнями сполуки цезію мали міцно сорбуватися верхнім шаром ґрунту. Натомість дослідженнями у зоні відчуження Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС), повторними вимірами точок концентрації цезію у верхньому 5-сантиметровому шарі ґрунту протягом п'яти років виявлено, що у 10% точок забруднення було жорстко закріплено і залишилось без змін, на 65% точок спостерігалось

зменшення вмісту нуклідів у ґрунті, а 25% точок вимірювання характеризувалися різким підвищенням активності ґрунтів, причому при відсутності надходження цезію від джерела забруднення.

Ці дослідження встановили, що поверхнєве забруднення ґрунтів є змінною величиною. Існують ділянки, де в результаті дефляції та площинного змиву відбуваються процеси виносу радіонуклідів з частками ґрунту, а також має місце накопичення сполук цезію на механічних та геохімічних бар'єрах [4].

Потрапивши в ландшафтну сферу, продукти радіаційного забруднення починають переміщення у відповідності до законів руху речовини у природному середовищі. Одним з напрямів досліджень, які відпрацьовувались в зоні відчуження ЧАЕС, був морфодинамічний аналіз рельєфу як площини, що контролює латеральну складову речовинно-динамічного потоку. За методикою, розробленою О.М. Ласточкіним, земна поверхня розбивалася окремими лініями на грані. Лінії визначають ділянки розділу і концентрації латеральних потоків та їх напрями [5]. На основі топографічних матеріалів і матеріалів дистанційного зондування Землі (МДЗЗ), на той час, головним чином, аерофотознімків території 10-кілометрової зони відчуження ЧАЕС, укладались картографічні моделі, на яких визначалось спрямування переміщень, ділянки виносу транзиту та депонування забруднення. Особлива увага приділялась визначенню ділянок механічних бар'єрів, де радіонукліди могли накопичуватися із наступним переходом у інше природне середовище, наприклад ґрунтові води. До найбільш поширених механічних бар'єрів відносяться увігнуті перегини рельєфу (тилові шви терас, підніжжя схилів тощо). Фрагмент карти каркасних елементів рельєфу подано на рисунку 1.

На рисунку зображено ділянку південніше ЧАЕС. Каркасна структура рельєфу представлена кільовими лініями, що з'єднують точки мінімальних екстремумів Земної поверхні, в межах цих ліній відбувається концентрація латеральних потоків. В геоморфологічному плані кільові лінії відповідають руслам балок, ярів, безрусловитим улоговинам лінійно витягнутим низинам тощо. Лінії гребеневі з'єднують точки максимальних екстремумів і відповідають вододілам, звідки починається винос речовини. Траси потенційних низхідних речовинних потоків визначають напрями площинного змиву. Також у відповідності до методики Ласточкіна О.М. мало місце виділення точок „витоку”, що займали панівне положення, звідки відбувається винос речовини, і точок „стоку”, де винесена речовина накопичується. В геоморфологічному відношенні перші точки відповідають горбам, а другі – безвідпливним западинам. Крім ліній, виділено окремі яруси рельєфу; елювіальні займають найвищі гіпсометричні положення і відносяться до ділянок виносу, транселювіальні яруси є зонами транзиту речовини, а гідроморфні субгоризонтальні заплавно-терасові рівні є зонами з обмеженою латеральною міграцією або її повною відсутністю. Особливої уваги варті підніжжя схилів ярусів рельєфу або перегини рельєфу, що є механічними бар'єрами, де відбувається злам латеральних потоків, втрата швидкості і накопичення матеріалів транспортування.

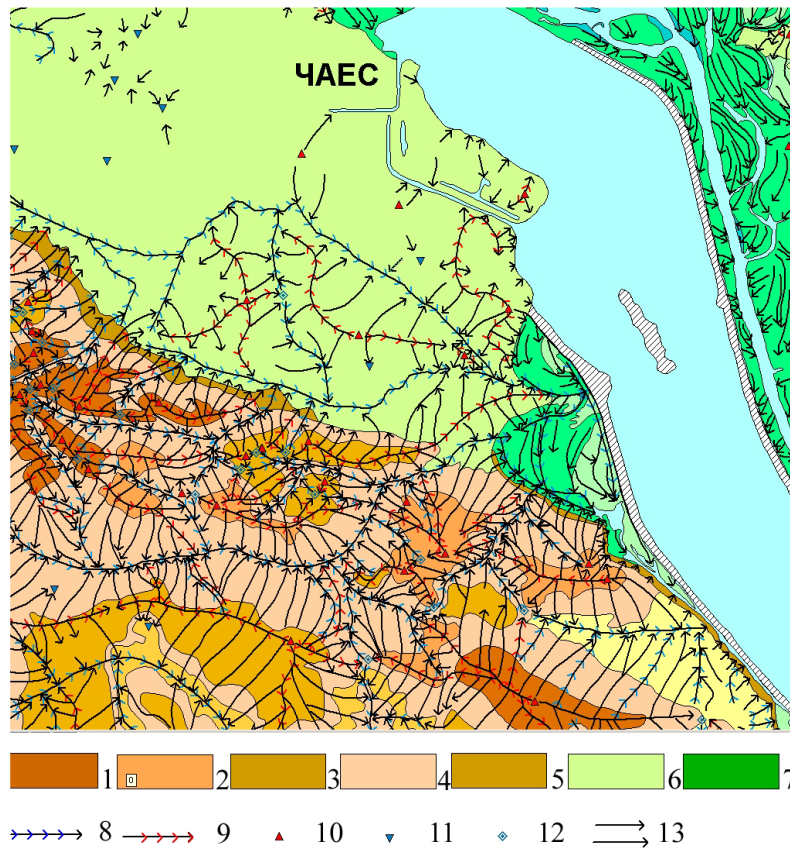


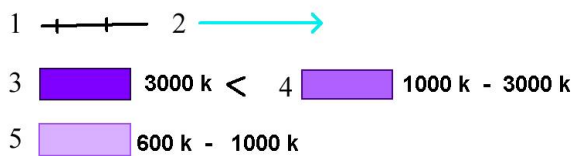
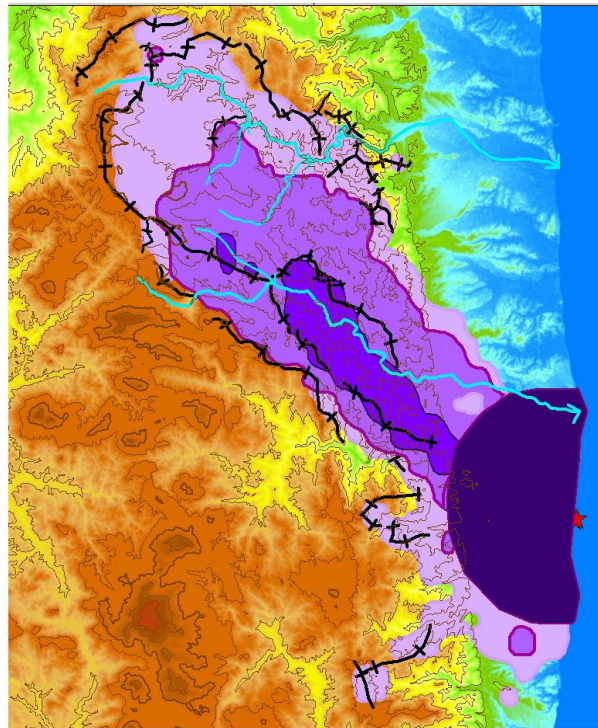
Рис. 1 – Фрагмент карти каркасних елементів рельєфу і ландшафтних ярусів 10-кілометрової зони відчуження ЧАЕС. Ландшафтні яруси: 1 – елювіально-вододільний (високий), 2 – елювіально-вододільний (середній), 3 – елювіально-вододільний (низький), 4 – транселювіальний (схилувий), 5 – транселювіальний-слабкогідроморфний, 6 – елювіально-гідроморфний, 7 – гідроморфний; каркасні елементи ландшафту: 8 – кільові лінії, 9 – гребеневі лінії; характерні точки: 10 – витоку, 11 – стоку, 12 – проміжні, 13 – траси низхідних речовинних потоків

Друге попередження про величезну потенціальну загрозу, яку несуть у собі атомні електростанції, сталося 11 березня 2011 року в Японії. Первинною причиною аварії на атомній станції Фукусіма-1, на відміну від ЧАЕС, стали природні фактори. В результаті викидів в атмосферу радіонуклідів та наступного забруднення земної поверхні була визначена зона відчуження. Для регіонального дослідження особливостей випадіння радіаційних часток на Земну поверхню були використані цифрові моделі рельєфу (ЦМР) з метою виявлення ролі впливу рельєфу на процес осідання радіонуклідів. Для роботи були використані наступні дані: для побудови ЦМР матеріали радіолокаційної космічної зйомки з КА „Shuttle” [6], а дані про радіаційне забруднення отримані з відкритих джерел уряду Японії [7–8]. Результати дослідження представлені на рисунку 2.

Атомна станція Фукусіма-1 розташована на Тихоокеанському узбережжі, де абсолютні відмітки поверхні становлять в середньому 10 м. Повітряними масами продукти радіаційних викидів були переміщені у північно-західному напрямі у бік гірських масивів і сформували локалізований „слід” радіаційного забруднення. Межі „сліду” контролюються гірськими



хребтами, висота яких сягає 800 м. Гірські хребти відіграли роль механічного бар'єру, що зумовив зменшення швидкості повітряних мас і осідання речовин, що містилися у повітряному потоці. Надані дані з рисунку 2 свідчать, що на територіях зі значними відносними перевищуваннями рельєф має визначальну роль у формуванні ареалів радіаційного забруднення. Подальша доля міграції радіонуклідів після осідання на поверхню має відбуватись за законами руху речовини у ландшафтному середовищі. Зіставлення природних умов зон відчуження атомних станцій Фукусіма і Чорнобиль свідчить про те, що екзогенні процеси і пов'язані з ними латеральні переміщення мають бути значно інтенсивнішими в районі Фукусіма-1, ніж у Чорнобилі. Середньорічна кількість опадів, причому іноді дуже рясних, у префектурі Фукусіма становить 1000–1200 мм/рік, а в районі Чорнобиля не перевищує 750 мм/рік. Відносні перевищення поверхні у зоні відчуження Фукусіма сягають 800 м, а в Чорнобилі – не більше 50–55 м. Саме такі природні дані зумовлюють інтенсивність денудаційних процесів у зоні відчуження станції Фукусіма-1 і відповідно підвищену швидкість перерозподілу радіонуклідів по Земній поверхні у порівнянні з Чорнобильською зоною.



*Рис. 2 – Розповсюдження ареалу радіаційного забруднення відносно вододільних гірських хребтів:  
1 – вододіли, 2 – гідромережа, 3–5 – ареали радіаційного фону Cs-137 (Bq/m<sup>2</sup>)*

Наступним кроком на основі ЦМР була побудова каркасної структури рельєфу зони відчуження з виділенням характерних ліній і точок, що визначають локалізацію і спрямування

латеральних речовинних потоків, на вивченні яких базується морфодинамічний аналіз. Метою детального дослідження рельєфу в межах ділянок досліджень було проведення аналізу і прогнозування перерозподілу речовини, в тому числі і радіонуклідів латеральними потоками, локалізація яких і інтенсивність контролюється рельєфом (рис. 3).

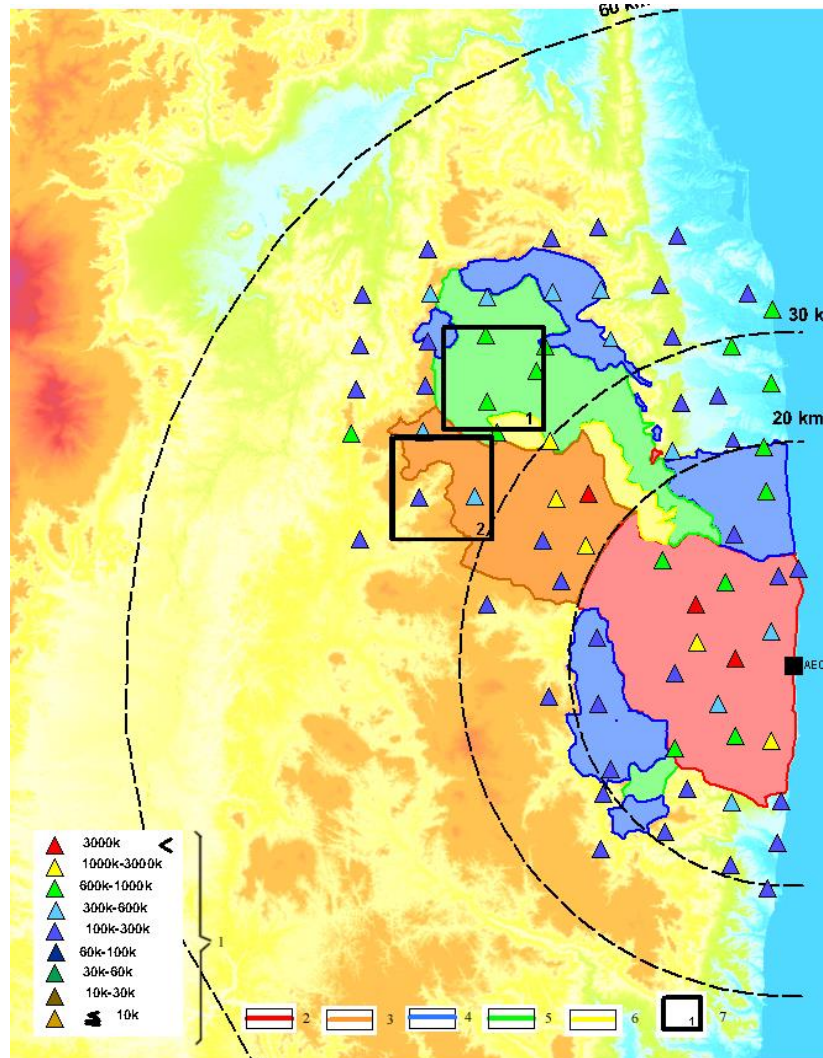


Рис. 3 – Місцез положення детальних ділянок досліджень. 1 – радіаційні дози цезію 137 на ґрунті на 1 вересня 2012 року, концентрація цезію-137 ( $Bq/m^2$ ); статус територій: 2 – заборонена зона, 3 – території примусової евакуації населення, 4 – території, на які евакуаційні замовлення готові бути зняті, 5 – області, у яких мешканцям не дозволено жити, 6 – площі, де очікується, що мешканці матимуть труднощі з поверненням протягом тривалого часу, 7 – ділянки досліджень

На рисунку 3 зображено обрані ділянки детальних досліджень у зоні відчуження станції Фукусіма. Перша знаходиться у зоні, де проживання жителям заборонено, а друга – у зоні примусової евакуації населення. Основою дослідження цих ділянок було створення картографічних моделей на основі ЦМР. Для цього в програмі Global Mapper були сформовані контури – аналоги горизонталей, задані з кроком 10 та 20 м. Проведений в межах цих двох еталонних ділянок морфологічний аналіз рельєфу полягав у розчленуванні рельєфу на окремі



грані шляхом трасування ліній через точки мінімальних і максимальних екстремумів Земної поверхні – кільові і гребеневі. Ці лінії, за фізичним змістом, є трасами концентрації і розділу латерального масопереміщення речовини.

Також проведений аналіз пластики рельєфу дозволив виділити увігнуті перегини рельєфу, що являються механічними бар'єрами, в межах яких латеральні потоки втрачають швидкість і речовина, що ними переміщується, затримується і накопичується. Особливої уваги на рисунку варті характерні точки зносу, у яких накопичується переміщений з вищих ділянок матеріал (рис. 4).

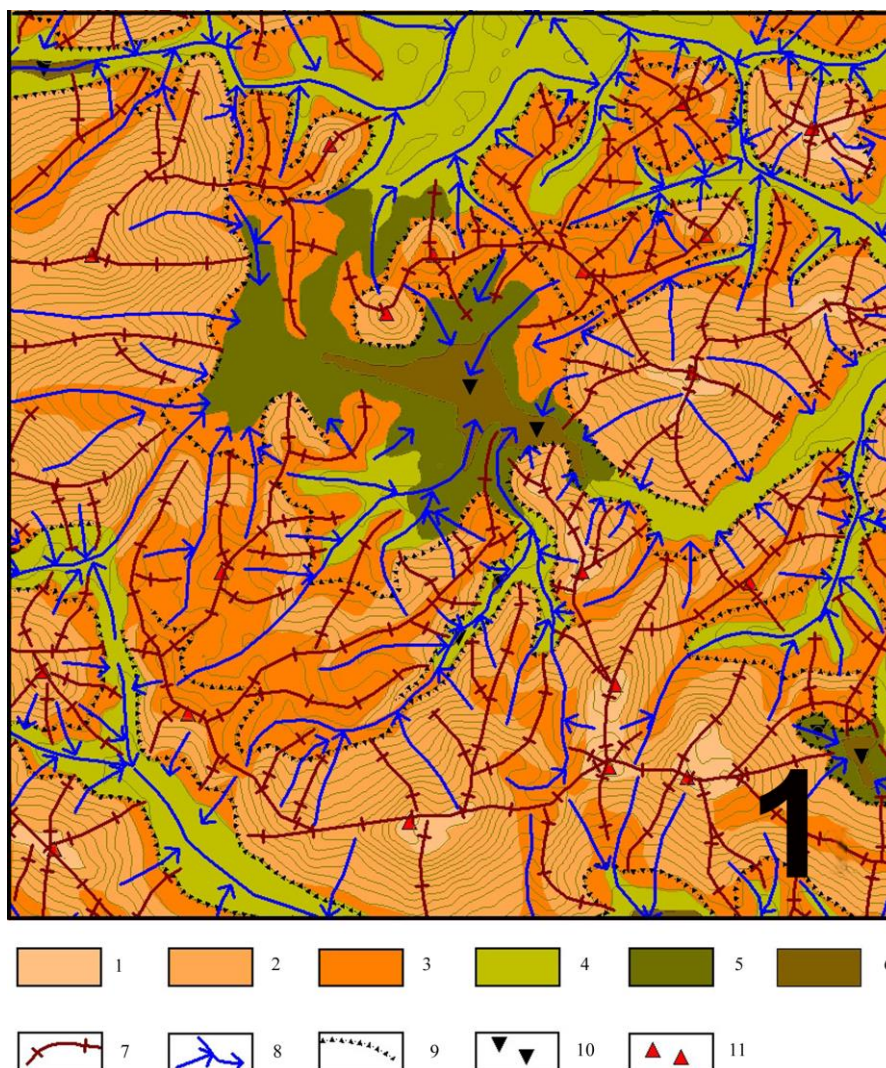


Рис. 4 – Районування території за схильністю до латеральної міграції (ділянка № 1). Ландшафтні яруси: 1 – елювіальний (слабка латеральна міграція), 2 – транселювіальний (максимальна латеральна міграція), 3 – транселювіальний (помірна латеральна міграція), 4 – трансакумулятивний (слабка латеральна міграція), 5 – трансакумулятивний (дуже слабка латеральна міграція), 6 – аккумулятивний (латеральна міграція відсутня); каркасні елементи рельєфу: 7 – гребеневі лінії розділу латеральних потоків, 8 – кільові лінії концентрації латеральних потоків, 9 – лінії увігнутих перегинів рельєфу, механічні бар'єри, 10 – точки зносу і накопичення, 11 – точки виносу

На рисунку 4 показано гірську ділянку, в центральній частині якої знаходиться безвідпливна западина. Природною особливістю ландшафтів є схильність до самоочищення. Відносна інтенсивність латеральної міграції у межах ярусів дає можливість оцінити перспективи змін первинного забруднення радіонуклідами в результаті латеральної міграції. Елювіальні яруси, що займають панівне гіпсометричне положення, є джерелами зносу і з часом мають очищуватися природним шляхом. Схилі поверхні, транселювіальні є площинами транзиту, інтенсивність якого залежить від кутів нахилу. В межах акумулятивних ярусів в перспективі має відбуватися накопичення, депонування змитого матеріалу. Напрями кільових ліній визначають стік з оточуючих височин.

Лінії увігнутих перегинів підніжжя схилів є смугами, де з часом в результаті самоочищення вищих ландшафтних ярусів мають накопичуватися радіонукліди. У точках зносу, абсолютного гіпсометричного мінімуму в западині, накопичені продукти радіаційного забруднення згодом мають стати джерелом забруднення підземних вод.

Метою аналізу другої ділянки детальних досліджень було прогнозування змін меж ареалів забруднення в результаті латерального переміщення і наступного "розповзання" поверхневого забруднення (рис. 5).

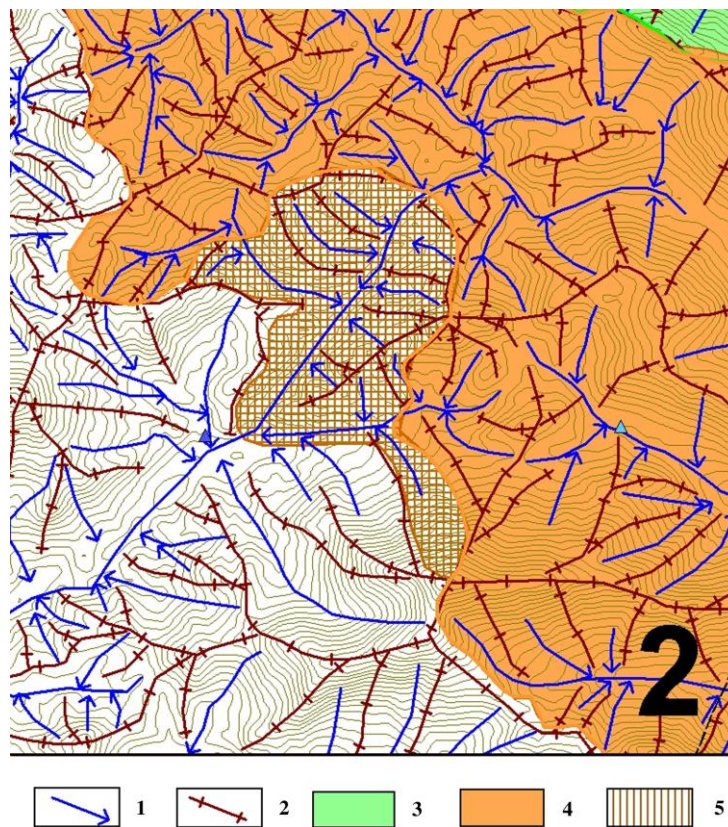


Рис. 5 – Прогнозування змін меж ареалів забруднення в результаті латеральної міграції речовини (ділянка 2). Каркасні елементи рельєфу: 1 – кільові лінії, 2 – гребеневі лінії; статус території: 3 – області радіаційного забруднення, у яких жителям не дозволено жити, 4 – області радіаційного забруднення території примусової евакуації населення, 5 – ділянка вторинного забруднення, територія можливої зміни статусу в бік погіршення

На рисунку показано визначені межі території радіаційного забруднення з примусовою евакуацією населення. Межі зони евакуації проведені по вододільних лініях, які затримали розповсюдження атморадіаційної міграції. Проте подальші ерозійно-денудаційні процеси мають спрямувати забруднені поверхневі маси ґрунту, літочастинок корінних порід та мортмас до понижених ділянок рельєфу, що спричинить „розповзання” радіаційного забруднення. Таким чином, з часом територія, що зараз вважається цілковито безпечною, може отримати інший еколого-небезпечний статус. Відносно понижених ділянок рельєфу, “чисті” сьогодні, у межі яких спрямовані траси латеральних потоків з відносно підвищених радіаційно-забруднених височин, мають тенденцію до вторинного забруднення.

**Висновки:** Нарівні з іншими природними факторами рельєф відповідає за розповсюдження та подальше переміщення радіонуклідів у природному середовищі. МДДЗ, зокрема ЦМР, дають можливість у повному обсязі досліджувати морфодинамічні властивості рельєфу. Каркасна структура рельєфу визначає особливості і закономірності латеральних масопереміщень. Ландшафтне районування на основі аналізу пластики рельєфу уможливорює виділення ділянок, схильних до природного самоочищення та вторинного самозабруднення. Детальний аналіз морфодинамічних особливостей рельєфу має використовуватись для прогнозування зміни меж ареалів радіаційного забруднення, що відбувається внаслідок діяльності природних процесів. Подальші дослідження варто спрямувати на кількісне моделювання прогнозування можливих змін радіаційного забруднення зон відчуження за допомогою морфодинамічного аналізу територій на основі обробки часових серій радіаційних вимірювань.

### **Список використаної літератури**

1. Лялько В.И. Комплексирование многозональных космических снимков различного пространственного разрешения для повышения эффективности исследований лесных массивов (на примере зоны отчуждения ЧАЭС и районов Сибири) / В.И. Лялько, А.И. Сахацкий, А.Я. Ходоровский, [та ін.] // Космічна наука і технологія. – 2002. – Т. 8, № 2/3. – С. 239–246.
2. Орлов О.О. Біогеохімія Цезію-137 у лісоболотних екосистемах Українського полісся / О.О. Орлов, В.В. Долін // – К.: Наук. Думка, 2010. – 198 с.
3. Шестопалов В.М. Ідентифікація автореабілітаційних процесів у водотоках зони відчуження та можливе спрямування реабілітаційної діяльності / В.М. Шестопалов, О.Л. Шевченко, О.М. Козицький [та ін.] // Бюл. Екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. № 16. – С. 18–23.
4. Гудзенко В.В. Цезий, как техногенный индикатор инфильтрационного процесса / В.В. Гудзенко, Н.Г. Лютая // Доклады 3-го Всесоюзного научно-технического совещания по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. – Чернобыль-92, Сборник тезисов. – Зеленый мыс, 1992. – Т. I, Часть II – С. 482–489.
5. Ласточкин А.Н. Морфодинамическая концепция общей геоморфологии / А.Н. Ласточкин // – Л.: Недра, 1991. – 340 с.



6. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). [Електронний ресурс] Режим доступу <http://earthexplorer.usgs.gov/>

7. Distribution Map of Radiation Dose – Soil concentration map. [Електронний ресурс] Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology – Japan. Режим доступу <http://ramap.jmc.or.jp/map/eng/>

8. Monitoring information of environmental radioactivity level. Nuclear Regulation Authority. [Електронний ресурс] Режим доступу <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>

*Стаття надійшла до редакції 14.07.14 українською мовою*

© Н.В. Пазинич, В.Е. Филиппович, С.А. Станкевич

**МОРФОДИНАМИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ РЕЛЬЕФА ТЕРРИТОРИЙ, ПОДВЕРЖЕННЫХ РАДИАЦИОННОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ (НА ПРИМЕРЕ ЗОН ОТЧУЖДЕНИЯ АТОМНЫХ СТАНЦИЙ ЧЕРНОБЫЛЬ И ФУКУСИМА-1)**

*Согласно методике морфодинамического анализа рельефа, отработанной в зоне отчуждения Чернобыльской атомной станции, базируясь на цифровых моделях рельефа (ЦМР), проведены исследования в зоне радиационного загрязнения станции Фукусима-1. Определено, что рельеф является определяющим фактором при формировании радиационного «следа» для гористых местностей. В результате исследований на эталонных участках установлено возможность определения по данным ЦМР конкретных территорий, потенциально предрасположенных к самоочищению и самозагрязнению поверхностными денудационными процессами, а также возможность прогнозирования изменения границ ареалов радиационного «следа».*

© N.V. Pazynych, V.E. Filipovich, S.A. Stankevich

**MORPHODYNAMIC ANALYSIS OF TERRITORIES AFFECTED BY RADIOACTIVE CONTAMINATION (ON THE EXAMPLE THE EXCLUSION ZONES OF NUCLEAR POWER PLANTS CHERNOBYL AND FUKUSHIMA-1)**

*According to the procedure of morphodynamic terrain analysis, tested in the exclusion zone of the Chernobyl nuclear power plant, based on DEM, research in the area of radioactive contamination of Fukushima-1 was conducted. It was determined that the relief is a determining factor in the formation of radiation "trace" to highlands. As a result of research on the reference sites the possibilities of determine on DEM the areas potentially prone to self-cleaning and surface contamination by denudation were studied. As well as the ability to predict changes in the boundaries of areas of radiation "trace" was prospected.*

УДК 502.5+502.06

© Л.Д. Яценко, головний спеціаліст

Національний інститут стратегічних досліджень, м. Київ

## ЕКОЛОГІЧНИЙ ВИМІР СТАНУ НАЦІОНАЛЬНОЇ БЕЗПЕКИ

*У статті запропоновані перелік кількісних критеріїв та їх порогові значення, що в достатній мірі характеризують стан національної безпеки в екологічній сфері. Ці показники можуть бути використані для оцінки змін природного середовища під впливом посилення антропогенного навантаження для своєчасного виявлення екологічних ризиків та загроз національній безпеці в екологічній сфері і своєчасного реагування на них.*

**Ключові слова:** екологічна безпека, екологічна рівновага, природне середовище, індикатори, порогові значення.

В умовах невинного процесу погіршення природного середовища, що негативно відображається на здоров'ї і якості життя українців та генерує загрози національній безпеці держави в екологічній сфері, особливого значення набуває питання оцінки змін ситуації, що є необхідною умовою для своєчасного виявлення і відстеження виникаючих проблем та визначення напрямків і шляхів їх запобігання та подолання. У цьому контексті питання визначення системи показників для оцінки стану безпеки в екологічній сфері є актуальним.

Ця проблема турбує багатьох науковців та знайшла відображення в працях Є.В. Хлобистова, В.В. Тарасової, Є.О. Яковлева, В.Р. Лозанського, М.А. Хвесика, Г.І. Рудька, А.Б. Качинського та ін. Водночас проблемам загальної оцінки безпеки в екологічній сфері приділяється недостатньо уваги у вітчизняній науковій літературі.

Метою статті є визначення переліку індикаторів та їх порогових значень для оцінки національної безпеки в екологічній сфері.

У рамках Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» [1] (ст. 22) розроблено та введено в дію «Положення про державну систему моніторингу довкілля» [2], згідно з яким здійснюється система спостережень за показниками, що є кількісними характеристиками стану довкілля. На нормативно-правовому рівні встановлені суб'єкти системи моніторингу та закріплене визначення державної системи моніторингу довкілля як «системи спостережень, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розроблення науково-обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки». Такі спостереження за основними напрямками здійснюються і їх результати відображаються у відповідних звітах суб'єктами моніторингу.

Проте аналіз та комплексна оцінка ситуації за отриманими даними спостережень з метою виявлення негативних тенденцій, визначення та оцінки рівня їх екологічної небезпеки з подальшим виробленням науково обґрунтованих пропозицій щодо їх подолання потребує застосування сучасних методів кількісного та якісного аналізу. Серед таких методів слід відмітити значимість індикативного аналізу, що передбачає використання гранично-припустимих (порогових) значень індикаторів, вихід за межі яких свідчить про виникнення ризиків та загроз у досліджуваній сфері.

Порогові значення індикаторів в тій чи іншій сфері, як правило, встановлюються на рівні встановлених нормативних значень, визначених чинним законодавством, нормами міжнародного законодавства чи з урахуванням результатів наукових напрацювань та досвіду інших країн. Причому, встановлені порогові значення мають періодично переглядатись та коригуватись в часі відповідно до вихідних умов та змін екологічного стану навколишнього середовища.

У рамках Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» (ст. 33) встановлено систему екологічних нормативів, якими є гранично допустимі норми хімічних сполук в атмосфері, воді, ґрунті та показники, що характеризують оптимальний рівень ведення лісового господарства. Рівень екологічної безпеки фізичного впливу на навколишнє середовище визначається нормативами гранично допустимих рівнів акустичного, електромагнітного, радіоактивного, теплового, світлового та інших видів забруднення. На жаль, до цього часу не існує єдиного підходу до визначення системи показників та їх порогових значень, що характеризують рівень безпеки в екологічній сфері з врахуванням комплексного впливу фізичних, хімічних, механічних, біологічних та інших процесів.

Загальна оцінка рівня екологічної безпеки є досить складною, оскільки включає в себе багато аспектів, котрі важко виразити єдиним показником. Тому цілком очевидно, що це має бути система показників, кожен з яких, в свою чергу, повинен комплексно відображати стан того конкретного об'єкта навколишнього середовища чи процесів, що відбуваються в результаті антропогенного впливу. Окрім того, не менш складним залишається питання встановлення порогових рівнів цих показників з огляду на недостатній рівень розробки та встановлення нормативів, гранично допустимих їх значень як на національному, так і міжнародному рівнях.

Враховуючи цю проблему і беручи до уваги нормативні значення, зазначені в національних та міжнародних нормативних документах, досвід розвинутих країн світу та напрацювання науковців, пропонується удосконалити систему показників, що може бути застосована для оцінки екологічної безпеки на державному та регіональному рівнях.

Показником, що характеризує рівень антропогенного впливу на стан екосистем є коефіцієнт антропогенного навантаження. Помірному антропогенному навантаженню відповідають території, де значення цього показника знаходяться в межах 3,1–3,5 [3], тому цей інтервал можна прийняти в якості порогового.

Одним із вагомих наслідків антропогенного навантаження на навколишнє середовище є забруднення атмосферного повітря, яке є найважливішим життєзабезпечуючим природним



ресурсом. Показником, що характеризує стан атмосферного повітря, є комплексний індекс забруднення атмосфери (ІЗА). Він є інтегральним показником, що визначається як сума відношень концентрацій забруднюючих речовин до гранично допустимих норм. Значення цього показника менше за 2,5 відповідає чистій атмосфері [4]. Зважаючи на те, що першочерговим завданням у сфері захисту атмосферного повітря є вжиття заходів, направлених на зниження викидів шкідливих речовин від пересувних та стаціонарних джерел, вважається за доцільне при оцінці стану безпеки в екологічній сфері спостерігати за річними темпами зростання викидів шкідливих речовин в атмосферу (значення цього показника  $\leq 1$  означає зниження обсягів викинутих в повітря шкідливих речовин).

Стан земельних ресурсів пропонується оцінювати, виходячи з тих припущень, що до основних антропогенних чинників впливу на земельні ресурси належать сільськогосподарська освоєність, особливо розораність земель, інтенсивна хімізація ґрунтів, ерозійні та інші деградаційні процеси, геохімічна забрудненість агроландшафтів тощо. В Україні накопичені серйозні проблеми у сфері розподілу земельних ресурсів за цільовим призначенням з точки зору досконалості його економічного, екологічного обґрунтування та екологічної безпеки, що негативно відображається на якості та ефективному використанні земельних ресурсів, призводить до погіршення природної здатності ґрунтового покриву до самовідновлення, збіднення флори і фауни. Оцінку екологічної стабільності землекористування можна здійснювати з урахуванням коефіцієнта екологічної стабільності, який є одним із критеріїв ефективності використання земельних ресурсів, а його значення в межах 0,51–0,67 залучення наявного земельного фонду характеризує середньостабільний стан землекористування [5].

Структуру землекористування яскраво характеризують рівень розораності території та доля природних заповідних територій у загальній площі. Оптимальні екологічні параметри структури землекористування, рекомендовані сучасними вітчизняними науковцями з урахуванням наукових праць В. Докучаєва та Н. Рейменса, є наступними: оптимальним рівнем розораності території є 40–45%, гранично допустимим – 60%; частка природних територій у загальній площі має бути не менше 35–40%, оптимальні межі цього показника – 60%.

Довготривале екологічно незбалансоване використання земельних ресурсів та незавершеність формування земельних відносин призвели до загрозливого стану ґрунтового покриву України, що проявляється у поширенні ерозійних процесів, підтоплення, засолення та інших деградаційних процесів. Для збереження земельних ресурсів надзвичайно важливим є їх відновлення, де важливу роль відіграють рекультиваційні процеси. Відношення площ рекультивованих земель до площі деградованих за певний період (наприклад, за рік) характеризує рівень відновлення ґрунтового покриву. Значення цього показника не менше одиниці означає позитивні процеси щодо відновлення ґрунтового покриву та може бути використане в якості індикатора стану земельних ресурсів.

Унікальною екологічною системою є ліси, що відіграють вирішальну роль у формуванні клімату та ландшафтів, сприяють збереженню біологічного різноманіття та водних ресурсів, покращують якість довкілля, знижують рівень шуму, а також виступають джерелом сировини для багатьох галузей економіки. Загальна площа лісів та лісовкритих площ

в Україні становить 10611,3 тис. га, що складає 17,6% території країни [6]. Такий показник лісистості є одним із найнижчих серед країн Європи, причиною чого є надмірна інтенсивність експлуатації лісів, низький рівень культури лісокористування тощо. Оптимальний рівень лісистості, науково обґрунтований для нашої держави з розрахунку на її географічне розміщення та кліматичні умови, повинен становити 20% [7].

З метою досягнення оптимальної лісистості, підвищення водоохоронних, ґрунтозахисних, санітарно-гігієнічних, інших корисних властивостей лісів і захисних лісових насаджень, поліпшення якісного складу лісів, підвищення їх продуктивності та біологічної стійкості здійснюються заходи щодо відтворення лісів. В Україні, з урахуванням стану довкілля, географічних, демографічних особливостей територій, на нормативно-правовому рівні встановлено граничні значення коефіцієнтів (нормативів) відтворення лісів відповідно до площі суцільних рубок для регіонів на рівні не менш 1, для держави – не менш 2.

Визначальну роль у забезпеченні загальної екологічної рівноваги в біосфері, збереженні найбільш типових та унікальних природних комплексів і ландшафтів, збереженні генофонду рослинного і тваринного світу, формуванні екологічної культури населення відіграє природно-заповідний фонд. Загальна площа природно-заповідного фонду України складає 3,57 млн га, його доля («показник заповідності») сягає 5,9% території країни [8]. Відповідно до Закону України «Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки» до 2015 року планується створення заповідних територій та об'єктів на площі 6,3 млн га, що складатиме 10,3% території України [8].

Нагальним питанням сучасності є збереження та раціональне використання водних ресурсів, що відіграють вирішальну роль у розвитку економіки, життєдіяльності населення та формуванні екологічної безпеки держави. Для України це питання є надзвичайно актуальним з огляду на недостатність і нерівномірність розташування водних ресурсів та загострення проблем водокористування, пов'язаних з надмірним забрудненням промислового та комунально-побутового характеру водних об'єктів, високим рівнем зношеності основних фондів водозабезпечуючого і водоохоронного призначення, низькою продуктивністю очисних споруд, порушенням самовідновлюваної та самоочисної здатності водних систем. Тому сучасні водоекоресурсні проблеми набули загальнодержавного значення і значною мірою трансформовані у загрози національній безпеці в екологічній сфері.

Характерною ознакою питного водопостачання в Україні є те, що понад 70% його забезпечується за рахунок поверхневих вод, якість яких є дуже вразливою до антропогенних впливів. Тому індикатор якості поверхневих вод має бути включеним до показників екологічної безпеки. Одним із показників, що комплексно характеризує якість води, є індекс забрудненості води (ІЗВ), що розраховується за гідрохімічними та гідробіологічними показниками, структура яких аналогічна ІЗА. За його значенням визначається клас якості води (всього передбачено 7 класів), де при значенні зазначеного індексу в межах  $0,3 < \text{ІЗВ} < 1$  вода вважається чистою (2 клас), в межах  $1 < \text{ІЗВ} < 2,5$  – помірно забрудненою (3 клас). Враховуючи прийняту класифікацію, пороговими значеннями ІЗВ пропонується вважати не більше 2,5.

Зростання стоку біогенних речовин і зміна їхнього якісного складу призводять до збагачення водойм біогенними елементами (евтрофікації), що супроводжується підвищенням біопродуктивності водойм, що зумовлює істотні зміни в гідрохімічному режимі зокрема та екосистемі в цілому. У Водній Рамковій Директиві ЄС (2000/60ЄС) відмічено необхідність моніторингу поверхневих вод, насамперед водних об'єктів, які підпадають під вплив антропогенного евтрофування [9]. Інтегральним показником рівня трофності вод є індекс E-TRIX, який змінюється відповідно до рівня трофності вод від 0 до 10 (< 4 – низький рівень, якість висока; 4–5 – середній рівень, якість задовільна; 5–6 – високий рівень, якість середня; > 6 – дуже високий рівень, якість погана).

Ключовим напрямом щодо попередження екологічної загрози у сфері збереження водних ресурсів є їх раціональне використання. Останнім часом щорічний забір води з природних водних об'єктів в Україні становить близько 15 млрд куб. м. Втрати при транспортуванні води складають 15% забраної, основною причиною чого є високий ступінь зносу водогінних та каналізаційних мереж. При цьому, темпи оновлення цих мереж не відповідають темпам їх зносу (1,5–2,0% в рік). Показник зносу основних фондів водогінних та каналізаційних мереж слід включити до системи індикаторів стану безпеки в екологічній сфері, пороговим значенням вважати на рівні 35% (згідно з «Методикою оцінки економічної безпеки» для основних засобів промисловості) [10].

Одним із негативних факторів, що впливає на водні ресурси, є скидання забруднених стоків та безповоротний водозабір. Щороку у водойми скидається більше 1,5 млрд куб. м забруднених зворотних вод, з них 20% – ті, що не проходили очистку. Основними причинами скидання забруднених стоків у поверхневі водойми є нестача у більшості населених пунктів країни централізованого водовідведення, низька якість очищення зворотної води, незадовільний стан функціонуючих очисних споруд. Законом України «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року» [11], що набрав чинності 1.01.2013, встановлені цільові показники щодо створення замкнених систем виробничого водопостачання. Потужність споруд оборотного водопостачання об'єктів господарювання відповідно до цього Закону за період 2013–2021 рр. має зрости з 55 до 80 тис. куб. метрів на добу.

У зв'язку з критичною ситуацією в Україні щодо утворення, накопичення, зберігання, перероблення, утилізації та захоронення відходів, зумовленою як домінуванням в економіці країни ресурсоемних багатовідходних технологій, так і відсутністю протягом тривалого часу адекватного реагування на її виклики, має здійснюватись аналіз показників поводження з відходами. Для оцінки стану екологічної безпеки у сфері поводження з відходами пороговим значенням для показника «кількість утворених відходів на душу населення протягом року» [12] пропонується взяти рівень ЄС-27 – 6,0 т/душу населення. Враховуючи складні проблеми в Україні щодо накопичення та рівня вторинного використання відходів, щорічний темп приросту цих показників дозволить кількісно оцінити зміну ситуації в цій сфері. При цьому річні темпи приросту цих показників повинні відповідно бути менше та більше одиниці.

## **Екологічна безпека та природокористування**

До останньої групи індикаторів, що характеризує дієвість (результативність) державної політики щодо охорони навколишнього середовища, слід включити інтегральний індекс реалізації екологічних програм, що визначається відповідно до «Методики оцінки ефективності реалізації регіональних природоохоронних та державних (загальнодержавних) цільових екологічних програм» [13]. Пороговим значенням цього показника є 100%, що відповідає якійсь оцінці «повне виконання». Ефективність державних заходів, спрямованих на раціональне використання природних ресурсів, характеризується рівнем ресурсоемності та енергоемності економіки (ВВП). Тому динаміка цих показників, а саме їх зниження чи зростання, дозволить оцінити негативні чи позитивні зрушення у сфері реалізації державної політики.

Здійснений аналіз існуючої нормативно-правової бази, напрацювань науковців, досвід міжнародних організацій та розвинутих країн світу дозволив сформувати наступний перелік конкретних показників, що кількісно оцінюють стан безпеки в екологічній сфері, та визначити їх порогові значення (табл. 1).

Таблиця 1 – Порогові значення показників стану безпеки в екологічній сфері

Індикатор, одиниця виміру	Порогове значення
Атмосферне повітря	
Індекс забруднення атмосфери (ІЗА), од.	Не більше 2,5
Індекс річних викидів шкідливих речовин в атмосферу, од.	Менше $\leq 1$
Земельні ресурси	
Коефіцієнт екологічної стабільності, од.	В межах 0,51–0,67
Коефіцієнт антропогенного навантаження, од	В межах 3,1–3,5
Рівень розораності території, %	Не більше 60
Частка природних територій у загальній площі, %	Не менше 35
Рівень відновлення ґрунтового покриву, од	Не менше 1
Ліси	
Рівень лісистості території держави, %	Не менше 20
Коефіцієнт відтворення лісів відповідно до площі суцільних рубок (рівень відтворення лісів), %	Не менше 2 <sup>1</sup>
Питома вага заповідного природного фонду, % від території країни	Не менше 10,3
Водні ресурси	
Індекс забрудненості поверхневих вод (ІЗВ), од.	Не більше 2,5
Інтегральний показник рівня трофності вод (індекс E-TRIX), од.	Менше 5
Ступінь зносу водогінних та каналізаційних мереж	Не більше 35%
Потужність споруд оборотного водопостачання об'єктів господарювання, тис. куб. метрів на добу	Не менше 80
Поводження з відходами	
Кількість утворених відходів на душу населення, т/душу населення в рік	Не більше 6
Темпи зростання накопичених відходів, разів	Не більше 1
Темпи зростання рівня вторинного використання відходів, разів	Не менше 1
Результативність державної політики у сфері охорони навколишнього середовища	
Інтегральний індекс реалізації екологічних програм, %	Не менше 100
Темп зростання ресурсоемності економіки, разів	Менше 1
Темпи зростання енергоемності економіки, разів	Менше 1

<sup>1</sup> Не менше 2 (на рівні держави), не менше 1 (на рівні регіонів)

Цей перелік показників може слугувати основою при здійсненні комплексної оцінки національної безпеки в екологічній сфері. В процесі подальших досліджень він може бути доповнений іншими кількісними та якісними показниками, останні з яких можна отримати шляхом експертних опитувань, спостережень тощо.

Таким чином, адекватна оцінка процесів, що відбуваються в природному середовищі, під впливом посилення антропогенного навантаження є важливою компонентою для своєчасного виявлення ризиків та загроз національній безпеці в екологічній сфері і своєчасного реагування на них. Здійснення такої оцінки потребує використання кількісних критеріїв (показників), що в достатній мірі характеризують стан національної безпеки в екологічній сфері. При цьому варто враховувати, що значення цих показників змінюються в часі під впливом багатьох факторів, що відображається на рівні безпеки. Відсутність припустимих меж коливань значень цих показників ускладнює процес оцінки ситуації та виявлення загроз національній безпеці в екологічній сфері. Тому завдання визначення цих меж, виявлення таких граничних (порогових) значень, недотримання яких може спричинити загострення існуючих та виникнення нових проблем у сфері безпеки та призведе до серйозних втрат, є надзвичайно важливим.

З огляду на важливість врахування екологічних параметрів при оцінці рівня соціально-економічного розвитку країни та окремих її територій набір цих показників, чи окремі з них, можуть бути використані при здійсненні комплексної оцінки соціально-економічного розвитку країни чи окремих її територій та оцінки національної безпеки держави.

### **Список використаної літератури**

1. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25 червня 1991 року № 1264-XII. [Електронний ресурс] / Законодавча база Верховної Ради України. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>
2. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля» від 30 березня 1998 р. № 391. [Електронний ресурс] / Законодавча база Верховної Ради України. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>
3. Попова О.Л. Екодіагностика природо-господарської організації території України: агроландшафтний аспект (с. 96) науковий журнал; Ін-т екон. та прогнозув. НАН України. – 2012. – № 3. – 160 с. – ISSN 1605–7988
4. Керівництво по контролю забруднення атмосфери: РД 52.04.186-89 / Державний комітет СРСР по гідрометеорології, Мінздорів'я СРСР. – Офіц. вид. – М.: 1991. – 687 с.
5. Методичні рекомендації оцінки екологічної стабільності агроландшафтів та сільськогосподарського землекористування / Третяк А.М., Третяк Р.А., Шквар М.І., К.: Ін-т землеустрою УААН, 2001. 15 с.
6. Державна служба статистики України. Статистична інформація. – Режим доступу: <http://www.ukrstat.gov.ua/> – Заголовок з екрану.

7. Указ Президента України «Про деякі заходи щодо збереження та відтворення лісів і зелених насаджень» від 4 листопада 2008 року № 995/2008. [Електронний ресурс] / Законодавча база Верховної Ради України. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>

8. Закон України «Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки 21 вересня 2000 року № 1989-III. [Електронний ресурс] / Законодавча база Верховної Ради України. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>

9. Directive 2000/60/EC of European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities, 22.12 2000. L -327/1. – 118 p.

10. Наказ Міністерства економіки України «Про затвердження Методики розрахунку рівня економічної безпеки України» від 02.03.2007 № 60. [Електронний ресурс] / Законодавча база Верховної Ради України. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>

11. Закон України «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року» від 24 травня 2012 року № 4836-VI. [Електронний ресурс] / Законодавча база Верховної Ради України. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>

12. Eurostat – Режим доступу: [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics\\_explained/index.php?title=File:Waste\\_generation,\\_2010\\_%28kg\\_per\\_inhabitant%29.png&filetimestamp=20121030183609](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php?title=File:Waste_generation,_2010_%28kg_per_inhabitant%29.png&filetimestamp=20121030183609)

13. Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України «Про затвердження Методики оцінки ефективності реалізації регіональних природоохоронних та державних (загальнодержавних) цільових екологічних програм» від 15.10.2012 № 491. [Електронний ресурс] / Законодавча база Верховної Ради України. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>

*Стаття надійшла до редакції 22.07.14 українською мовою*

© Л.Д. Яценко

## **ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ИЗМЕРЕНИЕ СОСТОЯНИЯ НАЦИОНАЛЬНОЙ БЕЗОПАСНОСТИ**

*В статье предложены перечень количественных критериев и их пороговые значения, в достаточной мере характеризующие состояние национальной безопасности в экологической сфере. Эти показатели могут быть использованы для оценки изменений природной среды под влиянием усиления антропогенной нагрузки для своевременного выявления экологических рисков и угроз национальной безопасности в экологической сфере и своевременного реагирования на них.*

© L.D. Yatsenko

**ENVIRONMENTAL DIMENSION OF THE STATE OF NATIONAL SECURITY**

*This article presents a summary of the quantitative criteria and their thresholds that adequately characterize the state of national security in the environmental field. These indicators can be used to assess environmental changes under the influence of anthropogenic pressure amplification to detect environmental risks and threats to national security in the environmental field and timely response.*

УДК 504.064.2

© Т.І. Кривомаз, канд. біол. наук, доц.

Київський національний університет будівництва та архітектури

## **ОЦІНКА МОДЕЛЬНИХ ОБ'ЄКТІВ ДЛЯ ПОЕТАПНОЇ РОЗРОБКИ «ПАСПОРТІВ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВИДІВ»**

*Представлені етапи розробки «Паспортів екологічної безпеки видів» для ефективного моніторингу та управління у сфері екологічної безпеки. Запропоновано використати міксоміцети як модельні об'єкти для розробки структури паспортів екологічної безпеки видів. Доцільність такого вибору аргументується особливостями морфології, фізіології, біохімії та філогенії міксоміцетів, а також їх широким поширенням у різних біотопах більшості регіонів світу. Отриману структуру надалі можна адаптувати для паспортизації представників інших груп організмів, в узгодженні з їх будовою та особливостями метаболізму. Впровадження паспортизації видів підвищить рівень контролю в системі екологічної безпеки та ефективність заходів захисту навколишнього середовища і людини.*

**Ключові слова:** екологічна безпека, паспортизація, модельні об'єкти, моніторинг, управління, навколишнє середовище.

Ключову роль в процесі трансформації речовин та енергії відіграють живі організми, що здатні як посилити, так і зменшити вплив негативних факторів на довкілля, людину та інші природні об'єкти [1]. Це обумовлює необхідність проведення комплексного аналізу всіх аспектів життєдіяльності різних видів живих істот для запобігання та протидії загрозам екологічній безпеці окремих природних та антропогенних об'єктів. У зв'язку з цим пропонується створення паспортів екологічної безпеки видів (ПЕБВ) для визначення впливу кожного виду живих організмів на навколишнє середовище, людину та інші біологічні об'єкти. На сьогоднішній день наукова інформація про особливості життєдіяльності видів переважно залишається прерогативою вузького кола спеціалістів і це не сприяє використанню останніх наукових відкриттів у процесі прийняття управлінських рішень з питань екологічної безпеки. Паспортизація живих організмів необхідна для обміну спеціалізованою науковою інформацією про життєдіяльність різних видів організмів з метою формування єдиної системи моніторингу об'єктів біорізноманітності для ефективного управління у сфері екобезпеки. Система показників ПЕБВ дозволить здійснювати моніторинг актуальних загроз та більш обґрунтовано приймати рішення щодо підвищення рівня екологічної безпеки. Впровадження ПЕБВ відкриває можливості створення наукового підґрунтя для розробки рекомендацій щодо поводження з певними видами живих організмів та прогнозування їх впливу на людину, довкілля



та інші види. Це дозволить підвищити ефективність управління у сфері екологічної безпеки шляхом розробки заходів, спрямованих на попередження та мінімізацію негативних наслідків у разі реалізації ризиків, пов'язаних з життєдіяльністю певних видів живих організмів.

**Мета дослідження.** Впровадження ПЕБВ пропонується для систематизації наукової інформації та представлення її у зручній для сприйняття та використання формі. Цей нормативно-технічний документ визначає вплив конкретного організму на навколишнє середовище та сприяє контролю за наслідками життєдіяльності даного виду. ПЕБВ є ефективним інструментом для взаємообміну професійною інформацією між експертами різних спеціальностей, зокрема, спеціалістів біологічного спрямування з фахівцями з питань екобезпеки. Матеріалом для ПЕБВ служать практичні дослідження, наукові публікації та інші достовірні джерела інформації. ПЕБВ забезпечують наукову достовірність інформації про живі організми та особливості їх метаболізму, що значно сприяє процесу моніторингу та управління екобезпекою. Система ПЕБВ створюється з метою підготовки обґрунтованої інформації для осіб, що приймають управлінські рішення. Метою даного дослідження є вибір модельних об'єктів для розробки універсальної структури паспорту екологічної безпеки видів та визначення етапів паспортизації живих організмів.

***Обґрунтування вибору модельних об'єктів для відпрацювання структури ПЕБВ.***

В якості модельних об'єктів для відпрацювання первинної структури паспорту екологічної безпеки було обрано представників класу Мухомуцетес, дослідженням яких в Україні в останні 20 років приділялось багато уваги [2, 3, 4]. Вибір обумовлений не тільки тим, що міксоміцети відносяться до класичних модельних об'єктів різноманітних біологічних досліджень, але й насамперед тим, що ці грибоподібні протисти поєднують у собі характерні риси, притаманні різним таксономічним групам органічного світу [5]. Для відпрацювання первинної структури ПЕБВ міксоміцети є вдалимими модельними об'єктами з трьох основних причин: універсальність будови, унікальний життєвий цикл та широке поширення. Цим організмам одночасно притаманні риси грибів та найпростіших, більшість видів міксоміцетів можливо помітити неозброєним оком, але для їх детального вивчення необхідне спеціальне обладнання, тому вони займають проміжне положення серед макро- та мікроскопічних об'єктів органічного світу. Повний життєвий цикл міксоміцетів може тривати менше доби, при цьому на різних етапах розвитку представники одного виду кардинально відрізняються за зовнішнім виглядом та аспектами життєдіяльності. В залежності від стадії, міксоміцети знаходяться в різних місцях: спори та міксамеби – у ґрунті, повітрі і навіть у водному середовищі; плазмодії – всередині вологих субстратів, якими є переважно відмерлі рослинні залишки; плодові тіла та склероції – на відносно сухих поверхнях субстратів різного походження. Міксоміцети вважаються космополітами та убіквістами, широко поширеними в різноманітних біотопах земної кулі, проте відмічається їх приуроченість до детритних субстратів лісових екосистем помірних широт [6]. Таким чином, екологічна ніша міксоміцетів охоплює велику кількість сфер навколишнього середовища, що також є суттєвим аргументом на користь їх вибору у якості модельних об'єктів для розробки універсальної структури ПЕБВ, які надалі можна адаптувати для інших об'єктів живої природи. Внаслідок суто наукового підходу до

вивчення міксоміцетів, прикладні аспекти життєдіяльності цих організмів залишилися недостатньо дослідженими, проте останнім часом проводяться експерименти для з'ясування «шкідливих» та «корисних» властивостей міксоміцетів. Це також є аргументом на користь вибору міксоміцетів у якості модельних об'єктів для розробки структури ПЕБВ, оскільки наочно продемонструє можливості паспортизації як засобу розкриття нових сфер використання для практичних потреб організмів, невідомих широкому загалу. ПЕБВ надає можливість навести приклади використання паспортизованого організму в практичній діяльності, а також науково аргументувати або спростувати гіпотетичні загрози, пов'язані з даним видом. ПЕБВ – це узагальнення достовірних даних про окремих живих організмів для можливості використання цієї інформації широким колом зацікавлених осіб.

Відпрацьовану на прикладі міксоміцетів первинну структуру паспорту екологічної безпеки, можна використовувати як основу для розробки паспортів екобезпеки тварин, рослин, грибів, водоростей та бактерій. На перший погляд міксоміцети не відносяться до біооб'єктів, що потребують першочергової паспортизації, оскільки вони не спричиняють очевидної шкоди та не належать до значимих об'єктів господарчої діяльності, а їх роль в екосистемах все ще залишається не вивченою до кінця. Професійним дослідженням цієї групи організмів займається невелике коло фахівців, тому для широкого загалу міксоміцети зазвичай залишаються невідомими. Можливо саме тому, коли ці організми випадково потрапляють у поле зору людей, не знайомих з особливостями життєдіяльності міксоміцетів, в результаті з'являються і поширюються хибні уявлення про ці організми, тому міксоміцети в першу чергу потребують паспортизації для відновлення їх репутації. Хибні уявлення про будь-який живий організм чи явище здатні спричинити більше шкоди, ніж повна відсутність інформації, особливо коли це впливає на прийняття управлінських рішень у сфері екобезпеки. Впровадження паспортизації живих організмів націлене на системне поширення достовірних наукових знань та висновків про екологічну безпеку кожного виду серед широкого кола спеціалістів та всіх зацікавлених осіб.

***Етапи розробки ПЕБВ.*** Оскільки паспортизація живих організмів є новим напрямком у сфері екобезпеки, то на першому етапі необхідно розробити універсальний проект структури ПЕБВ у загальній формі, що окреслює інформаційні рамки, які відповідають головним завданням екологічної безпеки навколишнього середовища та людини. Другий етап включає відпрацювання структури первинного проекту універсального паспорту на модельних організмах, внаслідок чого будуть створені перші ПЕБВ для ряду представників класу Mucoromycetes та розроблена структура типового паспорту для видів цієї групи. На третьому етапі остаточно формуються структури всіх типів паспортів із внесенням змін в універсальну структуру паспорта для досягнення уніфікованої форми, інтегрованої до загальної системи моніторингу та управління у сфері екологічної безпеки.

Таким чином для паспортизації всіх видів живих організмів необхідно розробити три типи паспортів: універсальний, структура якого слугує зразком для відпрацювання ПЕБВ; типовий – для відокремленої таксономічної групи організмів з однорідною будовою та властивостями; видовий – власне ПЕБВ. Впровадження кожного нового ПЕБВ в систему

екологічної безпеки складається з трьох основних кроків: створення, апробація, корегування. Цей цикл повторюється для забезпечення постійного розвитку та покращення системи паспортизації живих організмів.

Уніфікована форма необхідна для формування єдиної системи, а спеціалізовані (типові) паспорти потрібні для врахування особливостей кожної конкретної систематичної групи видів. Універсальна структура паспорту являє собою основу для розробки типового паспорту. Типовий паспорт містить загальний план характеристики групи видів, які належать до однієї систематичної групи (відділу, класу, порядку, родини тощо) та відрізняються рядом спільних рис з точки зору екологічної безпеки. Головними ознаками, за якими індивідуальні ПЕБВ організмів спільної систематичної приналежності підпорядковуються плану структури типового паспорту, є подібність їх будови, метаболізму і діапазону реакції на фактори навколишнього середовища та інші види. За планом типового паспорту складаються індивідуальні ПЕБВ, після чого структура типового паспорту може уточнюватись та видозмінюватись, що, у свою чергу, може вплинути на зміну універсальної структури побудови ПЕБВ. Структурні підрозділи основної частини ПЕБВ можуть змінюватись в залежності від таксономічної приналежності та особливостями будови і життєдіяльності організму, що паспортизується. Проте загальна структура паспорту має бути формалізована за єдиним стандартом, щоб можна було використовувати ПЕБВ для побудови моделей взаємодії між видами та прогнозування змін в екосистемах. Універсальна структура необхідна для зручності інтеграції даних в загальний процес управління екологічною безпекою, а врахування змін обумовлене постійним оновленням наукових даних та розширенням кола паспортизованих видів живих організмів.

Перший варіант ПЕБВ формується спеціалістом достатнього кваліфікаційного рівня, який в польових та лабораторних умовах безпосередньо досліджував цей організм. Наступні кроки паспортизації передбачають залучення фахівців з різних галузей, які вивчали різноманітні аспекти життєдіяльності даного виду або його взаємодію з іншими живими організмами та факторами навколишнього середовища, а також інші види та питання, пов'язані з даним організмом. Експертні оцінки можуть бути індивідуальними та колективними: при індивідуальній оцінці інформація надходить лише від одного фахівця, в той час як колективні передбачають врахування думки групи експертів для підвищення адекватності оцінювання. Оскільки об'єкти живої природи знаходяться у процесі безперервних трансформацій, то і паспорти екологічної безпеки видів також потребують постійних доповнень та уточнень, тому ПЕБВ залишається документом з відкритою структурою для подальших редагувань по мірі надходження нових наукових даних про паспортизований вид.

**Універсальна структура паспорту екологічної безпеки виду.** ПЕБВ представляє комплекс описових та цифрових даних, виражених через систему показників, що максимально повно відображають всю наукову інформацію про даний вид. Структура ПЕБВ складається з таких стандартних елементів, як титульний лист, зміст, відомості про розробників, основна частина, список використаних інформаційних джерел та додатки. Основна частина ПЕБВ містить наукову характеристику виду, що включає сучасну назву таксону, філогенетичне положення в системі органічного світу, етапи життєвого циклу, морфологічні форми та

особливості будови. Сюди входять відомості про географічне поширення, як глобальне, так і на території України з урахуванням впливу кліматичних умов та рельєфу. Аналізується приуроченість виду до певних біотопів, його екологічні особливості, екологічна ніша та взаємодія з іншими організмами. Взаємозв'язки виду з іншими живими організмами можна представляти не тільки в описовому варіанті, але й у вигляді схем та моделей взаємовідносин з наведенням розрахунків статистичної вірогідності спричинення шкоди даним видом іншим живим істотам, людині та навколишньому середовищу. Загальні відомості включають дані щодо життєдіяльності виду та опис процесів його метаболізму з переліком хімічних сполук, що споживаються, накопичуються та синтезуються даним видом. Окремо виділяються біоактивні речовини та сполуки, що можуть зашкодити як даному виду, так і іншим живим організмам, включаючи людину, а також завдати шкоду навколишньому середовищу. Діапазон умов існування даного біологічного виду представлений показниками гранично допустимих та оптимальних параметрів з характеристикою зони комфорту, оптимуму та песимуму впливу різних факторів. Враховуються граничні значення абіотичних факторів для розвитку цього виду, зокрема фізичні (інтенсивність сонячного опромінення, тепловий режим, шум, радіоактивність, магнітні поля) та хімічні (склад атмосфери, води та ґрунту). Аналізується не тільки ступінь впливу абіотичних та біотичних факторів на даний організм, але й, в першу чергу, вплив цього виду на навколишнє середовище, людину та інші види живих організмів. Особлива увага приділяється ролі даного об'єкта в житті людини з представленням відомостей про практичне використання цього виду та шкоду, яку він може заподіяти. Внаслідок цього робляться висновки щодо оцінки реальних та потенційних загроз з боку виду для інших живих істот, навколишнього середовища та людини. У рекомендації щодо стану екологічної безпеки виду входить аналіз загроз, що становлять небезпеку для існування виду, та пропозиції щодо можливих природоохоронних заходів, а також перелік рекомендацій, спрямованих на зниження навантаження на навколишнє середовище у випадку, коли даний вид становить загрозу для довкілля. У разі, коли виду загрожують певні біотичні або абіотичні фактори, в ПЕБВ пропонуються заходи щодо його збереження. У додатки виносяться відомості, які підтверджують та доповнюють наведену інформацію.

***Висновки та переваги практичного застосування паспортів екологічної безпеки видів.*** ПЕБВ – це комплексний документ, що характеризує взаємовідносин окремого виду з навколишнім природним середовищем, абіотичними факторами та живими об'єктами, включаючи людину, для визначення показників загроз екологічній безпеці. У цьому науковому документі, з одного боку, представлені дані щодо використання біологічним видом ресурсів навколишнього середовища, а з іншого – визначається вплив цього організму на довкілля, людину та інші біологічні об'єкти. Крім того, визначаються вірогідні ризики для даного виду з боку біотичних та абіотичних факторів навколишнього середовища. Це надасть можливість визначити шляхи зниження реальних ризиків та запобігти появі потенційних ризиків, пов'язаних з даним видом. Завдяки ПЕБВ можливо з'ясувати загрози існуванню кожного виду, визначити необхідність його захисту і таким чином сприяти охороні біорізноманітності та покращенню ефективності заходів захисту навколишнього середовища.

Впровадження ПЕБВ дозволить підвищити контроль за наслідками життєдіяльності окремих живих організмів в системі екобезпеки.

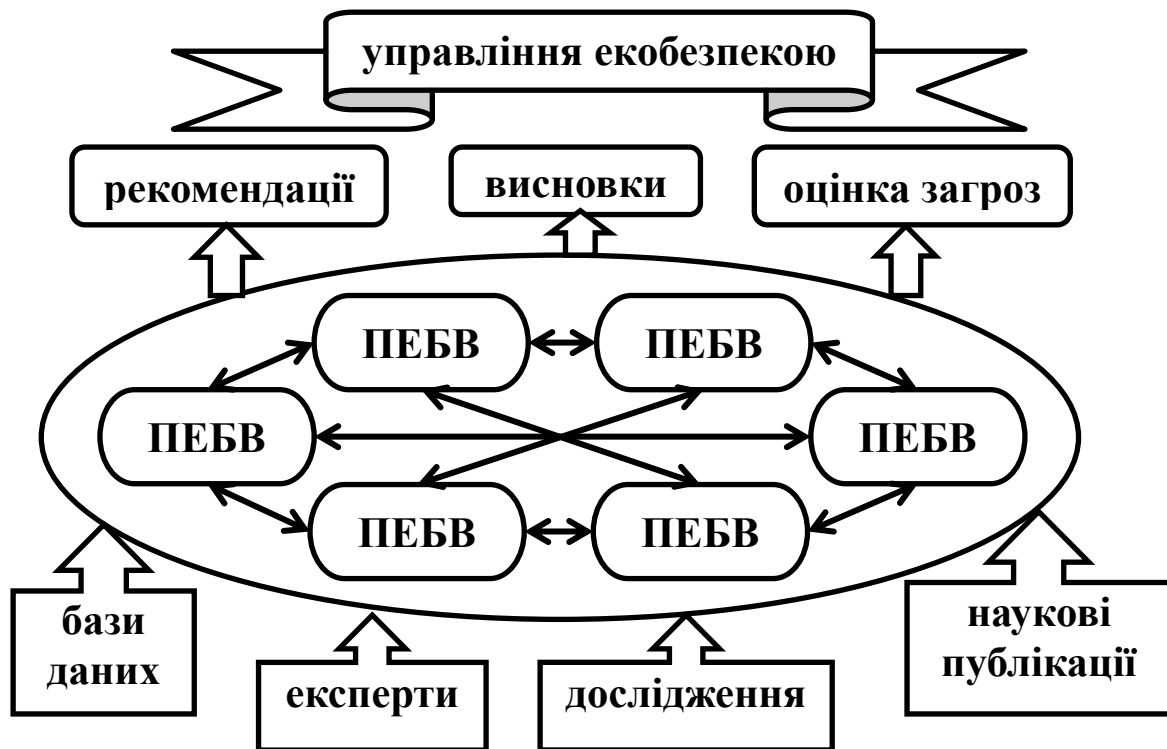


Рис. 1 – Схема функціонування єдиної системи паспортів екологічної безпеки видів (ПЕБВ)

Використання ПЕБВ забезпечить максимально вичерпні відомості про стан екологічної безпеки та сприятиме обґрунтуванню вибору нормуючих коефіцієнтів для його оцінки. Розробка методів і засобів системного моніторингу екологічних загроз за допомогою ПЕБВ дозволить не лише контролювати, а й забезпечувати підтримку такого стану безпеки, за якого її показники перебуватимуть у допустимих межах. Паспортизація видів узагальнить дані з різних сфер науки за допомогою формування мережі кваліфікованих експертів за різними напрямками екологічної безпеки. Внаслідок паспортизації вузькоспеціалізована наукова інформація стане доступною широкому колу фахівців, а прозора процедура формування ПЕБВ забезпечить достовірність відомостей. У паспорті вираховується статистична вірогідність негативного впливу, який може спричинити даний вид на інші організми, людину та навколишнє середовище, при цьому вказуються умови, за яких це можливо. Таким чином мінімізується можливість некоректної інтерпретації наукових даних та створюються умови для конструктивної взаємодії науковців та управлінців. Впровадження ПЕБВ стане ефективним інструментом для прийняття науково обґрунтованих управлінських рішень у сфері екологічної безпеки.

**Перспективи впровадження паспортизації об'єктів біорізноманітності.** Широкомасштабне впровадження ПЕБВ відкриває нові перспективи для ефективного моніторингу та управління у сфері екобезпеки. Паспортизація біооб'єктів створює підґрунтя для побудови

моделей з детальним відображенням реальних взаємозв'язків в природних екосистемах. У процесі паспортизації видів ширше розкриваються різні сторони життєдіяльності організмів, що дозволить виявити нові об'єкти для біоремедіації та біоіндикації. Накопичення відомостей з ПЕБВ надасть змогу доповнити зміст статті "Державний облік об'єктів, що шкідливо впливають на стан навколишнього природного середовища" закону України "Про охорону навколишнього природного середовища". Для доступу до відомостей, що містяться в ПЕБВ, широкому колу експертів та зацікавлених осіб необхідне забезпечення он-лайн режиму користування та об'єднання всіх ПЕБВ в єдину структуру з інтеграцією науково-інформаційних баз даних. Така система сприятиме ефективному управлінню станом екобезпеки навколишнього середовища, як на регіональному, так і на загальнодержавному та глобальному рівнях.

### Список використаної літератури

1. Симонов И.Н., Трофимович В.В. Формы движения живой материи как предмет фундаментальных исследований в экологии // *Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору.* – К., 2013. – Вип. 13. – С. 114–122.
2. Дудка І.О., Кривомаз Т.І. Нові види міксоміцетів з Українських Карпат // *Український ботанічний журнал.* – 1996. – Т. 53, № 6. – С. 710–716.
3. Кривомаз Т.І. Таксономічна структура та особливості екології міксоміцетів лісів України. Автореф. дис. канд. біол. наук.: 03.00.21 / Ін-т ботаніки ім. М.Г. Холодного. – К.: 2010. – 30 с.
4. Dudka I.O., Kryvomaz T.I. Myxomycetes in the virgin beech and old-aged spruce forests of National Nature Park "Bewitched Land" (Ukrainian Carpathians) // *Біологічні Студії / Studia Biologica* – 2013. – Т. 7, № 2 – С. 107–118.
5. Kryvomaz T.I. First steps in myxomycete conservation activities // *Fungal Conservation.* – 2014 – № 4. – P. 35–39.

*Стаття надійшла до редакції 28.07.14 українською мовою*

© Т.И. Кривомаз

### ОЦЕНКА МОДЕЛЬНЫХ ОБЪЕКТОВ ДЛЯ ПОЭТАПНОЙ РАЗРАБОТКИ «ПАСПОРТА ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ВИДОВ»

*Представлены этапы разработки «Паспортов экологической безопасности видов» для эффективного мониторинга и управления в сфере экологической безопасности. Предложено использовать миксомицеты как модельные объекты для разработки структуры паспортов экологической безопасности видов. Целесообразность такого выбора аргументируется особенностями морфологии, физиологии, биохимии и филогении миксомицетов, а также их широким распространением в различных биотопах большинства регионов мира. Полученную структуру в дальнейшем можно адаптировать для паспорттизации представителей*

*других групп организмов, в соответствии с их строением и особенностями метаболизма. Внедрение паспортизации видов повысит уровень контроля в системе экологической безопасности и эффективность мер защиты окружающей среды и человека.*

**© T.I. Kryvomaz**

**VALUATION OF MODEL OBJECTS FOR DEVELOPING OF  
"ENVIRONMENTAL SAFETY PASSPORTS OF SPECIES"**

*A stages of "Environmental safety passports of species" were presented for effective monitoring and management of environmental safety. The Myxomycetes was proposed for using as model objects to develop patterns of environmental safety passports of species. The reason of such a choice is justified by morphology, physiology, biochemistry and phylogeny of Myxomycetes and by their wide distribution in different habitats of different regions of the world. This structure can be adapted for certification of other groups of organisms, in according with their morphology and characteristics of metabolism. Implementation of species certification will increase the level of control in the system of ecological safety and effectiveness of protection actions for environment and human.*

© О.В. Токаренко, аспірант

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

**ОЦІНКА РЕГІОНАЛЬНОГО ВПЛИВУ  
ПРОЦЕСІВ ПІДТОПЛЕННЯ ЗЕМЕЛЬ НА ЕКОЛОГІЧНУ БЕЗПЕКУ  
ПОЛІГОНІВ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ  
(НА ПРИКЛАДІ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ)**

*У статті розглянуто питання впливу регіонального підтоплення земель на екологічну безпеку полігонів твердих побутових відходів, а також заходи щодо захисту полігонів від дії вод і методи удосконалення моніторингу із застосуванням ГІС та дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). Розраховані потенційні обсяги формування стічних вод фільтратних розчинів у межах площ полігонів ТПВ Херсонської області та розглянуто захисні заходи щодо зниження екологічного ризику полігонів ТПВ.*

**Ключові слова:** підтоплення земель, тверді побутові відходи, забруднення вод, контроль якості підземних вод, моніторинг полігонів ТПВ.

**1. Вступ, обґрунтування проблеми**

Однією з умов сталого розвитку є раціональне природокористування, техногенно-ресурсною основою якого є комплексне використання природних ресурсів та мінімізація утворення промислових та побутових відходів. За даними державної статистичної звітності в межах України утворюється до 15 млн т/рік твердих побутових відходів (ТПВ). Враховуючи складний органо-мінеральний склад ТПВ та значну відмінність стійкості їх складових до дії факторів навколишнього середовища (опади, теплота, біота та ін.), проблема поводження, перероблення та утилізації різноманітних ТПВ поєднує в собі як питання охорони навколишнього середовища, так і раціонального екологічно безпечного природокористування. Досвід поводження і утилізації ТПВ у більшості промислово-міських агломерацій (ПМА) України та Нижнього Придніпров'я (Херсонська, Миколаївська, Запорізька обл.) свідчить, що провідним раціональним напрямом утилізації ТПВ та мінімізації їх екологічного впливу є їхнє використання як вторинної сировини та накопичення остаточних стійких небезпечних залишків на спеціалізованих полігонах.

Динамічне зростання кількості і площ накопичення ТПВ в межах усіх регіонів України на сучасному етапі природокористування, як свідчить виконаний авторський аналіз, формує критичний екологічний стан значних територій при загальній кількості полігонів їх накопичення більше 6 тисяч, в т.ч. у Херсонській області більше 300, або 5% від загальної



чисельності, при 2,5% населення держави. Двократне перевищення питомої кількості полігонів ТПВ відносно населення у Херсонській області (5%:2,5%) є свідченням загрози їх стійкого негативного впливу на безпеку життєдіяльності та екологічні параметри довкілля. Наведені оцінки дозволяють дійти висновку щодо значної актуальності проблеми поводження з ТПВ у Херсонській області та пов'язану з ними загрозу екологічній складовій безпеки життєдіяльності (БЖД).

За отриманими даними питомі показники утворення відходів у регіоні досліджень складають 230–250 кг/рік на душу населення (у великих містах до 350 кг/рік) і в останні десятиріччя мають стійку тенденцію до зростання. В той же час у розвинутих країнах ЄС показник питомого формування ТПВ варіює від 340–380 кг/рік (Німеччина, Бельгія) до 560–600 кг/рік (Фінляндія, Австрія), але практично увесь обсяг ТПВ переробляється. В Україні у 2012 р. згідно зі статзвітністю утворилося більше 54 млн м<sup>3</sup> ТПВ (орієнтовна загальна вага 13,5 млн тонн), які були закладовані на 6000 полігонах загальною площею до 10 000 га. Переважаючою технологією утилізації ТПВ є їх спалювання з наступним захороненням у приповерхневих (напівзаглиблених) сховищах.

До екологічних наслідків спалювання ТПВ можна віднести наступні:

1) забруднення приземного шару повітря з ризиком погіршення безпеки життєдіяльності у прилеглих населених пунктах;

2) погіршення екологічних показників водозбірних ландшафтів внаслідок надходження та довгострокової акумуляції забруднень, значна кількість яких має підвищену міграційну здатність у провідних складових навколишнього середовища (поверхневій і підземній гідросфері, біосфері, літосфері);

3) зменшення асиміляційного потенціалу навколишнього середовища щодо додаткових техногенних навантажень та сталого розвитку регіонів;

4) формування ризику синергічного впливу на БЖД внаслідок збільшення кількості взаємодіючих природних і техногенних факторів, враховуючи низький рівень екологічної захищеності (ізолюваності) більшості полігонів ТПВ від дії чинників навколишнього середовища.

Виконаний аналіз статистичних даних щодо поводження з ТПВ у регіоні досліджень засвідчує, що переважна більшість звалищ (до 90%) експлуатуються у режимі перевантаження з порушенням умов щодо формування фільтратного стоку і забруднення поверхневих і підземних вод та приземного шару атмосфери.

У геоморфологічному і гідрометеорологічному плані Херсонська область відноситься до Нижнього Придніпров'я, для якого характерними є переважання рівнинних та подовгозападинних форм рельєфу, що уповільнює поверхневий стік та підвищує ризик підтоплення полігонів ТПВ. Крім того, аридність клімату та переважання площ з неглибоким заляганням ґрунтових вод активізує процеси засолення земель, прискорення руху забруднених фільтратних вод.

## 2. Основний зміст, перелік розглянутих факторів

Приймаючи до уваги, що протягом другої половини ХХ сторіччя Херсонська область була провідним регіоном для реалізації крупномасштабних водно-господарських програм (зрошення до 30% площі, будівництво магістральних каналів, водосховищ, ставків й ін.), відбулися регіональні зміни умов будівництва та експлуатації полігонів ТПВ, в першу чергу за еколого-геологічними умовами.

Тому у даній статті нами розглянуті наступні проблемні питання щодо екологічних умов формування та поводження з ТПВ у Херсонському регіоні.

1. Динаміка регіонального підтоплення земель в Херсонській області.

2. Об'єми твердих побутових відходів (ТПВ) і площі полігонів їх розміщення в Херсонській області.

3. Захисні заходи щодо зниження екологічного ризику полігонів ТПВ в умовах регіонального підтоплення земель:

- удосконалення моніторингу (ДЗЗ);
- створення систем захисного дренажу, фільтрозавіс;
- удосконалення технології переробки ТПВ.

Херсонська область (площею 28,5 тис. км<sup>2</sup>) розташована в басейні нижньої течії річки Дніпро в межах Причорноморської низовини (рис. 1). Берегові зони Чорного і Азовського морів, Сиваської затоки є регіональними дренами поверхневого та підземного стоку, а узбережжя Каховського водосховища формує регіональний підпір підземного стоку та активізує розвиток процесів підтоплення земель регіону (рис. 1). Погіршенню екологічного стану ландшафтів сприяє також те, що водними об'єктами зайнято 15,1% території області, що у 3 рази перевищує відповідний середньоукраїнський показник (4,8%).



Рис. 1 – Схематична фізико-географічна карта Херсонської області

Внаслідок щільного розташування штучних поверхневих водних об'єктів та високого рівня їх зарегулювання Херсонщина відрізняється складними водно-екологічними умовами. За офіційними даними площа підтоплених земель станом на 1 січня 2010 року в Херсонській області складала 7 790 км<sup>2</sup> або 27% загальної площі регіону (у 1982 році було 17%). За даними останніх років на Херсонщині від підтоплення потерпають 214 населених пунктів. Найбільш підтопленими є території Високопільського – 54%, Голопристанського – 56%, Скадовського – 61%, Каланчацького – 67% районів.

Основними природними та антропогенними факторами вищезазначеної ситуації є наступні [1–3]:

- періодичне випадання аномально великих атмосферних опадів (1975 р. – 600 мм, 1986 р. – 500 мм, 1997 р. – 631 мм, при середньорічній нормі – 386 мм);
- слабкий природний дренаж території при наявності середнього та сильного напірного живлення ґрунтового водоносного горизонту;
- регіональний підйом рівня підземної води напірного водоносного комплексу неогенових відкладів із швидкістю 0,2–0,4 м/рік;
- постійно діючий підпір штучно створеного Каховського водосховища;
- велике водоперевантаження безстічних територій регіональними системами зрошення (площа тисячі-десятки тисяч га) – Краснознам'янська, Інгулецька, Каховська та інші централізовані і місцеві системи зрошення;
- розміщення локальних ділянок зрошення («супутників») безпосередньо біля населених пунктів;
- погіршення технічного стану колекторно-дренажної мережі, нестабільна та неефективна робота свердловин вертикального дренажу та перекачувальних насосних станцій.

До будівництва Каховського водосховища (середній підпір рівня до 10 м, максимальний – до 16 м), гідротехнічних та іригаційних об'єктів (Інгулецька, Кам'яний Под, Каховська, Краснознам'янська зрошувальні системи; Північно-Кримський та Каховський магістральний канали), що було розпочато в 50-ті роки, рівні ґрунтових вод встановлювались на значних глибинах (5–10 м і більше). Спеціальних спостережень за рівнем ґрунтових вод на той час не велось, але значні глибини (більше 20 м) наявних питних колодязів свідчать про досить значні товщини шару зони ненасиченої фільтрації (зони аерації). На водорозділах та рівнинних плато ці рівні були ще більшими і залежали від геодезичних відміток.

В останні роки підтоплення прогресує, внаслідок чого стан навколишнього природного середовища погіршується, зростає еродованість земель, засолення ґрунтів і ґрунтових вод, заболочення територій. Згідно з даними МНС України, на території Херсонської області розташовано 233 потенційно-небезпечних об'єкти, які за певних обставин можуть створити реальну загрозу виникнення аварій і надзвичайних ситуацій. При підтопленні деяких районів області за даними виконаних нами прогнозів у 2015 році можуть стати небезпечними додатково 49 об'єктів різного призначення. Крім того, в даних умовах суттєву небезпеку складають місця накопичення твердих побутових та промислових відходів і зберігання отрутохімікатів та добрив.

За даними екологічного паспорту Херсонської області за 2012 рік, на території регіону існує 240 сміттєзвалищ, що займають 416 га, та 90 полігонів твердих побутових відходів загальною площею до 242 га. Станом на 01 січня 2012 року, за даними інвентаризації організованих місць видалення відходів (полігонів та сміттєзвалищ) в області 691 населений пункт має 324 місця видалення відходів загальною площею 646 га з кількістю накопичення відходів орієнтовно 5 млн тонн. Із них лише 88 місць (або 27%) експлуатуються при наявності документації на право користування земельними ділянками (державних актів або договорів оренди), на 56 місцях (17%) – проекти відведення земельної ділянки (далі – проект) знаходяться в стадії затвердження, на 49 місцях (15%) – проекти в стадії розробки, 104 місця (або 32%) взагалі не мають жодного документа щодо оформлення земельної ділянки. Нижче, у таблиці 1, наведено розрахунок орієнтовного об'єму формування забруднення стічних і фільтратних вод з урахуванням середньорічної суми опадів (440 мм) та величини інфільтраційного живлення (30–50 мм/рік).

*Таблиця 1 – Потенційні об'єми формування стічних вод фільтратних розчинів в межах площ полігонів ТПВ Херсонської області*

№	Види накопичення ТПВ	Площа тис. м <sup>2</sup>	Опади, м	Обсяг опадів, тис. м <sup>3</sup>	Випаровування	Залишок на фільтр. та пов. стік, м	Об'єм формування забрудн., млн м <sup>3</sup>
1	Сміттєзвалища	4160	0,39	1622,4	0,25	0,14	0,58
2	Полігони	2425	0,39	945,8	0,25	0,14	0,34
3	Місцеві ділянки	6465	0,39	2521,4	0,25	0,14	0,91
4	Сума	13050		5089,5			1,83

У п'ятірку населених пунктів, які мають більшу кількість розміщених відходів у порівнянні з іншими, можна включити наступні населені пункти:

1. м. Херсон (більш 3 млн тонн, або 62,5% від загальної кількості накопичених відходів припадає на м. Херсон).

2. Голопристанський район (804,75 тис. тонн, або 15% від загальної кількості накопичених відходів в області).

3. Скадовський район (305,88 тис. тонн, або 5,7%).

4. Цюрупинський (170,32 тис. тонн, або 3%).

5. Чаплинський (134,4 тис. тонн, або 2,5%).

Потрібно відмітити надзвичайно низький рівень контролю якості підземних вод у зоні впливу цілого ряду об'єктів підвищеної небезпеки, серед яких треба виділити в основному несанкціоновані полігони твердих побутових відходів. Біля цих об'єктів в області немає жодної діючої спостережної свердловини, що суттєво збільшує ризик негативного впливу на безпеку життєдіяльності (БЖД).

Зрозуміло, що несанкціоновані полігони ТПВ не проектуються, внаслідок чого при їх формуванні і експлуатації не виконуються екологічні і технологічні норми і правила, що збільшує ризик забруднення геохімічних ландшафтів, підземних та поверхневих вод території Херсонської області.

Біологічне розкладання органічних відходів відбувається з виділенням води, що збільшує рухомість забруднень. Крім того, полігони піддаються впливу підвищених (зливових) атмосферних опадів, які можуть проникнути в товщу відходів. Вся вода під дією гравітації проходить крізь шар відходів і насичується хімічними речовинами (мікроби та інші мікроорганізми не враховуються). Так утворюється фільтрат. Полігон не можна розглядати як водонепроникний. Фільтрат рухається нижче горизонту і в сторони від полігону в залежності від топографії й сорбційно-фільтраційних параметрів ґрунту. В першу чергу фільтратом насичується ґрунт та породи зони ненасиченої фільтрації (зони аерації) між ґрунтом та рівнем ґрунтових вод. Частина фільтрату може змішатись з шаром ґрунтових вод, які використовують для питного водопостачання, значна доля може проникнути крізь борти полігону в поверхневі водойми. Якщо припустити можливість затоплення полігону або прорив дамби, то можна очікувати надходження в поверхневі води великої кількості речовин, які викликають високий рівень хімічного споживання кисню, що миттєво призведе до асфіксії у всьому навколишньому середовищі.

### **3. Висновки та рекомендації**

1. Отже, розглядаючи старі й існуючі полігони твердих побутових відходів, необхідно враховувати наступне:

- не можливо бути впевненим, що на полігоні розміщувались лише побутові відходи;
- об'єми видалення фільтрату залежать від площі полігону та від наявності і фільтраційно-захисних якостей покриваючого шару, концентрація залежить від кількості і віку відходів;
- ґрунт під полігоном характеризується певною фільтраційною здатністю і дозволяє фільтрату поступово проникати у водоносний горизонт;
- в залежності від кута нахилу та від проникності підстилаючого ґрунту частина фільтрату може виступати на поверхню і мігрувати за межі полігону.

2. Тому дуже важливо ідентифікувати мережу поверхневих вод навколо полігонів. На ділянці території, виділеної під полігон ТПВ, повинні бути виконані комплексні інженерні вишукування, які включають топогеодезичну зйомку, геологічні, гідрогеологічні, гідрологічні, екологічні та санітарно-гігієнічні дослідження. Територія полігона ТПВ, у тому числі ділянка складування і господарська зона, має бути захищеною від затоплення зливовими та талими водами з вищерозташованих земельних масивів (ділянок). Для забезпечення запобігання попаданню стоку зливових і талих вод, а також фільтрату з території полігона у зовнішні вододіляючі споруди проектується комплекс гідротехнічних споруд. Господарська зона, обвалування, зелені насадження, інженерні комунікації займають, як правило, 5...15% загальної площі полігона ТПВ. Поверхневі (зливові та талі) води з території полігона збирають у секційний контрольно-регулюючий ставок. Місткість кожної секції слід розраховувати на об'єм максимального добового дощу, що повторюється раз на 10 років. Освітлені води після контролю їх якості слід спрямовувати: чисті – на виробничі потреби, при відсутності споживача – на водоскид; забруднені – до ставка-випарника або до загальних каналізаційних чи спеціальних

(при полігоні ТПВ) очисних споруд стічних вод. Ґрунтові води на ділянці розміщення полігонів ТПВ повинні знаходитися на глибині не менше 2 м від його основи. Залежно від типу зволоження території, на якій розміщаються полігони ТПВ, розраховується об'єм утворення фільтрату, визначаються методи боротьби з його накопиченням, розмір секцій накопичувачів фільтрату, тривалість їх наповнення й особливості складу робіт.

3. Найбільш ефективним заходом захисту полігонів від дії вод є лінійний дренаж, частіше усього він має вигляд як периферійна дренажна канава. Така канава веде до оглядового колодязя, з якого вода відводиться насосом у відстійник. Основна задача дренажної системи, яка встановлюється в полігоні, полягає в зборі фільтрату, що утворюється в товщі відходів. Такий дренаж потрібно проектувати так, щоб протистояти протягом всього строку експлуатації механічному і хімічному впливу, яким він піддається. Зібраний фільтрат видаляється під дією гравітації на очисні споруди.

4. Але, крім застосування дренажу, необхідне докорінне поліпшення водно-екологічної ситуації по області в цілому, враховуючи регіональний розвиток підтоплення земель та зниження внаслідок цього захисної здатності зони аерації та геологічного середовища в цілому, що передбачає зміну стратегії водокористування в регіоні, розробку і реалізацію наступних заходів:

- відпрацювання шляхів зменшення та ліквідації негативного впливу головних техногенних причин підтоплення в регіоні – Каховського водосховища, Північно-Кримського та Каховського магістрального каналів, застарілих водовитратних систем зрошення тощо (водні втрати до 40–50%);

- відновлення і реконструкція каналізаційно-водопровідної мережі в містах та населених пунктах;

- оптимізація та контроль за нормами зрошення з метою зменшення втрат зрошувальних вод на інфільтраційне живлення ґрунтових вод та активізацію підтоплення;

- розробка проектів вертикального планування території населених пунктів та їх реалізація з метою регулювання відведення поверхневих і господарчо-побутових вод за межі населених пунктів у відкриті водойми;

- впровадження басейнових методів управління водокористуванням;

- удосконалення системи моніторингу підтоплення земель і територій, в тому числі з використанням засобів GIS та методів дистанційного зондування Землі (ДЗЗ).

5. Супутниковий моніторинг звалищ є одним з найбільш ефективних та економічно вигідних способів контролю використання та екологічного стану полігонів, в тому числі для виявлення та ліквідації несанкціонованих звалищ. Збільшення кількості звалищ і їх часте несанкціоноване використання вимагають всебічного спостереження за станом об'єктів із застосуванням не тільки різночасної супутникової інформації, але і всього комплексу космічних технологій, включаючи GIS та ДЗЗ для підвищення оперативності передачі інформації зацікавленим організаціям.

Серед завдань супутникового моніторингу стану місць розміщення відходів екологічно ефективними є наступні:

- контроль використання звалищ, в тому числі виведених з експлуатації;
- визначення ризиків щодо розміщення відходів виробництва та споживання і супутніх їм об'єктів інфраструктури;
- оцінка ситуації при підтопленні території;
- оцінка збитку при виникненні НС та ін.

Отже, місця розміщення полігонів являються ділянками додаткових техногенних навантажень на навколишнє середовище, що обумовлює необхідність створення відповідного блоку моніторингу його змін. Слід зауважити, що більшість місць видалення відходів не мають змоги отримати висновок санітарно-епідеміологічної експертизи щодо об'єктів поводження з відходами, а внаслідок цього і дозвіл та ліміт на утворення і розміщення ТПВ. Пояснюється це тим, що висновок санітарно-епідеміологічної експертизи щодо об'єктів поводження з відходами не може бути надано, тому що будівництво полігону ТПВ не завершено та не введено в експлуатацію. Для вирішення проблеми поводження з твердими побутовими відходами необхідно: забезпечити фінансування (з державного та місцевого бюджетів) обласної, районних та міських програм поводження з твердими побутовими відходами, в рамках яких розпочати будівництво сміттєпереробного заводу та полігонів твердих побутових відходів, впровадження системи роздільного збору відходів та їх сортування, провести ліквідацію та рекультивацію несанкціонованих звалищ.

### **Список використаної літератури**

1. Національні доповіді про стан навколишнього середовища України за 2010–2013 рр.
2. С.О. Довгий, В.І. Лялько, О.М. Трофимчук, О.Д. Федоровський та інші. Інформатизація аерокосмічного землезнавства // Київ: Наук. думка, 2001. – 607 с.
3. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2011 році. Державне управління охорони навколишнього середовища в Херсонській області.
4. Екологічна карта Херсонської області. Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України. 2008 р.
5. Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування ДБН В.2.4-2-2005.

*Стаття надійшла до редакції 14.08.14 українською мовою*

**© О.В. Токаренко**

### **ОЦЕНКА РЕГИОНАЛЬНОГО ВЛИЯНИЯ ПРОЦЕССОВ ПОДТОПЛЕНИЯ ЗЕМЕЛЬ НА ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ БЕЗОПАСНОСТЬ ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ (НА ПРИМЕРЕ ХЕРСОНСКОЙ ОБЛАСТИ)**

*В статье рассмотрен вопрос влияния регионального подтопления земель на экологическую безопасность полигонов твердых бытовых отходов, а также мероприятия по защите*

*полигонов от действия вод и методы усовершенствования мониторинга с применением ГИС и дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ). Рассчитаны потенциальные объемы формирования сточных вод фильтратных растворов в границах площадей полигонов ТБО Херсонской области и рассмотрены защитные мероприятия по снижению экологического риска полигонов ТБО.*

**© O.V. Tokarenko**

**EVALUATION OF REGIONAL IMPACT OF FLOODING PROCESSES  
ON ENVIRONMENTAL SAFETY OF SOLID HOUSEHOLD WASTE LANDFILLS  
(USING THE EXAMPLE OF KHERSON REGION)**

*The article examines the impact of regional flooding of soil on environmental safety of solid household waste ("SHW") landfills, as well as protection of landfills against water actions and improvement of monitoring using GIS and Earth remote sensing (ERS). Potential volumes of forming wastewater of filtrate solutions within the SHW landfills of Kherson Region are calculated and protective measures to reduce environmental risk of SHW landfills are considered.*



УДК 550.8.053:551

© Д.В. Касіянчук, аспірант

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу

## СТАТИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ ФАКТОРІВ ПРИРОДНОЇ ТА ТЕХНОГЕННОЇ СКЛАДОВИХ РОЗВИТКУ КАРСТУ

*У статті обґрунтовано вибір факторів при прогнозуванні карсту. Проведений статистичний аналіз даних, який дозволяє визначити приналежність вибору факторної характеристики для природної та техногенної складових розвитку карсту. Розраховані вагові коефіцієнти інформативності факторних характеристик.*

**Ключові слова:** екзогенні геологічні процеси (ЕГП), карст, факторна характеристика, природна складова, техногенна складова, статистичний аналіз.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Дослідження карстових процесів є значними через їх поширення та небезпеку від їх проявів. Останніми найобґрунтованішими дослідженнями провальньо-просадкових проявів карсту є роботи Е.Д. Кузьменка, І.В. Чепурного [1, 2]. Виконані авторами дослідження дозволили з урахуванням основних просторових і часових факторів сформувані можливості для створення прогнозних моделей розвитку сульфатного і карбонатного карсту.

Вартими уваги є міжнародні конференції, симпозіуми з вивчення карстових процесів, такі як «International Symposium on Hierarchical Flow Systems in Karst Regions» (Будапешт, 2013 р.), «International Conference Karst Without Boundaries» (Хорватія, 2014 р.), 5th International Symposium on Karst (Іспанія, 2014 р.). За їх результатами здійснено ряд прикладних досліджень, які охопили проблеми геоморфології карсту, основні причини виникнення, проблеми прогнозування та карстопровальної небезпеки. За результатами Міжнародного симпозіуму з карсту створена постійно діюча комісія при ЮНЕСКО «Environmental Change and Sustainability in Karst Systems», яка покликана на глобальному рівні досліджувати карстопровальні явища.

Перші кроки з обґрунтування вибору факторів та розрахунку їх факторних характеристик при роздільному прогнозуванні природної та техногенної складових ЕГП виконані Касіянчуком Д.В. Зокрема, у роботі [3] проведений аналіз факторів, які впливають на розвиток й активізацію ЕГП та використовуються при прогнозуванні екзогенних геологічних процесів. Фактор як умова розвитку ЕГП володіє факторною характеристикою, тобто мірою визначення фактора, її числовим значенням.

**Мета і задачі дослідження.** Важливість окремого дослідження природної та техногенної складових екзогенних геологічних процесів, яке би чітко розмежувало внесок кожного фактора в ту чи іншу складову, є важливою і недостатньо вивченою проблемою. Підтвердженням цього є дані Інформаційного щорічника з активізації небезпечних екзогенних геологічних процесів на території України за даними моніторингу ЕГП [4].

Основною метою дослідження є обґрунтування вибору природних та техногенних факторів при прогнозуванні карстопроявів.

Для досягнення мети необхідно: провести аналіз статистичних розподілів факторних характеристик; здійснити перевірку законів розподілу; проаналізувати статистичні розподіли та обґрунтувати необхідність роздільного прогнозування природної і техногенної складових факторів; виконати розрахунок вагових коефіцієнтів інформативності природної та техногенної складових факторів розвитку карсту.

**Методичні та наукові основи сучасних результатів досліджень.** Статистичний аналіз даних дозволяє аналітично обґрунтувати правильність вибору факторних характеристик для розподілу груп факторів на природну та техногенну складові. Для порівняльного аналізу фактичних даних із даними теоретичного розподілу необхідно провести перевірку результатів їх відповідності законам розподілу: нормальному – природна складова, логнормальному – техногенна складова. З цією метою за фактичними даними будуються відповідні гістограми розподілів.

Проведемо відповідний статистичний аналіз факторів природної та техногенної складових розвитку карсту. Для аналізу було обрано 2169 карстових ділянок, для яких розраховані факторні характеристики на основі даних картографічних матеріалів (за допомогою програми ГІС MapInfo Professional 10.0) та виконаний статистичний аналіз за допомогою програми STATISTICA 6.1.478 – Russian Edition.

При аналізі факторних характеристик, виявленні впливу дублюючих факторів, не варто забувати про різну природу факторів та формалізований математичний шлях їх розрахунків.

Часто зв'язок між різними факторами та їх факторними характеристиками при аналізі геологічного середовища взагалі не піддається поясненню з генетичного чи причинно-наслідкового поглядів, оскільки спостережувані взаємозалежності можуть бути пов'язані не з досліджуваними геологічними процесами, а, наприклад, з методикою вимірювання або іншими причинами [5].

### *Природна складова*

Статистичний аналіз шляхом визначення основних статистичних ознак та довірчого інтервалу для природної складової (*таблиця 1*) призводить до зменшення основних статистичних параметрів у межах довірчого інтервалу.

Розглянуті в таблиці результати аналізу з використанням коефіцієнта Стьюдента дозволили вилучити значення, що не входять у довірчий інтервал. Відносна похибка не перевищує 5%, тобто рівень достовірності значень вибірки становить понад 95%. Регуляризація даних у цих випадках вплинула на зміну закону розподілу тільки для факторних характеристик під

номерами 5, 6, 8, 9. Відповідність решти факторних характеристик нормальному закону підтверджує достовірність їх даних.

**Таблиця 1 – Дані статистичного аналізу факторних характеристик (природна складова)**

	Середнє значення вибірки, $\bar{X}_{сп}$	Стандартне відхилення, S	Стандартне відхилення середнього, $S_{сп}$	Коефіцієнт Стьюдента, (5%, n-1), t	Довірчий інтервал, ДІ = t · $S_{сп}$	Відносна похибка, $\delta$ (%)	Довірчий інтервал, (95%), X
Коефіцієнт ураженості літофаціальної зони, геологічної свити (1)	0,0898	0,5928	0,0127	1,9611	0,025	5,7864	0,3677± 0,025
Коефіцієнт ураженості в межах району (в т.ч. іншими ЕГП) (2)	0,9348	0,4932	0,0106	1,9611	0,0208	2,2215	0,9570± 0,0208
Кількість (інтенсивність) опадів (3)	649,539	15,8484	0,3403	1,9611	0,6673	0,1027	649,540± 0,6673
Відстань до тектонічного розлому (4)	10626,665	4038,5997	86,7164	1,9611	170,0559	1,6003	10626,681± 170,056
Відстань до базису ерозії (5)	619,251	437,9655	9,4039	1,9611	18,4417	2,9781	619,2808± 18,4417
Відстань до вододілу (6)	1958,5492	1409,5404	30,2655	1,9611	59,3524	3,0304	1958,5795± 59,3524
Абсолютна оцінка над рівнем моря (7)	286,1595	39,1286	0,8402	1,9611	1,6476	0,5758	286,1653± 1,6476
Кут нахилу денної поверхні (8)	1,1754	1,0186	0,0219	1,9611	0,0429	3,649	1,2119± 0,0429
Відстань до найближчого прояву (9)	3748,8664	3015,3824	64,746	1,9611	126,9706	3,3869	3748,9003± 126,9706
Експозиція схилу (10)	183,4896	100,3665	2,1551	1,9611	4,2262	2,3032	183,5127± 4,2262
Потужність першого від поверхні водоупора (11)	9,6266	3,2957	0,0708	1,9611	0,1388	1,4416	9,6410± 0,1388
Потужність четвертинного водоносного горизонту (12)	294,2281	24,6792	0,5299	1,9611	1,0392	0,3532	294,2316± 1,0392
Глибина залягання рівня міоценового водоносного горизонту (13)	257,3544	38,788	0,8329	1,9611	1,6333	0,6346	257,3607± 1,6333

Оскільки функціональні залежності між досліджуваними параметрами в переважній більшості випадків невідомі, дуже складні та недостатньо вивчені, то використання кореляційного аналізу є важливим для моделювання (прогнозування) геологічних процесів.

Розрахунки матриць парних коефіцієнтів кореляції (таблиці 2, 4) між факторними характеристиками дозволяють оцінити кореляційні зв'язки між групами факторних характеристик. Істотні значення між випадковими величинами можуть бути пояснені впливом прихованих (інших) факторів; компенсація ж тільки зменшить її реальний зв'язок, що може свідчити про наявний тісний причинно-наслідковий зв'язок між парами факторних характеристик.

**Таблиця 2 – Матриця парних коефіцієнтів кореляції між факторними характеристиками для природної складової**

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	$Rnp_i$
Коефіцієнт ураженості літофаціальної зони, геологічної свити (1)	1,00	0,09	0,00	0,05	0,10	-0,12	-0,05	-0,16	0,10	0,01	0,02	0,03	-0,05	8
Коефіцієнт ураженості в межах району (в т.ч. іншими ЕГП) (2)	0,09	1,00	-0,19	0,33	0,00	-0,15	-0,03	-0,18	-0,20	0,03	0,11	0,62	-0,04	10
Кількість (інтенсивність) опадів (3)	0,00	-0,19	1,00	0,01	-0,05	-0,09	0,39	0,19	0,06	0,02	-0,03	0,05	0,41	8
Відстань до тектонічного розлому (4)	0,05	0,33	0,01	1,00	0,07	-0,10	0,00	0,08	-0,10	0,08	0,21	0,18	0,00	6
Відстань до базису ерозії (ln) (5)	0,10	0,00	-0,05	0,07	1,00	-0,18	0,10	0,04	0,01	0,01	0,23	0,06	0,04	5
Відстань до вододілу (ln) (6)	-0,12	-0,15	-0,09	-0,10	-0,18	1,00	-0,11	0,17	-0,05	-0,07	0,08	-0,20	-0,11	8
Абсолютна оцінка над рівнем моря (7)	-0,05	-0,03	0,39	0,00	0,10	-0,11	1,00	0,08	0,08	-0,05	0,09	0,19	0,97	10
Кут нахилу денної поверхні (ln) (8)	-0,16	-0,18	0,19	0,08	0,04	0,17	0,08	1,00	-0,09	-0,35	0,06	-0,13	0,08	9
Відстань до найближчого прояву (ln) (9)	0,10	-0,20	0,06	-0,10	0,01	-0,05	0,08	-0,09	1,00	0,05	-0,12	-0,18	0,07	6
Експозиція схилу (10)	0,01	0,03	0,02	0,08	0,01	-0,07	-0,05	-0,35	0,05	1,00	0,04	0,02	-0,05	4
Потужність першого від поверхні водоупора (11)	0,02	0,11	-0,03	0,21	0,23	0,08	0,09	0,06	-0,12	0,04	1,00	0,20	0,08	7
Потужність четвертинного водоносного горизонту (12)	0,03	0,62	0,05	0,18	0,06	-0,20	0,19	-0,13	-0,18	0,02	0,20	1,00	0,19	10
Глибина залягання рівня міоценового водоносного горизонту (13)	-0,05	-0,04	0,41	0,00	0,04	-0,11	0,97	0,08	0,07	-0,05	0,08	0,19	1,00	10

Окремим, не менш важливим етапом дослідження є оцінювання внеску ( $Rnp_i$  – коефіцієнта інформативності) окремих факторних характеристик у процес розвитку й активізації карсту, розрахованих за формулою (таблиці 2, 4) [6]:

$$Rnp_i = \frac{\sum_j |r_{ij}|}{\sum_i \sum_j |r_{ij}|}, \quad (1)$$

де  $r_{ij}$  – значення коефіцієнта парної кореляції між  $i, j$  змінними в таблицях 2 і 4 матриць коефіцієнтів кореляції.

Вагові коефіцієнти інформативності (ВКІ) є оцінні значення, що вказують на відносну важливість або вплив кожної факторної характеристики. Основна мета визначення вагових коефіцієнтів полягає в можливості встановити окреслені пріоритети роботи, тобто підтвердити або спростувати висунуту гіпотезу. Їх визначають також із метою підтвердження правильності вибору факторів.

Результати вагових коефіцієнтів (табл. 2) вказують на рівноцінність впливу факторних характеристик активізації та розвитку природної складової розвитку карсту.

#### Техногенна складова

Результати аналізу техногенної складової (табл. 3) з використанням коефіцієнта Стьюдента дозволили вилучити значення, що не входять у довірчий інтервал.

Таблиця 3 – Дані статистичного аналізу факторних характеристик (техногенна складова)

	$X_{cp}$	S	Scp	t	Ді	$\delta$ (%)	X
Відстань до ділянок порушення геологічного середовища (водозаборів, кар'єрів) (1)	7468,6107	2842,5551	61,035	1,9611	119,6933	1,6026	7468,6268± 119,6933
Коефіцієнт ураженості дорожньою мережею та населеними пунктами в межах району (2)	0,8504	0,1751	0,0038	1,9611	0,0074	0,8669	0,8590± 0,0074
Зміна лісових площ (ln) (3)	1776,1144	990,8327	21,275	1,9611	41,7216	2,349	1776,1378± 41,7216
Відстань до джерела вібрації, рівень вібрації (4)	9,2564	7,7467	0,1663	1,9611	0,3262	3,524	9,2917± 0,3262
Зміна кута нахилу (5)	1,6403	0,5127	0,011	1,9611	0,0216	1,3161	1,6535± 0,0216
Коефіцієнт стійкості (6)	0,7082	0,9133	0,0196	1,9611	0,0385	5,4333	0,7625± 0,0385
Коефіцієнт порушеності (7)	290,6843	38,675	0,8304	1,9611	1,6285	0,5602	290,6899± 1,6285
Відстань до дороги, залізниці (8)	835,0037	626,9873	13,4626	1,9611	26,401	3,1618	835,0353± 26,4010
Відстань до населеного пункту (9)	734,2395	673,3833	14,4588	1,9611	28,3546	3,8618	734,2781± 28,3546

При цьому відносна похибка не перевищує 5%, тобто рівень достовірності значень вибірки становить понад 95%. Регуляризація даних у цих випадках вплинула на зміну закону розподілу тільки для факторної характеристики «Зміна лісових площ (ln)». Відповідність решти факторних характеристик логнормальному закону підтверджує правильність вибору факторів та достовірність розрахункових даних.

Дані таблиці матриці парних коефіцієнтів кореляції для техногенної складової (табл. 4) підтверджують наявність тісних причинно-наслідкових зв'язків між парами факторних характеристик. Найнижчих значень вони досягають для факторних характеристик під номерами 1, 3, 8, 9. Існування такого зв'язку між іншими складовими техногенних факторів може пояснюватися не тільки високим кореляційним зв'язком фактичних картографічних даних, а й нашими уявленнями про фізику процесів активізації та розвитку карсту.

*Таблиця 4 – Матриця парних коефіцієнтів кореляції між факторними характеристиками для техногенної складової*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	$Rnp_i$
Відстань до ділянок порушення геологічного середовища (водозаборів, кар'єрів) (1)	1,00	-0,05	0,08	-0,04	-0,05	-0,05	0,04	0,02	-0,18	8
Коефіцієнт ураженості дорожньою мережею та населеними пунктами в межах району (2)	-0,05	1,00	0,01	0,99	1,00	1,00	0,83	0,05	0,06	15
Зміна лісових площ (ln) (3)	0,08	0,01	1,00	0,00	0,00	0,00	-0,05	-0,05	-0,04	6
Відстань до джерела вібрації, рівень вібрації (4)	-0,04	0,99	0,00	1,00	0,99	0,99	0,82	0,19	0,10	15
Зміна кута нахилу (5)	-0,05	1,00	0,00	0,99	1,00	1,00	0,83	0,05	0,06	15
Коефіцієнт стійкості (6)	-0,05	1,00	0,00	0,99	1,00	1,00	0,83	0,05	0,06	15
Коефіцієнт порушеності (7)	0,04	0,83	-0,05	0,82	0,83	0,83	1,00	0,04	0,10	14
Відстань до дороги, залізниці (8)	0,02	0,05	-0,05	0,19	0,05	0,05	0,04	1,00	0,35	6
Відстань до населеного пункту (9)	-0,18	0,06	-0,04	0,10	0,06	0,06	0,10	0,35	1,00	6

Вагові коефіцієнти інформативності факторних характеристик для техногенної складової (табл. 4) є рівноцінними за своїм впливом. Факторні характеристики “Відстань до ділянок порушення геологічного середовища (водозаборів, кар'єрів)”, “Зміна лісових площ (ln)”, “Відстань до дороги, залізниці”, “Відстань до населеного пункту”, які не досягали високих значень кореляційного зв'язку, мають право на існування. Дані факторні характеристики справді незначно впливають на розвиток чи активізацію карсту, оскільки вони відображають лише частковий вплив людини, не враховуючи при цьому особливості розвитку карсту, та все ж мають право на існування.

Значення вагових коефіцієнтів інформативності як для техногенної, так і для природної складової знаходяться приблизно в однакових відсоткових значеннях.

Виявлення взаємовпливу або повторюваності факторних характеристик між складовими є дуже важливим, оскільки за подальшого аналізу вага факторної характеристики може помилково надати перевагу модельованому процесу в точці, де цей вплив неможливий.

Відсутність зв'язку факторів підтверджено відповідним статистичним аналізом, а також вибором факторних характеристик, який проводився з урахуванням фізики явища, окрім того, вагові значення інформативності не дають окремій факторній характеристиці переважати у сформованій структурі групи факторів.

За результатами аналізу та розв'язку сформованих задач, які мали на меті обґрунтувати ймовірність роздільного прогнозування карсту, уперше виділені факторні характеристики із сукупності відомих факторів розвитку і активізації карсту. Виокремлення за допомогою ряду статистичних операцій факторних характеристик дозволило обґрунтувати розподіл факторів. Це дає передумови для подальших досліджень у створенні єдиної прогнозної системи. На цьому етапі досліджень постає наступна задача: яким же чином описати математично модель розвитку і активізації карстових процесів.

### **Висновки**

За результатами проведеного аналізу даних картографічних матеріалів обґрунтовано вибір факторів, які можна використати для створення прогнозних моделей розвитку й активізації карсту. Систематизація картографічних і розрахункових даних факторних характеристик уперше дозволила виокремити природну та техногенну складові шляхом проведення аналізу розподілів факторних характеристик та розрахунку вагових коефіцієнтів інформативності. У результаті доведено необхідність роздільного прогнозування природної та техногенної складових факторів. Використання отриманих результатів закладає підвалини створення аналітичної комп'ютерної системи прогнозування карсту.

### **Список використаної літератури**

1. Закономерная связь между величинами вероятностей развития приповерхностного карста в карбонатных и сульфатных породах и карстопроходной опасности при комплексном воздействии природно-техногенных факторов. Научное открытие. Диплом № 394 / Кузьменко Э.Д., Рудько Г.И., Вдовина Е.П., Чепурный И.В. // Научные открытия: сборник кратких описаний научных открытий, научных гипотез. – Москва: изд. Российской академии естественных наук, 2011. – С. 29–30.
2. Довгострокове прогнозування провальньо-просадочних проявів карсту: монографія / Е.Д. Кузьменко, І.В. Чепурний, П.П. Чалий. – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2012. – 272 с.
3. Касіянчук Д.В. Природна і техногенна складова факторів екзогенних геологічних процесів // Матеріали доповідей XII Міжнародної наукової конференції. «Геоінформатика: теоретичні та прикладні аспекти» [Електронний ресурс], 13–16 травня 2013 р. – м. Київ: Всеукраїнська асоціація геоінформатики., 1 електрон.опт. диск (CD-ROM), 12 см.
4. Активізація небезпечних екзогенних геологічних процесів на території України за даними моніторингу ЕГП – Київ: Державна служба геології та надр України, Державне науково-виробниче підприємство «Державний інформаційний геологічний фонд України», 2013. – 24 іл. – 98 с.

5. Толстых Е.А., Клюкин А.А. Методика измерения количественных параметров экзогенных геологических процессов. – М.: Недра, 1984. – 117 с.

6. Прогнозування екзогенних геологічних процесів. Частина 2. Закономірності розвитку поверхневих проявів карсту та селів. Геоінформаційна система прогнозування екзогенних геологічних процесів / Кузьменко Е.Д., Журавель О.М., Чепурна Т.Б., Чепурний І.В., Штогрин Л.В. // Геоінформатика, № 4, 2011. С. 58–77.

*Стаття надійшла до редакції 20.08.14 українською мовою*

© Д.В. Касиянчук

**СТАТИСТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ФАКТОРОВ  
ПРИРОДНОЙ И ТЕХНОГЕННОЙ СОСТАВЛЯЮЩИХ РАЗВИТИЯ КАРСТА**

*В статье обоснован выбор факторов при прогнозировании карста. Проведен статистический анализ данных, который позволяет определить принадлежность выбора факторной характеристики для природной и техногенной составляющих развития карста.*

© D.V. Kasiyanchuk

**STATISTICAL ANALYSIS OF THE FACTORS OF NATURAL AND TECHNOGENIC  
COMPONENT OF KARST**

*This article discusses and summarizes the differences and similarities of factors and components that contribute to the revitalization and development of karsts. Formed the structure of factors averaged over the natural and technogenic components with analysis of their factor characteristics.*



УДК 616.248+004.9

© Т.Є. Вуж<sup>1</sup>, асистент;  
В.Б. Мокін<sup>2</sup>, д-р техн. наук, проф.

<sup>1</sup>Вінницький національний медичний університет ім. М.І. Пирогова;

<sup>2</sup>Вінницький національний технічний університет

## АНАЛІЗ РИЗИКУ ВПЛИВУ АЛЕРГЕННИХ РОСЛИН НА ЗДОРОВ'Я ДІТЕЙ ЧИ ДОРΟΣЛИХ У НАСЕЛЕНИХ ПУНКТАХ НА ОСНОВІ ПРОСТОРОВО-ХРОНОЛОГІЧНОЇ МОДЕЛІ ДАНИХ

*У статті запропоновано новий підхід до формалізації інформаційної моделі для визначення впливу рослин-алергенів на бронхіальну астму дітей та дорослих шляхом віднесення просторових характеристик навколо місць життєдіяльності населення до множин певних секторів, а часових (хронологічних) характеристик – до характерних періодів вегетаційного циклу рослин-алергенів, що підвищує ефективність аналізу такої моделі відомим методом кошиків. Запропоновано новий вираз для обчислення індивідуального ризику захворюваності людей на бронхіальну астму внаслідок впливу рослин-алергенів, складові якого визначаються із розробленої просторово-хронологічної інформаційної моделі.*

**Ключові слова:** рослини-алергени, бронхіальна астма, захворюваність, ризик, просторово-хронологічна інформаційна модель.

### Вступ

На стан здоров'я населення в сучасних містах впливає велика кількість природних факторів. Як правило, їх вплив має просторові та часові закономірності. Одним із прикладів є вплив алергенних рослин на здоров'я населення, особливо на дітей. Як відомо, останнім часом катастрофічно підвищились показники кількості випадків захворювання населення на бронхіальну астму. Це захворювання є досить серйозним, некваліфіковане діагностування та лікування якого може призвести до інвалідності пацієнта, а в гіршому випадку – летального кінця. Проблема захворюваності на бронхіальну астму є актуальною для сучасного світу. Із року в рік кількість хворих на БА зростає. Згідно зі звітом пульмонологічної служби Вінницької області за 2013 рік, від 4 до 10% населення планети страждає на бронхіальну астму, серед дітей поширеність становить 10–15%. Переважаюча стать: діти до 10 років – чоловіча, дорослі люди – жіноча. Наприклад, загальна захворюваність дітей до 14 років на 10 000 населення по Вінницькій області за 2012 рік складає 1491 випадок, за 2013 рік – 1512 випадків.

Як відомо, загострення багатьох видів бронхіальної астми пов'язано із сезоном цвітіння тих чи інших рослин. У період цвітіння пилок алергенних рослин розповсюджується



Особливу увагу привертають випадки, коли алергенна зона розташована поряд із високоповерховою забудовою, де сконцентрована велика кількість населення. Проаналізувавши територію м. Вінниця на наявність житлових будинків у зонах зараження амброзією полинолістою, можна зробити такі висновки: найбільша кількість населення проживає на вулиці Карла Маркса (багатоповерхові будинки). Решта території – одноповерхові будови. На даній території самі жителі та комунальні служби проводять роботи зі знищення кожного карантинного організму. Але через значне поширення усі їх знищити щороку не вдається.

Подібна ситуація має місце в багатьох містах України. Не менш складною є ситуація у сільській місцевості, де людей проживає менше, але вплив поширення амброзії є менш контрольованим.

Як відомо, діти зазнають негативного впливу, наприклад пилку амброзії, не весь час. Протягом року є певні періоди її цвітіння. А самі діти зазнають цього впливу, тільки коли вони дихають повітрям на чи з вулиці, звідки вітром приносить пилок амброзії. Такі ж особливості властиві і дорослим. Припустимо, що ми маємо повністю усю інформацію про місцезнаходження та шляхи пересування людей, метеоумови, ареали поширення та вегетаційні періоди зростання амброзії (чи іншого негативного фактору – наприклад, тополі тощо). Для формалізації такої задачі, коли фактори змінюються у часі та у просторі, причому їх взаємодія має місце тільки за певних умов, оптимально використовувати просторово-хронологічну модель даних [2].

Тоді постають такі задачі:

1. Здійснити формалізацію інформаційної моделі для визначення впливу рослин-алергенів на бронхіальну астму дітей чи дорослих з урахуванням закономірностей щодо просторово-хронологічної (просторово-часової) природи цього впливу.
2. Запропонувати алгоритм обробки цих даних для врахування усіх їх атрибутивних, часових та просторових взаємозв'язків і закономірностей.
3. Запропонувати вираз для обчислення ризику захворюваності людини внаслідок впливу рослин-алергенів, формалізованого у вигляді просторово-хронологічної моделі, для того щоб можна було науково-обґрунтовано визначати пріоритетність тих чи інших заходів, спрямованих на зменшення цього впливу.

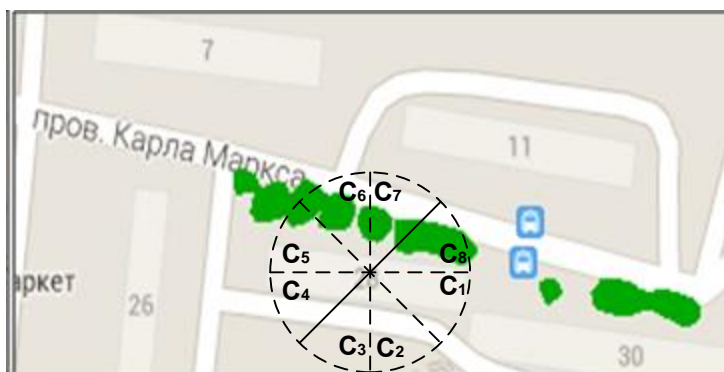
### **Методологія формалізації та аналізу даних**

Місцевість навколо будинків, де проживають люди, в усіх напрямках пропонується розбивати на сектори, які кодуються від С1 до С8 (*рис. 2*) (або до С16 чи С32 для підвищення точності). У кожному з таких секторів засобами ГІС-технологій з використанням даних дистанційного зондування Землі визначається площа зараження  $S$  території амброзією чи іншою рослиною, вплив якої на населення досліджується.

На виникнення БА у людей, що проживають на певній території, де є ареали поширення рослин-алергенів, впливають наступні фактори:

1. Період цвітіння рослини.
2. Значний час перебування людей під впливом пилку.

3. Напрямок вітру, що розповсюджує пилок із прилеглих територій, які заражені рослиною-алергеном.
4. Наявність опадів, що унеможливають розповсюдження пилку у повітрі та ін. Вищенаведені фактори є вхідною інформацією поставленої задачі.



*Рис. 2 – Розбиття на сектори зони навколо будинку із зонами поширення амброзії на основі карти міста*

Далі слід визначити наявність у цих секторах ареалів розповсюдження рослин-алергенів, визначити періоди їх цвітіння, тобто впливу на людей (слід враховувати, що для різних видів, наприклад тополі, він може бути різний) і визначити наявність пилку у кожному секторі у певний момент (доба, день, година) часу. Встановити напрямок вітру в цей день (за даними Укргідрометцентру), і для кожного сектора біля кожного будинку визначається наявність («Вітер дме в бік будинку?») і сила (швидкість вітру) можливого впливу. Для осіб, в першу чергу дітей або інших потенційно вразливих на БА людей (будемо далі їх називати пацієнтами, хоча дехто з них ще тільки потенційно може ними стати), що проживають в будинку, формалізується їх наявність в будинку чи на ганку перед ним (по годинах). Усі ці дані заносяться в просторово-часову базу даних і далі аналізуються відомими методами.

Розглянемо формалізацію параметрів кожного фактора детальніше. Для цього пропонуємо використати таблиці 1–10 (із прикладами значень вхідних даних).

*Таблиця 1 – Параметри об'єкта «Будинок» (В)*

Будинок	Місце знаходження	Кількість жителів, осіб	Кількість пацієнтів, осіб
В1	Координати1	120	20

*Таблиця 2 – Сектори місцевості навколо будь-якого будинку (С)*

Сектор	Опис	Площа, га
С1	З півночі	0,2

*Таблиця 3 – Ареал розташування рослини (наприклад амброзії) (А)*

Назва карантинного організму	Місце знаходження	Площа, га
Рослина1	Координати1	0,09

**Таблиця 4 – Площа ареалу (S) розташування рослини біля кожного будинку**

Будинок	Назва карантинного організму	Сектор	Площа, га
B1	Рослина1	C1	0,002

**Таблиця 5 – Час підвищення алергенного впливу рослини (цвітіння, викид пилку чи ін.) (T<sub>A</sub>)**

Назва карантинного організму	Місце знаходження	Дата викиду пилку	Години викиду пилку
Рослина1	Координати1	14.08.2014	9.00–18.00

**Таблиця 6 – Інформація про кожного пацієнта (P) у кожному будинку**

Пацієнт	Будинок	Вік	Чи вже була виявлена БА
P1	B1	14	+

**Таблиця 7 – Перебування пацієнта P в зоні дії пилку (T<sub>P</sub>)**

Пацієнт	Сектор	Дата	Години
P1	C1	14.08.2014	8.00–11.00

**Таблиця 8 – Напрямок вітру (V)**

Дата	Години	Напрямок (через який сектор вітер дме в бік будинку)
14.08.2014	8.00–11.00	C1

**Таблиця 9 – Інші метеофактори, наприклад, наявність опадів (R) на території, що досліджується (вказуються лише години, коли ці опади мали місце у відповідному секторі)**

Дата	Години	Сектор	Сила опадів у відсотках від максимального для цієї місцевості значення, коли мокрий пилочок не зможе злетіти зовсім
14.08.2014	8.00–9.00	C2	0,6

**Таблиця 10 – Місце (D), куди вітер приносить пилочок**

Місце	Дата	Час
Вул. К. Маркса		

Якщо кожену таблицю 1–10 розглядати як множину даних з відповідним позначенням, зазначеним у її назві, тоді можна записати інформаційну модель, яка дозволить знайти величину W, що характеризує силу впливу (може дорівнювати і нулю) пилку рослин-алергенів на людей:

$$W = F(D, L, H), \quad (1)$$

$$D = G(E, M),$$

$$L = [P, T_P],$$

$$\begin{aligned}
 H &= [B, C], \\
 E &= [A, T_A, S], \\
 M &= [V, R],
 \end{aligned}$$

де  $F$  – функція (чи алгоритм), яка визначає вплив пилку рослин-алергенів на людей, що знаходяться у зоні дії цього пилку в момент, коли і ці рослини, і люди знаходяться у цьому місці (будинку);  $G$  – функція (чи алгоритм), яка визначає місце, куди пилок рослин-алергенів, за наявності, переносить вітер (метеофактори);  $H$  – характеристики будинку та місцевості навколо нього;  $L$  – характеристики людей, потенційний вплив на які досліджується;  $M$  – характеристики метеофакторів;  $E$  – характеристики рослин-алергенів (шкідливих природних факторів).

Співвідношення (1) разом із таблицями даних 1–10 утворюють інформаційну модель просторово-часових даних (ПЧД), за якими можна формалізувати та проаналізувати вплив алергенних рослин на здоров'я дітей чи дорослих за одним із відомих методів, наприклад за методом кошиків, запропонованим Г. Гідофалфі [3]. За цим методом таблиці даних зв'язуються між собою у «кошики» даних (рис. 3–5).

Час цвітіння амброзії (A)

Сектори	Дата викиду пилка	Час викиду пилка
C1	14.08.2014	11.02
C2	14.08.2014	12.02
C1	14.08.2014	11.10
C1	14.08.2014	13.06
C4	15.08.2014	09.42
C5	15.08.2014	13.25
C2	16.08.2014	11.02
C6	16.08.2014	10.38
C7	16.08.2014	11.08
C7	16.08.2014	12.45
C8	17.08.2014	11.02
C8	17.08.2014	10.02



Частота викиду пилку в секторах («кошик» даних Spatio-temporal Baskets)

Дата	Сектори	Частота повторень
14.08.2014	C1, C2	3,2
15.08.2014	C4, C5	1,1
16.08.2014	C2, C6, C7	1,1,2
17.08.2014	C8	2

Рис. 3 – Визначення частоти викиду пилку в секторах

Проілюструємо метод Г. Гідофалфі на прикладі для запропонованої моделі (1) та структури таблиць 1–10.

Визначаємо наявність у секторах досліджуваної території ареалів розповсюдження рослин-алергенів, визначаємо періоди їх цвітіння і встановлюємо наявність пилку у кожному

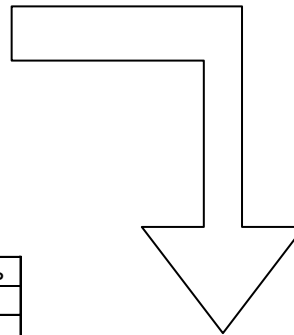
секторі у певний момент (доба, день та година) часу. Далі аналізуємо частоту повторень викидів пилку у секторах і таким чином формуємо «кошик» даних.

Встановлюємо напрямок вітру по досліджених датах (за даними Укргідрометцентру) і для кожного сектора біля кожного будинку визначаємо наявність можливого впливу. Далі зіставляємо сектори, в які дув вітер, та частоту викиду пилку в цих секторах і формуємо «кошик» даних.

Напрямок вітру (V)		
Дата	Години	Напрямок (через який вітер віє в бік будинку)
14.08.2014	9.00-11.00	C1
14.08.2014	11.00-15.00	C2
14.08.2014	16.00-20.00	C1
15.08.2014	9.00-10.00	C4
15.08.2014	11.00-15.00	C2
15.08.2014	16.00-20.00	C5
16.08.2014	9.00-10.00	C7
16.08.2014	11.00-15.00	C2
16.08.2014	16.00-20.00	C6
17.08.2014	9.00-10.00	C8
17.08.2014	11.00-15.00	C8
17.08.2014	16.00-20.00	C6

Частота викиду пилку в секторах		
Дата	Сектори	Частота повторень
14.08.2014	C1, C2	3,2
15.08.2014	C4, C5	1,1
16.08.2014	C2, C6, C7	1,1,2
17.08.2014	C8	2



Збіг секторів викиду пилку та напрямку вітру («кошик» даних Spatio-temporal Baskets)

Дата	Сектор
14.08.2014	C1, C2
15.08.2014	C4, C5
16.08.2014	C2, C6, C7
17.08.2014	C8

*Рис. 4 – Визначення збігу секторів викиду пилку та напрямку вітру*

Створюємо таблицю перебування пацієнтів у секторах місцевості, порівнюємо ці сектори з «кошиком» – збіг секторів викиду пилку та напрямку вітру. І створюємо новий «кошик» даних – збіг перебування пацієнта у секторі, де є і пилок, і вітер.

Таким чином, ми визначили залежність захворюваності пацієнтів від їх перебування в секторах місцевості, що піддавались впливу пилку рослин-алергенів, за методом «кошиків». В результаті цього можна визначити наступне:

- 1) ареали поширення амброзії, які найбільш негативно впливають на здоров'я людей і які слід знищувати в першу чергу;
- 2) по яких маршрутах слід рухатись людям, щоб не зазнати негативного впливу (чи мінімізувати вплив) амброзії на людей.

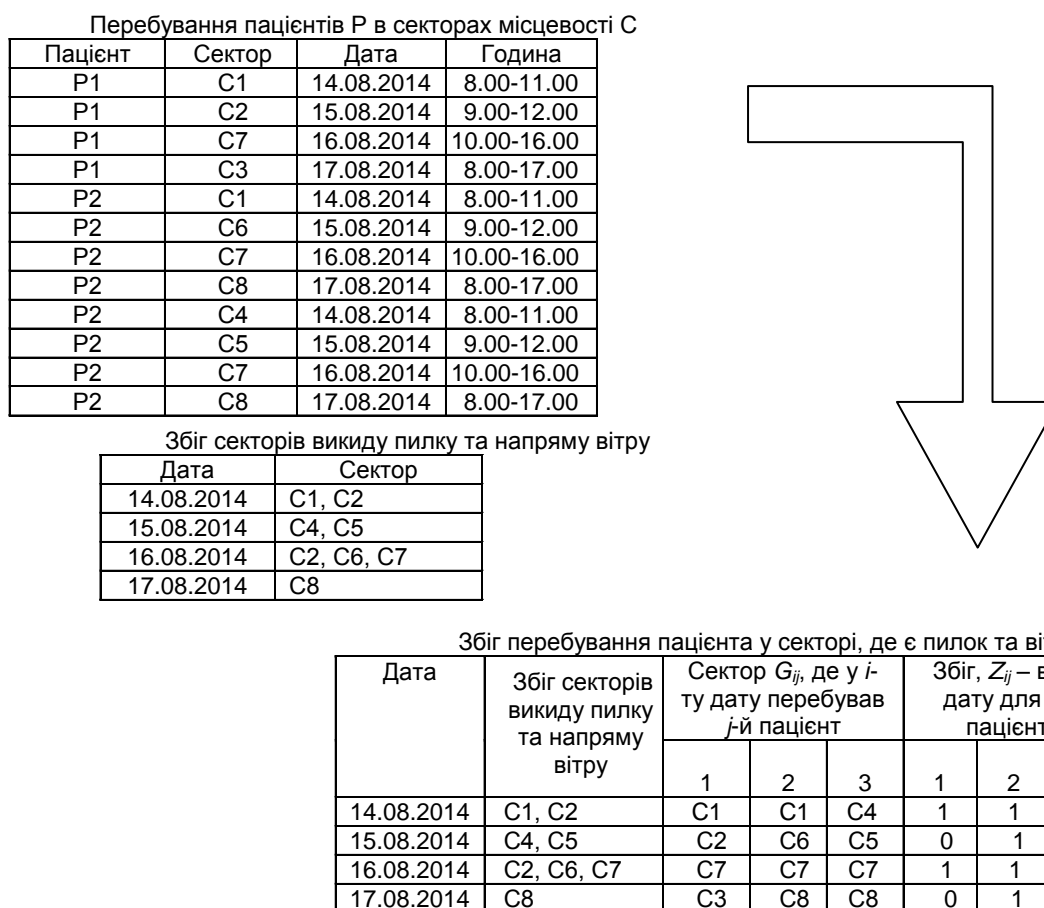


Рис. 5 – Визначення збігу перебування пацієнта у секторі, де є пилки та вітер

### Оцінювання ризику захворюваності населення через вплив рослин-алергенів

Результати поданого вище аналізу та методологія його проведення можуть бути основою для прийняття рішень з поліпшення та підвищення ефективності діагностування захворювання на БА у людей, в результаті цього можна визначити наявність впливу на певних людей у певних місцях та у певні моменти часу. Однак, бажано мати більш чітку кількісну характеристику цього впливу. Такою характеристикою, наприклад, може бути індивідуальний ризик  $R_j$ , який інформує про поширення ризику у вигляді можливого ураження конкретного чи типового індивіда у певній точці простору при певному впливі [4].

Запропонуємо вираз для обчислення індивідуального ризику захворюваності людини внаслідок впливу рослин-алергенів, формалізованого у вигляді просторово-хронологічної моделі, для того щоб можна було аналізувати цей вплив і, наприклад, науково-обґрунтовано визначати пріоритетність тих чи інших заходів, спрямованих на зменшення цього впливу. Для оцінювання ризику  $R_j$  впливу природних факторів (наприклад, заданого карантинного організму – амброзії чи тополі) на стан здоров'я  $j$ -ої людини у заданому будинку  $B$  пропонуємо (у позначеннях таблиць 1–10, моделі (1) та рисунків 3–5) таку формулу:

$$R_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Z_{ij} \frac{S(G_{ij})}{C(G_{ij})} \cdot k_{vij}, \quad (2)$$



де  $S(G_{ij})$  – площа розповсюдження карантинного організму у секторі  $G_{ij}$ , га;  $C(G_{ij})$ , – площа сектора га;  $n$  – кількість дат, для яких виявлено збіг умов для  $j$ -ої людини у зоні дії природних факторів;  $k_{vij}$  – коефіцієнт, який характеризує силу вітру в  $i$ -й момент часу відносно місця розташування  $j$ -ої людини (дату, годину чи ін.) у відсотках від критичної:

$$k_{vi} = \begin{cases} \frac{V_i}{V_m}, & V_i \leq V_m, \\ 1, & V_i > V_m, \end{cases}$$

$V_m$  – мінімальна швидкість вітру, за якої весь пилок з ареалів амброзії долітає до місця розташування людини.

Вираз формули (2) дозволяє врахувати багато особливостей:

– поділ на сектори може здійснюватись з урахуванням результатів моделювання процесу перенесення пилку навколо кожного будинку, з урахуванням особливостей рельєфу та сусідніх будівель, відповідно, площа усіх секторів буде, скоріше за все, різною;

– поділ на сектори може бути різним на різній висоті, тобто для кожного  $j$ -го потенційного пацієнта, які проживають на різних поверхах одного будинку, площа секторів і поділ на них, теоретично, можуть бути різними (тоді метод кошиків слід застосовувати для кожного поверху окремо).

Наведемо приклад оцінювання ризику  $R$  впливу природних факторів на стан здоров'я людей у заданому будинку  $B$  згідно із запропонованою формулою (2) та моделлю (1) для ситуації, поданої на рис. 2, з вихідними даними, поданими у таблицях 11–12.

*Таблиця 11 – Швидкості вітру*

Дата	Швидкість вітру $V_i$ , м/с	Мінімальна швидкість вітру, за якої весь пилок з ареалів амброзії долітає до місця розташування людини $V_m$ , м/с
14.08.2014	1,5	5
15.08.2014	2,2	5
16.08.2014	6	5
17.08.2014	1,6	5

*Таблиця 12 – Площі секторів*

Номер сектора $G_i$	Площа $C(G_i)$ сектора $G_i$ , га	Площа $S(G_i)$ розповсюдження карантинного організму у секторі $G_i$ , га
C1	0,12	0
C2	0,12	0
C3	0,12	0
C4	0,12	0
C5	0,12	0,009
C6	0,12	0,08
C7	0,12	0,06
C8	0,12	0,1

Тоді індивідуальний ризик ( $R_j$ ) захворюваності населення внаслідок впливу рослин-алергенів для 3 пацієнтів згідно з таблицею, поданою у нижній частині рисунку 5, буде обраховуватись наступним чином:

$$R_1 = \frac{1}{4} \left( 1 \cdot \frac{0}{0,12} \cdot \frac{1,5}{5} + 0 \cdot \frac{0}{0,12} \cdot \frac{2,2}{5} + 1 \cdot \frac{0,06}{0,12} \cdot 1 + 0 \cdot \frac{0}{0,12} \cdot \frac{1,6}{5} \right) = 0,125,$$
$$R_2 = \frac{1}{4} \left( 1 \cdot \frac{0}{0,12} \cdot \frac{1,5}{5} + 1 \cdot \frac{0,08}{0,12} \cdot \frac{2,2}{5} + 1 \cdot \frac{0,06}{0,12} \cdot 1 + 1 \cdot \frac{0}{0,12} \cdot \frac{1,6}{5} \right) = 0,195,$$
$$R_3 = \frac{1}{4} \left( 0 \cdot \frac{0}{0,12} \cdot \frac{1,5}{5} + 1 \cdot \frac{0,009}{0,12} \cdot \frac{2,2}{5} + 1 \cdot \frac{0,06}{0,12} \cdot 1 + 1 \cdot \frac{0,1}{0,12} \cdot \frac{1,6}{5} \right) = 0,2.$$

Таким чином, найбільший ризик захворюваності на БА мав місце для третьої людини, оскільки вона частіше за інших знаходилась у досліджувані дні в тих секторах, що найбільше заражені засадженнями амброзії полинолістої та з яких більше усього пилку переносилось вітром до місця розташування цієї людини. Хоча для другої людини він був ненабагато меншим з тих же причин.

Точність відбору факторів та моментів збігу, які враховує формула (2), визначається точністю відбору даних за методом «кошиків». Наприклад, якщо відбір буде зроблений не з точністю до доби, як це подано на рис. 3–5, а з точністю до години, тоді і формула (2) дасть точніший результат, але сама вона змін не зазнає.

### **Висновки**

Таким чином, у даній статті запропоновано новий підхід до формалізації інформаційної моделі для визначення впливу рослин-алергенів на бронхіальну астму дітей та дорослих шляхом віднесення просторових характеристик навколо місць життєдіяльності населення до множин певних секторів, а часових (хронологічних) характеристик – до характерних періодів вегетаційного циклу рослин-алергенів, що підвищує ефективність аналізу такої просторово-хронологічної моделі методом «кошиків». Запропоновано новий вираз для обчислення індивідуального ризику захворюваності людини на бронхіальну астму внаслідок впливу рослин-алергенів, складові якого визначаються із запропонованої просторово-хронологічної інформаційної моделі. Наведені приклади підтверджують працездатність запропонованих моделей, алгоритмів та виразів.

### **Список використаної літератури**

1. Мокін В.Б., Цимбалюк В.А. Визначення та картування ареалів поширення карантинних рослин у Вінницькій області // Збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції «Наука. Молодь. Екологія» в рамках I Всеукраїнського молодіжного з'їзду екологів з міжнародною участю, 21–23 травня 2014 року. – С. 242–248.
2. Маслов Д.В. Хронологическая модель, языки и методы манипулирования информацией в хранилищах данных: автореф. дис. на соискание ученой степени канд. техн. наук :

спец. 05.13.17 «Теоретические основы информатики» / Маслов Дмитрий Владимирович. – Самара, 2004. – 18 с.

3. Guozo Gidofalvi «Spatio-Temporal Data Mining for Location-Based Services» // Daisy Associate. – Dec. 17, 2007. – Pages 104–109.

4. Качинський А. Сучасні проблеми екологічної безпеки України / А. Качинський. – К. : 1994. – 48 с. (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень. – № 33).

*Стаття надійшла до редакції 13.08.14 українською мовою*

**© Т.Е. Уж, В.Б. Мокин**

**АНАЛИЗ РИСКА ВЛИЯНИЯ АЛЛЕРГЕННЫХ РАСТЕНИЙ  
НА ЗДОРОВЬЕ ДЕТЕЙ ИЛИ ВЗРОСЛЫХ В НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТАХ  
НА ОСНОВЕ ПРОСТРАНСТВЕННО-ХРОНОЛОГИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ДАННЫХ**

*В статье предложен новый подход к формализации информационной модели для определения влияния растений-аллергенов на заболевание бронхиальной астмой детей и взрослых путем отнесения пространственных характеристик вокруг мест жизнедеятельности населения к множествам определенных секторов, а временных (хронологических) характеристик – к характерным периодам вегетационного цикла растений-аллергенов, что повышает эффективность анализа такой модели известным методом корзин. Предложено новое выражение вычисления индивидуального риска заболеваемости людей бронхиальной астмой вследствие влияния растений-аллергенов, составляющие которого определяются из разработанной пространственно-хронологической информационной модели.*

**© T.E. Vuzh, V.B. Mokin**

**ANALYSIS RISK OF THE IMPACT OF PLANT-ALLERGENS  
THE HEALTH OF CHILDREN OR ADULTS IN THE SETTLEMENTS  
BASED SPACE-CHRONOLOGICAL DATA MODEL**

*The article developed a new approach to formalization of the space-chronological model for determine the impact of plant-allergens in asthma children and adults by classifying the spatial characteristics of the population around the site to set certain sectors and temporal (chronological) descriptions – to specific periods of the growing cycle of plants allergens which increases the efficiency of this model by famous analyzing baskets. Proposed a new expression for the calculation of individual risk of people with bronchial asthma due to the influence of plant allergens whose components are determined from the developed spatial-chronological information model.*

---

---

## Розділ 2. Основи природокористування

---

---

УДК 628.36

© **О.Я. Олійник**<sup>1</sup>, д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ;  
**О.А. Колпакова**<sup>2</sup>, аспірант

<sup>1</sup>Інститут гідромеханіки НАН України, м. Київ;  
<sup>2</sup>Київський національний університет будівництва та архітектури

### МОДЕЛЮВАННЯ І РОЗРАХУНКИ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД НА КРАПЛИННИХ БІОФІЛЬТРАХ

*На підставі аналізу загальної математичної моделі пропонуються спрощені моделі і методи розрахунку параметрів очистки стічних вод від органічних забруднень на краплинних біофільтрах в умовах достатнього забезпечення процесів біоокиснення киснем. Наведені рекомендації, які дозволяють оцінити вплив різних факторів на швидкість (кінетику) реакцій і масообмінні процеси.*

**Ключові слова:** біофільтр, стічні води, біологічна плівка, органічні сполуки, масоперенос, метод розрахунку, реакція, модель, очистка.

На практиці біологічної очистки господарсько-побутових стічних вод в аеробних умовах порівняно широке розповсюдження одержали краплинні біофільтри (trickling biofilter), в яких накопичення мікроорганізмів формується у вигляді біоплівки на твердій поверхні завантаження, яке нещільно заповнює резервуар [1–7]. На відміну від затоплених звичайних фільтрів (submerged filters), в яких потік стічної води фільтрується в порах матеріалу завантаження з утвореної на його поверхні біоплівки, в краплинних фільтрах потік стічної води стікає по поверхні завантаження із закріпленою біоплівкою. В якості завантаження приймаються різні пластини із полімерних матеріалів або частинки породи різних розмірів [2, 3, 4, 8, 9]. Крім того, якщо в затоплених фільтрах стічна вода поступає або після початкової аерації її повітрям (киснем), або за рахунок бульбашок повітря у фільтрі при пневматичній аерації, то в краплинному фільтрі повітря поступає природнім шляхом зверху чи знизу постійним потоком, який рухається по поверхні рідини в прямому чи зворотному напрямку. Ефективність вилучення розчинних органічних речовин, якими переважно забруднені господарсько-побутові стічні води, у біофільтрах пов'язана з утворенням високої концентрації біомаси

в одиниці об'єму фільтра у вигляді біоплівки, яка утворюється на поверхні матеріалу завантаження і має значну концентрацію мікроорганізмів [1, 2, 10, 11, 12].

Останнім часом поширилось використання краплинних повітряних біофільтрів (КПБ) для очистки багатьох летючих (легких) органічних сполук (ЛОС) із різних газів. Процес включає масоперенос із газової фази (ізопропілового спирту, ацетону, кисню і т.п.) безпосередньо в біоплівку чи через рідинну плівку; біоокиснення відбувається всередині біоплівки [7, 13, 14]. Більш детально існуючі конструкції краплинних біофільтрів та опис механізмів і процесів вилучення органічних забруднень на них закріпленим біоценозом і динаміки його формування, а також існуючих моделей і методів розрахунку параметрів очистки з використанням біоплівкових моделей розглянуті в багатьох роботах, зокрема [1, 2, 8, 10, 15]. В якості прикладу промислового використання краплинного фільтра в роботі [16] наведені результати ґрунтовних досліджень вилучення амонійного азоту (нітрифікації) при очистці комунальних стічних вод м. Гетеборга (Швеція). При цьому зазначається доцільність і ефективність використання краплинних фільтрів при біологічній очистці значних об'ємів стічних вод. Проте існуючі наукові дослідження, на основі яких розроблялись і пропонувались методи розрахунку, носили в основному емпіричний характер, а також проводились з використанням спрощених теоретичних підходів (моделей). Тому на підставі проведеного аналізу існуючих теоретичних і експериментальних розробок, з більш повним і ґрунтовним врахуванням механізмів і особливостей очистки стічних вод на краплинних біофільтрах, була сформульована і запропонована найбільш повна математична трифазна модель, яка складається із гідродинамічного блоку і блоку динаміки органічних забруднень і повітря (кисню) в краплинному фільтрі, загальна схема якої наведена в роботах [17, 18]. Виконаний аналіз загальної моделі показав, що для використання в практичних розрахунках загальну модель можна спростити, а саме розглядаючи потік забруднень у біоплівку і їх вилучення в стаціонарних умовах, враховуючи, що процес аеробної очистки в достатній кількості забезпечений киснем, тобто не лімітується киснем, а також ряд інших передумов, які цілком допустимі і не вносять суттєвих похибок в розрахунки [2, 10, 11]. Таким чином, для визначення зміни концентрації органічних забруднень (ОЗ)  $L$  в межах біоплівки товщиною  $\delta$  (рис. 1) розглянемо рішення наступного рівняння

$$D_L \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - R_L = 0, \quad (1)$$

яке виконується при наступних граничних умовах

$$\begin{aligned} -D_L \frac{\partial L}{\partial x} &= K_L (L_e - L|_{x=0}) \text{ при } x = 0 \\ \frac{\partial L}{\partial x} &= 0 \text{ при } x = \delta. \end{aligned} \quad (2)$$

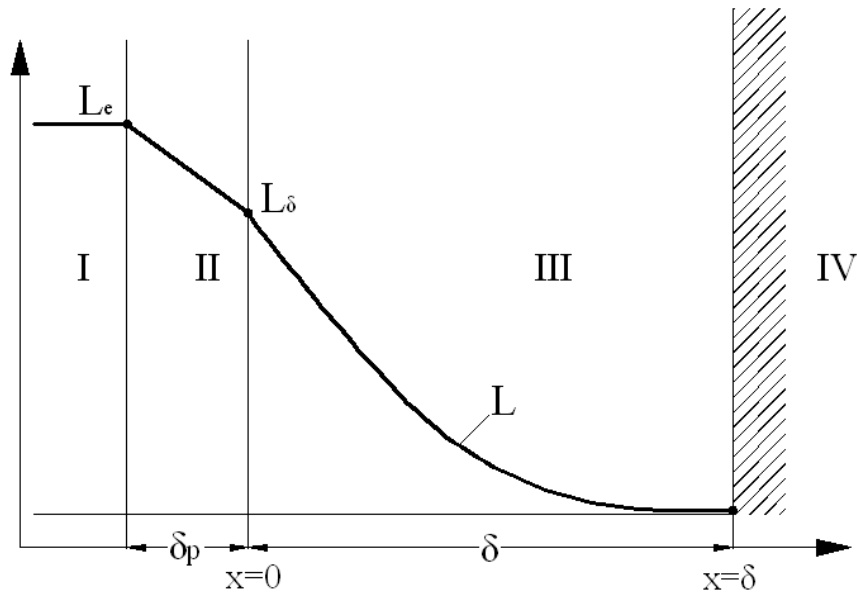


Рис. 1 – Профілі розподілу концентрацій  $L$  в біоплівці і рідинній плівці  
 I – потік рідини, II – рідинна плівка, III – біоплівка, IV – елемент завантаження

Відомо [11, 17], що якщо процес утилізації забруднень не лімітується киснем, тобто забезпечений киснем в достатній кількості, швидкість реакції при повній відсутності інгібуючого впливу описується відомим рівнянням Моно

$$R_L = \frac{\rho_m L}{K_m + L}, \quad \rho_m = \frac{\mu_m X}{Y}. \quad (3)$$

Враховуючи, що при порівняно невеликих концентраціях забруднень часто можна приймати  $K_m \gg L$ , а при значних концентраціях  $K_m \ll L$ , то в цих випадках кінетику реакції можна відповідно приймати першого і нульового порядків, а саме:

$$R_{L1} = kL, \quad k = \frac{\rho_m}{K_m}; \quad (4)$$

$$R_{L0} = w_L, \quad w_L = \frac{\mu_m}{Y} X. \quad (5)$$

У наведених рівняннях і залежностях прийняті наступні позначення окремих параметрів і коефіцієнти:

$L$ ,  $L_e$ ,  $L_0$  – відповідно концентрації органічних забруднень у біоплівці, у фільтрі і вхідній рідині  $\frac{гБПК_n}{м^3}$ ,  $\frac{гХПК}{м^3}$ ;  $\delta$ ,  $\delta_p$  – відповідно розрахункові товщини активної (аеробної) біоплівки і рідинної плівки (пограничного шару), м;  $D$  – коефіцієнт молекулярної дифузії в біоплівці,  $м^2/год$ ;  $K_L$  – коефіцієнт масопереносу  $O_2$  в рідинній плівці, м/год,  $K_m$  – константа

насичення (півнасичення) по ОЗ,  $\frac{z_{БПК_n}}{M^3}$ ,  $\frac{z_{ХПК}}{M^3}$ ;  $\mu_m$  – питома максимальна швидкість росту мікроорганізмів, год<sup>-1</sup>;  $Y = \frac{dX}{dL}$  – стехіометричний коефіцієнт приросту біомаси, г/г;  $X$  – концентрація біомаси в біоплівці,  $\frac{z_{БВБ}}{M^3}$ ,  $\frac{z_{ХПК(Б)}}{M^3}$ .

У результаті рішення рівняння (1) при граничних умовах (2) для реакції  $R_{L1}$  першого порядку (4) одержимо таку залежність для зміни концентрації  $L$  по товщині біоплівки  $x$

$$L(\bar{x}) = L_e \frac{e^{\sqrt{\alpha}(2-\bar{x})} + e^{\sqrt{\alpha}\bar{x}}}{(e^{2\sqrt{\alpha}} + 1) + \lambda(e^{2\sqrt{\alpha}} - 1)}, \quad (6)$$

де  $\alpha = \frac{k\delta^2}{D_L}$ ,  $\lambda = \frac{\sqrt{kD_L}}{K_L}$ ,  $\bar{x} = \frac{x}{\delta}$ .

Залежність для визначення концентрації забруднень на зовнішній поверхні біоплівки одержимо із рівняння (6) при значенні  $\bar{x} = 0$

$$L(0) = L_\delta = AL_e, \quad (7)$$

де  $A = \frac{1 + e^{-\varphi}}{(1 + e^{-\varphi}) + \lambda(1 - e^{-\varphi})}$ ,  $\varphi = 2\sqrt{\alpha}$ . (8)

На основі залежності (8) для визначення параметра  $A$  побудовано розрахунковий графік  $A = f(\varphi, \lambda)$  (рис. 2). З використанням залежності (7) рівняння (6) можна спростити до вигляду:

$$L(\bar{x}) = \frac{ch\sqrt{\alpha}(1-\bar{x})}{ch\sqrt{\alpha}} L_\delta, \quad \text{де } \sqrt{\alpha} = \frac{\varphi}{2} \quad (9)$$

Для визначення концентрації  $L(\bar{x})$  в межах біоплівки можна скористатись графіком  $\frac{L(\bar{x})}{L_\delta} = (\alpha, \bar{x})$ , який наведено в роботі [2, fig 17.5].

Потік органічних забруднень в біоплівку при кінетиці першого порядку  $N_1$  буде складати

$$N_1 = -D_L \left. \frac{\partial L}{\partial x} \right|_{x=0} = D_L \frac{th\sqrt{\alpha}}{\alpha_0} L_\delta = k_1 L_\delta, \quad (10)$$

де  $\alpha_0 = \sqrt{\frac{D_L}{k}}$ ,  $k_1 = D_L \frac{th\sqrt{\alpha}}{\alpha_0}$ .

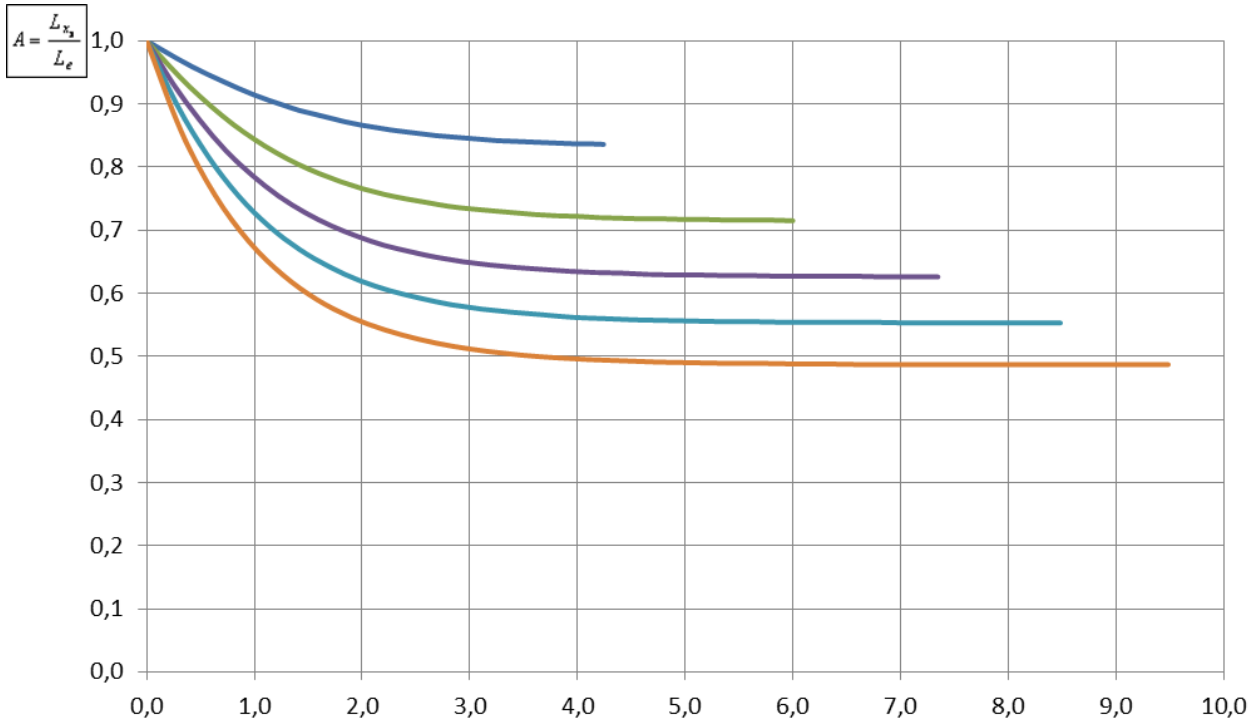


Рис. 2 – Графік залежності  $A = f(\varphi, \lambda)$ . Графік для визначення параметра  $A$ , для призматичного завантаження: 1)  $\delta = 0,0001$  м, 2)  $\delta = 0,0002$ , 3)  $\delta = 0,0003$

Згідно з (10), можна відзначити, що при заданій товщині біоплівки  $\delta$  потік  $N$  залежить тільки від концентрації  $L_\delta$ . Проте треба зазначити, що коефіцієнт  $k_1$  буде константою тільки в тому випадку, коли товщина біоплівки буде постійною. Для випадків, коли товщина біоплівки змінюється, величина  $k_1$  збільшується зі збільшенням  $\delta$ . Також концентрація  $L_\delta$  залежить від концентрації  $L_e$ , яка змінюється (зменшується) по висоті фільтру, що в деякій мірі буде впливати також на формування товщини біоплівки по висоті фільтру. Наведені дослідження, про що більш детально буде сказано нижче, показали, що в даному випадку в практичних розрахунках при визначенні концентрації  $L_e$  можемо обмежитись осередненим постійним значенням по висоті фільтру.

Виконаний аналіз показав, що оцінити ефективність очистки в даному випадку можна за рахунок коефіцієнта  $\varepsilon$ , який визначається відношенням

$$\varepsilon = \frac{th\alpha}{\alpha_0} . \tag{11}$$

Так, при малих значеннях  $\frac{\delta}{\alpha_0} < 0,4$  біоплівка буде повністю проникна, а значення  $\varepsilon$  відповідає приблизно 1. Для більш товстої біоплівки  $\frac{\delta}{\alpha_0} > 0,4$  значення  $\varepsilon$  буде зменшуватись і становитиме десь

$$\varepsilon = \frac{\alpha_0}{\delta} \text{ при } \frac{\delta}{\alpha_0} > 4 . \tag{12}$$



Рішення рівняння (1) для реакції  $R_L$  нульового порядку (3) розглянемо для двох наступних випадків з різними граничними умовами. У першому випадку, який відповідає повному проникненню ОЗ в біоплівку ( $\beta \geq 1$ ), рішення рівняння (1) виконується при граничних умовах (2), в результаті цього одержимо таку залежність для визначення концентрації  $L$  в біоплівці

$$L(x) = L_e - \frac{w_L}{D_L} \left( \frac{\delta D_L}{K_L} + \delta x - \frac{x^2}{2} \right). \quad (13)$$

Значення концентрації на поверхні біоплівки ( $x=0$ ) буде складати

$$L_\delta = L_e - \frac{w_L \delta}{K_L}. \quad (14)$$

З врахуванням (14) рівняння (13) можна записати у вигляді

$$L(x) = L_\delta - \left( \delta x - \frac{x^2}{2} \right) \frac{w_L}{D_L}, \quad (15)$$

яке для послідуочого аналізу запишемо у вигляді

$$L(x) = L_\delta \left[ 1 - \left( \frac{2x}{\delta \beta^2} - \frac{x^2}{\delta^2 \beta^2} \right) \right], \quad (16)$$

$$\beta = \sqrt{\frac{2L_\delta D_L}{w_L \delta^2}}, \quad \text{або} \quad \beta \delta = \sqrt{\frac{2L_\delta D_L}{w_L}}. \quad (17)$$

У другому випадку, який відповідає частковому проникненню ОЗ в біоплівку ( $\beta < 1$ ), рішення рівняння (1) виконується при умові  $L=0$  на границі  $x=\delta$  замість  $\frac{\partial L}{\partial x} = 0$  в попередньому випадку

$$L(x) = L_\delta \left( 1 - \frac{2x}{\beta \delta} - \frac{x^2}{(\beta \delta)^2} \right), \quad (18)$$

$$L_\delta = \frac{L_e - \frac{w_L \delta}{K_L}}{\left( 1 - \frac{D_L}{\delta K_L} \right)}. \quad (19)$$

Якщо в багатьох випадках відношення  $\frac{D_L}{\delta \cdot K_L} \ll 1$ , то в обох випадках значення  $\beta$  для визначення концентрації  $L_\delta$  можна скористатись залежністю (14).

У першому випадку ( $\beta \geq 1$ ) потік в біоплівку згідно з рівнянням (2) буде складати

$$N = w_L \delta, \quad (20)$$

а в другому випадку ( $\beta < 1$ ) маємо

$$N = \beta \delta w_L. \quad (21)$$

Так як згідно з (17) параметр  $\beta$  залежить від концентрації  $L_\delta$ , то залежність (21) можна записати у вигляді

$$N = \sqrt{2D_L w_L} \sqrt{L_\delta}, \quad (22)$$

тобто одержати відому залежність половинного порядку для потоку ОЗ від концентрації  $L_\delta$  при швидкості реакції  $k_\delta (m^{0.5} e^{-0.5t^{-1}})$

$$M = k_\delta \sqrt{L_\delta}. \quad (23)$$

Таким чином, відношення потоків для реакцій нульового порядку для частково проникної біоплівки (21) і для повністю проникної біоплівки (20) визначаються через параметр  $\beta$ . Для визначення зміни концентрацій всередині біоплівки для різних значень  $\beta$  ( $\beta < 1$  і  $\beta \geq 1$ ) можна скористатись графіком  $\frac{L}{L_\delta} = f(\bar{x}, \beta)$  (рис. 3) [2].

Зазначимо, що графіки на рис. 3 побудовані при постійній товщині біоплівки  $\delta$ , проте відповідають кожному конкретному значенню змінної по висоті фільтра концентрації  $L_e$ , від якої залежить концентрація на поверхні біоплівки  $L_\delta$ . Таким чином, в даному випадку параметр  $\beta$  залежить від концентрації  $L_e$ , і це потрібно врахувати при його визначенні. Із рис. 3 також слідує, що перехід від частково проникної біоплівки до повністю проникної біоплівки відбувається при  $\beta = 1$ , що наближено відповідає значенню концентрації на поверхні біоплівки

$$L_{\delta_{\min}} = \frac{\delta^2 w_L}{2D_L}. \quad (24)$$

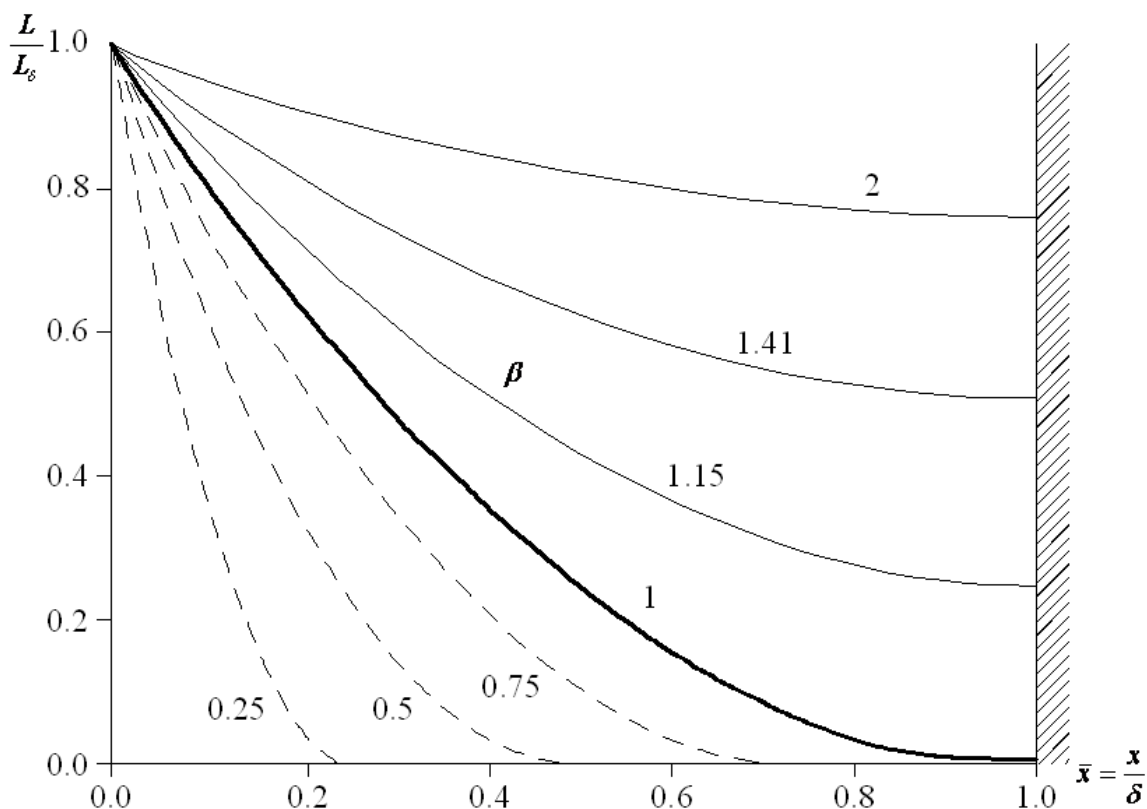


Рис. 3 – Профілі концентрації при кінетиці нульового порядку в середині біоплівки для різних значень  $\beta < 1$  і  $\beta > 1$

Наведені вище рішення одержані для кінетики реакцій  $R_L$  першого і нульового порядків, що відповідає низьким і значним концентраціям ОЗ. Згідно з [19] в практичних розрахунках це відповідає відношенням  $\beta_L = \frac{K_m}{L_0} > 2$  і  $\beta_L < 0,25$ . Проте при очистці стічних вод на біофільтрах, в окремих випадках маємо відношення  $\beta_L$  в межах  $0,25 < \beta_L < 0,2$ . В цих випадках при розрахунках кінетики реакцій  $R_L$  необхідно використовувати відоме в рівнянні Моно (3). У роботі [19] для визначення концентрації  $L$  в біоплівці, зокрема на поверхні  $L_\delta$ , запропоновано метод рішення рівняння (1) з врахуванням кінетичної реакції  $R_L$ , згідно з рівнянням Моно. Зміст і послідовність використання запропонованої ітераційної методики розрахунку наведено в роботах [19, 20].

У роботах [10, 20] потік органічних забруднень через біоплівку у випадку кінетики реакції за рівнянням Моно пропонується досить обґрунтовано визначити як середньозважену величину  $N_n$ , одержану від потоків при реакціях нульового порядку  $N_0$  і першого порядку  $N_1$ , а саме

$$N_n = \gamma N_0 + (1 - \gamma) N_1, \quad (25)$$

$$\text{де } \gamma_0 = \frac{L_\delta^0}{K_m + L_\delta^0}, \quad \gamma_1 = \frac{L_\delta^1}{K_m + L_\delta^1}. \quad (26)$$

Проведений аналіз показав, що залежність (25) можна спростити, прийнявши в ній замість потоків  $N$  значення концентрацій на поверхні біоплівки [21]

$$L_{\delta}^n = \gamma_0 L_{\delta}^0 + (1 - \gamma_1) L_{\delta}^1. \quad (27)$$

Для оцінки точності запропонованого середньозваженого методу результати, які одержані за допомогою цього методу, порівнювались з результатами, одержаними чисельним методом рішення рівняння (1) з реакцією  $R_L$  за рівнянням Моно (3). Проведені широкі порівняльні дослідження і наведені оцінки показали, що середньозважений підхід забезпечує необхідну точність розрахунку; при цьому відхилення в обох випадках як по потоку, так і по концентрації в біореакторі в середньому не перевищує 10% [20].

Згідно з [17] для визначення зміни концентрації  $L_e$  по висоті біофільтра використовуємо загальне рівняння збереження маси забруднень у потоці рідини біофільтра

$$n_e \frac{\partial L_e}{\partial t} = -Q \frac{\partial L_e}{\partial z} - F_{\delta} K_L (L_e - L_{\delta}). \quad (28)$$

В умовах стаціонарного режиму, який настає досить швидко, в результаті рішення рівняння (28) при  $n_e \frac{\partial L_e}{\partial t} = 0$ , враховуючи залежність (7) для  $L_{\delta}$  і граничну умову  $L_e = L_0$  при  $z = 0$ , для послідувочої реалізації практичних розрахунків для реакції першого порядку одержимо залежність

$$\bar{L}_e = e^{-B\bar{z}} \approx e^{-\tilde{z}}, \quad A_* = K_L F_{\delta} (1 - A) \quad (29)$$

де  $\bar{L}_e = \frac{L_e}{L_0}$ ,  $\bar{z} = \frac{z}{S}$ ,  $B = \frac{A_* S}{Q}$ ,  $\tilde{z} = B\bar{z} = \frac{A_*}{Q} z$ .

Для визначення концентрації на виході з фільтра (у фільтраті)  $z = S$  маємо

$$L_e(S) = L_0 e^{-\tilde{S}}, \quad \tilde{S} = \frac{A_*}{Q} S \quad (30)$$

а для визначення робочої висоти фільтра  $S$  при відомих заданих параметрах  $L_0$ ,  $Q$ ,  $\varepsilon$ ,  $L_e(S)$  і  $A_*$  маємо

$$S = \frac{Q}{A_*} \ln \frac{L_0}{L_e(S)}. \quad (31)$$

У наведених залежностях:  $F_{\delta}$  – площа поверхні біоплівки на одиницю висоти фільтра, м;  $S$  – робоча висота фільтра, м;  $Q$  – витрата (об’ємна швидкість потоку), м<sup>3</sup>/год.

На основі залежності (29) на рис. 4, 5 побудовані розрахункові графіки  $\bar{L}_e = \frac{L_e}{L_0} = f(\bar{Q}, \bar{z})$  і  $\bar{L}_e = \frac{L_e}{L_0} = f(\tilde{z})$ , де  $\bar{Q} = \frac{1}{B} = \frac{Q}{A_* S}$ .

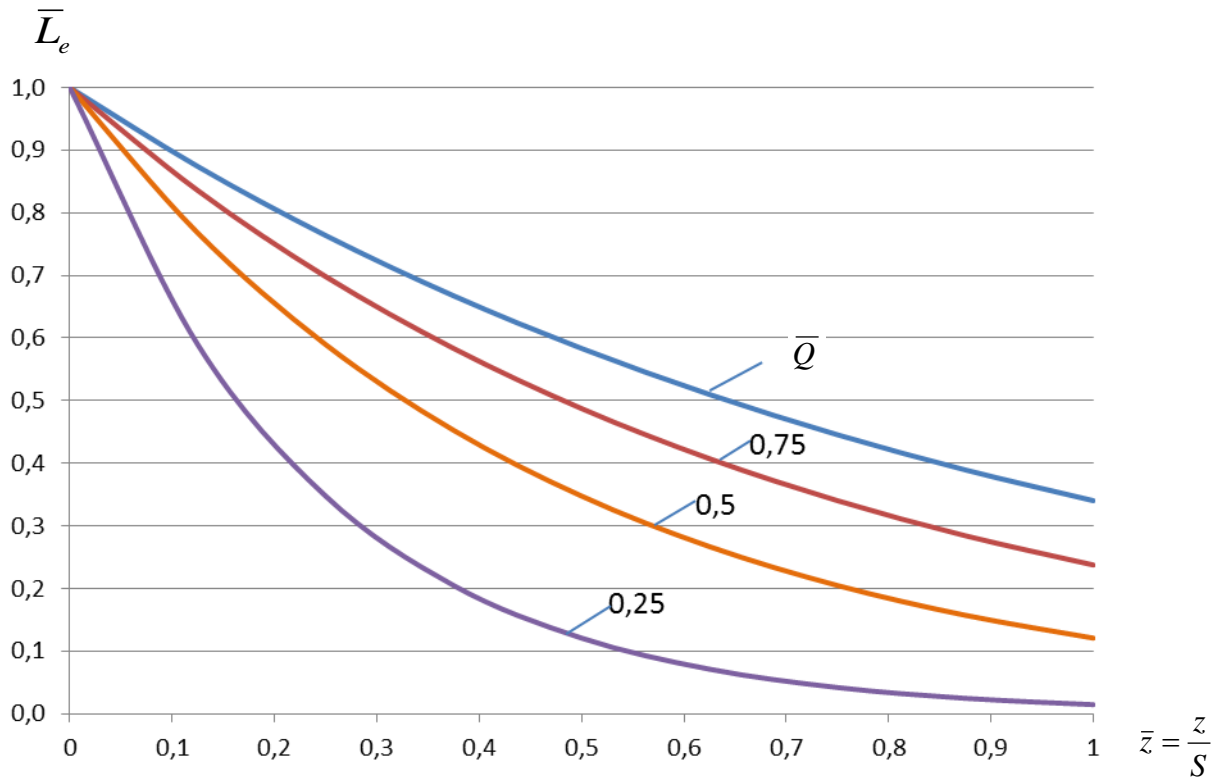


Рис. 4 – Графік залежності  $\bar{L}_e = \frac{L_e}{L_0} = f(\bar{Q}, \bar{z})$

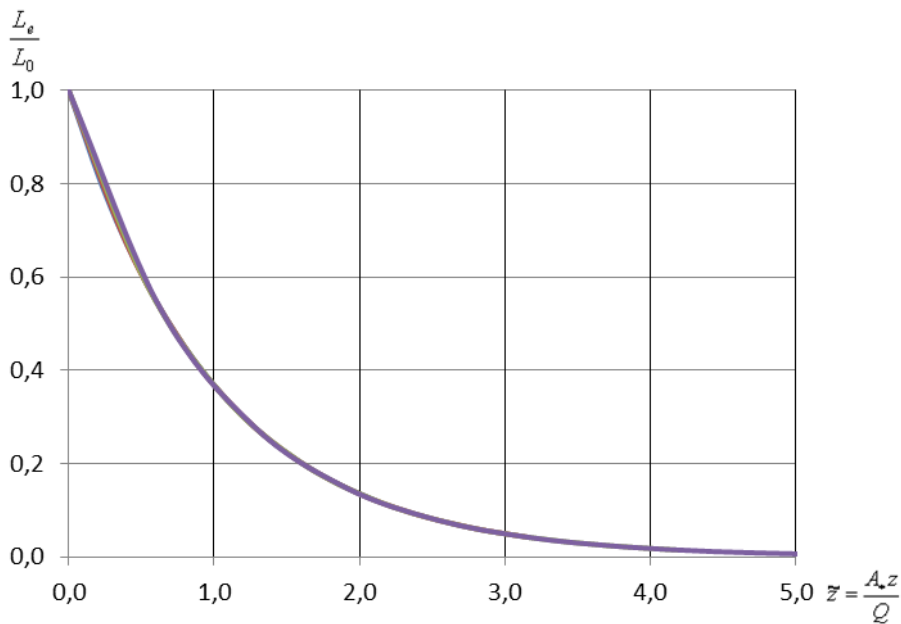


Рис. 5 – Графік залежності  $\bar{L}_e = \frac{L_e}{L_0} = f(\tilde{z})$

У результаті рішення рівняння (28) для реакції нульового порядку (5) із врахуванням залежності (14) для визначення зміни концентрації  $L_e$  по висоті фільтра  $z$  одержимо залежність

$$L_e = L_0 - \frac{F_\delta}{Q} w_L \delta z . \quad (32)$$

Концентрація на виході із фільтра ( $z = S$ ) буде складати

$$L_e(S) = L_0 - \frac{F_\delta}{Q} w_L \delta S , \quad (33)$$

а для визначення висоти фільтра при заданій концентрації  $L_e(S)$  маємо

$$S = \frac{Q}{F_\delta w_L \delta} (L_0 - L_e(S)) . \quad (34)$$

Більш складним буде рівняння (28) при врахуванні концентрації  $L_\delta$  за залежністю (27). В цьому випадку рівняння для зміни концентрації у фільтрі  $\bar{L}_e$  буде мати вигляд [21].

$$\frac{\partial \bar{L}_e}{\partial \bar{z}} + A_{*n} \bar{L}_e + A_p = 0 , \quad (35)$$

розв'язок якого при  $\bar{L}_e(0) = 1$  ( $L_e = L_0$  при  $z = 0$ ) буде мати вигляд

$$\bar{L}_e(\bar{z}) = (1 + M) e^{-\bar{z}} - M , \quad (36)$$

де  $M = \frac{A_p}{A_{*n}}$  ,  $A_p = \gamma_0 \rho \lambda$  ,  $A_{*n} = \lambda A_0$  ,  $A_0 = 1 - \gamma_0 - (1 - \gamma_1)$  ,

$$\lambda = \frac{F_\delta K_L}{Q} , \quad \rho = \frac{w_L \delta}{K_L} , \quad \bar{z} = A_{*n} \bar{z} , \quad \bar{z} = \frac{z}{S} .$$

У багатьох існуючих випадках профілі концентрації всередині біоплівки розраховані при передумові, що концентрація забруднень на поверхні біоплівки  $L_\delta$  дорівнює концентрації забруднень у біофільтрі  $L_e$ . Проте навіть при повному перемішуванні в біофільтрі спостерігається утворення пограничного шару, масообмін через який потрібно враховувати за формулою

$$N_L = K_L (L_e - L_\delta) = \frac{1}{R_L} (L_e - L_\delta) , \quad (37)$$

де  $K_L$  – коефіцієнт переносу і  $R_L$  – зовнішній опір, які визначаються [2, 22]

$$K_L = \frac{D}{\delta_p}, \quad K_L = \frac{1}{R_L}, \quad R_L = \frac{\delta_p}{D}, \quad (38)$$

також із рівняння 
$$Sh = \frac{d_L}{R_L D}, \quad (39)$$

тобто залежить від товщини рідинної плівки (пограничного шару)  $\delta_p$  і коефіцієнта дифузії в рідинній фазі  $D$ .

Тут  $d_L$  – характеристична довжина,  $Sh$  – число Шервуди, яке визначається за формулою

$$Sh = A + B Re^m Sc^n; \quad (40)$$

$Re = \frac{V d_L}{\nu}$  – відоме число Рейнольдса;  $Sc = \frac{\nu}{D}$  – відоме число Шмідта;  $A, B, m, n$  – дослідні параметри,  $V$  – швидкість, м/год;  $\nu$  – кінематична в'язкість, м<sup>2</sup>/с.

Так, сумісно розглядаючи потік ОЗ в біоплівку за формулою (10) і потік через зовнішній пограничний шар (37), то, наприклад для реакції першого порядку, одержимо

$$N_1 = k_1 L_\delta = \frac{1}{R_L} (L_e - L_\delta), \quad L_\delta = A L_e. \quad (41)$$

Після деяких перетворень для визначення опору  $R_L$  одержимо

$$R_L = \frac{1-A}{k_1 A}, \quad K_L = \frac{k_1 A}{1-A}. \quad (42)$$

Нагадаємо, що  $k_1 = D_L \frac{th\sqrt{\alpha}}{\alpha_0}$ ,  $\alpha = \frac{k\delta^2}{D_L}$ ,  $\alpha_0 = \sqrt{\frac{D_L}{k}}$ ,  $k = \frac{\rho_m}{K_m}$ ,  $D_L \approx 0,8D$ ,  $\lambda = \frac{\sqrt{kD_L}}{K_L}$ .

Так як параметр  $A$  згідно з рівнянням (8) залежить від коефіцієнта  $K_{L1}$ , то залежність (42) вирішується методом ітерацій.

На рис. 6 в якості прикладу для оцінки впливу  $\delta_p$  наведено графік  $N_L = f(L_{ec}, \delta_p)$ , побудований для випадку  $\delta = 200$  мк, за кінетикою Моно і біореактори – змішувачі, тобто при  $L_e(z) = L_{ec} = const$  [2]. Проте графік в якійсь мірі дозволяє оцінити вплив товщини  $\delta_p$  на роботу біофільтра, в якому концентрація  $L_e$ , а тому і товщина  $\delta_p$  будуть змінюватись по висоті фільтра, при збільшенні концентрації ОЗ в біофільтрі і зменшенні товщини пограничного шару  $\delta_p$  потік  $N_L$  зростає. Так, при значній товщині пограничного шару  $\delta_p = 500$  мк потік ОЗ зменшується більше ніж на 70%.

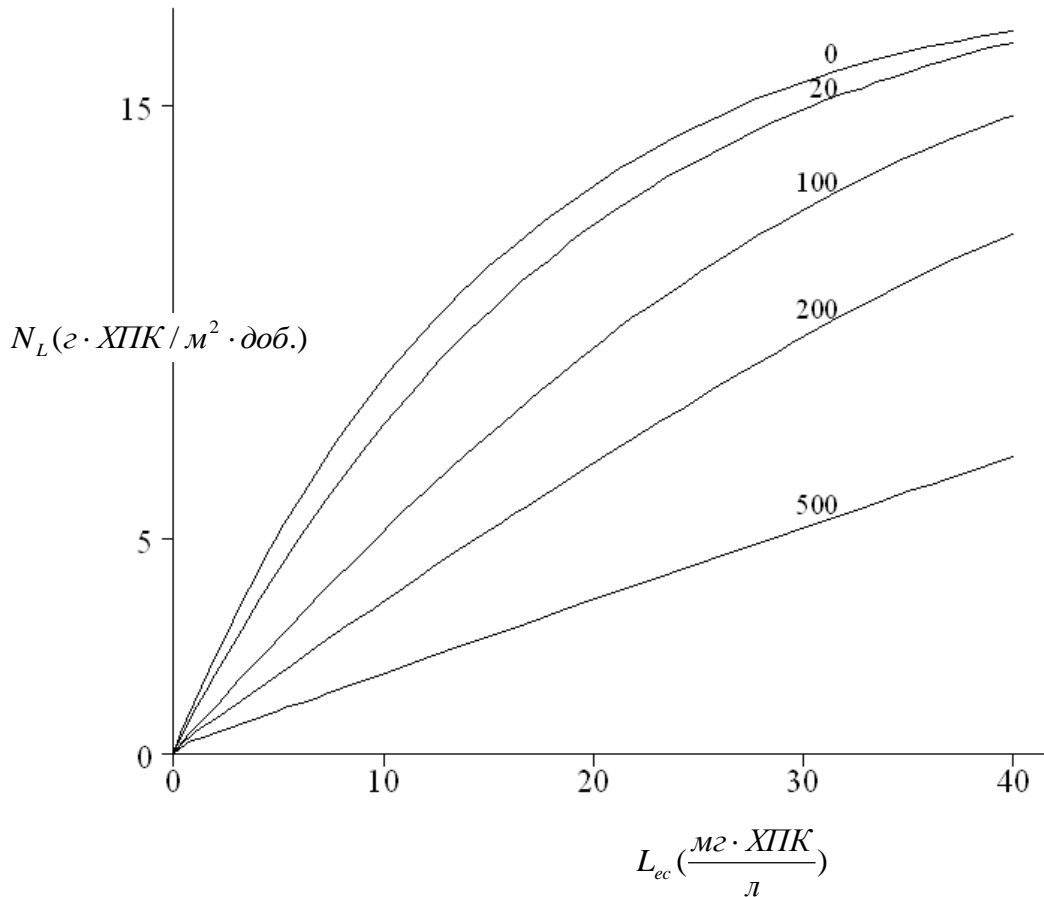


Рис. 6 – Графік залежності потоку  $N_L = f(L_{ec}, \delta_p)$  за кінетикою Моно при  $L_e = L_{ec} = const$  і  $\delta = 200 мк$

Ефективність вилучення в даному випадку органічних забруднень у біофільтрі пов'язана з утворенням високої концентрації закріпленої біомаси (біоплівки) на одиницю об'єму біофільтра. Біоплівка являє собою складну мікробіальну екосистему, в якій одночасно протікають декілька фізичних, хімічних та біологічних процесів. У загальному випадку біоплівка складається з двох частин: рідинна фаза, в якій розчинені речовини перемішуються за рахунок молекулярної дифузії, і твердої фази, яка складається з різних видів бактерій, нерозчинених речовин і інертного матеріалу. Більш детально склад компонентів в рідинній і твердій фазах, які кількісно беруть участь у формуванні товщини біоплівки, і оцінка при цьому взаємозв'язку між ними наведені зокрема в роботах [10, 11, 12]. Проте, хоча рідина складає основну частину біоплівки, але основна її фізична характеристика знаходиться у твердій фазі, частини якої є основними при моделюванні товщини і складу біоплівки, так як вони визначають її реактивні і структурні якості. Тверда частина біоплівки має складну гетерогенну структуру і складається в основному з активної біомаси (в даному випадку гетеротрофних мікроорганізмів), інертної біомаси і позаклітинних полімерних речовин (EPS) [10, 11, 12]. Бактерії переважно знаходяться всередині EPS, який в основному являє собою клейкоподібну масу, яка утримує біоплівку на місці. В цілому структура біоплівки змінюється по її товщині і по висоті фільтра. Вивченню гетерогенної структури біоплівки, її основних характеристик, процесів, що відбуваються в біоплівці при вилученні органічних забруднень



в аеробних умовах і т.п., присвячено багато робіт, зокрема [1, 2, 10, 11, 12, 19, 20], і тому в даній статті обмежились тільки деякою інформацією, яка буде корисною для розуміння процесів очистки стічних вод біоплівковими методами.

Масоперенос, густина і товщина біоплівки, швидкість реакцій в біоплівці в значній мірі залежать від навантаження і гідравлічних умов в реакторах із закріпленим біоценозом. Товщина біоплівки залежить від часу її зростання (віку біоплівки), має змінну густину (щільність) і, як правило, неплоску шорстку поверхню. В існуючих дослідженнях біоплівкових моделей приймається, як правило, плоска поверхня біоплівки. Проте останнім часом зроблені спроби врахувати неплоску геометрію поверхні біоплівки, змінну густину по її товщині шляхом введення поправочних коефіцієнтів [10, 23, 24, 25]. При цьому треба звернути увагу на те, що в біоплівкових моделях бере участь не вся товщина біоплівки, а її активна однорідна частина [2, 10, 19, 20]. Зазначимо, що при формуванні товщини біоплівки, як правило, необхідно враховувати процеси розпаду, відриву, особливо це доцільно робити при значних товщинах біоплівки і при тривалих режимах її роботи. У зв'язку із зазначеним вище, для визначення формування товщини біоплівки в часі пропонується наступне загальне рівняння [2, 10].

$$\frac{d\delta}{dt} = U_{\delta}(\delta) + U_{as} - U_{ds}, \quad (43)$$

де  $U_{\delta}(\delta)$  – загальний ефект розширення біоплівки, як результат її зростання і розпаду всередині біоплівки, тобто швидкість зростання, якщо інші процеси відсутні;  $U_{as}$  – швидкість прилипання;  $U_{ds}$  – швидкість відриву з поверхні біоплівки. На основі рівняння (43) в роботах [2, 10, 20, 26] наведені різні рівняння в залежності від особливостей при врахуванні зазначених процесів.

У найбільш поширеному вигляді рівняння можна записати у вигляді [2]

$$\frac{d\delta}{dt} = \frac{YN}{X} - b_{\delta}\delta - U_{ds}, \quad (44)$$

де  $\frac{YN}{X}$  – зростання біоплівки;  $b_{\delta} = (b - b_{as})\delta$  – розпад біоплівки;  $b_{in}$ ,  $b_{res}$  – відповідно коефіцієнти інактивації і ефективного дихання (респірація);  $U_{ds}$  – швидкість відриву з поверхні біоплівки.

У роботі [2] наведено огляд залежностей для визначення швидкості  $U_{ds}$ . Вважаючи, що в більшості біоплівкових моделей товщина біоплівки приймається постійною, то, записавши рівняння (44) у вигляді

$$0 = \frac{YN}{X} - b\delta - U_{ds}, \quad (45)$$

при різних значеннях потоків  $O_3$   $N$  і швидкостей відриву, можна визначити товщину біоплівки  $\delta$ .

Так, якщо прийняти значення потоку для реакції нульового порядку за формулою (21), а значення швидкості відриву згідно з [2] за формулою

$$U_{ds} = k_d \delta^2 ; \quad (46)$$

то на підставі рішення рівняння відносно  $\delta$  і врахувавши (5) одержимо

$$\delta = \frac{\mu_m - b}{k_d} . \quad (47)$$

Нагадаємо, що у формулі (47) прийнято  $\mu_m$  в год<sup>-1</sup>,  $b$  – год<sup>-1</sup>,  $k_d = \frac{1}{\text{год} \cdot \text{м}}$ ,  $\delta$  – м. При врахуванні потоку в рівнянні (45), визначеного за кінетикою Моно всередині біоплівки, швидкість відриву приймається також за формулою (46). Проведений аналіз показав, що у всіх випадках товщина біоплівки і потік ОЗ зменшуються зі збільшенням швидкості відриву ( $k_d$ ), тоді як із збільшенням концентрації ОЗ в біофільтрі ці характеристики збільшуються.

При вилученні забруднень закріпленим біоценозом (біоплівкою) на біофільтрах різних конструкцій їх концентрації по висоті фільтра будуть зменшуватись, що згідно з прийнятими моделями призведе в цілому до зменшення також товщини біоплівки по висоті фільтра. Запропоновані моделі і методи розрахунку в принципі дозволяють врахувати цю обставину. Проте проведений чисельний порівняльний аналіз теоретичних розрахунків з дослідними даними свідчить про те, що запропоновані моделі і розроблені методи розрахунку на основі прийнятих середньозважених постійних значень товщини  $\delta$  достатньо надійно і адекватно описують і відображають процеси очистки в цих випадках [1, 2, 10, 19, 20]. В цьому випадку при розрахунках товщини  $\delta$  згідно з рівнянням (45) приймаються також осереднені значення потоків  $N$  і концентрацій  $L_\delta$ . Так як параметри  $N$  і  $L_\delta$  в загальному випадку залежать від товщини біоплівки, то при розрахунку  $\delta$  рівняння (44) виконується методом ітерацій.

Важливим параметром при проектуванні і експлуатації очисних споруд є час затримання твердих частин [2]. Для розглянутих гомогенних біоплівок з одним тільки типом мікроорганізмів розрахунок часу затримки дозволяє одержати корисну порівняльну інформацію про умови зростання біомаси в реакторах біоочистки. В даному випадку середній час затримки твердих часток визначається

$$SRT = \frac{\text{середня\_маса\_біоплівки}}{\text{середня\_швидкість\_відриву\_біоплівки}} = \frac{\delta X}{U_{ds} X} . \quad (48)$$

Так, якщо записати для стаціонарних умов рівняння (45) у вигляді

$$U_{ds} = \frac{YN}{X} - b\delta , \text{ згідно з (48) одержимо}$$

$$SRT = \frac{\delta}{\frac{YN}{X} - b\delta} = \frac{1}{\frac{YN}{X\delta} - b} . \quad (49)$$

Зазначимо також, що нехтуючи в рівнянні (45) відривом ( $U_{ds} \approx 0$ ), можна визначити мінімальне значення концентрації  $L_{\delta \min}$ , при якій ще можливе зростання біомаси в біоплівці.

Вилучення органічних забруднень у біоплівці в аеробних умовах контролюється проникненням кисню. Органічне забруднення може бути присутнє по всій товщині біоплівки, але не може бути вилучене на ділянці, куди не може проникнути кисень. У біофільтрах із закріпленим біоценозом (біоплівкою) в умовах аеробного процесу утилізації ОЗ необхідно по всій товщині біоплівки забезпечити розчинений кисень концентрацією не менше  $C > 5$  мг/л [2, 10, 20, 27]. При цьому швидкість (лімітування) процесу буде визначатись тим субстратом, який проникає в біоплівку на меншу глибину. В літературі для різних кінетик реакцій з використанням стехіометричних коефіцієнтів обґрунтовано і запропоновано ряд критеріїв. Так, в роботі [1] запропоновано наступний критерій в умовах кінетики реакцій нульового порядку

$$\frac{C_{\delta}}{L_{\delta}} \succ \prec \frac{D_L}{D_C} \frac{1}{\alpha_3} . \quad (50)$$

Якщо прийняти  $D_C = 1,7 \cdot 10^{-4}$  м<sup>2</sup>/доб.,  $D_L = 0,4 \cdot 10^{-4}$  м<sup>2</sup>/доб.,  $\alpha_3 = 1,7 \frac{zXPK}{zO_2}$ , то маємо

$$\frac{C_{\delta}}{L_{\delta}} \succ \prec \frac{D_L}{D_C} \frac{1}{\alpha_3} = 0,14 \frac{zO_2}{zXPK} . \quad (51)$$

При концентрації кисню  $C_{\delta} \prec 0,14L_{\delta}$  він буде потенційним лімітуючим субстратом, а якщо  $C_{\delta} \succ 0,14L_{\delta}$ , то лімітуючим субстратом буде органічний субстрат. Дещо подібна оцінка та визначення цього критерію наведені в роботі [10, 27]. Аеробне окиснення органічного субстрату пов'язане зі швидкістю росту гетеротрофів  $R_x$  при відповідних швидкостях утилізації субстрату (ОЗ)  $R_L$  і кисню  $O_2$ , а саме

$$R_x = \mu_m \frac{L}{K_{m_L} + L} \frac{C}{K_C + C} X_t , \quad (52)$$

$$R_L = \frac{1}{Y} R_x , \quad (53)$$

$$R_C = \frac{(1-Y)}{Y} R_x , \quad (54)$$

де  $X_n$  – концентрація гетеротрофної біомаси в ХПК. Зазначимо, що в рівнянні (52) врахована тільки утилізація кисню, пов'язана з утилізацією субстрату, і не враховується поглинання

(респірація). Поділивши (53) на (54), одержимо стехіометричний коефіцієнт, який пов'язує утилізацію субстрату і кисню

$$\gamma_{L,C} = \frac{R_L}{R_C} = \frac{1}{1-Y} = \frac{N_L}{N_C} . \quad (55)$$

У роботі [2] для визначення коефіцієнта  $\gamma_{L,C}$  пропонується такий критерій

$$\gamma_{L,C} = \sqrt{(\alpha_1 - Y) \frac{D_L}{D_C} \frac{L_\delta}{C_\delta}} , \quad (56)$$

де  $\alpha_1 = 1 \frac{zO_2}{zXPK}$ ,  $Y = 0,4 \frac{zXPK}{zXPK}$ ,  $D_C = 175 \cdot 10^{-6}$  м<sup>2</sup>/добу,  $D_L = 83 \cdot 10^{-6}$  м<sup>2</sup>/добу,

$\gamma_{L,C}$ ,  $\gamma_{C,L}$  – утилізація органічного субстрату відносно утилізації кисню і навпаки.

Формули (55), (56) дозволяють зробити такі висновки:

- а) при  $\gamma_{L,C} < 1$  – органічний субстрат потенційно обмежений у біоплівці, але кисень повністю проникає в біоплівку;
- б) при  $\gamma_{L,C} = 1$  – незрозуміло – кисень чи органічний субстрат обмежений всередині біоплівки, для цього доцільно провести додаткові дослідження біоплівки;
- с) при  $\gamma_{L,C} > 1$  – кисень потенційно обмежений в біоплівці, а органічний субстрат повністю проникає в біоплівку.

Проведений в роботі [2] порівняльний аналіз глибин penetрації (проникнення) для різних субстратів і кисню показує, що для більшості концентрацій субстратів їх вилучення обмежується присутністю кисню. Крім того, в більшості випадків penetрація кисню може складати тільки декілька сотень мк. Тому робиться висновок, що потовщення біоплівки в основному неприродне для аеробних процесів в біоплівці.

У подальших дослідженнях будуть запропоновані необхідні передумови для реалізації наведеної методики розрахунку з аналізом і оцінкою впливу різних факторів при очистці стічних вод на краплинних фільтрах.

### Список використаної літератури

1. Henze M., Harremoes P., Jansen C., Arwin E. Wastewater Treatment-Springer-Berlin, New York, 2002 – 430 p.
2. Henze M., M. Van Loosdrecht M.E., Ekama G.A., Brdjanovic D. Biological Wastewater Treatment // IWA Publishing, London, 2008 – 511 p.
3. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод – М. АСВ. 2002 – 704 с.
4. СНиП. 2.04.03–84. Канализация. Наружные сети и сооружения // Госстрой СССР – М.: Стройиздат, 1985 – 73 с.

5. Таварткиладзе И.М., Клепикова В.В. Очистка сточных вод на биофильтрах. – К. Будівельник, 1983 – 70 с.
6. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Биологические фильтры. – М.: Стройиздат, 1982 – 120 с.
7. Олейник А.Я., Колпакова О.А. К расчету очистки сточных вод на биофильтрах (капельных фильтрах). // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки. – К. КНУБА, 2011 – Вип. 16. – С. 86–106.
8. Bruce E. Logan, Stawonir W. Hermanoiwicz, Denny S. Parker. A fundamental model for trickling filter process design // WPCF, vol. 39, № 12 – 1987 – P. 1029–1042.
9. Bruce E. Logan, Stawonir W. Hermanoiwicz, Denny S. Parker. Engineering implications of a new trickling filter model // WPCF, vol. 39, № 12 – 1987 – P. 1017–1028.
10. Wanner O., Ebert N.I., Rittman B.E. Mathematical Modeling of biofilms // Scientific and Technical report, № 18 – 2006 – 208 p.
11. Олейник А.Я., Василенко Т.В., Рыбаченко С.А., Хамид Ихаб Ахмад. Моделирование процессов доочистки хозяйственно-бытовых сточных вод на фильтрах // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки – 2006 – вип. 7 – С. 85–97.
12. Wimpenny I., Manz W., Szewzyk U. Heterogeneity in biofilms // FEMS Microb. Rev. – 2000 – Vol. 24. – P. 661–671.
13. Liao Q., Tian X., Chen R., Zhu X. Mathematical model for gas liquid two-phase flow and biodegradation of a low concentration volatile organic compound (VOC) in a trickling biofilter // Internal. J. of Heat and Mass Transfer.
14. Hekmat D., Stephan M., Bauer R., Feuchtinger A., Vortmeyer D. Modelling of multi-species biofilm population dynamics in a trickle-bed bioreactor used for waste gas treatment // Proc. Biochem., № 41 – 2006 – P. 1409–1416.
15. Вавилин В.А. Нелинейные модели биологической очистки и процессов самоочищения в реках. – М.: Наука, 1983. – 159 с.
16. Person F., Wik T., Sorensson F., Hermanson M., Distribution and activity of ammonice bacteria in a large-scale trickling filter // Wat. Res., 2002 – 36 – P. 1439–1448.
17. Олейник А.Я., Кравчук А.М., Колпакова О.А. Теоретическое обоснование очистки сточных вод на капельных биофильтрах / Доповіді НАНУ – 2012 – № 3 – С. 179–183.
18. Кравчук А.М., Колпакова О.А. Моделювання процесу вилучення органічних забруднень на краплинних фільтрах / Вісник ОДАБА, м. Одеса – 2011, вип. 13 – С. 120–126.
19. Рыбаченко С.О. Аеробна доочистка стічних вод на затоплених фільтрах / Дис. канд. тех. наук 05.-23.-4 – КНУБіА, 2-11 – С. 143.
20. Perez I., Piccioreanu C., van Loosdrecht M. Modelling biofilm and flosdiffusion processes based on analytical solution of reaction – diffusion equations // Wat. Res. 2005, vol. 39 – P. 1311–1323.
21. Маслун Г.С. Розрахунки кисневого режиму при біологічній доочистці стічних вод фільтруванням // Екологічна безпека та природокористування – 2012 – Вип. 10 – С. 45–53.

22. Келарева Д.А., Кравчук А.М., Олійник О.Я. Моделювання сумісного вилучення органічних забруднень і азоту при очистці стічних вод біофільтрацією // Доповіді НАНУ – 2012 – № 5 – С. 179–183.

23. Beyenal H., Lewandowski Z. Modelling, mass transport and microbial activity in stratified biofilms // Chem. Engin, Scinse, 2005, № 60 – P. 4337–4348.

24. Lee M.W., Park J.M. One-dimensional mixed-culture biofilm model considering different space occupancies of particulate components // Wat. Res., 2007 – 41 – P. 4317–4328.

25. Ebert H.I., Picioreanu C., Heijnen J.J., M. Van Loosdrecht // Athreedimensional numerical study on the correlation of spatial structure hydrodynamic conditions and mass transfer and conversion in biofilms // Chem. Eng. Sc. 55 – 2000 – P. 6209–6222.

26. Поляков В.Л. О моделировании действия аэробной биопленки при очистке сточных вод фильтрованием // Проблемы водопостачання, водовідведення та гідравліки – 2010, вип. 14 – С. 163–175.

27. Маслун Г.С. Дослідно-виробнича апробація теоретичних розрахунків кисневого режиму при доочистці стічних вод фільтруванням // Екологічна безпека та природокористування – 2013, вип. 12 – С. 98–113.

*Стаття надійшла до редакції 23.07.14 українською мовою*

© А.Я. Олейник, О.А. Колпакова

### **МОДЕЛИРОВАНИЕ И РАСЧЕТЫ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД НА КАПЕЛЬНЫХ БИОФИЛЬТРАХ**

*На основе анализа общей математической модели предлагаются упрощенные модели и методы расчета параметров очистки сточных вод от органических загрязнений на капельных фильтрах в условиях достаточного обеспечения процессов биоокисления кислородом. Приведены рекомендации, которые позволяют оценить влияние разных факторов на скорость (кинетику) реакций и массообменные процессы.*

© A.Y. Oleynik, O.A. Kolpakova

### **MODELLING AND CALCULATION OF BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT TO TRICKLING BIOFILTERS**

*On the basis of the general mathematical model proposed simplified models and methods for calculating the parameters of wastewater organic pollution trickling biofilters under conditions sufficient security processes of biookysnennya oxygen. These recommendations are to assess the impact of various factors on the speed (kinetic) reactions and mass transfer processes.*

УДК 504.067.2.001.18

© **В.М. Удод**, д-р біол. наук, проф.;

**І.Л. Вільдман**, здобувач

Київський національний університет будівництва та архітектури

## **НАУКОВЕ ОБҐРУНТУВАННЯ КОМПЛЕКСНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО ПІДХОДУ КОНТРОЛЮ ЗА СТАНОМ ГІДРОЕКОСИСТЕМ Р. ІНГУЛЕЦЬ**

*Встановлені наукові закономірності розвитку гідроекосистем (ГЕ) р. Інгулець, що дало змогу на цій основі запропонувати комплексні екологічні методи контролю за станом водної системи. Беручи до уваги високий рівень забрудненості р. Інгулець, найбільш інформативним методом контролю, на наш погляд, є екологічний біоценотичний рівень за рахунок використання природного ресурсу ГЕ – асиміляційного потенціалу; а при використанні екологічного біоценотичного потенціалу визначають біохімічну активність важких металів по відношенню до біо- та гідроекосистем. Запропоновані методи визначають порушення трофічних, саморегулюючих зв'язків в ГЕ, що дозволяє своєчасно розробити водоохоронні заходи.*

**Ключові слова:** трофічні зв'язки, саморегулюючі зв'язки, асиміляційний потенціал, екологічний біоценотичний потенціал, гідроекосистема.

Екологічний стан водних систем річок України на техногенно навантажених територіях характеризується інтенсивним кількісним та якісним їх виснаженням. Оцінка та прогноз стану рівнинних річок гальмується через брак інформації щодо екологічних процесів, які відбуваються в басейнах річок як результат дії спеціалізованих модифікованих (антропогенних) факторів [1–3]. Неможливо не погодитись з авторами, що розширення відомостей стосовно структурно-функціональних властивостей гідроекосистеми (ГЕ) в умовах змін середовища існування гідробіонтів можливе лише за умови розробки комплексної інформаційної системи контролю, яка б дозволила охарактеризувати інтенсивність внутрішньоводоймних процесів, що відбуваються у водних системах річок і, насамперед, р. Інгулець [4]. В той же час, система сучасних методів санітарно-гігієнічного нормування (ГДК) здійснює лише оцінку стану водних об'єктів за індивідуальними показниками і з точки зору потреб конкретного водокористувача (ресурсний підхід), висвітлюючи клас забрудненості та зміну хімічного складу (внаслідок перевищення кратності речовин антропогенного походження) води. Хоча за останні роки стала з'являтися інформація щодо змін деяких структурно-функціональних властивостей ГЕ [5–7] в процесі їх розвитку. Слід зауважити, застосування екологічного підходу для оцінки стану ГЕ дозволяє визначити своєрідне функціонування і стійкість ГЕ на різних етапах в різних умовах (у просторі та часі). А видова токсикорезистентність гідробіонтів

залежить не тільки від механізмів дії екотоксикантів (речовин антропогенного походження), скільки від рівня організації гідробіонтів та їх відношення до загального фону забруднення, обумовленого відповідними механізмами адаптації, які сформовані протягом еволюції природи [7] тощо.

Нами, в умовах багатоконпонентного забруднення водної системи р. Інгулець та беручи до уваги різні синергічні ефекти (комбінованого, комплексного, сполученого впливу всієї різноманітності фізичних, хімічних, біологічних факторів водного середовища), була врахована інтенсивність біосинтетичних реакцій в ГЕ і була досліджена узгодженість між екотоксикодинамічними та екотоксикокінетичними процесами, динамічна рівновага в біо- та гідроекосистемах р. Інгулець. Такий підхід дозволив встановити наукові закономірності розвитку ГЕ за довгостроковий період (30 років) по розрахункових створах в районі м. Кривий Ріг, які стали основою для розробки комплексних методів контролю за станом водної системи р. Інгулець.

Використані дані екологічного моніторингу стану ГЕ р. Інгулець по 4 розрахункових гідростворах (1 км вище м. Кривий Ріг, 1 км нижче м. Кривий Ріг, 7 км нижче м. Кривий Ріг (після скиду організованих стічних вод), 1,2 км вище м. Садове (гирло річки)) [8, 9], отримані результати з використанням нормативних методів та запропонованих нами [1, 4, 10].

Аналіз результатів досліджень водної системи р. Інгулець показав, що рівень забрудненості води в ГЕ переважно відповідає IV–V класам; перевищення кратності ГДК зафіксовано стосовно таких показників: нафтопродуктів (1,5–4 рази); СПАР (0,6–2,3 рази); летючі феноли (4–6 разів); азоту амонійного (0,6–1,7 рази);  $\text{Cu}^{2+}$  (4,9–6,8 рази);  $\text{Zn}^{2+}$  (0,1–7,4 рази);  $\text{Cr}^{6+}$  (2,4–4,9 рази), а перевищення кратності ГДК по ХСК (3–4 рази) призводить до накопичення важкоокислюваних речовин антропогенного походження в ГЕ, що є віддзеркаленням процесів певного окиснення речовин і зниження самовідновної здатності в районі інтенсивного забруднення водотоку (таблиця 1).

Яскравим підтвердженням цього є підвищення в гідростворах концентрацій азоту амонійного як індикатора неповного розкладу азотмісткої важкоокислюваної органіки. Узагальнені нормативні інгредієнтні показники також знаходяться на високих рівнях позначок. Таким чином, створюються негативні умови для розвитку ГЕ. Крім того, слід врахувати, що малі концентрації екотоксикантів, як відмічено нами, на перших етапах дії можуть виявляти стимулюючий вплив на гідробіонти, але такі явища тимчасові, і вони швидко змінюються на патологічні (для гідробіонтів). Тоді, концентрація впливу токсиканта на гідробіонти і час його дії пов'язані між собою простою залежністю (рівняння Хабера):

$$T = ct, \text{ де}$$

T – токсичність;  
c – концентрація;  
t – час впливу.



Таблиця 1 – Структурно-функціональні зміни в ГЕ р. Інгулець за інженерно-екологічними показниками та їх параметрами

Розрахунковий гідроствор	Значення ІЗВ	Клас якості води	$I_{\text{екол}}$ (max)	Коефіцієнт стійкості до антропогенного навантаження	% самовідновлення по водотоку	Інтенсивність пластичного метаболізму	Асиміляційний потенціал	Асиміляційна ємність
1 км вище м. Кривий Ріг	1,34	II (забруднена)	3,99	$0 \leq I_{\text{ст}} \leq 0,5$	Високий – 74%, Середній – 26,56%, низький – 0,74%	15,7	4,5	6,5
1 км нижче м. Кривий Ріг	2,24	IV (забруднена)	4,2	$0 < I_{\text{ст}} \leq 1,0$		17,9	4,8	6,8
7 км нижче м. Кривий Ріг (після ГДС)	4,87	V (брудна)	4,6	$1,0 < I_{\text{ст}} \leq 5,0$		35,3	6,1	8,9
1,2 км нижче с. Садове	2,8	IV (забруднена)	4,4	$5,0 < I_{\text{ст}} \leq 10$		12,4	3,8	7,1

Висновок написання рівняння полягає в тому, що малі концентрації за тривалий час, зрештою, впливають так само, як встановлено нами, призводять до збільшення асиміляційної ємності системи за рахунок накопичення екоотоксикантів у різних структурних елементах ГЕ, що призводить до порушення трофічних, просторових, саморегулюючих зв'язків в гідробіоценозах. Стосовно інтоксикації, то вплив на гідробіонти залежить від взаємозв'язків, взаємодії екологічних та спеціалізованих модифікованих факторів. У зв'язку з цим, для поглибленого вивчення взаємозв'язків в ГЕ, зокрема, біосинтетичних процесів (від яких залежить пластичний метаболізм гідробіонтів, що забезпечує самовідновні процеси в ГЕ), для ідентифікації цих процесів нами запропоновано використовувати параметр – асиміляційний потенціал (АП), який є природним ресурсом (в умовах водних басейнів річок) і виступає лімітуючим фактором в розвитку ГЕ. Саме АП, на наш погляд, може бути екологічним біоценотичним рівнем (ГДР).

Встановлення «біоценотичного» індексу розвитку ГЕ та його меж зводиться до визначення критичних навантажень поллютантів, які не викликають пригнічення певних біоценозів для гідробіологічних угруповувань.

Представлені матеріали узгоджуються із біотичною концепцією охорони навколишнього природного середовища та не суперечать економічному підходу, коли використовують параметр АП для визначення економічних збитків, які спричинено внаслідок забруднення водних систем. Крім того, можна стверджувати наступне: коли асиміляційна ємність перевищує об'єм АП, відбувається погіршення екологічної ситуації в ГЕ, що характеризується високим рівнем антропогенного навантаження, а гідробіологічні дані свідчать, що структура стає менш однорідною, зростає домінування окремих видів. Використання показників АП та коефіцієнта стійкості ГЕ до антропогенного навантаження може бути допоміжним показником для визначення токсичного впливу зворотних вод у розрахункових гідростворах водної системи р. Інгулець.

Враховуючи той факт, що іони важких металів антропогенного походження мають свої особливості міграції в ГЕ та дії на гідробіонти, нами запропонована модифікована методика [11] визначення токсичних металів в ГЕ. Найбільшу небезпеку для регіону являють собою техногенні елементи (токсичні метали), деструктивна активність яких на даній території значно вище їх середньої глобальної деструкційної активності ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{6+}$ ). У зв'язку з чим зроблено аналіз розповсюдження елементів в ГЕ р. Інгулець. Відомо [11], що токсичні метали (ТМ) та їх сполуки не трансформуються, як це притаманно органічним сполукам, а надходячи до біохімічних циклів, вони дуже повільно покидають трофічні ланцюги ГЕ. Слід зазначити, що всі техногенні елементи металів характеризуються високою біохімічною активністю по відношенню до біо- та гідроекосистем та є токсичними для них незалежно від рівня знаходження в гідробіонтах. Тому для визначення цієї активності запропоновано показник – екологічний біоценотичний індекс.

Функціонально розкривають цей індекс такі показники: технофільність, біофільність, спеціалізований техногенний, а взаємозв'язки між цими показниками наведені в таблиці 2.

Таблиця 2 – Біохімічна активність досліджуваних важких металів (ВМ)

ВМ	Активність ВМ по відношенню до екологічного стану ГЕ		
	біофільність	технофільність	Спеціальна техногенність
Cu	$1,8 \cdot 10^{-2}$	$1,66 \cdot 10^{-6}$	0,025
Zn	$0,17 \cdot 10^{-2}$	$0,82 \cdot 10^{-3}$	0,103
Cr	$0,07 \cdot 10^{-2}$	$0,015 \cdot 10^{-3}$	0,012

Відносно таблиці можна зробити такі висновки:

- 1) Низький вміст ВМ, які характеризуються високою ліофільністю, в ГЕ призводить до змін структурно-функціональних властивостей гідробіонтів та їх життєвого середовища;
- 2) Чим більше технофільність та менше біофільність ВМ, тим більшу токсичність вони мають для гідробіонтів та тим вище їх деструктивна здатність по відношенню до ГЕ в цілому за рахунок порушення динамічної рівноваги;

3) Деструкційна активність ВМ та їх технофільність ГЕ залежить від біофільності цих елементів.

Таким чином, в тій чи іншій мірі ВМ негативно впливають на гідробіоценози, сприяючи при цьому порушенню екологічно безпечного їх розвитку.

Метод екологічного біоценотичного ГДР може бути використано для екологічної оцінки стану ГЕ р. Інгулець, для визначення токсичних властивостей зворотних вод з метою попередження структурно-функціональних змін параметрів та їх показників ГЕ. В обох випадках (і при застосуванні екологічного біоценотичного потенціалу) з'ясовуються біосинтетичні реакції (пластичний метаболізм), їх зміни та вплив на трофічні, просторові, саморегулюючі зв'язки.

### **Список використаної літератури**

1. Сніжко С.І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем. – К.: Ніка – Центр, 2006. – 284 с.
2. Молчанова Я.П., Заика Е.А., Бабкина Э.И. и др. Гидрохимические показатели окружающей среды. – М.: Форум – Инфа – М., 2007, 192 с.
3. Хільчевський В.К., Кравчинський Р.Л., Чунар'ов О.В. Гідрохімічні режими та якість води Інгульця в умовах техногенезу. – 2012. – 179 с.
4. Удод В.М., Яців М.Ю. Сталій розвиток гідроекосистем – основа екобезпечного водокористування // Екологічна безпека і природокористування. – 2011, в. 7, с. 136–155.
5. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
6. Биоразнообразие и качество среды антропогенно измененных гидроэко систем Украины. – К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2005, 313 с.
7. Яцик А.В. та інші. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікація екологічного стану басейнів малих річок України. – К.: Міністерство охорони навколишнього природного середовища України. – 2007, 71 с.
8. Государственный водный кадастр. Гидрохимические бюллетени I–IV кварталы. / Государственный комитет Украины по гидрометеорологии. Центральная геофизическая обсерватория. 1980–1984 гг. – К.: ФОЛ Укр УКГС, 1981–1985.
9. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1: Реки и каналы. Часть 2: Озера и водохранилища. Том 2 Украинская ССР. Выпуск 3. Бассейн реки Днепр / Государственный комитет Украины по гидрометеорологии. Центральная геофизическая обсерватория. 1985–1990 гг. – К.: УОП Укр гидромета, 1986–1991.
10. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1: Реки и каналы. Часть 2: Озера и водохранилища. Выпуск 3. Бассейн реки Днепр / Государственный комитет Украины по гидрометеорологии. Центральная геофизическая обсерватория. 1991–2010 гг. – К.: УОП Укр ГМЦ, 1992–2011.
11. Кораблева А.И., Чесанова А.Г., Шапарь А.Г. Введение в экотоксикологию. – Дн.: Центр экообразования, 2001, 308 с.

*Стаття надійшла до редакції 17.07.14 українською мовою*

**© В.М. Удод, И.Л. Вильдман**

**НАУЧНОЕ ОБОСНОВАНИЕ КОМПЛЕКСНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ПОДХОДА  
КОНТРОЛЯ ЗА СОСТОЯНИЕМ ГИДРОЭКОСИСТЕМ Р. ИНГУЛЕЦ**

*Установлены научные закономерности развития гидроэкосистем (ГЭ) р. Ингулец, что позволило на этой основе предложить комплексные экологические методы контроля за состоянием водной системы. Принимая во внимание высокий уровень загрязненности реки Ингулец, наиболее информативным методом контроля, на наш взгляд, является экологический биоценотический уровень за счет использования природного ресурса ГЭ – ассимиляционного потенциала; а при использовании экологического биоценотического потенциала определяют биохимическую активность тяжелых металлов по отношению к био- и гидроэкосистемам. Предложенные методы определяют нарушение трофических, саморегулирующих связей в ГЭ, что позволяет своевременно разработать водоохранные мероприятия.*

**© V.M. Udod, I.L. Vildman**

**SCIENTIFIC SUBSTANTIATION COMPREHENSIVE ENVIRONMENTAL APPROACH  
OF CONTROL OF HIDROEKOSYSTEM INGULETS RIVER**

*Scientific patterns of the hidroecosystems (HE) of the Ingulets river have been established, which helped to propose methods of integrated ecological monitoring of the water system. Taking into account the high level of the Ingulets river contamination the most informative methods of control, in our opinion, is the level of environmental biocenotic through the natural resource the HE – assimilative capacity; and while using of environmental biocenotic potential one can identify biochemical activity of heavy metals in relation to bio- and hidroecosystem. The methods determine the trophic self-regulating links relations in the HE, that allows to elaborate water conservation measures on time.*

УДК 502.5

© **О.О. Дмитрієва**<sup>1</sup>, д-р екон. наук;  
**І.В. Колдоба**<sup>1</sup>, зав. сектору;  
**С.В. Михайлова**<sup>1</sup>, наук. співробітник;  
**О.В. Тупотілов**<sup>2</sup>, наук. співробітник;  
**О.М. Коляда**<sup>2</sup>, канд. мед. наук, наук. співробітник;  
**О.Ю. Семенченко**<sup>3</sup>, канд. біол. наук, старш. наук. співробітник

<sup>1</sup> Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків;

<sup>2</sup> ДУ «Інститут мікробіології і імунології ім. І.І. Мечникова НАМН України», м. Харків;

<sup>3</sup> Інститут проблем кріобіології та кріомедицини НАН України, м. Харків

## **ЕКОЛОГО-СОЦІАЛЬНІ (МЕДИЧНІ) ДОСЛІДЖЕННЯ ЕВТРОФОВАНИХ ДЖЕРЕЛ ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ**

*У статті розглянуто методичні основи побудови еколого-соціального оцінювання стану евтрофованого поверхневого водного об'єкта – джерела господарсько-питного водопостачання та можливості впливу водного фактора на життєдіяльність населення.*

**Ключові слова:** оцінка безпеки життєдіяльності населення при водокористуванні, еколого-соціальне (медичне) оцінювання поверхневих вод, «шкідливе «цвітіння» синьозелених, токсини синьозелених.

### **Вступ**

Стратегічною метою України є входження в Європейське співтовариство. Згідно з Планом дій «Україна – ЄС», передбачається впровадження європейських моделей управління і охорони природних ресурсів. Зокрема, надзвичайно важливим є реформування у сфері управління водними ресурсами, результативність якого буде забезпечено лише за умов наявності вірогідної інформації щодо їх екологічного стану, саме в цьому разі воно сприятиме своєчасному прийняттю необхідних управлінських рішень.

Країни ЄС, в тому числі і Україна, у своїй природоохоронній діяльності керуються цілою низкою Директив ЄС, головними з яких є [1–6].

Виконання вимог Директив ЄС сприятиме охороні здоров'я людини, яке на теперішній час визнано основним критерієм ефективності функціонування всіх сфер господарської діяльності. Рішення органів державної виконавчої влади, місцевого та регіонального самоврядування повинні прийматися з урахуванням оцінки їх можливого впливу на здоров'я

населення, а забезпечення мешканців населених пунктів питною водою в необхідній кількості та належної якості – основним завданням органів виконавчої влади.

В Україні широких масштабів набуло інтенсивне антропогенне евтрофування водних об'єктів, особливо дніпровських водосховищ. Згідно з Директивою Ради 91/271/ЄЕС, «прісноводні водойми, в яких спостерігається евтрофування або які найближчим часом можуть стати евтрофними, визнаються уразливою зоною». Спираючись на цю термінологію, евтрофовані водосховища – Дніпродзержинське та Кременчуцьке, стан яких досліджувався авторами даної роботи, підпадають під це визначення. Оцінка впливу евтрофування, його негативних наслідків на стан водних об'єктів – джерел питного водопостачання, а також розробка і обґрунтування шляхів зменшення негативного впливу водного фактора на здоров'я населення – ці питання зараз стають особливо актуальними.

Існуюча нині в Україні система показників стану навколишнього середовища, за оцінками фахівців, не відповідає сучасним вимогам в повній мірі. На даному етапі міжнародне співтовариство розглядає показники стану навколишнього середовища як комплексний інструментарій для виміру і репрезентації еколого-соціальних тенденцій в країні. Тому на сьогодні, згідно з вимогами [1], актуальним стає впровадження саме інтегрованих (комплексних) показників стану довкілля, що створює можливість узгоджено розглядати проблеми стану навколишнього середовища і соціально-економічного прогресу держави.

Досвід використання комплексного оцінювання поверхневих вод, яке було запропоновано одним з авторів даної роботи [7] та відіграє важливу роль у справі досягнення раціонального водокористування, наводиться нижче.

### **Постановка задачі**

Основна мета роботи:

Методичні основи побудови комплексного еколого-соціального оцінювання стану евтрофованого поверхневого водного об'єкта – джерела господарсько-питного водопостачання та можливості впливу водного фактора та життєдіяльність населення в умовах загрози «шкідливого «цвітіння» водоростей.

### **Результати роботи**

Суттєвим важелем управління екологічно безпечним водоспоживанням населених пунктів є комплексна еколого-соціальна оцінка стану поверхневих водних об'єктів досліджуваного регіону, яка побудована на принципах міждисциплінарного підходу. Основні складові запропонованої комплексної оцінки поверхневих водних об'єктів наведено на рис. 1.

Практична реалізація такого комплексного оцінювання була успішно апробована авторами даної роботи в умовах дослідження «шкідливого «цвітіння» Кременчуцького та Дніпродзержинського водосховищ при вирішенні масштабних еколого-медичних проблем. Порядок постановки робіт, їх результативність викликали інтерес з боку закордонних фахівців.

Апробоване комплексне еколого-соціальне оцінювання поверхневих водних об'єктів, на відміну від існуючих підходів до отримання аналогічних оцінок, складається з двох

програм: екологічного дослідження водних об'єктів та еколого-соціального дослідження впливу водного фактора на життєдіяльність населення за допомогою суто медичних методів.

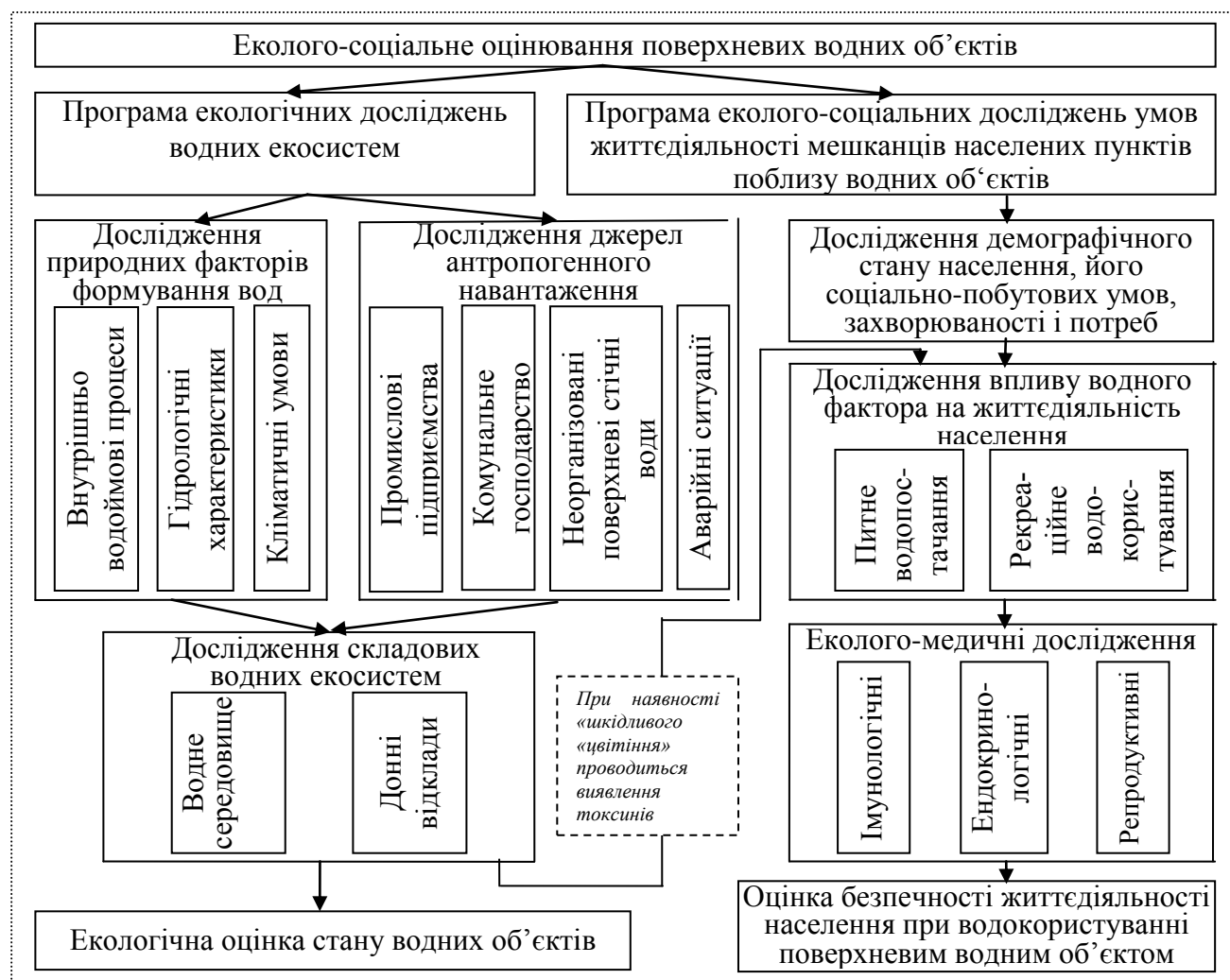


Рис. 1 – Науково-методичні основи комплексного еколого-соціального оцінювання поверхневих водних об'єктів регіону

Комплексне еколого-соціальне оцінювання поверхневих водних об'єктів являє собою багаторівневий процес послідовних дій, який містить [7]:

- розробку програм екологічних досліджень водних екосистем та еколого-соціальних (медичних) досліджень умов життєдіяльності мешканців населених пунктів, розташованих на узбережжі водних об'єктів;
- дослідження основних природних та антропогенних факторів формування стану водних екосистем та умов життєдіяльності населення;
- одержання екологічної оцінки стану водних екосистем, яка містить оцінку стану водного середовища та донних відкладень;
- дослідження основних факторів впливу водного фактора на життєдіяльність населення, які включають існуючу характеристику демографічного стану населення, його

соціально-побутові умови, захворюваність, а також результати дослідження екологічного стану водних об'єктів;

- проведення комплексу медичних досліджень (імунологічних, ендокринологічних, фізіологічних, клініко-біохімічних та ін.) впливу водного фактора на стан здоров'я населення та визначення потенційного ступеня небезпеки захворюваності населення внаслідок водокористування зазначеним водним об'єктом;

- розробку комплексної еколого-соціальної оцінки безпеки життєдіяльності населення при водокористуванні.

За результатами оцінювання екологічного стану евтрофованих водних екосистем можливе послідовне прийняття рішень для проведення заходів щодо зменшення негативного впливу „цвітіння” на стан водних екосистем. До цих заходів можна віднести:

- попередження надходження біогенних сполук та органічних речовин до водного об'єкта;

- зміну гідрологічного режиму водойм шляхом його поглиблення, часткового спуску води з водосховищ; порушення стратифікації;

- видалення донних відкладень, які можуть бути джерелом вторинного забруднення водного об'єкта;

- збір біомаси макрофітів, водоростей;

- інші заходи.

Особливістю нового підходу до оцінювання стану поверхневих водних об'єктів в умовах евтрофування є більш високий рівень комплексності досліджень, урахування впливу різних джерел антропогенного навантаження на водні об'єкти, а також застосування медичних досліджень з метою відображення впливу водного фактора на здоров'я та життєдіяльність населення регіону.

За даними світової статистики приблизно у 40–50% випадків «цвітіння» водоростей у водному середовищі накопичуються високі концентрації токсинів та алергенних сполук, які можуть викликати хвороби та загибель тварин і навіть людей. Останнім часом запропоновано термін «шкідливе цвітіння водоростей» (ШВЦ). Саме при загрозі ШВЦ особливо доцільним є використання запропонованого комплексного еколого-соціального оцінювання стану водних об'єктів [7].

На основі накопиченого особистого досвіду авторів з використання запропонованого комплексного еколого-соціального оцінювання при проведенні досліджень евтрофованих джерел господарсько-питного водопостачання (останнім часом – Кременчуцького водосховища) пропонуємо доповнення (щодо конкретизації досліджень, що пропонуються) до запропонованих раніше науково-методичних основ оцінювання.

Досвід опрацювання комплексного оцінювання дозволив відтворити доцільний склад запропонованих до проведення досліджень з більшим ступенем деталізації, що наведений у табл. 1.



## Розділ 2. Основи природокористування

**Таблиця 1 – Запропонований склад екологічних та соціально-медичних досліджень, які є доцільними в процесі визначення стану евтрофованих водних об'єктів – джерел господарсько-питного водопостачання та можливості впливу водного фактора на життєдіяльність населення (за досвідом особистих напрацювань авторів)**

№	Напрямок досліджень	Основна мета та склад досліджень
І	2	3
1.	Гідробіологічні дослідження	<p style="text-align: center;"><b>Екологічні дослідження</b></p> <p style="text-align: center;"><u>Вода:</u></p> <p>Для визначення рівня евтрофування водного середовища проводиться:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• вивчення загального складу фітопланктону, його чисельності та біомаси;</li> <li>• виявлення сезонної, добової та просторової динаміки розподілу фітопланктонних угруповань по акваторії водного об'єкта;</li> <li>• визначення домінантних видів, які досягають рівня «цвітіння» (їх видової приналежності, чисельності та біомаси);</li> <li>• визначення токсичних видів та штамів синьозелених водоростей (їх чисельності та біомаси) для виявлення небезпеки токсичного забруднення водного середовища.</li> </ul> <p>Для визначення рівня забруднення водного середовища в районі спостережень проводиться:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• визначення сапробних представників фітопланктону.</li> </ul>
2.	Мікробіологічні дослідження	<p style="text-align: center;"><u>Вода та донні відкладення:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• проводиться визначення загальної чисельності мікроорганізмів;</li> <li>• визначення чисельності сапрофітних мікроорганізмів;</li> <li>• визначення патогенних мікроорганізмів.</li> </ul>
3.	Гідрохімічні дослідження евтрофованого водного середовища	<p style="text-align: center;"><u>Вода:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Для виявлення рівня трофності водного середовища проводяться визначення наступних показників: рН, прозорості, вмісту завислих речовин, вмісту розчиненого кисню, вмісту органічних речовин (БСК, ХСК, ПО), вмісту сполук біогенних елементів (мінеральні форми азоту, азот загальний, фосфати, фосфор загальний).</li> <li>• Визначення показників сольового складу водного середовища;</li> <li>• Для виявлення небезпеки хімічного забруднення водного середовища проводяться визначення вмісту у воді специфічних показників токсичної дії: нафтопродуктів, фенолів, важких металів (мангану, міді, заліза загального) тощо.</li> </ul>
4.	Біохімічні дослідження	<p style="text-align: center;"><u>Вода</u></p> <p>Проводиться визначення:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• величини первинної продукції;</li> <li>• самоочисної здатності води.</li> </ul>

		<p align="center"><u>Вода та донні відкладення</u></p> <p>Проводиться визначення: показників вмісту та співвідношення фотосинтезуючих пігментів (хлорофілу «а», каротиноїдів, індексу Маргалефа); ферментативної активності.</p>
5.	<p><u>Хроматографічний аналіз води</u> та синьозелених водоростей на наявність токсинів синьозелених водоростей (причому, доцільним є дослідження на вміст токсинів СЗВ не тільки проб води з самого джерела водопостачання, а й проб води, взятих на спорудах водопідготовки через можливість активізації дії токсинів СЗВ при підігріві води).</p> <p><u>Імуноферментний метод</u> визначення токсинів у воді</p>	<p>Проводяться для своєчасного передбачення можливого алергічно-токсичного впливу токсинів синьозелених водоростей на людину в процесі господарсько-питного водоспоживання.</p> <p>Цей метод є доцільним у разі можливої наявності гепатотоксинів (мікроцистинів) у воді.</p>
	<p>Токсикологічні дослідження води за методом біотестування (досліджуються проби води, що відібрані безпосередньо як з джерела водопостачання, так і на різних стадіях водопідготовки).</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Проводиться для визначення рівня токсичності досліджуваної води за допомогою методу біотестування;</li> <li>• Доцільним та результативним є залучення методу біотестування з використанням ракоподібних церіодафній (<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg), що практикується в УКРНДІЕП (м. Харків) протягом багатьох років.</li> </ul>
<b>II</b>		<b>Соціальні (медичні) дослідження</b>
1.	<p>Імунологічні дослідження мешканців регіону</p>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Для визначення можливого впливу забруднення довкілля проводиться дослідження імунного статусу населення за стандартними методиками (одержання імунограм). За результатами досліджень надається характеристика стану гуморальної та клітинної ланок імунітету, визначається наявність патологічних станів імунної системи людини та відповідних синдромів (аутоімунного, імунодефіциту тощо).</li> <li>2. При наявності у водному середовищі ендотоксинів синьозелених водоростей проводиться визначення концентрації сироваткових імуноглобулінів (виявлення специфічних антитіл до антигенів синьозелених).</li> </ol>
2.	<p>Епідемічні дослідження (проводяться у разі наявності загрози спалахів екологізалежних захворювань)</p>	<p>Для попередження поширення екологізалежних захворювань рекомендується:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• визначення епідеміологічних закономірностей розповсюдження екологізалежного захворювання;</li> <li>• визначення сезонних проявів цих захворювань;</li> <li>• визначення віково-статевих характеристик людей, хворих на ці захворювання;</li> <li>• дослідження можливих зв'язків захворювання з професіональними та побутовими складовими життя людини.</li> </ul>

Екологічні дослідження щодо стану водного середовища поверхневого водного об'єкта в умовах евтрофування передбачають проведення низки досліджень:

- проведення гідрохімічних досліджень, які дають наочну картину розподілу основних біогенних елементів;
- проведення гідробіологічних досліджень, яке дозволяє виявити наявність чи відсутність «цвітіння» через виявлення домінантних видів фітопланктону та визначення ступеня їх розвитку;
- у разі загрози «шкідливого «цвітіння» – залучення різних методів для виявлення токсинів синьозелених: апаратного методу, який ще не набув широкого розповсюдження в Україні; методу використання стріп-пластин; хроматографічного методу;
- при наявності токсичних метаболітів синьозелених водоростей у водному середовищі до досліджень залучаються і медичні методи, перш за все – імунологічні.

При оцінюванні стану евтрофованих водних об'єктів обов'язковим є залучення імунологічних досліджень через їх високу інформативність стосовно наявності показників передпатологічних змін стану здоров'я людини.

Імунна система, як відомо, є частиною загальної адаптаційної системи людини. Рівень імунного здоров'я населення, яке мешкає в умовах несприятливих еколого-соціальних обставин, може розглядатися як інтегральний індикатор екології людини, тому що всі екстремальні фактори зовнішнього середовища призводять до змін нормального перебігу імунологічних процесів та порушення імунних захисних сил організму. Саме тому імунологічні дослідження, за нашими оцінками, при проведенні комплексного оцінювання набувають статус «обов'язкових».

Клініко-експериментальне імунологічне обстеження населення проблемного регіону є першим етапом медико-екологічних досліджень евтрофованого водного об'єкта. Воно полягає у дослідженні стану імунної системи населення регіону з групи ризику і проводиться з метою оцінки впливу різних негативних факторів довкілля на організм людини, зокрема алергізуючої та токсичної дії метаболітів СЗВ, а також верифікації етіології патогенетичних чинників [8].

Паралельно розробляються діагностичні препарати зі свіжовиділених штамів ціанобактерій (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*) «квітучої» водойми, такі як антигенний ціанобактерійний діагностикум для імуно- та алергодіагностичних експрес-досліджень крові мешканців з групи ризику [8].

При вирішенні еколого-медичних проблем у авторів даної роботи в процесі проведення комплексного оцінювання також напрацьовано досвід залучення ендокринних досліджень, зокрема досліджень змін репродуктивних функцій живого організму під впливом негативних факторів водного середовища [9].

Відомо [10], що ендокринна система є найбільш чутливою до дії несприятливих факторів. Тому при дослідженні етіологічних факторів виникнення екологозалежних захворювань використовувалися дані клініко-експериментальних досліджень основних ланок гомеостазу у системі мати-плацента-плід (гормонального, імунного, метаболічного) в дослідках

на тваринах – вагітних білих пацюках популяції Вістар. Результати досліджень були інформативними та наочно свідчили про токсичний вплив токсинів СЗВ на організм тварин [9–11]. Деякі одержані результати можуть бути екстрапольовані і на людину.

Підсумовуючи досвід, одержаний в процесі проведення комплексного еколого-соціального оцінювання стану водних об'єктів джерел господарсько-питного водопостачання, можна зробити наступні висновки.

### **Висновки**

- Висвітлення методичних основ запропонованого комплексного еколого-соціального оцінювання, реалізація власного позитивного досвіду з використання цього оцінювання сприятиме подальшому впровадженню його у практику дослідження стану джерел господарсько-питного водопостачання та виявленню впливу водного фактора довкілля на здоров'я людини, а також своєчасному прийняттю управлінських рішень.

- При наявності «цвітіння» поверхневого водного об'єкта доцільним є залучення різних методів з виявлення токсинів синьозелених водоростей, зокрема – хроматографічного методу виявлення метаболітів СЗВ у водному середовищі та у масі СЗВ через його інформативність та результативність.

- Складові соціальних (медичних) досліджень при проведенні запропонованого комплексного оцінювання можуть бути різнобічними, але обов'язковими повинні бути імунологічні дослідження через їх високу інформативність та можливість констатації передпатологічних (донозологічних) змін в стані здоров'я людини.

- Проведення своєчасного комплексного оцінювання дозволяє приймати відповідні та адекватні управлінські рішення в галузі водокористування щодо проведення заходів оперативно-попереджувального змісту, які спрямовані на зменшення впливу водного фактора на водокористувачів.

### **Список використаної літератури**

1. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради "Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики" від 23 жовтня 2000 року (Водна рамкова директива).

2. Директива Ради 98/83/ЄС від 3 листопада 1998 про якість води, призначеної для споживання людиною (Директива з якості питної води).

3. Директива 2006/7/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 15 лютого 2006 року стосовно управління водами для купання (пляжних зон).

4. Директива 91/271/ЄС від 21 травня 1991 року стосовно очистки міських стічних вод.

5. Директива Ради 91/676/ЄС від 12 грудня 1991 року стосовно охорони вод від забруднення нітратами сільськогосподарського походження.

6. Директива 2008/105/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 16 грудня 2008 року стосовно стандартів екологічної якості у сфері водної політики.

7. Дмитриева О.О. Экологично безпечне водокористування у населених пунктах Д53 України: Монографія – К.: Рада по вивченню продуктивних сил України НАН України, 2008. – 459 с.

8. Похил С.И., Коляда О.Н., Тупотилов А.В., Дмитриева Е.А., Коляда Т.И. Методы верификации основного этиологического фактора экзогенных аллергических альвеолитов в г. Комсомольске // Вісник проблем біології і медицини. – Полтава: 2013. – Вип. 3, том 2 (103). С. 257–262.

9. Дмитриева Е.А., Горбач Т.В., Тихая И.А. и др. Влияние употребления водной взвеси цианобактерий во время вынашивания на некоторые стороны липидного обмена у крыс-самок и новорожденных крысят // Патологія. – 2005. – т. 2, № 3.

10. Тихая И.А., Дмитриева Е.А., Яковцова И.И. Сравнительный анализ статистических показателей течения беременности и результатов родов в гг. Кременчуге и Змиеве / Гігієна населених місць. Збірник трудів ін-ту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзеева, МОЗ, АМН. Вип. 48. Київ, 2006. С. 137–143.

11. Дмитриева Е.А., Горбач Т.В., Тихая И.А., Яковцева И.И., Денисенко С.А. Влияние биологически активных веществ синезеленых водорослей на содержание некоторых гормонов в сыворотке крови крыс-самок и новорожденных крысят линии Вистар // Вісник проблем біології і медицини. – Полтава: 2005. – № 2.

*Стаття надійшла до редакції 18.08.14 українською мовою*

**© Е.А. Дмитриева, И.В. Колдоба, С.В. Михайлова, А.В. Тупотилов,  
О.Н. Коляда, О.Ю. Семенченко**

**ЭКОЛОГО-СОЦИАЛЬНЫЕ (МЕДИЦИНСКИЕ) ИССЛЕДОВАНИЯ  
ЭВТРОФИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ ХОЗЯЙСТВЕННО-ПИТЬЕВОГО  
ВОДОСНАБЖЕНИЯ**

*В статье рассмотрены методические основы построения эколого-социального оценивания состояния эвтрофированного поверхностного водного объекта – источника хозяйственно-питьевого водоснабжения и возможности влияния водного фактора на жизнедеятельность населения.*

**© O.O. Dmytriyeva, I.V. Koldoba, S.V. Myhaylova, O.V. Tupotilov,  
O.M. Kolyada, O.Y. Semenchenko**

**ECOLOGICAL AND SOCIAL (MEDICAL) RESEARCH EUTROPHIC SOURCES OF  
DRINKING-WATER SUPPLY**

*The article considers the methodological bases of environmental and social assessment of condition of eutrophic surface water bodies – the source of drinking water supply and the possibility of impact of water factors on livelihood.*

УДК 001.5:519.7 : 626/627.8

© Д.В. Стефанишин, д-р техн. наук

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

## **ПРОГНОЗУВАННЯ НЕБЕЗПЕЧНОЇ СИТУАЦІЇ НА ЗЕМЛЯНІЙ ГРЕБЛІ ВОДОСХОВИЩА-ОХОЛОДЖУВАЧА ХМЕЛЬНИЦЬКОЇ АЕС ВНАСЛІДОК НАДМІРНО ШВИДКОГО СПРАЦЮВАННЯ ВЕРХНЬОГО Б'ЄФА**

*Проаналізовано можливість виникнення небезпечної ситуації на земляній греблі водосховища-охолоджувача Хмельницької атомної електростанції (ВО ХАЕС) у випадку надмірно швидкого спрацювання верхнього б'єфа. Встановлено основні причини, що можуть зумовлювати зниження стійкості верхнього укусу греблі при спрацюванні водосховища.*

**Ключові слова:** водосховище-охолоджувач, земляна гребля, коефіцієнт фільтрації, небезпечна ситуація, стійкість верхнього укусу, швидке спрацювання верхнього б'єфа.

**Вступ.** Водосховище-охолоджувач Хмельницької атомної електростанції (ВО ХАЕС) руслово-наливного типу багаторічного регулювання поряд з охолодженням води забезпечує зворотне технічне водопостачання ХАЕС.

У витратній частині водного балансу ВО ХАЕС, що розміщується на р. Гнилий Ріг, правій притоці р. Вілії, головну роль відіграє випаровування, об'єм якого при роботі двох блоків ХАЕС сягає 50% корисного об'єму водосховища. Значні втрати води на випаровування призводять до збільшення загальної мінералізації води у водоймі. Наразі уповільненню процесу підвищення загальної мінералізації води на ВО ХАЕС сприяє частковий виніс розчинених речовин фільтраційним потоком (природна «продувка» водойми) через береги й основу протяжної земляної греблі, який не перехоплюється дренажним каналом і не перекачується назад у водойму (це складає більше 10% корисного об'єму ВО). Однак прогнозоване підвищення температури води у ВО після введення нових енергоблоків № 3 і № 4, особливо в активній зоні водосховища, потребуватиме регулярних штучних його «продувок» шляхом здійснення організованих скидів води через донний водовипуск.

З метою мінімізації впливу на навколишнє середовище скиди планується здійснювати в періоди, коли витрати води в р. Вілії складатимуть не менше 10-100 м<sup>3</sup>/с. Сприятливі умови для організації штучних «продувок» ВО ХАЕС, як очікується, можуть мати практично кожен рік. Передбачається, що штучні скиди води з ВО ХАЕС будуть здійснюватися за спеціально розробленим і погодженим з природоохоронними і водогосподарськими організаціями регламентом при постійному контролі температурного режиму в контрольних створах. Витрати

«продувочних» скидів при цьому можуть сягати  $10 \text{ м}^3/\text{с}$  і більше, в залежності від величини витрат води в р. Вілії, при максимально можливій витраті спрацювання б'єфу ВО ХАЕС від нормального підпірного рівня (НПР) до  $70 \text{ м}^3/\text{с}$ .

**Актуальність та мета досліджень.** Спрацювання водосховища з метою його спорожнення, окрім очікуваних позитивних ефектів, може призводити і до різних негативних наслідків [1]. Серед таких наслідків слід виділити можливе пониження стійкості верхового укосу земляної греблі та його сповзання в умовах так званого надмірно швидкого (або «швидкого») спрацювання рівня води у верхньому б'єфі, коли відбувається «зависання» поверхні депресії в тілі греблі на високих відмітках. Це актуалізує дослідження, направлені на забезпечення надійності земляної греблі ВО ХАЕС з врахуванням штучних скидів води.

Метою досліджень є прогнозування можливості виникнення небезпечної ситуації на земляній греблі ВО ХАЕС на випадок надмірно швидкого спрацювання верхнього б'єфа з врахуванням основних чинників, що можуть зумовлювати зниження стійкості верхового укосу споруди при спрацюванні водосховища.

**Критерій виникнення небезпечної ситуації.** Для ідентифікації умов виникнення небезпечної ситуації внаслідок надмірно швидкого спрацювання рівня води, що може загрожувати стійкості верхового укосу земляної греблі, використовується відомий параметр [1, 2]

$$\alpha = \frac{k_{\phi}}{\mu \cdot v \cdot m^2}, \quad (1)$$

де  $k_{\phi}$ ,  $\mu$  – коефіцієнти фільтрації та водовіддачі ґрунту;  $v$  – швидкість пониження рівня води у водосховищі;  $m$  – коефіцієнт закладення верхового укосу.

В залежності від значення параметра  $\alpha$  умовно розрізняються три режими пониження рівня води у б'єфі, які визначають розрахункові схеми фільтрації при оцінці стійкості ґрунтових укосів, що перебувають під впливом рівня води у водоймі:

1) при  $\alpha \leq 0,05$  – режим так званого «швидкого» (або миттєвого) спрацювання рівня води у водоймі, при якому швидкість його пониження значно перевищує швидкість вертикального пониження кривої депресії; це найбільш небезпечний для стійкості верхового укосу земляної греблі режим, при якому ґрунт в обводненій до спрацювання рівня води області слід розглядати як зважений;

2) при  $0,05 < \alpha \leq 5$  – режим, при якому виникає неусталена фільтрація в напрямку водойми; цей режим також є небезпечним для стійкості ґрунтового укосу через сили неусталеної фільтрації, які направлені в сторону зрушення; при цьому можливий і розвиток місцевої суфозії в області верхового клину греблі;

3) при  $\alpha > 0,5$  – режим повільного спрацювання рівня, при якому швидкість пониження рівня води у водоймі і швидкість вертикального пониження кривої депресії практично співпадають; фільтрація вважається усталеною і направленою в бік ґрунтового масиву, сили якої сприяють стійкості укосу.

Критерієм виникнення небезпечної ситуації на земляній греблі ВО ХАЕС внаслідок надмірно швидкого спрацювання рівня верхнього б'єфа в результаті штучних або аварійних скидів, із запасом ризику, можна вважати умову  $\alpha \leq 5$ . На практиці це означає, що для запобігання можливості виникнення небезпечної ситуації на земляній греблі ВО ХАЕС при спрацюванні рівня верхнього б'єфа необхідно узгоджувати значення швидкості пониження рівня води у водоймі зі значенням коефіцієнта фільтрації тіла земляної греблі.

**Аналіз даних п'езометричних спостережень та ідентифікація коефіцієнта фільтрації.** Земляна гребля ВО ХАЕС виконана із середньозернистих пісків. Гребля однорідна, насипного типу, трапецеїдального профілю, із закладанням укосів: верхового – 1:3,75; низового – 1:3,5. Максимальна висота греблі – 14,7 м. Максимальний напір – 12,4 м. Гребля виконана криволінійною в плані, довжиною по гребеню 7 124 м, шириною по гребеню 8,0 м. Перевищення відмітки гребеня над нормальним підпірним рівнем складає 3,0 м. Ґрунти основи греблі ближче до лівобережного межування складають середньо- та дрібнозернисті піски і супіски; в середній частині – заміщення торфу на середньозернисті піски; ближче до правобережного межування – середньо- та дрібнозернисті піски, гравелісті піски, супіски і глини.

Низовий укіс греблі захищено похилим дренажем з кам'яного накиду товщиною 600 мм, який служить також кріпленням від дії хвиль. Верховий укіс має кріплення з монолітних залізобетонних плит товщиною 200 мм, які на лівобережній частині греблі виконують також функцію протифільтраційного екрану. Для перехоплення й організованого відводу води, яка профільтрувала через тіло і основу греблі, в нижньому б'єфі влаштовано дренажний канал.

Фільтраційний режим в тілі та основі греблі контролюється п'езометричною мережею (всього 15 п'езометричних створів, 72 п'езометри). Гребля відноситься до найвищого класу за наслідками – класу СС3 [3], що в значній мірі визначає актуальність проблеми забезпечення її надійності при експлуатації.

З метою встановлення реальної картини фільтрації на греблі аналізувалися дані п'езометричних спостережень із січня 2006 р. по грудень 2009 р. В результаті проведених досліджень були встановлені характерні тенденції, які можуть свідчити про загальну картину фільтрації через тіло греблі в різних зонах, стан цих зон та споруди в цілому з врахуванням складних процесів фільтраційних деформацій (суфозії та кольматажу), що розвиваються в часі в тілі споруди, в її основі і, зокрема, в області верхового клину.

В якості діагностичного параметра, за яким оцінювалися зміни, що відбуваються в тілі земляної греблі в результаті фільтрації, було вибрано значення падіння напору в області верхового клину – на ділянці (в області фільтрації) між верхнім б'єфом та першим зі сторони водосховища в кожному п'езометричному створі п'езометром:

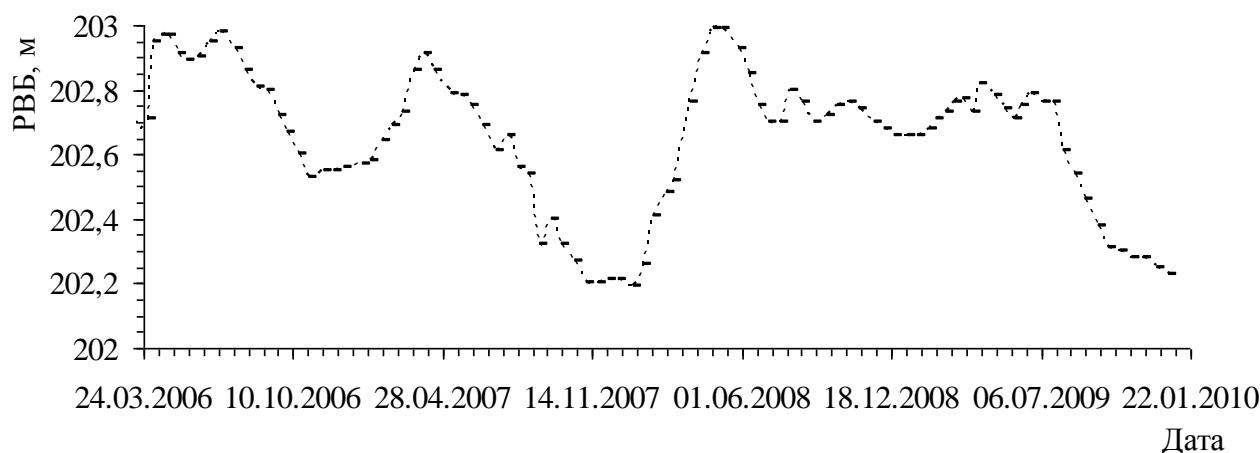
$$\Delta H_{1,i} = \downarrow PVB - \downarrow PVI_{1,i}, \quad (2)$$

де  $\downarrow PVB$  – відмітка рівня води у верхньому б'єфі;  $\downarrow PVI_{1,i}$  – відмітка рівня води в п'езометрі, що розташовується першим зі сторони водойми в  $i$ -му п'езометричному створі.



Величина падіння напору на ділянці фільтрації через тіло земляної греблі, що безпосередньо примикає до верхнього б'єфа, як залежна, результуюча змінна, дозволяє контролювати перебіг процесів фільтраційних деформацій (суфозії, кольматажу), що відбуваються у верховій призмі греблі, в тому числі з врахуванням працездатності кріплення верхового укосу, а також вплив цих процесів на загальну стійкість верхового укосу.

В якості незалежної (пояснюючої) змінної, за якою аналізувалися еволюції падіння напору на характерних ділянках тіла греблі, було вибрано рівень води у верхньому б'єфі (РВБ). Хід рівня води у верхньому б'єфі (РВБ) на заданому інтервалі часу показано на рис. 1.



*Рис. 1 – Графік ходу рівня води у верхньому б'єфі (РВБ) ВО ХАЕС*

З метою деталізації еволюційних змін, що відбувалися в тілі греблі, часовий проміжок спостережень (із січня 2006 р. по грудень 2009 р.) розбивався на дев'ять часових інтервалів:

- 1) з 11.01.2006 р. по 30.03.2006 р., який характеризувався підйомом рівня води у верхньому б'єфі з відмітки 202,63 м до відмітки 202,71 м;
- 2) з 06.04.2006 р. по 04.07.2006 р., який характеризувався коливаннями рівня води у верхньому б'єфі між відмітками 202,95 м і 202,98 м;
- 3) з 26.07.2006 р. по 01.11.2006 р., який характеризувався спадом рівня води у водосховищі з відмітки 202,98 м до 202,53 м;
- 4) з 21.11.2006 р. по 03.04.2007 р., який характеризувався підйомом рівня води у водосховищі з відмітки 202,53 м до 202,91 м;
- 5) з 17.04.2007 р. по 08.01.2008 р., який характеризувався спадом рівня води у водосховищі з відмітки 202,91 м до 202,19 м;
- 6) з 21.01.2008 р. по 06.05.2008 р., який характеризувався підйомом рівня води у водосховищі з відмітки 202,26 м до 202,99 м;
- 7) з 28.05.2008 р. по 22.07.2008 р., який характеризувався спадом рівня води у водосховищі з відмітки 202,93 м до 202,7 м;
- 8) з 05.08.2008 р. по 23.07.2009 р., який характеризувався коливаннями рівня води у верхньому б'єфі між відмітками 202,8 м і 202,76 м;

9) з 05.08.2009 р. по 24.12.2009 р., який характеризувався спадом рівня води у водосховищі з відмітки 202,61 м до 202,25 м.

Таким чином враховувалися різні режими роботи водосховища на вибраному інтервалі часу п'єзометричних спостережень: підйоми рівня води, спрацювання рівня води, перебування рівня води у водосховищі на відносно стабільних відмітках.

За даними п'єзометричних спостережень в межах кожного з виділених дев'яти розрахункових часових інтервалів встановлювалися регресійні залежності між падінням напору та РВБ на характерній ділянці фільтрації – між верхнім б'єфом та першим зі сторони водосховища п'єзометром для кожного з 15 п'єзометричних створів (С-1÷С-15).

При моделюванні використовувалося рівняння простої лінійної регресії. Побудова регресій здійснювалася засобами MS Excel. На основі отриманих регресійних залежностей для кожного з дев'яти часових інтервалів із січня 2006 р. по грудень 2009 р. визначалися середні значення падіння напору на ділянці фільтрації у верхньому клині тіла греблі для кожного з 15 п'єзометричних створів в залежності від середнього значення рівня води у верхньому б'єфі на часовому інтервалі із січня 2006 р. по грудень 2009 р. За результатами цих обчислень будувалися графіки поведінки в часі значень падіння напору на характерній ділянці фільтрації із січня 2006 р. по грудень 2009 р. в п'єзометричних створах, за якими оцінювалися еволюційні зміни в розвитку фільтрації через тіло земляної греблі.

Було встановлено, що найбільш складна картина фільтрації в області верхнього клину греблі з точки зору стійкості укусу на випадок спорожнення водосховища спостерігається у створі С-10. Має місце тренд до зменшення величини падіння напору на ділянці фільтрації в області верхнього клину (збільшення обводнення верхнього укусу греблі) в часі.

Графік ходу падіння напору між РВБ та рівнем води в п'єзометрі П-49, що розташовується першим в створі С10, в часі показано на рис. 2; графік зміни в часі модельних значень падіння напору між РВБ та рівнем води в п'єзометрі П-49, встановлених за допомогою регресійних залежностей при РВБ = 202,65 м, наведено на рис. 3.

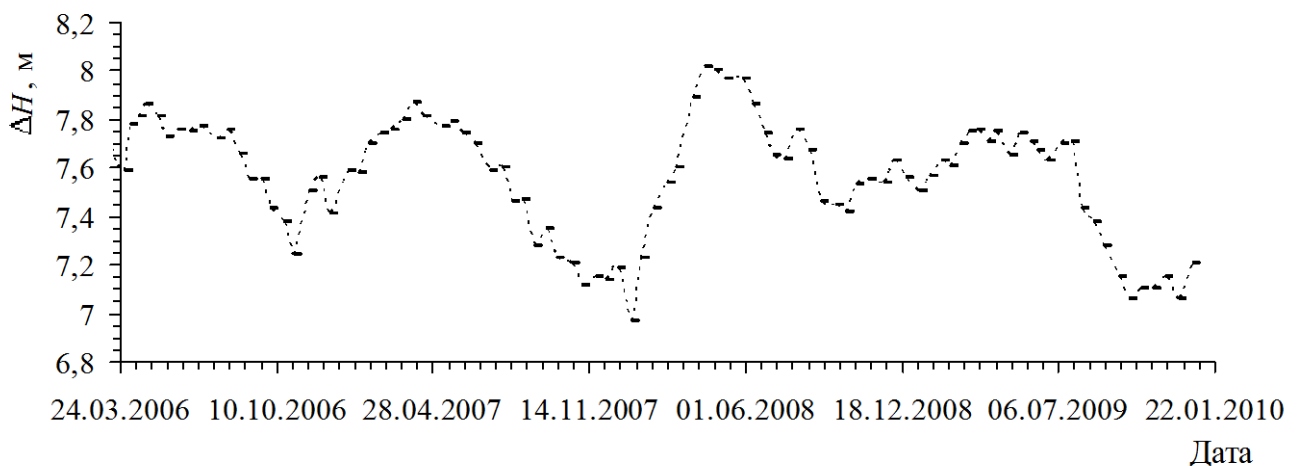


Рис. 2 – Графік ходу падіння напору між РВБ та рівнем води в п'єзометрі П-49

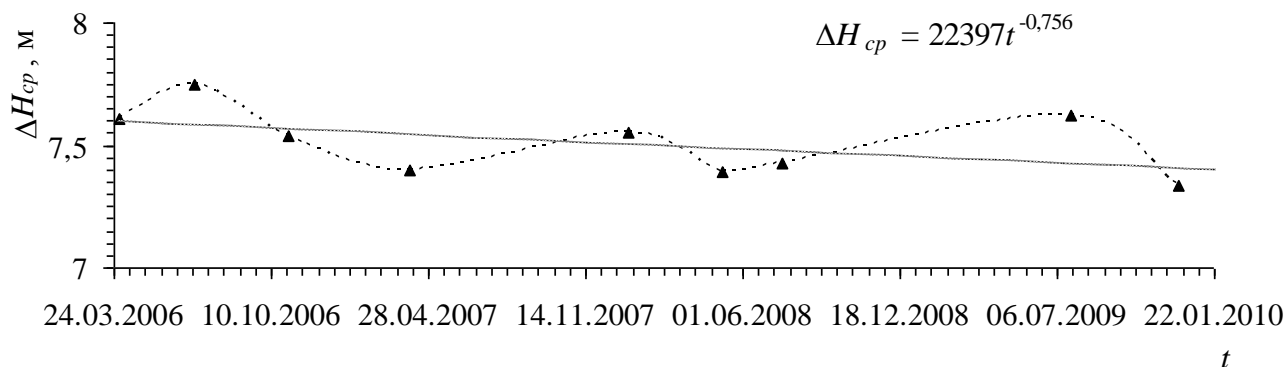


Рис. 3 – Графік ходу та тренд модельних значень падіння напору між РВБ та рівнем води в п'єзометрі П-49 при РВБ = 202,65 м

Результати проведених досліджень вказують на те, що коефіцієнти фільтрації в області верхового клину тіла земляної греблі ВО ХАЕС можуть суттєво змінюватися в часі.

Для ідентифікації коефіцієнта фільтрації в області верхового клину розв'язувалася задача параметричної ідентифікації математичної моделі (обернена задача зі встановленням таких значень коефіцієнтів фільтрації, що відповідають даним п'єзометричних спостережень). Розглядалася математична модель плоскої задачі фільтрації у вигляді:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( k_{\phi} \frac{\partial H}{\partial x} \right) = \frac{\partial H}{\partial t};$$

$$H(x,0) = H_0(x), 0 \leq x \leq l; H(0,t) = H_1(t), 0 \leq t \leq t_1; H(l,t) = H_2(t), 0 \leq t \leq t_1, \quad (3)$$

де  $H(x,t)$  – напір в точці  $x$  області фільтрації в момент часу  $t$ ;  $k_{\phi}$  – коефіцієнт фільтрації;  $l$  – гранична координата розрахункової області фільтрації.

Задача ідентифікації коефіцієнта фільтрації розв'язувалася методом «підстановки», що базується на рішенні серії прямих задач при варіюванні значень коефіцієнта фільтрації в різних зонах тіла греблі. Чисельний розв'язок прямої задачі при цьому шукався методом скінчених різниць на основі неявної різницевої схеми (обчислення проводилися В.В. Олінійчук згідно з методикою [4]). Область фільтрації покривалася апроксимуючою сіткою з кусково-лінійною апроксимацією функції, що відображає зміну п'єзометричних напорів по фільтраційній області з достатньо малим кроком, щоб врахувати відмінності у відстанях між п'єзометрами. Рішення серії прямих задач на різних ділянках земляної греблі при зміні значення коефіцієнтів фільтрації здійснювалося до тих пір, доки різниця між розрахунковими та експериментальними значеннями відміток рівнів води у відповідних п'єзометрах не ставала меншою заданої точності наближення.

На основі розв'язування задачі параметричної ідентифікації математичної моделі фільтрації в різних п'єзометричних створах було встановлено, що коефіцієнти фільтрації в різних зонах тіла греблі внаслідок суфозії та кольматажу стрибкоподібно змінювалися в часі протягом розрахункового проміжку (з 2006 р. по 2009 р.) в середньому з 15 до 0,001 м/добу.

Результати ідентифікації значення коефіцієнта фільтрації в області верхового клину у створі С-10 наведено на рис. 4.

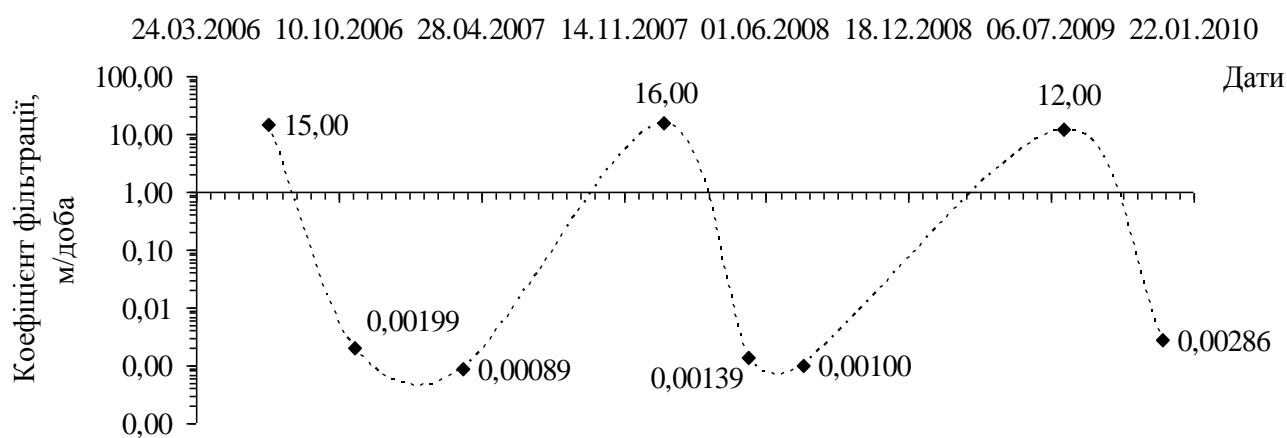


Рис. 4 – Графік зміни в часі значення коефіцієнта фільтрації у верховому клині земляної греблі ВО ХАЕС в н'єзометричному створі С-10

Відповідно до зміни коефіцієнта фільтрації в зоні верхового клину земляної греблі ХАЕС може змінюватися і допустима швидкість пониження рівня води у верхньому б'єфі  $v_{дон}$ , за якої не прогнозується небезпечна ситуація для стійкості верхового укусу:

$$v_{дон} = \frac{k_{\phi}}{\alpha \cdot \mu \cdot t^2}, \quad (4)$$

де критеріальне значення  $\alpha$  може встановлюватися рівним 0,05 або 5, в залежності від припустимого ризику виникнення небезпечної ситуації.

На рис. 5 наведено результати оцінки граничних (допустимих) значень швидкості пониження рівня води у верхньому б'єфі ВО ХАЕС, які свідчать про високу ймовірність виникнення небезпечної ситуації на земляній греблі у випадках, коли має місце різке зменшення значення коефіцієнта фільтрації (до  $2,86 \cdot 10^{-3}$  м/добу і менше) в області верхового клину греблі. Якщо, наприклад,  $\alpha = 0,05$ , то при  $\mu = 0,7$  та  $t = 3,75$ , допустима швидкість пониження РВБ (без зависання поверхні депресії) при  $k_{\phi} = 2,86 \cdot 10^{-3}$  м/добу складе всього  $5,8 \cdot 10^{-3}$  м/добу. Режим неусталеної фільтрації ( $0,05 < \alpha \leq 5$ ) при цьому може спостерігатися і при високих значеннях коефіцієнта фільтрації (наприклад, при  $k_{\phi} = 12$  м/добу гранична швидкість спрацювання РВБ, при якій виникають сили неусталеної фільтрації, складе 0,244 м/добу). Все це вказує на необхідність узгодження допустимої швидкості спрацювання рівня води у ВО ХАЕС при штучних скидах з поточним фільтраційним режимом в тілі земляної греблі.

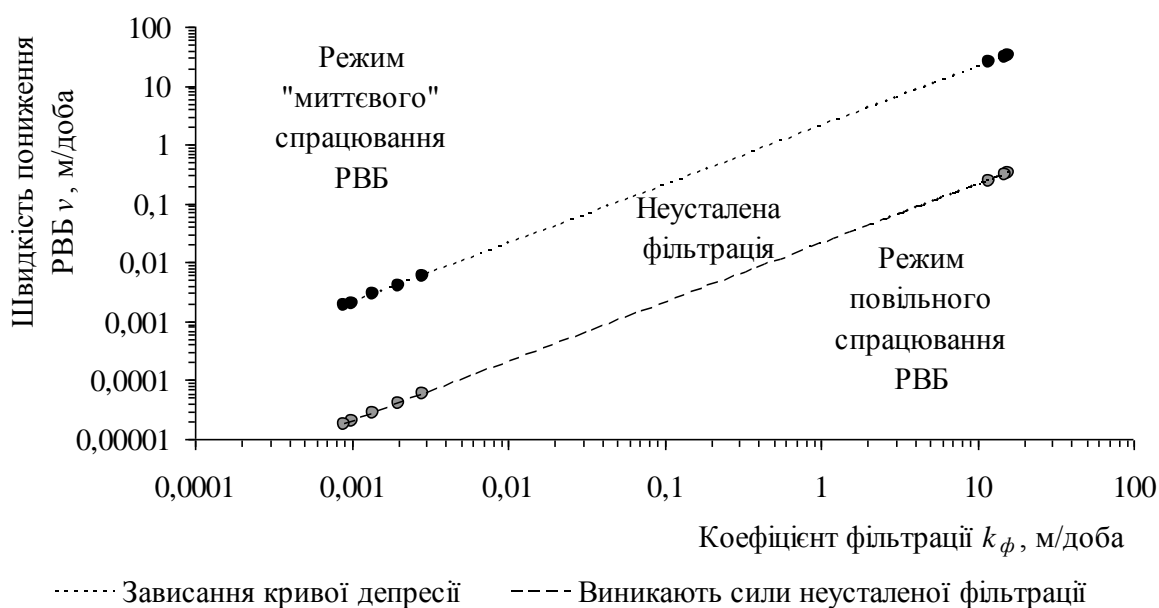


Рис. 5 – Результати оцінки граничних (допустимих) значень швидкості пониження рівня води у верхньому б'єфі ВО ХАЕС

**Висновки та рекомендації.** Проаналізовано можливість виникнення небезпечної ситуації на земляній греблі ВО ХАЕС при надмірно швидкому спрацюванні верхнього б'єфа. Розв'язано задачу параметричної ідентифікації коефіцієнта фільтрації в тілі земляної греблі за даними п'єзометричних спостережень. Встановлено, що коефіцієнт фільтрації внаслідок розвитку процесів суфозії та кольматажу може змінюватися в часі стрибкоподібно в значному діапазоні, що слід враховувати при визначенні допустимої швидкості спрацювання рівня води у ВО ХАЕС при штучних скидах.

#### Список використаної літератури

1. Векслер А.Б. Надежность, социальная и экологическая безопасность гидротехнических объектов: оценка риска и принятие решений / А.Б. Векслер, Д.А. Ивашинцов, Д.В. Стефанишин. – СПб.: ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева, 2002. – 591 с.
2. Беллендир Е.Н. Вероятностные методы оценки надежности грунтовых гидротехнических сооружений / Е.Н. Беллендир, Д.А. Ивашинцов, Д.В. Стефанишин и др. // – СПб.: В 2-х томах. Т. 1. Изд-во ОАО «ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева», 2003. – 553 с.
3. ДБН В.2.4-3:2010. Гідротехнічні, енергетичні та меліоративні системи і споруди, підземні гірничі виробки. Гідротехнічні споруди. Основні положення / ДБН В.2.4-3:2010. – К.: Міністерство регіонального розвитку та будівництва України, 2010. – 37 с.
4. Король В.В. Параметрична ідентифікація математичних моделей процесів в гідротехнічних спорудах / В.В. Король, Д.В. Стефанишин // Зб. наук. праць / Кам'янець-Подільський національний університет, Інститут кібернетики імені В.М. Глушкова НАН України. – Кам'янець-Подільський: К-ПНУ, 2008. – Вип. 1. – С. 100–109.

Стаття надійшла до редакції 16.07.2014 українською мовою

© Д.В. Стефанишин

**ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ОПАСНОЙ СИТУАЦИИ НА ЗЕМЛЯНОЙ ПЛОТИНЕ  
ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС  
ВСЛЕДСТВИЕ ЧРЕЗМЕРНО БЫСТРОЙ СРАБОТКИ ВЕРХНЕГО БЬЕФА**

*Проанализирована возможность возникновения опасной ситуации на земляной плотине водохранилища-охладителя Хмельницкой атомной электростанции в случае чрезмерно быстрой сработки верхнего бьефа. Установлено основные причины, влияющие на снижение устойчивости верхового откоса плотины при сработке водохранилища.*

© D.V. Stefanyshyn

**PREDICTION OF DANGEROUS SITUATIONS ON EARTHFILL DAM  
OF COOLING RESERVOIR OF THE KHMELNITSKY NPP  
DUE TO EXCESSIVELY RAPID UPSTREAM DRAWDOWN**

*The possibility of a dangerous situation on earth fill dam of cooling reservoir of the Khmelnitsky nuclear power plant in the case of excessively rapid upstream drawdown was analyzed. The basic factors influencing the deterioration of stability of upper slope of the dam under reservoir drawdown was established.*

УДК 517.9; 519.6; 532.5: 504.453

© Я.В. Ходневич;

Д.В. Стефанишин, д-р техн. наук

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

## **ЧИСЕЛЬНЕ МОДЕЛЮВАННЯ УМОВ ІНТЕНСИФІКАЦІЇ МІСЦЕВОГО РОЗМИВУ РУСЛА РІКИ ЗА ДОННОЮ ПЕРЕШКОДОЮ, ЩО ВІДХИЛЯЄТЬСЯ ВІД БЕРЕГА ВНИЗ ЗА ТЕЧІЄЮ**

*Наведено результати чисельного моделювання модельних характеристик, за якими оцінюється інтенсивність протікання руслових деформацій за русловою донною перешкодою, що відхиляється від берега вниз за течією, внаслідок розвитку місцевої турбулентної течії, направленої від берега.*

**Ключові слова:** донна перешкода, інтенсивність потоку, місцевий розмив, турбулентна течія, чисельне моделювання.

**Вступ.** Натурні спостереження за місцевими розмивами русел малих та середніх річок показують, що найбільш сильні розмиви їх дна і берегів при паводках спостерігаються в місцях розташування в руслах різного роду руслових перешкод, що відхиляються від берега вниз за течією [1]. В Україні такі руслові деформації особливо інтенсифікуються на ріках Карпатського регіону, в місцях виходу річок на передгірні ділянки [2].

Серед таких руслових перешкод, що формуються природним чином, особливий інтерес представляють гряди наносів та дерева, що падають в русла. Місцеве стиснення русла донною перешкодою при цьому не лише призводить до збільшення середніх швидкостей транзитного потоку в живому перерізі. При паводку, розміщення такої перешкоди під гострим кутом від берега вниз за течією ріки породжує місцеву турбулентну течію, яка провокує переміщення наносів у напрямку від берега й створює умови для інтенсифікації локального розмиву.

Метою роботи є математичне моделювання умов, за яких інтенсифікується місцевий розмив русла ріки за донною перешкодою, що відхиляється від берега вниз за течією, внаслідок розвитку місцевої турбулентної течії, направленої від берега.

**Математичне моделювання турбулентної течії за перешкодою.** Для досягнення мети досліджень здійснюється чисельне моделювання динаміки турбулентної течії за перешкодою. Задача розв'язується у два етапи [1–3].

1. Розглядається стаціонарна задача обчислення поля швидкостей розвинутої турбулентної течії в локальній тривимірній області. Розв'язується система рівнянь Рейнольдса для квазіламінарного потоку (1), до яких додаються рівняння нерозривності (2):

$$\sum_j \bar{u}_j \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} = \bar{X}_i - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} + \gamma_T \sum_j \frac{\partial^2 \bar{u}_i}{\partial x_j^2}, \quad (1)$$

$$\sum_j \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_j} = 0, \quad (2)$$

де  $\bar{u}_i$  – компоненти вектора осередненої швидкості,  $x_i$  – координати точки,  $\bar{X}_i$  – компоненти вектора осередненої масової сили,  $\rho$  – щільність рідини,  $\bar{p}$  – осереднений гідродинамічний тиск,  $\gamma_T$  – коефіцієнт турбулентної в'язкості,  $i$  – номер рівняння,  $j$  – номер члена в рівнянні ( $i, j = 1, 3$ ).

Для замикання системи рівнянь (1), (2) приймається найпростіша модель турбулентності, згідно з якою значення коефіцієнта турбулентної в'язкості по області інтегрування  $\gamma_D = Const$  та визначається за формулою І.Л. Розовського:

$$\gamma_T = 0,05 u_0 \sigma, \quad (3)$$

де  $u_0$  – середня початкова швидкість,  $\sigma$  – висота донної перешкоди.

Граничні умови для системи рівнянь (1) записуються у вигляді:

$$u_j \Big|_{\Gamma} = \tilde{u}_j, \quad (4)$$

де  $\tilde{u}_j$  – початкове наближення швидкості.

Заміною частинних похідних скінченними різницями здійснюється перехід від системи диференціальних рівнянь до розрідженої системи лінійних алгебраїчних рівнянь виду  $A^{\bar{7}} x = b$ , де  $A^{\bar{7}}$  – розріджена несиметрична квадратна матриця,  $b$  – вектор правих частин,  $x = \{u_j^i, i = 1, 3, j = 1, \beta\}$  – вектор невідомих ( $\beta$  – кількість вузлів розрідженої розрахункової сітки). Ненульові елементи матриці розташовані на семи діагоналях. Всі елементи головної діагоналі  $A^{\bar{7}}$  відмінні від нуля. Система рівнянь  $A^{\bar{7}} x = b$  розв'язується з використанням прямого методу LU-розкладання. Оскільки визначник розрідженої матриці  $A^{\bar{7}}$  є відмінним від нуля, то робиться висновок, що отримані прямим методом наближені чисельні розв'язки системи лінійних алгебраїчних рівнянь будуть стійкими.

2. Значення кінематичних характеристик потоку, що були обчислені на попередньому етапі за неявною схемою, використовуються як початкове наближення для розв'язання більш складної задачі – системи рівнянь Рейнольдса (5), до яких додаються рівняння нерозривності (2) та рівняння  $k - \epsilon$  моделі турбулентності (6), (7):

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{u}_i \bar{u}_j)}{\partial x_j} = \bar{X}_i - \frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x_i} - \frac{\partial (\bar{u}_i \bar{u}_j')}{\partial x_j}, \quad (5)$$

$$\frac{\partial k}{\partial t} + \bar{u}_j \frac{\partial k}{\partial x_j} = \gamma_T \left( \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} - C_D \frac{k^{3/2}}{L} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \frac{\gamma_T}{\delta_k} \cdot \frac{\partial k}{\partial x_j} \right), \quad (6)$$



$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \overline{u_j} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \frac{\gamma_T}{\delta_\varepsilon} \cdot \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right) + \left( C_{1\varepsilon} \frac{P}{\varepsilon} - C_{2\varepsilon} \right) \frac{\varepsilon^2}{k}, \quad (7)$$

де  $\overline{u_i}$  – компоненти вектора осередненої швидкості;  $t$  – час;  $x_i$  – координати точки;  $\overline{X_i}$  – компоненти вектора осередненої масової сили;  $\rho$  – щільність рідини;  $\overline{p}$  – осереднений гідродинамічний тиск;  $\overline{u_i' u_j'}$  – момент кореляції пульсацій швидкостей;  $i$  – номер рівняння;  $j$  – номер члена в рівнянні ( $i, j = \overline{1,3}$ );  $k$  – кінетична енергія турбулентності;  $\varepsilon$  – швидкість дисипації енергії турбулентності;  $L$  – довжина шляху перемішування; модельні константи  $C_D = 1$ ,  $C_{1\varepsilon} = 1,44$ ,  $C_{2\varepsilon} = 1,92$ ,  $\delta_k = 1$ ,  $\delta_\varepsilon = 1,3$ .

Такий підхід дозволяє вирішити проблему стійкості розв’язків при обчисленні кінематичних характеристик турбулентного водного потоку.

В  $k - \varepsilon$  моделі турбулентності [4] значення турбулентних напружень, що входять у ліву частину рівнянь (5), розписуються згідно з градієнтною гіпотезою:

$$\overline{u_i' u_j'} = \gamma_T \left( \frac{\partial \overline{u_i}}{\partial x_j} + \frac{\partial \overline{u_j}}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} k \cdot \delta_{ij}, \quad (8)$$

де  $\delta_{ij} = \begin{cases} 1, & i = j \\ 0, & i \neq j \end{cases}$  – символ Кронекера, який вводиться для того, щоб сума трьох нормальних

турбулентних напружень була рівна подвоєній кінетичній енергії турбулентності  $k = \frac{1}{2} \overline{u_i' u_i'}$ ;

$\gamma_T = C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon}$  – коефіцієнт турбулентної в’язкості, який виражається через значення  $k$  і  $\varepsilon$ , де

$k = \frac{1}{2} \left( \sum_j \overline{u_j'^2} \right)$ ;  $C_\mu$  – експериментальний коефіцієнт ( $C_\mu = 0,03 \dots 0,09$ ).

При цьому здійснюється перевірка інтегральної умови нерозривності потоку, згущується розрахункова сітка та виконується сплайнова апроксимація наближених кінематичних характеристик. Для побудови звичайно-різницевого аналога системи рівнянь Рейнольдса у дивергентній формі (5) використовується метод розщеплення. Після кожного часового кроку чисельного розв’язання системи рівнянь за явною схемою Мак-Кормака на згущеній рівномірній сітці обчислюються поля осереднених швидкостей та знаходяться розподіли осереднених значень кінетичної енергії турбулентності  $k$ , швидкості її дисипації  $\varepsilon$  і коефіцієнта турбулентної в’язкості  $\gamma_T$ .

Чисельне моделювання кінематичних характеристик потоку проводиться в локальній тривимірній області  $G = \{0 \leq x \leq N, 0 \leq y \leq M, 0 \leq z \leq L\}$ , що має форму паралелепіпеда та знаходиться безпосередньо за перешкодою, що відхилена від берега вниз за течією.

**Робоча гіпотеза, модельна характеристика та основні припущення.** Результати експериментальних досліджень обтікання донних перешкод, які відхиляються від берега вниз за течією (О.Є. Щодро [1, 2]), вказують на залежність інтенсивності руслового потоку за перешкодою від кута її розташування та її відносної висоти (долі від глибини потоку).

В якості модельної характеристики, що відображає інтенсивність потоку, в роботі приймається сила опору дна  $F_R$  в області за донною перешкодою. Припускається, що сила опору дна в цілому характеризує перебіг локальних руслових деформацій, а дотичне напруження  $W_F/F_R$  (сила опору, яка діє на одиницю дна, де  $W_F$  – площа поверхні вальця турбулентного потоку за перешкодою) характеризує інтенсивність місцевого руслового процесу, зокрема, інтенсивність місцевого розмиву, поглиблення дна та винесення часток із зони активного вимивання. При цьому сила опору дна залежить від двох суттєвих факторів – кута розташування донної перешкоди та відносної її висоти.

**Вихідні дані та модельні залежності.** Математичне моделювання сил опору дна здійснювалось для умов прямолінійного русла без суттєвого відхилення границь із середнім нахилом  $i_m = 0,0022$ , яке складене гравійно-гальковими ґрунтами. Середній діаметр часток ґрунту  $d_m$  та коефіцієнт шорсткості  $n$  русла задавались для трьох випадків: 1)  $d_m = 0,0485$  м,  $n = 0,0379$ ; 2)  $d_m = 0,02$  м,  $n = 0,0327$ ; 3)  $d_m = 0,005$  м,  $n = 0,02597$ .

Прийняті при моделюванні значення гідрологічних та гідравлічних характеристик наведені нижче в табличній формі.

*Таблиця – Гідрологічні та гідравлічні характеристики руслового потоку*

№	Ймовірність перевищення, %	Витрата води $Q$ , м <sup>3</sup> /с	Ширина русла $B$ , м	Глибина $h_m$ , м	Швидкість $U_m$ , м/с
1	5	1793	145,3	3,98	3,1
2	10	1425	135,3	3,61	2,9
3	20	1057	126,5	3,15	2,65
4	30	832	121,2	2,79	2,45
5	50	538	87,5	2,62	2,34

Значення середньої глибини  $h_m$  та середньої швидкості  $U_m$  руслового потоку, що наведені в таблиці, обчислювались за формулами:

$$h_m = \left( \frac{Q \cdot n}{B \sqrt{i_m}} \right)^{0,6}, \quad (9)$$

$$U_m = \frac{Q}{B \cdot h_m}. \quad (10)$$

Чисельне моделювання сил опору дна в місці обтікання руслової перешкоди виконувалось для двох модельних випадків: 1) кут  $\alpha$  між транзитним потоком і віссю перешкоди приймає значення від 25 до 60 градусів; 2) висота перешкоди  $Z_b$  становить 1/3 та 1/2 від глибини потоку. Крім того, в залежності від кута розташування перешкоди та її висоти, задавались відносна середня швидкість та відносна ширина турбулентного потоку в області за перешкодою згідно з рекомендаціями [2, 3].

Згідно з [1, 2] сила опору дна  $F_R$  буде:

$$F_R = F_P + F_T, \quad (11)$$

де  $F_P$  – перепад тиску,  $F_T$  – сила тертя:

$$F_P = W_B \cdot \Delta h \cdot \rho \cdot g, \quad (12)$$

$$F_T = \frac{W_F}{Z_b} \cdot k_T \cdot \rho \cdot (U_m \cdot \cos \alpha - V_m), \quad (13)$$

$$\Delta h = i_T \cdot (L_b - 3Z_b), \quad (14)$$

$$i_T = \frac{U_m^2}{R_b \cdot C^2}, \quad R_b = h_m - Z_b, \quad C = \frac{1}{n} R_b^{1/6}, \quad L_b = B / \sin \alpha, \quad (15)$$

де  $W_B$  – площа поперечного перерізу досліджуваного турбулентного потоку за русловою перешкодою;  $\Delta h$  – перепад вільної поверхні води в місці обтікання перешкоди;  $\rho$  – густина води;  $g$  – прискорення вільного падіння;  $W_F$  – площа поверхні досліджуваного турбулентного потоку за перешкодою (площа поверхні вальця);  $Z_b$  – висота перешкоди;  $k_T$  – коефіцієнт тертя в області за перешкодою;  $U_m$  – середня швидкість транзитного руслового потоку;  $\alpha$  – кут між транзитним потоком і віссю перешкоди;  $V_m$  – середня швидкість потоку в області за перешкодою;  $i_T$  – нахил тертя;  $R_b$  – гідравлічний радіус для потоку, який рухається над границею його розділу з потоком за донною перешкодою (границя розділу вважається «шорстким дном» для потоку, який проходить зверху);  $C$  – коефіцієнт Шезі;  $n$  – коефіцієнт шорсткості русла;  $L_b$  – довжина перешкоди;  $B$  – ширина русла.

Значення коефіцієнта тертя  $k_T$  та середньої швидкості потоку в області за перешкодою  $V_m$  приймалися за даними лабораторних досліджень обтікання водним потоком донного уступу в дзеркальному лотку в залежності від кута  $\alpha$ , відносної висоти уступу ( $S_z = Z_b / h_m$ ), відношення ширини потоку до його середньої глибини  $h_m$  [1, 2].

Моделювання сили опору дна  $F_R$  та дотичних напружень  $W_F / F_R$  здійснювалося для різних значень кута розташування перешкоди щодо транзитного потоку  $\alpha$ , співвідношення висоти перешкоди і глибини потоку  $S_z = Z_b / h_m$  та відношення  $U_m / W_K$  середньої швидкості потоку  $U_m$  та гідравлічної крупності наносів  $W_K$ , де:

$$W_K = \sqrt{\frac{2g(\rho_s - \rho) \cdot d_m}{1,75\rho}}, \quad (16)$$

де  $\rho_s$  – щільність ґрунту;  $d_m$  – середній діаметр часток ґрунту дна русла.

**Результати моделювання та висновки.** Результати чисельного моделювання модельних характеристик  $F_R$  і  $W_F / F_R$ , за якими оцінюється інтенсивність протікання руслових деформацій за русловою донною перешкодою при прийнятих висхідних даних та умовах моделювання, наведено нижче на рис. 1–5.

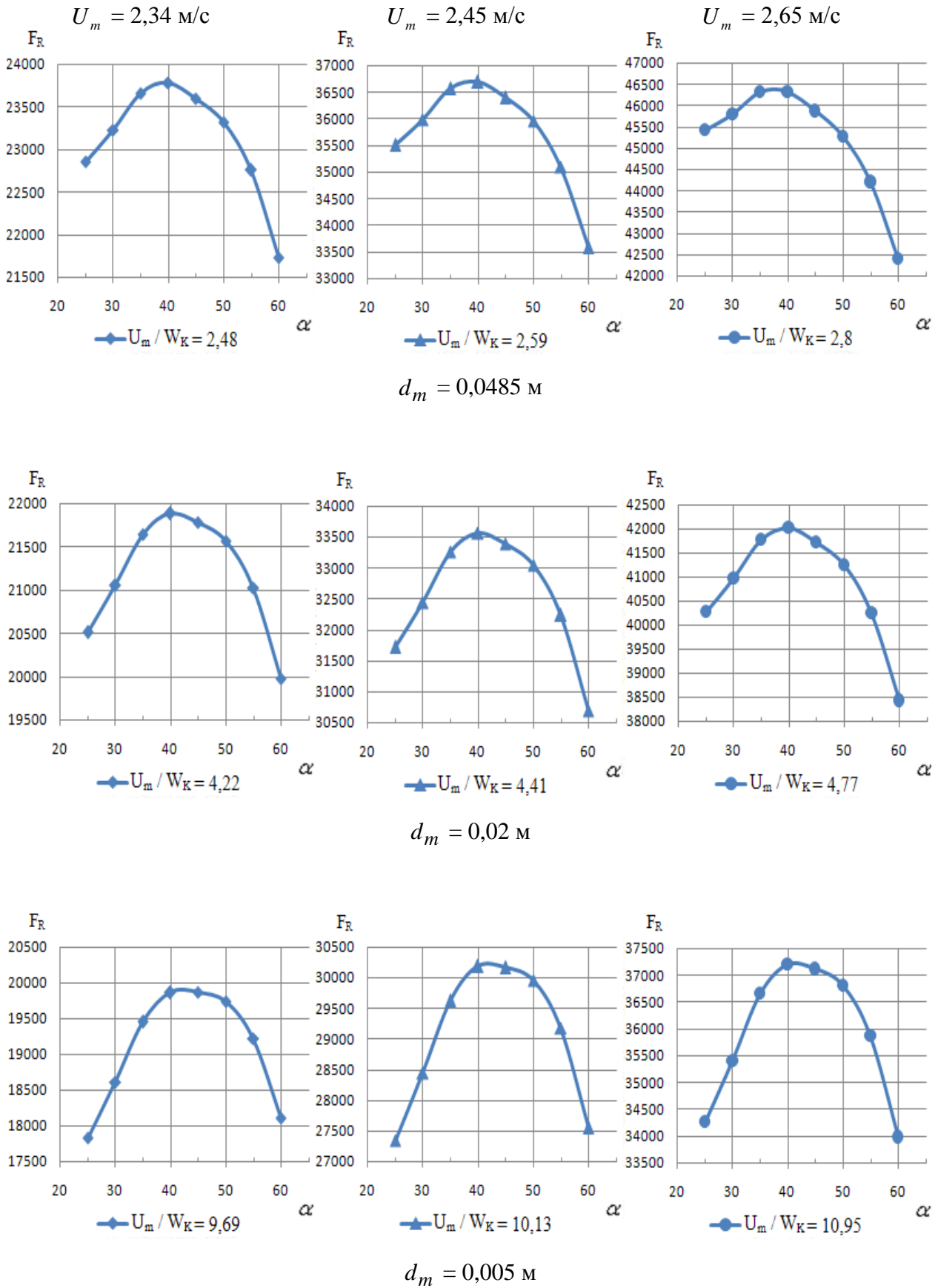


Рис. 1 – Результати чисельного моделювання сил опору дна  $F_R$  при  $S_z = 0,33$  (серія 1)

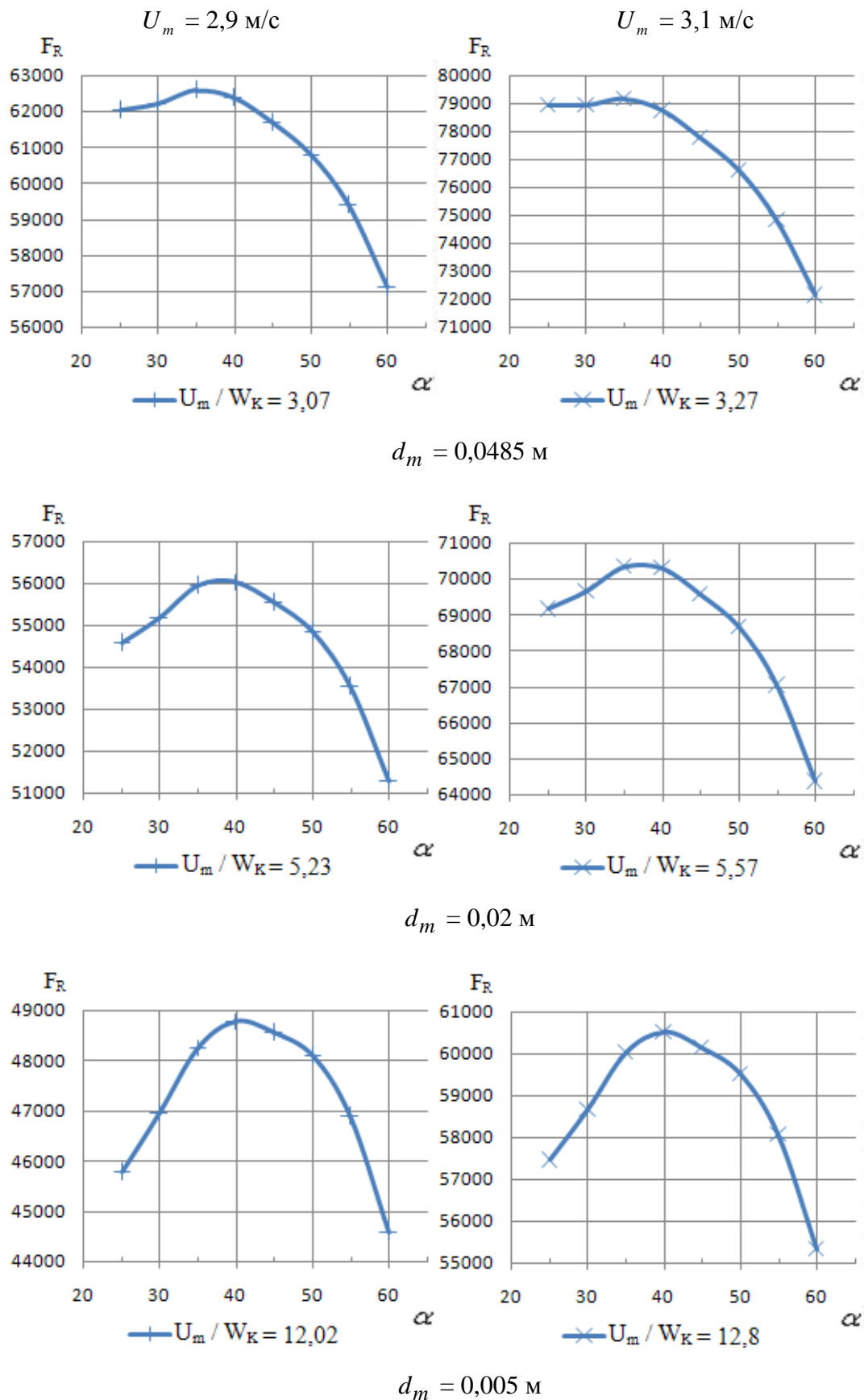


Рис. 2 – Результати чисельного моделювання сил опору дна  $F_R$  при  $S_z = 0,33$  (серія 2)

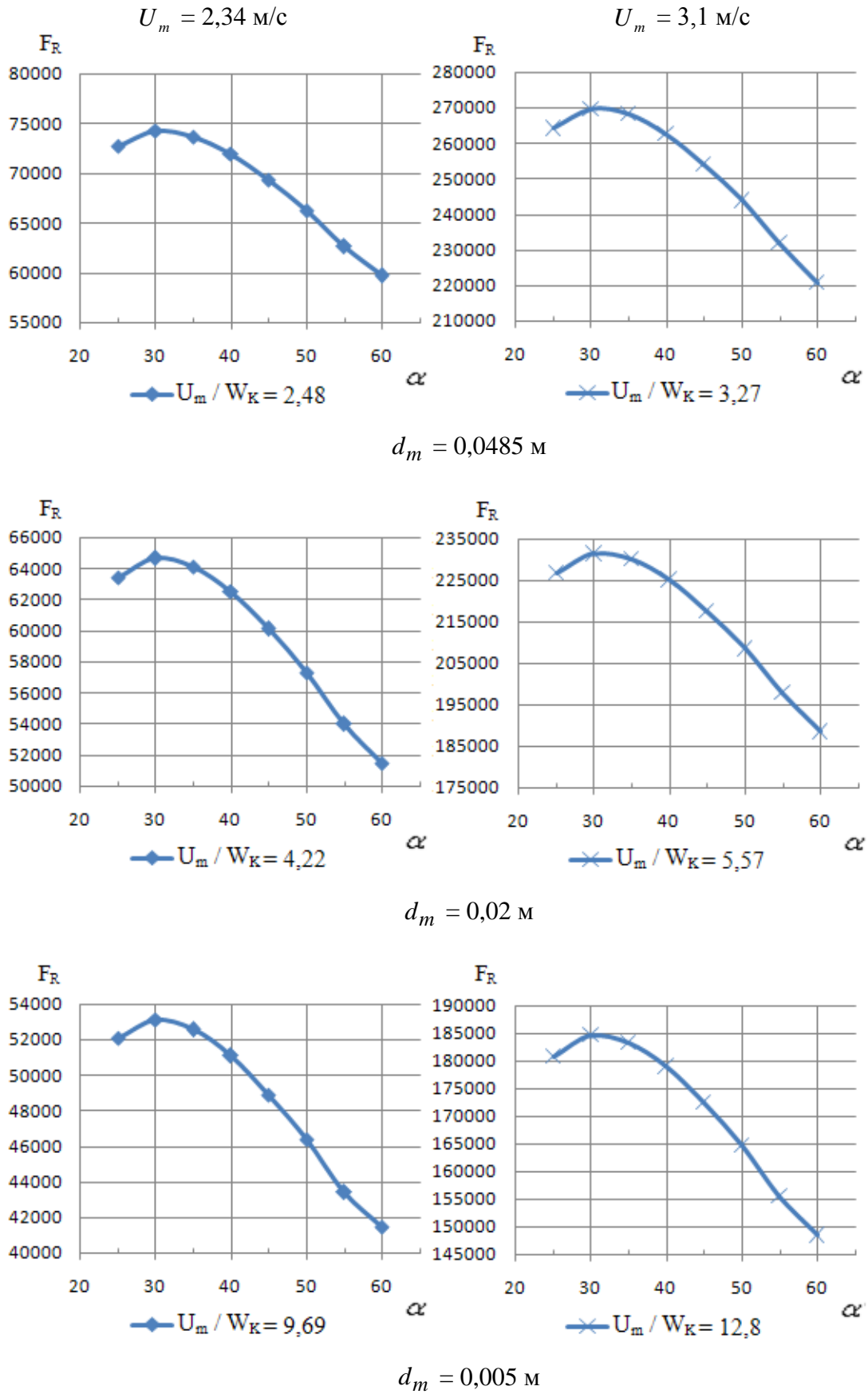
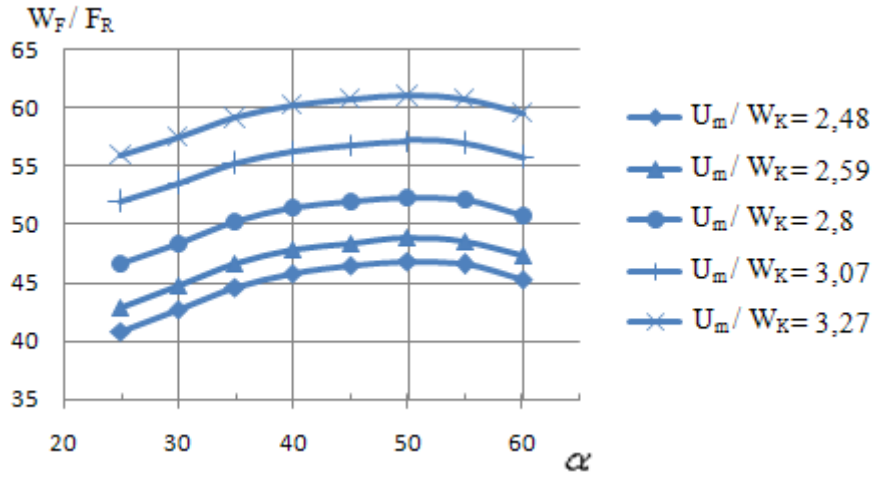
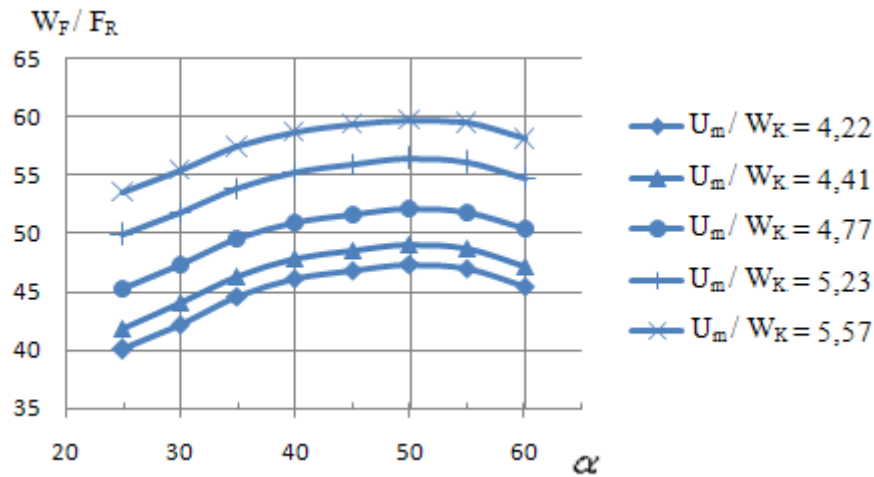


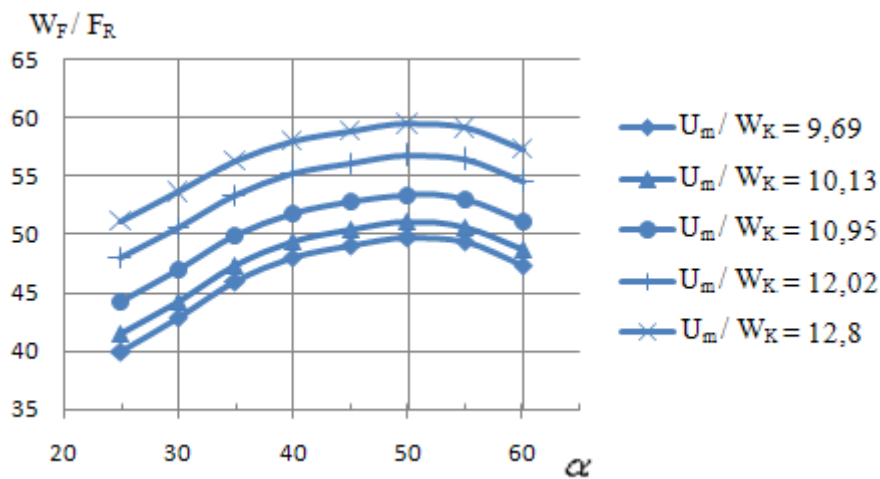
Рис. 3 – Результати чисельного моделювання сил опору дна  $F_R$  при  $S_z = 0,5$



$d_m = 0,0485$  м



$d_m = 0,02$  м



$d_m = 0,005$  м

Рис. 4 – Результати чисельного моделювання дотичних напружень  $W_F / F_R$  при  $S_z = 0,33$

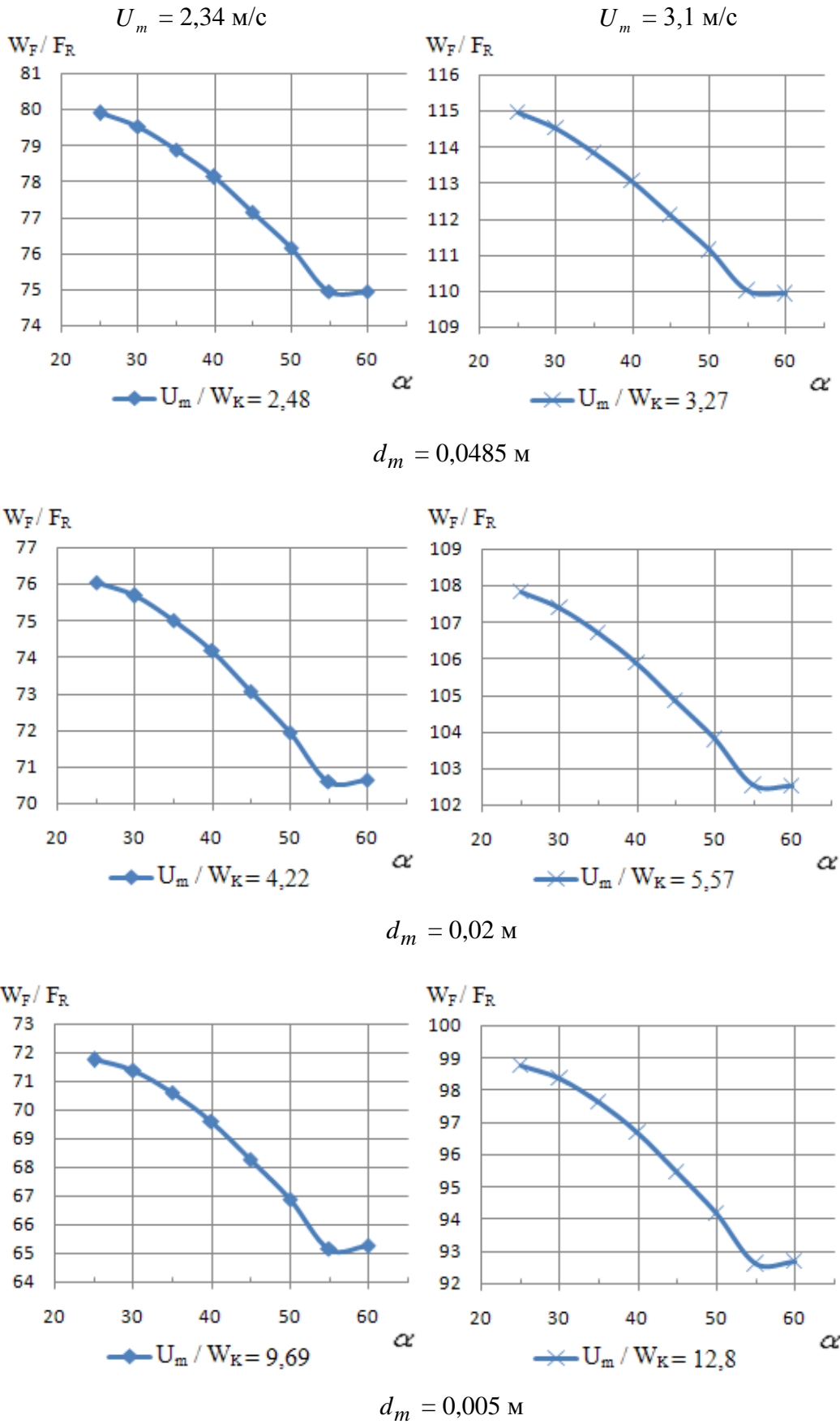


Рис. 5 – Результати чисельного моделювання дотичних напружень  $W_F/F_R$  при  $S_z = 0,5$



Отримані результати комп'ютерного моделювання в цілому відповідають натурним та експериментальним даним щодо умов, за яких інтенсифікується місцевий розмив русла ріки за донними перешкодами, що відхиляються від берега вниз за течією, внаслідок розвитку місцевої турбулентної течії, направленої від берега.

Показано, що дотичні напруження  $W_F/F_R$  та загальна сила опору дна  $F_R$  можуть використовуватися в якості репрезентативних модельних характеристик для оцінки інтенсивності протікання руслових деформацій за природними донними перешкодами, характеризувати як загальну швидкість протікання руслових деформацій за перешкодою, так і інтенсивність місцевого розмиву і поглиблення дна за перешкодою, в залежності лише від двох суттєвих факторів – кута розташування перешкоди щодо транзитного потоку та співвідношення висоти перешкоди і глибини потоку  $S_z = Z_b/h_m$ .

Встановлено, що значення відносної висоти  $S_z = Z_b/h_m$  перешкоди, при якому очікується найінтенсивніший розмив на прямолінійних ділянках русла, складає приблизно 0,33. При цьому кут між віссю перешкоди і напрямком потоку, який характеризує найінтенсивніший розмив, може змінюватися від 30 до 40 градусів. Зокрема, при висоті перешкоди, яка складає 1/3 глибини потоку, найбільш потужні деформації русла можуть відбуватися при розташуванні перешкоди до транзитного потоку під кутом 35–40 градусів.

#### **Список використаної літератури**

1. Schodro A.E. River bed deformations near banks and hydraulic structures due to river flow / A.E. Schodro // Proc. of the Fourth Int. Conf. on River Basin Management. WIT-Press. – Southampton, Boston. – 2007. – P. 381–387.
2. Shchodro A.E. Local Scour Investigation on Steep River Bends in Ukrainian Carpathian / A.E. Shchodro // Proc. of the Tenth Int. Symposium on River Sedimentation. August 1–4. – Moscow, Russia. – V. 3. – 2007. – P. 275–284.
3. Стефанишин Д.В. Про один підхід до прогнозування місцевих розмивів русел та берегів на передгірних ділянках рік з використанням можливостей математичного моделювання / Д.В. Стефанишин, Я.В. Ходневич, О.Є. Щодро // Екологічна безпека та природокористування. Зб. наук. праць. – Вип. 7. Київ: КНУБА, ІТГП НАНУ. – 2011. – С. 64–72.
4. Wilcox D.C. Turbulence Modeling for CFD / D.C. Wilcox // DCW Industries, Inc. La Canada, California, 1994. – 456 p.

*Стаття надійшла до редакції 24.07.2014 українською мовою*

**© Я.В. Ходневич, Д.В. Стефанишин**

#### **ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ УСЛОВИЙ ИНТЕНСИФИКАЦИИ МЕСТНОГО РАЗМЫВА РУСЛА РЕКИ ЗА ДОННЫМ ПРЕПЯТСТВИЕМ, ОТКЛОНЕННЫМ ОТ БЕРЕГА ВНИЗ ПО ТЕЧЕНИЮ**

*Приводятся результаты численного моделирования модельных характеристик, по которым оценивается интенсивность протекания русловых деформаций за русловым донным*

*препятствием, отклоненным от берега вниз по течению, вследствие развития местного турбулентного течения, направленного от берега.*

**© Ya.V. Khodnevich, D.V. Stefanyshyn**

**NUMERICAL MODELING THE CONDITIONS OF INTENSIFICATION  
OF THE RIVERBED LOCAL EROSION BEHIND OF OBSTACLE THAT DEVIATES  
FROM THE SHORE DOWNSTREAM**

*The results of numerical modeling the conditions of intensification of local erosion of the river bed behind of a natural barrier that deviates from the shore downstream, due to the development of the local turbulent flow directed from the shore are given.*

УДК 504.062 + 528.8

© В.О. Шумейко

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

## **МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ОЦІНКИ С/Г УГІДЬ З ВИКОРИСТАННЯМ ДАНИХ ДЗЗ ТА ГІС**

*У роботі проаналізовано існуючі види оцінок землі, визначено їх основні переваги та недоліки. Визначено основні чинники, які впливають на якісний стан с/г угідь. Вперше було розроблено методику проведення еколого-економічної оцінки (ЕЕО) с/г угідь, яка базується на використанні даних ДЗЗ та ГІС. Визначено переваги ЕЕО над іншими видами оцінок.*

**Ключові слова:** еколого-економічна оцінка, ДЗЗ, ГІС, сільськогосподарські угіддя, цифрові карти.

Відсутність надійного господаря і дбайливого власника, ефективного контролю за використанням землі призвели до гострої еколого-економічної кризи у землекористуванні України. Сучасне використання земельних ресурсів не відповідає вимогам раціонального природокористування.

Закон України "Про оцінку земель" від 11 грудня 2003 р. № 1378-IV визначає правові засади проведення оцінки земель з метою захисту законних інтересів держави та інших суб'єктів правовідносин у питаннях оцінки земель, інформаційного забезпечення оподаткування та ринку земель. Закон встановлює три види оцінки земель:

- бонітування ґрунтів;
- економічна;
- грошова оцінка земельних ділянок, яка в залежності від призначення і порядку проведення може бути нормативною і експертною.

Всі види оцінки земель взаємозв'язані, але відрізняються використанням їх результатів. Дані *бонітування ґрунтів* є складовою державного земельного кадастру і основою економічної оцінки с/г угідь. Вони враховуються при визначенні екологічної придатності ґрунтів для вирощування с/г культур і втрат с/г виробництва.

Дані *економічної оцінки земель* є основою при проведенні нормативної грошової оцінки земельних ділянок, аналізі ефективності використання земель та визначенні економічної придатності земель с/г призначення для вирощування с/г культур.

*Нормативну грошову оцінку* земельних ділянок застосовують для визначення розміру земельного податку, державного мита при зміні, успадкуванні та даруванні згідно із законом, орендної плати за земельні ділянки державної та комунальної власності, втрат с/г

і лісогосподарських виробництв, а також при розробці показників та механізмів економічного стимулювання раціонального використання і охорони земель.

*Експертну грошову оцінку земельних ділянок проводять для визначення їх вартості при здійсненні, щодо них цивільно-правових угод [5].*

Крім того, в Україні проводиться еколого-агрохімічна оцінка земель с/г призначення ДУ "Інститут охорони ґрунтів України".

В майбутньому, ринок землі поступово інтегрує всі види оцінок в один – ринкову вартість земель в залежності від їх еколого-економічного стану (продуктивності, дохідності з одиниці площі, екологічного стану і т.п.).

Існуючі види оцінок мають ряд недоліків і не дозволяють в повній мірі провести ефективну ЕЕО с/г угідь. Тому виникає необхідність у створенні методики проведення ЕЕО з використанням новітніх технологій ДЗЗ та ГІС.

**ЕЕО с/г угідь** – порівняльна оцінка якості ґрунтів, що характеризує ступінь відповідності використання земель існуючим уявленням про екологічно-безпечне та економічно-доцільне землекористування.

Якість земель с/г угідь, характеризується за природними та набутими властивостями, що впливають на ефективність їх використання та екологічний стан [3].

### **Якісний стан земель залежить від:**

1. Фізико-географічних умов (с/г районування території).
2. Погодних умов та ландшафту.
3. Родючості ґрунтів.
4. Техногенного навантаження на с/г угіддя.

Світовий досвід показує, що підвищення ефективності с/г можливе лише за умови інтенсивного використання високородючих ґрунтів і відновлення малопродуктивних й деградованих земель. На сьогоднішній день, для проведення якісної ЕЕОЗ с/г призначення необхідно використовувати сучасні інформаційні технології (ДЗЗ і ГІС), які дозволяють отримати більш достовірну інформацію та підвищити її якість.

**Для проведення ЕЕО с/г угідь для Львівської області було запропоновано наступну методику:**

- 1) Створення цифрових карт с/г угідь та їх класифікація.
- 2) Визначення показників родючості ґрунтів: тип ґрунту, вміст гумусу та основних елементів (N, P, K та ін.).
- 3) Моніторинг стану розвитку с/г культур та прогноз їх врожайності.
- 4) Визначення показників деградації ґрунтів – розвиток ерозійних процесів.
- 5) Оцінка економічного стану с/г угідь.
- 6) Визначення екологічного стану с/г угідь: забруднення викидами промислових об'єктів, автомобільного транспорту, побутовими відходами, пестицидами, отрутохімікатами та оцінка їх впливу.
- 7) Оцінка екологічного стану с/г угідь.

8) ЕЕО с/г угідь – розрахунок балу еколого-економічного стану для с/г угідь у межах ділянки (поля) відповідного природного с/г району [1].

Ділянка оцінюється за стобальною системою. Кращій ділянці присвоюється 100 балів, менш продуктивні оцінюються нижче. Оцінка с/г угідь проводиться по стобальній шкалі, де еталоном служать чорноземи вилужені і опідзолені з вмістом гумусу  $\geq 8\%$ , а також враховуються коефіцієнти: внесення органічних речовин, ступеня деградації, екологічного стану та врожайності.

Отже, ЕЕО с/г угідь зводиться до визначення балу еколого-економічного стану с/г ділянки (поля):

$$B_{ЕЕО} = O_E + O_G, \quad (1)$$

де  $B_{ЕЕО}$  – бал еколого-економічного стану с/г ділянки (поля),  $O_E$  – оцінка екологічного стану,  $O_G$  – оцінка економічного стану (максимальні значення  $O_E$  та  $O_G$  – 50 балів).

$$O_E = 50 * K_{AT} * K_{ПП} * K_{ПВ} * K_{ПНО} * K_{МРП} * K_{РЕ} \quad (2)$$

де  $K_{AT}$  – коефіцієнт забруднення викидами автомобільного транспорту (близькість автомобільних доріг),  $K_{ПП}$  – коефіцієнт забруднення викидами промислових підприємств,  $K_{ПВ}$  – коефіцієнт забруднення побутовими відходами,  $K_{ПНО}$  – коефіцієнт впливу ПНО (внаслідок аварій на ПНО),  $K_{МРП}$  – коефіцієнт забруднення надлишками мінеральних речовин та пестицидів,  $K_{РЕ}$  – коефіцієнт забруднення радіаційними елементами.

$$O_G = 50 * K_{СВ} * K_{ЯГ} * K_{ДГ} * K_{ВРГ} \quad (3)$$

де  $K_{СВ}$  – коефіцієнт середньої врожайності за чотири останні роки,  $K_{ЯГ}$  – коефіцієнт якості ґрунтів (тип ґрунту, вміст гумусу),  $K_{ДГ}$  – коефіцієнт деградації ґрунтів (наявність та розвиток деградаційних процесів),  $K_{ВРГ}$  – коефіцієнт відновлення родючості ґрунтів (внесення органічних добрив).

**Проведення ЕЕО с/г угідь дозволить:**

- оцінити реальний стан с/г угідь;
- оптимізувати співвідношення земельних угідь;
- спланувати відновлювальні роботи (зрошування та осушування, вапнування та гіпсування);
- зменшити ерозійні процеси;
- сформувати екологічно безпечні агроландшафти;
- підвищити відновлювальний потенціал земель і відтворення родючості ґрунтів;
- забезпечити порядок сівозмін;
- підвищити внесення доз органічних добрив та зменшити вміст мінеральних [2].

**ЕЕОЗ с/г призначення дозволить:**

- оцінити реальний стан земель с/г призначення;
- оптимізувати співвідношення земельних угідь;
- спланувати відновлювальні роботи (зрошення та осушення, вапнування та гіпсування);
- зменшити ерозійні процеси;
- сформувати екологічно безпечні агроландшафти;
- підвищити відновлювальний потенціал земель і відтворення родючості ґрунтів;
- забезпечити порядок сівозмін;
- підвищити внесення доз органічних добрив та зменшити вміст хімічних [6].

Побудовані автором моделі дозволяють автоматизувати процедуру ЕЕО с/г угідь за рахунок використання інструментів ModelBuilder ПЗ ArcGIS 10.2 (рис. 1). Крім цього, можливо окремо провести як оцінку екологічного стану, так і економічну оцінку кожної земельної ділянки [4].

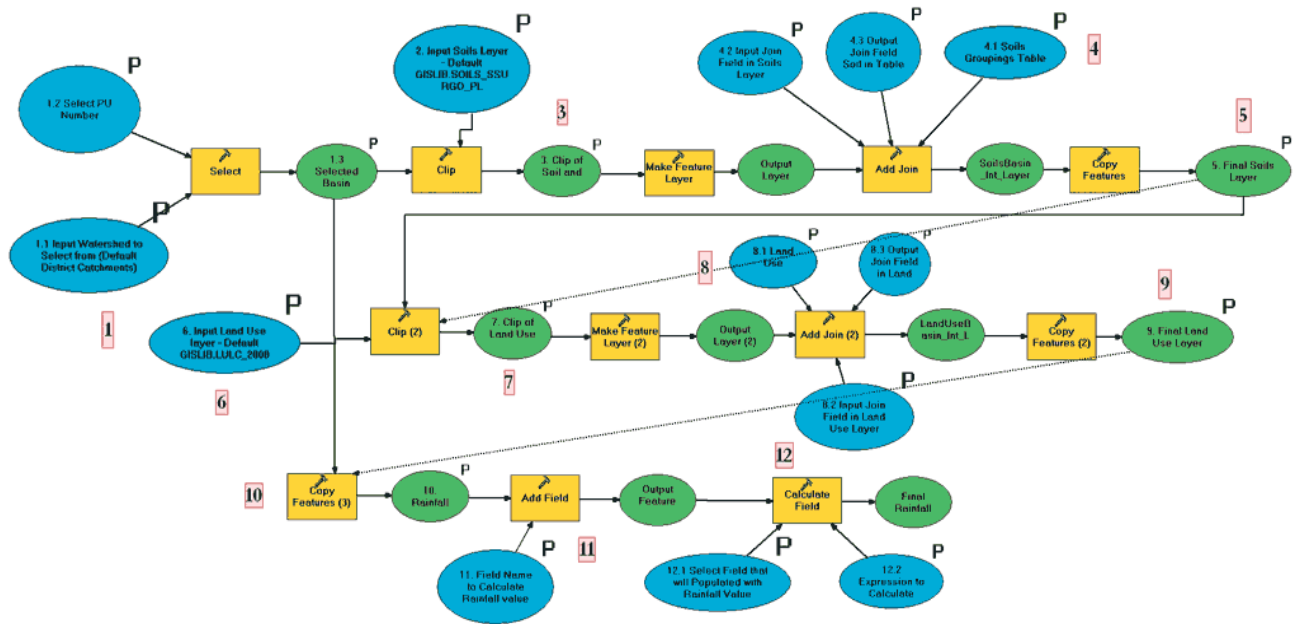


Рис. 1 – Модель автоматизації процесу ЕЕО с/г угідь

ЕЕО с/г угідь дозволяє отримати реальну картину про їх стан та є основою ефективної системи оподаткування, а також сприяє правильному прийняттю управлінських рішень в галузі землекористування як в державному, так і в приватному секторі. Використання ГІС дозволяє автоматизувати процедуру ЕЕО с/г угідь.

### Список використаної літератури

1. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель. Методично-нормативне забезпечення / За загальною ред. В.П. Патики та О.Г. Тараріко. – К.: Фіто-соціоцентр, 2002. – 296 с.

2. Виноградов Б.В., Кондратьев К.Я. Космические методы земледения. Л.: Гидрометеоиздат, 1971. – 190 с.
3. Волощук М.Д., Косар В.І. Трагедія деградації земель: шляхи відновлення їх родючості та охорони.
4. Геонформационный подход к прогнозной оценке эффективности использования космической информации ДЗЗ при решении задач природопользования: постановка задачи и пути решения / [А.Д. Федоровский, Е.Н. Боднар, З.В. Козлов, В.Г. Якимчук] // Теоретичні та прикладні аспекти геоінформатики. – Київ. – 2007. – С. 212–228.
5. Закон України «Про оцінку земель» № 1378-IV від 11 грудня 2003 року.
6. Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. Концепция, предварительные результаты, задачи / В.В. Медведев. – Харьков: Антиква, 2002. – 428 с.

*Стаття надійшла до редакції 25.07.14 українською мовою*

© В.А. Шумейко

**МЕТОДИКА ПРОВЕДЕНИЯ ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ  
С/Х УГОДИЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДАННЫХ ДЗЗ И ГИС**

*В работе проанализированы существующие виды оценок земли, определены их основные преимущества и недостатки. Определены основные факторы, влияющие на качественное состояние с/х угодьев. Впервые была разработана методика проведения эколого-экономической оценки с/х (ЭЭО) угодьев, которая базируется на использовании данных ДЗЗ и ГИС. Определены преимущества ЭЭО над другими видами оценок.*

© V.A. Shumeyko

**METHODS OF ECOLOGICAL AND ECONOMIC ASSESSMENT  
AGRICULTURAL LANDS USING DATA FROM REMOTE SENSING AND GIS**

*This paper analyzes the existing types of assessments of land identified their main advantages and disadvantages. Defined the main factors affecting the qualitative state of agricultural land. For the first time developed a method conduction of environmental-economic evaluation of agricultural land, which is based on the use of remote sensing and GIS. Defined the benefits of ecological and economic evaluation of land over other types of assessments.*

---

---

## Розділ 3. Інформаційні ресурси та системи

---

---

УДК 005.94 + 004.9 + 519.7

© А.Е. Стрижак, канд. техн. наук, ст. науч. сотрудник;  
А.Н. Трофимчук, д-р техн. наук, проф., член-корр. НАНУ;  
Л.Ю. Цурика, аспирант

Институт телекоммуникаций и глобального информационного пространства НАН Украины,  
г. Киев

### ТРАНСДИСЦИПЛИНАРНЫЕ ОНТОЛОГИИ – ИНФОРМАЦИОННАЯ ПЛАТФОРМА ПРОВЕДЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ЭКСПЕРТИЗ

*В статье описывается подход использования тематически разных знаний при проведении экологических экспертиз. Излагается технологический подход агрегации разнородной информации на основе формирования трансдисциплинарных онтологий. Приводится пример проведения экологической экспертизы на основе анализа экологического состояния региона.*

**Ключевые слова:** трансдисциплинарность, онтология, экологическая экспертиза, сетевые информационные ресурсы.

**Введение.** Одной из основных задач проведения экологических экспертиз является установление степени соответствия практических результатов человеческой деятельности нормативно определяемым экологическим требованиям [2]. Одной из важнейших категорий их проведения является требование полноты. Категория полноты при оценке результатов практической деятельности человека призвана отображать как можно больше факторов их влияния на окружающую среду и на воздействие этих результатов непосредственно на человека. Перманентность этой категории очевидна. Технологические формы человеческой деятельности постоянно совершенствуются и развиваются, меняются факторы их влияния и естественным образом увеличивается объем информации, характеризующий эти результаты. И становится очевидным, что для обеспечения достаточно полной экологической экспертизы необходимо обеспечить соответствующего эксперта или их группу доступом к необходимой информации, которая наиболее полно описывает как процессы, по которым ведется экспертиза, так и влияние этих процессов на различные стороны (категории) жизни и окружающего мира.

**Преимущества онтологического подхода.** Использование программных средств информационно-коммуникационных технологий (ИКТ) [8] для отображения состояний



анализируемых процессов обеспечивает построение персонифицированной корпоративной компьютерно-интегрированной среды, в которой поддерживаются режимы непрерывного сетевого взаимодействия между экспертами и информационными ресурсами, отображающими различные категории знаний. Для этого создаются средства формализации информационных источников формирования знаний, учитывающие тематическую специфику предметных областей, которые в той или иной степени отображаются в экологической экспертизе. При этом необходимо учитывать тот факт, что объем и разнообразие данных и сообщений по различным профилям предметных знаний ныне настолько объемный, что возникает необходимость их классификации с точки зрения принадлежности к предметным областям и сферам интересов всех участников процесса взаимодействия в области их практической деятельности. Применение этих программно-информационных средств ИКТ ориентировано на решение следующих задач:

- обеспечение возможности оперативной организации доступа к информационным источникам формирования знаний, касающихся одной предметной области или объединенных схожими интересами сфер деятельности;
- поддержание взаимодействия всех участников проведения экологической экспертизы в рамках неединичного множества предметных областей с возможностью расширения этого множества;
- обеспечение возможности расширения списка источников и потребителей разнородных информационных источников формирования уже экологических знаний в рамках определенной предметной области или сферы интересов;
- ограничение доступа к экологическим информационным ресурсам рамками конкретной предметной области или сферы интересов в связи с возможностью решения предыдущей задачи;
- поддержка процесса осмысления экологической информации по тематическим профилям нескольких предметных областей для каждого субъекта, активно участвующего в процессе взаимодействия;
- обеспечение возможности оперативного поиска источника необходимых информационных ресурсов пользователями, касающегося влияния на экологию процессов по конкретной предметной области.

Задача формирования корпоративной персонифицированной компьютерно-интегрированной среды в области проведения экологических экспертиз – накапливать не разрозненные данные, а структурированные, формализованные информационные источники – закономерности и принципы, позволяющие решать реальные задачи в процессе осмысления результатов ее проведения. Онтологический подход [1, 6, 7, 10] к проектированию и формированию персонифицированных электронных площадок как раз и позволяет создавать системы, в которых информационные источники формирования знаний становятся доступными для всех участников взаимодействия. Основные преимущества этого подхода:

- онтологический подход предоставляет пользователю целостный, системный взгляд на определенную предметную область;

- информационные источники о предметной области представлены однотипно, что упрощает их восприятие;
- построение онтологии позволяет восстановить недостающие логические связи предметной области.

Важность онтологического подхода в создании персонифицированных корпоративных ИКТ-систем обусловлена также тем, что если информационные источники формирования знаний не представить в сетевой среде, то они становятся неактуальными. Напротив, если информационные источники формирования знаний распространяются, используются, то они могут генерировать новые знания. Онтологический подход позволяет подавать термины, понятия в таком виде, при котором обеспечивается построение логических схем их композиционного развития.

К онтологическим аспектам относится круг вопросов, начиная от сферы применения и к формальному описанию компонентов компьютерных онтологий предметных областей. На формальном уровне онтология – система, состоящая из множества терминов, утверждений об этих понятиях, на основе которых можно строить классы, объекты, связи, функции и теории. Компьютерную онтологию некоторой предметной дисциплины можно рассматривать как общезначимую, открытую базу информационных источников формирования знаний, представленную на формальном языке спецификации. В онтолого-классификационной схеме средств и методов искусственного интеллекта онтологический подход трактуется как разновидность системного подхода, основанного на формировании знаний. Онтологический подход обеспечивает эффективное проектирование компонентов любой знания предметно-ориентированной информационной системы.

Практически все модели онтологии содержат определенные концепты – понятия, классы; свойства концептов – атрибуты, роли; отношения между концептами – зависимости, функции и дополнительные ограничения, которые определяются аксиомами. Концептом может быть описание задачи, функции, действия, стратегии, процесса рассуждения, ход осуществления исследования и т.д. При этом внимание направлено на формализацию этапов построения, структурирования и представления информационных источников формирования знаний, позволяет участникам, взаимодействующим с эколого-информационной средой, продуктивно использовать соответствующие предметные знания. В свою очередь, эффективная реализация указанных этапов и получения конечного результата (библиотеки онтологических баз информационных источников формирования знаний) невозможна без проведения системно-онтологического анализа заданной совокупности информационных ресурсов.

Онтологию будем рассматривать как активную систему знаний, включающую в себя множество логически связанных классов объектов, над которыми задан набор формальных аксиом, ограничивающих интерпретацию и совместное употребление этих терминов. Т.е. онтологию можно рассматривать как некую логическую теорию, некое исчисление со своими правилами. Эта теория позволяет систематизировать категории действительности и/или выражаемые в языке значения.

Уровень использования знаний, как нематериальных активов, является одной из категорий, влияющих на развитие информационного общества. Одним из факторов влияния на качество использования экологической информации является уровень обеспечения доступа каждого члена общества к соответствующим информационным ресурсам. Обеспечение доступа возможно на основе предоставления широкого спектра электронного информационно-консультационного сервиса в процессе проведения экологических экспертиз на практике. Его качество во многом зависит от корректности и семантической полноты используемых информационных массивов. Поэтому одним из технологических направлений развития качества проведения экологических экспертиз является создание соответствующей развитой информационной базы знаний. Указанная база знаний должна иметь интеллектуальные средства доступа и предоставлять информационные услуги по широкому спектру информационных массивов, характеризующих различные экологические процессы.

**Представление знаний.** Пассивно экологические знания широко представлены в виде информационных описаний, изложенных в конкретных документах и книгах [3]. Преобразование пассивных знаний в активную систему возможно на основе отображения этих описаний в определенные терминополья, где конкретные понятия становятся концептами описанной в книге предметной области. Указанные концепты составляют определенные утверждения, которые определяют конкретные действия и результаты этих действий. Сами утверждения строятся на основе использования семантики концептов и тех отношений, которые эти концепты связывают определенным смыслом [9].

Все утверждения, которые могут быть сформированы из концептов, определяющих семантику тематического содержания монографии и создающих определенные классы-категории, могут быть представлены в виде определенных тавтологий. Именно на основе выделенных тавтологий и создается определенное нами множество онтологий, все элементы которой характеризуются наборами свойств. Выделим свойство принадлежности концептов к конкретной онтологии. Данное свойство позволяет определить истинность конкретного утверждения в рамках классификации объектов, задающей определенные нами тематические онтологии. Тогда тавтологии могут быть определены как представители тематических классов.

На основе тавтологий как представителей классов, создаваемых концептами онтологий операционной среды электронной экспертной консультационной площадки (ЭКП), может быть создана система классификации. Система классификации, как основа онтологии, должна представлять определенную иерархию, каждый из элементов которой, в свою очередь, имеет внутреннюю структуру (элементы внутренней структуры и их связи) и взаимодействует с внешней средой. Если перевести это на язык классификаций, то внутренняя структура – это группа объектов классификации, связи внутренней структуры – это взаимное соотношение групп объектов классификации, а взаимодействие с внешней средой – это взаимосвязи между классификационными группами различных концептов. В дальнейшем такие группы будем называть классификаторами. Выделим следующих два аспекта взаимосвязи групп-классификаторов:

- структурный – вхождение объектов классификации в операционную среду ЭКП на основе бинарных отношений и свойств;
- лексико-семантический – формирование определенных множеств утверждений-высказываний, которые являются тавтологиями относительно проблем, решаемых в операционной среде ЭКП.

Практически задача создания системы классификации информационных процессов в среде ЭКП сводится к сочетанию создаваемых тематических классификаторов на структурном и лексико-семантическом уровнях:

1) при взаимодействии с однородными классификациями зачастую просто исходная классификация КП расширяется:

- добавляются новые утверждения в виде тавтологий в существующие классы и подклассы и т.д.;
- добавляются новые классы, подклассы и т.д., также в виде групп тавтологий;

2) при взаимодействии с разнородными классификаторами, основанными на других тематиках, необходимо рассматривать каждый отдельный элемент классификаций.

Таким образом, классификаторы представляют собой определенные упорядоченные множества тавтологий, на основе которых могут быть созданы таксономии операционной среды КП.

Для создания операционной среды онтологической консультационной площадки необходимо осуществить интеграцию сформированных на основе классификаторов онтологических моделей составляющих процессов. Полученное множество онтологий определяется как единая онтологическая модель описания информационных процессов взаимодействия при решении задач консультирования и имеет трансдисциплинарный характер [4]. Возникающие проблемы организации согласованного тематического взаимодействия групп на основе использования сетевых информационных ресурсов разрешаются на основе активного использования трансдисциплинарных онтологий, основной характеристикой которых является упорядоченность информационной среды для каждого состояния взаимодействия [4–9]. Упорядоченность задается на основе множества преобразований пассивных состояний базы знаний, которая представлена в виде изложенных информационных описаний в активную систему в виде определенных терминополь, где конкретные понятия становятся концептами используемой при взаимодействии модели предметной области. Состояния взаимодействия представляются в виде сценариев развития сложных многофакторных ситуаций. Упорядоченность состояний взаимодействия определяется множеством решений задачи выбора согласно заданных критериев для каждого фактора активных ситуаций.

**Платформа формирования трансдисциплинарных онтологий.** Формирование электронных площадок взаимодействия реализуется на платформе системы ТОДОС – Трансдисциплинарный Онтологический Диалог Объектно-ориентированных Систем. ТОДОС представляет собой инновационный комплекс программно-информационных и методических средств управления знаниями с использованием подходов онтологического управления корпоративными информационными ресурсами, где человек рассматривается как источник

рождения новых знаний для передачи их в форме собственного знания через инструментарии ТОДОС. ТОДОС позволяет реализовать единую интегрированную точку доступа – «единым окном» – к информации и приложениям системы для обеспечения интерактивного взаимодействия с пользователями.

Технология сетевой IT-платформы ТОДОС обеспечивает инновационное технологическое решение построения корпоративных информационно-аналитических систем от многофакторного анализа информационных ресурсов до онтологической системы коллективного принятия решений и управления знаниями. Одним из основных принципов технологии ТОДОС является так называемая «Ситуационная осведомленность», обеспечивающая предоставление пользователям необходимой информации, касающейся направлений их деятельности и достаточной для принятия эффективного решения. Сюда относятся следующие технологические характеристики:

- Удобное, интуитивно-понятное, многоаспектное представление аналитической информации;
- Обеспечение работы с неструктурированной и слабоструктурируемой информацией;
- Работа с информацией и результатами анализа из любой точки сетевого доступа;
- Удовлетворение поиска и запросов пользователей – извлечение знаний;
- Обработка и анализ контента, агрегирование и рейтингование;
- Поддержка принятия решений на основе анализа больших объемов информации;
- От данных – к ГИС – от ГИС – к информации;
- Обеспечение взаимодействия и обратной связи.

Концепцию технологии ТОДОС составляют следующие направления:

- консолидация и интеграция всей имеющейся корпоративной информации и предоставление ее через систему «единого окна», за счет чего повышается уровень осведомленности всех категорий пользователей в их деятельности;
- обеспечение бесшовной системной интеграции информационных технологий и инноваций с целью создания информационно-аналитических ресурсов для внедрения в бизнес-процессы организации;
- создание условий «ситуационной осведомленности» для всех заинтересованных категорий пользователей с многоаспектным анализом массивов документов, сравнением, рейтингованием с выводом отчетов и результатов анализа;
- обеспечение онтологического управления информационными массивами, которые объединяются в единое корпоративное информационное пространство – онтолого-управляемую систему корпоративных знаний;
- поиск в сети Интернет и в файловых электронных коллекциях текстовых документов, релевантных тематике исследований и экспертизы;
- автоматическая обработка естественно-языковых текстов с выделением поверхностных семантических отношений для дальнейшего их анализа;
- извлечение из множества документов знаний, релевантных выбранной предметной области, их системно-онтологическая структуризация и формально-логическое представление,

а также построение, визуализация и верификация семантических структур синтаксических единиц текстовых документов и категориальных знаний заданной предметной области в виде онтологического графа;

- автоматизированное построение онтологий и тезаурусов предметных областей для организации системы управления знаниями;

- автоматизированный анализ и создание системы рейтингов объектов исследования и процессов, с ними связанных, с учетом всего множества факторов, влияющих на соответствующие объекты и процессы;

- обеспечение многовекторного исследования объектов и процессов с целью выявления влияния параметров на их состояние, развитие и принятия соответствующего объективного решения.

Компонентами ТОДОС являются:

СИСТЕМА КОНСПЕКТ – построение терминологических деревьев на основе анализа естественно-языкового текста;

СИСТЕМА КОНФОР – классификация и генерация онтологических графов предметной области;

СИСТЕМА ЕДИТОР – конструирование онтологических моделей;

СИСТЕМА АЛЬТЕРНАТИВА – онтология решения задач выбора;

ПОИСКОВАЯ МАШИНА – поиск лексических структур на основе лингвистической обработки большого количества сетевых текстовых массивов;

ЛИНГВИСТИЧЕСКИЙ КОРПУС – электронная библиотека со средствами ассоциативного поиска семантически связанных информационных массивов, включая определение уровня семантической эквивалентности текстов;

КРИПТО – защита информационных массивов на основе применения методов экстремальной теории графов.

**Пример** применения технологии ТОДОС изображен на рис. 1, где представлены результаты экологического анализа качества продукции молочных предприятий на основе агрегирования с данными, отображающими экологическое состояние водных ресурсов региона, в котором производится соответствующая молочная продукция. Входными данными и информацией для проведения экологического анализа являлись следующие сетевые информационные массивы:

- Перечень субъектов хозяйствования, включенных в Реестр аттестованных производителей молока, молочного сырья и молочных продуктов.

- ДСТУ 4343:2004 Йогурты. Общие технические условия.

- Химический состав йогурта (официальные технологические данные производителей).

- Национальный стандарт Украины «Вода питьевая. Требования и методы контроля качества».

- Данные о качестве поверхностных вод (данные Госводхоза Украины).

В среде сетевой IT-платформы ТОДОС вся информация указанных выше источников структурируется. На основе сгенерированных структур реализуется описание

соответствующих классов, которые составляют конкретные концепты – именованные объекты, связанные определенными отношениями. Каждый концепт характеризуется определенными свойствами-критериями. Такие свойства-критерии позволяют многоаспектно характеризовать тематические объекты и применять при анализе их состояний методы решения задачи выбора [4].

Так на основе агрегированного экологического анализа были определены факторы влияния качества водных ресурсов региона на качество молочной продукции, были выявлены факторы, влияющие на качество сырья, технологические процессы и продукцию предприятия. Это позволило определить экологические, санитарно-гигиенические и финансовые риски, а также рейтинг предприятий по качеству производимой продукции, сделать выводы о рентабельности производства и т.п.

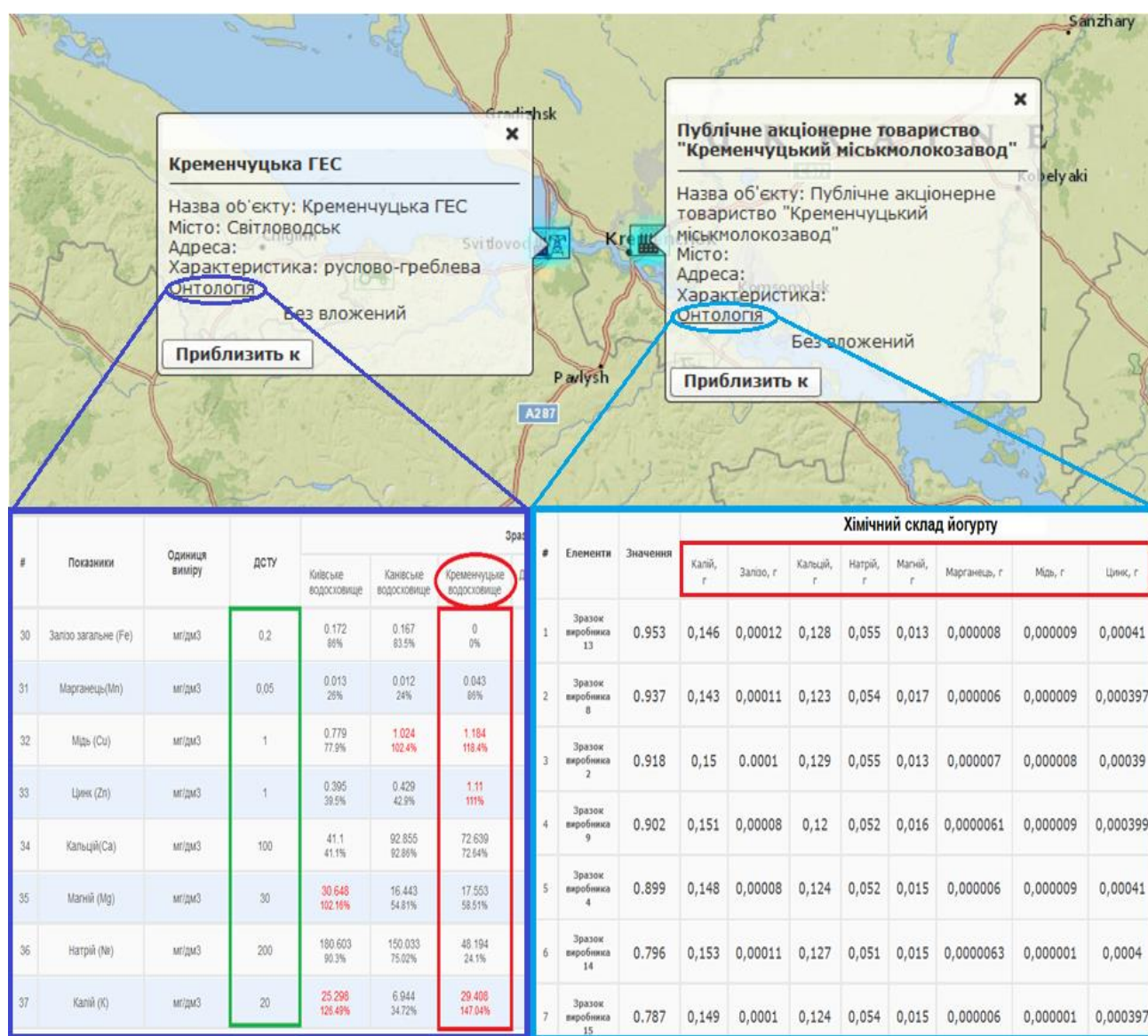


Рис. 1 – Таблица агрегированных данных анализа экологического состояния водных ресурсов региона и качества молочной продукции

**Выводы.** Трансдисциплинарные онтологии обеспечивают корректное агрегирование разных тематических процессов за счет формирования структурированной совокупности информационных объектов, определяемых как единственный тип данных. Технология их использования в сетевой среде, в которой активируются процессы взаимодействия сложных информационных систем, позволяет определить над всеми анализируемыми явлениями исследуемых экологических процессов (взаимосвязь всех природных явлений) отношение частичного порядка. Другими словами, трансдисциплинарность основывается на установлении формальной взаимосвязи пониманий синергии отдельных тематических предметных областей. Она обеспечивает формирование логических мета-рамок, посредством которых знания могут быть интегрированы на более высоком уровне абстракции, чем это происходит в междисциплинарности. Трансдисциплинарные онтологии обеспечивают достаточно полную технологическую поддержку деятельности эксперта на этапах анализа проблематики и выявления многофакторных отношений между анализируемыми экологическими процессами.

### **Список использованной литературы**

1. Гладун В.П. Процессы формирования новых знаний [Текст] / Гладун В.П. – София: СД «Педагог 6», 1994. – 192 с.
2. Закон України «Про екологічну експертизу» (ст. 1) м. Київ, 9 лютого 1995 року № 45/95-ВР
3. Коршунова С.О. Роль тезаурусного моделирования в организации терминополья «Text-текст» / Вестник Иркутского государственного лингвистического университета – № 1, 2009. – <http://cyberleninka.ru/article/n/rol-tezaurusnogo-modelirovaniya-v-organizatsii-terminopolya-text-tekst>.
4. Микони С.Д. Теория и практика рационального выбора: Монография. – М.: Маршрут, 2014. – 463 с.
5. Мокий М.С. Трансдисциплинарная методология в экономических исследованиях / Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора экономических наук. Специальность 08.00.01 – экономическая теория. // Российская Экономическая академия им. Г.В. Плеханова – М. 2010 – 50 с.
6. Палагин А.В. К вопросу системно-онтологической интеграции знаний предметной области / А.В. Палагин, Н.Г. Петренко. – Математические машины и системы, 2007. – № 3, 4. – С. 63–75.
7. Стрижак О.Є. Засоби онтологічної інтеграції і супроводу розподілених просторових та семантичних інформаційних ресурсів // Екологічна безпека та природокористування: Збірник наукових праць. / М-во освіти і науки України, Київ, Нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору; редкол.: О.С. Волошкіна, О.М. Трофимчук (гол. ред.) [та ін.]. – К., 2013. – Вип. 12. – С. 166–178.
8. Стрижак О.Є. Онтологічний інтерфейс як засіб представлення інформаційних ресурсів в ГІС-середовищі / Попова М.А., Стрижак О.Є. // Ученые записки Таврического национального ун-та им. В.И. Вернадского. Серия «География». Том 26 (65). 2013 г. № 1, С. 127–135.



9. Шаталкин А.И. Таксономия. Основания, принципы и правила. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. – 600 с.

10. Gruber T.R. A translation approach to portable ontology specifications / T.R. Gruber // Knowledge Acquisition. – 1993. – Vol. 5. – P. 199–220.

*Стаття надійшла до редакції 13.08.14 російською мовою*

**© О.Є. Стрижак, О.М. Трофимчук, Л.Ю. Цурика**

**ТРАНСДИСЦИПЛІНАРНІ ОНТОЛОГІЇ – ІНФОРМАЦІЙНА ПЛАТФОРМА  
ВИКОНАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ЕКСПЕРТИЗ**

*У статті описується підхід використання тематично різних знань при проведенні екологічних експертиз. Викладається технологічний підхід агрегації різномірної інформації на основі формування трансдисциплінарних онтологій. Наводиться приклад проведення екологічної експертизи на основі аналізу екологічного стану регіону.*

**© O.E. Stryzhak, O.M. Trofimchuk, L.Y. Zurika**

**TRANSDISCIPLINARY ONTOLOGY – INFORMATION PLATFORM  
EXECUTION EXPERTISE IN ECOLOGY**

*This paper describes an approach using case different knowledge in conducting environmental assessments. Describes technological approach aggregation of heterogeneous information on the basis of formation of transdisciplinary ontology. An example of an environmental impact assessment on the basis of analysis of the environmental status of the region.*

УДК 330.347

© С.К. Полумієнко, д-р фіз.-мат. наук, ст. наук. співробітник;

Л.О. Рибаків, д-р техн. наук, ст. наук. співробітник

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

## **ІНДИКАТИВНИЙ АНАЛІЗ СТАЛОСТІ ТЕХНОЛОГІЧНОГО РОЗВИТКУ**

*Розглядаються концепція методики та результати індикативної оцінки поточного рівня технологічного розвитку України.*

**Ключові слова:** методологія індикативних оцінок, сталість технологічного розвитку, техногенне пригнічення.

Одним з провідних чинників сталого розвитку, що впливає на економічний та соціальний стан держави, є послідовне зростання ефективності використання технологій у всіх сферах життєдіяльності людини та суспільства. Загальновідомо, що технологічний розвиток та, надалі, сталість його досягнутого рівня, у свою чергу залежать від стану навколишнього середовища, потенціалу природних ресурсів та забезпечення екологічного благополуччя країни [1–5].

Взаємовплив технологій та навколишнього середовища обумовлюється самим їх характером [6]. Технологічний розвиток є одночасно й протидією середовищу та пристосуванням до нього, але в обох випадках має за мету забезпечення життєстійкості країни. Вплив багатьох різнорідних якісних факторів на показники рівня технологічного розвитку та пригнічення навколишнього середовища потребує проведення їх оцінки та узагальнення на формальному рівні. Зробити це неможливо без попередньої структуризації їх складу, встановлення кількісних характеристик та їх аналізу. Але зробити детальну точну оцінку цих рівнів в їх взаємозв'язку проблематично. Можна лише говорити про знаходження індикативних оцінок, що відповідають принципам прогнозування технологічного розвитку [4, 7].

Таким чином, знаходження сталості рівня технологічного розвитку вимагає оцінки стабільності існуючого рівня розвитку країни через визначення та співставлення рівнів технологічного розвитку та пригнічення навколишнього середовища.

В Інституті телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України розроблена відповідна методологія індикативного аналізу сталості технологічного розвитку [4], структура та результати використання якої наводяться далі.

### **Методологічні особливості індикативної оцінки рівня технологічного розвитку**

На сьогодні загальний рівень технологічного розвитку країни істотно залежить від споживання енергії на одиницю виробленої продукції та від використання ІТ в бізнесі та

життєдіяльності людей. Має місце тенденція «зчеплення» будь-якого технологічного нововведення з інформаційних технологій [12–14]. Сукупність цих двох факторів відображає рівень технологічного розвитку окремих галузей і країни в цілому.

Вимірявши рівні розвитку виробництва та споживання енергії по галузях та включення інформаційних технологій (ІТ) у життєдіяльність, можна судити про ступінь розвитку усіх технологій та одержати оцінку рівня технологічного розвитку регіону чи країни [10, 16].

Для цього запропоновано та використовується композитний індекс технологічного розвитку регіону **TEDR** (TEchnological Development of the Region), побудований за ієрархічною схемою за загальним підходом до формування композитних індексів (див., зокрема, [8–10]), який застосовувався авторами й в Національній системі індикаторів розвитку інформаційного суспільства [11].

**TEDR** розраховується як середнє арифметичне значень регіонального індексу **TAR** технологічного застосування ІТ (TEchnological Application in the Region) та регіонального індексу **TIR** рівня технологічного впливу на життєдіяльність (TEchnological Impact on the Region), які базуються на субіндексах загального розвитку та використання інформаційно-телекомунікаційної інфраструктури, промисловості, технологічного рівня енергопостачальних та енергоємних підприємств в регіоні, рівня науково-інформаційного забезпечення технологічного розвитку [4].

Індекс технологічного застосування ІТ **TAR** відображає інтегральну характеристику інформаційно-телекомунікаційної інфраструктури та показує загальний рівень ІТ-розвитку регіону. Для розрахунку індексу використовуються 13 індикаторів.

Регіональний індекс рівня технологічного впливу **TIR** відображає рівень індустріалізації певного регіону. Він дає можливість оцінити ступінь технологічного розвитку промисловості в регіоні та його вплив на життєдіяльність. Для розрахунку індексу використовуються 4 індикатори. Усі індикатори [4] базуються на інформації Держстату України та експертних оцінках.

В залежності від значення **TEDR** можна виділити три рівні технологічного розвитку країни: екстенсивний, інтенсивний та синергетичний. Якісні особливості кожного рівня наведені у таблиці 1.

#### **Методологічні особливості індикативної оцінки рівня пригнічення навколишнього середовища регіону**

Сьогодні антропогенний тиск на довкілля носить індустріальний, а точніше технологічний характер. Інакше кажучи, екологічний фактор безпосередньо пов'язаний з техногенним. Звідси впливають такі принципи раціонального природокористування:

- темпи споживання поновлюваних ресурсів не повинні перевищувати темпів їх відновлення;
- темпи споживання не відновлюваних ресурсів не повинні перевищувати темпів розробки їх стійкої поновлюваної заміни;
- інтенсивність викидів забруднюючих речовин не повинна перевищувати можливості навколишнього середовища поглинати їх.

*Таблиця 1 – Рівні технологічного розвитку регіону*

Рівень технологічного розвитку	Характерні особливості рівня	Значення <i>TEDR</i>
Перший – початковий (екстенсивний)	Існують матеріально-технічна та технологічна бази промисловості з локальними включеннями засобів комп'ютеризації для підвищення ефективності виробничих процесів. Використовуються локальні фахові електронні бази даних. Відбувається розвиток науково-технічних напрямків, що безпосередньо забезпечують створення та широке застосування комп'ютерів і засобів зв'язку, модернізацію конструкторської, технологічної та промислової баз виробництва засобів автоматизації інформаційних процесів.	до 19
Другий – базовий (інтенсивний)	Сформовано інформаційно-телекомунікаційну інфраструктуру. Використовується велика кількість різноманітних електронних банків і баз даних з обмеженим колом користувачів. Відбувається інтенсивне поширення засобів Інтернет і локальних інформаційних мереж. Створена широка інтегрована мережа телефонного та цифрового зв'язку. Існує ринок інформаційних технологій та послуг. Задовольняється потреба населення країни в засобах інформаційної та телекомунікаційної техніки, у першу чергу, персональними комп'ютерами та периферійними пристроями. Є правові та господарські норми, що регламентують і стимулюють діяльність у сфері інформатизації, визначають правила доступу до процесів інформатизації та використання інформації. Закладено основи системи забезпечення загальної комп'ютерної грамотності населення та електронного урядування. ІТ широко використовується в різноманітних технологіях, системно підвищуючи ефективність багатьох галузей та сфер діяльності.	20–34
Третій – інформаційний (синергетичний)	Діє розвинена інформаційно-телекомунікаційна інфраструктура. Повсюдно використовуються засоби Інтернет і телекомунікації. Є технічні, організаційні та правові можливості вільного доступу до регіонального, державного та глобального інформаційного простору. Досягнута висока комп'ютерна та телекомунікаційна грамотність і культура населення. ІТ стає рушійною силою технологічного розвитку держави. Йде інтенсивна розробка та масове використання новітніх інформаційних технологій у всіх сферах людської діяльності. Зокрема глибоко проникає в енергетичні та в енергоємні галузі і сфери діяльності. Виникає синергетичний ефект, тобто більший за суму ефектів від використання окремих технологій.	35 та більше

Дотримання цих принципів забезпечує сталість технологічного розвитку. В іншому випадку природокористування веде до виникнення дефіциту природних ресурсів, руйнування навколишнього середовища і припинення розвитку. Певним чином, керуючись цими принципами, рекомендації Комісії ООН зі сталого розвитку (КСР) при моніторингу стану навколишнього середовища визначають такі екологічні індикатори [2]:

- викиди шкідливих речовин, показники захисту атмосфери від забруднення;
- обсяги споживання чистої води, показники збереження якості водних ресурсів та їх постачання, захисту океанів, морів і прибережних територій від забруднення;
- збереження біологічного різноманіття;

- раціональність використання земельних ресурсів;
- ефективність боротьби з опустелюванням і засухами, боротьби за збереження лісів;
- розвиненість сільських районів і стійкість ведення сільського господарства;
- екологічну безпеку використання біотехнологій;
- обсяги похованих шкідливих відходів та екологічну безпеку твердих відходів, стічних вод;
- забруднення середовища токсичними хімікатами, небезпечними і радіоактивними відходами.

З урахуванням цих положень запропоновано індекс техногенного пригнічення середовища проживання **ЕТО** (Environment Technogenesis Oppression), який розраховується по регіонах країни як сума субіндексів рівня техногенного навантаження (впливу) на довкілля **ТЛ** та рівня техногенного забруднення довкілля **ТР**. Для обчислення **ЕТО** використовується 15 індикаторів [4], які базуються на інформації з екологічних паспортів областей України, розміщених на сайті Міністерства екології та природних ресурсів України, та на інформації, визначеній за допомогою експертних методів.

В залежності від значення **ЕТО** виділяються три ступені техногенного пригнічення навколишнього середовища регіону: припустимий, критичний та загрозливий. Якісні особливості кожного ступеня наведені у таблиці 2.

*Таблиця 2 – Ступені техногенного пригнічення навколишнього середовища регіону*

Ступінь пригнічення	Характерні особливості	Значення <b>ЕТО</b>
Низький – (припустимий)	Малопригнічене середовище, яке ще не втратило здатності до ресурсозабезпечення, підтримки якісних умов життя населення та самостійного відродження.	Менше 14
Суттєвий (критичний)	Суттєво змінене навколишнє середовище. Є достатній ресурсний потенціал. Однак спостерігаються ознаки дефіциту водних, лісових і земельних ресурсів, зниження біологічного різноманіття, забруднення атмосфери.	14–24
Високий – (загрозливий)	Навколишнє середовище не в змозі забезпечити населення якісними природними ресурсами: водою, землею, повітрям, лісами тощо, які мають високі рівні техногенного забруднення. Зафіксована втрата біологічного різноманіття території.	25 та більше

### **Методологічні особливості оцінки сталості досягнутого технологічного рівня розвитку країни**

Для повної характеристики технологічного розвитку країни за певний період недостатньо тільки знати рівень розвитку країни, також важливо знати, як досягнутий технологічний рівень узгоджується з рівнем екологічного благополуччя. Чим вище це узгодження, тим вище можливості для забезпечення сталого розвитку.

Така оцінка сталості технологічного розвитку країни визначається шляхом зіставлення рівнів її технологічного розвитку (**ТД** – Technological Development) та екологічного благополуччя (**ЕС** – Environment Success). Величини **ТД** та **ЕС** розраховуються за допомогою відповідних індексів, одержаних при індикативному аналізі регіонів [4].

Зокрема,  $TD$  – це середньозважене значення регіональних композитних індексів технологічного розвитку  $TEDR$ , тобто

$$TD = \frac{w_1 TEDR_1 + \dots + w_i TEDR_i}{w_1 + \dots + w_i};$$

де  $i = 1, \dots, 25$ ;  $w_i$  – вага  $i$ -го регіону, яка визначається експертним шляхом та залежить від відношення площі регіону до загальної площі країни, його впливу на життєдіяльність країни та інших факторів (зауважимо, що вага регіону не є результатом простого ділення відповідних площ, їх сума також не дорівнює одиниці, водночас чим більше відсоток площі регіону, тим вище його вага).

Рівень екологічного благополуччя  $ES$  визначається формулою

$$ES = \frac{I}{EO} \cdot 10^3$$

де  $EO \geq 10$  – середньозважене значення індексів  $ETO$  по регіонах України –

$$EO = \frac{w_1 ETO_1 + \dots + w_i ETO_i}{w_1 + \dots + w_i},$$

Значення міри сталості технологічного розвитку країни  $SUTED$  (Sustainable Technological Development) знаходиться за допомогою експоненціальної функції [4]. Воно досягає максимуму, якщо  $TD$  дорівнює  $ES$ . Це означає, що країна добре адаптується до внутрішніх і зовнішніх змін, її технологічні та екологічні процеси перебувають у стані рівноваги, тому будь-які дії, спрямовані на підвищення рівня технологічного розвитку країни  $TD$ , не можуть проводитися без аналізу їх впливу на рівень екологічного благополуччя країни  $ES$ , також, як і протилежні дії, спрямовані на підвищення значення рівня  $ES$ , потребують урахування впливу на рівень  $TD$ .

Природно, що рівноважна ситуація, коли  $TD$  дорівнює  $ES$ , є скоріше теоретичною. У реальному житті в залежності від різниці між значенням рівнів технологічного розвитку та екологічного благополуччя країни можна виділити три макроситуації, які відрізняються характером взаємодії між технологіями та навколишнім середовищем, частотою їх змін та відповідним діапазоном значень  $SUTED$  (див. табл. 3).

Таблиця 3 – Ситуаційні зони сталості рівня технологічного розвитку країни

Оцінка ситуації технологічного розвитку	Різниця значень $TD$ та $ES$	Значення $SUTED$
Стала (рівноважна)	1–22	80 та більше
Нестабільна (слабкорівноважна)	23–34	26–79
Мінлива (нерівноважна)	Більше 34	25 та менше

1. Коли рівень технологічного розвитку та рівень екологічного благополуччя достатньо близькі один до одного (різниця значень  $TD$  та  $ES$  менше 23 одиниць), то країна перебуває в рівноважній зоні, тобто має добрий потенціал для забезпечення сталого розвитку.

2. Коли різниця між *TD* і *ES* лежить у діапазоні 23–34 одиниць, то країна перебуває в нестабільній (слабкорівноважній) ситуації, яка визначається, як «кордон ефективного розвитку». Перебуваючи у цій області, процеси технологічного розвитку хоча і відхиляються від рівноваги, але не настільки, щоб під впливом оточення почали деградувати. Вони тільки видозмінюють свою спрямованість та силу впливу на життєдіяльність. Однак ресурсний потенціал докільля не в змозі забезпечити стійкий технологічний розвиток без застосування сучасних високоефективних і малозатратних технологій.

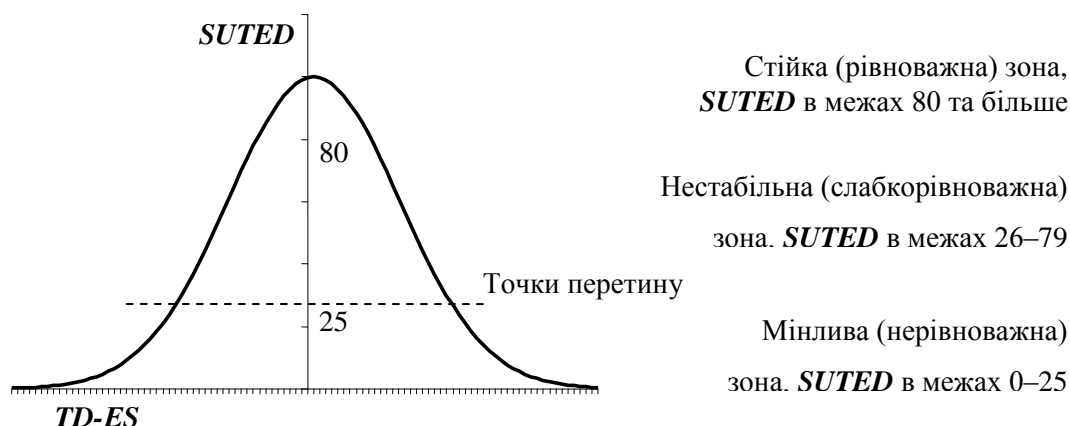


Рис. 1 – Експонента рівня сталості *SUTED*

3. Якщо рівні технологічного розвитку та екологічного благополуччя відрізняються більше, ніж на 34 одиниці, то значення *SUTED* знаходиться нижче точок перегину (див. рис. 1). Це вказує, що країна перебуває в мінливій (нерівноважній) ситуації і означає наступне.

- При  $TD > ES$  неефективно використовується природний (ресурсний) потенціал. Тобто технологічний розвиток «рубас сук, на якому сидить». Така ситуація частіше за все може виникати в промислово розвинутих країнах з обмеженою територією, коли технологічний розвиток відбувається без урахування реального потенціалу навколишнього середовища та не адаптується до нього. Він перестає бути фактором прогресу. У цьому випадку від держави потрібні цілеспрямовані зусилля для підвищення значення *ES*.

- При  $TD < ES$  держава має мало пошкоджене природне середовище з низьким технологічним рівнем розвитку. Така ситуація більш характерна для слаборозвинутих країн, які мають добрі перспективи для підвищення технологічного розвитку. Однак технологічні досягнення недостатньо використовуються на забезпечення кооперативних дій задля досягнення загальнодержавних цілей економічного та технологічного розвитку країни.

Друга ситуація в певному смислі краща, ніж перша. Але в обох випадках в державі несприятлива ситуація для забезпечення сталого розвитку.

### **Визначення міри сталості технологічного розвитку України за 2013 рік**

За цією методикою була проведена індикативна оцінка сталості технологічного розвитку України за даними 2012–2013 рр. Оцінка виконувалася у два етапи.

## Екологічна безпека та природокористування

На першому з них проводяться розрахунки композитного індексів технологічного розвитку *TEDR* та техногенного пригнічення довкілля *ЕТО* по регіонах країни. Були одержані наступні результати (див. табл. 4, рис. 2).

Таблиця 4 – Індикативні оцінки по регіонах України

Регіони	<i>TAR</i>	<i>TIR</i>	<i>TEDR</i>	<i>TL</i>	<i>TP</i>	<i>ЕТО</i>	Вага	<i>TEDR</i> з вагою	<i>ЕТО</i> з вагою	
Вінницька	32,35	23,36	27,86	12,52	6,96	19,48	1,04	28,97	20,26	
Волинська	28,06	20,63	24,35	12,55	3,45	16,00	1,03	25,08	16,48	
Дніпропетровська	37,17	31,78	34,48	19,47	8,74	28,21	1,05	36,20	29,62	
Донецька	37,35	31,78	34,57	22,21	6,46	28,67	1,04	35,95	29,82	
Житомирська	24,00	24,79	24,40	23,31	4,29	27,60	1,05	25,62	28,98	
Закарпатська	30,96	24,79	27,88	17,62	3,01	20,63	1,02	28,44	21,04	
Запорізька	33,51	44,07	38,79	17,62	3,08	20,70	1,05	40,73	21,74	
Івано-Франківська	29,95	23,83	26,89	14,44	7,92	22,36	1,02	27,43	22,81	
Київська	30,98	23,36	27,17	19,09	3,86	22,95	1,05	28,53	24,10	
Кіровоградська	34,76	20,63	27,70	12,15	4,71	16,86	1,04	28,81	17,53	
Луганська	32,21	24,83	28,52	17,98	4,40	22,38	1,04	29,66	23,28	
Львівська	35,29	23,53	29,41	15,64	5,66	21,30	1,04	30,59	22,15	
Миколаївська	31,09	31,12	31,11	14,44	6,04	20,48	1,04	32,35	21,30	
Одеська	39,70	21,50	30,60	12,52	5,32	17,84	1,06	32,44	18,91	
Полтавська	30,80	20,52	25,66	14,85	3,50	18,35	1,05	26,94	19,27	
Рівненська	28,31	32,50	30,41	14,41	4,29	18,70	1,03	31,32	19,26	
Сумська	35,64	21,76	28,70	15,31	6,20	21,51	1,04	29,85	22,37	
Тернопільська	24,48	20,63	22,56	18,18	3,45	21,63	1,02	23,01	22,06	
Харківська	34,24	39,10	36,67	20,07	4,03	24,10	1,05	38,50	25,31	
Херсонська	30,04	20,63	25,34	18,70	4,35	23,05	1,05	26,61	24,20	
Хмельницька	26,99	31,37	29,18	12,15	4,34	16,49	1,03	30,06	16,98	
Черкаська	30,40	24,68	27,54	17,62	6,04	23,66	1,03	28,37	24,37	
Чернівецька	32,45	20,63	26,54	15,45	5,45	20,90	1,05	27,87	21,95	
Чернігівська	33,41	20,63	27,02	14,85	3,81	18,66	1,01	27,29	18,85	
м. Київ	49,59	26,59	38,09	17,82	3,94	21,76	1,00	38,09	21,76	
Сума							25,93	758,71	554,39	
Значення	<b><i>TD = 29,26, EO = 21,38</i></b>									

За значенням індексу *TEDR* Дніпропетровська, Донецька, Запорізька, Харківська області та м. Київ, тобто п'ята частина регіонів, знаходяться на третьому інформаційному (синергетичному) рівні технологічного розвитку. Решта регіонів знаходяться на другому інтенсивному (базовому) рівні технологічного розвитку. При цьому Тернопільська та Житомирська області за своїм розвитком знаходяться близько від першого екстенсивного (початкового) рівня. У той же час, Миколаївська, Одеська та Рівненська області знаходяться поблизу кордону третього рівня. Це означає, що в найближчі два – три роки ці регіони реально можуть опинитися на вищому рівні. Це відчутно підніме середньозважене значення регіональних композитних індексів технологічного розвитку *TEDR* України, яке зараз дорівнює – 29,26.



За значенням індексу *ЕТО* (див. табл. 4, рис. 2) Дніпропетровська, Донецька та Житомирська області знаходяться на третьому – високому (загрозливому) ступені техногенного пригнічення навколишнього середовища регіону. Решта регіонів – на другому, суттєвому (критичному) ступені. При цьому Київська, Харківська, Херсонська та Черкаська області за своїм розвитком є близькими до третього загрозливого ступеня забруднення. Це означає, що існують реальні передумови у найближчі три-чотири роки отримати вищий ступінь забруднення. У той же час, незначна частина регіонів – Волинська, Кіровоградська та Хмельницька області знаходяться близько від першої зони з низьким (припустимим) ступенем пригнічення довкілля.

Середньозважене значення індексів *ЕТО* по всіх регіонах України *ЕО* дорівнює – 21,38. Графічно індекси представлені наступною діаграмою.

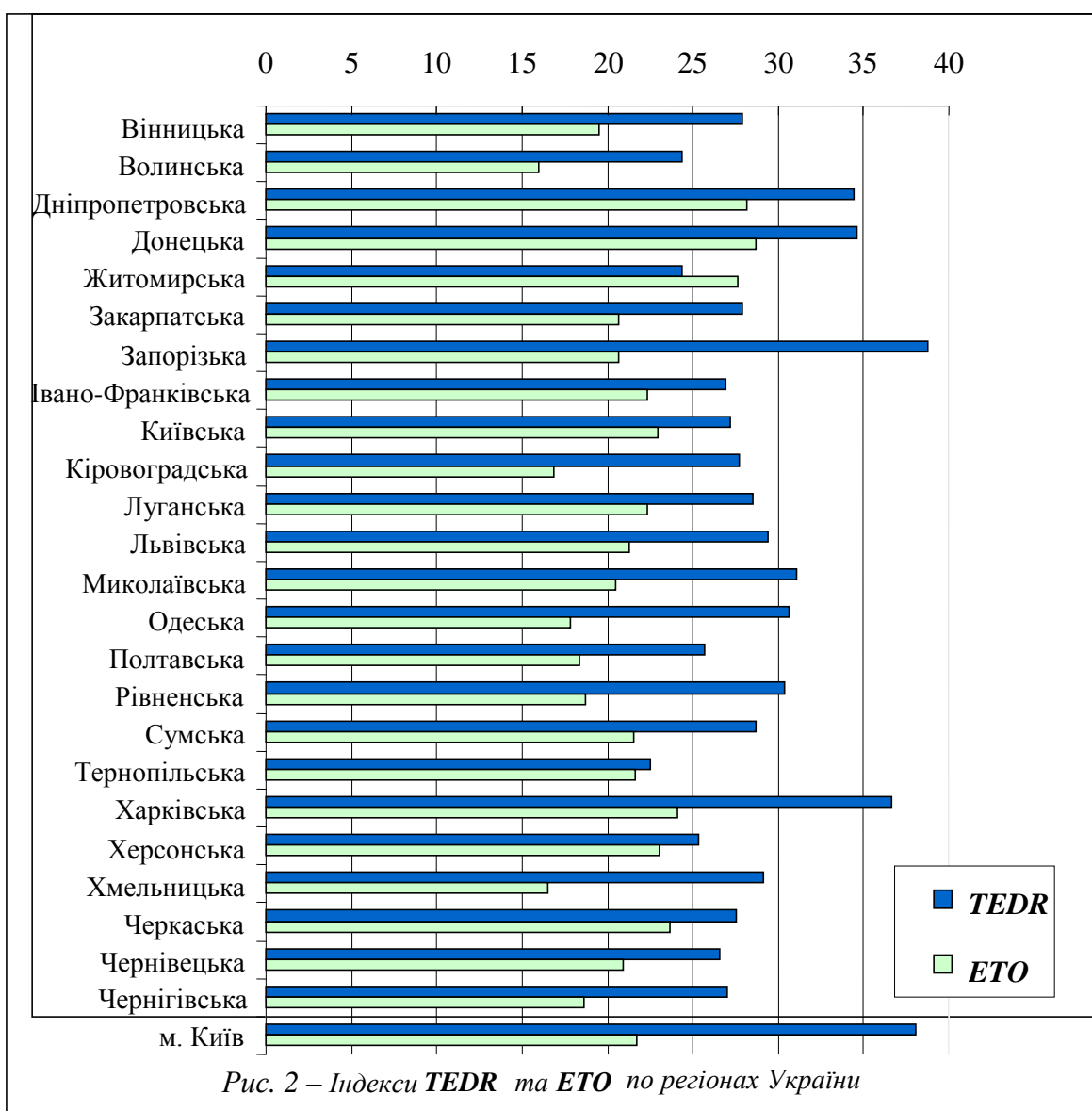


Рис. 2 – Індекси *ТЕДР* та *ЕТО* по регіонах України

На другому етапі виконується розрахунок міри сталості технологічного розвитку країни *SUTED* за формулами:

$$ES = \frac{I}{21,38} \cdot 10^3 = 46,80,$$

$$SUTED = e^{-x^2} \cdot 100,$$
$$x = (TD - ES)^2 \cdot 0,001,$$

де *ES* – рівень екологічного благополуччя країни, *TD* – середньозважене значення регіональних композитних індексів технологічного розвитку *TEDR*.

$$x = (29,26 - 46,80)^2 = 307,65 \times 0,001 = 0,31,$$

$$x^2 = 0,31 \times 0,31 = 0,0961 = 0,1,$$

$$SUTED = 0,0948 \times 100 = 90,50.$$

Результати розрахунку сталості технологічного розвитку України за станом на 2013 р. наведені у таблиці 6.

Таблиця 6 – Зведена таблиця по регіонах України

Рівень технологічного розвитку – <i>TD</i>	Середньозважене значення індексів техногенного пригнічення – <i>EO</i>	Рівень екологічного благополуччя <i>ES</i>	Різниця між значеннями <i>TD</i> та <i>ES</i>	Міра сталості технологічного розвитку країни <i>SUTED</i>
29,26	21,38	46,80	-17,54	90,50

З результатів оцінки випливає таке: Україна за рівнем технологічного розвитку знаходиться на другому рівні, де вона пройшла більшу частину шляху від індустріального рівня розвитку до інформаційного. Країна знаходиться в першій третині сталої (рівноважній) зоні, тобто на сьогодні вона має достатній потенціал для забезпечення сталого розвитку.

Викладена концепція індикативної оцінки сталості розвитку базується на його головних факторах та параметрах, що обмежує систему оцінок і проблеми, які вона вирішує. Проте, використання індикативних оцінок створює об'єктивні вихідні параметри для розробки стратегії забезпечення сталості технологічного розвитку країни, яка вимагає інших засобів, насамперед, знаходження збалансованого спільного розвитку всіх елементів життєдіяльності суспільства, зазначених вище. Ці засоби базуються на використанні теоретико-ігрових евристичних моделей, що знаходяться на стадії дослідження.

#### Список використаної літератури

1. Устойчивость окружающей среды и цели тысячелетия в области развития. UNDP, <http://www.undp.sk>
2. Indicators of Sustainable Development. – UN, 2001. – 210 p.
3. Захаров В.М. Здоровье среды: концепция. – М.: Изд-во Центра экологической политики России, 2000.
4. Полумієнко С.К., Рибаків Л.О. Щодо оцінки сталості технологічного розвитку. Екологічна безпека та природокористування. – 2014. – Вип. 14. – С. 140–154.

5. Polumiiemko S., Rybakov L., Trofymchuk O. The Game-Theoretical Approach to the Simulation of Sustainable Development Strategies Journal of Earth Science and Engineering 3 (2013). PP. 337–340.
6. Powering Development with Renewable Energy Technologies. Technology and innovation report 2011 United Nations conference on trade and Development. Geneva, 2011.
7. Малинецкий Г.Г. Принципы прогнозирования технологического развития. <http://spkurdyumov.narod.ru>
8. P. Hardi, L. Pinter Models and Methods of measuring sustainable development performance. International Institute for Sustainable Development Winnipeg, Manitoba CANADA, 1995.
9. Полумієнко С.К., Рыбаков Л.О. Про рівень розвитку інформаційного суспільства в Україні // Наука та інновації. – 2012. – Т. 8, № 6. – С. 84–89.
10. Полумієнко С., Рыбаков Л., Грінченко Т. IT-проекція технологічного розвитку України. К.: Азимут-Україна, 2011.
11. Постанова Кабінету Міністрів України № 1134 від 28.11.2012 р. «Про запровадження Національної системи індикаторів розвитку інформаційного суспільства». – <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1134-2012-%D0%BF>.
12. Передумови становлення інформаційного суспільства в Україні. – К.: Азімут-Україна, 2011.
13. ICTs as an Enabler for Private Sector Development. Information economy report 2011 / United Nations conference on trade and development. New York and Geneva, 2011.
14. Шауэр Т. Влияние технологий информационного общества на устойчивое развитие // <http://www.new.e-ukraine.org.ua/publications/is/Schauer%20-%20impact%20of%20IS>
15. Проблемы топливно-энергетического комплекса, <http://www.trade-consulting.kiev.ua/index.php?productID=155>; Энергетика світу та Києва: огляд та аналіз тенденцій. Київ, «Тираж», 2003 р. – 109 с.
16. Christoph Stork Sustainable Development and ICT Indicators. International Institute for Sustainable Development. Winnipeg, Manitoba Canada 2007. Режим доступу: <http://www.iisd.org>.

*Стаття надійшла до редакції 07.08.14 українською мовою*

**© С.К. Полумиенко, Л.А. Рыбаков**  
**ИНДИКАТИВНЫЙ АНАЛИЗ УСТОЙЧИВОСТИ**  
**ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ**

*Рассматриваются концепция методик и результаты индикативной оценки текущего уровня технологического развития Украины.*

**© S.K. Polumiienko, L.O. Rybakov**  
**AN INDICATIVE ANALYSIS OF SUSTAINABILITY**  
**OF TECHNOLOGICAL DEVELOPMENT**

*There are discussed concepts of the methodology and results of an indicative estimation of the current technological development level of Ukraine.*

УДК 004.056 + 631.18.01

© **А.В. Дороничева**<sup>1</sup>, аспирант;  
**Н.Э. Косых**<sup>1</sup>, д-р мед. наук, проф., глав. науч. сотрудник;  
**С.К. Полумиенко**<sup>2</sup>, д-р физ.-мат. наук, зав. отделом;  
**С.З. Савин**<sup>1</sup>, канд. техн. наук, зав. лабораторией

<sup>1</sup>Вычислительный центр ДВО РАН, г. Хабаровск, Россия;

<sup>2</sup>Институт телекоммуникаций и глобального информационного пространства НАН Украины,  
г. Киев, Украина

## **МЕТОДЫ АНАЛИЗА МЕДИЦИНСКИХ ИЗОБРАЖЕНИЙ**

*В работе приведено описание основных методов и математических моделей распознавания медицинских изображений. Модели строятся на основе методов Собеля, Канни и Лапласа. Разработана система автоматизированной компьютерной диагностики по данным сцинтиграфии, основанная на принципах распознавания образов и обладающая функциями экспертного анализа медицинских изображений.*

**Ключевые слова:** радионуклидная диагностика, медицинские изображения, распознавание образов, сегментация.

### **Введение**

В последнее время одним из актуальных направлений развития компьютерных технологий в медицине становится обработка цифровых изображений: улучшение качества изображения, восстановление поврежденных изображений, распознавание отдельных элементов. Распознавание патологических процессов является одной из наиболее важных задач обработки и анализа медицинских изображений. При решении задач распознавания все чаще используются компьютерные системы диагностики – computer aided diagnostic (CAD) [12]. Алгоритм CAD-системы медицинских изображений, как правило, включает в себя сегментацию изображения, выделение объектов интереса («масс»), их анализ, параметрическое описание, их классификацию [10]. При этом выделенные объекты являются отражением патологического процесса в организме, а их классификация отвечает на вопрос, все ли выделенные объекты являются проявлением патологического процесса. В качестве методов параметрического описания выделенных объектов используется текстурный, гистограммный и морфометрический анализ [4, 8, 29], однако сочетание этих методов применяется редко. Классификация объектов интереса проводится по методу нейронных сетей, опорных векторов, дискриминантного анализа и пр. [1, 11, 22]. Вместе с тем, задача автоматизированной диагностики патологических процессов по данным медицинских изображений далека от

своего разрешения. Актуальной проблемой остается определение оптимальных методов параметрического описания объектов интереса, что может оказывать непосредственное влияние на качество их классификации [3, 12, 30].

#### **Постановка задачи анализа медицинских изображений**

Объекты интереса исследователя на медицинских изображениях, используемых в ранней диагностике, обычно бывают небольшими и малоконтрастными по сравнению с окружающим фоном. При визуальном обнаружении этих объектов – выполнении первого шага на пути диагностики по медицинскому изображению – могут возникнуть проблемы. С одной стороны, они обусловлены указанными особенностями самих изображений, с другой – ограниченностью характеристик зрительной системы исследователя и искажениями, возникающими в изображениях при их получении и отображении [9]. Исследование функций и особенностей работы современных специализированных систем для анализа и обработки медицинских изображений в различных целях показало, что эти системы обладают рядом недостатков. Основным недостатком представляется то, что большинство из систем содержит лишь широкий набор методов анализа и обработки изображений, доступный исследователю, без указаний, какой именно метод должен быть применен для достижения поставленной цели преобразования. В связи с этим выявлены следующие проблемы: невозможно гарантированно осуществить оптимальный (в смысле достижения поставленной цели преобразования) выбор метода (или комбинации методов) для обработки изображений, поскольку этот выбор основывается лишь на знаниях и опыте пользователя; осуществить перебор всех имеющихся в распоряжении исследователя методов (и их сочетаний) для достижения наилучшего результата обработки невозможно, поскольку это будет слишком затратным по времени.

Поэтому для улучшения работы систем анализа и обработки медицинских изображений, очевидно, необходим метод, обеспечивающий автоматизированный выбор преобразования изображения [5]. При обработке и анализе изображений выделяют следующие основные этапы: фильтрация; предварительная обработка; сегментация; распознавание; диагностика. От результатов фильтрации и предварительной обработки напрямую зависит эффективность последующих этапов обработки изображений [20]. Этап фильтрации необходим для уменьшения разнообразных помех. Существуют различные типы фильтров: низкочастотные, высокочастотные, медианные, адаптивные и другие виды цифровых фильтров. В цифровой обработке изображений широко используется линейная фильтрация. Она базируется на использовании быстрых алгоритмов свертки. Статические маски фильтров не всегда гарантируют приемлемый результат, т.к. линейные фильтры приводят к сглаживанию перепадов яркости, а это в свою очередь усложняет задачу выделения границ. Нелинейная фильтрация имеет ряд преимуществ по сравнению с линейной: меньше искажает перепады яркости, что дает возможность точнее находить границы объектов, и убирает импульсные помехи. Еще один вид фильтрации – это адаптивная фильтрация. Данный тип фильтрации обладает рядом преимуществ, таких как: локальная фильтрация, изменение локальной маски фильтра и размера апертуры фильтра [20, 22].

Методы, используемые на этапе предварительной обработки, зависят от задач исследований, и они достаточно разнообразны. Они могут включать выделение наиболее информативных фрагментов, их увеличение, цветокартирование, изменение пространственного разрешения, изменение контрастного разрешения и т.п. [21, 30]. Одни из основных действий, которые проводятся на этапе предварительной обработки – это изменение контрастности и яркости изображения. Методы изменения контрастности и яркости делятся на линейные, нелинейные и адаптивные. При применении соответствующих масок можно соединить два этапа (этап фильтрации и этап предварительной обработки) для обеспечения быстрого действия. Этап предварительной обработки также предусматривает геометрические операции над изображением. К ним относятся методы поворота изображения, увеличения и уменьшения изображения.

### **Сегментация изображений**

Конечный результат анализа изображений во многом определяется качеством сегментации, а степень детализации выделяемых характеристик зависит от конкретной задачи [11]. Поэтому не существует отдельного метода или алгоритма, подходящего для решения всех типов задач сегментации – каждый из методов имеет свои достоинства и недостатки. Сегментация предназначена для выделения на изображениях областей с определёнными свойствами. Такие области обычно соответствуют объектам или их частям, которые определяют исследователи. Результатом сегментации является бинарное или иерархическое (мультифазное) изображение, в котором каждый уровень (фаза) изображения соответствует конкретному классу выделенных объектов. Сегментация является сложным моментом в обработке и анализе медицинских изображений биологической ткани, так как необходимо выделять области, соответствующие различным объектам или структурам на гистологических препаратах: клеткам, органоидам, артефактам и т.д. Это связано с высокой вариабельностью их характеристик, слабой контрастностью обрабатываемых изображений и сложной геометрической организацией объектов. По математическому аппарату, используемому для реализации методов сегментации, они делятся на три вида: пороговая сегментация; морфологическая сегментация; объединение (наращивание) областей [19].

### **Примеры использования методов сегментации**

Во многих случаях для получения более эффективного результата можно последовательно использовать разные методы сегментации. Например, для выделения границ используется операция морфологического градиента, после которой для фрагментов, соответствующих небольшим перепадам яркости, проводится пороговая сегментация.

### **Метод оконтуривания по Sobel**

Для того чтобы выделить признаки исследуемого объекта, сопоставить их с данными из библиотеки и сделать вывод о вероятности наличия аномалии, необходимо предварительно выделить объект из множества, присутствующих на конкретном изображении.

В большинстве случаев на исследуемом изображении присутствуют шумы, искажения, текстурные области, схожие с областями, принадлежащими исследуемому объекту. Все это затрудняет процесс выделения объектов и корректного отображения их границ, поэтому алгоритмы оконтуривания и сегментирования играют очень важную роль в процессе автоматизированной обработки.

Оператор Собеля – это один лучших алгоритмов выделения границ, он часто применяется как один из этапов более сложных и точных алгоритмов, как например, оператор Кенни. Оператор Собеля используется в области обработки изображений. Часто его применяют в алгоритмах выделения границ. Это дискретный дифференциальный оператор, вычисляющий приближенное значение градиента яркости изображения. Результатом применения оператора Собеля в каждой точке изображения является либо вектор градиента яркости в этой точке, либо его норма [6, 28]. Другими словами, оператор вычисляет градиент яркости изображения в каждой точке. Так находится направление наибольшего увеличения яркости и величина её изменения в этом направлении. Результат показывает, насколько «резко» или «плавно» меняется яркость изображения в каждой точке, а значит, вероятность нахождения точки на грани, а также ориентацию границы. На практике вычисление величины изменения яркости (вероятности принадлежности к грани) надежнее и проще в интерпретации, чем расчет направления [8].

Математически градиент функции двух переменных для каждой точки изображения (которой и является функция яркости) – двумерный вектор, компонентами которого являются производные яркости изображения по горизонтали и вертикали. В каждой точке изображения градиентный вектор ориентирован в направлении наибольшего увеличения яркости, а его длина соответствует величине изменения яркости. Это означает, что результатом оператора Собеля в точке области постоянной яркости будет нулевой вектор, а в точке, лежащей на границе областей различной яркости – вектор, пересекающий границу в направлении увеличения яркости [29]. Процесс сегментации с использованием оператора Собеля основан на простом перемещении маски фильтра от точки к точке изображения: в каждой точке  $(x, y)$  отклик фильтра вычисляется с использованием предварительно заданных связей. В случае линейной пространственной фильтрации отклик задается суммой произведения коэффициентов фильтра на соответствующие значения пикселей в области, покрытой маской фильтра. Для маски  $3 \times 3$  элемента, показанной на рис. 1, результат (отклик)  $R$  линейной фильтрации в точке  $(x, y)$  изображения составит:

$$R = w(-1,-1)f(x-1, y-1) + w(-1,0)f(x-1, y) + \dots + w(0,0)f(x, y) + \dots + w(1,0)f(x+1, y) + w(1,1)f(x+1, y+1), \quad (1)$$

что, как видно, есть сумма произведений коэффициентов маски на значения пикселей непосредственно под маской. В частности заметим, что коэффициент  $w(0,0)$  стоит при значении  $f(x, y)$ , указывая тем самым, что маска центрирована в точке  $(x, y)$ . При обнаружении перепадов яркости используются дискретные аналоги производных первого и второго порядка.

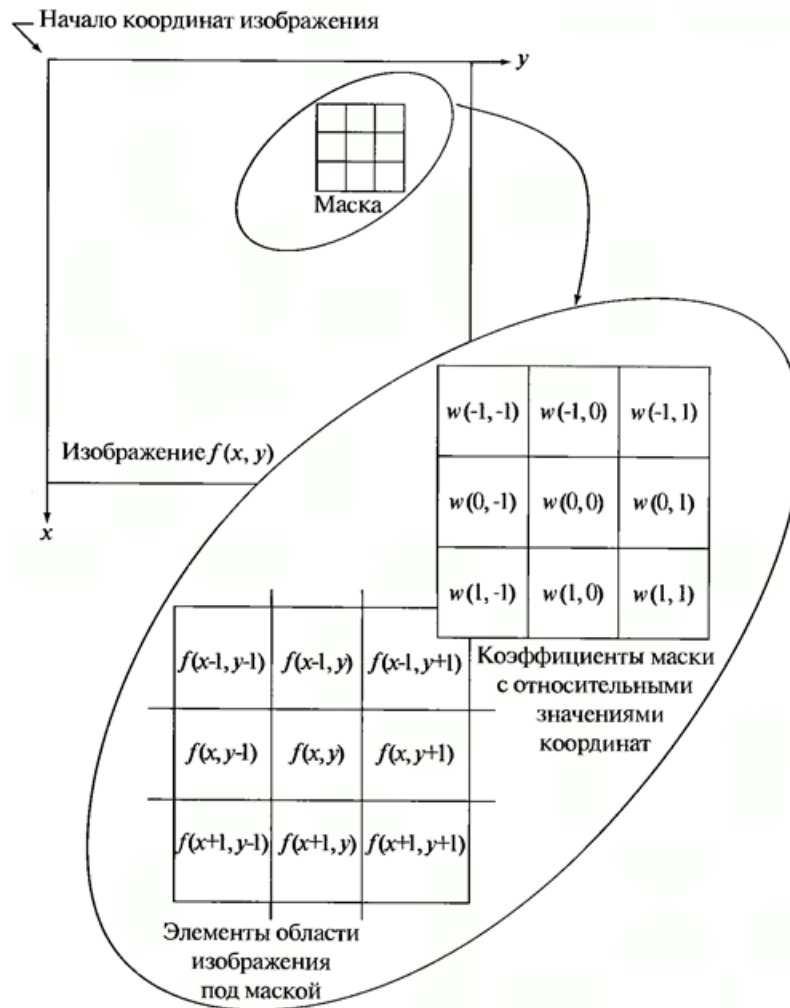


Рис. 1 – Схема пространственной фильтрации

Первая производная одномерной функции  $f(x)$  определяется как разность значений соседних элементов:

$$\frac{\partial f}{\partial x} = f(x+1) - f(x). \quad (2)$$

Здесь использована запись в виде частной производной для того, чтобы сохранить те же обозначения в случае двух переменных  $f(x,y)$ , где придется иметь дело с частными производными по двум пространственным осям. Аналогично, вторая производная определяется как разность соседних значений первой производной:

$$\frac{\partial^2 f}{\partial x^2} = f(x+1) + f(x-1) - 2f(x). \quad (3)$$

Вычисление первой производной цифрового изображения основано на различных дискретных приближениях двумерного градиента.



По определению, градиент изображения  $f(x,y)$  в точке  $(x,y)$  – это вектор:

$$\nabla f = \begin{bmatrix} G_x \\ G_y \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \frac{\partial f}{\partial x} \\ \frac{\partial f}{\partial y} \end{bmatrix}. \quad (4)$$

Как известно из курса математического анализа, направление вектора градиента совпадает с направлением максимальной скорости изменения функции  $f$  в точке  $(x,y)$ .

Важную роль при обнаружении контуров играет модуль этого вектора, который обозначается  $|\nabla f|$  и равен

$$|\nabla f| = |\nabla f| = \sqrt{G_X^2 + G_Y^2}. \quad (5)$$

Эта величина равна значению максимальной скорости изменения функции  $f$  в точке  $(x,y)$ . Направление вектора градиента также является важной характеристикой. Обозначим  $\alpha(x,y)$  угол между направлением вектора  $\nabla f$  в точке  $(x,y)$  и осью  $x$ . Как известно из математического анализа,

$$\alpha(x, y) = \arctg\left(\frac{G_y}{G_x}\right). \quad (6)$$

Отсюда легко найти направление контура в точке  $(x,y)$ , которое перпендикулярно направлению вектора градиента в этой точке. А вычислить градиент изображения можно, вычислив величины частных производных  $\partial f/\partial x$  и  $\partial f/\partial y$  для каждой точки.

$G_x$  и  $G_y$  – это две матрицы, где каждая точка содержит приближенные производные по  $x$  и  $y$ . Они вычисляются путем умножения матрицы  $G_x$  и  $G_y$  и суммированием обеих матриц, в результате полученный результат записывается в текущие координаты  $x$  и  $y$  в новое изображение:

$$G = \sqrt{G_X^2 + G_Y^2}. \quad (7)$$

Матрицы  $G_y$  и  $G_x$ :

$$G_Y = \begin{bmatrix} -1 & -2 & -1 \\ 0 & 0 & 0 \\ +1 & +2 & +1 \end{bmatrix} \times A \text{ и } G_X = \begin{bmatrix} -1 & 0 & +1 \\ -2 & 0 & +2 \\ -1 & 0 & +1 \end{bmatrix} \times A. \quad (8)$$

Результатом применения оператора Собеля (1–8) является двумерная карта градиента для каждой точки. Её можно обработать и показать как картинку, на которой участки с большой величиной градиента (в основном, грани) будут видны как белые линии [1, 14]. Нижеприведённые изображения (рис. 2–3) иллюстрируют это на примере сегментирования медицинского изображения.

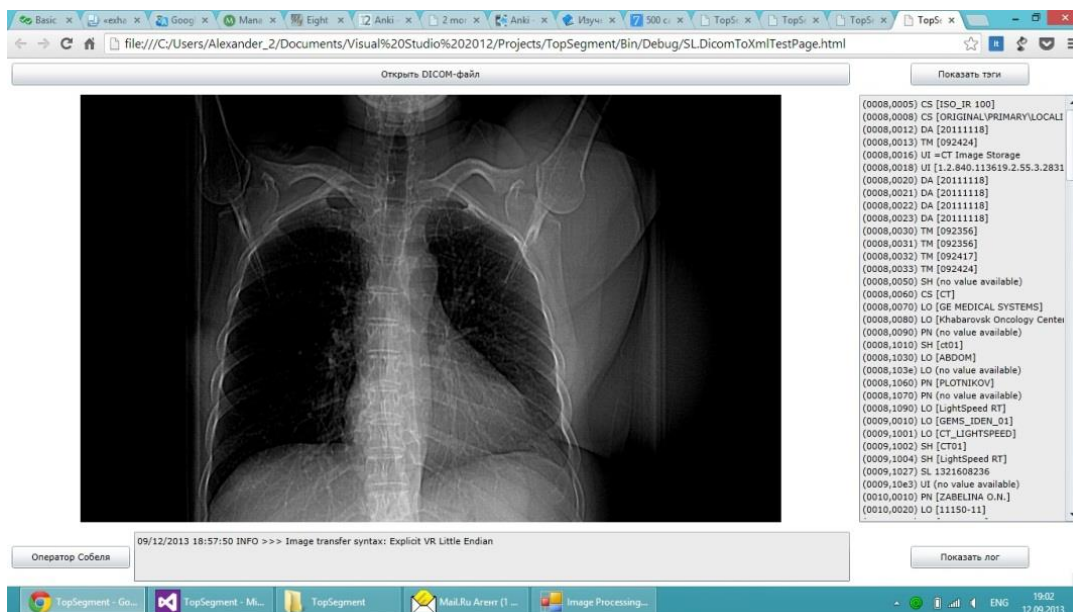


Рис. 2 – Начальное изображение без применения оператора Собеля

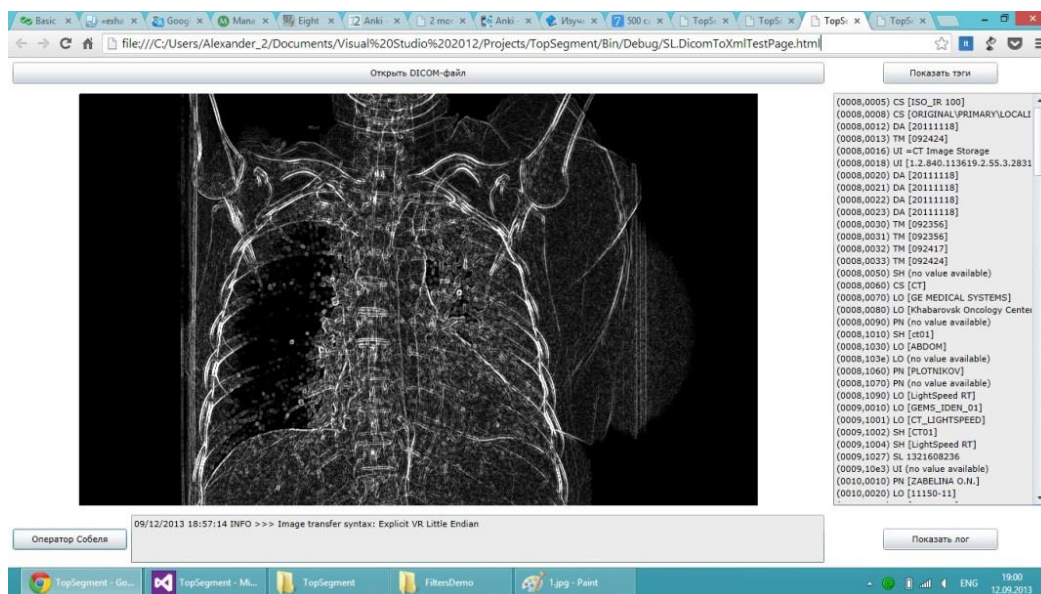
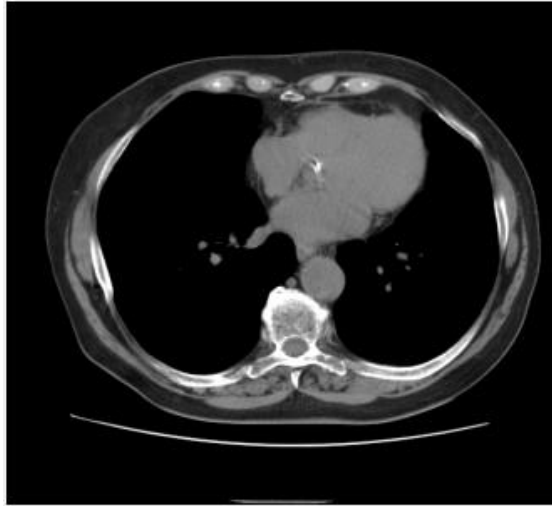


Рис. 3 – Изображение с применением оператора Собеля

Оператор Собеля хорошо известен во всем мире и применяется для многих задач. Он представляет собой неточное приближение градиента изображения и тем не менее достаточно качественен для практического применения во многих задачах анализа изображений.

### Метод оконтуривання Canny

За основу метода сегментації выбран метод оконтуривання Canny, исследования проводятся на реальных медицинских образах и их фрагментах. В решении задачи с использованием реальных снимков моделирование малоприменимо, большее значение имеют практический опыт и экспертные суждения о результатах обработки изображений. В качестве тестового изображения выбирается снимок компьютерной томографии, где в явном виде присутствует объект интереса, представленный на рис. 4.



*Рис. 4 – Компьютерная томограмма с объектом интереса*

Одним часто реализуемым программно методом является Canny. Фактически это набор последовательно применяемых алгоритмов [10, 24, 25]. Такой подход устойчив к шуму и дает, как правило, лучшие результаты по сравнению с другими методами. Но так как это лишь набор алгоритмов, то и быстродействие данного метода уступает более простым операторам.

Алгоритм Canny состоит из четырех этапов: размытие изображения (уменьшается дисперсия аддитивного шума на изображении); дифференцирование размытого изображения и вычисления значений градиента в направлении  $x$  и направлении  $y$ ; не максимальное подавление; пороговая обработка [26].

На первом этапе алгоритма Canny происходит сглаживание изображения с помощью маски фильтром Гаусса.

Уравнение распределения Гаусса в  $N$  измерениях имеет вид:

$$G(r) = \frac{1}{(2\pi\sigma^2)^{N/2}} e^{-r^2/(2\sigma^2)}, \quad (9)$$

или, в частном случае, для двух измерений:

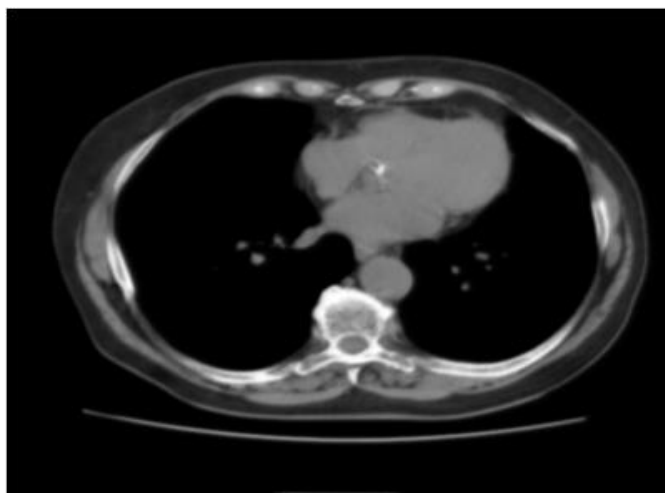
$$G(r) = \frac{1}{(2\pi\sigma^2)^{N/2}} e^{-(u^2+v^2)/(2\sigma^2)}, \quad (10)$$

где  $r$  – это радиус размытия,  $r^2 = u^2 + v^2$ ,  $\sigma$  – стандартное отклонение распределения Гаусса.

В случае двух измерений эта формула задает поверхность, имеющую вид концентрических окружностей с распределением Гаусса от центральной точки. Пиксели, где распределение отлично от нуля, используются для построения матрицы свертки, которая применяется к исходному изображению. При этом значение каждого пикселя становится средневзвешенным для окрестности. Исходное значение пикселя принимает наибольший вес (имеет наивысшее Гауссово значение), и соседние пиксели принимают меньшие веса в зависимости от расстояния до них [7].

В теории распределение в каждой точке изображения будет ненулевым, что потребовало бы вычисления весовых коэффициентов для каждого пикселя изображения. Но, на практике, когда рассчитывается дискретное приближение функции Гаусса, не учитывают пиксели на расстоянии свыше  $3\sigma$ , т.к. они достаточно малы. Таким образом, программе, фильтрующей изображение, достаточно рассчитать матрицу  $[6\sigma] \times [6\sigma]$ , чтобы гарантировать достаточную точность приближения распределения Гаусса [7, 12].

Результат работы фильтра Гаусса при данных, равных 5 для размера маски гаусса и 1,9 значении параметра  $\sigma$  – стандартного отклонения распределения Гаусса, представлен ниже на рис. 5.



*Рис. 5 – Применение фильтра Гаусса на снимок компьютерной томографии с объектом интереса*

Далее происходит поиск градиента области при помощи свертки сглаженного изображения с производной от функции Гаусса как в вертикальном, так и в горизонтальном направлениях.

Используем оператор Собеля для решения этой задачи. Процесс основан на простом перемещении маски фильтра от точки к точке изображения. В каждой точке  $(x,y)$  отклик фильтра вычисляется с использованием предварительно заданных связей.

Для данного шага используем следующие матрицы:

$$K_{GX} = \begin{bmatrix} -1 & 0 & 1 \\ -2 & 0 & 2 \\ -1 & 0 & 1 \end{bmatrix}; K_{GY} = \begin{bmatrix} 1 & 2 & 1 \\ 0 & 0 & 0 \\ -1 & -2 & -1 \end{bmatrix}. \quad (11)$$

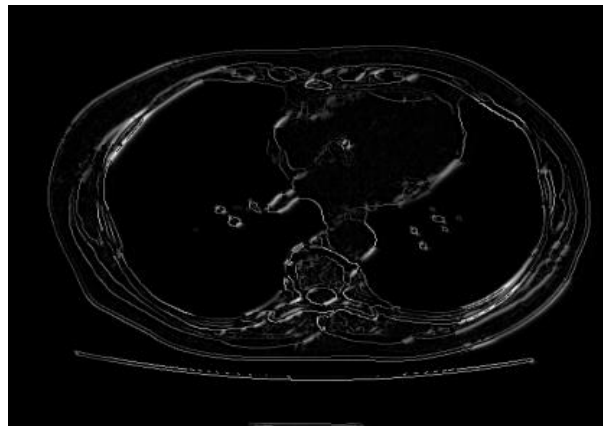
$G_x$  и  $G_y$  – две матрицы, где каждая точка содержит приближенные производные по  $x$  и по  $y$ . Они вычисляются путем умножения матрицы  $G_x$  и  $G_y$  и суммированием обеих матриц, в результате полученный результат записывается в текущие координаты  $x$  и  $y$  в новое изображение:

$$|G| = \sqrt{G_X^2 + G_Y^2}. \quad (12)$$

Используя эту информацию, мы также можем вычислить направление градиента:

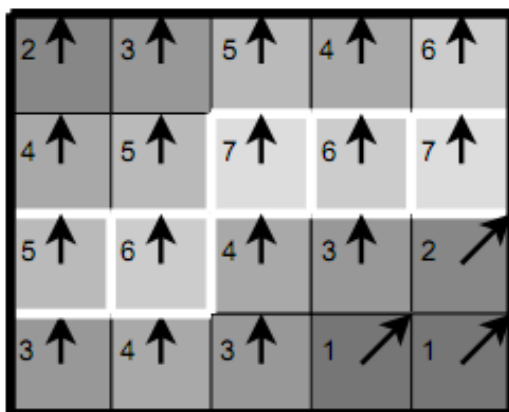
$$\theta = \arctan\left(\frac{|G_y|}{|G_x|}\right). \quad (13)$$

В результате происходит первоначальное выделение краев на объекте интереса (рис. 6):



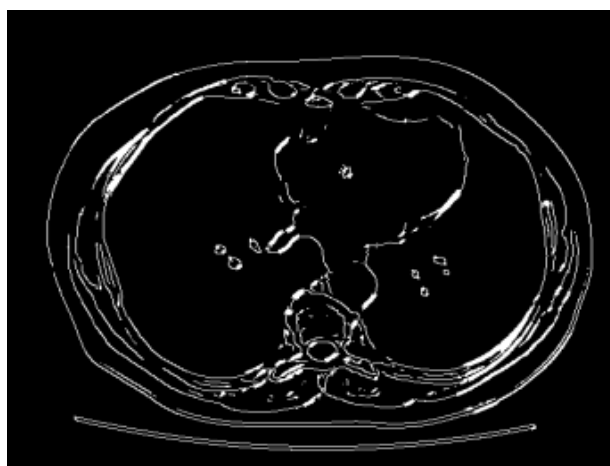
*Рис. 6 – Обработка объекта интереса с помощью оператора Собеля*

Следующим шагом происходит сравнение каждого пикселя с соседними вдоль направления градиента и вычисляется локальный максимум. Информация о направлении градиента необходима для того, чтобы удалять пиксели рядом с границей, не разрывая саму границу вблизи локальных максимумов градиента: пикселями границ объявляются точки, в которых достигается локальный максимум градиента в направлении вектора градиента. Значение направления должно быть кратно  $45^\circ$  (рис. 7) [15].



*Рис. 7 – Принцип подавления «не» максимумов*

Почти все пиксели в этом примере имеют ориентацию «вверх», поэтому значение градиента в этих точках будет сравнено с ниже- и вышерасположенными пикселями. Обведенные белым контуром пиксели останутся в результирующем изображении, остальные – будут подавлены [15]. Такой подход позволяет существенно снизить обнаружение ложных краев и обеспечивает толщину границы объекта слоем в один пиксель. Это эмпирически подтверждается программной реализацией алгоритма сегментирования среза брюшной полости на снимке компьютерной томографии, представленного на рис. 8.

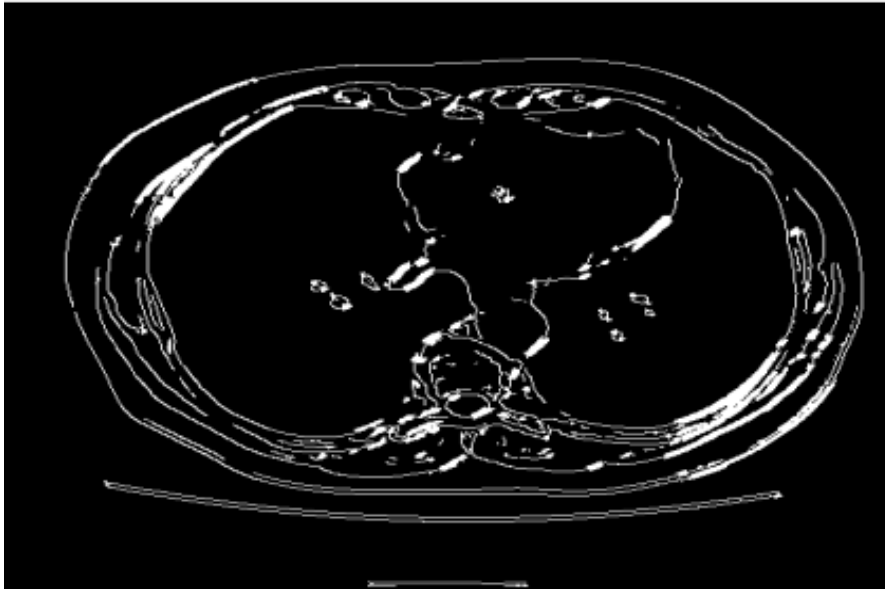


*Рис. 8 – Подавления «не» максимумов на объекте интереса*

Следующий шаг – применение порога для определения нахождения границы в данной точке изображения. Чем меньше порог, тем больше границ будет находиться, но тем более восприимчивым к шуму станет результат, выделяя лишние данные изображения. Наоборот, высокий порог может проигнорировать слабые края или получить границу фрагментами.

Выделение границ использует два порога фильтрации: если значение пикселя выше верхней границы – он принимает максимальное значение (граница считается достоверной), если ниже – пиксель подавляется, точки со значением, попадающим в диапазон между порогов, принимают фиксированное среднее значение. В итоге задача сводится к выделению

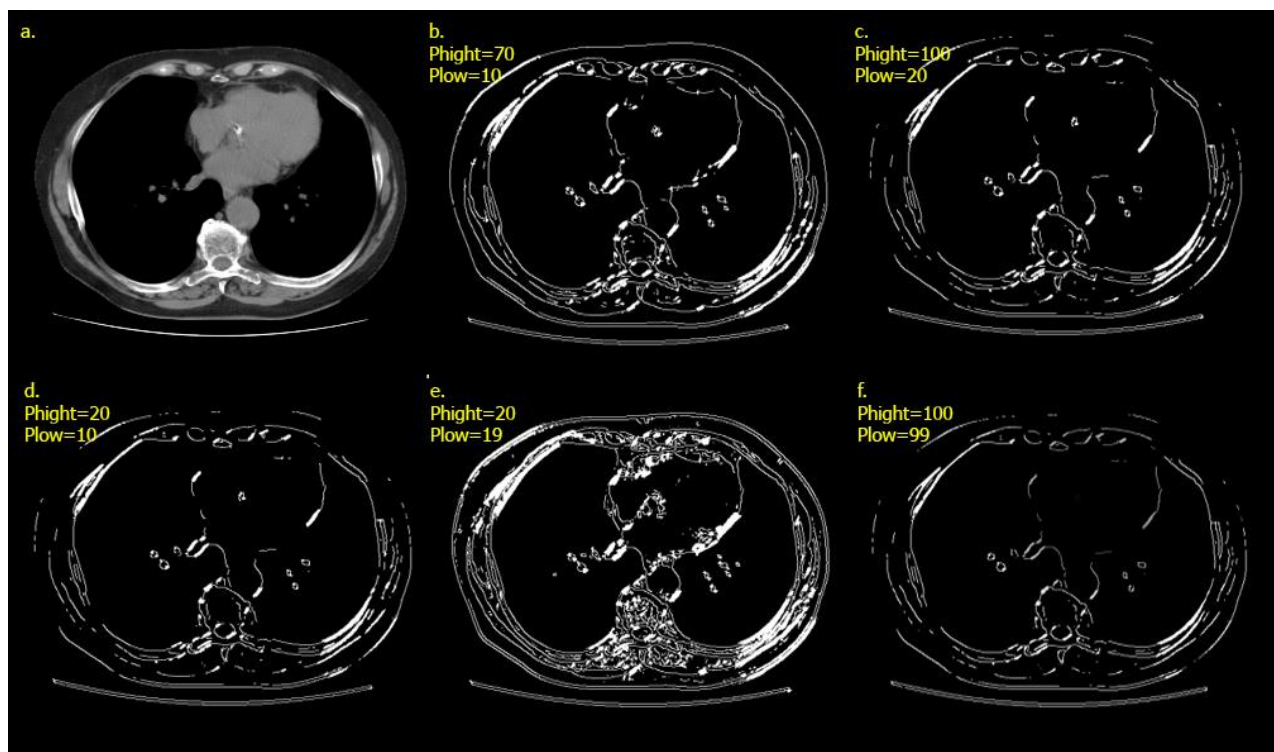
груп пикселей, получивших на предыдущем этапе промежуточное значение, и отнесению их к границе (если они соединены с одной из установленных границ) или их подавлению (в противном случае). Пиксель добавляется к группе, если он соприкасается с ней по одному из 8-ми направлений. А в итоге мы получаем конечный результат, представленный рис. 9.



*Рис. 9 – Итоговый результат применения алгоритма сегментирования по Санны*

Достоинством алгоритма Санны является то, что при обработке изображения происходит адаптация к его особенностям. Это достигается путем ввода двухуровневого порога отсека избыточной информации. Назначается два уровня порога, верхний –  $p_{high}$  и нижний –  $p_{low}$ , где  $p_{high} > p_{low}$ . Значения пикселей выше значения  $p_{high}$  идентифицируются как принадлежащие границе. При формировании текущей границы соседние пиксели со значениями величины градиента меньшими, чем  $p_{high}$ , считаются принадлежащими границе до тех пор, пока они превышают  $p_{low}$ . В том случае, когда на всей границе нет ни одной точки со значением, большим верхнего порога, она удаляется. Такой подход позволяет получить довольно четкие границы объекта толщиной в один пиксель [13]. Проиллюстрируем это на объекте интереса (рис. 10).

На рис. 10 видно влияние изменения результата сегментирования от выбора значения параметров верхнего и нижнего порога. Чем меньше разница порогов – тем больше мы имеем не связанных областей и наблюдаем разрывы контуров. Чем больше разница верхнего и нижнего порогов – тем большее количество шумов отображается на объекте исследования. Подобный процесс можно рассматривать как итеративный. Этот эффект, когда при корректировке уровня чувствительности происходит последовательное уменьшение или увеличение площади сегментируемого объекта в зависимости от направления корректировки (вверх или вниз), взят за основу критерия устойчивости алгоритма сегментации.



*Рис. 10 – Применение алгоритма сегментации Canny с разными значениями уровней порога*

Практика показывает, что существует некоторый интервал на шкале уровней порога чувствительности, при котором значение площади исследуемого объекта практически не изменяется, при этом существует определенный пороговый уровень, после которого происходит «срыв» алгоритма сегментирования и результат сегментации становится не определен [18]. Что, соответственно, является недостатком данного алгоритма. Этот недостаток компенсируется объединением алгоритма Canny с преобразованием Хафа для поиска окружностей. Сочетание этих алгоритмов позволяет максимально четко выделять объекты исследования, а также устранять разрывы в контурах [13].

По результатам проведенных исследований преимуществами алгоритма сегментирования Canny являются минимизация уровня ошибок, обеспечивающая нахождение большинства границ; максимальная точность выделения, то есть обеспечение минимального расстояния между обнаруженной и действительной границами; единственный отклик в месте, где существует только одна граница. Алгоритм Canny имеет двухуровневый порог отсечения избыточной информации. Этот недостаток не позволяет использовать алгоритм Canny в автоматическом режиме, так как требуется обязательное участие пользователя в установке верхнего и нижнего порогов. Такой итеративный подход к задаче оконтуривания объектов может быть применен для обучения алгоритма поиска контуров патологических образований на медицинских изображениях с целью создания библиотеки шаблонных параметров патологий. Это позволит сформулировать типовые характеристики патологических объектов, встречающихся при обработке медицинских снимков, чтобы в дальнейшем проводить оперативную диагностику конкретной патологии [18]. Важными критериями для оценки эффективности



сегментации являются вероятности ложной тревоги и пропуска – отказа. Эти характеристики определяют возможность применения автоматизированного метода диагностирования.

### **Метод оконтуривания Laplassian**

Лапласиан 1-го и 2-го порядка – метод ориентирован на повышение резкости на графических данных. Главная цель повышения резкости заключается в том, чтобы подчеркнуть мелкие детали или улучшить те детали, которые оказались расфокусированы вследствие ошибок или несовершенства самого метода оцифровки медицинских данных. Метод основан на применении первой либо второй производных и, следовательно, первая производная должна быть: 1) равной нулю на плоских участках (областях с постоянным уровнем яркости); 2) ненулевой в начале и в конце ступеньки или склона яркости; 3) ненулевой на склонах яркости. Аналогично вторая производная должна быть: 1) равна нулю на плоских участках; 2) ненулевой в начале и в конце ступеньки или склона яркости; 3) равной нулю на склонах постоянной крутизны. Можно дать некоторое сравнение производной 1-го и 2-го порядка: 1) первая производная обычно дает в результате более толстые контуры; 2) вторая производная дает больший по величине отклик на мелкие детали – как на отдельных точках, так и на тонких линиях; 3) отклик на ступеньку у первой производной, как правило, выше, чем у второй; 4) на наклонных контурах вторая производная дает двойной отклик.

При улучшении качества видеоизображений предпочтительней использовать производную второго порядка, так как она имеет большее усиление мелких деталей. Простейшим изотропным оператором, основанным на производных, является лапласиан (оператор Лапласа), который для двух переменных определяется следующим образом:

$$\nabla^2 f = \frac{\partial^2 f}{x^2 \partial} + \frac{\partial^2 f}{y^2 \partial}. \quad (14)$$

Поскольку производные любого порядка являются линейными операторами, то лапласиан является линейным оператором. Дискретная формула двумерного лапласиана, заданного уравнением (14), получается объединением частных вторых производных относительно переменных  $x$  и  $y$ :

$$\frac{\partial^2 f}{x^2 \partial} = f(x+1, y) + f(x-1, y) - 2f(x, y) \quad (15)$$

$$\frac{\partial^2 f}{y^2 \partial} = f(x, y+1) + f(x, y-1) - 2f(x, y) \quad (16)$$

Следовательно,

$$\nabla^2 f = [f(x+1, y) + f(x-1, y) + f(x, y+1) + f(x, y-1)] - 4f(x, y). \quad (17)$$

Это уравнение может быть реализовано с помощью маски, представленной на рис. 12 а, формирующей изотропный результат для поворотов на углы, кратные  $90^\circ$ . Диагональные направления учитываются в формуле дискретного лапласиана добавлением двух членов, т.е. по одному для каждого из диагональных направлений. Поскольку каждая диагональ добавляет член  $-2 f(x,y)$ , то суммарный вычитаемый из суммы член равен  $-8 f(x,y)$ . Маска, изотропная для поворотов на углы, кратные  $45^\circ$ , показана на рис. 11 [13].

0	1	0
1	-4	1
0	1	0

1	1	1
1	-8	1
1	1	1

а)                      б)

Рис. 11 – Маски лапласиан

Поскольку оператор Лапласа по сути является второй производной, его применение подчеркивает разрывы уровней яркостей на изображении и подавляет области со слабыми изменениями яркостей. Это приводит к получению изображения, содержащего сероватые линии на месте контуров и других разрывов, наложенные на темный фон без особенностей. Однако фон можно «восстановить», сохранив при этом эффект повышения резкости, достигаемый лапласианом. Для этого достаточно сложить исходное изображение и лапласиан. И для получения окончательного результата лапласиан-изображение вычитается из исходного изображения (рис. 12 б, в).

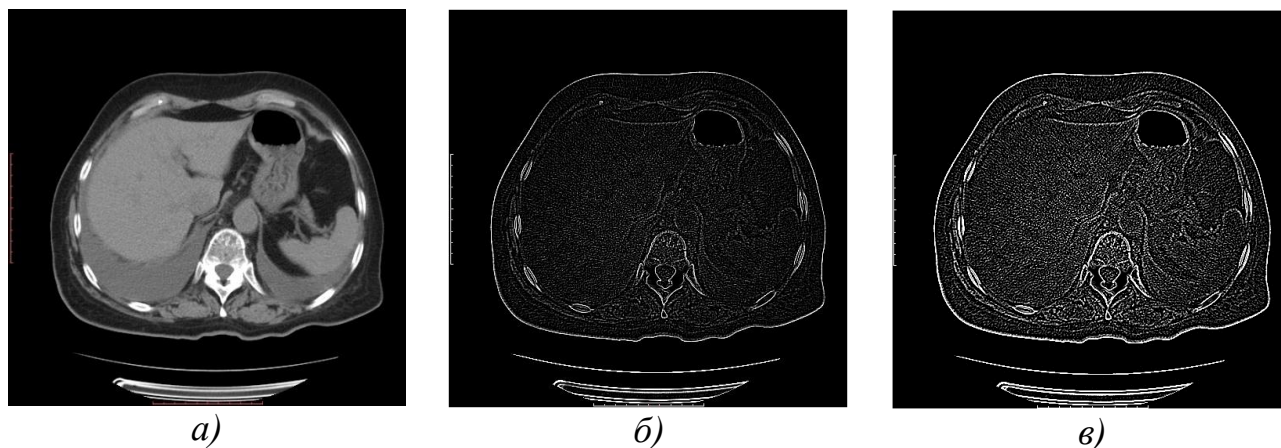


Рис. 12 – Пример фильтрации лапласианом

Таким образом, обобщенный алгоритм использования лапласиана для улучшения изображений сводится к следующему:

$$g(x, y) = \begin{cases} f(x, y) - \nabla^2 f(x, y), & \text{если } w(0,0) < 0 \\ f(x, y) + \nabla^2 f(x, y), & \text{если } w(0,0) \geq 0 \end{cases}, \quad (18)$$

где  $w(0,0)$  – значение центрального коэффициента маски лапласиана [15].

Итак, описанный метод эквализации обладает высоким быстродействием обработки изображений, так как имеет весьма простую вычислительную реализацию. Применяются такие операции, как сложение, умножение, деление. Метод лапласиана также имеет довольно высокое быстродействие и относительно небольшую сложность вычисления. Кроме того, для подобных методов легко применимо распараллеливание процессов вычисления. Высокое быстродействие, простота вычислений, распараллеливание процессов дает большое преимущество в применении этих методов для обработки данных в слоях Dicom–данных [11, 12].

Основными деталями лапласиана-изображения являются контуры и резкие перепады яркости различного уровня. Фон, ранее черный, стал серым, что является типичным для правильно откорректированных изображений-лапласианов. Детали на результирующем изображении видны значительно более чистыми и резкими, чем на исходном изображении. Объединение исходного изображения и лапласиана восстановило общий диапазон изменения яркостей на изображении, а лапласиан усилил контрасты в участках яркостных разрывов. Таким образом, мелкие детали улучшены, а фоновые полутона сохранены [17].

Прежде чем действовать на изображение лапласианом, изображение необходимо сгладить. Лапласиан – это линейный оператор, т.е. действие лапласиана равносильно свертке изображения с неким ядром (которое обозначают  $K_{\nabla^2}$ ). Из ассоциативности свертки

следует, что:

$$K_{\nabla^2} ** (G_{\sigma} ** I) = (K_{\nabla^2} ** G_{\sigma}) ** I = (\nabla^2 G_{\sigma}) ** I \quad (19)$$

Это важно, поскольку, как и для первой производной, сглаживание с последующим применением лапласиана равнозначно свертке изображения с лапласианом ядра, которое применялось при сглаживании. Ядро, которое получается в результате таких действий, показано на рис. 13.

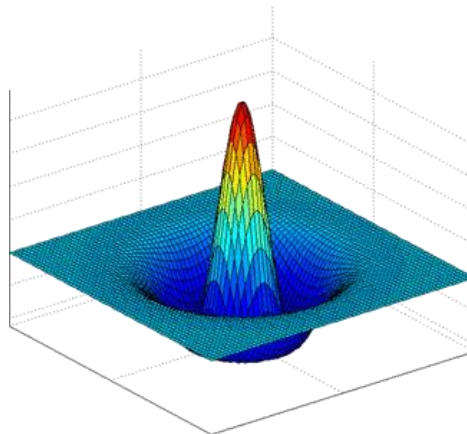


Рис. 13 – Лапласиан гауссова ядра фильтра

Лапласиан гауссова ядра фильтра, показанный на рисунке для  $\sigma$  в один пиксель, можно считать результатом вычитания центрального пикселя из взвешенного значения окружения [3]. Достаточно часто это ядро заменяют разницей двух гауссианов: один с маленьким значением  $\sigma$ , другой – с большим значением  $\sigma$ .

Операторы Гаусса и Лапласа линейны, а это означает, что они коммутативны, и их можно объединить в один, изменив порядок выполнения операций [22]:

$$L*(G*I) = (L*G)*I = LoG*I \quad (20)$$

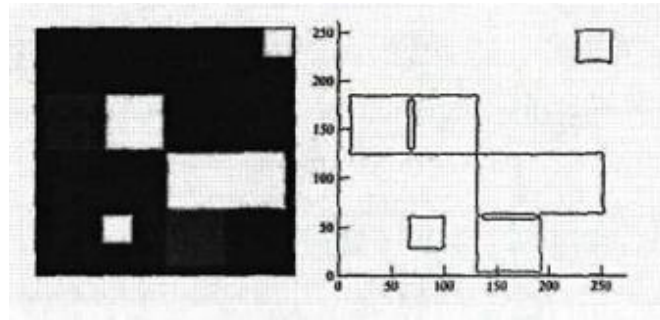
Здесь  $x$  – оператора свертки. Вместо того, чтобы сначала сгладить изображение, а потом взять лапласиан от результирующего изображения, сначала выполняется свертка – обоих операторов, а затем полученный оператор применяется к изображению. Свертка операторов выполняется один раз в самом начале, и изображение обрабатывается один раз. При последовательном сглаживании и дифференцировании изображения, оно обрабатывается дважды. Полученный таким образом оператор получил название лапласиана гауссиана (LoG – Laplacian of Gaussian):

Двумерный оператор Лапласа был определен ранее, а двумерный оператор Гаусса имеет следующий вид:

$$G = \exp\left[-\frac{x^2 + y^2}{2t^2}\right] \quad (21)$$

Формула свертки может быть представлена в матричном виде, с которой необходимо свертывать изображение. После этого отмечаются точки, в которых функция равна нулю – переходы через нуль. Далее следует проверить, действительно ли в этих точках градиент достаточно велик. Реакция лапласиана гауссова фильтра положительна с одной стороны края и отрицательна с другой. Это значит, что прибавление некоторой части этой реакции к исходному изображению дает картинку, на которой края четче, а детали увидеть намного легче.

Определение краев с помощью лапласиана гауссиана не используется достаточно часто [2]. Поскольку лапласиан гауссова фильтра не ориентирован, его характеристика состоит из перпендикулярной, параллельной к краю составляющей. Это означает, что на углах, где меняется направление параллельной составляющей, возникают некоторые проблемы. Границы острых углов обозначаются очень неточно. В трехгранных и более сложных углах это создает большие трудности для правильной записи топологии углов, как показано на рис. 14. Так как параллельные компоненты фильтра склонны реагировать на шум, а не только на края, это означает, что переход через нуль не обязательно точно указывает на край.



*Рис. 14 – Лапласиан гауссиана на углах*

Переходы через нуль лапласиана гауссовых данных могут необычно вести себя в углах (рис. 14). Во-первых, при прямом угле переход через нуль выпячивается (но проходит через вершину). Это явление возникает не из-за оцифровки (или квантования), оно также встречается и в непрерывном случае. В углах, где сходятся три или более линии, контуры ведут себя необычно, детали зависят от структуры алгоритма обозначения контура – в результате действий этого алгоритма возникают причудливые петли [5].

Для визуального анализа работы этого алгоритма приведем результат обработки медицинских изображений с использованием матриц  $3 \times 3$  и  $5 \times 5$ . В медицинских изображениях практически не встречаются остроугольные объекты, поэтому работу этого алгоритма также стоит исследовать в практике обработки медицинских изображений. Рис. 15 наглядно иллюстрирует возможность применения этого алгоритма в практических приложениях [5].



*Рис. 15 – Лапласиан гауссиана на медицинских изображениях*

Использование матрицы Лапласа  $5 \times 5$  демонстрирует результат заметного различия между цветом изображений в градациях серого. Обнаруженные края выражены в изрядном количестве мелких деталей, хотя оператор Лапласа имеет высокую чувствительность к шуму изображений.

### **Метод оконтуривания Prewitt**

Этот метод также относится к числу тех методов, которые помогают отыскивать максимум отклика от свертки функции сигнала-изображения и некоторого ядра [30]. Дж. Прюитт разработала оператор, который основывается на понятии центральной разницы (по [23]):

$$\partial f(x, y) / \partial x = (f(x+1, y) - f(x-1, y)) / 2; \quad (22)$$

$$\partial f(x, y) / \partial y = (f(x, y+1) - f(x, y-1)) / 2. \quad (23)$$

Благодаря этому оператору вычисляется градиент изображения по матрицам свертки:

$$G_x = \begin{bmatrix} -1 & 0 & +1 \\ -1 & 0 & +1 \\ -1 & 0 & +1 \end{bmatrix} * A, \quad G_y = \begin{bmatrix} -1 & -1 & -1 \\ 0 & 0 & 0 \\ +1 & +1 & +1 \end{bmatrix} * A, \quad G = \sqrt{G_x^2 + G_y^2} \quad (24)$$

Для этой процедуры могут быть использованы различные ядра. Если взять одно из ядер свертки, записанное в матричном виде, и вращать циркулярно его коэффициенты, то можно получить до 8 различных ядер. Каждое из полученных ядер чувствительно для границ объектов, находящихся под углом наблюдения от  $0^\circ$  до  $315^\circ$ . За  $0$  градусов принимается вертикально расположенная граница объекта. Максимальный отклик для каждого пикселя – это значение амплитуды яркости в результирующем изображении после операции свертки. Этот метод обнаружения края также называют шаблонным методом, поскольку в ходе его работы для обнаружения краев объектов используется оценка соответствия локальной области исследуемого изображения одному из шаблонов из набора. После проведения композиции из таких локальных сравнений делается вывод о степени выраженности границы и ее ориентации. Процедура определения направления и ориентации края довольно сложна и требует больших вычислительных мощностей: при использовании градиентных методов, алгоритм Prewitt определяет эту информацию непосредственно на этапе свертки, путем анализа максимального отклика ядра, соответствующего определенному направлению. Как было отмечено выше, в алгоритме предусмотрено 8 ядер, соответствующих различным направлениям. Разумеется, используя большее число ядер свертки, можно повысить точность работы, но для большинства практических задач этого оказывается вполне достаточно. В методе Prewitt нужно использовать процедуру свертки с 8 ядрами для каждого пикселя [23]. Результаты работы алгоритмов в целом очень похожи, особенно если используются ядра одного типа.



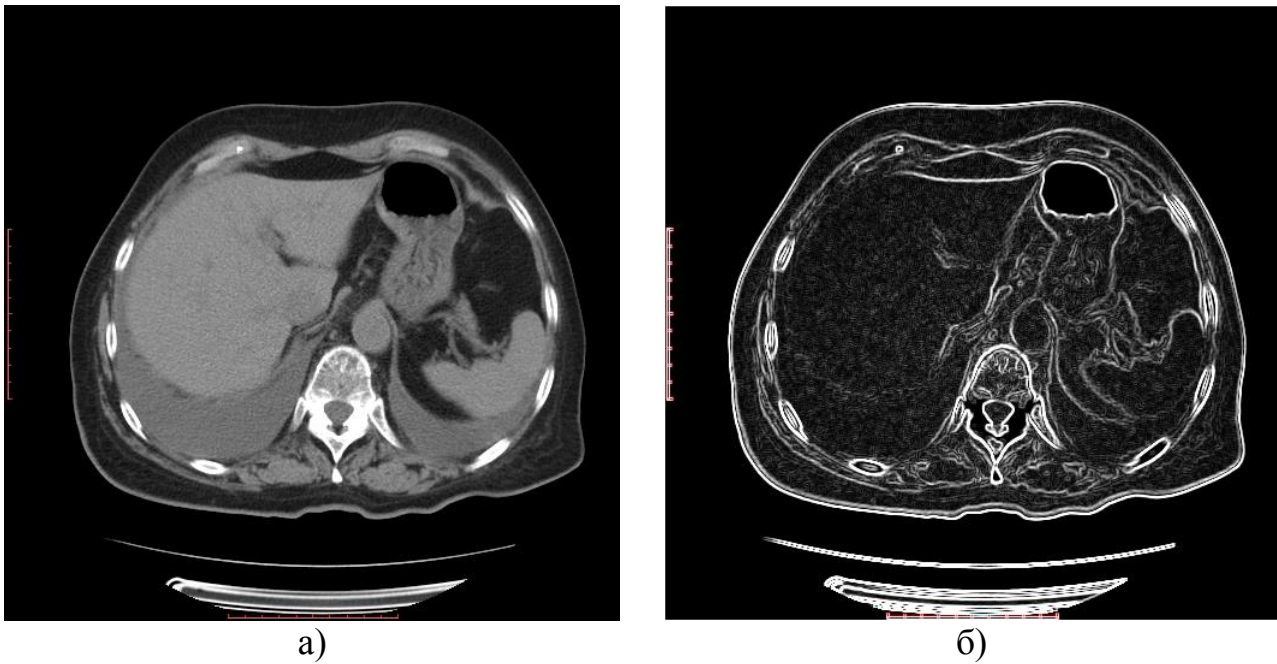


Рис. 16 – Применение фильтра Prewitt на медицинском изображении

Однако алгоритм Prewitt, так же как и Canny, не обрабатывает угловые точки и оставляет разорванной границу в них, что, как следствие, является основной проблемой любого алгоритма оконтуривания изображений. Как уже было сказано выше, существует возможность постобработки соответствующими алгоритмами, чтобы граница объекта была замкнутой. Ниже на рис. 16 приводится визуальная демонстрация работы алгоритма Prewitt на медицинском изображении. Если сравнивать результаты обработки медицинских изображений различными методами, то можно видеть, что автоматические установки чувствительности различных алгоритмов отличаются друг от друга, и чтобы получить приблизительно одинаковую детализацию объектов, необходима процедура предварительной калибровки алгоритма оконтуривания.

### Заключение

При решении задач классификации и распознавания объектов на изображениях одной из основных операций является сегментация. Наиболее хорошо исследованы и широко применяются методы сегментации, основанные на выделении границ областей: Sobel, Canny, Prewitt, Laplассian. Этот подход обусловлен тем, что внимание человека при осмотре изображения концентрируется в основном на границах между более или менее однородными по яркости областями. Поэтому контуры часто служат основой формирования различных признаков для описания изображений и объектов на них. Основная задача алгоритмов выделения граничных элементов – получение бинарного изображения, содержащего замкнутые структурные области объектов на изображении. Применительно к медицинским изображениям такими областями являются границы органов, вены, МКЦ, а также опухоли. Исследования алгоритмов выделения границ изображений на основе вышеизложенных алгоритмов в рамках проекта гранта РФФИ № 13-07-00667а «Компьютерный автоматизированный анализ

совмещенных медицинских изображений на примере однофотонной эмиссионной компьютерной томографии и рентгеновской компьютерной томографии» показали следующее.

Рассмотренная традиционная структура обработки медицинских изображений обладает рядом недостатков; необходима ее модификация. Для подавления шумов на изображениях целесообразно применять медианную фильтрацию для улучшения визуального восприятия – методы повышения резкости и преобразования шкалы яркости. Для выделения объектов на изображении следует использовать метод Canny, для чего было необходимо разработать алгоритмы автоматического определения порога и обхода пикселей объекта с уничтожением разрывов. Все рассмотренные алгоритмы реализованы в виде программного модуля и используются в разработанном автоматизированном комплексе. С увеличением порога чувствительности и соответственно уровня шума, значение относительного числа ошибочно определенных контурных пикселей линейно снижается, однако при этом ухудшается и визуальное восприятие, как всего объекта, так и его границ, добавляются высокочастотные шумовые компоненты, которые препятствуют нормальному восприятию изображения. Наименьшие показатели значения относительного числа ошибочно определенных контурных пикселей имеют алгоритмы Roberts и Prewitt, причем при уровне шума более 8% это значение у них примерно одинаково. Наихудший результат показал алгоритм LoG. Значение относительного числа ошибочно определенных контурных пикселей этого алгоритма уменьшается нелинейно и это уменьшение по сравнению с остальными алгоритмами весьма незначительное. При малом уровне шума алгоритм Canny со стандартной шириной пороговых уровней имеет наилучший результат, однако, при увеличении чувствительности, алгоритм Prewitt имеет минимальную среднеквадратическую ошибку.

### **Список использованной литературы**

1. Анисимов Б.В. Распознавание и цифровая обработка изображений – М.: Высш. школа. –1983. – 295 с.
2. Болонкин А.В. Преобразование растр-вектор изображений сосудов // Материалы X Международной конференции «Системы проектирования, технологической подготовки производства и управления этапами жизненного цикла промышленного продукта CAD/CAM/PDM». – Институт проблем управления РАН, Москва. – 2006.
3. Бондина Н.Н., Калмычков А.С., Кривенцов В.Э. Сравнительный анализ алгоритмов фильтрации медицинских изображений // Вісник Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут». Збірник наукових праць. Серія: Інформатика та моделювання. – Харків: НТУ "ХПІ". – 2012. – № 38. – С. 14–25.
4. Бондина Н.Н., Филатова А.Е. Компьютерная визуализация в ультразвуковой диагностике. – Харьков: «СПДФА Крамаренко В.В.», 2005. – 176 с.
5. Блэк Ю. Сети ЭВМ: Протоколы, стандарты, интерфейсы. – М.: Мир. – 1990. – 346 с.
6. Ватутин Э.И., Мирошниченко С.Ю., Титов В.С. Программная оптимизация оператора Собела с использованием SIMD-расширений процессоров семейства x86 // Телекоммуникации. – 2006. – № 6. – С. 12–16.



7. Власов А.В., Цапко И.В. Модификация алгоритма Канни применительно к обработке рентгенографических изображений // Вестник науки Сибири. – 2013. – № 4(10). – С. 120–127.
8. Виллевальде А.Ю. Автоматизированный выбор методов обработки медицинских изображений для повышения эффективности диагностики // Труды 63-й научно-технической конференции, посвященной Дню радио, г. Санкт-Петербург. – 2008. – С. 290–292.
9. Виллевальде А.Ю., Юлдашев З.М. Метод предварительной обработки медицинских малоконтрастных изображений // Информационно-управляющие системы. – 2008. – № 5(36). – С. 41–44.
10. Гонзалес Р., Вудс Р. Цифровая обработка изображений. – М.: Техносфера, 2006. – 1072 с.
11. Гонзалес Р., Вудс Р., Эддинс С. Цифровая обработка изображений в среде MATLAB. – М.: Техносфера, – 2006. – 615 с.
12. Гостюшкин В.В., Коваленко В.Л., Косых Н.Э., Савин С.З. Методы повышения эффективности компьютерных автоматизированных технологий в задачах радионуклидной диагностики // Врач и информационные технологии, – № 6. – 2013. – С. 42–48.
13. Жук С.В. Автоматизированная система обнаружения патологий клеток в темнопольных исследованиях крови // Открытое образование. – 2011. – № 2 (85). – С. 199–202.
14. Кудрявцев Л.В. Краткий курс математического анализа. – М.: Наука. – 1989. – 736 с.
15. Кулябичев Ю.П., Пивторацкая С.В. Структурный подход к выбору признаков в системах распознавания образов // Естественные и технические науки. – 2011. – № 4. – С. 420–423.
16. Михайлов В.Н., Кокота А.И., Никитаев В.Г., Пименов В.П., Проничев А.Н., Сафонов И.В. Компьютерные измерительные системы: Автоматизированные системы обработки изображений. Метрологические проблемы. МИФИ, – 1994. – 55 с.
17. Недзьведь А.М., Абламейко С.В., Белоцерковский А.М., Лемман Т. Быстрый метод выделения сети сосудов на полутоновых ангиографических изображениях. // Искусственный интеллект. – 2006. – № 2. – С. 206–210.
18. Никитин О.Р., Пасечник А.С. Оконтуривание и сегментация в задачах автоматизированной диагностики патологий // Методы и устройства передачи и обработки информации. – 2009. – № 11. – С. 300–309.
19. Прэтт У.К. Цифровая обработка изображений. – М.: Мир, – 1982. Т. I.–2. – 792 с.
20. Путьатін Є.П., Гороховатський В.О., Матат О.О. Методи та алгоритми комп'ютерного зору: навч. посіб. – ТОВ «Компанія СМІТ», – 2006. – 236 с.
21. Пэдхем Ч., Сондерс Д. Восприятие света и цвета. М.: Мир, – 1978. – 256 с.
22. Технические средства медицинской интроскопии. / Под ред. Б.И. Леонова. – М.: Медицина. – 1989. – 304 с.
23. Хрящев Д.А. Об одном методе выделения контуров на цифровых изображениях // Вестник АГТУ. Серия: Управление, вычислительная техника и информатика. – 2010. – № 2. – С. 181–187.

24. Шапиро Л., Стокман Дж. Компьютерное зрение. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. – 2006. – 752 с.
25. Яне Б. Цифровая обработка изображений. – М.: Техносфера. – 2007. – 584 с.
26. Canny J.A. Computational approach to edge detection // IEEE Transactions on pattern analysis and machine intelligence. – 1986. – № 6. – pp. 679–698.
27. Doronicheva A.V., Sokolov A.A., Savin S.Z. Using Sobel operator for automatic edge detection in medical images // Journal of Mathematics and System Science, – 2014, – Vol. 4, – № 4. – pp. 257–260.
28. Engel K., Hadwiger M., Kniss J., Rezk-Salama C. Real-Time Volume Graphics. – A K. Peters Wellesley M.A. – 2006. – pp. 112–114.
29. Jähne B., Schar H., Körkel S. Principles of filter design // Handbook of Computer Vision and Applications. Academic Press. – 1999. – 206 p.
30. Pavlids T. Algorithms for Graphics and Image Processing. – N.Y.: Springer. – 1982. – 320 p.

*Стаття надійшла до редакції 20.08.14 російською мовою*

**© А.В. Доронічева, Н.Е. Косих, С.К. Полумієнко, С.З. Савін  
МЕТОДИ АНАЛІЗУ МЕДИЧНИХ ЗОБРАЖЕНЬ**

*У роботі наведено опис основних методів і математичних моделей розпізнавання медичних зображень. Моделі будуються на основі методів Собеля, Канні та Лапласа. Розроблено систему автоматизованої комп'ютерної діагностики за даними сцинтиграфії, що будується на принципах розпізнавання образів і має функції експертного аналізу медичних зображень.*

**© A.V. Doronicheva, N.E. Kosyh, S.K. Polumienko, S.Z. Savin  
METHODS OF ANALYSIS OF MEDICAL IMAGES**

*The paper deals with description of the main methods and mathematical models of medical images recognition. Models are based on methods of Sobel, Canny, and Laplace. It is developed the system of automated computer diagnosis based on scintigraphy data and on the principles of pattern recognition and has features of expert analysis of medical images.*

УДК 004.2

© **О.О. Кряжич**, наук. співробітник;  
**І.В. Кременовська**

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

## **СИСТЕМНЕ МОДЕЛЮВАННЯ РИЗИКУ НАСТАННЯ ЕКОНОМІЧНИХ І СОЦІАЛЬНИХ НАСЛІДКІВ НА ТЕХНОГЕННО НАВАНТАЖЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ УКРАЇНИ**

*У статті наведено авторський підхід до визначення економічних і соціальних наслідків, що виникають під впливом техногенного навантаження на окремі території держави. На підставі аналізу особливостей окремих територій України, що підпали під найсильніший техногенний та антропогенний вплив, виявлено залежності, які дозволяють систематизувати та прогнозувати виникнення і розвиток різноманітних економічних і соціальних наслідків. Особливу увагу приділено питанням правової бази в частині з'ясування перспектив мінімізації впливу негативних явищ у соціумі. Обґрунтовано висновки про можливість практичного використання підходу.*

**Ключові слова:** модель, система, ризик, техногенно навантажена територія, екологічна безпека, господарська діяльність.

### **Вступ**

Практикою здійснення узагальненої характеристики можливої небезпеки в екологічній сфері з визначенням вірогідності виникнення техногенної аварії або катастрофи з математичним описом очікуваних наслідків було введено до використання поняття техногенного ризику. Цей ризик не є абстрактною величиною – він розглядається стосовно конкретного об'єкта або низки об'єктів господарської діяльності, що розташовані на чітко обмеженій території (міста, області, регіону). У зв'язку з цим, поряд з вивченням техногенного ризику як вірогідності, становить науковий інтерес і дослідження різноманітних процесів та наслідків для стану територій, на яких можливе виникнення техногенних аварій та катастроф. Останнім часом у науковій літературі за такими територіями закріпилася дефініція «техногенно навантажені території» (далі – ТНТ).

ТНТ характеризуються як території, що зазнали істотного антропогенного впливу, що призвело до значних змін природного ландшафту і, як правило, до негативного впливу на елементи навколишнього природного середовища. Ці зміни, з одного боку, надають природним ландшафтам азональних рис, а з іншого, роблять їх урбанізованими високоризиковими територіями зі значною часткою площ із штучним покриттям, які є сильно каналізованими,

з повністю або частково організованим поверхневим і підземним стоком [1]. Як правило, в Україні та інших країнах пострадянського простору ТНТ є густозаселеними промисловими регіонами, що обумовлено особливостями формування населених пунктів у процесі будівництва та розвитку більшості містоутворюючих підприємств.

Основними техногенними джерелами розростання екологічної кризи є, насамперед, великі промислові комплекси – споживачі сировини, енергії, води, повітря, земельних ділянок, транспортних мереж. Актуальність цієї теми обумовлена тим, що діяльність промислових підприємств спричиняє забруднення прилеглих територій практично всіма видами викидів (механічних, хімічних, фізичних, біохімічних), що призводить до виникнення значних соціальних та економічних наслідків для населення, яке проживає поблизу цих підприємств. Наприклад, в Україні це зони навколо родовищ корисних копалин, промислових міст і водних об'єктів: Донецька область, Центральне Придніпров'я, Криворіжжя, Прикарпаття, Керч, Маріуполь, більшість обласних центрів. Серед цих об'єктів найбільшими забруднювачами навколишнього середовища є металургійні, хімічні, нафтопереробні й машинобудівні заводи, кар'єри та збагачувальні фабрики, деякі військові підприємства. Цілком природним є те, що зазначені фактори справляють значний негативний вплив на тривалість життя, стан здоров'я населення, підвищують ризик виникнення різноманітних захворювань. Своєю чергою, ці наслідки відображаються на формуванні споживчого кошика, доходах домогосподарств, негативно впливають на рівень і якість соціальної захищеності громадян і багато інших сфер суспільного життя.

Метою цього дослідження є формування нового методологічного підходу до розрахунку економічних і соціальних наслідків в умовах зростання техногенних ризиків за допомогою прийомів математичного та комп'ютерного моделювання.

Завдання, що ставляться нами у межах цього дослідження, полягають у такому:

- проаналізувати основні проблеми виникнення техногенних ризиків на прикладі промислових областей України, провести аналогію із ТНТ інших країн світу;
- розкрити правові аспекти проблематики забезпечення екобезпеки в умовах зростання техногенних ризиків на промислових об'єктах різних форм власності і з'ясувати причини виникнення негативних економічних і соціальних наслідків;
- виділити залежності, які дозволяють систематизувати і прогнозувати виникнення та розвиток різних економічних і соціальних наслідків на ТНТ з метою подальшого розроблення інформаційних технологій для підтримки прийняття рішень із метою мінімізації негативних наслідків техногенних впливів на людей і навколишнє середовище.

Останніми роками зазначені питання були й залишаються предметом особливої уваги фахівців-екологів і економістів, політичних і громадських діячів, а також учених, які беруть участь у проведенні фундаментальних і прикладних досліджень, пов'язаних з тематикою захисту навколишнього середовища та мінімізацією негативного впливу на нього техногенних факторів. Завдяки зусиллям дослідників цієї проблематики було вироблено низку науково обґрунтованих рекомендацій і пропозицій щодо розв'язання існуючих проблем і нейтралізації пов'язаних із цим загроз екологічній безпеці, що дістало свого розвитку в працях

А.Г. Бобкової, М.М. Биченка, Г.Д. Джумагельдієвої, А.Б. Качинського, Х. Кумамото, Р.Ш. Хабібুলіна, Е. Дж. Хенлі й інших учених – як вітчизняних, так і зарубіжних. Також необхідно згадати і про ті дослідження, результати яких становлять окремий блок публікацій, де репрезентовано фундаментальні підходи до моделювання систем прийняття рішень для забезпечення екологічної безпеки тих або інших регіонів і країни загалом (С.О. Довгий, О.М. Трофимчук, А.О. Морозов, С.К. Харічков, Є.В. Хлобистов).

Викладений у статті матеріал є спробою узагальнення й подальшого розвитку існуючих підходів до вивчення економічних і соціальних наслідків техногенно навантажених територій в умовах зростання техногенних ризиків для розробки нових моделей прийняття рішень із питань забезпечення техногенної та екологічної безпеки.

### **1. Проблеми, що є найбільш характерними для територій в умовах зростання техногенних ризиків**

У науковій літературі й інших офіційних джерелах, які відображають прогнозовані демографічні показники по нашій країні, наводяться невтішні відомості – зокрема, за оцінками ООН, до 2050 року очікується скорочення чисельності населення в Україні до 33 мільйонів [2]. До цього ж року кількість населення Російської Федерації скоротиться на 33 млн людей, хоча раніше прогноз ООН збільшував даний показник на один мільйон [3]. Фахівці називають різні причини такого скорочення народонаселення, однак однією з основних залишається катастрофічне забруднення навколишнього середовища, особливо у місцях підвищеного техногенного ризику, що призводить до поширення різноманітних захворювань і підвищення рівня смертності.

Вважається, що найбільш небезпечною за рівнем виникнення техногенних ризиків є хімічна галузь. Викликано це тим, що об'єкти хімічної промисловості викидають у повітря такі шкідливі речовини, як сірчаний ангідрид, окиси азоту, вуглеводні тощо. В Україні найбільшу шкоду вони заподіюють у Прикарпатті, де розташовані такі підприємства, як Новороздільський сірчаний комбінат і Калуський калійний концерн. Ситуацію ускладнює й та обставина, що кожне з таких підприємств є важливою ланкою в міській господарській системі, або є містоутворюючим і таким, що забезпечує зайнятість місцевого населення й відповідні фінансові надходження до місцевих бюджетів. На підтвердження викладеного можна навести найбільш великий промисловий регіон України, який складається з Луганської і Донецької областей, де функціонує ряд комбінатів, де виробничий цикл включає використання значних обсягів різних хімічних речовин (Маріупольський металургійний комбінат ім. Ілліча, Азовсталь, Азовмаш, Авдієвський коксохімічний завод, концерн «Стирол», ПрАТ «Севродонецький Азот», Лисичанський нафтопереробний завод «ЛІНІК» та ін.). Аналогічна проблема існує в Полтавській області, а також в Одесі, Вінниці, Сумах, Рівному й інших містах, де розташовані підприємства хімічної промисловості, які забруднюють навколишнє середовище такими небезпечними токсикантами, як фосген, вінілхлорид, хлористий водень, фенол, ртуть, аміак. Не меншу шкоду заподіюють навколишньому природному середовищу також хімічні підприємства, які виробляють отрутохімікати (міста Первомайськ, Калуш,

Маріуполь, Дніпродзержинськ), синтетичні продукти (підприємства об'єднань «Хімволокно», «Хлорвініл», «Дніпрошина», «Укрнафтохим» та ін.). Загальновідомо й те, що майже всі підприємства хімічної промисловості використовують у своїй роботі застаріле обладнання, оскільки витрати на його відновлення найчастіше перевищують обсяги реалізації виробленої ними продукції, внаслідок чого на таких промислових об'єктах не дотримуються вимоги щодо меж санітарно-захисних зон, відсутні або не відповідають установленим вимогам очисні споруди.

На сьогоднішній день серед нерозв'язаних проблем вітчизняної промисловості залишається істотне зношування основних фондів. По суті, це стало закономірним підсумком і наслідком такого, що реалізувався впродовж багатьох минулих років, непродуманого та безсистемного підходу до управління об'єктами виробничого комплексу, коли кошти з амортизаційних відрахувань не направлялися на інвестування. Саме тому зношування основних виробничих фондів у хімічній галузі України в середньому по галузі становить понад 70%, що підвищує ризик аварійної ситуації на будь-якому з таких об'єктів.

Слід зазначити, що такий стан справ обумовлено недоліками чинного законодавства України, що фактично не закріплює механізмів відповідальності за неналежне управління промисловими об'єктами, якщо це призвело до погіршення їхніх виробничих властивостей і до підвищення техногенного ризику. Не останню роль відіграє й відмова від системи планування господарської діяльності як на рівні окремих підприємств, так і в частині розвитку економіки держави загалом. Внаслідок цього, не було напрацьовано й ефективних механізмів регіоналізації державного управління економікою, в тому числі у сфері промисловості. Сучасні спроби адаптування складного та внутрішньо розбалансованого механізму державного управління до конкретних умов функціонування окремих територій з метою підвищення ефективності правового впливу на різні сфери суспільних відносин є закономірною тенденцією. Слід пригадати попередній досвід діяльності рад народного господарства економічних районів у 1957–1965 рр., що доводить високу ефективність територіального та галузевого принципів управління. Втім, у подальшому відмова від практики економічного районування продемонструвала поспішність прийняття такого рішення, що виявилось в економічному спаді майже в усіх галузях національного господарства, а проблему зниження техногенного навантаження на окремі території усунуено не було.

Пошук перспективних шляхів реформування системи управління в галузі екології склав підґрунтя для здійснення на загальнодержавному рівні низки економіко-правових заходів щодо розвитку окремих регіонів, які мали експериментальний характер. Проведення експерименту відбувалося як за територіальним, так і за галузевим принципами управління – слід назвати, зокрема Закон України «Про порядок проведення реформування системи охорони здоров'я у Вінницькій, Дніпропетровській, Донецькій областях та місті Києві» від 07.07.2011 р.

Водночас, набагато раніше було ухвалено й інші нормативно-правові акти, що передбачали скорочення державного сектора економіки шляхом приватизації об'єктів державної власності, у т.ч. цілісних майнових комплексів багатьох промислових підприємств.

Так, Верховною Радою України в 1992 р. було ухвалено Закони України «Про приватизацію державного майна» [4] і «Про приватизацію невеликих державних підприємств (малу приватизацію)» [5], до яких потім було внесено доповнення та зміни, з якими вони продовжують діяти дотепер. Серед останніх таких нормативно-правових актів – прийнятий у 2012 р. Закон України «Про Державну програму приватизації» [6], що чітко визначає план скорочення частки державної власності на період 2012–2014 рр., причому винятково під гаслом подальших ринкових перетворень і без урахування будь-яких відмінностей за галузями діяльності промислових підприємств, виробничий процес яких може нести реальні або потенційні погрози для навколишнього середовища та здоров'я населення. Не було закріплено й системи оцінки економічних і соціальних наслідків, що виникали в процесі подальшої роботи таких підприємств, а як такі поняття «територія» і «техногенне навантаження» стосовно роботи приватизованих промислових об'єктів не згадувалися взагалі.

Як виключення, можливості оцінювати (і, у певних межах, – контролювати) вплив на екологічну безпеку деяких показників експлуатації промислових об'єктів залишилися тільки для підприємств державного сектора економіки. Законом України «Про управління об'єктами державної власності» [7] до кола повноважень центрального органу виконавчої влади, що забезпечує реалізацію державної політики у сфері управління об'єктами державної власності, віднесено сприяння модернізації підприємств державного сектора економіки, що належать до сфери його управління, поліпшенню їх енергетичних, економічних й екологічних показників (п. 23 ч. 1 ст. 5-1). При цьому уповноважені органи управління зобов'язані забезпечувати проведення екологічного аудиту державних підприємств, господарських структур, у тому числі тих, які передано в оренду (п. 26 ч. 1 ст. 6), а Фонд державного майна України уповноважений забезпечувати проведення екологічного аудиту підпорядкованих йому підприємств (п. «е» ч. 1 ст. 7).

Аналогічні положення містяться й у Законі України «Про особливості управління об'єктами державної власності в оборонно-промисловому комплексі» [8], у якому закріплено норми про те, що Державний концерн «Укроборонпром» забезпечує проведення екологічного аудиту учасників Концерну (абз. 1 п. 22 ст. 7).

Однак на тих територіях, які належать до техногенно навантажених, функціонують тепер переважно ті підприємства, що засновано на приватній формі власності. Проголошене свого часу тотальне роздержавлення не враховувало такого найважливішого фактору, як забезпечення відповідальності нових власників – насамперед, за неналежне виконання ними соціальних та економічних функцій. Коли в Україні всі підприємства перебували в публічній (колективній, державній) власності, це передбачало й відповідні зобов'язання у соціальній, економічній та інших сферах, включаючи створення нових робочих місць, побутове обслуговування працівників та їхніх сімей, а також низку компенсацій за шкідливі умови праці й відповідні гарантії, виконання яких забезпечувалося за рахунок коштів державного бюджету. Трансформація відносин власності, що триває дотепер, таких зобов'язань не передбачала, як не враховувала й покладення соціальної відповідальності на нових власників.

Іншими словами, зараз будь-які спроби впливати шляхом примусу або обмежувати здійснення господарської діяльності промислових підприємств, що перебувають у приватній власності на тій підставі, що експлуатація таких об'єктів створює підвищене техногенне навантаження для окремої території, означали б вихід за межі правового поля, оскільки чинна законодавча база не дозволяє подібного втручання в реалізацію приватним власником наданих йому повноважень з управління його майновими комплексами.

Слід зазначити, що протягом цих років на територіях країн СНД було припинено роботу понад 30% промислових об'єктів, а деяких з них – із порушенням усіх регламентних процедур, внаслідок чого багато небезпечних за виникненням техногенного ризику об'єктів і прилеглих до них територій перетворилися на зони техногенної катастрофи.

В Україні подібною зоною, що фактично стоїть на межі екологічної катастрофи, є Горлівсько-Єнакіївська промислова агломерація (Донецька область) [9]. Зокрема, зупинення ДП «Горлівський казенний хімічний завод» (ДП ГКХЗ) з наступним оголошенням реструктуризації призвело до фактичної ліквідації підприємства з порушенням усіх санітарних і технічних норм, забруднення ґрунту і вод прилеглої території особливо небезпечними хімічними продуктами. І це все відбувалося на тлі вже існуючих проблем зі здоров'ям населення різних вікових груп на Донеччині.

У 2013 р. на одній із сесій Донецької обласної ради депутатами було ухвалено програму «Оздоровлення й відпочинок дітей Донецької області на 2013–2017 роки», у якій було зазначено, що рівень захворюваності дитячого населення Донецької області віком від 7 до 17 років має тенденцію до зростання. При цьому в структурі захворювань домінують хвороби органів дихання, травлення, шкіри та підшкірної клітковини, кістково-м'язової системи. У 2012 році найбільший рівень захворюваності дітей фіксувався в містах Артемівськ, Горлівка, Дебальцеве, Дзержинськ, Єнакієве, Красний Лиман, Красноармійськ, Маріуполь, Селідове, Торез, Шахтарськ, а також у деяких районах Донецької області. Як один з основних факторів високого рівня захворюваності дитячого населення у програмі було визнано екологічний стан у регіоні [10].

За даними газети «Горлівські відомості» [11], протягом останніх 3 років у Донецькій області рівень захворювань злоякісними новоутвореннями збільшився на 5,1%, у Горлівці – на 8,7%. Також зазначалося, що за даними на перше півріччя 2012 р. у Донецькій області перебувають на обліку 102556 хворих на злоякісні новоутворення, що становить 2320,2 осіб на 100 тис. населення. У Горлівці цей показник перебуває на рівні 2132,8 осіб. Щорічно в області злоякісні новоутворення вперше діагностують у понад 15 тис. осіб, з них у Горлівці – більш ніж в 1 тис. осіб. Протягом трьох останніх років у Донецькій області на 5,1% збільшився рівень онкологічних захворювань: у Горлівці їх стало більше на 8,7%.

Схожі статистичні дані й показники фіксуються й у багатьох містах Луганської області. За даними Національного канцер-реєстру України показник захворюваності онкологією на території Луганської області збільшився з 302 до 332 на 100 тис. населення за період 2008–2012 р. Підвищення захворюваності виявлене в Алчевському і Лисичанському районах області, а також у м. Сєвєродонецьк.



Місто Алчевськ виробляє майже 24% всієї промислової продукції Луганської області та є відомим своїми ПАТ «Алчевський металургійний комбінат» і ПАТ «Алчевський коксохімічний завод». Сєверодонецьк випускає понад 22% хімічної продукції Луганської області (містоутворююче підприємство – ПрАТ «Сєверодонецьке об'єднання «Азот»). Лисичанськ – великий промисловий центр Луганщини (де виробляються скло, сода, гума, нафтопереробка), разом із Сєверодонецьком і Рубіжним утворює Сєверодонецько-Лисичанську агломерацію.

Слід зазначити, що у європейських країнах ситуація із ТНТ також залишається складною, але контрольованою: у цей час там триває реалізація заходів щодо виведення небезпечних і шкідливих виробництв за межі міст. Наразі, у більшості промислових міст Європи рівень виробничих площ усередині міст складає менше 10%. Основна проблема – забезпечення екологічної безпеки, – як і раніше, є характерною для вугільних басейнів, каскадів АЕС на Рейні, Роні, Луарі, багатьох морських портів. Інша проблема європейських країн – повсюдна хімізація та механізація сільського господарства, зростання транспортного потоку на автошляхах, розширення обсягу повітряних і морських перевезень. Слід зазначити, що й у Європі також спостерігається тенденція зростання показників онкозахворювань на загальному тлі зниження рівня тривалості життя, оскільки ці проблеми вже давно набули масштабу глобальних.

## 2. Дослідження розвитку економічних і соціальних наслідків на ТНТ

Аналізуючи стан ТНТ, можна помітити деякі взаємозв'язки, що характеризують залежності між рівнем техногенного навантаження територій (рис. 1) і показниками скорочення чисельності населення (рис. 2), тривалості життя, онкозахворювань, народжуваності тощо. Це є свідченням того, що техногенно навантажені території є економічно й соціально нестабільними, менш комфортними для життя, більш ризиковими за рівнем виникнення та розповсюдження різних захворювань.



Рис. 1 – Карта промисловості України [12] з виділеною зоною ТНТ



Рис. 2 – Скорочення населення України по областях [2] з виділеною зоною скорочення кількості населення

Кількість українців за роки незалежності скоротилася з 52 до 45,5 мільйонів осіб. Щорічно населення України скорочується на 500 тис. осіб [2]. За даними Державної служби статистики, на 1 травня 2013 р. чисельність населення України складала 45 млн 495 тис., а вже на 1 червня – 45 млн 480 тис. [13]. Як констатують експерти, спостерігається погіршення показників не тільки кількості, але і якості населення: здоров'я, рівня освіти, ступеня активності життєвої позиції й задоволеності від життя. Здоров'я і тривалість життя напряму пов'язані з оптимізмом і активною життєвою позицією. Демографічні показники обумовлено також несприятливою екологічною ситуацією, важкими умовами роботи, що негативно позначається на стані здоров'я і тривалості життя [2].

На рис. 1 простежується чітка смуга ТНТ, що проходить крізь усю Східну, а також, частково – і Центральну Україну, що практично повністю збігається з показаною на рис. 2 чорною смугою скорочення населення за областями України, що може підтверджувати припущення про те, що за економічними і соціальними показниками ТНТ також належать до проблемних.

Наведене підтверджують і результати статистичних досліджень. Так, найбільш гостра демографічна ситуація склалася в Донецькій, Дніпропетровській, Луганській, Харківській, Чернігівській і Полтавській областях. Рівень смертності в цих регіонах перевищує рівень народжуваності в середньому у два рази. За даними Державної служби статистики України, тільки у 2012 р. населення Донецької області скоротилося більш ніж на 27 тис. людей, Дніпропетровської та Луганської – більш ніж на 14 тис., Харківської – майже на 13 тис., а Чернігівської та Полтавської областей – майже на 10 тис. відповідно. Критичне зменшення кількості населення у східних областях країни експерти частково пояснюють специфікою регіону: міста промислово розвинених областей виникли завдяки активному розвитку виробництва та видобутку корисних копалин, і тепер, коли шахти й заводи масово припиняють свою роботу чи ліквідовуються, люди залишають ці території [2].

Досліджуючи особливості розвитку наведених вище прикладів ТНТ, вбачається доцільним брати до уваги й те, що ці території мають низку ознак самоорганізації та складну внутрішню структуру, які варто враховувати під час розроблення моделей, що дозволяють вивчати різні закономірності та залежності у розвитку економічних і соціальних наслідків для цих територій. З огляду на це, слід сприймати ТНТ як відкриту систему. Тоді сутність державної політики стосовно ТНТ полягатиме у наданні таким техногенно навантаженим територіям можливостей для самостійного розвитку з державною підтримкою за основними й такими, що є важливими для всієї країни, напрямками. У цьому випадку модель ТНТ як складної та багатофункціональної відкритої системи з великою вірогідністю виникнення техногенного ризику може мати такий вигляд (рис. 3):

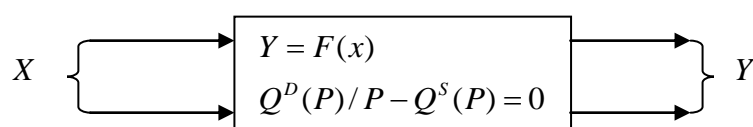


Рис. 3 – Модель ТНТ як складної багатофункціональної відкритої системи

$P$  – попит;  $D$  – номінальний валовий продукт окремої ТНТ;  $S$  – реальний валовий продукт окремої ТНТ;  $Q$  – сукупний обсяг досліджуваних факторів техногенного ризику.

Практична мета репрезентації ТНТ як складної функціональної техногенно ризикованої системи полягає в такому:

– рівняння  $Q^D(P)/P - Q^S(P) = 0$  визначає взаємодію функцій сукупного попиту  $Q^D(P)$  (номінального валового продукту – НВП) і сукупної пропозиції  $Q^S(P)$  (реального валового продукту – РВП) для досягнення загальної макроекономічної рівноваги;

– наведене рівняння є макрофункцією системи ТНТ  $F$ , що постає кількісним вираженням основної мети ТНТ, залежить від керуючого впливу вектора вхідних параметрів, забезпечує досягнення впливу на вектор вихідних параметрів, у тому числі – на рівень техногенного ризику, і може бути виражена як  $Y = F(x)$ . Макрофункцією в цьому випадку буде залежність між змінними величинами, які є макроекономічними показниками діяльності ТНТ – такими як валовий продукт, чистий продукт тощо.

Параметрами у зазначеній системі можуть бути різні фактори, що характеризують соціальні та економічні показники окремої ТНТ. Комбінація цих, а також інших параметрів може справляти значний вплив на будь-яке управлінське рішення в ТНТ, а це, своєю чергою, вказує на необхідність застосування системного підходу під час прийняття управлінських рішень на рівні ТНТ.

Незважаючи на те, що подібні комбінації можуть вбачатися доволі складними, проведення їх аналізу є цілком можливим за допомогою більш широкого використання даних моніторингу ситуацій і проблем ТНТ. Під моніторингом тут варто розуміти спеціально організовану і постійно діючу систему передавання офіційних відомостей між інститутами й точками (осередками) обміну інформацією в адміністративних одиницях, які входять до складу тієї чи іншої ТНТ.

Разом з тим, сьогодні доводиться констатувати, що прийняття рішень на базі регіону, району, міста, що входять до певної окремої ТНТ відбувається винятково на основі статистичних даних, які неповною мірою й часто неточно відображають реальний стан справ. Саме тому варто не просто організувати збір інформації та її систематизацію з використанням сучасних інформаційних технологій, але й одночасно проводити дослідження впливу прийнятих рішень на основі коефіцієнта стану функціональної системи ТНТ відносно досягнення мети.

Коефіцієнт стану системи стосовно досягнення мети є важливим показником з погляду ухвалення рішення про обсяг коштів, які необхідні для реалізації відповідного напрямку, тобто для зміни структури цілей управління.

Ідеальний стан системи приймається за 1, а повна відсутність задоволення потреб ТНТ – за 0. Коефіцієнт стану системи буде показувати в долях одиниці, наскільки ТНТ, як складна функціональна система, буде далекою від ідеалу під час прийняття рішення на даному напрямі. Критерій керування ( $F$ ) можна задати як цільову функцію:

$$F = \sum_{j=1}^n (k_j - k_j^u)^2 \rightarrow \min, \quad (1)$$

де  $n$  – кількість досліджуваних параметрів, які істотно впливають на реалізацію ухваленого рішення;

$k''_j$  – коефіцієнт відносної важливості підцілей в ідеальному варіанті;

$k_j$  – коефіцієнт підцілей, які є пріоритетними за рішенням, що приймається.

Для визначення структури важливих підцілей, досягнення яких під час прийняття рішень наближає ТНТ до ідеального за впливом економічних і соціальних наслідків, можна розділити всі соціально-економічні цілі, як сприятливі, середні та несприятливі. Для здійснення інтегрованої оцінки можна в цьому випадку використовувати індекс людського розвитку за методикою ООН [14].

У межах дослідження ТНТ як складної багатофункціональної відкритої системи слід враховувати, що моделі повинні відображати умови щодо невизначеності впливу різних факторів на процес формування економічних і соціальних наслідків у житті соціуму та використовувати, поряд з формалізованими, також неформалізовані процедури [15]. Для дослідження економічних і соціальних наслідків в умовах зростання техногенних ризиків такі процедури будуть однотипними за формальним визначенням, але різнитимуться за функціональною реалізацією. Кожна окрема територія, кожне місто, що входить до тієї чи іншої ТНТ, буде, з урахуванням притаманних їм особливостей господарської системи, формувати власний вектор-функцію на базі визначення цілей та стратегій дій щодо наслідків, які неодмінно позначатимуться на рівні життя населення. У випадку системної невизначеності подібну ситуацію на ТНТ можна представити у вигляді визначених факторів. При цьому сприятливою умовою є незалежність впливу окремих факторів та обмежень для кожної окремої частини ТНТ (міста, населеного пункту, що розташоване навколо підприємства):

$$\begin{aligned} f_{1i1} &= f_{11i1}(x_1) + f_{12i1}(\hat{x}_2) + f_{13i1}(\alpha_1), i_1 = \overline{1, m_1}, \\ f_{2i2} &= f_{21i2}(\hat{x}_1) + f_{22i2}(x_2) + f_{23i2}(\alpha_2), i_2 = \overline{1, m_2}, \end{aligned} \quad (2)$$

де  $f_{1i1}$  – цільова функція підприємства А відносно населення навколишньої території;

$f_{2i2}$  – цільова функція підприємства В відносно населення навколишньої території;

$f$  з індексами 11–13 та 21–23 – складові функції, що є базисними для формування економічних і соціальних наслідків;

$x$  – вектор зміни складових функцій;

$i$  – компонента мети;

$\alpha$  – вектор характеристики ситуації, що відбувається;

$m$  – загальна кількість факторів, що описують ситуацію.

Тобто, для першої функції складові описують  $i_1$  компоненту мети як функцію від вектора  $x_1$ , який змінюється на підприємстві А та формує певні економічні та соціальні наслідки для населення, що мешкає на території довкола підприємства та працює на тому підприємстві; другим компонентом є прогнозована функція вектора дії іншого підприємства В; третя компонента описує ситуацію, яка залежить від вектора  $\alpha$ , який кількісно характеризує ситуацію

та відповідає за формування тих чи інших наслідків на ТНТ. Аналогічний опис може бути застосовано і для іншої наведеної функції.

Що стосується раціонального планування заходів щодо забезпечення безпеки нинішнього покоління людей, то за основу може бути взято запропоновану А.Б. Качинським концепцію прийняттого ризику, до основи якої покладено врахування політичних, економічних і соціальних чинників. Як зазначає А.Б. Качинський, рівні прийняттого ризику в державі можна розглядати як порогові умови її безпечного існування, що законодавчо закріплюються. Наприклад, для нормування впливу підприємств ядерного паливного циклу дослідник рекомендує брати за основу такі значення ризику в розрахунку на людину за рік: персонал підприємств –  $1 \times 10^{-5}$ ; населення в санітарній зоні –  $1 \times 10^{-6}$ ; решта населення регіону –  $1 \times 10^{-7}$ ; населення за межами даного регіону –  $1 \times 10^{-8}$  [16, с. 44].

Кожне підприємство, вплив якого досліджується у межах моделі (2), можна охарактеризувати за обсягом виробленої продукції за окремий період часу. Маючи статистичні дані про скорочення чисельності населення ТНТ, рівні поширення різних захворювань, характерних для досліджуваних територій, показники смертності й народжуваності за певні періоди тощо, можна сформувати вектори зміни складових функцій та характеристики ситуації, що відбувається. У підсумку буде розраховано залежність, що дозволить оцінити економічні та соціальні наслідки від діяльності окремих підприємств на ТНТ, а також це надасть можливість побудувати інформаційну модель ТНТ в цілому.

#### **Висновки**

Більшість з таких, що функціонують на території України, великих промислових підприємств на теперішній час перебувають у незадовільному техніко-технологічному стані через суттєве зношення основних виробничих фондів, застарілі технології, низький рівень проведення планових ремонтних робіт. Все це обумовлює зростання техногенного навантаження на населення з виникненням цілком закономірних негативних економічних і соціальних наслідків. Ця ситуація останнім часом підсилюється природно-кліматичними змінами, що в сукупності сприяє виникненню на певних територіях явищ, які раніше не спостерігалися та не були досліджені.

Актуальне питання вивчення економічних і соціальних наслідків для техногенно навантажених територій у період глобальних екологічних змін і викликаних ними природних катастроф, а також високої ймовірності розвитку різних техногенних аварій, потребує розроблення нових інформаційних технологій для оперативної обробки інформації з метою підтримки прийняття рішень для мінімізації негативних впливів економічного та соціального характеру.

За результатами викладеного у статті матеріалу можна зробити такі висновки та узагальнення:

- техногенно навантажені території мають низку ознак самоорганізації та складну внутрішню структуру, а тому будь-якій побудові моделей управління ситуацією має передувати проведення детального градирування всіх факторів, які так чи інакше впливають на систему;

– для визначення структури важливих підцілей, виконання яких під час прийняття рішень наближає ТНТ до ідеального рівня за впливом економічних і соціальних факторів, можна розділити всі соціально-економічні цілі на сприятливі, середні та несприятливі;

– з урахуванням деяких обмежень, встановлених чинним законодавством України, здійснення оцінки економічних і соціальних наслідків наразі є можливим винятково на промислових об'єктах державного сектора економіки, що істотно перешкоджає реалізації загальних заходів щодо поліпшення екологічних показників роботи таких підприємств;

– у межах дослідження ТНТ як складної багатофункціональної відкритої системи слід враховувати, що моделі повинні відображати умови щодо невизначеності впливу різних факторів на процес формування економічних та соціальних наслідків у житті соціуму, а кожна функціональна одиниця ТНТ буде формувати власний вектор-функцію на базі визначення цілей і стратегій дій щодо наслідків, які складаються у соціумі.

Все викладене може бути використано під час проектування систем підтримки прийняття рішень з питань забезпечення техногенної безпеки як промислових регіонів, так і окремих великих потенційно небезпечних об'єктів. Однією з умов успішного впровадження в життя ухвалених рішень є вдосконалення чинного законодавства України у сфері забезпечення екологічної безпеки, а також актів, якими регламентовано здійснення господарської діяльності промисловими підприємствами всіх форм власності.

### **Список використаної літератури**

1. СТП ВНИИГ 210.01.НТ-05 Методика расчета гидрологических характеристик техногенно-нагруженных территорий [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [http://www.znaytovar.ru/gost/2/STP\\_VNIIG\\_21001NT05\\_Metodika\\_r.html](http://www.znaytovar.ru/gost/2/STP_VNIIG_21001NT05_Metodika_r.html)

2. Демография Украины: Восток и Север вымирают, Запад и Киев оживают [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://nbnews.com.ua/ru/tema/94139/>

3. ООН уменьшила показатель прогноза сокращения населения РФ к 2050 году // Электронная версия бюллетеня «Население и общество» [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.demoscope.ru/weekly/2009/0365/rossia01.php>

4. Про приватизацію державного майна: Закон України від 04.03.1992 р. № 2163-ХІІ // Відомості Верховної Ради України. – 1992. – № 24. – Ст. 348.

5. Про приватизацію невеликих державних підприємств (малу приватизацію): Закон України від 06.03.1992 р. № 2171-ХІІ // Відомості Верховної Ради України. – 1992. – № 24. – Ст. 350.

6. Про Державну програму приватизації: Закон України від 13.01.2012 р. № 4335-VI // Відомості Верховної Ради України. – 2012. – № 39. – Ст. 466.

7. Про управління об'єктами державної власності: Закон України від 21.09.2006 р. № 185-V // Відомості Верховної Ради України. – 2006. – № 46. – Ст. 456.

8. Про особливості управління об'єктами державної власності в оборонно-промисловому комплексі: Закон України від 16.06.2011 р. № 3531-VI // Відомості Верховної Ради України. – 2012. – № 4. – Ст. 23.

9. Горловка – «Химзавод» – катастрофа ценой в миллионы [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://katastrofas.blogspot.com/>
10. В Горловке растет уровень заболеваемости детского населения [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.06242.com.ua/news/371820>
11. Неутешительная статистика: в Горловке растет уровень онкозаболеваний [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.gorlovka-vedi.com.ua/news/3347-neuteshitelnaja-statistika-v-gorlovke-rastet-uroven-onkozabolevanij>
12. Карта народного хозяйства Украины [Електронний ресурс]. – Режим доступу: [commons.wikimedia.org/wiki/File:Ukraine\\_economy.jpg?uselang=ru](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Ukraine_economy.jpg?uselang=ru)
13. Официальный сайт Государственной службы статистики Украины [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ukrstat.gov.ua/>
14. Индекс человеческого развития. Статотчет ООН [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://hdr.undp.org/en/data>
15. Згуровський М.З. Системний аналіз. Проблеми, методологія застосування / М.З. Згуровський, Н.Д. Панкратова. – К.: «Наукова думка», 2011. – 728 с.
16. Качинський А.Б. Індикатори національної безпеки: визначення та застосування їх граничних значень: монографія / А.Б. Качинський. – К.: НІСД, 2013. – 104 с.

*Стаття надійшла до редакції 21.07.14 українською мовою*

**© О.А. Кряжич, И.В. Кременовская**

**СИСТЕМНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ РИСКА ВОЗНИКНОВЕНИЯ  
ЭКОНОМИЧЕСКИХ И СОЦИАЛЬНЫХ ПОСЛЕДСТВИЙ  
НА ТЕХНОГЕННО-НАГРУЖЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ УКРАИНЫ**

*В статье представлен подход к исследованию экономических и социальных последствий, возникающих под влиянием техногенной нагрузки на отдельные территории государства. Проанализированы особенности ряда территорий Украины, подвергшихся наиболее сильному техногенному и антропогенному влиянию. Выделены зависимости, которые позволяют систематизировать и прогнозировать возникновение и развитие различных экономических и социальных последствий. Проанализирована правовая база с целью изучения возможности урегулирования развития негативных явлений в социуме. Сделаны выводы относительно практического использования подхода.*

**© O.O. Kryazhych, I.V. Kremenovska**

**SYSTEM MODELING THE RISK OF ECONOMIC AND SOCIAL PROBLEMS OF  
TECHNOGENIC LOADED TERRITORIES IN UKRAINE**

*In article the approach to research of economic and social problems of the technogenic loaded territories is presented. For working out of corresponding methods, models and algorithms it is necessary. It is applied to systems of support of decision-making for technogenic loading of decrease. Dependences are allocated which to systematise and predict occurrence and development of various consequences allow. Conclusions are made concerning the approach of practical use.*

УДК 621.391

© В.В. Приступа, аспірант

Інститут телекомунікацій та глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

## **МЕТОД ВИБОРУ ПАРАМЕТРІВ КАСКАДНОГО КОДУВАННЯ СИСТЕМ ВІДОМЧОГО РАДІОЗВ'ЯЗКУ З УРАХУВАННЯМ ВПЛИВУ НАВМИСНИХ ЗАВАД**

*У статті запропоновано метод вибору параметрів каскадного кодування систем відомчого радіозв'язку з урахуванням впливу навмисних завад, сутність якого полягає в рішенні оптимізаційної задачі пошуку максимального значення енергетичної ефективності за умов забезпечення заданого значення достовірності передачі інформації за рахунок вибору оптимальних параметрів кодів Рида-Соломона та кодів, утворених з використанням функцій розширення Радемахера та Уолша. Отримані нові каскадні кодові конструкції для систем відомчого радіозв'язку з урахуванням впливу навмисних завад.*

**Ключові слова:** системи відомчого радіозв'язку, навмисні завади, коди Рида-Соломона, коди Радемахера, коди Уолша.

### **1. Вступ**

Сучасні засоби систем відомчого радіозв'язку для підвищення достовірності передачі інформації застосовують розширення спектра методом безпосередньої модуляції несучої псевдовипадковою послідовністю та метод псевдовипадкової перебудови робочої частоти, в якості коригувальних кодів застосовуються коди Рида-Соломона. Аналіз характеристик зазначених засобів показав, що вони мають порівняно низьку завадозахищеність та пропускну спроможність [1, 2]. Під завадозахищеністю розуміється здатність мережі забезпечувати задані показники достовірності передачі інформації в умовах впливу шуму та навмисних завад.

Виникає завдання підвищення достовірності передачі інформації систем відомчого радіозв'язку за умов впливу навмисних завад. Для підвищення достовірності передачі інформації пропонується застосовувати схеми каскадного кодування на основі кодів Рида-Соломона та кодів, утворених за допомогою функцій Радемахера та Уолша.

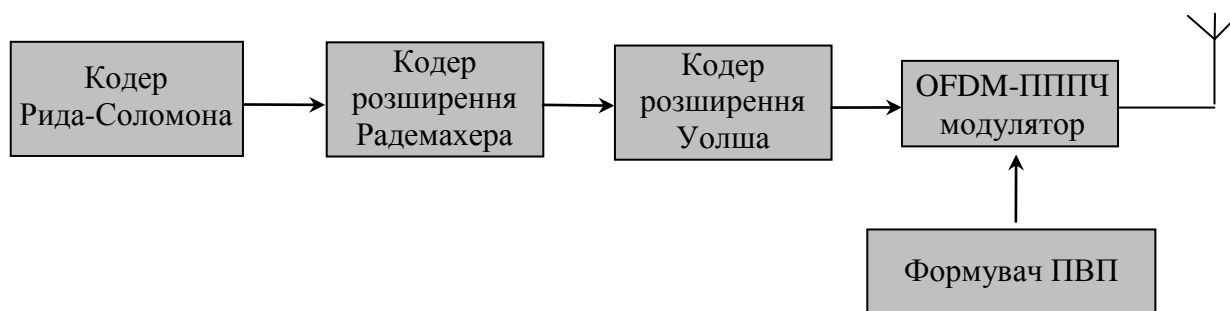
Метою роботи є розробка методу вибору параметрів каскадного кодування систем відомчого радіозв'язку з урахуванням впливу навмисних завад.



**2. Виклад основного матеріалу**

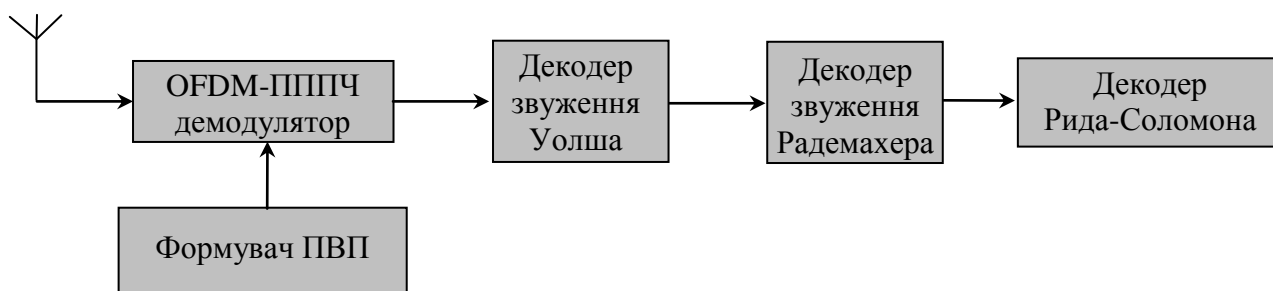
Система OFDM з каскадним кодуванням складається з передавальної та приймальної частин. Передавальна та приймальна частини мають у своєму складі наступні елементи: кодер (декодер) Рида-Соломона, кодер (декодер) розширення Радемахера, кодер (декодер) розширення Уолша, модулятор (демодулятор) OFDM з псевдовипадковою перебудовою піднесучих частот (ПППЧ), формувачі псевдовипадкових послідовностей.

На рис. 1, 2 показані спрощені структурні схеми архітектури передачі та прийому системи OFDM з каскадним кодуванням.



*Рис. 1 – Структурна схема архітектури передачі системи OFDM з каскадним кодуванням*

Основна ідея методу OFDM полягає в тому, що смуга пропускання каналу розбивається на групу вузьких смуг (субканалів), кожна зі своєю піднесучою. На всіх піднесучих сигнал передається одночасно, що дозволяє забезпечити велику швидкість передачі інформації при невеликій швидкості передачі в кожному окремому субканалі [3]. Сигнал OFDM складається із N ортогональних піднесучих, модульованих N паралельними потоками даних.



*Рис. 2 – Структурна схема архітектури прийому системи OFDM з каскадним кодуванням*

Якщо прийняти, що ведеться посимвольна передача зі швидкістю 1 символ/стрибок,  $a = 1$ , отже,  $T_h \cdot F_s = 1$ , то коефіцієнт розширення спектра  $K_s$  буде дорівнювати числу використовуваних частотних субканалів  $M_f$  безпроводної системи:

$$K_s^1 = M_f.$$

Відповідно коефіцієнт розширення спектра з використанням матриць Радемахера дорівнює:

$$K_s^2 = N.$$

де  $N$  – порядок матриці Радемахера.

У випадку сумісного застосування методу ПППЧ та методу розширення спектра на основі матриць Радемахера, коефіцієнт розширення спектра в гібридній схемі дорівнює добутку коефіцієнтів розширення спектра, які отримуються окремо для кожного з методів:

$$K_s^g = K_s^1 K_s^2 = M_f N.$$

З урахуванням коефіцієнта розширення спектра  $K_s^g$  вирази для розрахунку сигнал-завади при впливі шумової загороджувальної завади й шумової завади в частині смуги відповідно будуть мати такий вигляд:

$$h_{02j}^2 = \left( \frac{G_0}{E_b} + \frac{\log_2 M \cdot P_j}{K_s^g \cdot P_b} \right)^{-1} = \left( \left( \frac{E_b}{G_0} \right)^{-1} + \left( \frac{K_s^g \cdot P_b}{P_j \log_2 M} \right)^{-1} \right)^{-1} = \left( (h_0^2)^{-1} + \left( \frac{q}{\log_2 M} \right)^{-1} \right)^{-1},$$

$$h_{03j}^2 = \left( \frac{G_0}{E_b} + \frac{\log_2 M \cdot P_j}{\gamma \cdot K_s^g \cdot P_b} \right)^{-1} = \left( \left( \frac{E_b}{G_0} \right)^{-1} + \left( \frac{\gamma \cdot K_s^g \cdot P_b}{P_j \log_2 M} \right)^{-1} \right)^{-1} = \left( (h_0^2)^{-1} + \left( \gamma \cdot \frac{q}{\log_2 M} \right)^{-1} \right)^{-1}.$$

де  $P_b$  – потужність сигналу,  $P_j$  – потужність завади,  $q = \frac{K_s^g \cdot P_b}{P_j}$ ,  $E_b$  – енергія біта,  $G_0$  – спектральна щільність потужності завади,  $M = 2^K$  – розмірність сигнального сузір'я.

Ймовірність бітової помилки при впливі шумової завади в частині смуги на систему з сигналами OFDM, ПППЧ та розширенням Радемахера для субканалів з сигналами ФМ-2 розраховуються як:

- ФМ-2:

$$P_{B1} = (1 - \gamma) Q(\sqrt{2h_0^2}) + \gamma Q\left(\sqrt{2\left((h_0^2)^{-1} + (\gamma \cdot q)^{-1}\right)^{-1}}\right).$$

Інформаційна швидкість визначається як:

$$v_s = \frac{B}{T_c} = \frac{N \cdot \log_2 M \cdot R}{T_c},$$

де  $T_c$  – тривалість символу,  $B$  – кількість інформаційних біт, що передається в одному OFDM-символі,  $N$  – кількість піднесучих,  $M$  – позиційність сигналів,  $R$  – швидкість

кодування. У разі застосування адаптивного розподілу потужності передавача відношення сигнал/завада на вході приймача у всіх підканалах вирівнюються та приймають значення  $h_j^2$ .

Тоді енергетична ефективність визначається наступним чином:

$$\beta_E = v_s / (\gamma h_j^2 + (1 - \gamma) h_0^2),$$

де  $h_j^2 = \frac{k E_b}{n G_j}$  – відношення сигнал/шум,  $h_0^2 = \frac{k E_b}{n G_0}$  – відношення сигнал/завада,  $\gamma$  – параметр завади,  $k$  – довжина інформаційної комбінації,  $n$  – довжина кодової комбінації,  $E_b$  – енергія біта,  $G_0$  – спектральна щільність потужності шуму,  $G_j$  – спектральна щільність потужності завади.

Сутність запропонованого методу полягає в адаптивній зміні параметрів каскадного кодування систем відомчого радіозв'язку в залежності від зміни заводої обстановки в каналі зв'язку з метою одержання максимального значення енергетичної ефективності та забезпечення заданого значення достовірності прийому інформації.

#### *Постановка задачі*

*Задано:* режими роботи засобів радіозв'язку  $\Phi = \{\phi_i\}$ ,  $i = \overline{1, n}$ , де  $\phi_1 \dots \phi_n$  – режими (OFDM, ПППЧ); параметри передавального пристрою та каналу зв'язку  $\Psi = \{\psi_i\}$ ,  $i = \overline{1, m}$ , де  $\psi_1 \dots \psi_m$  – потужність корисного сигналу, робоча частота, тривалість імпульсу сигналу,  $R$  – швидкість коду, смуга пропускання каналу зв'язку, вид модуляції, вид коригувального коду, вид функцій Радемахера та Уолша, спосіб обробки сигналу, вид навмисної завади, відношення сигнал/шум, відношення сигнал/завада,  $H(t)$  – передаточна характеристика каналу зв'язку.

*Необхідно:* максимізувати величину енергетичної ефективності  $\beta_E$  ЗРЗ при забезпеченні заданого значення достовірності передачі інформації  $P_{\text{пом}} \leq P_{\text{пом доп}}$ .

Система рівнянь для розв'язання оптимізаційної задачі має вигляд:

$$\begin{cases} \beta_E = F_1(N, M_f, M, T_c, k, n, h_0^2, h_j^2, \gamma) \rightarrow \max, \\ P_{\text{пом}} = F_2(N, M_f, M, k, n, h_0^2, h_j^2, \gamma) \leq P_{\text{пом доп}}, \end{cases}$$

де  $N$  – кількість елементів функції Радемахера,  $M_f$  – кількість частотних каналів,  $M$  – позиційність сигналів,  $T_c$  – тривалість символу,  $k$  – довжина інформаційної комбінації,  $n$  – довжина кодової комбінації,  $h_0^2$  – відношення сигнал-шум,  $h_j^2$  – відношення сигнал-завада,  $\gamma$  – параметр завади.

Адаптивні методи дозволяють на основі результатів оцінки реально існуючих у каналі зв'язку завод забезпечувати близькі до оптимального режими функціонування системи за рахунок автоматичної перестройки алгоритму, зміни надмірності повідомлень і сигналів, структури кодувальних і декодувальних пристроїв й інших подібних заходів.

Метод заснований на представленні систем відомчого радіозв'язку у виді керованої системи, що працює за принципом відхилення. Узагальнену модель адаптивної системи відомчого радіозв'язку подано на рис. 3. Управління системою здійснюється на основі вимірювання зовнішніх впливів (характеристик навмисних завад)  $\mathbf{z}$ , що викликають відхилення стану системи від заданого. Закон управління має вигляд:

$$\mathbf{u}_i = \Psi(\mathbf{x}_i)\mathbf{b},$$

де  $i$  – номер кроку адаптації;  $\Psi = \|\|\psi_{\nu\mu}\|\|$  ( $\nu = 1, 2, \dots, N_1$ ;  $\mu = 1, 2, \dots, M_1$ ) – матриця розміру  $N_1 \times M_1$  лінійно незалежних функцій, що характеризують систему відомчого радіозв'язку;  $\mathbf{x}_i$  – вектор параметрів змінних системи відомчого радіозв'язку (параметрів і режимів роботи);  $\mathbf{b}$  – вектор коефіцієнтів пристрою управління.

Критерієм оптимальності служить максимальна величина коефіцієнта використання потужності сигналу

$$\beta_A = \dot{I} \{ \tilde{\sigma}_0, -\tilde{\sigma}_3 \},$$

де  $\mathbf{x}_{0i}$  – початковий вплив, прикладений до системи.

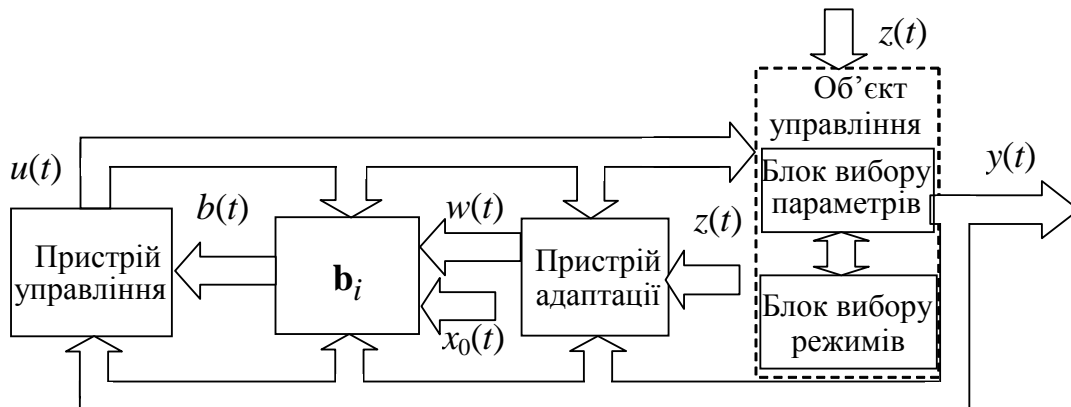


Рис. 3 – Узагальнена модель адаптивної системи відомчого радіозв'язку

Оптимальний вектор параметрів пристрою управління  $\mathbf{b} = \mathbf{b}^*$  знаходиться за допомогою алгоритму

$$\mathbf{b}_{i+1} = \mathbf{b}_i - \alpha_{i+1} \nabla F_1(\mathbf{x}_{0i} - \Phi(\mathbf{x}_i, \Psi(\mathbf{x}_i)\mathbf{b}_i\mathbf{w}_i)),$$

де  $\alpha_{i+1}$  – величина кроку зміни параметрів системи;  $\Phi(\mathbf{x})$  – матриця відомих функцій, що залежать від параметрів системи відомчого радіозв'язку.

Пошук оптимальних параметрів робочої функції  $\beta_A(\mathbf{w}_i)$  здійснюється методом можливих напрямків:

$$\beta_{A_{i+1}} = \beta_{A_i} - \alpha_{i+1} c_i,$$

де  $\alpha_i$  – величина кроку зміни параметрів пристрою адаптації,  $c_i$  – напрямок пошуку, який залежить від виду і параметрів зовнішніх впливів (навмисних завад та селективних завмирань)  $\mathbf{z}$ , при якому виконується умова  $\beta_A(\mathbf{w}_{i+1}) > \beta_A(\mathbf{w}_i)$ .

Величина кроку  $\alpha_i$  визначається такою, щоб

$$\beta_A(\mathbf{w}_{i+1} - \alpha_i c_i) = \max_{\alpha} \beta_A.$$

Адаптація системи відомчого радіозв'язку в умовах впливу навмисних завад відповідно до розробленого методу реалізується в наступній послідовності. У переважній більшості випадків виявляється можливим виділити декілька можливих сценаріїв розвитку завадової обстановки. Цим сценаріям у відповідність можуть бути поставлені  $N$  різних стратегій системи відомчого радіозв'язку (параметрів і режимів роботи), які доцільно вибирати, виходячи з параметрів ефективності системи відомчого радіозв'язку при впливі різних видів навмисних завад. Даний підхід покладений в основу розробки алгоритму функціонування системи відомчого радіозв'язку зі структурною адаптацією і може бути розповсюджений на більшу кількість ступенів адаптації.

Вихідними даними в режимі ведення зв'язку є поточні значення векторів:

- контрольованої величини  $\mathbf{x}$  ( $x_1$  – енергетична ефективність);
- регулюючого впливу  $\mathbf{u}$  ( $u_1$  – довжина інформаційної комбінації,  $u_2$  – довжина кодової комбінації,  $u_3$  – функція Радемахера,  $u_4$  – функція Уолша);
- завад  $\mathbf{z}$  ( $z_1$  – вид навмисної завади,  $z_2$  – частина смуги пропускання системи відомчого радіозв'язку, яку займає завада,  $z_3$  – відношення сигнал/шум,  $z_4$  – відношення сигнал/завада).

Ведення зв'язку з використанням обраної кодової конструкції здійснюється доти, поки ймовірність помилкового приймання сигналу не збільшиться більше заданого рівня ( $P_{\text{пом}} \leq P_{\text{пом доп}}$ ).

У процесі функціонування адаптивної системи відомчого радіозв'язку здійснюється перевірка поточного значення ймовірності помилкового приймання сигналу і визначаються вид і параметри навмисної завади, що діє в каналі зв'язку. У випадку, якщо в результаті зміни завадової обстановки поточне значення  $P_{\text{пом}}$  стає більшим, ніж допустиме значення  $P_{\text{пом доп}}$ , приймається рішення про зміну параметрів або режиму роботи засобу радіозв'язку при зміні виду навмисної завади, що діє в каналі зв'язку.

Метод адаптивного вибору параметрів каскадного кодування в системах відомчого радіозв'язку за умов впливу навмисних завад, алгоритм реалізації якої подано на рис. 4, складається з наступних етапів.

1. *Введення вихідних даних.* Вводяться параметри передавального пристрою і каналу зв'язку  $\Psi = \{\psi_i\}$ ,  $i = 1, m$ , а також заданої швидкості передачі інформації  $\nu_{\text{доп}}$ .

2. *Оцінка стану каналу зв'язку.* На даному етапі оцінюється стан каналу зв'язку та визначається вектор завад  $\mathbf{z}$ .

3. *Вибір режиму роботи системи OFDM.* В залежності від значення відношення сигнал-завада, вибирається варіант передачі даних з використанням тільки потужних

субканалів та встановлюється граничне значення відношення сигнал-завада  $h_{3гр}^2$ , яке визначається на етапі проектування і залежить від стану каналу.

Канали, в яких відношення сигнал-завада менше допустимого, відключаються.

4. Перевірка виконання умови  $h_3^2 \leq h_{3гр}^2$ .

5. Вибір кодових конструкцій. Алгоритм вибору кодових конструкцій для кожного каналу складається з вибору, в залежності від завадової обстановки, вибору коригувального коду, коду, утвореного за допомогою функцій Радемахера, та коду, утвореного за допомогою коду Уолша.

6. Перевірка виконання умови  $P_B \leq P_{B доп}$ .

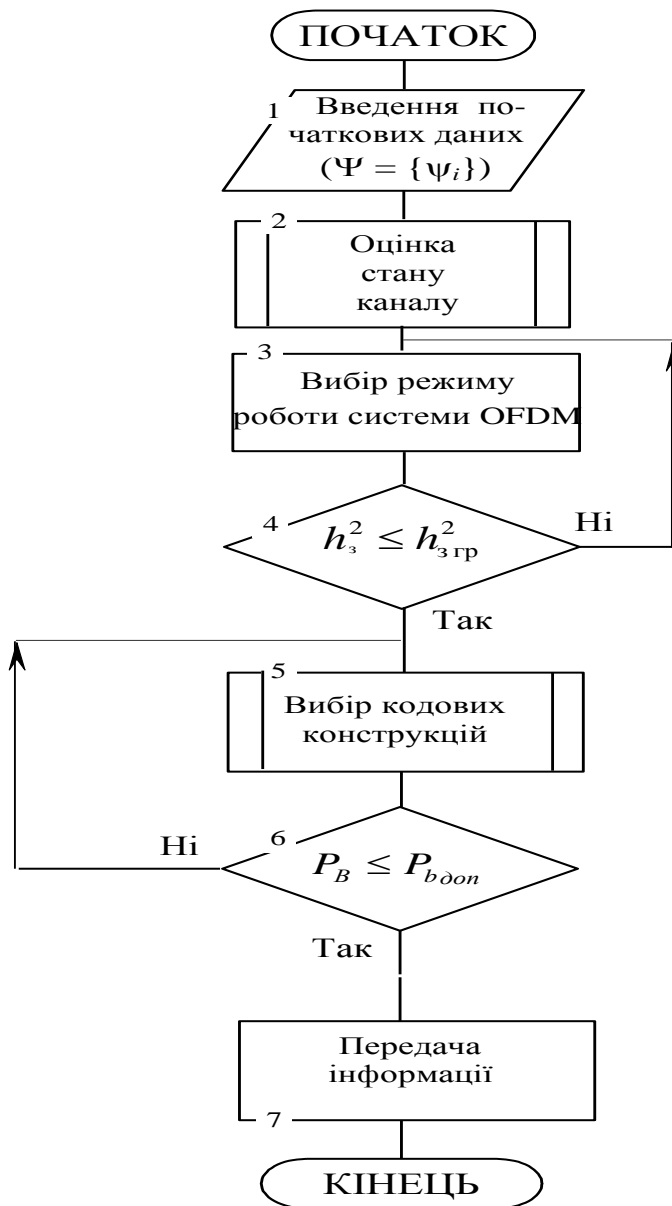


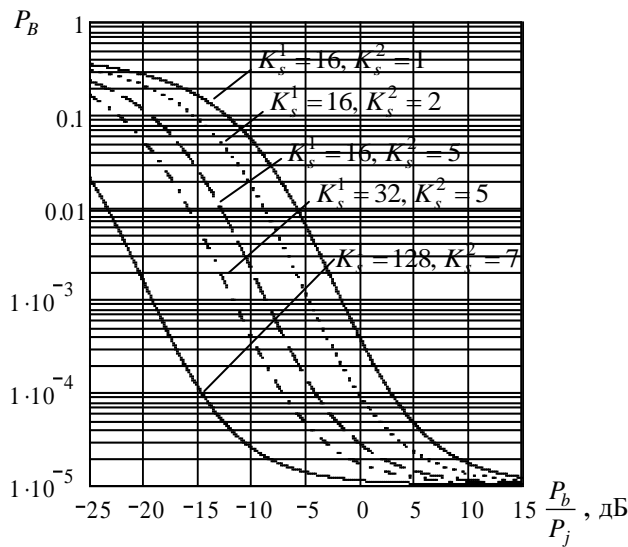
Рис. 4 – Схема алгоритму реалізації методу адаптивного вибору параметрів каскадного кодування в системах відомчого радіозв'язку за умов впливу навмисних завад

З використанням математичного пакету *Mathcad* та імітаційного моделювання здійснено вибір параметрів кодів Рида-Соломона, кодів, утворених за допомогою функцій Радемахера та Уолша при впливі шумової загороджувальної завади, шумової завади в частині смуги та завади у відповідь. Результати вибору наведені в таблиці 1.

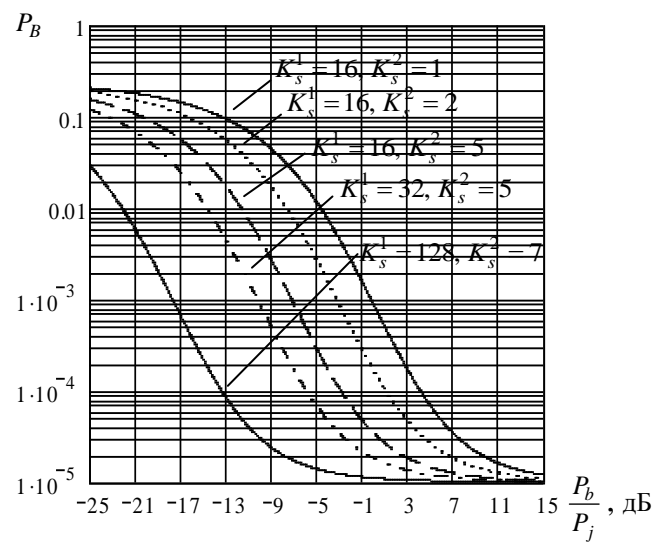
Таблиця 1

завада/ ВСЗ ( $P_b/P_j$ , дБ)	Шумова завада в частині смуги			Завада у відповідь		
	$\gamma = 0,9$	$\gamma = 0,5$	$\gamma = 0,1$	$\gamma = 0,9$	$\gamma = 0,5$	$\gamma = 0,1$
-3	$n = 31, k = 27,$ $m = 2, t = 5,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 27,$ $m = 2, t = 5,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 27,$ $m = 2, t = 5,$ $K_s^1 = 4, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 27,$ $m = 2, t = 5,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 27,$ $m = 2, t = 5,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 27,$ $m = 2, t = 5,$ $K_s^1 = 2, K_s^2 = 2$
-5	$n = 31, k = 21,$ $m = 5, t = 5,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 21,$ $m = 5, t = 5,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 21,$ $m = 5, t = 5,$ $K_s^1 = 2, K_s^2 = 1$	$n = 31, k = 21,$ $m = 5, t = 5,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 8$	$n = 31, k = 21,$ $m = 5, t = 5,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 2$	$n = 31, k = 21,$ $m = 5, t = 5,$ $K_s^1 = 4, K_s^2 = 1$
-7	$n = 63, k = 55,$ $m = 6, t = 4,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 2$	$n = 63, k = 55,$ $m = 6, t = 4,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 2$	$n = 63, k = 55,$ $m = 6, t = 4,$ $K_s^1 = 4, K_s^2 = 1$	$n = 63, k = 55,$ $m = 6, t = 4,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 4$	$n = 63, k = 55,$ $m = 6, t = 4,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$	$n = 63, k = 55,$ $m = 6, t = 4,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 1$
-9	$n = 63, k = 47,$ $m = 6, t = 8,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$	$n = 127, k = 111,$ $m = 7, t = 8,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 1$	$n = 127, k = 111,$ $m = 7, t = 8,$ $K_s^1 = 2, K_s^2 = 2$	$n = 127, k = 111,$ $m = 7, t = 8,$ $K_s^1 = 32, K_s^2 = 2$	$n = 127, k = 111,$ $m = 7, t = 8,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 2$	$n = 127, k = 111,$ $m = 7, t = 8,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 1$
-11	$n = 63, k = 47,$ $m = 6, t = 8,$ $K_s^1 = 32, K_s^2 = 2$	$n = 127, k = 111,$ $m = 7, t = 8,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$	$n = 127, k = 111,$ $m = 7, t = 8,$ $K_s^1 = 8, K_s^2 = 2$	$n = 127, k = 95,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 64, K_s^2 = 4$	$n = 127, k = 95,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 4$	$n = 127, k = 95,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$
-13	$n = 63, k = 21,$ $m = 6, t = 21,$ $K_s^1 = 32, K_s^2 = 5$	$n = 256, k = 224,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 3$	$n = 256, k = 224,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 16, K_s^2 = 1$	$n = 256, k = 224,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 64, K_s^2 = 8$	$n = 256, k = 224,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 32, K_s^2 = 4$	$n = 256, k = 224,$ $m = 7, t = 16,$ $K_s^1 = 32, K_s^2 = 2$

На рис. 5, 6 показані залежності середньої ймовірності бітової помилки від відношення  $P_b/P_j$  для системи OFDM з кодуванням з використанням функцій Радемахера та ПППЧ (модуляція ФМ-2) при впливі на субканали шумової завади в частині смуги для різних  $K_s^1, K_s^2, \gamma$ . Аналіз графічних залежностей свідчить про те, що збільшення значення коефіцієнта розширення з використанням функції Радемахера призводить до підвищення достовірності передачі інформації. Так, застосовуючи значення  $K_s^2 = 5$  енергетичний вигравш кодування з використанням функції Радемахера складає 7 дБ для забезпечення достовірності передачі інформації  $P_b = 10^{-4}$  в порівнянні із застосуванням  $K_s^2 = 1$ , при впливі шумової завади в частині смуги з коефіцієнтом перекриття  $\gamma = 0,9$ .



*Рис. 5 – Залежність середньої ймовірності бітової помилки від відношення  $P_b / P_j$  для системи OFDM з кодуванням з використанням функцій Радемахера та ПППЧ (модуляція ФМ-2) при впливі на субканали шумової завади в частині смуги з  $\gamma = 0,9$  для різних  $K_s^1, K_s^2$*



*Рис. 6 – Залежність середньої ймовірності бітової помилки від відношення  $P_b / P_j$  для системи OFDM з кодуванням з використанням функцій Радемахера та ПППЧ (модуляція ФМ-2) при впливі на субканали шумової завади в частині смуги з  $\gamma = 0,5$  для різних  $K_s^1, K_s^2$*

### 3. Висновки

У статті запропоновано метод вибору параметрів каскадного кодування систем відомчого радіозв'язку з урахуванням впливу навмисних завад, сутність якого полягає в рішенні оптимізаційної задачі пошуку максимального значення енергетичної ефективності за умов забезпечення заданого значення достовірності передачі інформації та за рахунок вибору оптимальних параметрів кодів Риди-Соломона і кодів, утворених з використанням функцій розширення Радемахера та Уолша.

Отримані нові каскадні кодові конструкції для систем відомчого радіозв'язку з урахуванням впливу навмисних завад.

Результати моделювання характеристик достовірності передачі інформації в системах відомчого радіозв'язку свідчать, що отримані кодові конструкції дозволяють забезпечити енергетичний вигравш кодування до 16 дБ в порівнянні з відомими результатами.

### Список використаної літератури

1. Помехозащищенность систем радиосвязи с расширением спектра сигналов методом псевдослучайной перестройки рабочей частоты / [Борисов В.И., Зинчук В.М., Лимарев А.Е. и др.]. – М.: Радио и связь, 2000. – 384 с.



2. Помехозащищенность систем радиосвязи с расширением спектра сигналов модуляцией несущей псевдослучайной последовательностью / [Борисов В.И., Зинчук В.М., Лимарев А.Е. и др.]. – М.: Радио и связь, 2003. – 640 с.

3. Khan F. LTE for 4G Mobile Broadband. Air Interface Technologies and Performance / Khan F. – Cambridge: Cambridge University Press, 2009. – 509 p.

*Стаття надійшла до редакції 01.08.14 українською мовою*

**© В.В. Приступа**

**МЕТОД ВЫБОРА ПАРАМЕТРОВ КАСКАДНОГО КОДИРОВАНИЯ  
СИСТЕМ ВЕДОМСТВЕННОЙ РАДИОСВЯЗИ  
С УЧЕТОМ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРЕДНАМЕРЕННЫХ ПОМЕХ**

*В статье предложен метод выбора параметров каскадного кодирования систем ведомственной радиосвязи с учетом воздействия преднамеренных помех, суть которого состоит в решении оптимизационной задачи поиска максимального значения энергетической эффективности при условии обеспечения заданного значения достоверности передачи информации за счет выбора оптимальных параметров кодов Рида-Соломона и кодов, полученных с использованием функций расширения Радемахера и Уолша. Получено новые каскадные кодовые конструкции для систем ведомственной радиосвязи с учетом воздействия преднамеренных помех.*

**© V.V. Prystupa**

**METHOD OF SELECTION OF PARAMETERS  
CONCATENATED CODING DEPARTMENTAL SYSTEMS  
CONSIDERING THE EFFECTS OF JAMMING**

*This paper proposes a method for selecting the parameters of concatenated coding systems departmental radio considering the effects of jamming, the essence of which is to solve the optimization problem of searching the maximum value of energy efficiency, provided that the specified values reliability of information transmission through the choice of the optimal parameters of Reed-Solomon codes and the codes obtained using extension functions Rademacher and Walsh. Get new code cascading structure for departmental systems, taking into account the impact of radio jamming.*

УДК 004.9:61

© **О.А. Хорозов**, канд. фіз.-мат. наук, провідн. наук. співробітник

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

## **СИСТЕМА ТЕЛЕМОНИТОРИНГУ ФІЗІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ПАЦІЄНТІВ**

*Розробка системи біотелеметрії і протоколу телемедичних повідомлень щодо моніторингу показників стану здоров'я пацієнтів.*

**Ключові слова:** біотелеметрія, телемоніторинг, база даних, електрокардіограма, хмарні обчислення.

### **Вступ**

Досягнення в галузі сенсорних технологій, бездротового зв'язку і хмарних обчислень дають можливість проектувати системи біотелеметрії з передачею даних в реальному часі до інформаційно-аналітичної системи підтримки прийняття рішень [1, 2]. Цифрові пристрої з типовим набором датчиків призначено для моніторингу показників, пов'язаних з фізичним станом людини. Блоки датчиків формують біометричні сигнали температури тіла, кров'яного тиску, насичення артеріальної крові киснем, пульсу, серцевої діяльності (електрокардіограма – ЕКГ). Різні набори фізіологічних показників пацієнтів характерні для п'яти сценаріїв медичного обслуговування, а саме: догляд на дому та дистанційне консультування; ішемічна хвороба серця; дихальна недостатність; телеконсультування травми; патологія. Система телемоніторингу економить вартість відвідування клініки і забезпечує своєчасне надання рекомендацій щодо лікування.

Оскільки дані мають великі обсяги, необхідно застосувати проміжний рівень управління процесом збору даних (формування запитів, агрегування та зберігання). Дані, отримані від набору датчиків на тілі пацієнта, фільтруються через програмний інтерфейс і зберігаються у базі даних (БД) електронних медичних записів. Процес збору, зберігання і передачі даних активується сигналізацією аварійної ситуації у випадку критичного стану пацієнта. Ці дані можуть бути доступні фахівцям охорони здоров'я через Web-сервіси, коли це необхідно.

Метою даної роботи є представлення програмних компонент для забезпечення автоматизації зберігання і пошуку повідомлень відносно критичного стану здоров'я пацієнтів. Робота зорієнтована на проектування програмних додатків системи біотелеметрії показників пацієнтів. Основна функція програмного забезпечення є інтеграція різних типів даних, отриманих від сенсорних пристроїв, і передача їх до інформаційно-аналітичного центру.

**Структура системи телемоніторингу**

Моніторинг біометричних показників пацієнта реалізується через телекомунікаційну мережу, яка з'єднує різні типи фізіологічних датчиків. Мережа датчиків передбачає бездротовий зв'язок між сенсорними блоками області тіла пацієнта і блоком обробки даних. Принципова схема системи заснована на сервісно-орієнтованій архітектурі, що складається з мережі датчиків спостереження; блоку обробки сигналів; цифрового пристрою і сервера управління. На рис. 1 представлена структура системи моніторингу.



*Рис. 1 – Структура інформаційно-аналітичної системи телемоніторингу*

Цифровий пристрій обробки даних призначений для визначення фізіологічних показників та передачі повідомлень до сервісного центру. Функції аналітичного серверу управління мережею сенсорних блоків складаються з обробки медичних даних пацієнтів, формування та передачі повідомлень до осіб, що приймають відповідні рішення відносно критичних значень показників. Значення показників залежать від віку, ваги, фізичного навантаження і загального стану здоров'я пацієнта. Наприклад, діапазони деяких показників для дорослої людини: артеріальний тиск 90/60–120/80 мм/рт; пульс 60–100 ударів на хвилину; дихання 12–18 вдихів на хвилину. Система моніторингу повинна передбачити сигналізацію про відхилення від нормального діапазону значення показників у випадку критичного стану пацієнта.

Для забезпечення управління розподіленою мережею сенсорних блоків телемедичної системи і обміну інформацією між закладами охорони здоров'я пропонується використання «хмарної» технології для зберігання, оновлення результатів обстеження та надаючи доступ до даних пацієнтів фахівцям лікарняних закладів.

Розглянемо прототип системи (рис. 1), яка збирає дані ЕКГ в режимі реального часу. Блок обробки даних ЕКГ аналізує п'ять типів даних: демографічні і глобальні виміри, виміри відведень, сигнальні, діагностичні виміри. Дані при формуванні результатів сеансу завантажуються у пам'ять або зберігаються у файлі стандартизованого формату. Елементи файла містять інформацію щодо калібрування даних та параметрів пристрою. Сигнальні дані хвильової форми пов'язані із серіями, кожна з яких містить час початку і закінчення процесу вимірювання. Елементи серії мають атрибути для зберігання типу вимірювань, назви каналу та його частоти. Файли даних містять необхідну інформацію для побудови медичного запису, який надсилається до аналітичної системи обробки електронних документів.

Отримані файли даних передаються до програмного модуля «Агент», який виконує функцію брокера для забезпечення маршрутизації та обміну повідомленнями між різними компонентами системи. Прикладний сервер, обслуговуючий клієнтські запити через Web-сервіси, може розподіляти робоче навантаження між декількома БД у контексті транзакцій без створення внутрішнього обміну повідомленнями. На рис. 2 представлена система формування, збору та обробки медичних записів.



Рис. 2 – Інформаційне забезпечення системи

Блок моніторингу (рис. 2) виконує функцію виявлення критичних показників і передає повідомлення разом з набором хвильових сигналів до БД медичних записів (рис. 1) для подальшого аналізу. Система телемоніторингу в цілому повинна забезпечити маршрутизацію повідомлень, кодування сигналів та зображень (DICOM, Jpeg), а також контролювати операції системи управління БД при архівації медичних записів і підтримувати Web-сервіс.

### Технічна реалізація спостережень і вимірювань даних

Розглянемо приклад технічної реалізації біометричних вимірювань для діагностики пацієнта на прикладі сенсорної платформи. Платформа представляє собою набір інтерфейсів датчиків різних типів. Зібрана інформація із сенсорних блоків передається через комунікаційний порт USB або по бездротовій мережі з використанням Bluetooth, Wi-Fi, ZigBee. Дані відправляються безпосередньо на пристрої з операційною системою WindowsPhone, iPhone, Android. Крім того, приєднавши камеру до модуля 3G мобільної мережі, можна відправляти зображення пацієнта до центру діагностики для спостереження у реальному часі. Мережа 3G дозволяє передачу даних формату DICOM та результатів 12-канальних ЕКГ зі швидкістю 1,5~3,6 Мбіт. Оцінку швидкості передачі DICOM файлів між мобільним телефоном і системою архівації зображень PACS [3] наведено в таблиці.

Таблиця – Оцінка завантаження DICOM-ЕКГ і DICOM X-ray при 2 Мбіт

Модальність	Pixel	Розрядність	Розмір	Час (с)
ECG (12-lead ECG)			65 Kb	5
CR (Cheat X-ray)	2420 × 2430	12	5.2 Mb	185

Отримані дані з датчиків ще не є медичним звітом, оскільки потребують додаткової обробки. На першому етапі реєструються типи сигналів датчиків і формуються пакети даних,

які включають хвильові форми сигналів. Другий етап пов'язаний з формуванням повідомлення для передачі даних. Дані представляються у формі звіту моніторингу здоров'я персони. Практична реалізація здійснюється за допомогою програмного модуля виявлення критичних параметрів, формування звіту і передачі даних до аналітичного серверу. Третій етап пов'язаний з архівацією персональних звітів.

Основна задача системи полягає в обробці потоку даних і аналізу звітів. Це означає, що мобільні пристрої абонентів повинні формувати повідомлення єдиного формату для обробки і завантаження даних на сервер.

#### **Протоколи передачі даних**

Роль датчиків полягає у забезпеченні технологічного ланцюга процесу обробки результатів вимірювання, локації значень показників та робочих характеристик (точність, поріг і т.д.). Електронний паспорт датчиків (TEDS) являє собою стандартизовану інформацію щодо ідентифікації, калібрування, корекції даних та містить інформацію вимірювального приладу. Дані TEDS, які визначені сімейством стандартів (IEEE 1451), формуються двома засобами: а) перебувають у вбудованій пам'яті (EEPROM) датчика; б) існують у вигляді файлу даних.

Синтаксис розмітки датчиків стосується визначення характеристик, необхідних для обробки даних та оцінки якості вимірювань. У даному контексті вирішується задача проектування формату даних та подання інформації у вигляді електронного медичного запису (EM3). Біометричні дані, які передаються у власному форматі пристроїв, повинні бути нормовані до стандартного формату, використовуючи єдине представлення для інтерпретації даних, а саме: представлення ЕКГ сигналів у формі документа безперервного догляду за пацієнтом.

У моделі протоколів взаємодії відкритих систем OSI формування структури і типів даних є функцією рівня додатків, а бінарне кодування потоку даних відноситься до рівня представлення. Такий розподіл функцій дозволяє на рівні прикладних додатків мати справу з даними, незалежно від типу кодування. Системи EM3 на прикладному рівні використовують формат даних XML, який не залежить від кодування нижнього шару ОСІ моделі і базується на текстовому кодуванні. Метою застосування XML є розробка транспортного протоколу формату HL7 CDA XML.

Стандартний протокол зв'язку для електрокардіографії SCP-ECG включає демографічні дані пацієнта, вимірювального приладу, значення частоти серцевих імпульсів та характеристики серцевого циклу, а також запис форми сигналів ЕКГ. Протокол SCP-ECG, який підтримується багатьма виробниками обладнання, надає можливості розширення для передачі додаткових даних: насичення артеріальної крові киснем SP02 (Розділ-200); температури (Розділ-201); вмісту CO<sub>2</sub> у крові (Розділ-202); кров'яного тиску і частоти пульсу (Розділ-203); отримання інформації щодо алергії (Розділ-204), а також включає Розділ-207 для геолокації за допомогою системи позиціонування даних (GPS). Система може застосовувати набір стандартних протоколів: ECG-SPC (EN1064) [4], DICOM Sup 30 ECG [5], HL7 Annotated ECG XML [6] за рахунок взаємної конвертації бінарних протоколів і XML-повідомлень.

### **Трансформація формату даних**

Підсистема обробки сигналів отримує дані у власному форматі пристроїв, які повинні бути нормовані для подальшого застосування єдиного інформаційного уявлення. Формат сигналів визначено відповідно до звіту моніторингу здоров'я персони за стандартом ISO/TS11073-92001 або стандартом архітектури медичного документу (CDA).

Ключовим компонентом програмного забезпечення є інтерфейс доступу до даних пристрою. Сигнали ЕКГ отримують в режимі реального часу, якщо бібліотека «Device.dll» інтерфейсу пристрою реалізується для прийому даних. Тоді програмні модулі багатоканального пристрою ЕКГ дозволяють фільтрувати і записувати сигнали, розраховувати аналітичні параметри та друкувати результати сеансу.

Після отримання даних у бінарному форматі необхідно конвертувати файл з розширенням SCP до формату XML, який придатний для подальшого аналізу. Схема XSD задає структуру і типи даних елементів файла XML та дозволяє підтримувати бінарні ноди контенту документу з кодуванням base64Binary та hexBinary. Дані моніторингу зберігаються у файлах XML із структурними елементами результатів сеансу біометрії. Переважна частина XML-документу складається з елементів серії. Елементи серії мають атрибути для визначення роду вимірювань та інформацію про пристрій. Файли з даними містять необхідну інформацію для формування EM3 на прикладному рівні, які трансформуються до стандартного звіту та надсилаються до аналітичних центрів обробки даних.

В індустрії розробки програмного забезпечення ЕКГ популярними є бінарні формати SCP-ECG, DICOM-ECG і формат HL7 Annotated ECG. Отримані з цифрового пристрою дані представлені бінарними файлами SCP або DICOM, які за допомогою програмної утиліти можна конвертувати у MUSE-XML, aECG або PDF формат для перегляду і аналізу. Програмне забезпечення ECGToolkit [7], з відкритим вихідним кодом, призначено для перетворення, перегляду і друкування електрокардіограм. Утиліта підтримує формати: SCP-ЕКГ, DICOM, HL7 aECG, MUSE-XML.

Фрагмент файла ЕКГ MUSE-XML з бінарними даними:

```
<?xml version="1.0" encoding="UTF-8"?>
<RestingECG>
<PatientDemographics>
<PatientID>PC-123</PatientID>
<DateofBirth>12/07/1953</DateofBirth>
<Gender>Male</Gender>

</PatientDemographics>
<TestDemographics>
<DataType>Resting</DataType>
<AcquisitionDevice>ECGTool</AcquisitionDevice>
<AcquisitionTime>09:10:00</AcquisitionTime>
<AcquisitionDate>2014-02-11</AcquisitionDate>

</TestDemographics>
<RestingECGMeasurements>
<QRSDuration>120</QRSDuration>
<PRInterval>148</PRInterval>
```

```

<QTInterval>420</QTInterval>
<QTCorrected>443</QTCorrected>
<PAxis>44</PAxis>
<RAxis>-61</RAxis>
<TAxis>86</TAxis>

</RestingECGMeasurements>
<Waveform>
<WaveformType>Rhythm</WaveformType>
<WaveformStartTime>0</WaveformStartTime>
<NumberOfLeads>8</NumberOfLeads>

<LeadData>
<LeadByteCountTotal>10000</LeadByteCountTotal>
<LeadID>I</LeadID>
<LeadDataCRC32>3994716513</LeadDataCRC32>

<WaveFormData>
//////////////////////////////////7////+//7//v/9//z//P/8//3//v/9//v/+//7//z//P/8//3//f/9//3//f////////8A
AAAAAAAABAAAA///+//7//v////7//v/9//3//v////7//v/9//3//v/9//7////wAAAAABAEEAAQACAAMA
AwADAAEAAQAAAAAAAgAEAAmAAwADAAAYABwAHAAgACAAIAAKACgAMAA0ACwAMAAwACwAOABAAEgATABMAEWAT
ABIAEQAA4ADgANAA0ADAAJAAYAAwACAAAAAAD///3//P/9//7//9//z//+//7//v//P/9//7//9//z//+//7//v//+//3//f/8//v//v/6//r/9//1//L/8P/u//+r/5//k//+D/3f/c/93/3f/h//+X/6v/y//n//8F
AAwAFQAcACIAKGAzAD0ARABHAEUAQQQA7ADQALAA1AB4AGAARAAsACAANAAUAAwADAAIAAgAAAAAAQABAAAA
///+//3//f//+////////+//7//8AAP////////wAAAAD+//3//f/9//z//P/8//v/+//7//v//P/9//v/+
//7//v/+//7//7//7//7//wAAAQAAAP//////////7//f//+wAAAAD//wAAAQABAAMA
BAADAAIAAQABAAAAAQAAP////////wAAAQACAATAAAAAAADAAD////////AAAAAA//wAAAAD+
</WaveFormData>
</LeadData>
</Waveform>
</RestingECG>

```

Файл RestingECG містить групу з восьми елементів <LeadData>. Значення кожного елемента <LeadID> (I, II, V1, V2, V3, V4, V5, V6) відповідає одному сигналу. Решта відведень ЕКГ (III, AVR, AVL, AVF) розраховуються за допомогою лінійних рівнянь. Фактична форма сигналу включається у елемент <WaveFormData>, який містить дані кодування 64Base без стиснення. Значення елемента <LeadByteCountTotal> є загальне число байтів. Після розбору XML-файла форми сигналів зберігаються у 12 буферах і використовуються для перегляду.

Відповідно до стандарту ЕМЗ звіт ЕКГ повинен відповідати архітектурі клінічного документа HL7 CDA XML. Тоді, для запису результатів обстеження ЕКГ у медичну карту пацієнта, необхідна конвертація бінарного файлу testECG.scp до файлу aECG.xml. – персонального медичного запису пацієнта. Файл aECG.xml містить вичерпну інформацію про кардіографічні дослідження, включаючи сигнали відведень, розгорнуті у часі. Така інформація потрібна для висновку спеціаліста, а також для графічного представлення ЕКГ у вигляді растрового або векторного зображення. Слід відзначити, що aECG.xml не повністю сумісний зі специфікацією CDA, тому потрібно виконати додаткове перетворення aECG до стандарту клінічного документа, включивши заголовок і секції, що містять висновки і графічне представлення ЕКГ або зображення у вигляді додатка формату PDF.

### **Структури баз даних ЕКГ**

Конструкція сховища ЕКГ повинна імплементувати структуру об'єктної моделі запису ЕКГ. Необхідність зберігання XML даних у БД пов'язано з подальшим використанням їх для обміну. Існує ряд методик проектування БД XML документів від ієрархічної до об'єктно-реляційної моделі. У БД, які використовують дані формату XML, документи зберігаються як нерозібрані символні об'єкти у колонках таблиць. Відмова від розбору структури XML-документів економить час і підвищує продуктивність завантаження даних, однак продуктивність завантаження досягається за рахунок низької продуктивності пошуку інформації. Вартість розбору пакету даних та їх оновлення збільшується пропорційно розміру XML-документів.

Якщо комбінувати XML і реляційне представлення даних, то доцільно зберігати деякі розділи XML-документа в колонці та проводити декомпозицію інших розділів (наприклад, заголовка документа), що забезпечує ефективний пошук інформації. Для побудови БД, з можливостями зберігання XML-даних, пропонується застосування гібридного підходу на рівні семантично цілісних розділів документа. На сервері БД будується колекція XSD-схем документа для кожного типу розділу.

Розглянемо метод пошуку інформації по документу RestECG.xml. Після збереження XML-документа у колонці XMLData таблиці ECGwithXML БД ECGXML, об'єкт завантажують у пам'ять та організують доступ до його компонентів через запити XPath. Використовуючи інтерфейс програмного додатка, витяг даних реалізується із зазначенням шляху до контекстних елементів XML-схеми та SQL-запитів. Приклад формування запиту до розділів «Форми сигналів» та «Вимірювані показники» документа RestECG.xml:

```
SELECT* FROMECGwithXML
GO
DECLARE @XML AS XML, @iDoc AS INT, @SQL NVARCHAR (MAX)
SELECT @XML = XMLData FROM ECGwithXML
EXEC sp_xml_preparedocument @iDoc OUTPUT, @XML
SELECT LeadID,LeadDataCRC32,WaveFormData
FROM OPENXML(@iDoc, 'RestingECG/Waveform/LeadData')
WITH
(
LeadID [varchar](10) 'LeadID',
LeadDataCRC32 [nvarchar](10) 'LeadDataCRC32',
WaveFormData [nvarchar](max) 'WaveFormData'
)
SELECT PRInterval,QRSDuration,QTInterval
FROM ECGwithXML (@iDoc, 'RestingECG/RestingECGMeasurements')
WITH
(
PRInterval [varchar](10) 'PRInterval',
QRSDuration [nvarchar](10) 'QRSDuration',
QTInterval [nvarchar](10) 'QTInterval'
)
EXEC sp_xml_removedocument @iDoc
GO
```

Результат запиту наведено на рис. 3.



Id	XMLData	LoadedDateTime
1	<RestingECG><cid root="907380d9-9888-4714-a613-79...">	2014-02-13 15:03:05.227

LeadID	LeadDataCRC32	WaveFormData
1	I	3994716513
2	II	624503064
3	V1	1873944278
4	V2	3731892261
5	V3	1384517557
6	V4	2233107026
7	V5	4084894931
8	V6	3703775523

PRInterval	QRSDuration	QTInterval
1	148	120
		148

Рис. 3 – Результат запиту до XML-колонки таблиці БД ЕКГXML

Показники пацієнта, які завантажені у БД (рис. 1), застосовуються для первинної обробки результатів вимірювання. На цьому етапі до функцій системи відноситься зберігання первинних даних «Форми сигналів», виявлення критичних параметрів «Вимірювані показники» і передача окремих звітів у вигляді сформованого знову XML-файла. Цей файл серіалізується та передається через «Агента» до БД інформаційно-аналітичного сервісного центру.

Для автоматизації зберігання SCP-ЕКГ повідомлення на сервері БД медичних записів пацієнтів (рис. 1), які є абонентами системи, застосуємо методологію «Диспетчер». Архітектура «Диспетчера» заснована на використанні спільних XML-схем між різними функціональними компонентами. Методологія полягає у використанні мови XML при розробці моделей взаємозв'язку вихідних даних з пристроєм і вхідних даних, що завантажуються до сховища. Формат файла SCP-ЕКГ конвертується до XML файла, а модель БД створюється відповідно до структури дерева XML-схеми. Схема відображення між форматами даних, яка представлена на рис. 4, є важливим компонентом для забезпечення сумісності модулів системи.



Рис. 4 – Модель програмного модуля «Диспетчер»

Згенеруємо схему файла RestingECG.xml для побудови фізичної структури БД показників пацієнтів. Схема XML надає всі можливості для моделювання структури БД по відношенню до ієрархії таблиць та їх функціональних залежностей. Відповідно до даної схеми XSD сконструйована фізична структура БД ЕКГ, яка представлена на рис. 5.

Для виконання операцій завантаження набору даних у БД застосуємо загальне середовище виконання мов (Common Language Runtime - CLR) у рамках .Net, наприклад з використанням С#. Програмний код С# процедури на SQL сервері реалізує логіку розбору і завантаження даних. Розглянемо алгоритм завантаження даних у БД з XML-файлів. Для завантаження даних треба розібрати файл XML за елементами і експортувати дані у реляційні таблиці БД SQL серверу.



Під час застосування зворотної процедури, результат запиту SQL до БД формує екстрагований RestECG.xml файл зі значеннями елементів, які початково були отримані за протоколом SCP.

#### **Висновки**

Застосування платформи різнорідних сенсорних блоків для вимірювання життєво важливих показників пацієнтів є ключовою функціональною особливістю системи телемоніторингу. Система датчиків відстежує стан пацієнтів і обмінюється критичною інформацією з моніторинговим центром, через проміжний рівень управління процесом збору та обробки даних.

Розширення протоколу SCP-ECG надає можливість підтримувати і обробляти інформацію від різних типів датчиків. Подальше перетворення бінарного формату даних SCP-ECG до стандартного XML-представлення ЕМЗ у вигляді процедури, наданої пацієнтові, забезпечує інтеграцію даних на сервері БД медичних записів, а також сумісність протоколу обміну повідомленнями між діагностичними інформаційними системами. Вибір XML мотивується існуючими інструментами XSL відображення і XSLT перетворення інформації.

Система передбачає два рівні обробки інформації. На першому рівні виявляються критичні значення фізіологічних показників пацієнта, формуються звіти відносно результатів моніторингу, які передаються до аналітичного центру або швидкої допомоги. На другому рівні результати моніторингу пацієнтів записуються у вигляді медичних звітів. Одночасно надсилається повідомлення фахівцям охорони здоров'я, які приймають відповідні рішення, і надається доступ через Web-сервіси до БД медичних записів абонентів моніторингу.

#### **Список використаної літератури**

1. Tuba Yilmaz, Robert Fosterand, Yang Hao, Detecting Vital Signs with Wearable Wireless Sensors, Sensors Journal ISSN1424-8220, 2010, 10, 10837-10862.
2. R.Deepa, K.Boopathy, Cloud Care: A Remote Health Monitoring System, International Journal of Engineering Science and Innovative Technology (IJESIT), ISSN: 2319-5967, 2014 v. 3, p. 264–27.
3. Jui-Chien Hsieh, Hsiu-Chiung Lo The Clinical Application of a PACS-Dependent 12-Lead ECG and Image Information System in E-Medicine and Telemedicine, [<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3046657>].
4. George J. Mandellos, Michael N. Koukias, Ioannis St. Styliadis, Dimitrios K. Lymberopoulos e- SCP- Protocol: An Expansion on SCP-ECG Protocol for Health Telemonitoring, International Journal of Telemedicine and Applications, 2010, Article ID 137201, 17 p, [<http://dx.doi.org/10.1155/2010/137201>].
5. Digital Imaging and Communication in Medicine (DICOM) Sup. 30 Waveform Interchange, [[http://medical.nema.org/Dicom/supps/sup30\\_lb.pdf](http://medical.nema.org/Dicom/supps/sup30_lb.pdf)].
6. HL7 v.3 Implementation Guide: Annotated ECG (aECG) Implementation Guide, [[www.amps-llc.com/website/.../aECG\\_Implementation\\_Guide.pdf](http://www.amps-llc.com/website/.../aECG_Implementation_Guide.pdf)].
7. Утиліта ECGToolkit, [<http://sourceforge.net/projects/ecgtoolkit-cs>].

*Стаття надійшла до редакції 13.08.14 українською мовою*

**© О.А. Хорозов**

**СИСТЕМА ТЕЛЕМОНИТОРИНГА  
ФИЗИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ПАЦИЕНТОВ**

*Разработка системы биотелеметрии и протокола телемедицинских сообщений по мониторингу показателей состояния здоровья пациентов.*

**© O.A. Horozov**

**TELEMONITORING OF THE PHYSIOLOGICAL PARAMETERS OF THE PATIENTS**

*Development of the biotelemetry system and telemedicine communications protocol for patient's vital signs monitoring.*

---

## ПРОФЕСОРУ ОЛЕНІ СЕМЕНІВНІ ВОЛОШКІНІЙ – 60

Народилася 17 грудня 1954 року в м. Маркулешти (Молдова) в сім'ї службовців. У 1977 р. закінчила Московський інженерно-будівельний інститут. З 1977 по 1981 роки працювала в експедиції Ленгідропроекту в Красноярському краї (Росія); 1982–1993 – в Інституті гідротехніки і меліорації ААНУ; 1993–2000 – вчений секретар, заст. директора Українського НДІ водогосподарсько-екологічних проблем; 2001–2005 – вчений секретар Інституту проблем національної безпеки РНБОУ; з 2005 – професор кафедри охорони праці та навколишнього середовища, а з 2007 року – декан санітарно-технічного факультету (з вересня 2014 р. факультет перейменовано у «Факультет інженерних систем і екології» Київського національного університету будівництва та архітектури).



***ВОЛОШКІНА Олена Семенівна** – доктор технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека, професор, декан факультету інженерних систем і екології Київського національного університету будівництва та архітектури*

Наукові дослідження стосуються розробок, спрямованих на оцінку та прогноз екологічного стану водних екосистем, забезпечення їх достатнім рівнем екологічної безпеки, розробку методів інвентаризації водних об'єктів з використанням космічних знімків та геоінформаційних технологій.

У 2004 році захистила докторську дисертацію на тему «Наукове обґрунтування прогнозу стану річкових басейнів України і методи його оцінки» на засіданні спеціальної вченої ради Д26.002.05 при Національному технічному університеті України «Київський політехнічний інститут».

Автор 120 публікацій, у тому числі одного авторського свідоцтва, 2-х навчальних посібників, монографії; веде активну роботу з підготовки спеціалістів, магістрів, аспірантів кафедри охорони праці та навколишнього середовища. Під її керівництвом аспіранти

---

факультету, напрям наукової діяльності робіт яких спрямований на оцінку та прогнозування екологічної безпеки основних життєзабезпечуючих ресурсів з використанням сучасних методів моніторингу та методів інженерного захисту підтоплених територій від забруднених підземних вод, неодноразово були переможцями грантів Президента України для молодих вчених (2001, 2004 рр.).

Молоді вчені факультету неодноразово були нагороджені стипендіями Верховної Ради України.

За її ініціативою при спеціалізованій вченій раді Київського національного університету будівництва і архітектури Д 26.056.05 було відкрито спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека.

На факультеті започатковано чотири фахових збірники наукових праць.

Волошкіна О.С. є головним редактором фахового міжвідомчого збірника «Екологічна безпека та природокористування». Є членом редколегії закордонного журналу «Environment and civil engineering» (Польща). Брала безпосередню участь у закордонних наукових та навчальних проектах (Китай, Швеція, Німеччина, Польща). Налагоджений обмін студентами факультету з Белостокським технічним університетом (Польща) для проходження науково-виробничої практики студентів споріднених спеціальностей та отримання подвійного диплому магістрів європейського зразка. Є почесним професором Шеньяньського університету (КНР).

На даний час під керівництвом Волошкіної О.С. кафедри факультету активно співпрацюють з рядом вищих навчальних закладів, науково-дослідних інститутів та фірм і підприємств Білорусії, Німеччини, Австрії, Польщі. О.С. Волошкіна є членом вченої ради Інституту телекомунікацій та глобального інформаційного простору Національної академії наук України, спеціалізованої вченої ради Д 26.056.05 Івано-Франківського університету нафти і газу, наукової секції Київського відділення Всеукраїнської екологічної ліги.

В результаті роботи під керівництвом Волошкіної О.С. на факультеті значно покращилося науково-методичне забезпечення та якість підготовки майбутніх фахівців із спеціальностей будівельної інженерії та охорони навколишнього середовища.

Під її керівництвом підготовлено 4 кандидатських роботи, готується докторська.

За багаторічну сумлінну працю професор О.С. Волошкіна нагороджена грамотами КНУБА, Солом'янської районної в м. Києві державної адміністрації та Кабінету Міністрів України.

Професор Волошкіна характеризується високим фаховим та науково-педагогічним рівнем, повагою серед колег і студентів.

Редакція журналу «Екологічна безпека та природокористування», колективи факультету та кафедри КНУБА, співробітники Інституту телекомунікацій та глобального інформаційного простору НАНУ щиро вітають свого головного редактора з ювілеєм, зичуть їй міцного здоров'я, творчих успіхів та нових досягнень на шляху вченого, вчителя і вихователя молодих науковців та студентської молоді у майбутньому.

---

## ДО ВІДОМА АВТОРІВ

### Структура статті

Структура статті повинна відповідати вимогам ВАК України. Стаття починається зі вступу, написаного у формі, доступній для розуміння широкому колу спеціалістів даної галузі науки. У вступі наводяться: аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких розпочато вирішення даної проблеми і на які спирається автор; зв'язок з важливими науковими або практичними завданнями; відокремлення не вирішених раніше частин загальної проблеми, яким присвячується дана стаття.

Далі розміщується розділ, присвячений формулюванню мети статті і постановці досліджень. В основному тексті статті викладаються і ґрунтовно роз'яснюються отримані твердження і результати. Не слід перевантажувати статтю надмірною кількістю формул, дублюванням одних й тих самих результатів у формулах, таблицях та графіках.

Заключна частина має містити висновки, рекомендації щодо їх практичного застосування і перспективи подальшого розвитку даного напрямку.

### Обсяг статті:

- оглядово-узагальнювального характеру - до 9 сторінок формату А4;
- проблемного характеру - до 7 сторінок формату А4;
- про розв'язання конкретної наукової задачі – до 5 сторінок формату А4;

### **Рукописи статей, що перевищують зазначені обсяги, до розгляду не приймаються.**

Стаття має супроводжуватись короткою анотацією українською, російською та англійською мовами, яка має містити постановку задачі у стислій і точно сформульованій формі та основні результати. Також слід надати ім'я автора та назву статті українською, російською та англійською мовами. Далі вказується перелік (до 10) ключових слів (або словосполучень) статті мовою тексту публікації.

### До редакції необхідно подати:

- два якісно роздрукованих варіанти оформленої статті з підписами авторів;
- файл варіанту статті (CD-RW або DVD-RW) з анотацією трьома мовами (кілька абзаців);
- супровідні документи:
  - довідка про авторів (прізвище, ім'я, по батькові (повністю), науковий ступінь, вчене звання, посада та повна назва установи, де виконувалися дослідження, номери телефонів та e-mail для зв'язку);
  - внутрішня рецензія на статтю організації, від якої подається дана стаття;
  - експертний висновок (два примірники) про можливість опублікування матеріалів (при необхідності).

Рукопис має бути ретельно перевірено і підписано всіма авторами. Подальші виправлення та доповнення не допускаються.

---

## Вимоги щодо оформлення рукопису статті

Стаття повинна бути підготовлена українською, російською або англійською мовами і надрукована на одній стороні аркушів формату А4 з інтервалом 17 пт і берегами 2,0 см з кожного боку.

Підготовка статті здійснюється в текстовому редакторі MS WORD *for* WINDOWS, з використанням шрифту Times New Roman, Суг, кегль 12, інтервал 17 пт.

У верхньому лівому кутку статті потрібно вказати індекс УДК або відповідний індекс міжнародного кодування (великими літерами, вирівняти по лівому краю, кегль 12).

У статтях бажано використовувати одиниці системи СІ.

Усі формули мають бути набрані в редакторі Microsoft Equation.

Ілюстрації обов'язково нумеруються і на них повинні бути посилання в тексті. Крім того, кожен малюнок не може перевищувати розміру журнальної сторінки, уся графіка повинна бути комп'ютерною. Перелік літературних джерел оформлюється згідно з ГОСТ 7.1-84 і подається загальним списком у кінці статті. Список складається за чергою посилань у тексті (а не за абеткою). Посилання на літературні джерела в тексті даються в квадратних дужках.

Наприкінці статті наводиться коротка довідка про авторів, де вказуються прізвище та ініціали авторів, науковий ступінь, вчене звання, посада, назва підрозділу (кафедри) та організації, її місцезонашування (адреса, місто, країна), та особисті дані кожного з авторів (адреса, місто, країна, контактний телефон / факс, e-mail).

Обов'язково слід надати електронну версію в редакторі Microsoft Word. Назви файлів необхідно вказувати тільки латинськими літерами. Слід навести додатково файли, використані при запису статті (\*.tif, \*.psd, \*.doc, \*.jpg). Точність зображення растрових файлів – не менше 300 dpi.

### До відома авторів:

- Якщо статтю оформлено з порушенням зазначених вище вимог та правил, то редакція журналу після попереднього розгляду може відмовити автору в публікації.
- Усі статті публікуються за наявності позитивної зовнішньої рецензії. На зовнішнє рецензування статті направляються редколегією журналу.
- Зміст статті та якість перекладу (українською, російською або англійською мовами) переглядаються редакторами-коректорами журналу, проте відповідальність за зміст статті та якість перекладу несуть автори статті.
- До статті можуть бути внесені зміни редакційного характеру без згоди автора.
- Гонорар авторам не виплачується.
- Остаточний висновок щодо публікації схвалює редакційна колегія журналу.

### Рукописи статей надсилати на адресу редакції:

Україна, 03186, м. Київ, Чоколівський бульв., 13  
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України  
Тел.(факс): (044) 245-87-97, E-mail: itelua@kv.ukrtel.net



*Наукове видання*

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

**КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ**

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ**

**ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ І ГЛОБАЛЬНОГО  
ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ**

# **ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА та природокористування**

**Збірник наукових праць  
Заснований у 2008 р.**

**ВИПУСК 16**

Технічний редактор - *В.П. Берчун*  
Складання і верстка - *В.П. Берчун*

Підписано до друку 15.09.2014 р.

Наклад 300 прим.

---

**Інститут телекомунікацій і глобального  
інформаційного простору НАН України  
Чоколівський бульв., 13, Київ, 03186**

Видавець: Інститут обдарованої дитини НАПН України,  
04051, вул. Артема, 52-Д, Київ;  
Тел./факс: (044) 483-34-33

Свідоцтво про внесення до Державного реєстру суб'єктів видавничої справи  
Серія ДК № 3366 від 13.01.2009 р.