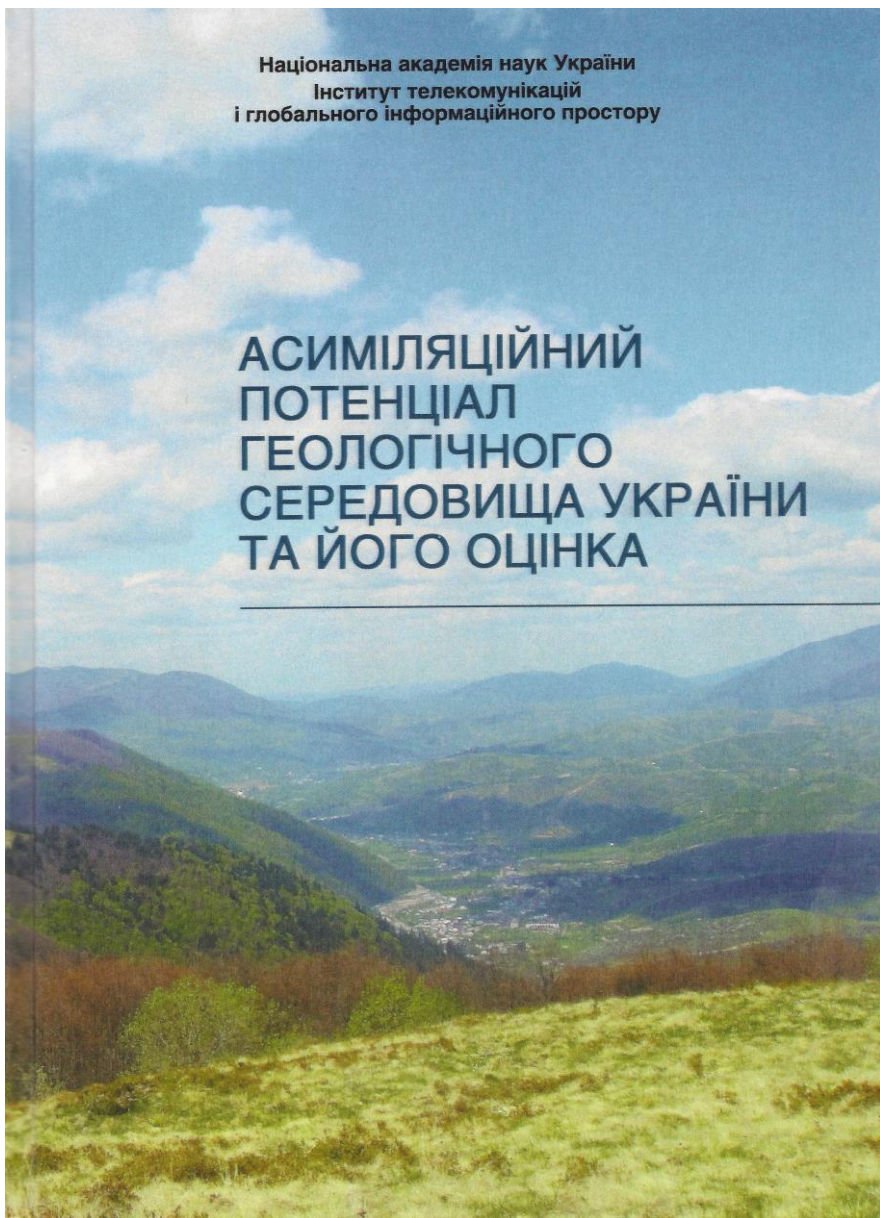


Національна академія наук України
Інститут телекомунікацій
і глобального інформаційного простору

АСИМІЛЯЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ ТА ЙОГО ОЦІНКА



**Національна академія наук України
Інститут телекомунікацій і
глобального інформаційного простору**

**С.О. Довгий, В.В. Іванченко, М.М. Коржнев, М.М. Курило,
О.М. Трофимчук, С.М. Чумаченко, Є.О. Яковлєв,
М.В. Беліцька**

**АСИМІЛЯЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ
ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ
ТА ЙОГО ОЦІНКА**

Київ – Ніка-Центр – 2016

УДК 55; 504; 574

ББК 20.1+26.3

A90

Автори:

С.О. Довгий, В.В. Іванченко, М.М. Коржнев, М.М. Курило,
О.М. Трофимчук, С.М. Чумаченко, Є.О. Яковлев, М.В. Беліцька,

Рецензенти:

Д-р геол.-мін. наук, професор В.І. Павлишин

Д-р екон. наук, професор, Є.В. Хлобистов

Науковий редактор: д-р геол.-мін. наук, професор М.М. Коржнев

*Рекомендовано до друку вченою радою Інституту телекомунікацій
і глобального інформаційного простору НАН України
(протокол № 9 від 28 вересня 2016 року)*

A90 **Асиміляційний потенціал геологічного середовища України та його оцінка** / [С.О. Довгий, В.В. Іванченко, М.М. Коржнев (наук. ред.), М.М. Курило, О.М. Трофимчук, С.М. Чумаченко, Є.О. Яковлев, М.В. Беліцька] НАН України, Інститут телекомунікацій і глобал. інформ. простору. – К.: Ніка-Центр, 2016. – 172 с.

ISBN 978-966-7067-22-9

Асиміляційний потенціал геологічного середовища є унікальним природним ресурсом, який вимагає кількісного, якісного і вартісного визначення. У сучасний період спостерігаються його значні порушення, особливо у гірничодобувних районах і на території бойових дій на сході України. У монографії наведені концептуальні підходи щодо його оцінки та застосування для поліпшення екологічного стану територій і сталого розвитку країни.

УДК 55; 504; 574

ББК 20.1+26.3

© С.О. Довгий, В.В. Іванченко, М.М. Коржнев,
М.М. Курило, О.М. Трофимчук, С.М.

Чумаченко, Є.О. Яковлев, М.В. Беліцька, 2016

ISBN 978-966-7067-22-9

© Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України, 2016

Зміст

	Стор.
ВСТУП (<i>С.О. Довгий, М.М. Коржнев, О.М. Трофимчук</i>)	5
Глава 1. АСИМІЛЯЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА	7
1.1. Асиміляційні властивості доквілля (загальні засади) (<i>С.О. Довгий, М.М. Коржнев, О.М. Трофимчук</i>).....	7
1.2. Асиміляційний потенціал геологічного середовища та його складові (<i>М.М. Коржнев</i>)	15
1.3. Асиміляційний потенціал ґрунтів (<i>М.М. Коржнев</i>)	21
1.4. Методичні підходи щодо визначення асиміляційного потенціалу (<i>С.О. Яковлев, М.М. Коржнев</i>)	25
1.5. Нормативно-правові та економічні аспекти оцінки асиміляційного потенціалу доквілля на прикладі об'єктів використання надр (<i>М.М. Курило</i>)	47
1.5.1. Основні характеристики та кількісні параметри для оцінки АП геологічного середовища	52
1.5.2. Визначення АП як екологічної складової ренти при використанні надр	63
Глава 2. АСИМІЛЯЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ РІЧКОВОЇ МЕРЕЖІ ТА ЙОГО ВИКОРИСТАННЯ (<i>В.В. Іванченко, М.В. Беліцька</i>)	71
2.1. Альовій як система накопичення природного та техногенного матеріалу сучасної екосистеми	72
2.2. Можливості комплексного використання річкового алювію: технологічна, економічна та екологічна оцінка	100
Глава 3. ПОРУШЕННЯ АСИМІЛЯЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА У ГІРНИЧОДОБУВНИХ РЕГІОНАХ НА ПРИКЛАДІ ДОНБАСУ	107
3.1. Сучасний стан геологічного середовища Донбасу (<i>С.О. Яковлев, С.М. Чумаченко</i>)	109
3.2. Концептуальні підходи щодо відновлення асиміляційного потенціалу геологічного середовища у гірничодобувних районах (<i>М.М. Коржнев, М.М. Курило</i>)	128

Глава 4. МОЖЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ АСИМІЛЯЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ДЛЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ УКРАЇНИ ТА ЇЇ РЕГІОНІВ	137
4.1. Закон збалансованого природокористування (М.М. Коржнев)	137
4.2. Використання асиміляційного потенціалу при переході до не сировинне спрямованої економіки (М.М. Коржнев, М.М. Курило)	139
4.3. Оцінка еколого-техногенних загроз АТО з метою відновлення Донбасу на засадах збалансованого розвитку (С.М. Чумаченко, Є.О. Яковлев)	145
ВИСНОВКИ (С.О. Довгий, В.В. Іванченко, М.М. Коржнев, М.М. Курило, С.М. Чумаченко, О.М. Трофимчук, Є.О. Яковлев, М.В. Беліцька)	159
ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ	163
ЛІТЕРАТУРА	164

ВСТУП

Розвиток України за весь час її існування як сировинної держави обумовив високий ступінь виснаження окремих складових природно-ресурсного потенціалу, переобтяження економіки важкими галузями виробництва. Ресурсоємність та енергоємність технологій, які використовувались у вітчизняній промисловості призвели до важких екологічних наслідків та критичних порушень балансу біосфери. Умовна відновлюваність і невичерпність водних, земельних ресурсів та ресурсів атмосфери визначили погіршення їх якісних характеристик через техногенні забруднення.

В поточному періоді розвитку вітчизняної економіки фіксуються критичні показники функціонування в багатьох галузях: скорочуються обсяги промислового виробництва і валютних надходжень до державного бюджету від експорту. Ці надходження, в основному, були від експорту продуктів хімічної промисловості (переважно калійних добрив), продуктів переробки залізних руд та прокату чорних металів і у значному обсязі витрачалися на імпорт вуглеводневих енергетичних ресурсів, необхідних для тих же хімічної промисловості й чорної металургії.

Трансформації сучасного суспільства, які супроводжуються усвідомленням необхідності відмови від сировинної орієнтації економіки країни, викликають необхідність вирішення екологічних проблем держави та її переходу на шлях збалансованого (адаптивного) природокористування. Допомогою у цьому можуть бути уявлення про асиміляційні властивості навколишнього природного середовища України (у тому числі її геологічного середовища) та методичні підходи щодо їх оцінки. Цей науковий напрямок виник в результаті ландшафтно-геохімічних досліджень минулого століття, почав швидко розвиватись і набув практичного значення для оцінки еколого-економічних умов територій вже у цьому столітті. Спочатку розглядалися питання забруднення повітря, ґрунтів і поверхневих вод та економічні механізми його регулювання, потім такі підходи були поширені й на верхню частину літосфери - геологічне середовище. Асиміляційні

властивості навколишнього природного середовища інтегровані у такому понятті як асиміляційний потенціал, що є унікальним природним ресурсом, який можна використовувати.

В даному дослідженні асиміляційний потенціал розглядається як здатність навколишнього природного середовища до певної межі поглинати небезпечні впливи природних або антропогенних чинників і відновлювати свої якісні характеристики, і це є одним із факторів, що знижує екологічну безпеку.

Глава 1. АСИМІЛЯЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА

Всі природні процеси і явища, пов'язані з геологічним середовищем, та негативні зміни цього середовища внаслідок антропогенного впливу, розглядаються, насамперед, з точки зору їх небезпеки для людини і природних екосистем [42]. У відповідності з цим слід розрізняти наступні поняття:

екологічна небезпека – викликана природними чи антропогенними чинниками, наближена у часі реальна загроза життєдіяльності населення та інтенсивних змін стану довкілля на великих площах із значними матеріальними та соціальними збитками;

екологічна безпека – стан захищеності довкілля (збереження рівноваги природних екосистем) та умов життєдіяльності людей від реальних або потенційних загроз небезпечних впливів природних або антропогенних чинників.

У сучасному суспільстві будь-яка країна намагається побудувати свою систему екологічної безпеки в залежності від того, які екологічні загрози та ризики природного і техногенного характеру існують на її території.

Асиміляційний потенціал – здатність навколишнього природного середовища до певної межі поглинати небезпечні впливи природних або антропогенних чинників. Він є одним із факторів, що знижує екологічну небезпеку і може трактуватись як природний ресурс.

Ризик – це ймовірність виникнення тієї чи іншої події, що спричинена впливом зовнішніх чинників та діяльністю людини і призводить до негативних наслідків для держави, суспільства, для окремого індивіда.

Вважається, що об'єктивне існування ризику зумовлене імовірнісним характером багатьох природних, соціальних і технологічних процесів. На понятті ризику базується методологія дослідження і оцінки небезпеки.

Поняття «небезпека» і «ризик» відносяться, відповідно, до можливих дій впливу небезпеки, які безпосередньо не залежать від об'єкта і від його реакції. Графічно це відношення зображене на рис. 1.1.

З рисунка видно, що ризик виникає тільки в області перетину небезпеки з об'єктом і не існує без них. Звідси випливає те, що небезпека - це процес, властивість або стан природи, суспільства чи техніки, які визначають загрозу для життя або благополуччя людей, об'єктів господарства чи навколишнього природного середовища, а ризик – ймовірнісна міра небезпеки.

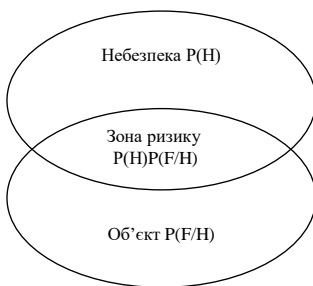


Рис. 1.1. Схема формування ризику від зовнішньої небезпеки за О.Л. Рагозіним [65]

Таким чином, *ризик* – міра кількісного визначення небезпеки. Вона характеризує векторну (тобто багатокомпонентну) величину, розраховану у більшості випадків за допомогою статистичних даних або імітаційних моделей, яка містить такі кількісні показники [14]:

- величина збитків від дії того чи іншого небезпечного фактору;
- ймовірність виникнення (частота виникнення) небезпечного фактору, що розглядається;
- невизначеність у величинах як збитку, так і ймовірності.

Збиток – фактичні і можливі економічні та соціальні втрати у результаті будь-яких подій, явищ, дій.

Природа не визначає ризиків для себе. Виникнення усіх катастрофічних (з точки зору людини) природних явищ, які б наслідки вони не мали для біосфери – все це змінюється природним шляхом. Катастрофи по відношенню до біоти в цілому слід розглядати як механізми корекції розвитку, або так звані біфуркації. Щодо їх впливу на окремі види, то для них це дійсно катастрофи, які можуть призвести до їх повного вимирання. Водночас людина надто потерпає і від катастрофічних природних явищ, і від наслідків власної техногенної діяльності, яка, в свою чергу, завдає збитків навколишньому природному середовищу, що з часом негативно впливає на ту ж саму людину.

У контексті запропонованих термінів асиміляційний потенціал виступає як елемент, що перешкоджає виникненню екологічної небезпеки і зменшує як саму небезпеку, так і можливий екологічний збиток від надзвичайних екологічних ситуацій і катастроф у зоні ризику.

1.1. Асиміляційні властивості довкілля (загальні засади)¹

Сучасна світова і регіональна економіка вийшли на необхідність переходу до сталого розвитку, суть якого полягає в тому, щоб не лише зберегти структуру і функцію біосфери як необхідної системи, що забезпечує існування життя, але і вирішити ряд важливих проблем соціально-економічного розвитку. А саме, зберегти природні ресурси і якість середовища існуючим і майбутнім поколінням.

Проте до теперішнього часу ще не розроблена струнка теорія сталого розвитку, зокрема природокористування. Не створено фундаментальній теорії в області еволюції структури і функції біосфери, що перебуває під впливом господарської діяльності людини. Не дана кількісна оцінка енергетичного вкладу людини в енергетику біосфери. Сьогодні лише робляться жалюгідні спроби

¹ Скорочено зі змінами і доповненнями за О.В. Кокіним [41].

через удосконалення систем управління різного рівня (від міжнародного до державного) вирішити грандіозну проблему «виживання» людства і скорочення природно-ресурсного потенціалу в умовах тиску на біосферу, що все збільшується. Правда, практика вже намагається знайти вихід з обстановки, що створилася, в ув'язці темпів економічного зростання світової економіки, окремих регіонів і держав з темпами відтворення природних ресурсів і якості природного середовища. Але ці спроби як і раніше ув'язуються з концепцією раціонального природо-користування, не йдучи від антропоцентричного світогляду на діяльність людини у біосфері. Хоча сьогодні багато дослідників, та і практики, вже говорять про необхідність заміни старої парадигми антропоцентризму на біосфероцентризм, але біосфера не потребує того, щоб людина «захистила її від неї самої». Бо її потенціал не порівняльне малий в порівнянні з енергетичним потенціалом біосфери [41].

Сучасна тенденція рішення задачі сталого розвитку як і раніше спирається на старі механізми і підходи стягування платежів за нераціональне використання природних ресурсів, формування відходів і забруднення довкілля.

Цей витратний підхід виходить з необхідності стягування плати за забруднення, яка дає можливість забезпечити фінансування природоохоронних заходів, щоб зупинити процес забруднення середовища.

В цілях пошуку нової основи, на якій могла б розвиватися теорія і практика у досягненні цілей сталого розвитку, виник новий напрям, що пов'язує необхідність відтворення природних ресурсів і якості природного середовища у рамках оцінки асиміляційної функції біосфери і природних комплексів. Проте домінуючим став напрям не оцінки асиміляційного потенціалу біосфери, а асиміляційного потенціалу довкілля (АПД). Що привело до уявлень про екстернальні [19] витрати в економіці природокористування.

Нерідко АПД і асиміляційний потенціал біосфери розуміють як одно і те ж, що за О.В. Кокіним є помилкою.

Асиміляційний потенціал в прикладному сенсі можна розглядати як: *асиміляційний потенціал біосфери - здатність її відновлювати свою функцію по підтримці життя залежно від збурюючих зовнішніх - (Сонця і космосу) і внутрішніх чинників природного кругообігу речовини і енергії, господарської діяльності людини.*

Асиміляційний потенціал довкілля - здатність середовища засвоювати, переробляти відходи конкретної виробничої діяльності людей в межах конкретних природних комплексів і екосистем. Нівелювати енергетичні, речові впливи виробництва за допомогою життєдіяльності, природного кругообігу речовини і енергії в структурі природного комплексу, що відрізняється від структури і функції біосфери ієрархічно нижчим рівнем організації системи.

При цьому необхідно спиратися на уявлення про асиміляційну *ємність* [12], яка є показником максимальної динамічної місткості кількості токсикантів, яке може бути за одиницю часу накопичено, зруйновано, трансформовано і виведено за межі об'єму екосистеми без порушення її нормальної діяльності. Величина асиміляційної ємності залежить від безлічі природних і антропогенних чинників, фізичних і хімічних властивостей, що поступають в екосистему. Але вирішальну роль при цьому грають біологічні процеси. Наприклад, при практичній оцінці асиміляційної ємності океану необхідно виділити гідродинаміку океану, мікробіологічне окислення органічних забруднюючих речовин, біоседиментацію і так далі.

Важливе уявлення про оцінку асиміляційного потенціалу біосфери і довкілля спирається на біотичний потенціал - як здатність протистояти дії несприятливих чинників довкілля (у тому числі і антропогенних).

Деякі дослідники схильні розглядати *асиміляційний потенціал середовища як специфічний природний ресурс*. Вводиться поняття *економічної цінності природи* [19]. За О.В. Кокіним з цим можна погодитися лише частково, якщо асиміляційну функцію середовища розглядати з точки зору потенційної можливості отримання вигоди з властивості середовища відновлювати свої

якості. Іншими словами, *вилучати екологічну і асиміляційну ренти* [34].

Також виникле бажання асиміляційний потенціал розглядати як ресурс, на який можуть бути розглянуті права власності [10]. У рамках приведених вище уточнень і уявлень про асиміляційний потенціал біосфери і довкілля, О.В. Кокін [41] відносить це до абсурду. Оскільки не можна приватизувати природний кругообіг речовини і життєві функції, що є агентами відтворення якості середовища і природних ресурсів².

З прийняттям в майбутньому суспільством і екологічним правом концепції збалансованого природокористування [34], перехід екологізації економіки на закон збалансованого природокористування система платежів перестане ґрунтуватися на витратному підході числень платежів за природокористування. Оскільки існуюча система стягування платежів за негативну дію на природне довкілля втрачає своє значення, а фінанси на природно-ресурсні та природоохоронні заходи акумулюються разом з іншими податками у державному бюджеті. Тобто, втрачається цільове призначення акумульованих фінансів.

Оцінки О.В. Кокіна [41] про стан асиміляційного потенціалу біосфери, дозволяють йому зробити висновок про перебільшення можливостей господарської діяльності людини чинити істотний вплив на її структуру і функцію. Асиміляційний потенціал біосфери (на рівні помилок розрахунків оцінних параметрів і не обліку усього різноманіття взаємозалежних змінних) як і раніше виконує свої функції по забезпеченню збалансованості кругообігу речовини і енергії. Енергетичний вклад господарської діяльності людини залишається несуттєвим по відношенню до енергетичного

² З погляду вченого геолога це дійсно так. Але природні процеси з підтримки рівноважного стану біогеоценозів формують їх здатність до самовідновлення, яку можна оцінити, вважати ресурсом і використовувати. В яких об'ємах використовувати ресурс вирішує власник. У рамках економіки природокористування такий підхід можна вважати обґрунтованим з певними застереженнями (ред.).

потенціалу біосфери, що накопила свій потенціал за мільярди років еволюції. Інертність, як здатність чинити опір збудженням з боку господарської діяльності людини по масі, часу свого становлення і розвитку, енергії, перевищує її в мільйони разів.

Ряд російських учених [22], розвиваючи ідеї В.І. Вернадського, приходять до висновку, що відносно стабільні умови для живих організмів на нашій планеті, буквально з початкових етапів існування життя, забезпечувалися і забезпечуються живою матерією. Якщо прийняти це твердження, то жива матерія грає роль регулятора процесів, що відбуваються в атмосфері і гідросфері, підтримує баланс речовини і термодинамічну рівновагу між ними, а також параметри зовнішнього середовища, комфортні для існування живих організмів. Подібна система регуляції здійснюється через зміну біологічних видів рослинного і тваринного світу шляхом спрямування еволюції в потрібну сторону, створення нових, регулювання їх чисельності і функціональних обов'язків з підтримці балансу навколишнього середовища, який забезпечує її параметри, необхідні для розвитку життя. Основою такої системи регуляції є здатність живих організмів накопичувати і віддавати назад енергію навколишнього середовища.

Саме зміна біологічних видів забезпечує вилучення з навколишнього середовища зайвої енергії, яка виникає на планеті при геологічних процесах в певні етапи її еволюції. Ця енергія накопичується в живій речовині і, після відмирання організмів, консервується в геологічному середовищі. В основному, через геохімічний цикл вуглецю підтримується баланс енергії в навколишньому середовищі і регуляція її температури.

Природно-ресурсний потенціал біосфери залишається високим не лише в частині запасів енергії вуглеводнів, різних металів, але і запасів поновлюваних джерел енергії вітру, сонячної енергії, ендогенного тепла Землі і інших джерел енергії. Відносна доля в загальному енергобалансі використання нетрадиційних джерел енергії зростає в розвинених країнах, а їх освоєння стає

престижним у боротьбі за збереження якості природного довкілля, незважаючи на значні економічні витрати і низький ККД.

Біосфера як і раніше залишається збалансованою системою, незважаючи на зростаючий тиск на її структуру і функцію з боку людини. А це означає, що обмінні процеси у біосфері повинні збільшувати свою швидкість пропорційне виникаючим навантаженням на основі закону дії та протидії, на основі принципів синергізму. Саме зміна клімату на Землі є реакцією у відповідь структури і функції біосфери на збурення з боку господарської діяльності людини, оскільки атмосфера більш чутлива до енергетичних збурень, ніж гідросфера, а остання більш чутлива, ніж обмінні процеси, що відбуваються в літосфері. При цьому не так важливі глобальні зміни (їх важче помітити і вичленити), скільки регіональні або навіть локальні флуктуації, які можуть привести до спонтанної зміни спрямованості й інтенсивності обмінних процесів у біогеоценозах, - елементарних складових біосфери.

Збурення, що породжують амплітуди флуктуацій у біосфері та її складових біогеоценозах, діють за принципом затухаючих коливань, здатних накладатися (за хвиловим принципом) і призводити до різних локальних наслідків: зменшення (зростання) амплітуд динамічних або енергетичних змін в певних місцях.

Господарська діяльність людини не повинна розглядатися поза структурою і функцією біосфери і бути як зовнішній збурюючий чинник. Він є внутрішнім, таким, що належить самій біосфері, оскільки людина не може виділити свою діяльність з неї й є не лише її підсистемою, але чинником еволюції, що провокує зміну середовища. У рамках теорії еволюції зміни середовища ведуть до зміни структури екосистем і живі організми, пристосовуючись до нових умов, конкурують за виживання в екологічній ніші людини.

Усвідомлення людиною свого місця в природі накладає на нього обов'язки не лише наслідувати закони природи, але і робити усвідомлений вибір в темпах свого розвитку, узгоджуючи їх з темпами відтворення природних ресурсів, якості природного середовища у рамках асиміляційного потенціалу біосфери в

глобальному плані й асиміляційного потенціалу довкілля - в локальному. Тобто, наслідуючи збалансоване природокористування. В майбутньому, за умови ліквідації бідності в масштабах світової спільноти, стабілізації чисельності населення, рішення проблем війни і мира, освіти і культури, використання досягнень науки і технологій, це дозволить людству використати енергетичний потенціал біосфери і перейти на модель адаптивного природокористування у рамках його коеволюції з біосферою [34].

1.2. Асиміляційний потенціал геологічного середовища та його складові

Антропогенний вплив на геологічне середовище може бути спрямованим на різні його складові: масив гірських порід, ґрунти, підземні води, газову складову, фізичні поля літосфери. Найбільш актуальним для сучасного періоду розвитку України є врахування асиміляційних властивостей перших трьох складових.

Вплив діяльності підприємства на довкілля до певної межі може ним поглинатися і не наносити йому екологічного збитку. При перевищенні цієї межі, що отримала назву асиміляційного потенціалу території, їй вже наноситься екологічний збиток, який можна виразити у грошах (економічний збиток). Асиміляційний потенціал – здатність навколишнього природного середовища зменшувати екологічний вплив природних і техногенних чинників (рис. 1.2).

Загальний об'єм асиміляційного потенціалу території складається із здатності атмосфери, гідросфери і верхньої частини літосфери (геологічного середовища) витримувати до певної межі як природний, так і антропогенний чи техногенний вплив. Асиміляційний потенціал різних територій України є різним у залежності від їх геологічної будови і фізико-географічних умов, що характеризують уразливість біоценозів, умови життєдіяльності населення в їх межах та їх інженерний захист. У кінцевому рахунку наявність таких властивостей навколишнього природного середовища підвищує безпеку життєдіяльності населення і дозволяє підприємствам економити на природоохоронних

витратах. Для геологічного середовища до складових цього потенціалу, насамперед, входять: 1 – здатність геологічного середовища розсіювати, знешкоджувати або поглинати забруднення, 2 – захищеність від забруднення горизонтів підземних вод, 3 – здатність протидіяти розвитку небезпечних геологічних процесів; 4 - здатність породного масиву витримувати навантаження без його порушення.

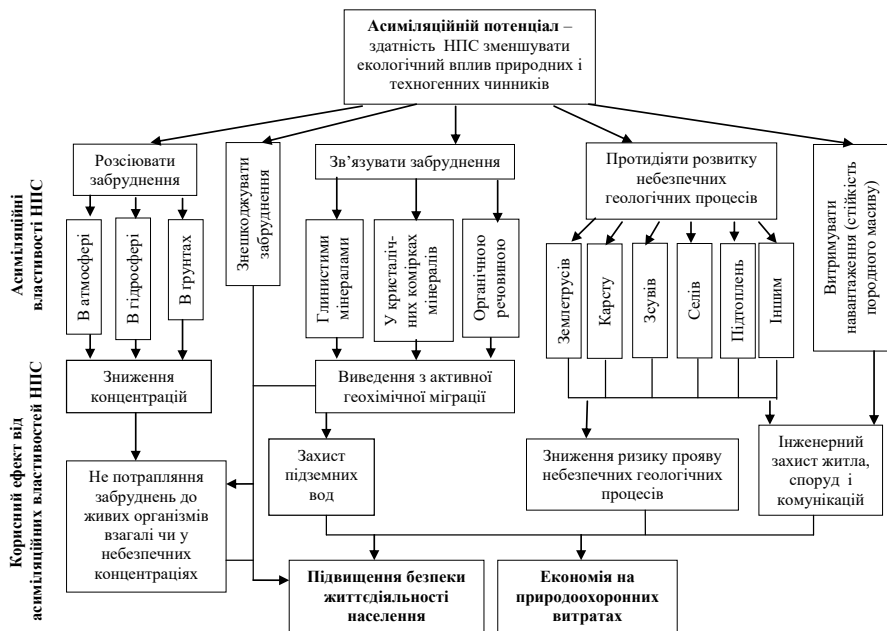


Рис. 1.2. Асиміляційний потенціал навколишнього природного середовища (НПС) і його вплив на екологічні та економічні показники [43]

Розсіяння забруднення в природних умовах в атмосфері (або гідросфері) пов'язане з його розбавленням чистим повітрям

(чистою водою) і зменшенням концентрацій забруднюючих речовин до значень ГДК. Внаслідок цього забруднення потрапляють до людини і живих організмів у кількостях, що не впливають на їх розвиток і стан здоров'я.

Мінеральна речовина, перш ніж залучиться у фізіологічний процес, обов'язково руйнується, тобто переходить в іонну або молекулярну форму [61]. Дія мінералів на живий організм (дистанційна, дотикова, пневмонічна, харчова), звичайно, має негативні фізіологічні та спадкові наслідки. Токсичність мінералів зумовлюється їх конституцією, насамперед, концентрацією та валентним станом атомів, морфологією і розміром індивідів (агрегатів). Токсичними за певних умов стають мінерали, які містять такі елементи: As, Sb, Hg, Ba, B, Cd, Co, Cu, Pb, Mo, Ni, Se, Tl, Be, U, V, Zn, Cr, Te, In, Bi, F, Al, Sr, S. Розроблена токсикологічна систематика мінеральних родовищ України [24]. Виділено три групи: а) хімічно токсичні родовища; б) родовища радіоактивних мінералів; в) родовища, шкідлива дія яких пов'язана з підвищеною твердістю або особливою морфологією їх мінералів. У першій групі, залежно від механізму руйнації мінералів та їх хімічного складу, виділено п'ять типів різнотоксичних родовищ.

У геологічному середовищі формуються так звані ореоли розсіяння навколо місць зосередження забруднень – техногенних аномалій. У цьому випадку розсіяння протікає з різною швидкістю у залежності від геологічної будови території та складу і властивостей ґрунтів, але досить повільно, порівняно з атмосферою і поверхневою гідросферою, і контролюється процесами геохімічної міграції у літосфері. У науковій літературі відомо таке поняття як індекс самоочищення території [88]. При статистичній обробці даних по областях України виявляється, що з ним корелюються хвороби органів травлення у населення [26]. На думку авторів, це можна пояснити тим, що самоочищення ґрунтів (в тому числі й від мінеральних добрив і пестицидів) йде за рахунок їх промивання атмосферними і ґрунтовими водами, які внаслідок цього забруднюються, що в свою чергу спричиняє забруднення

джерел питного водопостачання і, як наслідок, інфекційні захворювання та хвороби органів травлення.

У окремих випадках у навколишньому природному середовищі спостерігається *знешкодження забруднень* за рахунок їх хімічної взаємодії з природними реагентами (мінералами гірських порід, органічної речовиною, водою, газами) і розкладення мікроорганізмами. Все залежить від стійкості конкретного з'єднання-забруднювача в умовах природного середовища.

Поглинання чи зв'язування забруднень пов'язане з їх переходом у певних природних умовах в нерухому форму, яка уповільнює і може припиняти їх геохімічну міграцію, що заважає їх потраплянню спочатку через ґрунти до автотрофних, а потім через трофічні ланцюжки до гетеротрофних живих організмів. Таке потрапляння можливо з пилом до органів дихання чи зі звисами твердих частинок у питній воді. Здатність ґрунтів і кір вивітрювання гірських порід зв'язувати забруднення є суттєвим фактором, який перешкоджає його територіальному поширенню, що є, безумовно, позитивною властивістю геологічного середовища у випадку розвитку надзвичайних екологічних ситуацій і катастроф. Наприклад, значна частина радіоактивного цезію у Чорнобильській зоні втратила можливість територіального розсіяння з поверхневими і ґрунтовими водами за рахунок того, що він був зв'язаний у кристалічних комірках глинистих мінералів і польових шпатів при ізоморфному заміщенні калію. З іншого боку, ґрунти і гірські породи, у яких зв'язані забруднення (особливо радіоактивних елементів), самі можуть бути джерелами небезпеки, що обумовлює необхідність введення певних обмежень у їх господарському використанні.

Здатність зв'язувати чи затримувати забруднення водотривами – горизонтами порід, які у багатьох випадках складені глинистими мінералами, багато у чому обумовлює захист від забруднення підземних вод.

Здатність геологічного середовища протидіяти розвитку небезпечних геологічних процесів обумовлена географічним положенням місцевості, ступенем розчленованості рельєфу,

захищеністю схилів, геологічним розрізом, складом порід, зволоженістю і стійкістю породного масиву та багатьма іншими причинами. Разом зі здатністю породного масиву витримувати статичні і динамічні навантаження вони визначають інженерно-геологічні умови територій і дозволяють економити на витратах на будівництво і інженерний захист. Ці властивості навколишнього природного середовища (НПС) багато у чому визначають безпеку життєдіяльності населення

Найбільші порушення породного масиву відбувається при видобутку корисних копалин як при їх відкритій, так і підземній розробці. Якщо у першому випадку може йти мова про порушення стійкості породного масиву навколо кар'єрів і, частіше за все, зводиться до проблеми обвалів і зсувів порід у бортах кар'єрів, то в другому – до просідань, провалів, зсувів та інших геодинамічних порушень безпосередньо над підземними гірничими виробками, які часто об'єднуються у шахтні поля.

Відпрацьовані кар'єри піддаються рекультивації шляхом їх засипки нетоксичними відходами гірничого виробництва чи створення на їх місці водойм і рекреаційних зон. Проблема – що робити з шахтними полями, ще далека від вирішення. Ці території практично неможливо пристосувати до життєдіяльності населення чи будь-якої господарської діяльності. У другій половині минулого століття у Кривбасі цю проблему, навіть, намагались вирішити шляхом обрушення відпрацьованих шахтних полів підземними ядерними вибухами.

При розробці твердих корисних копалин підземним способом (будь то шахтний спосіб чи підземне вилуговування) у породному масиві на певній глибині формуються порожнини, які, якщо їх не закладати, досить часто починають «рухатися» вгору – кривля порожнини поступово руйнується, а вивільні породи накопичуються на її дніщі. При такому «русі» вгору порожнина досягає певного глибинного рівня, коли не витримує вже породний масив над нею. Він розбивається двома системами тріщин – радіальною і концентричною. Починається його просідання, яке може привести до формування провалу з розвитком обвалів і зсувів у його бортах.

Але, до певної межі – певного об'єму порожнини (чи групи порожнин), їх згаданих вище «руху» вверх і наступних геодинамічних порушень породного масиву не трапляється. Він витримує таке техногенне навантаження. Цю межу можна назвати межею стійкості породного масиву. До досягнення цієї межі можна економити на закладці виробленого простору, просто її не проводити.

Коли критичний об'єм підземних порожнин (гірничих виробок) перевищений, починається розвиток геодинамічних порушень поверхні геологічного середовища.

Щоб використати наведені закономірності у практичному регулюванні гірничої діяльності з метою запобігання її негативного впливу на навколишнє природне середовище, треба:

1. Проводити оцінку території гірничої діяльності, що планується чи проводиться, за величиною критично припустимого об'єму порожнин у породному масиві, яка фактично буде характеризувати його асиміляційний потенціал.

3. Заборонити проведення підземних гірничих робіт без закладки виробленого простору при перевищенні цього потенціалу.

4. Ввести плату гірничим підприємствам, пропорційну асиміляційному потенціалу породного масиву.

Зрозуміло, що оцінка території гірничої діяльності за величиною критичної стійкості породного масиву в гірничодобувних регіонах і районах крім критично припустимого об'єму порожнин має враховувати також ступень його природного (тріщинуватість, карстоутворення та ін.) або техногенного порушення внаслідок ведення гірничих робіт.

Захищеність горизонтів підземних вод є важливою складовою асиміляційного потенціалу геологічного середовища. В Україні ця наукова проблема досить змістовно охарактеризована у дослідженнях В.М. Шестопалова, М.С. Огняника, В.І. Лялька, та інших.

Загальну захищеність підземних вод виражають відносною величиною, зворотною інфільтраційному живленню (бали, ймовірний час досягнення забруднень до рівня водоносного горизонту та ін.). У одній з наших попередніх робіт В.О.

Складневим наданий огляд методичних підходів до її визначення та запропонована власна концепція оцінки уразливості підземних вод з застосуванням ГІС - технологій для умов Донецько-Макіївського і Центрального районів Донбасу [25].

Якщо розмірковувати про врахування захищеності підземних вод у економічному механізмі використання надр, то, у залежності від її ступеню, як за складову асиміляційного потенціалу геологічного середовища, треба брати плату. Гірничодобувні компанії, фактично, економлять на витратах по захисту горизонтів цих вод.

Асиміляційний потенціал геологічного середовища у тому об'ємі, що згадується у цьому розділі, обов'язково треба врахувати при удосконаленні економічного механізму використання надр. Для цього потрібні:

1. Розробка і затвердження методики оцінки асиміляційного потенціалу геологічного середовища;
2. Проведення за такою методикою робіт з оцінки цього потенціалу на територіях використання надр;
3. Розробка методики визначення диференційованого платежу за використання асиміляційного потенціалу геологічного середовища з врахуванням його складових – стійкості породного масиву, здатності зв'язувати (чи розсіювати) забруднення, захищеності горизонтів підземних вод та ін..

Треба провести районування територій країни за цим показником, попередньо надав йому чітке визначення, і ввести для підприємств диференційовану плату за його використання.

1.3. Асиміляційний потенціал ґрунтів³

Аналізуючи асиміляційні властивості сільськогосподарських ґрунтів України О.Б. Ярош [92] у рамках прийнятої ним математичної моделі доводить, що розподіл вагових коефіцієнтів між складовими асиміляційного потенціалу, у залежності від

³ Скорочено за О.Б. Ярошем [92]

швидкостей обмінних процесів у різних компонентах середовища, $1/7_{\text{повітря}} + 2/7_{\text{вода}} + 4/7_{\text{грунт}} = 1$. Це означає, що повільніше за все асиміляція забруднень йде у ґрунтах, швидше – у водному середовищі, а найшвидше – у повітрі. Спектр забруднень ґрунтів великий: від органічних з'єднань до твердих побутових відходів, тому О.Б. Ярош пропонує розглядати найбільш значні забруднювачі ґрунтів – важкі метали у рамках їх геохімічного кругообігу. При цьому оцінку асиміляції проводити шляхом виявлення можливостей переведення цих токсичних елементів у інертний стан у ґрунтовому середовищі.

Згідно з дослідженнями [3] відомо, що важкі метали поділяються за токсичній дією на групи:

- з дуже високим потенціалом забруднення - *Pb, Hg, Cd, Cr*;
- з високим потенціалом забруднення - *Bi, U, Mo, Ba, Mn, Ti, Fe, Se, Te*;
- з середнім потенціалом забруднення до них відносяться: *F, Be, V, Rb, Ni, Co, As, Ge, In, Ce, W*;
- із слабким потенціалом забруднення - *Sr, Zr, La, Nb*.

Найтоксичнішими є елементи першої групи. Оскільки збільшення їх концентрації є значущим показником небезпеки для здоров'я людини.

Дослідженнями [29] показано, що істотно впливає на доступність важких металів для рослин її гранулометричний склад, реакція середовища ґрунту рН, зміст гумусу, катіонообмінна здатність і дренаж. Таким чином, здатність ґрунтів асимілювати забруднення безпосередньо залежить від основних критеріїв: рН середовища і наявність гумусу. Згідно з агрохімічними дослідженнями [60]:

- якщо ґрунт має рН від 4,0-6,0, то вона є кислою, а при зростанні кислотності в ґрунті важкорозчинні з'єднання переходять в рухливіші форми, при цьому підвищується активність багатьох важких металів;
- якщо ґрунт має рН від 7,5-8, то вона є лужною і в ній утворюються важкорозчинні з'єднання: гідроксиди, сульфідні,

фосфати, карбонати і оксалати важких металів, тобто асиміляційна здатність її у край низька.

Другий показник — наявність гумусу. Враховуючи те, що важкі метали можуть утворювати складні комплексні з'єднання з органічною речовиною ґрунту в кислому середовищі, то при високому вмісті гумусу, важкі метали менш доступні для рослин в нейтральному і слаболужному середовищі ґрунтового розчину [62]. Упродовж останніх 20 років середній зміст гумусу знизився по усім природним зонам України. Це пов'язано зі зменшенням внесення органічних добрив. Зменшення врожайності спостерігається в основному в промислових регіонах, де відсоток зниження якості і кількості урожаю проявляється в середньо й сильно забруднених важкими металами ґрунтах (табл. 1.1).

Близько 1/10 посівних земель зосереджено в зоні Полісся, приблизно 2/5 в Лісостеповій зоні України і половина в Степовій зоні [48]. Виходячи з даних по рН ґрунтів і змісту гумусу, з урахуванням переважаючого виду ґрунтів О.Б. Ярошом [92] зроблено висновок, що здатність ґрунтів асимілювати важкі метали (асиміляційний потенціал ґрунтів) Волинської, Закарпатської, Житомирської, Львівської, Рівненської областей є у край низькою. Ґрунти Хмельницької, Чернігівської, Київської, Чернівецької, Івано-Франківської областей мають слабкий асиміляційний потенціал. Інші області в цілому мають середній і нормальний природний асиміляційний потенціал, окрім окремих ділянок.

Відомо, що ґрунти Донецької, Дніпропетровської, Запорізької, Луганської областей мають досить хороший асиміляційний потенціал, що обумовлений високим вмістом гумусу й оптимальним рН середовища. Це означає, що забруднення важкими металами цих регіонів перевищило асиміляційну ємність ґрунтів, перейшло критичний поріг по навантаженням на педосферу. Оцінка, проведена для адміністративно-територіальних одиниць України, дозволила орієнтовно диференціювати ці території за ступеням порушення й асиміляційною ємністю.

Таблиця 1.1.

Динаміка врожайності зернових і зернобобових культур [92]

Назва регіону	1990 г, ц/га	2011 г, ц/га	зниження/ збільшення врожайності, %
АР Крим	36,3	31,9	-12,1
Вінницька	37	49,3	33,2
Волинська	32,2	29,7	-7,7
Дніпропетровська	39,1	30,8	-21,2
Донецька	37,8	29,5	-21,9
Житомирська	26,8	39,3	46,6
Закарпатська	47,7	37,6	-21,1
Запорізька	38,3	26	-32,1
Івано-Франківська	34,6	39,6	14,4
Київська	35,6	45,2	26,9
Кіровоградська	39,1	40,9	4,6
Луганська	30,9	25,5	-17,4
Львівська	33,3	36,5	9,6
Миколаївська	35,4	28,4	-19,7
Одеська	29,8	29,2	-2,0
Полтавська	41,2	51,6	25,2
Рівненська	30,6	32,6	6,5
Сумська	31,1	38,3	23,1
Тернопільська	32,5	41	26,1
Харківська	37,9	37	-2,3
Херсонська	35	32,4	-7,4
Хмельницька	32,4	40,3	24,3
Черкаська	38,8	57,3	47,6
Чернівецька	44,3	45,8	3,3
Чернігівська	26,3	38,4	46,0

1.4. Методичні підходи щодо визначення асиміляційного потенціалу

Найбільш змістовне одними з перших поняття асиміляційного потенціалу як обмеженого природного ресурсу використане О.О. Голубом і О.Б. Струковою [20] при розгляді регулювання викидів в атмосферу, які до певної кількості можуть розсіюватись в атмосфері. Його існування і використання приносить підприємцю дохід (що полягає в економії природоохоронних витрат), але за це підприємець повинний платити. Криву граничних витрат на очищення викидів вони вважають кривою попиту на цей ресурс. Таким чином, завдяки наявності в природного середовища здатності асимілювати певну кількість шкідливих викидів є можливість заощаджувати на природоохоронних витратах. У кінцевому рахунку ця економія і визначає цінність асиміляційного потенціалу природного середовища як природного ресурсу.

Цінність асиміляційного потенціалу визначається тією роллю, що він грає в процесі формування витрат і результатів. З одного боку, його наявність дозволяє частково викидати відходи виробництва в навколишнє середовище і тим самим заощаджувати на витратах на очищення викидів. З іншого боку, стійкість екологічних систем, здатність переробляти і знешкоджувати відходи запобігають виникненню втрат (збитків), що можуть бути викликані погіршенням основних властивостей навколишнього середовища. Заощаджені витрати на запобігання забруднення (чи відвернений збиток) визначають основу економічної оцінки «асиміляційного потенціалу».

Витрати по виробництву продукції складаються з витрат по її випуску і витрат по використанню асиміляційного потенціалу. Цей потенціал виступає як обмежений ресурс, що має цінність у силу того, що його існування дозволяє заощаджувати на природоохоронних витратах. Наприклад, ми вважаємо, що оптимальне значення виробництва – C . Тоді ωC — обсяг відходів, що утворилися в процесі виробництва (рис. 1.3А). Якби асиміляційний

потенціал скоротився з D до D_1 , то додаткові витрати склали б S , а оцінка одиниці асиміляційної ємності зросла б з λ до λ_1 .

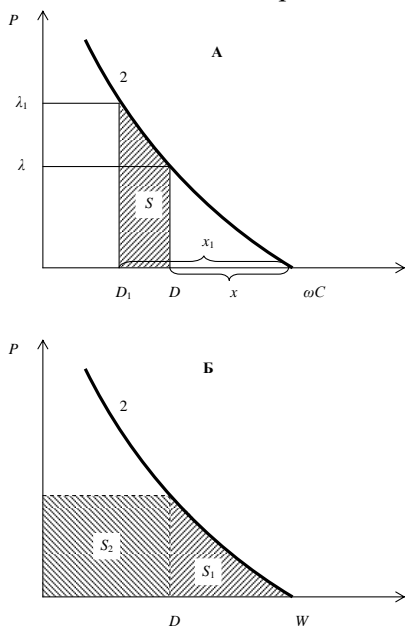


Рис. 1.3. Оцінка «асиміляційного потенціалу» за [20]: А - зміна ціни при його скороченні; Б – складові економічної оцінки (пояснення у тексті).

2 — граничні витрати на очищення викидів.

Повертаючи до розглянутої ситуації, коли величина асиміляційної ємності складає D , можна сказати, що S_1 — сумарні витрати по запобіганню забруднення; S_2 — економічна оцінка «асиміляційного потенціалу» природного середовища (рис. 1.3Б).

Виходячи з інтерпретації вродної граничних природоохоронних витрат як кривої попиту на «асиміляційний потенціал» і змінюючи обсяг його пропозиції, ми одержимо різні значення оцінки «асиміляційного потенціалу». Тобто змінюючи ціну асиміляційного потенціалу, ми можемо регулювати його попит.

Але попит може змінюватись і з інших причин. Наприклад, зросли масштаби виробництва. Об'єм викидів при цьому збільшився. Крива граничних витрат, яку ми вважаємо кривою попиту, зрушилася вправо. Об'єм пропозиції залишився незмінним, і тому ціна збільшується. Тепер припустимо, що в результаті розвитку технологій знешкодження відходів граничні витрати по уловлюванню викидів знизилися. Момент зміни технологій очищення супроводжується відносним скороченням попиту на дозволи на викиди. Держава може використовувати таку ситуацію, якщо хоче домогтися зменшення навантаження на навколишнє середовище.

Якщо відмовитись від передумови про бажання обмежити викиди на рівні D , то виникає питання: у що обійдеться суспільству збільшення пропозиції асиміляційного потенціалу? Очевидно, збільшення навантаження на навколишнє природне середовище вище рівня D приведе до виникнення економічного збитку від забруднення навколишнього середовища. Цей збиток буде вимірником витрат, що суспільство готове понести для збільшення пропозиції «асиміляційного потенціалу». Звернемося до рис. 1.4, на якому поряд із кривою попиту на асиміляційний потенціал представлена крива граничного збитку.

Крива граничного збитку дає уявлення про витрати суспільства на збільшення пропозиції асиміляційного потенціалу. Як ми вже знаємо, оптимальна пропозиція «асиміляційного потенціалу» досягається у точці V_0 , де перетинаються криві граничних природоохоронних витрат і граничного збитку. Фактично це точка перетинання кривої попиту і кривої граничних витрат, що забезпечують задоволення попиту на цей природний ресурс. Не можна говорити про величину V_0 як про «асиміляційний потенціал». Вірніше говорити про те, що V_0 — це об'єм прав на розміщення відходів у навколишнім середовищі, що надаються підприємцям, які використовують небезпечні для навколишнього середовища технології. Цей об'єм може збігатися, а може і не збігатися з «асиміляційним потенціалом» навколишнього середовища. Усі залежить від стратегії, обраної суспільством, тобто

від того, на якому рівні якості навколишнього середовища зупиниться його вибір.

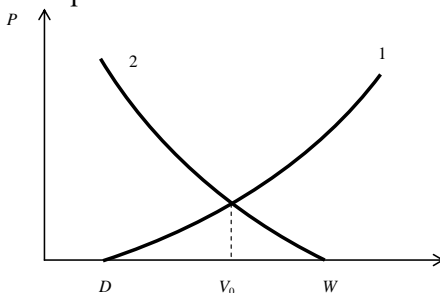


Рис. 1.4. Трактування ринку асиміляційного потенціалу за [20].

1 — попит на асиміляційний потенціал; 2 — крива граничного збитку, тобто тих витрат, що необхідні для того, щоб збільшити пропозицію асиміляційного потенціалу.

Для забезпечення раціонального використання асиміляційного потенціалу, як вважають О.О. Голуб і О.Б. Струкова [20], необхідне введення майнових прав на нього. У цьому випадку зовнішні (екстернальні) витрати перетворюються у внутрішні. Або користувач асиміляційного потенціалу (підприємство-забруднювач) платить власнику; або власник сам використовує асиміляційний потенціал, заощаджуючи на витратах по боротьбі з забрудненням (якщо він організував виробництво, пов'язане з викидами); або одержує додаткові доходи від сільського господарства, туристичного чи іншого бізнесу, що вимагає гарної якості природного середовища.

У сучасний період розробляються економічні методи управління використанням асиміляційного потенціалу регіонів (територій) з пропозиціями закріпити їх на законодавчому рівні [80]. У таких дослідженнях фігурує не лише забруднення повітряного басейну, водних об'єктів, ґрунтів і так далі, а і таке узагальнене поняття як величина антропогенної дії на довкілля.

Системні дослідження взаємозв'язку асиміляційного потенціалу та екологічного стану головних природних систем, що забезпечують життя, – біосфери, гідросфери, літосфери, атмосфери, свідчать про його наступні індикатори сучасного прояву:

1) здатність асиміляційного потенціалу нейтралізувати негативні зміни складових довілля (верхньої зони літосфери, біосфери, гідросфери, атмосфери) за умов зростаючого впливу техногенезу забезпечує задовільний рівень або повільне зниження безпеки життєдіяльності людини у районах, що техногенне перевантажені, районах надмірної розораності земель, суцільного зарегулювання річок та уповільнення їх водообміну та ін.;

2) системи асиміляційного потенціалу надають можливості досягнення рівноважного стану природно-техногенних геосистем між їх окремими елементами і середовищами, такими як «техногенний об'єкт – зона змін навколишнього середовища», «техногенний об'єкт – геологічне середовище», та визначення гранично-припустимих навантажень або змін [69, 71, 77].

В той же час, усі дослідники відмічають, що визначення параметрів і кількісних оцінок асиміляційного потенціалу є доволі складною науково-технічною проблемою, враховуючи велику кількість природних і техногенних зв'язків при формуванні природно-техногенних систем.

Регіональні техногенні зміни навколишнього середовища України, як держави з формуванням ВВП переважно за рахунок мінерально-сировинних ресурсів (до 43-45%), обумовлюють розвиток численних складних природно-техногенних систем з критичним використанням асиміляційного потенціалу. При цьому найбільш активно використовується асиміляційний потенціал геологічного середовища як головного «депо» більшості техногенних впливів на довілля [25, 49, 69, 74].

У сучасний період діє ряд нормативів, які визначають порогові впливи на асиміляційний потенціал природного середовища на території України, але вони недостатньо враховують взаємодію природних систем, що забезпечують життєдіяльність населення, та

природно-техногенних систем, які виникають при використанні надр.

У якості прикладу можна навести взаємодію викидів промисловості у повітря з ґрунтами як верхньою зоною геологічного середовища, які є їх довгостроковим «депо» та найбільш активною біогеохімічною складовою навколишнього середовища. При досягненні гранично-припустимої концентрації ($C_{ГПК}$) забруднювача у повітрі, його наступна довгострокова акумуляція на поверхні ґрунту доволі часто призводить до практично незворотного погіршення ландшафтно-геохімічних умов, якості поверхневих і ґрунтових вод та сільгосппродуктів.

Техногенні зміни взаємодії поверхневих і ґрунтових вод при зарегулюванні річкової мережі (каскад водосховищ р. Дніпро, 32 тис. штучних водойм з середнім підпором 2-10 м) зараз є фактором регіонального підпору ґрунтового водоносного горизонту та підтоплення земель із наступним зменшенням асиміляційного потенціалу ГС. При середньому підпорі $h_{сер}$ та гідравлічному градієнті річки i відстань впливу підпору вздовж русла складе:

$$L_{п} = h_{сер}/i \quad (1.1).$$

Враховуючи велику чисельність просторово розподілених підпорних гідротехнічних споруд, привертає увагу рівень техногенної деформації річкової мережі. Емпіричне значення гранично-припустимої величини зарегулювання річкового стоку дорівнює 0,25, тоді як регіональний рівень зарегулювання річкової мережі України підпорними спорудами за залежністю (1) сягає 60-70%. Таким чином, більшість річкових басейнів України мають 2-3-кратне перевищення асиміляційних властивостей зони активної взаємодії поверхневих і ґрунтових вод (території заплав, 1-ої та 2-ої терас).

За умов часткового зарегулювання поверхневого стоку, асиміляцію стоку геологічним середовищем (АСГС) річкового басейну можна визначити за наступною залежністю:

$$АСГС_{р} = 1 - (L_{п}/L_{р})/0,25 \quad (1.2).$$

Для визначення асиміляційний потенціал ГС за умов врахування впливу небезпечних екзогенних геологічних процесів,

як свідчать результати досліджень відомих фахівців (В.Т. Трофимова, Г.І. Рудька, А.В. Лущика, В.С. Круподьорова) доцільно, на наш погляд, використання співвідношень мінімальної, нормативно припустимої та поточних (локальних або об'єктових) значень ураженості небезпечними геологічними процесами (НЕГП) – відповідно, f_{\min} , f_n , f_i . Для цього можна використати типову залежність визначення АСГС:

$$АСГС_{\text{НЕГП}} = (f_n \cdot f_i) / (f_n \cdot f_{\min}) \quad (1.3).$$

Часткове зменшення асиміляційного потенціалу навколишнього середовища (в тому числі АСГС) може відбуватися внаслідок дії природних чинників, наприклад глобальних змін клімату: потепління, збільшення кількості і нерівномірності опадів. Слід відмітити, що більшість природних впливів на асиміляційний потенціал навколишнього середовища має квазістабільний і, відповідно, збалансований характер завдяки їх перерозподілу між головними природними системами життєзабезпечення або в елементах природно-техногенних геологічних системах [25, 27, 47, 71, 77].

В загальному екологічному плані техногенні зміни навколишнього середовища прийнято відносити до негативних або позитивних стосовно їх сприйняття людиною.

В той же час, увесь спектр техногенних змін екосистем (атмосферних, гідросферних, літосферних, біосферних) прийнято оцінювати з точки зору рівноваги їх природно-техногенного стану або у зонах впливу техногенного об'єкту за умов динамічної рівноваги природно-техногенних геологічних систем. У зв'язку з цим, більшість дослідників (Е.В. Соботович, В.М. Шестопапов, В.Т. Трофимов, Г.І. Рудько, В.В. Долін та ін.) припустимі межі їх розвитку або змін навколишнього середовища визначають як припустимий рівень зменшення асиміляційного потенціалу навколишнього середовища [25, 27, 47, 49, 74, 91].

Тим самим забезпечується, на наш погляд, більш екологічно змістовне визначення гранично-припустимих навантажень або змін у складових природно-техногенних геологічних систем, в першу чергу геологічного середовища, спрямованих на збереження

природної рівноваги систем, що визначають екологічні умови існування людини в інтересах майбутніх поколінь.

Інтегральним визначенням асиміляції у біосфері вважається сукупність хімічних процесів у живому організмі, які направлені на утворення й оновлення структурних частин клітини тканин біологічного об'єкту із засвоєних поживних речовин.

За аналогією екологічною межею асиміляційного потенціалу (межі засвоєння техногенних впливів) у складі природно-техногенних геологічних систем можна визначити межу збереження біорізноманіття та квазірівноваги головних природних систем, що підтримують і забезпечують існування людини. Сучасні розробки дозволяють дійти висновку, що за умов взаємодії таких систем межа асиміляційного потенціалу ГС визначається мінімальним його рівнем одного із елементів природно-техногенних геологічних систем.

Приймаючи до уваги, що ґрунти, зона ненасиченої фільтрації (зона аерації) та верхня зона техногенних змін літосфери (ГС) є «депо» більшості техногенних впливів на довкілля, уявляється доцільним за системою гранично-припустимих навантажень або змін визначити загальну схему оцінки асиміляційного потенціалу геологічного середовища як інтегрального показника його стійкості [25, 69, 91].

Взаємодія ГС у процесі використання надр з біосферою, гідросферою і атмосферою призводить до формування у складі природно-техногенних геологічних систем квазірівноважних техногенно-геологічних систем «техногенний об'єкт – ГС», які мають просторово-часову стійкість та відносну самостійність розвитку.

Із вищенаведеної схеми можна дійти висновку, що при оцінці асиміляційного потенціалу ГС за геохімічними, гідрогеологічними, інженерно-геологічними, геофізичними та медико-геологічними показниками (Г.І. Рудько, В.В. Долін, Т.В. Козуля та ін.) доцільне нормування цих показників, але за умов розгляду їх трансформаційних зв'язків у структурі природно-техногенних геологічних систем або у схемі визначення асиміляційного

потенціалу навколишнього середовища в цілому [25, 69, 49, 71, 74, 77, 91].

В процесі використання надр і формування гірничо-видобувних районів або окремих гірничо-видобувних підприємств головними джерелами забруднення ГС є тверді, рідкі і газоподібні відходи видобутку і переробки мінеральної сировини, які відносяться до первинних джерел впливу елементів техногенних геологічних систем на довкілля та асиміляційний потенціал ГС як складову асиміляційного потенціалу навколишнього середовища. В той же час, у процесі використання надр відбувається взаємодія відходів між собою та з елементами навколишнього середовища (біотичними, атмосферними та ін.). Внаслідок цього утворюються нові сполуки (синергетичні ефекти), які можуть бути вторинними, іноді, більш шкідливими забруднювачами [25, 47, 69].

У зв'язку з вищенаведеним, у процесі використання асиміляційного потенціалу ГС доцільно виділити наступні рівні, що корелюються із загально прийнятою 5-ті ступеневою градацією техногенних змін навколишнього середовища та здоров'я людини (табл. 1.2).

зростаючим використанням природних ресурсів світовою спільнотою задана модель, яка включає 3 блоки: навколишнє середовище, здоров'я населення та виробництво товарів і послуг.

Для економіки України сьогодні характерним є формування до 45% ВВП за рахунок видобутку та переробки мінерально-сировинних ресурсів, що обумовлює високі показники ресурсо- й енергоємності, формування відходів та використання асиміляційного потенціалу як ГС, так і навколишнього середовища.

Тому уявляється, що для збалансованого розвитку більшості регіонів України потрібно відновлення асиміляційного потенціалу НС шляхом створення нових виробництв зі зниженою ресурсо- й енергоємністю, в першу чергу, у розвинутих («старих») гірничо-добувних районах Донбасу, Кривбасу, Карпатського регіону. З іншого боку, виснаження асиміляційного потенціалу навколишнього середовища і незворотні зміни головних природних ресурсів, що забезпечують життєдіяльність (земельних, водних та ін.) при

значному погіршенні економічного стану та здоров'я населення роблять цю проблему дуже складною і довгостроковою.

Таблиця 1.2.

Схема взаємоузгодженої оцінки змін екологічного стану довкілля, асиміляційного потенціалу ГС та стану здоров'я людини

Предмет оцінки стану	Рівні змін				
	незначні (нестійкі)	помітні	підвищені	критичні	Катастрофічні
Екологічний стан навколишнього середовища	Близький до варіацій фонових значень	Локальні стійкі зміни	Зміна стану більшості екосистем	Прояв незворотних змін екосистем на більшості території	Суцільне техногенне перетворення екосистем
Рівень використання асиміляційного потенціалу геологічного середовища	Малопомітний, наближений до коливань фонових значень	Локальні небезпечні зміни (забруднення), початкова активізація НЕГП ¹ (до 10%)	Стійкі територіальні порушення рівноваги ГС, формування складних ТГС ²	Формування численних територій з втратою керованого стану ГС	Незворотні техногенні зміни стану ГС
Стан здоров'я людини	Здорове	Погіршене	Зростання виснаження	Зростання захворюваності	Прояв патологічних змін

¹ – небезпечні геологічні процеси;

² – техногенно-геологічні системи.

На сучасному етапі глобального розвитку економіки зі

В умовах техногенних впливів на природний комплекс території рівень змін асиміляційного потенціалу навколишнього середовища буде дорівнювати :

$$AP_t = AP_0 \cdot (1-r)^t \quad (1.4),$$

де $АП_t$ – асиміляційний потенціал навколишнього середовища на розрахунковий час t (термін експлуатації виробництва або функціонування природно-техногенної системи;

$АП_0$ – початкове значення асиміляційного потенціалу навколишнього середовища;

r – припустима величина зниження асиміляційного потенціалу в часі (у долях одиниці/рік).

Із вищенаведеної залежності можна визначити розрахунковий час t_{\min} , коли діапазон змін асиміляційного потенціалу навколишнього середовища або ГС від $АП_0$ до $АП_{\min}$ буде тією його часткою, яка може бути використана у господарської діяльності того чи іншого виробництва (об'єкту).

Після логарифмування залежність (4) має наступний вигляд:

$$\lg АП_t = \lg АП_0 + t \cdot \lg(1-r). \quad (1.5).$$

Якщо з урахуванням постійних значень прийняти $\lg АП_0 = a_0$, а $t \cdot \lg(1-r) = \kappa$, то рівняння (5) може бути узагальненим як рівняння прямої вигляду (рис.1.5):

$$y = a_0 - \kappa \cdot t \quad (1.6),$$

знак “–” перед коефіцієнтом “ κ ” пов'язаний з тим, що член рівняння $(1-r) < 1$.

Із розрахункової залежності (6) та рис.1.5 слідує, що розрахунковий час t_{\min} досягнення $АП_{\min}$ у якості припустимої величини зниження асиміляційного потенціалу ГС (навколишнього середовища) залежить від стрімкості кута нахилу лінійного графіку функції $АП_t = f(t)$

$$t_{\min} = (\lg АП_0 - АП_{\min}) / \lg(1-r) \quad (1.7).$$

Головними джерелами забруднення навколишнього середовища в зонах впливу техногенної геологічної системи є тверді й рідкі (шахтні стічні води) відходи. Атмохімічний вплив повітряних викидів на забруднення приземного шару повітря та ґрунти переважно локалізується в межах гірничо-видобувних регіонів; рідкі відходи частіше за все надходять у поверхневі водні об'єкти, що обумовлює їх вплив в межах місцевих, міжрегіональних та транскордонних річкових басейнів. Тверді відходи видобутку і

переробки мінеральної сировини відрізняються найбільш довгостроковим впливом та його стійкістю у часі.

В загальному плані еколого-геохімічну та еколого-гідрогеологічну складові асиміляційного потенціалу ГС можна визначити на основі впровадження гранично-припустимих концентрацій ($C_{ГПК}$) надходження техногенних забруднень у геохімічні ландшафти (грунти), горизонти питних і мінеральних (лікувальних) вод як у складові ГС або довкілля.

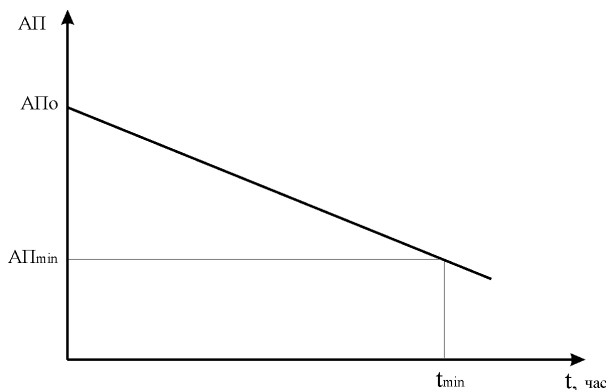


Рис. 1.5. Принципова схема динаміки змін асиміляційного потенціалу ГС (навколишнього середовища) у часі

За умов формування в межах окремої техногенно-геологічної системи визначеної кількості відходів (G), які мають відносно стабільну долю переходу ($K_{П}$) у складову навколишнього середовища (водну, повітряну та ін.) об'ємом (масою, площею) V , то його асиміляційну здатність у загальному (просторово-територіальному) вимірі можна визначити за наступною орієнтовною залежністю

$$G \cdot K_{П} / V < C_{ГПК} \quad (1.8).$$

На даний час існує багато нормативів, у яких зведені значення $C_{ГПК}$ за різними класами забруднювачів складових навколишнього

середовища. Зазначені нормативи є доволі недосконалими щодо визначення асиміляційного потенціалу навколишнього або геологічного середовища, так як недостатньо враховують взаємодію біотичної, абіотичної і техногенної складових природно-техногенної або техногенної системи.

У практичних еколого-геологічних оцінках частіше усього використовуються 2 показники геохімічного забруднення складових навколишнього середовища: коефіцієнт концентрації K_K і сумарний показник забруднення $K_{СПЗ}$;

Коефіцієнт концентрації K_K дорівнює відношенню поточної концентрації забруднювача C_i до його $C_{ГПК}$ або фонового значення:

$$K_K = C_i / C_{ГПК(фон)} \quad (1.9).$$

Сумарна величина K_K для багатоеlementного забруднення визначається як

$$K_{СПЗ} = \sum_1^n K_K - (n - 1) \quad , n - \text{кількість забруднювачів.}$$

Існують градації $K_{СПЗ}$ за рівнем екологічного впливу (Ю.Є. Саст, 1983 рік), які мають наступні значення: <16, 16-32, 32-128, >128 (відповідно, незначний, помірний, високий, критичний).

Слід відмітити, що асиміляційний потенціал ГС тісно пов'язаний з розподіляючою здатністю елементів ГС стосовно техногенних впливів, в першу чергу надходження забруднень.

Наприклад, при надходженні у складові ГС (грунти, підземні води) хімічного забруднення його остаточна кількість в межах техногенно-геологічної системи складе:

$$G_{ост} = G_0 - (G_d + G_p) \quad (1.10),$$

де: G_0 – загальна кількість надходження забруднення;

$G_{d,p}$ – відповідно, кількості розсіювання (дисперсії) та розпаду.

Із вищенаведеної залежності можна побачити, що за умови $(G_d + G_p) < G_0$ буде мати місце стійке зростання $G_{ост}$ і, як наслідок, виснаження асиміляційного потенціалу ГС та перевищення $C_{ГПК}$ в окремих складових ГС та довкілля.

За умов великих змін значень K_K та $K_{СПЗ}$, на наш погляд, доцільним є використання нормованих окремих критеріїв у вигляді

безрозмірних показників на основі 100-бальної шкали. При цьому нами пропонується використовувати такий вид залежності, коли відносне збільшення техногенного показника (параметру) над різницею ($C_{ГПК} - C_{фон}$) визначає рівень зростання забруднення окремих складових ГС (довкілля) та вичерпання асиміляційного потенціалу ГС (навколишнього середовища):

$$\alpha_{ВАП} = \frac{C_i - C_{фон}}{C_{ГПК} - C_{фон}} \cdot 100 \quad (1.11),$$

де $\alpha_{ВАП}$ – показник перевищення (вичерпання) асиміляційного потенціалу ГС (навколишнього середовища);

$C_{ГПК} - C_{фон}$ – припустима величина надходження техногенного забруднення в елемент геологічного середовища (довкілля), формуючий його екологічний стан.

Сучасний економічний розвиток України відбувається в умовах аномального використання мінеральної сировини (до 20 т/рік на людину), земельних і водних ресурсів (техногенне порушення більше 70 %). Останнє негативно впливає на біорізноманіття та рівень асиміляційного потенціалу техногенне перевантажених районів, в першу чергу гірничо-видобувних (Донбас, Кривбас та ін.), масштабної меліорації земель (Причорномор'я, АР Крим) та зарегулювання річкового стоку (Центральний, Східний, Західний регіони).

Враховуючи те, що у ряді районів України техногенез досяг рівня, коли окремі елементи біосфери втрачають можливість до самовідновлення внаслідок критичного зменшення асиміляційного потенціалу навколишнього середовища, уявляється необхідним розробка наукових основ його економічних показників з метою уникнення критичного зниження безпеки життєдіяльності людини [25, 27, 47, 71, 77, 91].

Порівняння природної здатності територій асимілювати природні і антропогенні впливи. Будь який біогеоценоз із розповсюджених на території складаються з двох частин: біоценозу – сукупності видів живих організмів і біотопу – абіотичних умов їх

існування. Асиміляційний потенціал мають і біоценоз як частинка біосфери, і біотоп. В реальних умовах їх вичленити із загального асиміляційного потенціалу території важко, а мабуть і непотрібно.

Ми пропонуємо для порівняльної оцінки загального асиміляційного потенціалу територій та їх природної здатності асимілювати природні і антропогенні впливи використати такі складові асиміляційного потенціалу геологічного середовища як здатність територій розсіювати (зв'язувати) забруднення, стійкість породного масиву та його здатність протидіяти розвитку небезпечних геологічних процесів і ступень захищеності горизонтів підземних вод пітного водопостачання. Намагатися безпосередньо визначити це у фізичних величинах, що характеризують ці складові, досить складна справа, хоча є численні дослідження у цьому напрямку. Безумовно, на них треба спиратися і враховувати їх результати. Але, у кінцевому рахунку, простіше зробити бальну оцінку цих складових, яка дасть можливість зробити висновок про те, на яких територіях окремі складові більше, а де менше, а сума їх балів буде відображати загальний асиміляційний потенціал території.

Спираючись на дані попередніх розділів, можна прийти до висновку, що здатність територій розсіювати (зв'язувати) забруднення залежить від характеру розповсюджених в їх межах ґрунтів, їх рН, кількості у них гумусу і кількості у них глинистих мінералів, а також від дренажу території.

Ґрунтовий покрив України різноманітний. Згідно з ґрунтовими картами і даними по розповсюдженню типів ґрунтів [48], країна налічує близько 650 видів ґрунтів, однак переважають чорноземи звичайні (близько 9 млн. га), чорноземи типові (понад 7,2 млн. га), чорноземи південні (3,2 млн. га), чорноземи опідзолені і темно-сірі лісові ґрунти (3,2 млн. га), дерново-підзолисті ґрунти (1,4 млн. га), темно-каштанові ґрунти (1, 2 млн. га).

На Поліссі переважають дерново-підзолисті ґрунти, які займають близько 55% території цієї зони. Інші ґрунти мають тут підлегле значення - лучно-болотні та болотно-лучні поширені на 13% території, торф'яно-болотні ґрунти та торфовища – на 12%,

сірі лісові – на 6%, дерново-підзолисті оглеєні ґрунти та дернові карбонатні – займають по 4%. В межах Лісостепу домінуючі на Поліссі дерново-підзолисті ґрунти займають лише 2% території. Панівними типами ґрунтів тут є сірі лісові – близько 45% території та чорноземи, поширені на 40% території. В Степовій зоні три чверті території зайняті чорноземними ґрунтами, серед яких переважають звичайні мало- і середньогумусні. Темно-каштанові ґрунти розповсюджені на 10% території Степової зони, солонці та солончаки покривають лише 1,5 %. В Карпатах і Криму панівними ґрунтами є різні підтипи бурих гірських ґрунтів, які займають 50 і 60% території відповідних зон [33].

Найбільш адекватно, повно й з урахуванням біосферної складової здатність територій асимілювати (розсіювати, зв'язувати, знешкоджувати) забруднення відображають ландшафтно-геохімічні дослідження, які мають багаторічну історію і пов'язані з іменами таких відомих вчених як Б.Б. Полинов, О.І. Перельман, М.А. Глазовська та інших. В Україні з цим науковим напрямом мали справу Б.Ф. Міцкевич й Ю.Я. Сущик (1981), Т.М. Єгорова та А.С. Войновський (1983), М.Д. Гродзинський (1995), Л.Л. Малишева (1998), Е.Я. Жовинський та І.В. Кураєва (2002), Н.Г. Люта (2003) та інші.

Основою еколого-геохімічного ландшафту є елементарний і геохімічний ландшафти, визначення яких дали, відповідно, Б.Б. Полинов [63] і О.І. Перельман [62].

Ландшафти, що характеризуються різними умовами міграції забруднювальних речовин, реагують на екологічні навантаження по-різному [30]: одні спроможні накопичувати переважно токсиканти, інші, у процесах латеральної та радіальної міграції, самоочищаються від забруднення [6]. Гірські ландшафти Карпат і Криму відносяться до територій з високою здатністю до самоочищення. Ландшафти, здатні до самоочищення, виділяються в центральній частині України, її лісовій і степових зонах. Розвинені вони на лесах і кристалічних породах. У їхніх межах добре проявляються низхідна та висхідна міграція хімічних елементів, а також площинний змив важких металів і радіонуклідів

з ґрунтовим шаром і розвантаженням ґрунтових вод у зниженій частині рельєфу (долини річок, днища ярів). До ландшафтів з низькою здатністю до самоочищення віднесені ландшафти заходу, південного заходу та півдня України (Волино-Поділля, Придністров'я, північна частина степового Криму). Для них характерний площинний змив, ерозія ґрунтів, розвиток карсту та тріщинної тектоніки, що сприяє проникненню забруднювальних речовин у ґрунтові води. Ландшафти із переважаючою здатністю до акумуляції поширені у східній, меншою мірою – у південній і північно-східній частинах України, в основному в межах лісостепової та степової біокліматичних зонах. Ландшафти кальцієвого й соленосних складів, що розвинені на карбонатних породах, здатні накопичувати, насамперед у ґрунтах, забруднювальні речовини, хімічні елементи та їх сполуки.

Задача порівняльної бальної оцінки територій за їх здатністю *асимілювати (розсіювати, зв'язувати, знешкоджувати) забруднення* буде зводитися до ранжирування за цією здатністю природних чистих і умовно чистих еколого-геохімічних ландшафтів України з наданням їм відповідних балів.

Стійкість породного масиву визначається, насамперед, складом порід і ступенем їх порушення тектонікою, карстом, та іншими природними процесами, а здатність протидіяти розвитку небезпечних природних процесів, разом зі складом порід, – переважно, рельєфом, крутизною схилів, їх зволоженістю, захисним шаром рослинності та іншими чинниками.

Задача порівняльної бальної оцінки територій за *стійкістю породного масиву та його здатністю протидіяти розвитку небезпечних геологічних процесів* може бути вирішена, з одного боку, шляхом ранжирування територій за комплексами порід та їх стійкістю до руйнації з врахуванням ступеня їх порушення, а з іншого – ранжирування територій за їх рельєфом, лісистістю й так далі. Можна рухатись шляхом ранжирування за цими характеристиками типових ландшафтів у місцях їх найменшого антропогенного порушення, скориставшись існуючими картами розвитку небезпечних геологічних процесів.

Існують різні підходи до оцінки захищеності підземних вод – з урахуванням сукупності гідрогеологічних параметрів товщі порід, що перекривають водоносний горизонт (відповідно до горизонту ґрунтових вод), і з урахуванням співвідношення рівнів (відповідно до напірних вод). Якісну оцінку виконують за розміром інфільтраційного живлення підземних вод шляхом відповідного районування території і виділення районів з різною інтенсивністю живлення. Загальну захищеність підземних вод виражають відносною величиною, зворотною інфільтраційному живленню (бали, ймовірний час досягнення забруднень до рівня водоносного горизонту та ін.). Перспективні способи оцінки захищеності підземних вод – за ємністю поглинання й дефіцитом вологості порід, що перекривають водоносний горизонт. Один із методичних підходів бальної оцінки захищеності водоносних горизонтів підземних вод був запропонований у одній із попередніх наших монографій В.О. Слядневим [25].

Асиміляційний потенціал кожної із трьох складових можна оцінювати за 10-бальною чи 100-бальною шкалою, а можна й в долях одиниці. Це не принципово. Враховуючи, що різні ландшафти чи території з певною здатністю асимілювати забруднення, протидіяти розвитку небезпечних геологічних процесів, різною стійкістю породного масиву й різною захищеністю підземних вод мають різне розповсюдження на території, для інтегральної оцінки її загального асиміляційного потенціалу треба скористатись середньо ваговими значеннями балів для кожної складової у залежності від площ їх розповсюдження.

Визначення величини граничнодопустимих антропогенних (техногенних) навантажень на територію. Людина за своєю суттю залишається біологічним видом і є складовою біосфери. Енергетичний вклад господарської діяльності людини залишається несуттєвим по відношенню до енергетичного потенціалу біосфери, що накопила свій потенціал за мільярди років еволюції, чим і визначається її інертність, як здатність чинити опір впливу господарської діяльності людини [41]. З іншого боку діяльність

людини може бути тригером для розвитку багатьох небезпечних геологічних процесів (мабуть тільки за виключенням деяких найбільш масштабних типу вулканізму чи цунамі). Хоча іноді здатність людини погіршувати умови свого існування вражає, а за енергетичним рівнем її діяльність вже наближається до геологічних процесів [50].

Можна виділити декілька типів асиміляційного потенціалу територій.

Природний асиміляційний потенціал території – це той, який вона має у природному стані без помітного впливу діяльності людини. Він не є постійним і може змінюватися з часом природним чином зі швидкістю природних процесів, з якою змінюється клімат, рельєф, тектонічна активність, протікають інші геологічні процеси. Але, зазвичай, ці зміни повільні. Природні умови не завжди комфортні для людини. Вони можуть покращуватися людиною з підвищенням асиміляційного потенціалу, наприклад, з метою комфортності її проживання чи покращення продуктивності сільськогосподарської діяльності – *асиміляційний потенціал, покращений людиною*. Але частіше ці умови погіршуються за рахунок промислової, сільськогосподарської чи військової діяльності людини, що веде до його зниження. Як наслідок – ми маємо на території *існуючий асиміляційний потенціал*, який може змінюватись від *максимального* до *мінімального* у часі.

З'ясувати на скільки й за якими складовими асиміляційний потенціал території, що досліджується, нижче за такий потенціал у її природному стані – складна задача. Для цього можна скористатись порівняння з її природним аналогом, якщо такий реально існує, або з моделлю природного стану території, який існував раніше, складеної виходячи з її геологічної будови, типів ландшафтів, складу порід, інженерно-геологічних і гідрогеологічних умов території та інших даних.

Визначення величини граничнодопустимих антропогенних (техногенних) навантажень на територію зводиться до вирішення задачі: до якого значення й за якими складовими величина асиміляційного потенціалу цієї території може бути знижена без

суттєвих втрат для суспільства й довкілля (продуктивності економіки, здоров'я населення, біорізноманіття та іншого). Шляхом аналізу й співставлення величин показників антропогенного навантаження й збитків від нього треба визначити граничнодопустиму величину такого навантаження, вище якого втрати довкілля й витрати на підтримку належного рівня комфорту й здоров'я населення будуть перевищувати прибутки від промислової й сільськогосподарської діяльності.

Нормативний асиміляційний потенціал території людина може встановлювати сама, виходячи з фінансових можливостей бюджету з його підтримки. Зазвичай виникає замкнуте коло. Для того щоб підтримувати належний рівень асиміляційного потенціалу території треба вкладати кошти у розвиток промисловості, щоб мати фінансові надходження до бюджету. В той же час розвиток промисловості збільшує техногенне навантаження на територію й зменшує її асиміляційний потенціал.

Асиміляційний потенціал території дозволяє зменшити вплив антропогенного (техногенного) навантаження за рахунок попередження частини екологічних збитків (рис. 1.6).

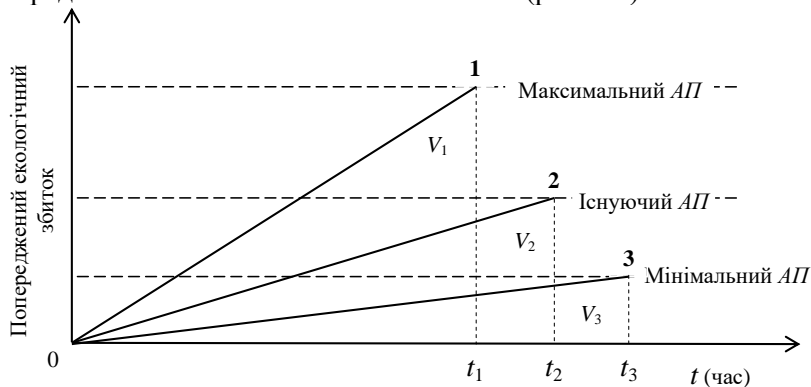


Рис. 1.6. Об'єми попереджених екологічних збитків території та час відновлення на ней екосистем від одного і того ж антропогенного навантаження при різних АП

На рисунку 1.6 фігурує такий показник як об'єм попереджених екологічних збитків. Він може служити кількісною мірою зменшення величини ризику на території за рахунок АП.

О.С. Таранов та ін. [80] вважають, що мінімальний і максимальний АП території й зміни їх динаміки та антропогенного навантаження необхідно враховувати для практичного використання АП (рис. 1.7).

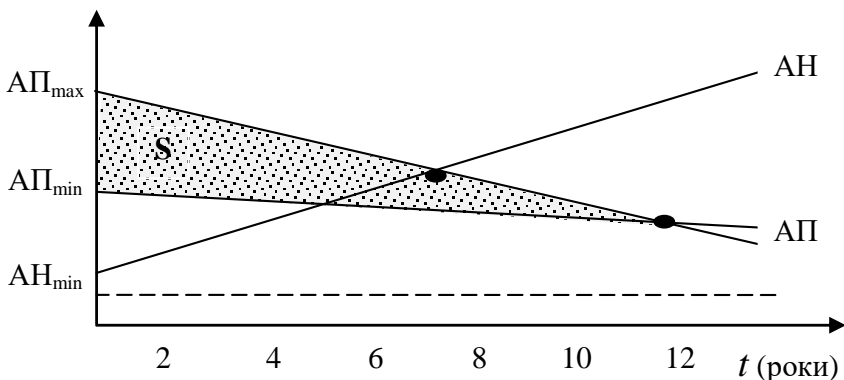


Рис. 1.7. Динаміка змін мінімального і максимальний асиміляційного потенціалів території та антропогенного навантаження за О.С. Тарановим та ін. [80]

На графіці зображено збільшення антропогенного навантаження (АН) в часі, починаючи з вихідної точки $АН_{min}$, яка відповідає мірі АН на території нині.

$АН_{min}$ - відповідає сумарним граничнодопустимим навантаженням (ГДН) по усіх антропогенних чинниках за час t .

Діапазон ($АП_{max} - АП_{min}$) - це та частка асиміляційного потенціалу, яка може бути використана в якості природного ресурсу в початковий період часу.

S - ємність АП, яка може бути використана в господарській діяльності за час t .

Динаміка зміни АП в часі може залежати від чинників, зі знаком (+) - збільшення АП, зі знаком (-) - зменшення:

фонове забруднення (-); трансграничне перенесення (-); щільність населення (-); площа лісів (+); кількість водойм (+); об'єм робіт по рекультивації, лісонасадженню і так далі (+); характеристика антропогенної дії (+/-).

Для виміру об'єму АП території в різні періоди часу можна користуватися формулою:

$$АП_t = АП_0 \cdot (1 - r)^t, \quad (1.12)$$

де $АП_t$ - об'єм АП у момент часу t ; r - норма зменшення ресурсу від впливу різних антропогенних дій і початкової ситуації.

Порядок розрахунку r наступний:

Визначається початкова $r_{п} = ГДН/(АП_0 - ГДН)$. Потім до $r_{п}$ додаються (віднімаються) чинники території, що зменшують (що збільшують) АП.

Зміна антропогенного навантаження (АН) визначається аналогічно:

$$АН_t = АН_0 \cdot (1 \pm b)^t, \quad (1.13)$$

де $АН_0$ - антропогенне навантаження в початковий момент часу; $АН_t$ - норма (ставка) збільшення (зменшення) навантаження.

Величина b визначається таким чином:

Визначається початкова $b_{п}$, виходячи з відповідності витрат і прибутків:

$$b_{п} = D_{вал} - (B_{м.р.} + B_{ен.р.} + B_{т.р.}), \quad (1.14)$$

де $B_{м.р.}$ - витрати на матеріальні ресурси; $B_{ен.р.}$ - витрати на енергоресурси; $B_{т.р.}$ - трудові ресурси; $D_{вал}$ - валовий дохід від діяльності підприємства.

До початковому $b_{п}$ додаються (віднімаються) чинники що збільшують (що зменшують) антропогенне навантаження.

Виходячи з отриманої характеристики зміни ємності АП і величини антропогенного навантаження (АН) можна встановлювати об'єм АП, що підлягає товарному використанню, його ціну, а також об'єм АП, що підлягає відновленню.

1.5. Нормативно-правові та економічні аспекти оцінки асиміляційного потенціалу довкілля на прикладі об'єктів використання надр

В методичних роботах, які стосуються економічної оцінки асиміляційного потенціалу [66,78,79], використовують підходи і показники оцінки, які є традиційними для багатьох видів природних ресурсів. Найчастіше обговорюються практичні інструменти визначення частини прибутку при використанні природних ресурсів, яка спричинена наявністю асиміляційного потенціалу довкілля. Особливою складовою таких оцінок є визначення екологічної ренти і як її компоненти частини прибутку пов'язаною з АПД. Треба зауважити, що в деяких роботах [79] йде мова вже не про «потенціал», а про «ресурс», який привласнюється користувачами без належних платежів за нього. З таким поясненням важко погодитись, оскільки висновки щодо привласнення АПД можна зробити лише після встановлення на нього прав власності і прав користування.

Перш ніж розглядати методичні особливості визначення екологічної ренти і пристосування методик до АПД, доречно відмітити, що асиміляційний потенціал у більшості випадків не може розглядатись як окремий незалежний від інших природний ресурс. Корисний ефект від таких властивостей складових довкілля виникає лише при використанні інших ресурсів навколишнього середовища. При цьому нормативно він може бути пов'язаний з використанням одного конкретного виду природних ресурсів, а ефекти спричиняти в багатьох інших геосферах. Таким чином, АПД найчастіше є супутнім ресурсом, який набуває свого значення лише при використанні основного природного ресурсу.

Важливим методичним аспектом оцінки асиміляційного потенціалу на прикладі об'єктів використання надр є неможливість його відокремлення від ресурсів надр. В більшості випадків саме надра та ресурси, які пов'язані з ними розглядають як об'єкти права. Ресурсами надр вважають тверді, рідкі, газоподібні корисні копалини, енергетичні ресурси та порожнини надр природного та

техногенного походження в масиві гірських порід. Традиційно дослідниками вони поділяються на 6 основних груп [70] (рис. 1.8):

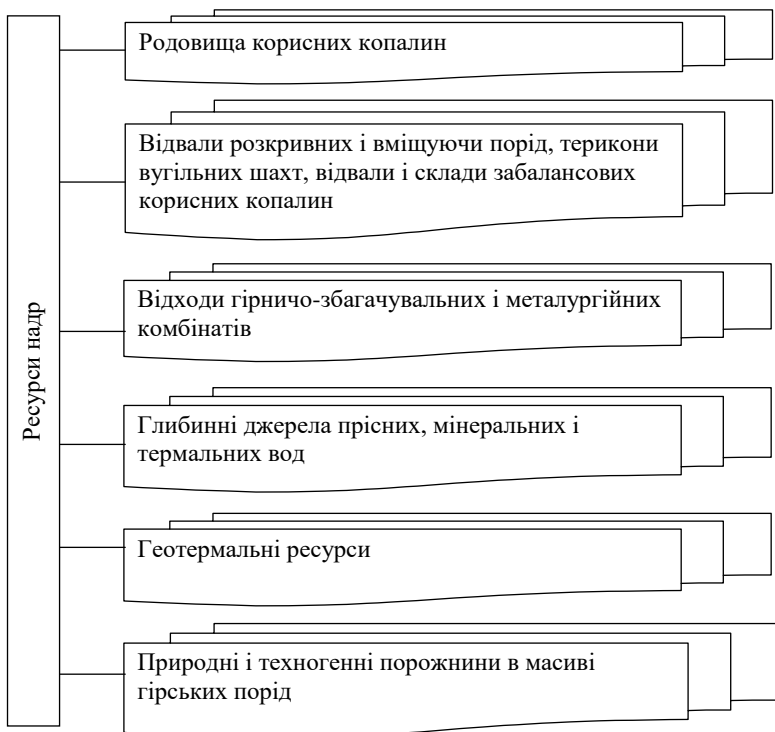


Рис. 1.8. Види ресурсів надр

1. Родовища корисних копалин:

- родовища твердих, рідких, газоподібних корисних копалин однорідного складу;
- комплексні родовища твердих, рідких, газоподібних корисних копалин, представлені неподалік розташованими покладами із істотно відмінним речовинним складом. Розробка таких об'єктів проводиться спільно з єдиної системи гірничих виробок, а переробка видобутих корисних копалин різного

складу здійснюється окремо або за різними технологічними схемами.

2. Відвали розкривних і вміщуючи порід, терикони вугільних шахт, відвали і склади позабалансових корисних копалин.

3. Відходи гірничо-збагачувальних і металургійних комбінатів.

4. Глибинні джерела прісних, мінеральних і термальних вод.

5. Внутрішнє, глибинне тепло надр Землі (геотермальні ресурси, тобто частина твердої, рідкої і газоподібної фаз земної кори, яка може бути ефективно вилучена з надр і використана на даному рівні розвитку геотермальної енергетики).

6. Природні і техногенні порожнини в масиві гірських порід.

Саме з використанням названих ресурсів надр можна відстежити наявність і ефекти використання асиміляційного потенціалу. Права власності в права використання АП геологічного середовища доречно аналізувати згідно з нормами чинної редакції Кодексу України про надра. В даному випадку надра визначені як частина земної кори, що розташована під поверхнею суші та дном водоймищ і простягається до глибин, доступних для геологічного вивчення та освоєння. Таким чином, асиміляційний потенціал геологічного середовища можна визначити як здатність середовища до певної межі поглинати небезпечні впливи природних або антропогенних чинників в процесі використання ресурсів надр.

В попередніх розділах і названих публікаціях визначено, що АП є одним із факторів, що знижує екологічну небезпеку і може трактуватись як природний ресурс. За загальноприйнятим визначенням це компоненти природного середовища, які використовуються в процесі суспільного виробництва для задоволення матеріальних і культурних потреб. Тобто АП можна вважати не зовсім традиційним ресурсом, який виникає як супутній при користуванні іншими видами ресурсів.

В нормативному відношенні АП геологічного середовища доречно розглядати в межах користування надрами, які визначені в ст.. 14 КУпН [39]. Надра надаються у користування для:

1. геологічного вивчення, в тому числі дослідно-промислової розробки родовищ корисних копалин загальнодержавного значення;
2. видобування корисних копалин;
3. будівництва та експлуатації підземних споруд, не пов'язаних з видобуванням корисних копалин, у тому числі споруд для підземного зберігання нафти, газу та інших речовин і матеріалів, захоронення шкідливих речовин і відходів виробництва, скидання стічних вод;
4. створення геологічних територій та об'єктів, що мають важливе наукове, культурне, санітарно-оздоровче значення (наукові полігони, геологічні заповідники, заказники, пам'ятки природи, лікувальні, оздоровчі заклади та ін.);
5. виконання робіт (здійснення діяльності), передбачених угодою про розподіл продукції;
6. задоволення інших потреб.

Таким чином, при використанні надр АП геологічного середовища є супутнім ресурсом надр, який спричиняє додаткові економічні ефекти при його використанні. Частка прибутковості, яка залежить від якості АП геологічного середовища є різною для названих видів користування надрами (рис. 1.9). Так максимальною вона буде для пп.2 та 3 та частково 5, найменшою – для напрямів нематеріального виробництва (п.1) та некомерційного використання (п.4).

Використання асиміляційного потенціалу геологічного середовища доречно розглядати в залежності від конкретного ресурсу надр щодо якого здійснюється господарська діяльність.

Щодо прав власності, то корисні властивості надр, які можна вважати їх АП, як і самі надра є виключною власністю Українського народу і надаються тільки у користування. Тобто на даний момент при отриманні права на користування надрами для відповідного виду господарської діяльності надрокористувач отримує і права користування АП. Користувачами надр можуть бути підприємства, установи, організації, громадяни України, а

також іноземці та особи без громадянства, іноземні юридичні особи [39] .

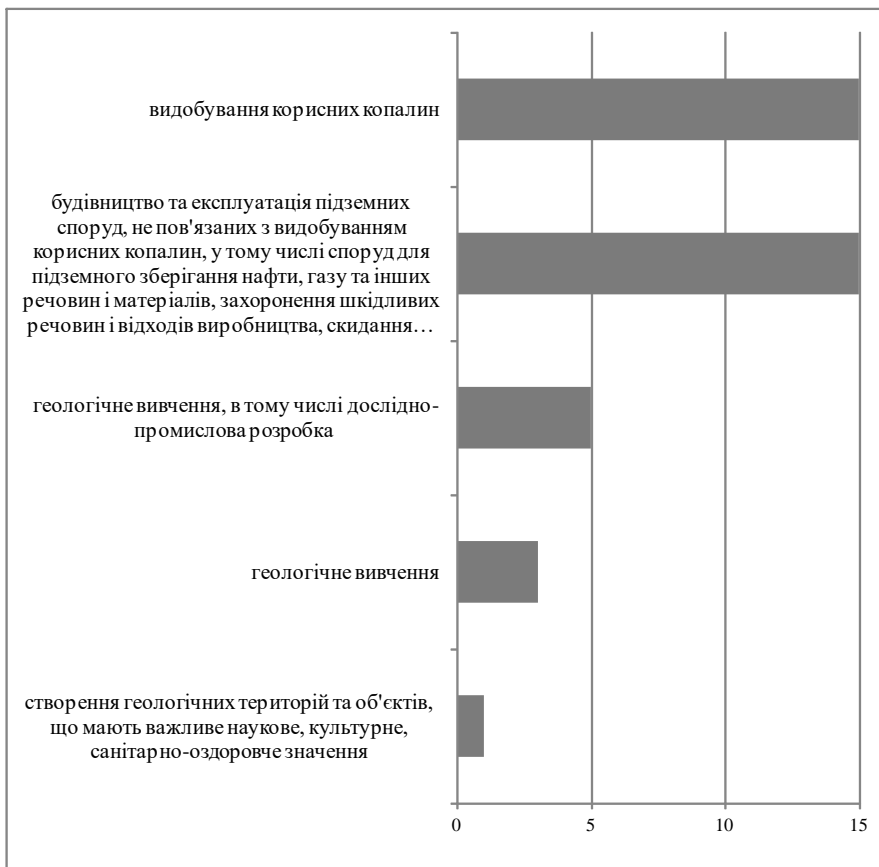


Рис. 1.9. Частка прибутковості, яка залежить від якості АП геологічного середовища по видам користування надрами

1.5.1. Основні характеристики та кількісні параметри для оцінки АП геологічного середовища

В розділі 1.2. визначено, що практичні питання оцінки АП стосуються в першу чергу розробки методики оцінки асиміляційного потенціалу геологічного середовища і проведення за такою методикою робіт з оцінки цього потенціалу на територіях використання надр. Однією з головних задач також визначено розробка методики визначення диференційованого платежу за використання асиміляційного потенціалу геологічного середовища з врахуванням його складових – стійкості породного масиву, здатності зв'язувати (чи розсіювати) забруднення, захищеності горизонтів підземних вод та ін..

Рекомендовано проведення районування територій країни за цим показником, попередньо надав йому чітке визначення, і ввести для підприємств диференційовану плату за його використання.

На нашу думку доречним є виділення певних етапів оцінки АП при використанні надр, оскільки достовірно визначити ефекти від використання такого специфічного ресурсу можна лише на етапах промислового освоєння ділянки надр, але його наявність визначена і в інших видах користування надрами. Доцільно методику оцінки АП деталізувати в залежності від ступеня вивченості самої ділянки надр та інтенсивності її освоєння та конкретного виду користування надрами.

В залежності від ступеня вивченості можна виділити початкову оцінку АП та детальну оцінку. *Початкова оцінка* може бути проведена за допомогою експертних бальних оцінок за переліком параметрів якості АП із широким використанням доведеної аналогії. *Детальна оцінка АП* може бути проведена на етапах інтенсивного використання надр за умови наявності детальної геологічної, гірничотехнічної та техніко-економічної інформації щодо фактичного відпрацювання.

Для початкової оцінки АП та відповідного районування доцільно використати критерії, які відображають інтенсивність використання надр (і їх асиміляційного потенціалу), а також

параметри, які характеризують складність геологічних і гірничотехнічних умов використання.

Згідно з чинною Класифікацією запасів і ресурсів корисних копалин [64] існують групування запасів і ресурсів за наступним переліком ознак:

1. За ступенем геологічного вивчення.
2. За ступенем техніко-економічного вивчення.
- 3. За промисловим значенням.**
4. За умовами видобутку і використання.
5. За ступенем підготовленості до промислового освоєння.
- 6. За складністю геологічної будови.**

З названих ознак найважливішою для оцінки АП ділянки надр є складність геологічної будови, яка визначає способи і системи відпрацювання ресурсів надр і в решті решт їх промислове значення.

За складністю геологічної будови родовища корисних копалин або їх ділянки, які передбачаються до розробки окремими гірничодобувними підприємствами, поділяються на чотири групи:

- родовища (ділянки) простої геологічної будови з непорушеним або слабо порушеним заляганням, витриманими кількісними і якісними параметрами покладів основних корисних копалин, рівномірним розподілом основних корисних і шкідливих компонентів;
- родовища (ділянки) складної геологічної будови з невитриманими кількісними або якісними параметрами покладів основних корисних копалин, нерівномірним розподілом основних корисних або шкідливих компонентів;
- родовища (ділянки) дуже складної геологічної будови з мінливими кількісними або якісними параметрами покладів основних корисних копалин, дуже нерівномірним розподілом основних або шкідливих компонентів;
- родовища (ділянки) надто складної геологічної будови з різко мінливими кількісними або якісними параметрами покладів основних корисних копалин, вкрай нерівномірним розподілом основних корисних або шкідливих компонентів.

Для визначення складності геологічної будови родовища (ділянки) корисних копалин використовуються показники мінливості параметрів найбільших покладів основних корисних копалин, які вміщують не менш як 70 відсотків запасів мінеральної сировини.

Інструкціями ДКЗ із застосування Класифікації до родовищ окремих видів корисних копалин передбачається використання кількісних методів оцінки мінливості параметрів покладів корисних копалин та показників якості мінеральної сировини для визначення групи складності геологічної будови родовища (ділянки). Характеристика груп складності геологічної будови для родовищ твердих корисних копалин або їх ділянок наведено в таблиці 1.3.

Для окремих видів корисних копалин можуть встановлюватись додаткові критерії визначення складності геологічної будови, які обов'язково наводяться у відповідних Інструкціях із застосування Класифікації. Так, згідно з п.п. 4.2 – 4.3 Інструкції із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до родовищ вугілля [56] до загальних характеристик групи належать витриманість потужності, будова вугільних пластів, складність умов їхнього залягання і гірничо-геологічних умов розробки. Крім того, належить враховувати додаткові критерії, що характеризують специфіку родовищ вугілля, згідно із встановленими Класифікацією запасів критеріями. Шахтні поля, які виділяються на глибоких (більш 1000 м від денної поверхні) горизонтах та за витриманістю потужності вугільних шарів і якістю вугілля і за характером тектоніки відповідають 1 групі, відносяться до 2 групи Класифікації запасів внаслідок надзвичайної складності гірничо-геологічних умов відпрацювання, детальне вивчення яких не забезпечується технічними засобами геологорозвідувальних робіт.

Таблиця 1.3.

Характеристика груп складності геологічної будови для родовищ твердих корисних копалин
або їх ділянок [70]

Природні фактори, що оцінюються на геологічних об'єктах	Група 1. Родовища (ділянки) простої геологічної будови	Група 2. Родовища (ділянки) складної геологічної будови	Група 3. Родовища (ділянки) дуже складної геологічної будови	Група 4. Родовища (ділянки) вкрай складної геологічної будови
1	2	3	4	5
Геологічні особливості продуктивної товщі (комплекса, зони) і її структурне положення	Продуктивна товща характеризується витриманими показниками за простиранням і падінням, однорідним літологічним складом, наявністю одного або декількох пластів корисної копалини, відсутністю тектонічних порушень	Продуктивна товща характеризується невитриманим поширенням за площею, нестійким літологічним складом, не завжди чітко вираженою приуроченістю зрудення до конкретних геологічних елементів, наявністю поодиноких тіл вивержених гірських порід і текто-	Продуктивна товща характеризується дуже невитриманим поширенням за площею, простиранням і падінням, різномірним літологічним складом, дуже не стійким геологічним розрізом і проявом зрудення, наявністю тіл вивержених гірських порід і дайок різного віку і формаційної належності, складною	Продуктивна товща характеризується вкрай невитриманим переривчастим розповсюдженням, вкрай не стійким геологічним розрізом і проявом зрудення, наявністю різновікових вивержених гірських порід і дайок різної формаційної належності; вкрай складною узгодженістю

		нічних порушень	узгодженістю між собою і продуктивною товщею.	між собою і продуктивною товщею.
Умови залягання тіл корисних копалин	Узгоджене безперервне горизонтальне або моноклінальне залягання на значній площі без складчатості і розривних порушень; витримані напрями простирання і падіння, також кути падіння	Узгоджене безперервне складне залягання, обумовлене нечастою зміною напрямку простирання, падіння, кутів падіння, наявністю поодиноких складчатих або розривних порушень, зон тріщинуватості, проявів дайкового комплексу	Дуже складне залягання в тектонічних мінералізованих зонах, обумовлене частою зміною напрямків простирання, падіння, кутів падіння, проявами інтенсивної складчатості і розривної тектоніки; наявність блоково-ступінчатої структури, переміщення окремих частин тіла корисної копалини	Вкрай складне переривчасте і гніздоподібне залягання тіл корисної копалини без чітких геологічних границь в мінералізованих тектонічних зонах, обумовлене багатостадійним характером процесу рудоутворення на ділянках вкрай складної структури.
Морфологія тіл корисних копалин	Стійка безперервна і витримана на значних площах форма тіл корисної копалини без істотних коливань потужності (V_m до	Складна і невитримана форма тіл корисної копалини, характеризується нерівномірно змінною потужністю (V_m 40-100%) в різних нап-	Дуже складна і невитримана форма тіл корисної копалини, характеризується дуже нерівномірно змінною потужністю (V_m 100-150%) в різних напрямках; наявні	Вкрай складна і невитримана форма тіл корисної копалини, з перервами і вкрай нерівномірно змінною потужністю ($V_m > 150\%$) різкими пережимами,

	40%), відсутні пережими, роздуви і відгалуження. Показник складності зруденіння q та коефіцієнт рудоносності K_r знаходяться в межах 0,9-1,0.	рямках; наявні подинки пережими, роздуви і відгалуження. Показник складності зруденіння q та коефіцієнт рудоносності K_r знаходяться в межах 0,75-0,9.	пережими, роздуви і відгалуження. Показник складності зруденіння q та коефіцієнт рудоносності K_r знаходяться в межах 0,5- 0,75.	роздувами, безрудними вкнами та ін. Показник складності зруденіння q та коефіцієнт рудоносності K_r менше 0,5.
Внутрішня будова тіл корисних копалин	Витриманий рівномірний і літологічно однорідний розподіл рудних мінералів і природних типів руд, відсутність зональності в їх розміщенні, ділянок пустих порід і некондиційних руд.	Складний і нерівномірний розподіл рудних мінералів і природних типів руд, наявність ділянок багатих і бідних руд і простої зональності в їх розподілі, до 10% включень пустих порід і некондиційних руд; можливий прояв гідротермальних і екзогенних змін.	Дуже складний і дуже нерівномірний розподіл рудних мінералів і природних типів руд, наявність ділянок багатих і бідних руд і дуже складної зональності в їх розподілі, 11-25% включень пустих порід і некондиційних руд, дайок магматичних порід, проявів гідротермальних і екзогенних змін.	Вкрай складний і нерівномірний (гніздовий) розподіл мінералів і природних типів руд, наявність більше 25% включень пустих порід і некондиційних руд, деколи дуже складної зональності, що обумовлено багатостадійністю процесу рудоутворення; наявністю пострудних тіл магматичних порід,

				дайкового комплексу і проявами гідротермально-метасоматичних процесів та ін.
Якість корисних копалин	Витриманий, рівномірний і закономірно стійкий розподіл основних природних типів руд і показників якості корисної копалини. Значення коефіцієнтів варіації не перевищує 40%.	Складний і нерівномірний розподіл показників якості корисної копалини (V 40-100%): вміст головних і супутніх корисних компонентів, шкідливих домішок, значень хімічних, фізико-механічних властивостей і ін. показників кондицій.	Дуже складний і дуже нерівномірний розподіл показників якості корисної копалини (V 100-150%): вміст головних і супутніх корисних компонентів, шкідливих домішок, значень хімічних, фізико-механічних властивостей і ін. показників кондицій.	Вкрай складний і дуже нерівномірний розподіл показників якості корисної копалини (V >150%): вміст головних і супутніх корисних компонентів, шкідливих домішок, значень хімічних, фізико-механічних властивостей і ін. показників кондицій.
Гідрогеологічні умови	Водоносні горизонти відсутні або залягають на великій глибині і практично не приймають	Обводненість родовища або ділянки обумовлена одним або декількома безнапорними водонос-	В обводненні родовища приймають участь один або два напорних водоносних горизонти, між якими існує складний	Родовище обводнено одним або декількома водоносними горизонтами з дуже неоднорідними

	ють участь в обводненні родовища; можливі малопотужні водоносні горизонти, які будуть давати незначні водоприитоки до 200 м ³ /год в майбутні експлуатаційні виробки.	ними горизонтами з невисокими і відносно витриманими фільтраційними властивостями, між якими може існувати гідравлічний зв'язок. Очікувані водоприитоки в експлуатаційні виробки в межах 200-500 м ³ /год.	гідравлічний зв'язок. Фільтраційні властивості водоносних горизонтів неоднорідні. Наявні відклади і окремі зони із підвищеною фільтраційною здатністю. Очікувані водоприитоки в експлуатаційні виробки в межах 500-1000 м ³ /год.	фільтраційними властивостями і великими напорами. Між ними (як і між окремими горизонтами і поверхневими водотоками) існує складний гідравлічний зв'язок. Очікувані водоприитоки в експлуатаційні виробки в межах >1000 м ³ /год.
Інженерно-геологічні умови	Корисна копалина і вміщуючі породи характеризуються однорідними фізико-механічними властивостями і високою стійкістю в гірничих виробках. Відсутні зони	Корисна копалина і вміщуючі породи характеризуються нерівномірно змінними фізико-механічними властивостями задовільною стійкістю в гірничих виробках. Можлива наявність ізольованих	Корисна копалина і вміщуючі породи характеризуються нерівномірно і дуже нерівномірно змінними літологічним складом, фізико-механічними властивостями і неоднорідною стійкістю в гірничих виробках. Наявні ділянки і зони	Корисна копалина і вміщуючі породи характеризуються вкрай нерівномірно змінними фізико-механічними властивостями, слабкою стійкістю в гірничих виробках. Наявні ділянки і зони послаблених гірських порід, де можливі крупні обвали,

	тріщинуватості, прояви карсту і зсувів. Значення коефіцієнту варіації фізико-механічних властивостей не перевищує 40%.	зон тріщинуватості і проявів карсту. Значення коефіцієнту варіації фізико-механічних властивостей коливається в межах 40-100%.	послаблених гірських порід, де можливі обвали, прояви карсту, наявність старих підземних гірничих виробок, просторове положення яких достовірно не встановлено. Значення коефіцієнту варіації фізико-механічних властивостей коливається в межах 100-150%.	прояви карсту і пливунів, наявність старих підземних гірничих виробок, просторове положення яких достовірно не встановлено. Значення коефіцієнту варіації фізико-механічних властивостей >150%.
--	--	--	--	---

Група родовища (ділянки) залежить також від передбачуваного способу (відкритий чи підземний, валовий чи селективний) розкриття і розробки родовища (ділянки). При цьому чим більша селективність (вибірковість) розробки, тим складніша геологічна будова родовища. Остаточне визначення групи складності геологічної будови вугільного родовища або його ділянки, що передбачається до розробки окремим гірничодобувним підприємством, здійснюється на завершальних стадіях геологорозвідувальних робіт в найбільш вивчених частинах родовища відповідно до критеріїв до груп, наведених в пункті 20 Класифікації запасів.

Виділяють такі групи вугільних родовищ (ділянок) за складністю геологічної будови:

1 група – з потужними і середньої потужності пластами з пологим непорушеним або слабопорушеним заляганням, приурочені до простих складчастих або крупноблокових структур з витриманими елементами залягання продуктивних покладів і перевагою в їхньому розрізі витриманих і відносно витриманих вугільних пластів;

2 група:

- а) з потужними і середньої потужності відносно витриманими і невитриманими пластами з пологим непорушеним чи малопорушеним заляганням;
- б) з переважанням у розрізі відносно витриманих пластів та продуктивних товщ, приурочених до простих складчастих чи крупноблокових структур;
- в) з переважанням потужних і середньої потужності витриманих і відносно витриманих пластів у розрізі продуктивних товщ, що складають складчасті й інтенсивно ускладнені розривними порушеннями структури;

3 група – з переважанням у розрізі продуктивних товщ невитриманих пластів, а також з переважанням витриманих і відносно витриманих пластів, але за дуже складних умов залягання внаслідок інтенсивного прояву дрібної складчастості чи розривних порушень, що створюють дрібноблокові структури;

4 група складності геологічної будови – вугільні родовища (ділянки) на сьогодні не розробляються, але можуть бути залучені до експлуатації у майбутньому за конкретних геолого-економічних умов.

Для нафтових і газових родовищ висуваються інші додаткові критерії, які необхідно враховувати при визначенні складності геологічної будови відповідно до Інструкції із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до геолого-економічного вивчення ресурсів перспективних ділянок та запасів родовищ нафти і газу. За складністю геологічної будови, фазового стану вуглеводнів, умовами залягання і мінливістю властивостей продуктивних пластів виділяються, незалежно від величини запасів родовища, такі поклади або експлуатаційні об'єкти [55]:

- простої будови, що пов'язані з непорушеними або слабо порушеними структурами; їхні продуктивні пласти містять однофазовий флюїд і характеризуються витриманістю товщин і колекторських властивостей у плані і в розрізі (коефіцієнт піщанистості більше 0,7 і коефіцієнт розчленування менше 2,6);
- складної будови, що мають одно- або двофазовий флюїд і характеризуються значною мінливістю товщин і колекторських властивостей продуктивних пластів у плані і в розрізі, літологічними заміщеннями колекторів слабопроникними породами або наявністю тектонічних порушень (коефіцієнт піщанистості менше 0,7 і коефіцієнт розчленування більше 2,6);
- дуже складної будови, для яких характерні як наявність багатофазних флюїдів, літологічні заміщення, тектонічні порушення, так і невитриманість товщин і колекторських властивостей продуктивних пластів.

Для проведення *початкової оцінки* асиміляційного потенціалу геологічного середовища в межах певної ділянки надр рекомендується використовувати наступний перелік критеріїв та показників, які в першу чергу стосуються освоєння основного ресурсу:

- Вид користування надрами та ресурсу надр;
- Геологічні характеристики, що визначають стійкість геологічного середовища;
- Складність геологічної будови та гірничотехнічних умов освоєння основного ресурсу;
- Кількісні характеристики способів і систем відпрацювання;
- Кількісні параметри техногенного навантаження при використанні надр (натуральні показники);
- Гранично допустимі параметри техногенного навантаження в межах ділянки надр та ін..
- Кількісні показники навантаження на інші складові довкілля при використанні ресурсів надр.

1.5.2. Визначення АП як екологічної складової ренти при використанні надр

Детальна оцінка АП має на меті визначення у кількісному та грошовому вимірі економічного ефекту від використання даного супутнього ресурсу. В більшості випадків при грошовій оцінці АП методика стосується рентної оцінки ділянок надр. В роботах [66,78,79] визначено, що частина ренти, яка є додатковим доходом підприємства, який він отримує в результаті використання асиміляційного потенціалу є екологічною рентою.

Традиційно під терміном «природно-ресурсна рента» розуміють частину прибутку, яка обумовлена використанням природних ресурсів в процесі виробництва. Проблеми визначення природної ренти пов'язані із неможливістю достовірно визначити частину економічного ефекту, яка спричинена саме природним ресурсом, оскільки він сам по собі, без вкладень капіталу і праці, не достатній для отримання товарного продукту.

Вид природної ренти пов'язаний з використанням мінерально-сировинної бази виділяють як гірничу ренту. Не дивлячись на різноманіття видів використання надр, як правило гірничою рентою називають вид ренти, що утворена в процесі видобування корисних копалин.

Питання рентного регулювання у сфері надрокористування, як правило, зводиться до проблеми методики об'єктивного визначення рентних платежів, а також основних форм та розподілу рентних платежів.

Головні фактори, які формують гірничу ренту і потребують врахування при визначенні її складових є зовнішні та внутрішні фактор промислової цінності родовищ корисних копалин, які можна розподілити наступним чином:

1. Величина та якість основного ресурсу надр (корисних копалин, корисних властивостей, площі і об'єми ділянок надр наданої у користування та ін.);

2. Ступінь геологічної вивченості території:

- складність геологічних умов;
- гірничо-геологічні та інженерно-геологічні умови;
- гідрогеологічні умови;
- ступінь техніко-економічного вивчення об'єкту використання

надр;

- прогнози та перспективні ресурси даного виду корисних копалин

3. Якісні характеристики ресурсу та показники виробничих потужностей;

4. Економіко-географічні умови:

- кліматичні умови;
- розташування ділянок видобутку від населених пунктів;
- відстань від територіальних шляхів загального використання;
- складність геоморфологічні умові;
- інші природні умови

5. Загальні відомості про територію над гірничим відводом:

- характер сільськогосподарських і лісових угідь;
- забудованість

6. Екологічні відомості та ступінь ризику.

Основні можливості вдосконалення сучасних економічних механізмів управління природними ресурсами і особливо мінерально-сировинною базою, пов'язані з можливостями

застосування рентних підходів управління та можливостей визначення природної ренти.

Екологічна рента при видобутку мінеральної сировини визначається як додатковий прибуток:

1 – від використання екологічно безпечних технічних і технологічних вирішень експлуатації родовищ корисних копалини;

2 – при експлуатації родовищ корисних копалини, розташованих в регіонах з непорушеним геологічним середовищем унаслідок процесів використання надр (гірничі роботи).

Складові екологічної ренти визначаються в результаті порівняльних геолого-економічних оцінок. Перша форма екологічної ренти визначається як різниця між прибутком від освоєння подібних родовищ (за гірничо-геологічними, економіко-географічними і техніко-технологічними умовами), які експлуатуються в різних екологічних умовах. Витрати на екологічні заходи при видобутку корисних копалин будуть різними в районах з різним станом навколишнього середовища.

Другу її форму можна визначити, якщо порівнювати, наприклад, підприємства, ведучі підземну видобуток твердих корисних копалини із закладкою відпрацьованого простору і без неї. Економія фінансових коштів на екологічні заходи (ліквідацію екологічного збитку від просідання, провалів, підтоплення і інших наслідків негативних змін геологічного середовища) в майбутньому на ділянці надр, що розробляється із закладкою відпрацьованого простору, визначає формування екологічної ренти.

Витрати на екологічні заходи в гірничодобувних регіонах з критичним станом навколишнього середовища будуть значно більше, чим в регіонах з істотно порушеним і частково порушеним станом навколишнього середовища. У останніх регіонах екологічна рента буде максимальною.

Таким чином, в інтерпретації авторів, *екологічна рента відповідає заощадженням на екологічних витратах на компенсацію нереалізованого збитку від екологічних ризиків за рахунок асиміляційних здібностей навколишнього середовища*. Порушення якісного стану природного середовища при гірничих роботах і

розмір витрат на ліквідацію екологічного збитку часто є вирішальними для визначення рентабельності гірничого підприємства. Можливі два шляхи визначення екологічної ренти, що становить, заснованих на порівняльному підході оцінки:

$$R_{\text{екологічна}} = R_{\text{максимальна}} - R_{\text{фактична}}$$

$$R_{\text{екологічна}} = R_{\text{фактична}} - R_{\text{мінімальна}}$$

де: $R_{\text{максимальна}}$ - гірнича рента, яка утворюється за максимально сприятливих екологічних умов (за відсутності екологічних ризиків);

$R_{\text{мінімальна}}$ - гірнича рента, яка утворюється за найменш сприятливих (найгіршим) екологічних умов (при максимальних екологічних ризиках);

$R_{\text{фактична}}$ - гірнича рента, яка фактично утворюється на добувному підприємстві при: частково, істотно погіршеному, або критичному стані навколишнього середовища.

Простішим при визначенні екологічної ренти є перший шлях, оскільки розрахунок максимальної ренти має на увазі урахування витрат на ліквідацію екологічного збитку в мінімальних розмірах, тоді як межі погіршення екологічних умов розробки родовищ практично немає.

Вище мова йшла про геолого-економічну оцінку екологічного збитку для гірничих підприємств, що діяли, яка повинна супроводжувати різні стадії освоєння родовища, від його геологічного вивчення і підготовки до експлуатації і до ліквідації при вичерпанні запасів. Така оцінка має бути складовою частиною проєктів цих стадій і забезпечити накопичення адекватних фінансових ресурсів на екологічну реабілітацію порушених територій. Але в Україні, де розробка родовищ окремих видів корисних копалини йде майже півтора сторіччя, у багатьох випадках планування діяльності і робота підприємства починається в умовах вже існуючого екологічного збитку, накопиченого в попередні історичні періоди. Безумовно, такий збиток потрібно оцінювати хоча би для того, щоб підприємству не брати на себе відповідальність за те, що порушене до початку його діяльності.

Екологічний збиток можна визначити детально і укрупнено. Деталізований розрахунок базується на даних по об'єкту-аналогу, фактичних статистичних матеріалах, експертних оцінках. При укрупненому розрахунку визначають вплив на атмосферу, воду і ґрунт. На даний час по цих сферах існують державні і галузеві оцінки допустимого впливу.

Практичне урахування зміни асиміляційного потенціалу і екологічної ренти пов'язаний з удосконаленням рентного механізму оподаткування користувачів надр. Подальшим вдосконаленням механізмів плати за користування надрами є диференціація платежів по чинниках впливу дії підприємств на навколишнє середовище при експлуатації родовищ.

В даний момент об'єктами оподаткування плати за використання надрами для видобутку корисних копалин в Україні є об'єм здобутої в звітному періоді корисної копалини (мінеральної сировини) або об'єм погашених в звітному періоді запасів корисних копалини. Базою оподаткування за українським законодавством є вартість об'ємів здобутих в звітному періоді корисних (мінеральної сировини) копалини, яка окремо обчислюється для кожного виду корисної копалини і для кожної ділянки надр на базових умовах постачання (склад готової продукції гірничодобувного підприємства). Головними чинниками, які безпосередньо враховуються при визначенні плати за надра, є: об'єм корисної копалини, яка здобувається або погашається; вид мінеральної сировини і його стратегічне значення; глибина залягання покладів (для вуглеводнів); рентабельність добувного підприємства. Чинниками, які враховуються побічно (при розрахунку коефіцієнта рентабельності), є: якість корисної копалини; складність геологічної будови; та ін. Прямого урахування екологічних критеріїв розробки родовищ при цьому не відбувається. Наприклад, гірничі підприємства підземного видобутку рудних корисних копалини, які працюють із закладенням відпрацьованого простору і без нього, за всіх інших рівних умов, мають однакову плату за надра (за одиницю видобутої корисної копалини).

В Україні виділяють три групи гірничо-видобувних регіонів та об'єктів за станом навколишнього середовища: із критичним станом довкілля, з суттєво погіршеним та частково погіршеним. Максимальна екологічна рента буде характерна для районів із частково погіршеними або незміненим станом довкілля.

Асиміляційні властивості природного середовища погашають частину екологічного збитку, що наноситься гірничим підприємством. Частина екологічного збитку компенсується за рахунок поточних витрат на природоохоронні заходи, а значна велика його частина накопичується як на етапі геологічного вивчення, так і на етапі експлуатації родовища. Основний накопичений екологічний збиток гаситься в ліквідаційний період за рахунок екологічної реабілітації території, а частина залишається некомпенсованою. Засоби на екологічну реабілітацію повинні накопичуватися на спеціальному рахунку підприємства під час експлуатації родовища. Сума відрахувань має бути адекватною прогнозованому екологічному збитку, який повинен оцінюватися на всіх стадіях складання геолого-економічних оцінок.

Асиміляційний потенціал геологічного середовища є унікальним природним ресурсом, який вимагає кількісного, якісного і вартісного визначення. Найдоцільніше такі розрахунки проводити при попередній детальній геолого-економічній оцінці родовища, а також оцінці в період інтенсивного використання і виснаження надр.

Негативні зміни геологічного середовища вуглевидобувних регіонів, потребують визначення геологічних ризиків і можливого економічного збитку, як результатів інтенсивного використання надр. Практичне урахування зміни асиміляційного потенціалу і екологічної ренти пов'язаний з удосконаленням рентного механізму оподаткування користувачів надр.

Головними критеріями оцінки асиміляційного потенціалу геологічного середовища як ресурсу є його якісні і кількісні характеристики, які визначають корисні властивості при експлуатації родовищ. Ці критерії повинні оцінюватися як в натуральному, так і вартісному вигляді за допомогою порівняльного аналізу і витратного підходу, оскільки сам ресурс характеризується мінливістю в часі і

здатністю поновлюватися. Основні можливості обліку зміни асиміляційного потенціалу і екологічної ренти пов'язані з удосконаленням рентного механізму оподаткування надрокористувачів.

Таким чином, основні напрямки вдосконалення економічних механізмів державного регулювання у сфері використання надр пов'язані із вдосконаленням існуючих інструментів за допомогою рентних підходів. Подальшим вдосконаленням механізмів плати за користування надрами є диференціація платежів за факторами впливу дії підприємств на навколишнє середовище при експлуатації родовищ.

Асиміляційний потенціал геологічного середовища є специфічним супутнім ресурсом, який набуває свого значення лише при використанні основного природного ресурсу.

Економічна оцінка АП при використанні надр можлива лише за умови оцінювання основного ресурсу надр, можливо за видами користування надрами.

В залежності від ступеня вивченості можна виділити початкову оцінку АП та детальну оцінку. **Початкова оцінка** може бути проведена за допомогою експертних бальних оцінок за переліком параметрів якості АП із широким використанням доведеної аналогії. **Детальна оцінка АП** може бути проведена на етапах інтенсивного використання надр за умови наявності детальної геологічної, гірничотехнічної та техніко-економічної інформації щодо фактичного відпрацювання. В залежності від етапу та мети оцінки АП, виду користування надрами при економічній оцінці використовують витратний, доходний та порівняльні підходи.

Для проведення *початкової оцінки* асиміляційного потенціалу геологічного середовища в межах певної ділянки надр рекомендується використовувати наступний перелік критеріїв та показників, які в першу чергу стосуються освоєння основного ресурсу:

- Вид користування надрами та ресурсу надр;

- Геологічні характеристики, що визначають стійкість геологічного середовища;
- Складність геологічної будови та гірничотехнічних умов освоєння основного ресурсу;
- Кількісні характеристики способів і систем відпрацювання;
- Кількісні параметри техногенного навантаження при використанні надр (натуральні показники);
- Гранично допустимі параметри техногенного навантаження в межах ділянки надр та ін..
- Кількісні показники навантаження на інші складові довкілля при використанні ресурсів надр.

Для проведення детальної оцінки АП методичні підходи є подібними до визначення диференціальної екологічної ренти. При цьому *екологічна рента* на прикладі видобутку корисних копалин визначається як додатковий прибуток:

1 – від використання екологічно безпечних технічних і технологічних вирішень експлуатації родовищ корисних копалини;

2 – при експлуатації родовищ корисних копалини, розташованих в регіонах з непорушеним геологічним середовищем унаслідок процесів використання надр (гірничі роботи).

Глава 2. АСИМІЛЯЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ РІЧКОВОЇ МЕРЕЖІ ТА ЙОГО ВИКОРИСТАННЯ

Актуальність досліджень асиміляційного потенціалу річкової мережі Центральної і Південної України обумовлена важливим значенням річок району у формуванні умов життєдіяльності та розвитку агропромислового комплексу країни, різким зростанням впливу техногенних факторів на розвиток природних гідросистем, необхідністю визначення ефективних критеріїв оцінки їх стану, розробки й впровадження рекомендацій по збереженню та раціональному використанню накопиченої у річкових відкладах природної та техногенно-природної мінеральної сировини.

Річкова мережа є важливою складовою геологічного середовища, що зазнає в останній час суттєвих змін. Спорудження дамб, днопоглиблювальні роботи, вплив розташованих на водозбірній площі промислових підприємств та інші антропогенні фактори суттєво змінили літологію донних відкладів, їх хімічний та компонентний склад. Виникли додаткові умови для накопичень важких мінералів природного і природно-техногенного походження [7]. Різкий зріст впливу техногенних факторів на розвиток гідросистем, залучення річкових осадків у господарський обіг та пов'язані з цим масштабні зміни екологічного стану довкілля, обумовили необхідність розробки системного підходу до вивчення та раціонального використання накопиченого у річковій мережі України алювію.

У цьому розділі наведені результати вивчення річок Центральної і Південної України: Інгулець, Інгул, Південний Буг, Дніпро та їх притоки, Дніпро-Бузький лиман. (рис. 2.1).

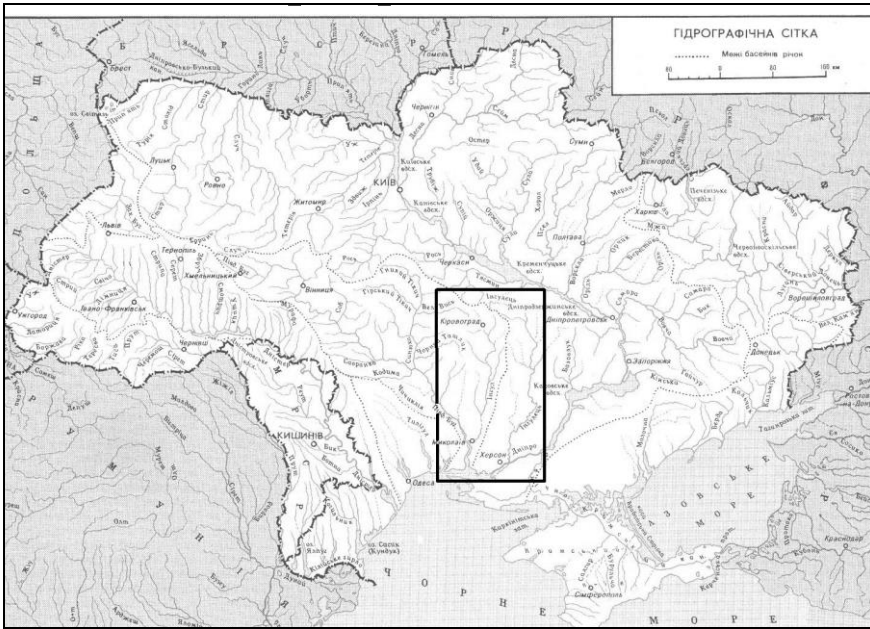


Рис. 2.1. Положення району досліджень на гідрографічній мапі України.

2.1. Алювій як система накопичення природного та техногенного матеріалу сучасної екосистеми

Донні осадки річок в межах району дослідження представляють собою неоднорідну гетерогенну систему. Природні фактори зумовили принципові зміни складу та будови алювіальних покладів від витoku до гирла річок: від брил та валунів у верхів'ях до пелітоморфного мулу в старицях та дельтових ділянках річок. Переважають псамітові та алеврито-псамітові різновиди осаду. За мінеральним складом домінують полімінеральні відклади з кварцом та іншими силікатами, карбонатами, різноманітними оксидами, рідше сульфідами, сульфатами, самородними елементами [10, 20, 37 та ін.].

В нижній течії річок поширені олігоміктові кварцові піски в яких відзначається високий вміст розсипоутворюючих мінералів (г/т): альмандину - 408552,1; ільменіту - 100033,2; монациту - 13758,7; циркону - 6458,4. У відкладах Дніпра нижче дамби Каховського водосховища встановлені рудопрояви золота (до 0,25 г/м³). Округла форма мінеральних зерен свідчить про тривале транспортування і багаторазове перевідкладення осаду.

За даними ситового аналізу, розмір часточок річкових осадів Нижнього Дніпра змінюється від 0 до більш ніж 100 мм. У верхній частині алювіального розрізу він відповідає замуленим олігоміктовим кварцовим алеврито-піскам, а в нижніх приплотикових ділянках та під береговими кручами складається зі щебеню та гальки вапняків (рис. 2.2). Літологічний розріз природних островів додатково містить прошарки сіро-зелених глауконітових та строкатих гідрослюдистих глин, потужністю 0,4-0,8 м. Штучні острови, намиті в результаті днопоглиблювальних робіт на Дніпрі, за результатами ручного буріння, складається з однорідної пухкої обводненої суміші кварцового піску та мушлевого детриту [76].

На розподіл і локалізацію мінералів в елементах рельєфу поверхневих водотоків впливають тектонічні, кліматичні та інші природні фактори. Вони приводять до закономірного перерозподілу мінералів у річищах та локальних накопичень алювію олігоміктового, а іноді майже мономінерального складу. Такими є гранатові, ільменітові, цирконові, монацитові різновиди пісків, відомі у районі досліджень у вигляді відповідних рудопроявів [23].

Клас крупності	Вихід, %
+40	34,09
+20	10,97
+10	16,20
+5	3,33
+2,5	2,06
+1,25	2,35
+0,63	2,69
+0,315	2,98
+0,200	1,62
+0,160	0,79
+0,125	1,34
+0,080	2,01
+0,040	5,28
-0,040	14,32

а



б

Рис. 2.2. Результати ситового аналізу донного осаду р. Дніпро в районі с. Корсунка: а - усереднений гранулометричний склад; б - галька, гравій та пісок з алювію у лівобережній заплаві.

У роботі [51] проаналізовані суттєві зміни донних відкладів річкової системи під впливом природних та антропогенних факторів. В донних відкладах Південного Бугу, Інгулу, Інгульця та Дніпра переважає алеврито-пелітова фракція. Відкладення Кінбурнської коси представлені однорідним добре відсортованим і промитим від глинистих домішок кварцовим піском, що містить близько 98% псамітової фракції. Ще більш однорідний алювій у дельті Дніпра (с. Збур'ївка) де практично вся проба представлена псамітами - 99,73% (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Характеристики донних осадків у гирлових ділянках річок Дніпровсько-Бузького лиману, за даними роботи [51]

Характеристики	Південний Буг	Інгул	Дніпро (рукав Інгулка *)	Інгулець	Дніпро (с. Садове **)	Дніпро (дельта)
гранулометричний склад, %						
псефіти	9,9	12,3	8,9	0,3	16,1	0
псаміти	15,3	21,2	9,6	1,1	32,4	99,7
алеврити	0,8	1,4	5,7	1,5	9,4	0,2
алевро-пеліти	74,0	65,1	75,8	97,1	42,1	0,1
середній розмір, мм	1,0	1,4	1,3	0,1	1,8	0,3
густина						
питома, г/см ³	2,28	2,37	2,39	2,41	2,49	2,43
ст. відхил.	0,07	0,06	0,05	0,03	0,02	0,03
довір. інт.	0,064	0,066	0,064	0,025	0,018	0,027
магнітні властивості						
Кількість магнітного продукту, %	0,007	0,004	0,04	0,28	0,02	0,03

* - 1 км вище гирла Інгульця;

** - 1 км нижче гирла Інгульця

З табл. 2.1 випливає, що з низин Інгульця в Дніпро надходить алеврито-пелітовими фракція. У дельті Дніпра відбувається істотний перерозподіл матеріалу, що надходить, з осадженням псамітової і виносом у лиман алеврітової і пелітової складових. На це також вказує карта розподілу гранулометричного складу донних опадів лиману [87]. Оскільки техногенні забруднення накопичуються, в основному, в

пелітових фракціях осаду, то їх підвищену концентрацію слід очікувати в місці злиття Дніпровського та Бузького рукавів лиману і нижче, де в донних осадках переважає пелітова і алеврито-пелітова фракції.

Встановлено закономірне зниження питомої щільності донних опадів у ряді: Дніпро - Інгулець - Інгул - Південний Буг. Найбільш легкі відкладення осідають у Південному Бузі, найбільш щільні у Дніпрі, нижче впадіння Інгульця (табл. 2.1, рис. 2.2). Щільність донних осадків у Південному Бузі, Інгулі, Дніпрі вище Інгулецького лиману характеризуються досить близькими значеннями, в межах похибки визначення (рис. 2). Значно відрізняється від них щільність опадів, відібраних нижче впадання Інгульця в Дніпро, с. Садове. За цим показником вони близькі до відкладень природних перекатів. На р. Інгулець такими, за результатами наших досліджень, є перекат у с. Давидів Брід (179 км вище гирла - 2,48 т / м³) або як на початку «антиріки» у с. Дар'івка (12 км вище гирла - 2,54 т / м³) [5].

Висока щільність пояснюється гранулометричним складом проби, який вирізняється великою різноманітністю (табл.1). Жорства і грубозернисті піски складають 16,1%, що більше, ніж у всіх інших пробах. Майже третя частина проби представлена псамітами. Зміст великих алевритів більше 9% також виділяє цю пробу з інших. У теж час, алеврито-пелітовими фракції істотно менше (42,1%), ніж у пробі, відібраній на 3-4 км вище по Дніпру (рукав Інгулка, 75,8%) і в Інгульці (97,1%).

Ця аномалія обумовлена днопоглиблювальними роботами, що проводяться для створення зворотного ухилу русла («антиріки»). Крім того, дрібні і легкі частинки з твердого стоку Інгульця виносяться більш сильною течією Дніпра, а великі і важкі осідають, що різко відрізняє дану пробу від проб взятих у дельті Дніпра чи в низов'ях Інгульця.

В цілому, для проб, узятих в низов'ях всіх річок, характерне переважання алеврито-пелітовими фракції від 65,1% (р. Інгул) до 97,1% (р. Інгулець).

Вміст важкої фракції в осадках гирлової частини Дніпра (0,35-0,38%) помітно вище цього показника для Південного Бугу та Інгулу

(0,13 і 0,03% відповідно). Отримані дані підтверджують висновок, зроблений в роботі [87] про переважне надходження важких мінералів у Дніпро-Бузький лиман зі стоком р. Дніпро. Вони також підкреслюють істотний вплив на їх склад твердого стоку р. Інгулець. Індикаторами останнього є характерні мінерали і гірські породи залізорудної формації, а також техногенні металургійні компоненти осаду. У зв'язку з цим показові результати літолого-мінералогічних досліджень сучасних опадів середньої течії р. Інгулець [44]. У їх складі виділені природна, техногенно перероблена природна і техногенна складові [4, 9]. Під впливом гірничо-металургійних робіт у Криворізькому басейні сучасні донні осадки змінюються не тільки в р. Інгулець, а й в р. Дніпро і Дніпровсько-Бузькому лимані.

У піщаних відкладеннях Кінбурнської коси домінують розкриті мінерали, а рідкісні зростки представлені уламками метаморфічних порід. Серед мінералів переважають гранат, ільменіт і кварц. На схематичній карті теригенно-мінералогічних провінцій Чорного моря, Дніпро-Бузький лиман відноситься до гранат-циркон-ільменітової провінції [85].

У цьому зв'язку можна відзначити, що за даними табл. 2.2, 2.3, титан надходить зі стоком всіх річок, що живлять лиман. Отже, як Південний Буг та Інгул, так і Дніпро з Інгульцем беруть участь у формуванні ільменітових розсипів Чорного моря. Проте походження цього мінералу, що надходить із Дніпра та Південного Бугу різне. Дніпро та Інгулець виносять дрібні (0,1-0,2 мм) добре обкатані зерна ільменіту і рутилу, з палеоген-неогенових осадових порід Середнього Придніпров'я (розсипи Малишевського родовища). Південний Буг та Інгул містять в осадах відносно великі (0,5-0,8мм) зерна неправильної форми або ідіоморфні кристали ільменіту, характерні для докембрійських утворень центральній частині Українського щита.

У пониззі всіх річок відзначена дуже низька концентрація магнітних частинок (табл. 2.1). І лише в осадах Інгульця вона на порядок вище (0,28%), ніж у Дніпрі і на два порядки вище в порівнянні з Південним Бугом і Інгулом, де кількість магнітних частинок обчислюється в тисячних частках відсотка [51]. Це

обумовлено підвищеним вмістом оксидів заліза, що потрапляють до алювію р. Інгулець з порід і руд залізисто-кременистої формації.

Співвідношення природного і техногенного джерел постачання оксидів заліза до осаду р. Інгулець ілюструє рис. 2.3, [5]. На ньому видно, що більшість проб утворюють синусоїдальне поле в нижній частині діаграм, що відповідає природній варіації вмісту заліза у складі осаdkів в різних ділянках річки: від мінімального у профілі с. Давидів Брід, до максимального на півдні м. Кривий Ріг, біля с. Рахманівка. Від природного фону помітно відрізняються кілька проб осаdkу у профілі с. Рахманівка. У даному районі безпосередньо біля річки знаходяться кілька відвалів, хвостосховищ і шламсховищ гірничо-металургійного комплексу м. Кривий Ріг. Матеріал, який потрапив з них до р. Інгулець, збагачений природними і техногенними мінералами заліза. Тому вміст оксидів заліза в осаdkу збільшився, у порівнянні з природним станом, у кілька разів.

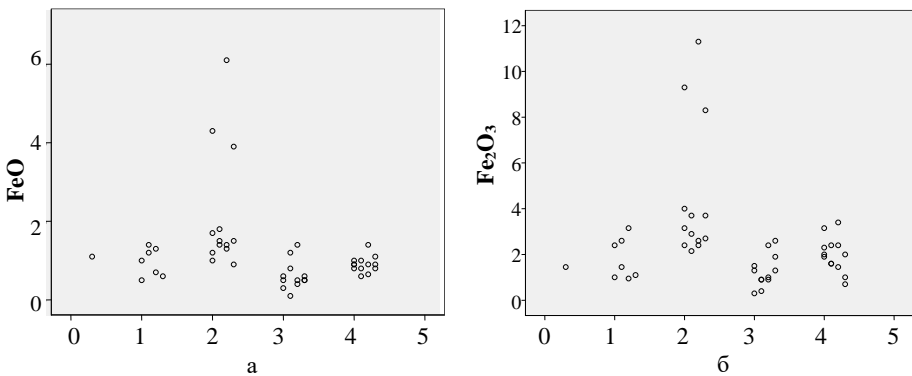


Рис. 2.3. Вміст закисного (а) і окисного (б) заліза в сучасних осаdkах р. Інгулець, мас. %, за даними роботи [2]. Профілі: 1 – с. Іскрівка, 2 – с. Лозуватка, 3 – с. Рахманівка, 4 – с. Давидів Брід, 5 – м. Снігурівка.

Елементи-домішки у річковому осадку. В табл. 2.2 наведені результати спектрального аналізу річкових осадків. Вони свідчать, що вміст Mn, Zr і Z, у всіх вивчених ділянках річок вище (іноді в десятки разів), а Li нижче середніх для піщано-глинистих відкладень. Вміст Ni і Co в донних осадках всіх водойм знаходиться на рівні середніх значень, і тільки в нижній частині р. Інгулець вміст літію в 1,7 рази вище фонового.

Таблиця 2.2

Вміст хімічних елементів у донних осадках, $n \cdot 10^{-3}\%$ *, за [4, 51]

Хімічні елементи	Південний Буг	Інгул	Дніпро (рукав Інгулка)	Інгулець	Кінбурнська коса	Середнє для глин і пісковиків за [76]
Mn	60	50	100	85	100	47,5
Ni	3	3	3	4	3	3,5
Co	0,5	0,5	0,3	1,5	0,5	0,9
Ti	300	400	300	400	>1000	305
V	10	10	10	8	30	7,5
Cr	5	8	10	8	80	6,3
Mo	0,1	0,1	-	0,08	0,6	0,14
Zr	30	30	150	25	40	19
Cu	10	10	2	3	5	2,3
Pb	8	8	6	3	20	14
Zn	30	40	10	25	100	48,3
Sn	1	2	-	0,8	1	0,3
J	0,8	0,8	3	1,5	0,8	0,2
P	80	60	30	85	30	43,5
Li	3	3	-	1,5	-	4,1
Ba	30	10	100	50	10	29,5

* Спектральний аналіз виконаний у лабораторії ТОВ «Белгородгеологія», методом емісійної спектроскопії на приладі СТЕ-1, аналітик Л.І. Назіна.

Інші елементи демонструють як розсіювання, так і накопичення, створюючи характерний геохімічний (металогенічний) фон алювію для кожної з вивчених річкових систем. Донні відкладення річок Інгул і Південний Буг мають загальну тенденцію накопичення Mn, Zr, Cu, Sn, J і P; Дніпра - Mn, Zr, J, а також Ba. Осадки Дніпро-Бузького лиману відрізняються значним перевищенням кларкового вмісту Ti, V, Cr, Mo, Zr, Zn, Sn, J.

Результати спектральних аналізів виявили геохімічну спеціалізацію осадків в гирлових ділянках вивчених річок: фосфор-олово-цирконієву Інгулу і Південного Бугу, йод-барій-цирконієву Дніпра і марганець-ванадій-хром-циркон-титанову Дніпро-Бузького лиману. У прибережній зоні північного берега Кінбурнської коси відмічено підвищений вміст Zn, Cr, Pb. Концентрація цих елементів перевищує фонові значення для сучасних донних осадків Чорного моря в 12, 3 і 2 рази відповідно. Вміст Zn більш ніж у два рази перевищує середнє його вміст у глинах і пісковиках. Звертає увагу і той факт, що в донних осадках річок, що живлять Дніпро-Бузький лиман вміст цинку в 10-2,5 рази нижче, ніж в пробах північної частині Кінбурнської коси. Зазначена аномалія підтверджує техногенне походження підвищеної концентрації Zn, Pb, Cr, відміченої в роботі [87]. З іншого боку, високий зміст Ti в цих же пробах пояснюється природними процесами, детально розглянутими в роботі [85].

Мінеральний склад алювію. У табл. 2.3 наведені дані по мінеральному і петрографічному складу річкових відкладень в пригирлових ділянках Південного Бугу, Інгулу, Дніпра, Інгульця і Дніпро-Бузького лиману. У ній містяться результати вивчення легкої та важкої фракцій опадів. Найбільш різноманітні по мінеральному складу опади Дніпровсько-Бузького лиману, Дніпра в районі с. Садове і Південного Бугу. Інгул і, особливо, Дніпро вище гирла Інгульця менш різноманітні за складом осаду, в якому з великою перевагою домінує кварц, а сам осад є більш зрілим.

Таблиця 2.3

Мінеральний і петрографічний склад річкового осаду [51]*

Мінерали і гірські породи	Південний Буг	Інгул	Дніпро, (рукав Інгулка)	Дніпро, (с. Садове)	Кінбурнська коса
1	2	3	4	5	6
Легка фракція, %					
вапняки	4,0			3,0	
пісковики і кварцити					2,0
катаклазити					1,0
кварц	91,0	95,49	100	93,0	96,0
кальцит	2,0	2,0	зн		
плагіоклаз		0,5			0,5
мікроклін			зн		0,5
глауконіт		0,01	зн	зн	
органічні рештки	3,0	2,0		4	
усього, %:	100	100	100	100	100
важка фракція, %					
вміст важкої фракції у осаді, %	0,13	0,03	0,38	0,35	0,28
залізисті кварцити				0,72	
актиноліт	1,34			зн	
апатит	9,10	7,23	1,27	6,55	зн
берил		0,85			зн
біотит	3,00				
гематит	2,10	0,55	2,54	зн	зн
гетит	10,54	9,03	76,25	13,41	7,2
альмандин	22,14	6,23	1,27	4,36	13,12
піроп	зн	0,86	од. зн		

1	2	3	4	5	6
діопсид	4,56	зн		1,45	
дістен				зн	2,70
егірін				0,72	
епідот	2,68	0,99		1,12	1,44
ільменіт	17,43	34,70	зн	41,47	48,21
кордієрит				0,31	
лейкоксен	4,69	0,89		2,18	7,2
магнетит	16,81	1,90	10,36	19,80	4,28
марказит	зн	23,36		зн	зн
монацит	0,67	0,89		1,45	1,35
оксиди марганцю	зн	зн	2,00	зн	2,00
пірит	зн	3,56			0,7
рогова обманка	4,00	зн		0,72	1,52
рутил	зн	0,89		1,45	2,34
ставроліт	зн	2,67			2,16
сфен	0,67		зн	0,55	0,10
турмалін	зн	3,56	1,27	3,02	3,96
циркон	зн	1,78	4,28	0,72	1,72
всього, %:	100	100	100	100	100

* В окремих пробах відзначалися також знаки хроміту, емульсійного гематиту, корунду, мусковіту, ортиту, піротину, рудних і силікатних металургійних кульок.

За даними мінералогічного аналізу, легка фракція досліджених річкових осадів складається, переважно, з зерен кварцу та кальциту у вигляді уламків кристалів, друз, кірок, жовн, а також перевідкладених

та сучасних мушель. У Інгулі та Інгульці помітна домішка польових шпатів, поблизу гирла Інгульця в дніпровському осаді спостерігаються дрібні кулясті частки металургійного скла. Раніше сферичні техногенні частинки відзначалися також у твердому стоці р. Дніпро у верхів'ї Дніпровського лиману [87].

У складі важкої фракції діагностовано мінерали: алмаз, альмандин, андалузит, апатит, барит, біотит, бронза, гематит, гетит, графіт, дистен, залізо металеве, золото, ільменіт, кордієрит, лейкоксен, магнетит, магнітні кульки, марказит, мідь природна та техногенна, монацит, муассаніт, пірит, піроп, рубін, рутил, свинець і олово (сплав), срібло самородне, сфен, турмалін, епідот, хроміт, циркон, кульки скляні, шпінель.

У важкій фракції донного осаду р. Південний Буг домінують альмандин, ільменіт і магнетит; р. Інгул - ільменіт і аутигенний марказит; Інгулки - гетит і, частково, магнетит; а р. Інгулець - ільменіт, магнетит, і гетит. Специфіку твердого стоку кожної річки підкреслюють також менш поширені мінерали і гірські породи. Для пониззя Південного Бугу характерні біотит і піротин; Інгулу - берил, частково пірит; Інгулки - корунд і мусковіт; Інгульця - залізисті кварцити, емульсійний гематит, егірін, магнітні кульки, а також дистен і кордієрит. Виявлені асоціації важких мінералів відображають специфіку петрографічного складу гірських порід і руд, поширених на водозбірній площі Південного Бугу, Інгулу та Інгульця. Для Дніпра вище гирла р. Інгулець дана залежність менш очевидна внаслідок усереднення матеріалу, що надходить з більш масштабної площі денудації, та осадження значної його частини каскадом дніпровських водосховищ, більш тривалим транспортуванням і високим рівнем зрілості осаду.

За даними роботи [31] розмір виділень золота у відкладах Нижнього Дніпра звичайно не перевищує 0,1 мм, а домінують частки 0,02-0,06 мм. Форма золотин різноманітна. Зустрічаються округлі зерна, лусочки, дротинки, зігнуті, скручені часточки різноманітних обрисів з проявами пластичної деформації від зіткнення з іншими мінералами алювію. Внутрішня будова виділень золота однорідна, або представляє собою ажурний агрегат з великою кількістю порот,

частково заповнених глиною та мінералами кремнезему. Хімічний склад золота змінюється від чистого золота до електруму з близькими співвідношеннями Au і Ag. Знахідки золота у річкових відкладах приурочені до плотика та надплотикових шарів осаду, вище за розрізом зустрічається рідко. (рис. 2.4а, 2.5а, 2.5б). В асоціації з золотом в досліджених пробах зустрічаються самородна мідь, срібло, сульфіди.

Мідь утворює луски, кутасті, видовжені та закручені зерна, грудочки, дендрити від 0,02 мм до 0,7 мм жовто-червоного, сіро-коричневого кольору (рис. 2.4б, 2.4в). Завжди в «рубашці» з червонувато-бурих окисів і синьо-зелених вторинних карбонатів і гідрокарбонатів міді. Плівка вторинних мінералів легко розчиняються в розбавленій соляній кислоті, звільнюючи пластинки металу яскраво-червоного кольору (рис. 2.4в). Природна та техногенна мідь відрізняються хімічним складом: остання збагачена домішковими хімічними елементами: залізом, хлором, бромом тощо (табл. 2.4).

В досліджених пробах у невеликих кількостях, але постійно зустрічаються сульфіди, в основному пірит і марказит. Пірит морфологічно дуже різноманітний, навіть у межах однієї проби. Зустрічаються уламкові частково обкатані зерна, кубічні кубо-октаедричні та кубо-додекаедричні кристали, натічні утворення піриту у вигляді сферолітів, трубочок і інших стяжінь (рис. 2.4г, 2.4д). До складу дрібнозернистих піритових агрегатів входять також карбонати і інші новоутворені мінерали річкового осаду. Марказит зустрічається також у вигляді ідіоморфних видовжених та сплюснених монокристалів (рис. 2.4є). Рідко зустрічається ідіоморфні кристали арсенопіриту (рис. 2.4ж).

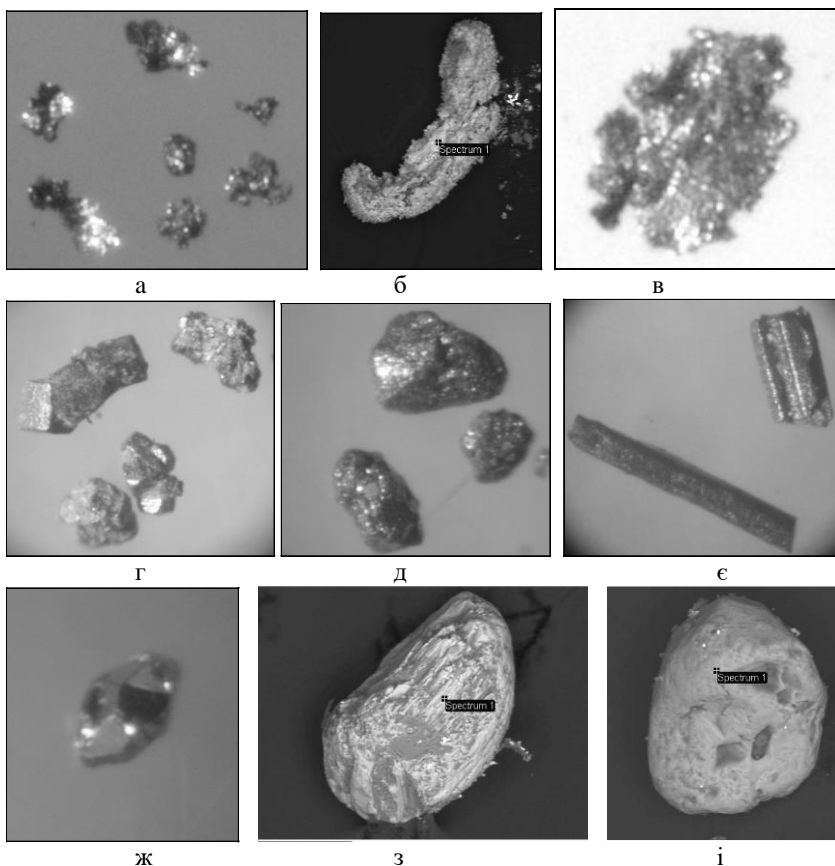


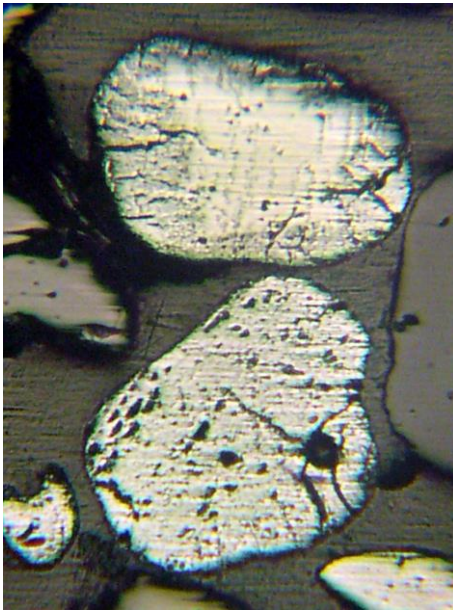
Рис. 2.4. Природні мінерали важкої фракції алювію р. Дніпро, за [31]: а - луски «тонкого» золота; б - мідь самородна в «рубашці» з вторинних сульфідів і оксидів міді; в - луска самородної міді після травлення у слабому розчині соляної кислоти; в - зростки ідіоморфних кристалів піриту; д - частково обкатані зерна уламкового піриту; е - видовжені та сплюснені кристали лімонізованого марказиту; ж - кристал арсенопіриту; з - лейкоксенований рутил; і - обкатане зерно циркону з включеннями кварцу; а, в-ж - бінокуляр; б, з, і - растрова електронна мікроскопія. Збільшення: а, і - 200^{\times} ; б- 160^{\times} ; в - 300^{\times} , г, е - 40^{\times} , д - 45^{\times} , ж, з - 100^{\times} .

Таблиця 2.4.

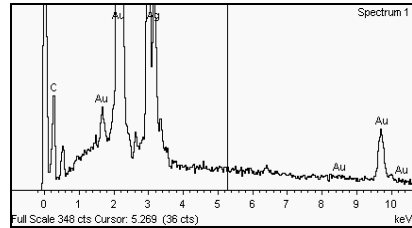
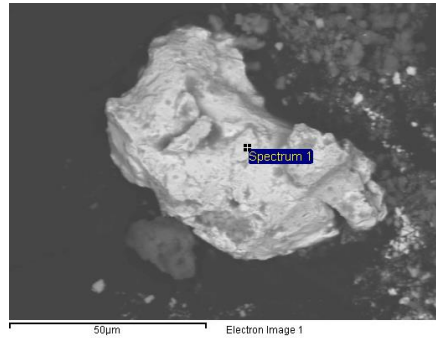
Хімічний склад мінералів важкої фракції з алювію р. Дніпро, за даними мікрозондового аналізу, мас.% (аналітик В.В. Пермяков)

Елементи	Мінерали								
	мідь само-родна	мідь техно-генна	пірит	мартит з кіркою гетиту	магнітні кулі	рутил	циркон	шлак спец-сталі	шпінель
Fe		0.92	43.17	68.59	47.83		1.18	3.17	19.65
Si		0.74			5.21		14.60	16.58	
Ca		0.89			1.41			22	
Al					0.82	0.42		5.21	9.58
S	1.93	4.31	56.83			0.71			
Cu	92.26	73.44							
Mg					0.91				5.65
Cl		1.34			0,97				
Ti					1.78	55.30		0.41	0.58
Cr					23.96			8.08	24.56
Mn					2.06				
Ni					3.32				
Zr							52.7		
Br		8.51							
V								0.79	
O	5.81	9.85		31.41	11.71	43.57	31.51	43.77	39.98

Практично в кожній пробі присутні дрібні обкатані зерна ільменіту, рутилу, циркону, берилу, магнітні кулі, а також жовна, натічні агрегати гетиту, землісті маси лімоніту та інші розсипоутворюючі мінерали (рис. 2.4з, 2.4і, 2.5в, 2.5г; табл. 2.4).



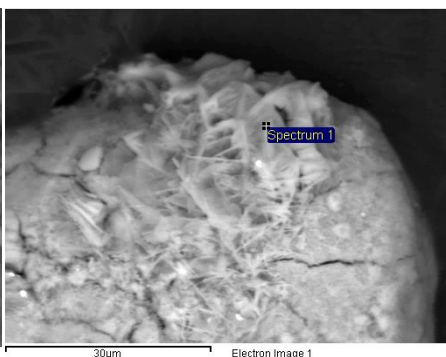
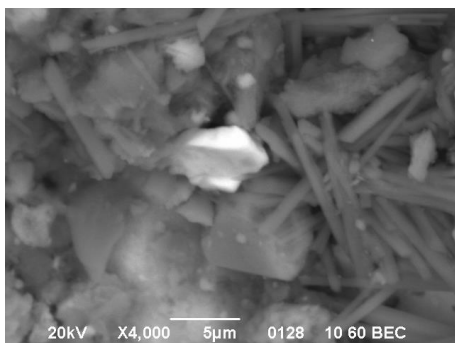
а



б

Рис. 2.5. Теригенні мінерали річкового алювію: а – обкатані зерна ільменіту (біле) та кварцу (сіре), Кінбурнська коса Дніпро-Бузького лиману; частково обкатане зерно золота (Au 100%), б - пластично деформована часточка срібlistого золота (Au 52,49%, Ag 47,51%), перша надзаплавна тераса Дніпра біля с. Корсунка, пошукова свердловина 311, гл. 32 м.; а - рудний мікроскоп, збільшення 250^x; б - РЕМ, МЗА.

Група мінералів алювію представлена мікросферолітами, натічними агрегатами, фромбоїдальними виділеннями, ідіоморфними кристалами, пухкими агрегатами голчастих кристалів мікроскопічних розмірів. Такими є барит, гетит, пірит, гіпс, карбонати [32]. У їх утворенні беруть участь процеси хомогенного осадження, вторинного заміщення природних і техногенних утворень, біомінералогії (рис. 2.6).



Element	Weight%		
	1 Barite	2 Gypsum	3 Pyrite
O K	28.18	31.74	
Al K	1.14	1.17	0,44
Si K	2.76	3.92	1,27
S K	14.27	24.63	48,27
Ca K	1.01	28.30	
Fe K	4.47	10.25	
Ba L	48.17		49,3
K K			0.72
Totals	100.00		

а

Element	Weight%	Atomic%
O K	48.33	74.94
Mg K	1.20	1.22
Al K	0.51	0.47
Si K	1.76	1.56
S K	0.61	0.47
Ca K	1.14	0.70
Fe K	46.46	20.64
Totals	100.00	

б

Рис. 2.6. Аутигенні мінерали у донному осаді р. Дніпро, с. Корсунка, пошукова св. 311, гл. 32 м.: а – барит, гіпс і пірит; б – щітка лепідокрокіту на розтрісканій конкреції гетиту РЕМ, МЗА.

Від контакту з водою до плотуку алювіального розрізу в групі аутигенних мінералів заліза спостерігається закономірна зміна парагенезисів. У поверхневому шарі осаду на мілинах, перекатах, в старицях утворюються гідроокиси заліза (рис. 2.6б). В середині товщі та у поверхневих шарах, але в глибоких і мало проточних ділянках річок, наприклад, водосховищах, домінує марказит Ооліти марказиту

мікроскопічних розмірів приурочені до рослинних решток у складі алевро-пелітових відкладів річок (рис. 2.7а). Це свідчить що утворення мінералу зумовлено діяльністю мікроорганізмів, що розвиваються в органічних рештках. В результаті перемиву осаду мікрооліти марказиту об'єднуються в грудочки неправильної форми, кулясті стяжиння тощо (рис. 2.7б).

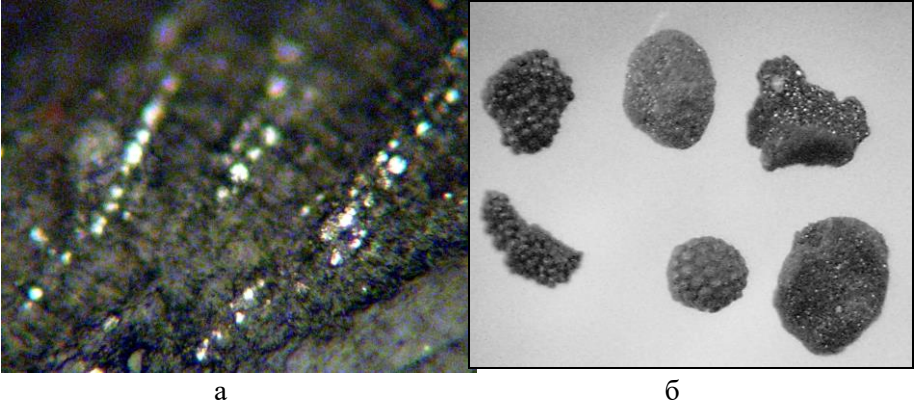


рис. 2.7. Мінеральні продукти життєдіяльності анаеробних бактерій: а - мікросфероліти марказиту (біле) в рослинних рештках (темно-сіре) пелітоморфного річкового осаду (сіре); б – агрегати кулястих виділень марказиту, згруповані після завершення дезінтеграції річкової флори. Свердловина у тальвезі р. Інгулець (м. Снігурівка), інт. 1,5-1,8 м.; а - полірований шліф, б – бінокуляр, збільшення 180^{\times} .

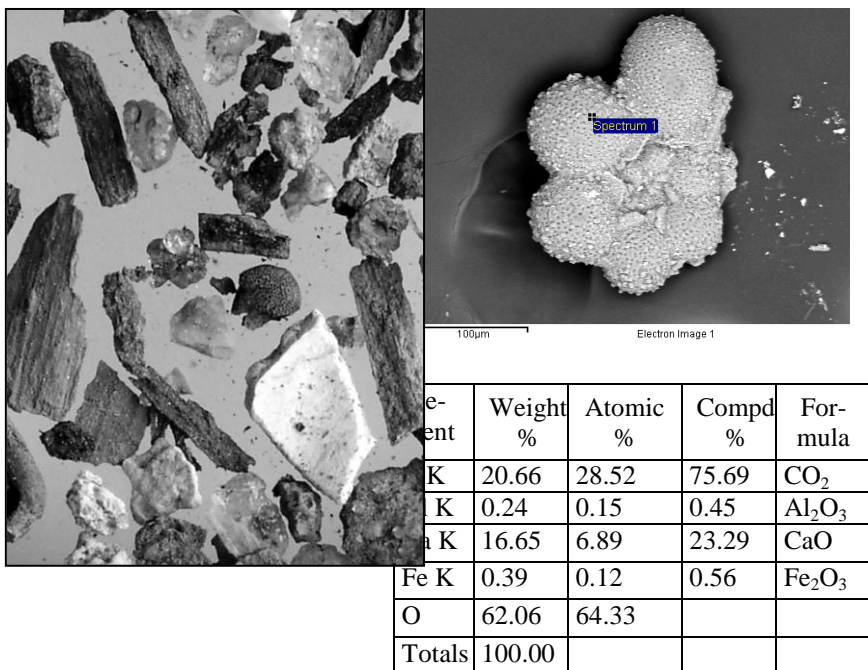
В нижніх, приплотикових ділянках розрізу спостерігається перекристалізація марказиту у дрібнозернистий ($< 0,050$ мм) ідіоморфний пірит. Окремі виділення марказиту трансформуються у поодинокі ідіоморфні мікрокристали піриту, а стяжиння – у фромбоїдальний пірит та його друзи, щітки, та розетко подібні агрегати. В даних умовах річковий осад зберігає і пірит кластогенний, який відрізняється більшими розмірами ($> 0,5$ мм) і уламковою формою зерен. Габітус аутигенного піриту кубічний,

октаедричний, а в ділянках алювіального розрізу з підвищеним вмістом золота – пентагондодекаедричний.

Розподіл мінералів закисного та окисного заліза контролюється ступенем насичення осаду киснем і є характерною рисою річок зі значними накопиченнями алювію, особливо тонкодисперсних різновидів: мулу, алевритів тощо [93].

Про значення твердого стоку річок, що впадають в Дніпро-Бузький лиман, свідчать також продукти аутигенного мінералоутворення, описані в роботах [31]. Гетитові і пірит-марказитові стяжіння, ооліти і сфероліти з осадків акваторії Дніпро-Бузького лиману, охарактеризовані в роботі [15], Вони встановлені нами в збагаченому рослинними рештками мулі пригирлових фацій річок Інгулець, Південний Буг і, особливо, Інгул (табл.2.3). Це доводить, що, як аеробне, так і анаеробне аутигенне мінералоутворення починається в сучасних річкових осадах. Відповідні умови для цього виникають у верхньому шарі мулу (гирлова область річок Південний Буг та Інгул) або на глибині 3-4 м від контакту його з річковою водою (гирлова область р. Інгулець). Таким чином, принаймні частина гетитових і пірит-марказитових мікрооолітів і сферолітів принесена у складі твердого стоку річок, тобто є алотигенним компонентом осаду в Дніпро-Бузький лимані.

Органічні залишки донних річкових осадків дуже різноманітні. Їх характерною рисою є постійна асоціація сучасної річкової фауни та перевідкладеної з морських осадових порід, поширених на водозбірній площі річок. Кількість органічних решток і їх різноманіття різко зменшується в забруднених ділянках невеликих річок та проточних балок у промислових центрах (рис. 2.8).



а

б

Рис. 2.8. Органічні залишки: а - у донному осаді Карачунівського водосховища (р. Інгулець). Бінокуляр, збільшення: 25^x; б – у техногенно забрудненому осаді б. Грушувата (південь Криворізького басейну). РЕМ, РМА.

В сучасних річкових відкладах різних континентів значного поширення набули також компоненти техногенного (індустріального та сільськогосподарського) походження. Їх присутність стала індикатором забруднення річок, яке набуло останнім часом глобального характеру [96-99]. В донних осадках річок України постійно присутні часточки металевого заліза, бронзи (рис. 2.3д), металургійних шлаків, шлаків, вогнетривів, скляних і рудних куль - індикаторів техногенного забруднення природних ландшафтів [6, 20,

73]. В алювії Дніпра встановлені гексагональні або неправильної форми луски металургійного графіту, покриті тонкою плівкою залізистих карбонатів (рис. 2.9а). Після дезінтеграції і розчинення шлаків виплавки спецсталей залишаються ідіоморфні гексоктаедричні кристали залізо-хром-магнієвої шпінелі (рис. 2.8б). Залишки сплавів кольорових металів (бронзи) знаходиться у вигляді кутастих та частково обкатаних зерен (рис. 2.9в). Присутні також уламки металургійного скла і шлаку (рис. 2.9г), полікомпонентні за хімічним складом магнітні кулі (рис. 2.4д) тощо.

За результатами, наведеними в роботі [44], найбільш збагачені магнітними мінералами ділянки річища у південній частині Криворізького залізорудного басейну, від балки Грушувата, де розташовані хвостосховища Новокриворізького і Південного ГЗК, до с. Інгулець. На вказаному відрізьку, внаслідок відсипки берегів річки щебенем розкривних порід родовища залізистих кварцитів, ширина русла штучно зменшилась, а швидкість течії зросла (рис. 2.10а). Тому промислові відходи у складі твердого стіку балки Грушуватої (2.10б) переноситься на кілька кілометрів вниз за течією, за межі гірничого відводу підприємства. Проби для досліджень донних осадків з найвищим вмістом мінералів заліза відібрані у б. Грушувата та в р. Інгулець нижче гирла балки.

Гранулометричний склад донного осаду р. Інгулець і б. Грушуватої наведені в таблиці 2.5. З таблиці видно, що в матеріалах проб спостерігаються три максимуми: +10,00 мм; -0,25+0,10мм; -0,063 мм. Перший з них відповідає розміру шматочків щебеню, другий – природній компоненті осаду, третій співпадає з технологічно обумовленою гранулометриєю хвостів збагачення магнетитових кварцитів (-0,07 мм).

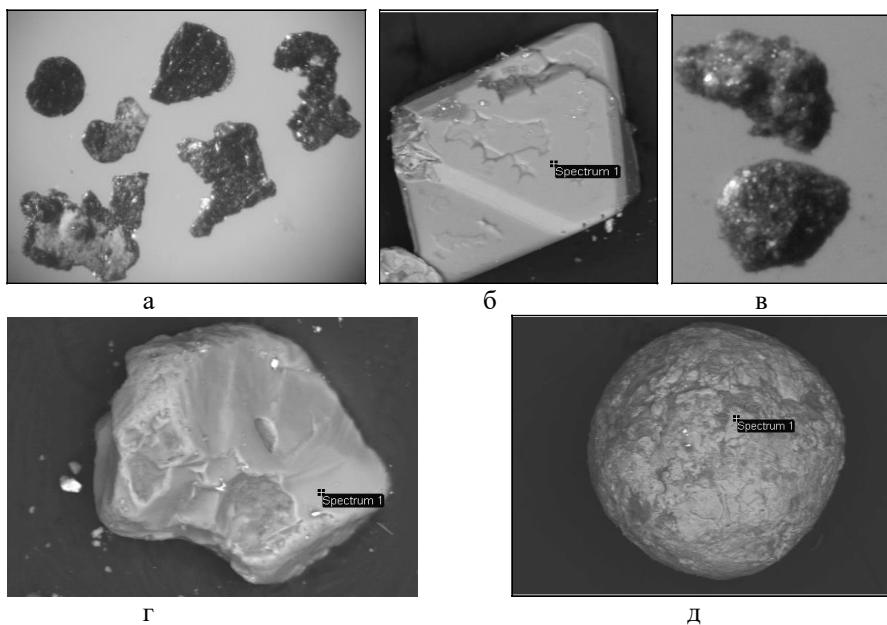


Рис. 2.9. Мінерали промислового походження, вилучені з алювію р. Дніпро: а – металургійний графіт з кіркою сидериту; б – октаедричний кристал металургійної шпінелі; в – бронза; г – часточка металургійного шлаку; магнітна куля з металургійних шлаків; а, в – бінокуляр; б, г, д – растрова електронна мікроскопія. Збільшення: а – 45^{\times} ; б – 240^{\times} ; в – 60^{\times} ; г – 280^{\times} ; д – 190^{\times} .

У більшості гранулометричних класів домінують літокласти: уламки залістих та силікатних кварцитів і сланців залістисто-кременистої формації Криворіжжя. Піщані осадки даного складу місцями утворюють грубошаруваті темно-сірі поклади рудних граувакк з підвищеним вмістом мінералів заліза, в першу чергу магнетиту, гематиту, гетиту (рис. 2.10). Шаруватість зумовлена варіацією гранулометрії та мінерального складу літокластів. Головною компонентою її являються уламки дрібнозернистих

метаморфічних гірських порід і руд: магнетитових і гематитових кварцитів, сланців, силікатних кварцитів. Зустрічаються також шлакові та шламові часточки металургійного походження з металевим залізом і його оксидами, шматочки вогнетривів та інших дрібнозернистих техногенних мінеральних агрегатів [11].

Таблиця 2.5.

Гранулометричний склад донного осаду р. Інгулець і б. Грушуватої

№ проб	Вихід класів крупності, мм, %										
	+10,0	-10,0+5,0	-5,0+3,0	-3,0+2,0	-2,0+1,0	-1,0+0,45	-0,45+0,35	-0,35+0,25	-0,25+0,1	-0,1+0,063	-0,063
1.	19,03	9,16	3,67	2,85	7,37	2,37	6,46	1,62	12,57	1,26	33,64
2.	-	0,53	0,53	0,43	0,62	0,63	0,49	1,55	23,87	19,47	51,88
3.	15,38	1,97	1,35	1,3	3,36	2,83	11,75	5,29	39,59	7,75	9,43
4.	-	0,3	0,3	0,33	0,76	0,94	0,85	0,84	24,93	10,76	59,95

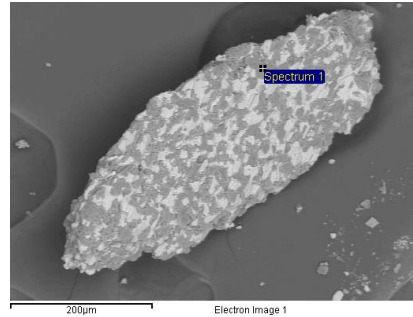
Примітки: 1 – тальвег б. Грушуватої на відстані 50 м до гирла; 2 – гирло б. Грушувата; 3 – берег р. Інгулець, 200 м нижче від гирла балки; 4. - тальвег р. Інгулець, 200 м нижче від гирла балки.



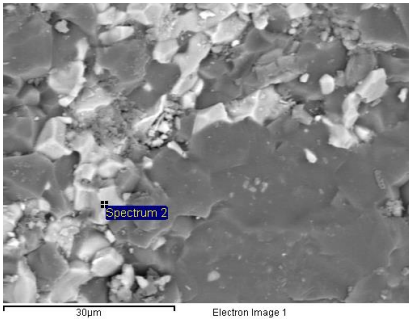
Рис. 2.10. Шаруваті верстви рудної граувакки - чорного піску у пляжних відкладах р. Інгулець, з великим вмістом часток магнетитових кварцитів у складі відходів збагачення ГЗК.

Уламки залізистих кварцитів частково обкатані або кутасти. Складені рівномірнозернистим чи порфіробластичним кварцом, магнетитом, гематитом. Гіпідіоморфні кристали оксидів заліза розміщені по периферії кварцових зерен (рис. 2.11), і утворюють пилоподібні розсіяні вкраплення у фрагментах кварцових прошарків залізистого кварциту (рис. 2.12).

Element	Weight%	Atomic %	Compd %	Formula
Si K	44.50	32.31	95.20	SiO ₂
Fe K	3.36	1.23	4.80	Fe ₂ O ₃
O	52.14	66.46		
Totals	100.00			



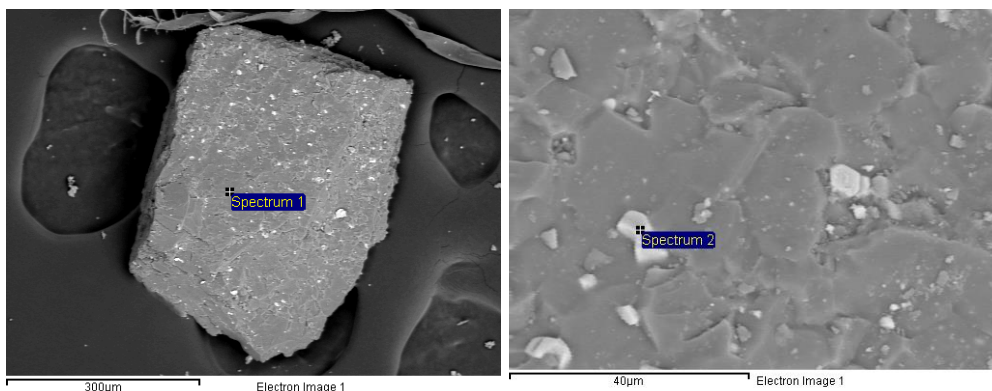
а



Element	Weight %	Atomic %	Compd %	Formula
Si K	2.98	3.27	6.38	SiO ₂
Fe K	65.48	36.08	93.62	Fe ₂ O ₃
O	31.54	60.65		
Totals	100.00			

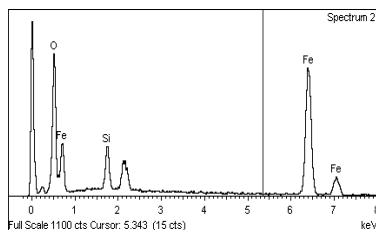
б

Рис. 2.11. Уламкові зерна залізистих кварцитів (а) у складі алювію р. Інгулець. Магнетит (світло-сіре) утворює дрібні ідіоморфні кристали у кварцовій масі (темно-сіре) і лінзоподібні розгалужені скупчення ксеноморфних зерен (б). РЕМ, РМА.



Element	Weight%	Atomic%	Compd%	Formula
Si K	46.74	33.33	100.00	SiO ₂
O	53.26	66.67		
Totals	100.00			

a



б

Рис. 2.12. Фрагмент кварцового прошарку залізного кварциту (а). Пилоподібні вклучення у кварці представлені ідіоморфними мікрострилами магнетиту (б). РЕМ, РМА.

Мономінеральні кристалокласти домінують у найбільш тонкозернистих (алевритових і глинисто-алевритових) прошарках осаду. Мінерали заліза в них представлені магнетитом, гематитом, (рис. 2.13), гетитом, а також вюститом і металевим залізом у складі часток металургійного шлаку.

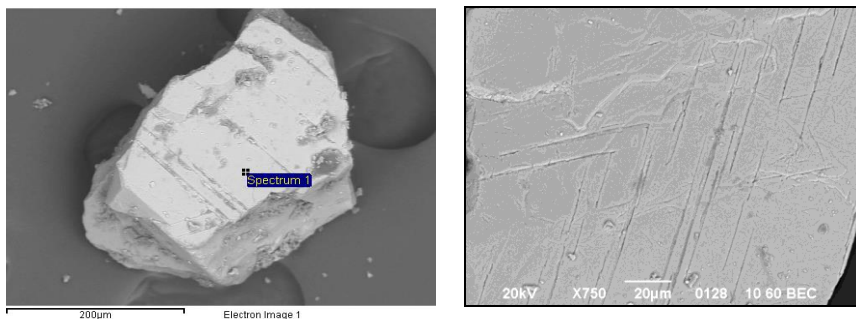
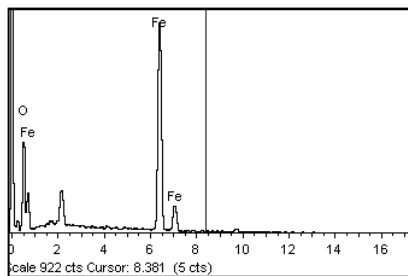


Рис. 2.13. Гематит у вигляді: а – лускуватого кристалокласту залізної слюдки з штриховкою і шарами наростання на гранях пінакоїда; б – ізометричного уламкового зерна, утвореного в результаті руйнування пластинчатого кристалу залізної слюдки. Алювій р. Інгулець в районі б. Грушуватой. РЕМ, РМА.



а

б

В алювії Інгульця постійно знаходяться гетит, лепідокрокит, гідрогематит і гідрогетит. Їх уламкові зерна містять релікти магнетиту, мартиту та інших мінералів кори вивітрювання порід і руд Кривбасу. Аутигенні (річкові) стяжіння гідроксидів заліза збагачені глиноземом, кремнеземом та іншими сполуками річкового осадку (рис. 2.14).

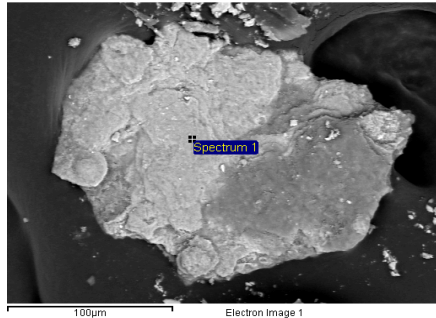
На відміну від кори вивітрювання порід Криворізької серії, оксиди заліза у складі алювію в дослідженій ділянці Інгульця не мають ознак розчинення і заміщення гідроксидами та гідросилікатами заліза. За даними роботи [44], з ними асоціюють також незмінні сульфіді і навіть лужні алюмосилікати (рис. 2.15).

Присутність у річковому осаді сульфідів, лужних силікатів та інших досить нестійких мінералів не може бути зумовленою

перенесенням їх з кори вивітрювання порід залізисто-кременистої формації. Вони є додатковим свідченням постійного надходження до річки поточних відходів збагачення ГЗК.



а

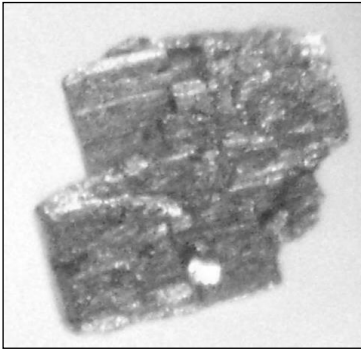


б

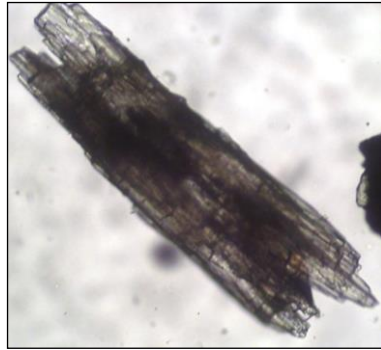
Рис. 2.14. Гідроксиди заліза в донних осадах: а - луски дрібнозернистих агрегатів з реліктами магнетиту, утворені на поверхні первинних мінералів заліза; б - натічні агрегати аугігенних гідроксидів заліза, алюмінію та інших елементів (лімоніт). Магнітна фракція алювію р. Інгулець: а - біля м. Снігурівка, бінокляр, збільшення 15^х; б – м. Кривий Ріг, РЕМ, РМА.

Element	Weight%	Atomic%
O K	51.44	73.35
Mg K	0.62	0.58
Al K	6.60	5.58
Si K	8.90	7.23
Fe K	32.44	13.25
Totals	100.00	

До водойм з водозбірної території з піском, глиною, ливневими стоками тощо потрапляють відходи нафтопродуктів (рис. 2.16). Вони надходять з території населених пунктів, складів паливно-мастильних матеріалів, нафтопереробних, промислових, транспортних і інших підприємств. Перенесення відбувається системою ярів і балок, що впадають до річкової мережі. Росташовані в межах промислових районів малі річки та тимчасові поверхневі водотоки є на даний час найбільш навантаженими елементами сучасної екосистеми.



а



б

Рис. 2.15. Пірит (а) та глаукофан (б) з алювію р. Інгулець. А – бінокуляр, б – петрографічний мікроскоп, імерсія, ніколі паралельні. Збільшення: а – 130^{\times} , б – 320^{\times} . За даними роботи [44].



Рис. 2.16. Донний осад, насичений відходами паливно-мастильних матеріалів, м. Кривий Ріг, б. Червона у лівому березі р. Інгулець.

У продуктах сучасного річкового седиментогенезу співвідношення теригенних, аутигенних і техногенних компонентів у порівнянні з минулими геологічними епохами змінилося на користь аутигенних і техногенних компонентів. Це може служити одним з критеріїв кількісної оцінки масштабів техногенного зміни екосистеми. У замулених ділянках річок за участю мікроорганізмів посилилися процеси аутигенного мінералоутворення і перетворення осаду. Вони відбуваються як в аеробних (гідрооксиди заліза), так і в анаеробних

(сульфіди, сульфати) умовах. Мікроскопічні розміри сприяють виносу новоутворених мінералів в лимани і відкрите море. Тому частина широко розвинених в сучасних морських опадах «аутигенних» мінералів може надходити разом з твердому стоком річок і бути теригенними. Це відноситься до дрібних ідіоморфних кристалам і агрегатам сульфідів, сульфатів, карбонатів, гетиту, лепідокрокіту, осадових хлоритів, регенерованих частинок золота та інших мінералів.

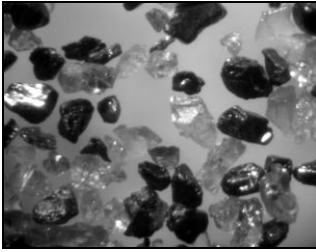
2.2. Можливості комплексного використання річкового алювію: технологічна, економічна та екологічна оцінка

У зв'язку з масштабними роботами по забезпеченню життєдіяльності та благоустроєм річок і наближеної до них території, потребами судноплавства та іншими цілями, в акваторії Дніпра, Південного Бугу, Інгулу та інших річок останнім часом проводяться масштабні днопоглиблювальні роботи. Видобутий річковий ґрунт (алювій) складається на прибережних ділянках у вигляді відвалів або в межах річищ як штучні острови. Внаслідок засоленості та підвищеної лужності він має обмежене використання у сільському господарстві. А через вміст гумусу (15-20%) його неможливо використати при здійсненні будівельних робіт.

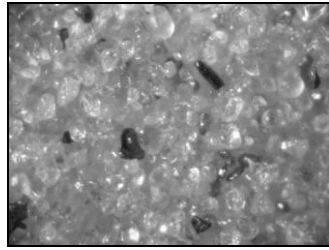
З іншого боку, більшість мінералів (як природних, так і техногенних), що накопичуються у складі річкових осадків (рис. 2.17 та ін.), можуть видобуватися та використовуватися у народному господарстві для виплавки чорних, кольорових, рідкісних та дорогоцінних металів, виробництва будівельних, абразивних, сільськогосподарського призначення матеріалів тощо. Тому використання асимільованої річками мінеральної сировини є важливим технологічним, економічним та екологічним завданням сьогодення.

В роботах [17, 31, 44] проаналізовано вплив природних і техногенних факторів на технологічні властивості алювію: фізико-механічні параметри, здатність збагачуватись різними методами, та можливості комплексного використання його без шкоди навколишньому середовищу. Наступним кроком в напрямку

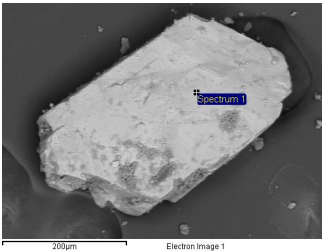
комплексного використання асимільованого річковою мережею матеріалу повинно бути створення відповідних технічних і технологічних потужностей.



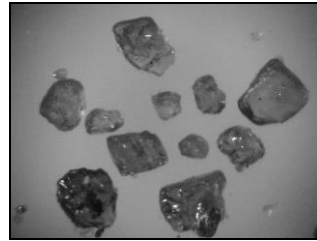
а



б



в



г

Element	Weight %	Atomic %	Compd %	Formula
Fe K	69.94	40.00	100.00	Fe ₂ O ₃
O	30.06	60.00		
Totals	100.00			



д

Рис. 2.17. Мінерали важкої фракції річкового осаду, доступні для промислового видобування з річкових осадків: а – магнетит та ільменіт (чорне), альмандин (світло-сіре), р. Інгул, с. Розанівка; б – циркон (світло-сіре), рутил (темно-сіре), р. Дніпро, с. Нова Збур'ївка; в – гематит (залізна слюдка), р. Інгулець, м. Кривий Ріг; г - монацит, р. Південний Буг, с Лимани; д – бронза, р. Дніпро, с. Львово. А, б, г, д – бінокуляр, збільшення: а – 110^X; б – 80^X; г – 120^X; д – 50^X; в – РЕМ, МЗА.

За методикою комбінованої сухої сепарації, що охарактеризована в публікаціях [53, 83, 94], з досліджених річкових відкладів виділені концентрати важких мінералів: гранату, ільменіту, монациту, мінералів заліза, а з відходів збагачення отримали чистий кварц, маршаліт, гіпс, карбонати, глину. У пробах з переважно природними джерелами надходження мінеральних зерен на результати збагачення позитивно вплинуло відокремлення часточок рудних і нерудних мінералів осадку які не утворюють зростків. Загальна схема сепарації алювію, в якому переважає природна мінеральна сировина, наведена на рис. 2.18а.

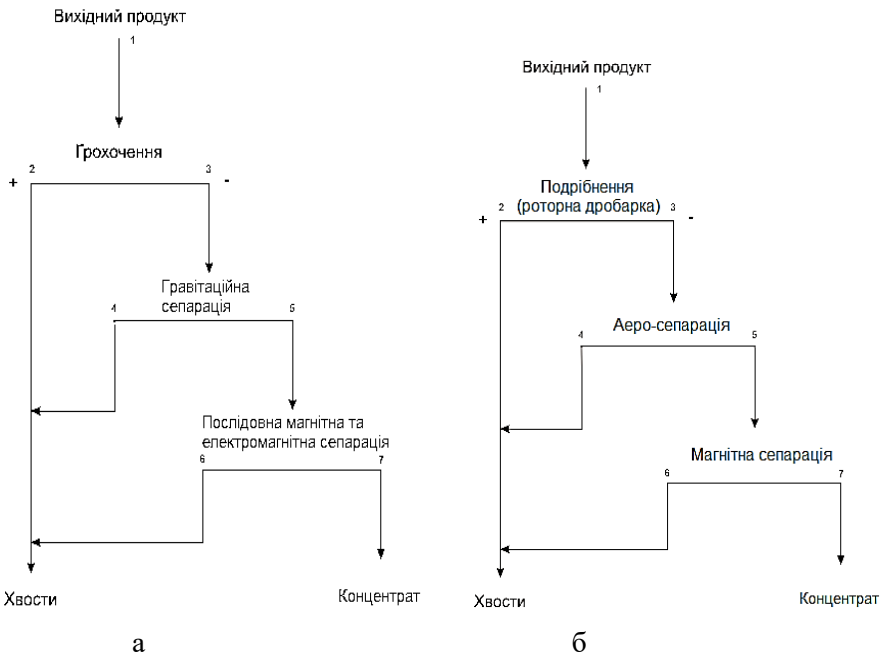


Рис. 2.18. Узагальнена схема комплексної гравітаційно-магнітної сепарації річкового алювію: а – природного; б – природно-техногенного.

Ділянки річкової мережі з потужним промисловим навантаженням характеризуються підвищеним вмістом техногенної компоненти алювію [4, 44, 45]. Річка Інгулець, що протікає територією Криворізького залізорудного басейну, накопичує оксиди заліза з хвостів та інших продуктів збагачення залізистих кварцитів. В них значна кількість рудних мінералів знаходиться у зростках з кварцом, або всередині його індивідів (рис. 2.19). Тому збагачення даного осаду виконували з додатковим подрібненням продуктів магнітної сепарації, що забезпечило розкриття зростків та виділення залізорудного концентрату (див. рис. 2.18б).

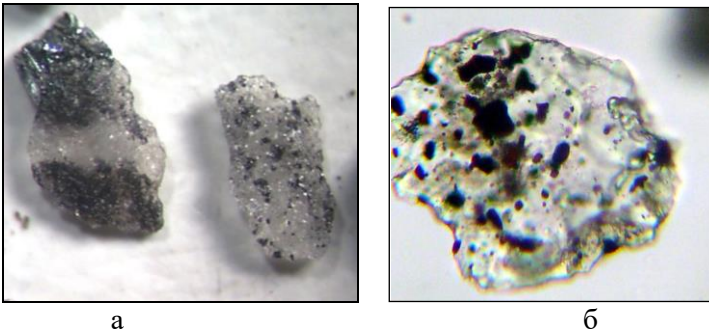


Рис. 19. Кутасті частки відходів збагачення магнетитових кварцитів у складі донного осаду р. Інгулець, с. Рахманівка. А – бінокуляр, збільшення – 25^{\times} ; б – імєрсія, збільшення 225^{\times} .

Використання комплексного гравітаційно-магнітного збагачення донних відкладів Інгульця забезпечує виробництво залізорудного концентрату. Мікроскопічними та лабораторними технологічними дослідженнями встановлено, що дрібнозернисті відміни осаду містять звільнені від зростків з нерудними мінералами оксиди заліза і можуть збагачуватися без подрібнення. Лускуваті кристали залізної слюдки в динамічних умовах водного потоку розтріскуються по тріщинкам вздовж комбінаційної штриховки на пінакоїдальних гранях. Це приводить до утворення схожих на магнетит ізометричних уламків, і підвищує ефективність гравітаційної

сепарації осаду. Псаміто-псефітові відміни алювію підлягають подрібненню до класу менше 50 мкм з наступним збагаченням комплексними магнітно-гравітаційними методами.

Річкова седиментаційна диференціація природного і техногенного матеріалу, що транспортується потоком води принципово схожа. Але технологічні властивості природного і техногенно зміненого алювію суттєво відрізняються. Так, до електромагнітної фракції проб донних відкладів р. Південний Буг потрапляє альмандин, біотит, ільменіт, лейкоксен, монацит, гематит та інші слабوماгнітні мінерали (рис. 2.20а). В пробах пляжних пісків р. Інгулець на південних околицях м. Кривий Ріг та ж фракція складається виключно з відходів збагачення залізистих кварцитів що містять кутасті часточки кварцу з численними включеннями магнетиту (рис. 2.20б).

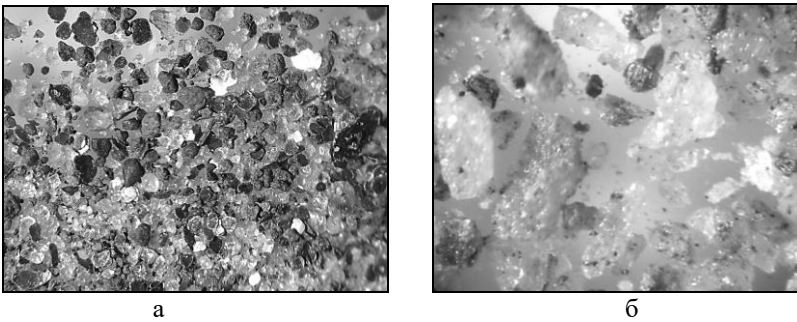


Рис. 2.20. Пляжний пісок річок: а – Інгул (у природному стані); б - Інгулець, що переважно складається з відходів збагачення залізистих кварцитів. Домінують кутасті частки кварцу з численними включеннями оксидів заліза. Бінокуляр, збільшення: а – 40^x; б - 100^x.

У першому випадку для одержання ільменітового, альмандинового і монацитового концентратів піски розділяли у повітряному вихровому потоці послідовно збільшуючи інтенсивність магнітного поля. У другому - додатково подрібнювали продукти магнітної сепарації, а потім знову розділяли (дочищали) їх у магнітному та гравітаційному полях.

Отже, на фізико-механічні та технологічні властивості алювію суттєво впливають, крім мінерального складу, структурно-

структурних особливостей, ще й співвідношення природних і техногенних компонентів та походження осаду в цілому. Врахування даної особливості допомагає ефективному збагаченню, переробці і широкому промислового використанню сучасних річкових відкладів. Вилучення з осаду окремих мінералів (оксидів та гідроксидів заліза, марганцю, шлакових та шламових зерен) сприятиме покращенню екологічного стану сучасного геологічного середовища, забрудненого техногенними відходами. Це стосується, наприклад, річок Саксагань, Інгулець, Жовта, Інгул та інших, які протікають у промислово навантажених областях України.

По відношенню до річкової мережі термін «асиміляційний потенціал» набуває значення: *«здатність водної екосистеми акумулювати у складі донних відкладів техногенний матеріал та перетворювати його послідовно у техногенно-природний та природний, що за своїм складом та властивостями є безпечним для людини»*.

Умовно трансформація техногенної мінеральної сировини відбувається у кілька етапів. Спочатку ливневими водами водозбірна площа (вона ж забруднена поверхня планети) очищається від неприродних компонентів екосистеми, що мобілізуються та транспортуються до річкових долин через систему балок і ярів. Останні перетворюються у найбільш забруднені елементи рельєфу промислових регіонів. Їх асиміляційний потенціал, природно обмежений відсутністю постійного водотоку та відносно невеликими геометричними розмірами, вичерпано повністю. Природа тимчасово відступає перед надмірним антропогенним втручанням.

В річках першого і другого порядків одночасне надходження до алювію природних і штучних мінеральних часток та переміщення їх за течією знижує концентрацію шкідливих речовин, сприяє їх розподілу на значній площі. Також відбувається заміщення техногенних мінеральних асоціацій природними. На певній відстані від джерел забруднення вміст мінералів априродного походження зменшується нижче безпечного для людини рівня та аналітичного ступеню чутливості засобів діагностики. За умови відсутності надходжень поллютантів з ділянок у нижній течії річок, можливе

повне самоочищення водної артерії, ще до її гирла. В дійсності спостерігається послідовна зміна промислових та сільськогосподарських підприємств (джерел забруднення), розташованих уздовж водної артерії. Відповідно, до річкових відкладів потрапляють все нові й нові відходи.

Внаслідок промислового виробництва та урбанізації водозбірної площі в останній час відбулася видозміна річкової мережі України. Змінився природний рельєф долин і швидкість течії, зменшилося різноманіття біоценозу, за мінеральним складом алювій в окремих ділянках річищ став відповідати відходам видобутку, збагачення та переробки руд. Окремі річки України перетворилися у проточні відстійники промислових, сільськогосподарських та побутових відходів.

В результаті седиментаційної диференціації вміст важких мінералів в окремих ділянках річища підвищився до рівня, що дозволяє виробництво відповідних концентратів. Виконані дослідження свідчать про полігенне (природно-техногенне) формування підвищених концентрацій важких мінералів та можливість комплексного використання сучасних річкових відкладів, одночасно з поліпшенням стану довкілля. Особливо перспективними є ділянки одночасного накопичення мінералів з певним хімічним складом природного і промислового походження. Просторово вони тяжіють до великих промислових центрів. Одночасно з виробництвом концентратів з алювію можуть бути виділені і інші цінні продукти: кварц, маршаліт, карбонати, глина та інші корисні мінеральні утворення. Це підвищить рентабельність переробної галузі і буде сприяти зменшенню забруднення навколишнього середовища.

Глава 3.

ПОРУШЕННЯ АСИМІЛЯЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА У ГІРНИЧОДОБУВНИХ РЕГІОНАХ НА ПРИКЛАДІ ДОНБАСУ

Родовища корисних копалини інтенсивне розробляються в Україні упродовж майже півтора століть. Це визначило розвиток її економіки як сировинної, що спеціалізується на експорті продуктів переробки мінеральної сировини, що забезпечувало її економічне зростання. Але, окрім явних плюсів, такий шлях розвитку привів і до негативних ефектів. Основними з них є: 1 – деформація структури економіки у бік енергоємних і ресурсномістких галузей промисловості; 2 – виснаження деяких видів мінеральної сировини; 3 – накопичення екологічних наслідків видобутку і переробки корисних копалини і погіршення стану довкілля в гірничодобувних регіонах і районах. У мінерально-сировинному комплексі країни і пов'язаних з ним галузях зайнято близько 40 % її трудового населення, яке зосереджене в гірничопромислових регіонах і проживає в складних екологічних умовах.

Асиміляційний потенціал різних територій України відрізняється залежно від їх геологічної будови і фізико-географічних умов, які визначають уразливість біоценозів, умови життєдіяльності населення і інженерний захист споруд в їх межах. Наявність асиміляційних властивостей довкілля підвищує безпеку життєдіяльності населення і дозволяє підприємствам економити на природоохоронних витратах.

Аналіз регіональних техногенних змін навколишнього середовища України, як держави з формуванням валового внутрішнього продукту переважно за рахунок мінерально-сировинних ресурсів (до 43-45%), свідчить про розвиток у зв'язку з цим численних складних природно-техногенних геоекосистем з критичним використанням асиміляційного потенціалу навколишнього середовища. При цьому найбільш активно використовується асиміляційний потенціал геологічного середовища як головного «депо» більшості техногенних впливів на довкілля.

Зараз на території України діє ряд нормативів, які визначають порогові впливи на асиміляційний потенціал, але недостатньо враховують взаємодію головних життєзабезпечуючих природних систем у природному стані та при формуванні природно-техногенних геоекосистем. У якості прикладу можна навести взаємодію повітряних викидів із верхньою зоною ГС – ґрунтами, які є найбільш активною біогеохімічною складовою навколишнього середовища. В результаті, при досягненні гранично-припустимої концентрації забруднювача у повітрі, його наступна довгострокова акумуляція на поверхні ґрунту доволі часто призводить до практично незворотного погіршення ландшафтно-геохімічних умов, якості поверхневих і ґрунтових вод, сільгосппродуктів.

Найбільш показові приклади перевищення адаптивних можливостей геологічного середовища спостерігаються у місцях видобутку корисних копалин. У гірничопромислових регіонах і районах України головними факторами, які визначають їх екологічний стан є: 1 – порушення породного масиву внаслідок ведення гірничих робіт; 2 – накопичення відходів гірничодобувного і переробного комплексів; 3 – порушення гідрогеологічного режиму території. Всі інші фактори (розвиток небезпечних геологічних процесів, забруднення атмосфери, ґрунтів, підземних і поверхневих вод, тощо) у більшості випадків є похідними від цих трьох.

Найбільшими змінами стану надр та впливом на біосферу, гідросферу (поверхневу і підземну) та приземну атмосферу відрізняються видобуток мінеральної сировини та підземне будівництво, які обумовлюють значні порушення рівноваги масо-енергообміну у системі «підземні води - мінеральний скелет порід». Крім того, в процесі видобутку і переробки мінеральної сировини відбувається формування великих обсягів повітряних викидів, твердих і рідких відходів, які негативно впливають на екологічний стан навколишнього природного середовища та безпеку життєдіяльності людини. Перевищення адаптивних можливостей геологічного середовища у гірничодобувних регіонах України з критичним станом довкілля (Донбас, Кривбас, Карпатський регіон видобутку солей та ін.) досить детально охарактеризоване у наших

попередніх монографіях. Тут ми зупинимось на характеристиці асиміляційних властивостей навколишнього природного середовища у Донецькому регіоні, які в сучасний період різко погіршились у зв'язку з веденням бойових дій.

3.1. Сучасний стан геологічного середовища Донбасу

Екологічні проблеми Донбасу, які особливо загострились після спроби закриття нерентабельних вугільних шахт у 90-х роках минулого століття, розглядаються у багатьох наукових працях, наприклад у [14], у яких можна знайти їх вичерпну характеристику.

Донецький вугільний басейн є основною сировинною базою постачання енергетичного і технологічного палива в Україну та інші держави СНД, що не має аналогів у світі за структурно-геологічними умовами та екологічними параметрами. Інтенсивна експлуатація вугільних родовищ з кінця ХІХ століття обумовила трансформацію природного середовища і призвела до виникнення цілого комплексу еколого-геологічних проблем у Донбасі. Це загалом негативний вплив на ландшафт, високий ступінь забруднення підземних та поверхневих вод, ґрунтів, активізація і поширення небезпечних екзогенних геологічних процесів, зокрема розвиток підтоплення над шахтними полями у мульдах осідання денної поверхні над гірничими виробками тощо.

Геологічна, гідрогеологічна та інженерно-геологічна вивченість території Донецького басейну за тривалий період освоєння найбільш повна у порівнянні з іншими регіонами України. Це пов'язано з інтенсивним розвитком гірничодобувних робіт (особливо на кам'яне вугілля) та відповідно потужними рівнями виробничо – містобудівного освоєння у регіоні [57, 68, 84]. Високий ступінь еколого-геологічної вивченості районів вугледобувних робіт, включаючи зони впливу закриття шахт, пов'язаний з вивченням умов обводнювання вугільних родовищ при їх розвідці, освоєнні, а також дослідженні формування режиму підземних вод та змін еколого-геологічних умов в процесі зняття шахт з експлуатації (переважно шляхом “мокрої консервації” або авто реабілітаційного затоплення).

При цьому слід зазначити, що особливо значна роль в порушенні еколого-геологічних умов в Донбасі належить саме вугільній промисловості, яка веде розробку кам'яного вугілля з ХІХ століття. Тут на початок дев'яностих років працювало 254 шахти, на яких видобувалося майже 180 млн т/рік вугілля, а також 65 вуглезбагачувальних фабрик, якими в місцеву гідрографічну мережу скидалося понад 22,0 - 25,8 м³/с (1,90 - 2,23 млн м³/добу) забруднених шахтних вод (з мінералізацією в середньому 2,4 - 4,5 г/дм³), які вміщували велику кількість завислих твердих часток.. Нині, при зменшенні щорічного вуглевидобутку перед АТО до 60 млн тон ,орієнтовна кількість шахт (2013р.) сягала 481, в т.ч.84 державних та 397 недержавних. Крім того, за орієнтовними оцінками функціонує до 2.5 тис так званих дрібних саморобних “шахт-копанок” з сумарним вуглевидобутком до 3-6 млн тон/рік, але екологічний вплив яких є значним внаслідок розосередженого руйнування ландшафтів, накопичення забруднень та формування некерованих шляхів витоків забруднених підземних вод при затопленні прилеглих шахт [1, 2, 46].

Орієнтовні екологічні впливи гірничо-промислового комплексу Донбасу на геологічне середовище по головних гірничодобувних районах наведено у таблицях 3.1 та 3.2.

В результаті вивчення еколого-геологічних, в першу чергу еколого-гідрогеологічних умов гірничо-промислових районів Донбасу, було встановлено провідний вплив автореабілітаційного відновлення рівнів підземних вод на переформування еколого-геологічних умов регіону.

Складні питання науково-методичних основ прогнозів екологічних змін геологічного середовища у гірничодобувних комплексах Донбасу досліджували Шестопапов В.М., Лущик А.В., Ізмайлов С.Г., Романюк О.С., Савицька В.Н., Шутов Ю.І., Ксьонда І.М., Беседа М.І., Шевчик А.Д., Антропцев О.М., Садовенко І.О. та ін.

Таблиця 3.1.

Еколого-геологічний стан основних гірничодобувних басейнів і районів України

№ п/п	Головні гірничодобувні басейни, гірничопромислові райони (ГПР)	Кількість діючих (закритих - зк) шахт, розрізів, кар'єрів (по Донбасу за станом на 2004 р.)	Площа ведення гірничих робіт, км ²	Середні глибини розробки, м	Сукупна площі поширення небезпечних ЕГП та явищ, км ² *			Площа депресійної воронки, км ²	Об'єм породних відвалів, км ³
					підтоплення	просідання поверхні	карстово-суфозійні явища		
1	Донецький вугільний басейн	158 шахт (зк > 300)	6 890	320-1120	< 70 *	3700 *	210 *	разом > 2100	1047
2	Докучаєвський ГПР (на гірничохімічну сировину)	10 кар'єрів (зк 1)	420	110-154			17 *	місцеві депресії	4,2

* Можлива активізація чи збільшення площі поширення небезпечних ЕГП та явищ при закритті шахт; можливі виникнення зсувів на бортах відвалів, кар'єрів.

Таблиця 3.2.

Провідні еколого-геологічні фактори впливу масового закриття вугледобувних шахт

Види впливу закриття шахт на геологічне середовище	Склад еколого-геологічних факторів впливу закриття шахт	Просторово-часова стійкість еколого-геологічних факторів впливу закриття шахт
1. Ландшафтно-геохімічні	Геохімічне поліелементне забруднення ландшафтів, ґрунтів та донних відкладів	Регіональне довгострокове порушення структури природних геохімічних ландшафтів
2. Літосферний – порушення геомеханічної рівноваги надр	Порушення рівноважного геомеханічного стану в результаті просідань, зрушень, техногенного утворення тріщин	Незворотні деформації поверхні та структури полів геомеханічних напруг у породному масиві
3. Гідрологічний: критичні зміни режиму та якості стоку поверхневих водних об'єктів (поверхнева гідросфера)	Регіональне забруднення поверхневого стоку внаслідок некерованого витоку шахтних вод, порушення русл, забруднення водозборів	Уповільнена стабілізація еколого-ресурсних параметрів поверхневих водних об'єктів, довго-строкове збільшення витоку мінералізованих підземних вод
4. Гідрогеологічний: критичні зміни рівнів та хімічного складу підземних вод (підземна гідросфера)	Авториабілітаційне підвищення рівнів підземних вод з розвитком підтоплення і затоплення земель, зростання площ техногенного забруднення горизонтів внаслідок висхідного перетоку мінералізованих вод у зонах порушень водотривів та інфільтрації	Скорочення площ формування прісних підземних вод, зростання уразливості забрудненню водоносних горизонтів, активізація взаємодії підземних і поверхневих вод

Види впливу закриття шахт на геологічне середовище	Склад еколого-геологічних факторів впливу закриття шахт	Просторово-часова стійкість еколого-геологічних факторів впливу закриття шахт
	техногенних забруднень	
5. Газогеохімічний – активізація висхідної міграції вибухонебезпечних та токсичних газів	Насичення верхньої зони літосфери та приземної атмосфери вибухонебезпечними та токсичними газами (підвалини будівель, пониження рельєфу)	Довготривале збільшення витоків вибухонебезпечних та токсичних газів в у породи зони аерації та приземну атмосферу
6. Інженерно-геологічний- регіональне порушення геомеханічної та динамічної рівноваги системи «вода-мінеральний скелет порід»	Зростання водо-насичення породного масиву, зниження міцності порід, активізація небезпечних геологічних процесів (просідань і зрушень (осі з поверхні, зсувів, карсту, підтоплення)	Зменшення несучої здатності порід підгрунтя, довгострокове збільшення ураженості території небезпечними екзогенними геологічними процесами
7. Інженерно-сейсмогеологічний- сейсотехногенні та гідрогеодеформаційні струшування породного масиву	Зниження інженерно-сейсмогеологічної стійкості породного масиву (на 1-3 бали), формування зон локальних концентрацій гідромеханічних напруг (гірничих ударів), формування ризику деформацій та руйнувань площинних та лінійних споруд (будівлі, трубопроводи, залізниця та ін.)	Збільшення струшуваності при транзитних землетрусах до 1-3 балів, ризик довгострокової додаткової активізації зсувів, осідань і зрушень денної поверхні, руйнівних деформацій інженерних споруд

Пошуки заходів еколого-техногенної, в першу чергу еколого-геологічної, реабілітації регіону як основи його соціально-економічного відновлення завершення АТО, на наш погляд, в першу чергу буде пов'язана зі створенням системи керування процесом підйому рівнів підземних вод після затоплення шахт, попередження небезпечних процесів затоплення і підтоплення земель, забруднення джерел питного водопостачання, небезпечних деформацій денної поверхні та житлових і промислових споруд, формування нових шляхів міграції вибухонебезпечних та токсичних газів (метан, радон та ін.).

Складний процес оцінки змін екологічного стану геологічного середовища та забезпечення безпеки життєдіяльності населення (БЖД) після завершення АТО значною мірою пов'язаний з удосконаленням системи моніторингу геологічного середовища у Донбасі та випереджаючим створенням територіальних комплексів з утримання рівнів підземних вод на небезпечних глибинах у процесі зняття шахт з експлуатації (ЗШЕ). Уявляється, що в результаті виконання вищезазначених робіт стане можливим впровадження системного аналізу екологічного стану геологічного середовища регіону як підгрунтя безпечного функціонування аграрних ландшафтів, поверхневих і підземних джерел водопостачання, збереження житлового і промислового фонду [1, 73, 82, 89].

Серед гірничодобувних районів (ГДР) України найбільші еколого-геологічні проблеми на сьогоднішній день постали в межах Донбасу. Промислова розробка кам'яного вугілля, яка ведеться в басейні вже понад 130 років, призвела до порушення геодинамічної та гідродинамічної обстановки і, відповідно, еколого-геологічних умов басейну[2, 46, 84, 89].

Порушення природної обстановки тут обумовлені гірничими роботами, які виконувались майже на 900 шахтах по 180 вугільних пластах. За весь період гірничодобувних робіт було добуто більше 10 млрд. т вугілля, вилучено з надр до 10-11 км³ вугілля та породи. Всього станом на 2013р. нараховується близько 2 250 пласторозробок. Внаслідок переважаючого застосування при управлінні покрівлею вироблених вугільних пластів її повного

обрушення, обсяг порушених гірських порід за орієнтовними оцінками склав біля 600 км³, тобто 14,3% від загального обсягу гірського масиву в межах шахтних полів.

Зниження рівня підземних вод в межах технічних границь шахт та розвитку регіональної депресії досягає 300-1000 м, а територіальні депресійні воронка сформувались в результаті зниження рівня підземних вод на ділянках, що прилягають до границь шахт, до 30 - 100 м. При видобуванні перед АТО (2013р.) вугілля біля 65 млн. т. відкачувалось до 560 млн.м³/рік, або у 1,4 рази менше на період сталого розвитку гірничо-добувних робіт, забруднених мінералізованих вод переважно з підвищеною мінералізацією (2,0-4,0 г/дм²).

У процесі розробки вугільних родовищ відбулося і довгостроково підтримувалося осушення великого обсягу вугленосних порід. В цілому це призвело до наступних переформувань гідрогеологічних та інженерно-геологічних умов вуглепромислової зони Донбасу:

- 1) розвиток двоповерхової системи обводнення покрівних (грунтовий водоносний горизонт) і вугленосних порід (переважно сдренований водоносний горизонт водопроникної тріщинуватої зони кори вивітрювання);
- 2) активізація перетоку (у режимі наближеному до “дощування”) ґрунтового водоносного горизонту та поверхневих водних об’єктів (річки, ставки, накопичувачі стоків і ін.) до депресійних лійок шахт та водозаборів;
- 3) регіональне збільшення місцевого річкового стоку в межах гірничо-промислової частини Донбасу з 5 до 25м³/сек (у 5 разів) внаслідок багаторазового підроблення річкових русл гірничими виробками до 600 випадків) та низхідної фільтрації ґрунтових вод в межах шахтних депресій.

Таблиця 3.3.

Сукупні дані про техногенне навантаження вуглепромислового комплексу на геологічне середовище основних районів Донбасу. (за період 1960 - 2010 рр.)

№ за/п	Геолого-промисловий район	Об'єми видобутку вугілля, тис. т/рік	Об'єми скидів шахтних вод, тис. м ³ /год	Сукупна площа міст, смт, км ² над шахтами	Кількість		
					вугільних шахт діючих, тих, що будуються / закритих	ВЗФ діючих / закритих	відстійників / териконів
1	2	3	4	5	6	7	8
1	Красноармійський	10,36	8,1	55,4	18 / 13	10 / 1	36 / 52
2	Центральний	1,96	8,6	86,6	19 / 12	6 / 1	15 / 98
3	Чистяково-Сніжнянський	4,97	15,0	126,7	45 / 38	9 / -	18 / 117
4	Донецько-Макіївський	9,16	14,5	367,4	35 / 61	5 / 5	75 / 178
5	Південно-донбаський	0,67	0,6	0,1	2 / -	-	3 / 2
6	Бахмутський	-	-	-	-	-	8 / 3

7	Докучаєвський	-	-	-	-	-	- / 11
8	Лисичанський	0,25	1,2	28,3	5 / 4	1 / 2	4 / 23
9	Мар'ївський	0,42	5,2	56,5	8 / 9	2	3 / 37
10	Алмазний	0,32	2,0	62,2	3 / 11	4	8 / 45
11	Луганський	1,50	1,7	7,1	6 / 8	4	5 / 24
12	Краснодонський	3,65	2,6	27,8	10 / 9	3 / -	5 / 45
13	Селезнівський	0,36	4,0	31,7	8 / 8	- / 1	3 / 32
14	Оріхівський	0,72	0,2	0,01	- / 3	-	- / 111
15	Боково – Хрустальський	0,90	0,5	58,8	22 / 20	9 / -	20 / 66
16	Довжано – Ровенецький	10,36	1,0	63,0	16 / 16	6 / -	17 / 78
17	Решта території в межах макету	-	-	14,4	-	-	16 / 6

Історично склалося, що техногенне навантаження на геологічне середовище у Донбасі має досить нерівномірний характер. Найбільших змін у довкіллі зазнали густонаселені вугледобувні райони, де розміщуються шахти, підприємства вугледобувної, переробної, металургійної, машинобудівної, хімічної та інших галузей промисловості і відбуваються активні впливи чинників АТО на геологічне середовище. В той же час, ці промислово-житлові агломерації мають найбільшу здатність до погіршення екологічних умов життєдіяльності внаслідок дії чинників АТО на техногенні та інженерні системи (водопровідно-каналізаційні, теплоенергетичні, транспортні та ін.).

З таблиці 3.3 видно, що 18 % шахтних полів знаходяться під забудовою - понад 1 тис.км² території 63 міст і 91 смт Донбасу (підроблені відповідно 25 і 51 % їх площі) розташовані над шахтними полями. Вугледобувні роботи у розвинутих («старих») геолого-промислових районах місцями ведуться на одній території одночасно кількома шахтами на різних глибинах. Об'єм гірничих виробок за 130 років експлуатації шахт становить близько 15,5 км³, в тому числі кар'єрів (переважно у Докучаєвському ГПР) - 3,5 км³. Площа кар'єрів на флюсову сировину в останньому перевищує за даними ГІС 3,4 км².

Довгострокове проведення на великих площах гірничих робіт негативно вплинуло на геодинамічну рівновагу гірсько-породного масиву, що виразилося у порушенні його суцільності, змінах фізико-хімічних властивостей і, як наслідок, зрушенні земної поверхні над гірничими виробками у тому числі прилеглих міст та селищ (табл.3.4.).

Таблиця 3.4.

Міста Донбасу, забудова яких знаходиться над шахтними полями (по територіях ГПР)

№ з/п	Місто в межах вуглепромислового району	Назви діючих шахт і вуглезбагачувальних фабрик, що працюють в межах міста	Назви закритих шахт, що знаходяться під забудовою. Рік закриття шахти	Площі міст по ГПР		
				загальна, км ²	% над шахтними полями	з них підтоплено, га
1	2	3	4	5	6	7
1. Донецька область						
1.1. Красноармійський ГПР				80,15		745
4	Білозерське	Білозерська		2,40	100	165
5	Добропілля	Алмазна, Допродільська		12,78	60	10
6	Білецьке	Білицька, Ординська, ВЗФ Жовтнева		2,18	100	
7	Родинське	Родинська, Краснолиманська, Центральна, Ім. Стаханова, ЦЗФ Краснолиманська	Запорізька 1972	4,07	100	
8	Димитров	Центральна, Ім. Димитрова, Ім. Стаханова		18,19	95	
9	Красноармійськ		Ім. Шевченка 1991	21,24	15	570

1	2	3	4	5	6	7
10	Новгородівка	Новгородівська № 2		4,29	100	
11	Селідове	Ім.Коротченко, ЦЗФ Селидівська	Селидівська 1995	8,36	40	
12	Українськ	Україна, ЦЗФ Україна		2,03	100	
13	Гірник	Курахівська	Гірник, 1999	4,61	100	
1.2. Центральний ГПР				195,08		27
14	Держинськ	Новодержинська, Торецька, Ім. Держинського, Нова, Північна, ЦЗФ Ім. Держинського	Ім. Артема 2001	10,79	100	
15	Горлівка	Ім. Гагаріна, Комсомолец, Ім.Леніна, Ім. Румянцева, Ім.Калініна, Олександр-Захід, Ім.Гаєвого, Ім.К.Маркса, ЦЗФ Калінінська, Вузлова	Ім. Ізотова 1997, Кочегарка 1997, Кіндратівка 1999, № 19-20 1994; ргутна № 3, 1984	127,0	70	
16	Єнакіїве		Красний Профінтер 2001, Красний Октябр 1997	24,89	30	27
17	Вуглегірськ	ЦЗФ Вуглегірська		12,1	-	
18	Юнокому-нарівськ		Красний Октябр 1997, Юний Комунар 2001	20,3	70	

1	2	3	4	5	6	7
1.3. Чистяково-Сніжнянський ГПР				153,09		415
19	Жданівка	Жданівська, Вінницька, Ім.60-річчя ВЖСР	Кримська 1996	3,87	60	
20	Шахтарськ	Постниківська, № 17, Ім. 17 партз'їзду, Шахтарська-Глибока, ТОВ „Шахтовуглесервіс” ш/ділянка Фомінська	Шахтарська 2001, Фоминська 2001, Об'єднана 2001, № 43 2000, Ім. Чапаєва 1995, № 1-6 1993, Київська 1987, № 2- 2-біс 1985	39,05	80	
21	Торез	Зоря, Ім. Лутугіна, Прогрес, Ім. Кисельова, Ударник, Постниківська, Торвугілля ПП, Енерговугілля	Об'єднана 2001, Міуська 2001, Червона Зірка 2000, Ударник № 24 1993	49,65	90	
22	Сніжне	Ім. Кисельова, Ударник, Агропром (ш/діл. Авангард)	Міуська 2001, Схід 2001, Сніжнянська 2001, Ударник № 24 1993	29,99	40	
23	Кіровське	Комсомолець Донбасу, Жданіввугілля (поле шах Рассвет)		4,24	70	73
24	Харцизьк *	Комуніст (80 % площі міста у Донецько-Макіївському ГПР)		10,2 *	20	50
25	Зугрес		Харцизька 1996	5,72	7	92
26	Іловайськ	Іловайська		9,33	7	200

1	2	3	4	5	6	7
1.4. Донецько-Макіївський ГПР				1 323,0		3 775
27	Красногорівка	Ім.Челюскінців		7,13	20	
28	Авдіївка	Бутівка - Донецька, Бутівська		11,33	20	22
29	Ясинувата	Бутівська, Ім. Засядько, Чайкіне		12,67	100	480
30	Харцизьк *	Чайкіне, Ім.В.М.Бажанова, Глибока, Ім.Леніна, Калинівська-Східна, № 13-біс, Ясинівська Глибока, Ім. Кірова (20 % площі міста у Чистяково- Сніжнянському. ГПР)	Советська 2001, Ім. Батова 2000, № 21 2000, Ім. Поченкова 2001, Макіївська-Центральна 1999, Ім. Орджонікідзе 1998, Ганзівка №2 1991, Грузька Похила 1996, Кіровська Західна 1994, Новокалиново 1986	103,05	95	300
31	Макіївка	Жовтневий рудник, Ім. Скочинського, Ім. Засядько, Заперевальна № 2, Ім. Горького, Ім. Калініна	Ім. Поченкова 2001, Жовтнева 2000, Ім. Орджонікідзе 1998, Червоногвардійська 1998, Панфілівська 1996	75,21	100	н/в

1	2	3	4	5	6	7
32	Донецьк	Ім. Скочинського, Лідіївка, Ім. Челюскінців, Трудівська, Ім. Абакумова, Куйбишевська, Ім. Горького, Ім. Калініна, № 20, № 17-17 біс ДП, Північна, Заперевальна № 2	Кіровська 2002, № 9 Капітальна 2001, Схід 2001, № 6 Червона Зірка 2001, № 11 біс 1998, ЗФ Трудівська 1998, № 12- 18 1997, № 2 1996, Мушкетівська 1996, № 29 1993, № 6 Капітальна 1991, № 8 Похила 1988, Лівеньська Заперевальна 1993, ВЗФ Абакумівська 1989, № 19 1977, № 11-21 1968, № 3-18 1961	1101,8	90	2973
33	Моспине	Моспинська		11,80	90	
1.5. Південнодонбаський ГПР				1,04		532
34	Вугледар	Південнодонбаська № 1		1,04	12	532
Всього по області 31 місто				1 741,36		5 494
2. Луганська область 2.1. Лисичанський ГПР				73,96		258
35	Кремінна		Кремінна, 2000	13,48	30	
36	Привілля	Ім. Капустіна, Привільнянська		5,25	20	

1	2	3	4	5	6	7
37	Новодружеськ	Новодружеська	Томашівська, 1975	5,33	95	
38	Лисичанськ	Ім.Мельнікова, Матроська	Чорноморка, 2002, Ім. Войкова, 1984	44,42	40	255
39	Кіровськ *	<i>50 % площі міста у Мар'ївському ГПР</i>	Луганська (гідрошахта), 1997	5,48	5	3
2.2. Алмазно-Мар'ївський ГПР				154,04		2581
40	Гірське *	Гірська, Карбоніт, Гірська ДЗФ (<i>15 % площі міста у Лисичанському ГПР</i>)	Райдуга, 2000	11,95	95	
41	Золоте	Золоте, Родіна, Гірська, Карбоніт, Первомайська		18,15	95	
39	Первомайськ	Первомайська, Марія Глибока, Михайлівська ВЗФ		15,79	70	2581
40	Теплогірськ	Голубівська, Ім.. Кірова	Максимівська 1997, Центральна Ірміно 1995, № 100 1986, № 77 1986, №6 ім. Кірова, 1978	33,25	100	
41	Стаханов	Стаханівський ВЗК	Максимівська 1997, Ім.Чеснокова 1998, Ім.Ілліча 1996	30,95	50	
42	Алмазна	<i>нині шахт немає</i>		5,14	2	

1	2	3	4	5	6	7
43	Брянка	"Карат" ТОВ (з Краснопілківської), ВЗФ Брянківська, і Криворізька	Краснопілківська 2002, Анненська 2000, Ім. Косіора 2000, Криворізька 1999, Брянківська 1995, Ім. Держинського 1995	38,82	60	
2.3. Селезнівський ГПР				56,42		46
44	Зоринськ	Никанор - Нова	Никанор 1995	4,90	100	
45	Алчевськ *	Романівська, Комунарський ВЗК (80 % площі міста у Алмазному ГПП без шахт)	Україна 2003	21,75	5	46
46	Артемівськ	Ім. Артема	Україна 2003, Заперевальна 1960	11,41	95	
46	Перевальськ	Перевальська, Романівська	Україна 2003	18,36	70	
2.4. Луганський ГПР				123,8		4134
47	Лутугине	Лутугінська		5,31	25	19
48	Луганськ	шахтоуправління „Луганське”		116,74	5	4115
49	Олександрівськ	шахтоуправління „Луганське”		1,78	5	

1	2	3	4	5	6	7
2.5. Краснодонський ГПР				27,47		40
50	Молодогвардійськ	Оріхівська, Талівська, Ім. 50-річчя СРСР		2,42	100	
51	Суходільськ	Дуванна, Ім. Баракова, Суходільська-Східна, Талівська, Дуванська ЦЗФ		5,07	100	
52	Краснодон	Ім. Баракова	Ім. С.Гюленіна 1995, Ім. Молодої Гвардії 1990, Ім. Кошевого 1975	19,98	80	40
2.6. Боково - Хрустальський ГПР				84,7		155
53	Вахрушеве	„Олівін-Трейд”, Княгінинська, Краснокутська, Хрустальська	Алмазна 2000, Єлизаветівська 1999, Янівська № 3 1997	18,48	90	90
54	Красний Луч	Краснонолуцька, Ім. газети „Ізвестія”, Княгінинська, Міусинська, ДЗФ Ім.газети „Ізвестія” та Краснонолуцька	Міусинська № 3-4 1997, № 4-біс 1967, № 162 1964	34,57	92	
55	Міусинськ	Міусинська	Міусинська № 3-4 1997	7,62	8	65
56	Антрацит	Партизанська, Койл А.С., Ім. 50 річчя Радянської України, Комсомольська	Центральна 1996, № 15 1962	24,01	50	

1	2	3	4	5	6	7
2.7. Довжано - Ровенецький ГПР			71,5			
57	Ровеньки	№1 Ровеньківська, № 2 Луганська, № 81 Київська, №71 Індустрія, Ворошилівська, Ім. Космонавтів, № 2 Ім. Держинського	Київська Комсомольська № 2 1982, № 3 Ім. Держинського 1997, № 54 1994	26,46	80	
58	Свердловськ	Харківська, Центроспілка, Ім. Свердлова, Свердловська ДЗФ	Ім. Войкова 2002, Майська 2000, Свердловська 1995	36,57	75	
59	Червопарті- занськ	Червоний партизан	Майська 2000	8,47	100	
Всього по області 28 міст				591,89		7 214

* Місто частково розташовано у сусідньому ГПР.

3.2. Концептуальні підходи щодо відновлення асиміляційного потенціалу геологічного середовища у гірничодобувних районах

Концептуальні підходи щодо відновлення асиміляційного потенціалу геологічного середовища у гірничодобувних районах України були сформульовані в попередній нашій монографії [28]. Ми їх наводимо з деякими змінами.

Використання рентних підходів як інструментів поліпшення екологічного стану гірничодобувних регіонів. Традиційно під терміном «природно-ресурсна рента» розуміють частину прибутку, яка обумовлена використанням природних ресурсів в процесі виробництва. Проблеми визначення природної ренти пов'язані з неможливістю достовірно визначити частину економічного ефекту, яка обумовлена природним ресурсом, оскільки само його наявність без вкладення капіталу і витрат праці недостатньо для створення товарного продукту. Вид ренти, яка утворюється при видобутку корисних копалин, називають гірською рентною.

Однією з форм утворення рентного прибутку є екологічна рента, яка визначається як додатковий прибуток :

1 – від використання екологічно безпечних технічних і технологічних рішень;

2 – при експлуатації родовищ, розташованих в регіонах з не порушеною гірськими роботами геологічним середовищем.

Складові екологічної ренти визначаються в результаті порівняльних геолого-економічних оцінок. Перша форма екологічної ренти визначається як різниця між прибутками від освоєння подібних родовищ (за горно-геологічними, економіко-географічними і техніко-технологічними умовами), які експлуатуються в різних екологічних умовах. Наприклад, витрати на екологічні заходи в гірничодобувних регіонах з критичним станом довкілля будуть значно більше, чим в регіонах з істотно порушеним і частково порушеним станом довкілля. У останніх регіонах екологічна рента буде максимальною.

Другу її форму можна визначити, наприклад, якщо порівнювати підприємства, що ведуть підземну здобич твердих корисних

копалини із закладкою відпрацьованого простору і без неї. Економія фінансових ресурсів на ліквідацію екологічного збитку від просідання, провалів, підтоплення і інших наслідків негативних змін геологічного середовища в майбутньому на ділянці надр, що розробляється із закладкою відпрацьованого простору, визначає формування екологічної ренти.

Таким чином, в інтерпретації авторів, екологічна рента відповідає заощадженням на екологічних витратах на компенсацію нереалізованого збитку від екологічних ризиків за рахунок асиміляційних здібностей довкілля.

Геолого-економічна оцінка екологічного збитку для діючих гірських підприємств повинна супроводжувати різні стадії освоєння родовища, від його геологічного вивчення і підготовки до експлуатації до ліквідації при вичерпанні запасів. Така оцінка має бути складовою частиною проектів цих стадій і забезпечити накопичення адекватних фінансових ресурсів на екологічну реабілітацію порушених територій. Але в Україні, де розробка родовищ окремих видів корисних копалини продовжується майже півтора століття, у багатьох випадках планування діяльності і робота підприємства починається в умовах вже існуючого екологічного збитку, накопиченого в попередні історичні періоди. Безумовно, такий збиток треба оцінювати хоч би для того, щоб підприємству не брати на себе відповідальність за те, що порушено до початку його діяльності.

Екологічний збиток можна визначити детально і укрупнено. Деталізований розрахунок базується на даних по об'єкту-аналогу, фактичних статистичних матеріалах, експертних оцінках. При укрупненому розрахунку визначають вплив на атмосферу, воду і землі. На цей час по цих сферах існують державні і галузеві оцінки допустимого впливу.

Промислова чи сільськогосподарська діяльність людини з експлуатації природних ресурсів спрямована на створення нових ресурсів (промислових об'єктів, житла, продуктів споживання та ін.), використання яких забезпечує її життєдіяльність. У випадку, коли створені ресурси вже не використовуються чи не придатні для

використання їх треба перетворити в інші ресурси шляхом перепрофілювання для інших цілей і реконструкції або рециклінгу. Крім псування природних ландшафтів і забруднення довкілля, вони займають певну площу і виключають з використання природний ресурс поверхні геологічного простору. Спираючись на ці міркування, І.М. Малахов [50] звернув увагу на можливість використання ще одного інструменту для ринкового управління процесами техногенезу в геологічному середовищі.

Сума плати за землю, на якій розміщені шламосховища і відвали, рано чи пізно повинні перевищити вартість кінцевого об'єму здобутої корисної копалини. Відмічена ситуація є економічним наслідком необоротного переходу природного середовища до техногенної екосистеми. У ній шахти і створені кар'єрами, відвалами і шламосховищами форми рельєфу – це не лише місця розміщення відходів і джерела забруднення довкілля, але й складова частина і ресурси цього середовища. Ці ресурси можуть здійснювати функції захисту від несприятливої дії техногенезу, мати рекреаційні і естетичні функції, зменшувати подальше використання природних мінеральних ресурсів шляхом утилізації відходів і розробки техногенних родовищ і т. п. Тому, вимагає уточнення питання про зміст плати за використання ресурсів довкілля в техногенній екосистемі.

Природний ресурс (в даному випадку - орна земля) зник безповоротно. Плата за нього продовжує збиратися, незважаючи на те, використовується або немає нові ресурси техногенної екосистеми (антропогенні морфоструктури). Використовуючи штучні форми рельєфу в тій або іншій формі, ми повинні ясно розуміти, що має місце використання нового ресурсу в техногенній екосистемі. Подібно до використання природних ресурсів, воно вимагає інвестицій. Спираючись на досвід провідних країн заходу і США, використання ресурсів техногенної екосистеми можна розглядати, як процес у чотири стадії. Кожна із стадій має позитивні ефекти для довкілля, людини і суспільства:

- знешкодження відходів (decontamination) - процес виключення важких металів, радіонуклідів, нафтопродуктів, шкідливої органіки з

відвалів і шламосховищ. *Можливі ефекти:* зменшення ризику специфічних захворювань у людей; зменшення плати за розміщення відходів, зважаючи на зменшення їх шкідливості (наприклад, переклад відходів III категорії в IV категорію токсичності);

- реконструкція (reconstruction) - планування поверхні, уступів і берм відвалів; нашарування пісків, глин і суглинків на поверхні шламосховищ і відвалів. Комплекс заходів, що в гірській термінології має назву «Технічна рекультивация». *Можливі ефекти:* реконструйовані землі можуть розглядатися, як місце складування безпечних відходів, сировини металургійного виробництва, будівельного каменю, піску, глин, як території для розміщення легких складських приміщень і ремонтної бази великогабаритного устаткування, в цілому, як територія промислового призначення;

- реабілітація (rehabilitation) - поглиблене очищення реконструйованих територій методами біо і фіто ремедиації. Комплекс заходів, що в гірській термінології має назву «рекультивация». *Можливі ефекти:* створення рекреаційних і зелених зон, мисливських угідь, місць випасу худоби; повернення території муніципалітетам;

- рекультивация (recultivation) - комплекс заходів по поверненню території або її частини до стану, наближеного до того, яке існувало до початку гірських робіт, тобто відновлення сільськогосподарських земель. *Можливі ефекти:* отримання сільськогосподарської продукції, продаж орної землі.

Стимулювання інвестування у використання або створення нового ресурсу в техногенній екосистемі можна спробувати досягти, використовуючи підхід, подібний до «антиренти» О.Л. Кашенко [37]. Мета платежу за використання ресурсу, згідно з І.М. Малаховим, має бути протилежною до тієї, яка існує в природній системі. *У природній системі підприємство платить за використання ресурсу. У техногенній екосистемі платити доводиться не за використання, а за невикористання техногенних ресурсів – штучних елементів рельєфу, створених в результаті гірничодобувної діяльності.*

Врахування асиміляційного потенціалу при геолого-економічній оцінці екологічного збитку. Експлуатація родовищ корисних копалини практично неможлива без негативної дії на природне довкілля, передусім тому, що відбувається вилучення ресурсів з природи і залучення їх в економічну систему. У тій або в іншій мірі зміни відбуваються в усіх складових природного середовища : в геологічному і водному середовищі, атмосфері, тваринному і рослинному світі. Йде системна дія, коли загроза, яка виникає в одному середовищі, реалізується в іншому. Усе це призводить до екологічного збитку, який може мати грошове вираження (економічний збиток).

Повністю компенсувати екологічний збиток неможливо не лише тому, що на практиці неможливо відновити на території використання надр біоценози, які тут були до розробки родовищ. Також неможливо відновити рельєф, геохімічні і гідрологічні умови і багато що інше. Крім того, при спробі приведення території до початкового стану витрати на їх екологічну реабілітацію зростають настільки, що втрачаються економічні стимули роботи гірничодобувних і переробних підприємств. Стає очевидним, що треба по можливості максимально мінімізувати вплив на довкілля діяльності підприємства під час його роботи, і створити комфортні умови для життя людини і існування флори і фауни в природно-техногенному середовищі після його ліквідації.

Можна виділити складові частини загального екологічного збитку, що наноситься гірським підприємством (рис.3.1).

Накопичення екологічного збитку території починається ще на етапі її геологічного вивчення і триває під час усього періоду експлуатації родовища. Частина цього збитку гаситься (компенсується) за рахунок асиміляційного потенціалу території, а частина за рахунок поточних витрат на екологічну реабілітацію, передбачених розділом проекту робіт «Оцінка впливу на навколишнє середовище» (ОВНС). У разі введення плати за асиміляційний потенціал, вона повинна концентруватися на екологічних статтях державного бюджету і витрачатися у вигляді дотацій на екологічну реабілітацію територій.

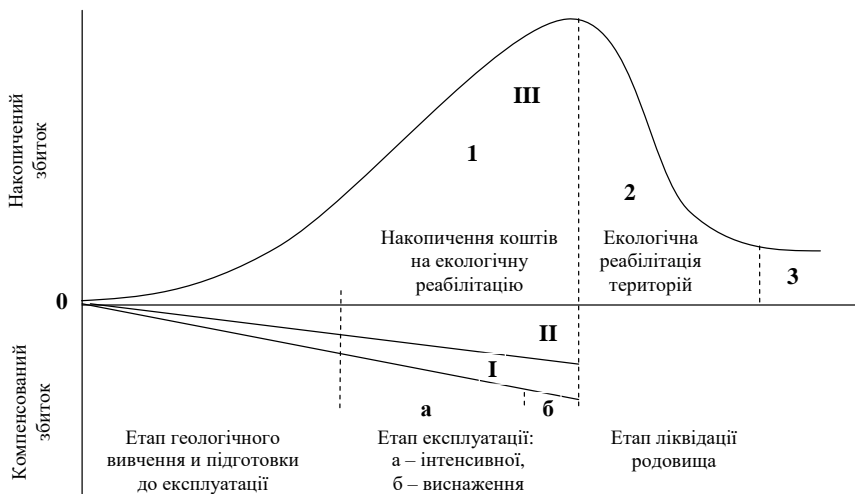


Рис. 3.1. Зміна в часі складових частин екологічного збитку, що наноситься гірським підприємством [43].

Екологічний збиток: I - компенсований за рахунок асиміляційних здібностей довкілля; II - погашений підприємством, завдяки поточним екологічним витратам; III - накопичений (1 - некомпенсований, 2 - компенсований при екологічній реабілітації, 3 - некомпенсований під час екологічної реабілітації).

Засоби на екологічну реабілітацію, супроводжуючу ліквідацію родовища реально можна зібрати тільки під час його експлуатації за рахунок прибутків від продажу сировини. Для цього доцільно відкрити спеціальний рахунок підприємства із заборороною витрачання накопичених засобів до початку ліквідації родовища. Сума накопичених на цьому рахунку коштів має бути дисконтована на увесь період розробки родовища і відповідати реальним майбутнім витратам на екологічну реабілітацію території із

створенням комфортних умов для життя людини і існування флори і фауни. Для цього і потрібна геолого-економічна оцінка майбутнього екологічного збитку, накопиченого на етапах геологічного вивчення і експлуатації родовища. Така оцінка повинна проводитися на усіх етапах геолого-економічної оцінки (ГЕО), а розрахунок відрахувань на вищезгаданий спеціальний рахунок – при детальній ГЕО перед початком будівництва гірничодобувного підприємства, коли визначаються показники економічної ефективності і доцільності його проектування і будівництва. Потім сума цих відрахувань уточнюватиметься і коригуватиметься на етапах інтенсивної експлуатації і виснаження родовища.

Основними відмінностями оцінки накопиченого екологічного збитку на кінцевих етапах родовищ в Україні являються наступні чинники:

1. Вплив вже існуючого стану довкілля в гірничодобувних регіонах і районах, а також показників екологічного стану конкретного родовища. Гірничодобувні регіони України в результаті тривалого використання мінерально-сировинної бази зараз є об'єктами прояву процесів виснаження надр, з якими пов'язано загострення екологічних проблем. До регіонів з критичним станом довкілля зараз належить Донецький, Криворізький; з істотно погіршеним станом – Львівсько-Волинський, Прикарпатський, Центрально-український урановорудний, Белозерський залізорудний, Микитівський ртутнорудний і Нікопольський марганцеворудний райони. Інші (Східний і Чорноморсько-азовський нафтогазові регіони, Кременчуцький залізорудний, Олександрійський буровугільний райони та ін.) вважаються об'єктами з частково погіршеним станом довкілля.

2. Виникнення економічного збитку пов'язане з екологічними небезпеками і ризиками. Ризик в техногенній сфері України (за існуючими класифікаціями) досить високий і представляє $5,35 \cdot 10^{-4}$ (у нормативних документах Євросоюзу і Росії значення індивідуального ризику рекомендується приймати не більше за 10^{-6}) [26].

3. Особливе значення реалізації проектів ліквідаційних робіт і їх вартості, які на кінцевих етапах освоєння можуть у декілька разів перевищувати заплановані кошторисні суми.

Необхідність проведення геолого-економічної оцінки на етапах інтенсивного використання і виснаження надр може виникати при зміні власників гірничодобувних підприємств і переоформленні спеціальних дозволів на користування надрами, при загостренні екологічних проблем гірничодобувних регіонів, а також при ухваленні рішень відносно реструктуризації або ліквідації гірських підприємств. Прикладом останнього варіанту може бути розробка спеціального режиму реструктуризації гірничорудних підприємств Кривбасу і гірничо-хімічних підприємств у Львівській області, який був затверджений постановами Кабінету міністрів України.

Потреба в переоцінці об'єктів інтенсивного видобутку корисних копалин може виникати набагато раніше, ніж передбачатися проектами відробітку родовищ. При цьому вартість реалізації ліквідаційних робіт і рекультивациі значно росте і іноді у декілька разів перевищують запроектовані значення. Особливою складовою капіталовкладень в освоєння родовищ є *інвестиції в ліквідаційні роботи і рекультивацию*. Так, у більшості випадків на початок відробітку родовища при складанні проектів і детальною ГЕО розміри цих витрат не мають вирішального значення для результатів оцінки і складають 0,5-2% від сумарних капіталовкладень в освоєння. Після відробітку половини запасів (терміну експлуатації) родовища напряму цих інвестицій істотно коригуються, що зумовлено новими підходами до відновлення порушених ландшафтів і уточненням початкової горно-геологічної інформації.

Яскравим прикладом такої ситуації є проведення ліквідаційних робіт і рекультивациі на Яворівському сірчаному кар'єрі у Львівській області. У проекті передбачалося їх проведення в 2040 році через 70 років від початку гірських робіт. Невідкладним це питання стало в середині 1990-х років, і вже в 1997 році був затверджений «Проект рекультивациі порушених земель» на об'єкті. Основні заходи по рекультивациі були розраховані максимум на 12 років. Але відтворення ландшафтів не завершилося на визначених проектом

етапах, і в 2003 році був затверджений «Проект відновлення екологічної рівноваги і рекультивації земель, порушених гірськими роботами Яворівського державного гірничо-хімічного підприємства (ГГХП) Сірка», який мав кошторисну вартість 78,7 млн. грн., у тому числі будівельно-монтажних робіт - 52,4 млн. грн. Залишкова площа рекультивації складала 5057 гектар, термін проведення робіт - 6 років.

Такий досвід обґрунтовує доцільність формування ліквідаційного фонду розробки родовищ корисних копалини, яке повинне відбуватися поступово за рахунок певної частини прибутків при реалізації мінеральної сировини.

Глава 4. МОЖЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ АСИМІЛЯЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ ДЛЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ УКРАЇНИ ТА ЇЇ РЕГІОНІВ

4.1. Закон збалансованого природокористування⁴.

Під сучасним сталим розвитком людство розуміє необхідність ув'язки темпів економічного зростання з темпами відтворення природних ресурсів і якості природного середовища. Це завдання, поставлене Комісією ООН із сталого розвитку, знайшло своє віддзеркалення у необхідності екологізації економіки, порівнюючи громадське виробництво з такими стандартами якості довкілля, які дозволять у майбутньому не лише погіршити, але і поліпшити її стан за рахунок асиміляційної функції біосфери. Для цього людина повинна зрозуміти, як цього досягти.

О.В.Кокіну [41] вдалося розв'язати цю проблему спочатку на теоретичному рівні, а потім рекомендувати реальні механізми сталого розвитку регіонам. А саме, *знайдений зв'язок між темпами економічного зростання і темпами відтворення природних ресурсів, якості середовища у рамках асиміляційного потенціалу біосфери*. Це і є закон збалансованого природокористування, виражений співвідношенням :

$$T = (t_1 + t_2) \times a$$

де T - темпи економічного зростання в % (приріст ВВП),

t_1 - темпи відтворення природних ресурсів, виражені долею (%) відрахування асигнувань від приросту ВВП,

t_2 - темпи відтворення якості середовища, виражені долею (%) фінансових відрахувань на це від приросту ВВП,

a - асиміляційний потенціал природи, що є безрозмірною величиною, яка змінюється від одиниці до нуля. В умовах

⁴ Скорочено за: *Кокін А.В.* Ассимиляционный потенциал природы как показатель возможности экономического роста. Бизнес и экономика.
[/http://www.avkokin.ru/documents/222](http://www.avkokin.ru/documents/222)

непорушеного потенціалу $a = 1,0$, а в умовах його порушення $a < 1,0$.

Наприклад, при $T = 6,5\%$, вираження матиме наступний вигляд: $6,5 = (6,5 + 6,5) \times 0,5$. Це означає, що при темпах економічного зростання в $6,5\%$ ми повинні витратити $6,5\%$ від величини приросту ВВП на відтворення природних ресурсів, стільки ж на відтворення якості середовища. Такі витрати будуть збалансовані тільки у разі, якщо асиміляційний потенціал довкілля матиме величину рівну $0,5$. Загальна компенсаційна плата в умовах збалансованого природокористування у такому разі повинна скласти 13% від доли приросту ВВП! У разі порушення асиміляційного потенціалу ($a = 1,0$) компенсаційні платежі будуть в два рази менше, і складати $6,5 = (3,5 + 3,5) \times 1,0$ усього $6,5\%$. А це можливо тільки в умовах використання передових технологій, що перешкоджають забрудненню довкілля при мінімізації відходів виробництва. Тобто, відрахування на відтворення природних ресурсів і якості довкілля дуже сильно залежать від асиміляційних можливостей самого середовища.

Прийнятий баланс компенсаційних платежів на відтворення природних ресурсів і якості природного середовища базується на уявленні про те, *що якість природного середовища*, по-перше, є *таким же природним ресурсом*, як ліс, земля, вода, надра і так далі. По-друге, природні ресурси і довкілля є частиною біосфери, пов'язана екологічною єдністю і природним кругообігом речовини і енергії.

Закон збалансованого природокористування (ЗЗП) дає можливість обґрунтовувати компенсаційні платежі залежно від темпів економічного зростання і стану асиміляційної функції довкілля, що включає стан природних ресурсів, екосистем і так далі. При цьому зникає необхідність довільного тлумачення величини коефіцієнта екологічної ситуації, який найчастіше не відображає залежність якості природного довкілля від порушення її ресурсного потенціалу. Окрім цього ЗЗП дає можливість на будь-якому рівні здійснювати контроль за відрахуванням фінансових ресурсів залежно від приросту ВВП, ВНП або отримання доходу. За його

допомогою вибір темпів економічного зростання залежатиме від стану асиміляційного потенціалу природного середовища (природних комплексів), де здійснюється господарська діяльність. Високі темпи економічного зростання в умовах значної порушення асиміляційного потенціалу вимагають величезних капітальних витрат на відтворення природних ресурсів і якості довкілля. Таким чином, соціально-економічний розвиток анклавів природних комплексів буде безпосередньо пов'язаний з необхідністю зниження тиску на довкілля і дбалим відношенням до використовуваних природних ресурсів.

ЗЗП припускає, що в умовах використання виробництвом не відновлюваних ресурсів, ставки відрахування акумулюють на заміну вироблених ресурсів іншими.

4.2. Використання асиміляційного потенціалу при переході до не сировинне спрямованої економіки

Використання асиміляційного потенціалу у переході до не сировинне спрямованої економіки визначається можливістю його прив'язки до екологічних стандартів. Підходи щодо використання асиміляційного потенціалу для сталого розвитку країни було наведені нами раніше [27]. Тут ми їх тільки згадаємо.

В основі виникнення більшості екологічних проблем України, пов'язаних з втратою асиміляційних властивостей геологічного середовища, являються техногенні зміни головних груп факторів: інженерно-геологічних (геодинамічних), гідрогеологічних, геохімічних. Дія цих факторів дуже часто взаємопов'язана, а розвиток екологічно небезпечних ситуацій і катастроф може бути спровокованим природними явищами (землетруси, підвищення кількості опадів та ін.) чи певними діями людини (вирубка лісів, вилучення корисних копалин, закриття шахт та ін.). Основний вклад у зниження асиміляційних властивостей геологічного середовища припадає на видобуток і переробку мінеральної сировини.

З точки зору економіки, асиміляційний потенціал виступає як обмежений ресурс, використання якого зменшує витрати (на

будівництво, інженерний захист, екологічну реабілітацію територій та ін.). За криву попиту на нього на наведених нижче графіках (рис. 4.1) можна прийняти криву витрат на природоохоронні заходи по запобіганню екологічного збитку території.

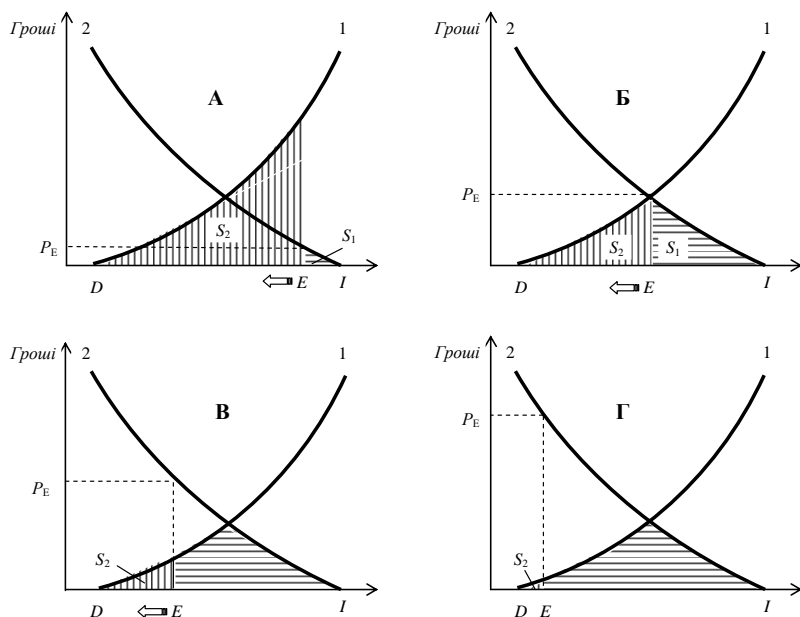


Рис. 4.1. Регулювання економіки шляхом встановлення екологічних стандартів різної жорсткості та плати за асиміляційний потенціал [27]

1 — екологічний збиток території при використанні надр підприємством; 2 — витрати підприємства на природоохоронні заходи по запобіганню екологічного збитку території; D — загальний об'єм асиміляційного потенціалу території; I — екологічний збиток території внаслідок діяльності підприємства без природоохоронних витрат; E — екологічний стандарт; S_1 — витрати підприємства на заходи для досягнення екологічного стандарту; S_2 — витрати на екологічну реабілітацію території, що бере на себе держава; P_E — плата за асиміляційний потенціал території.

Тривале інтенсивне використання надр у попередні часи практично без врахування екологічних витрат і мінімальною реабілітацією територій забезпечувало прибутковість гірничої і переробної галузей України (рис. 4.1А). Така ситуація зберігається й у сучасній період.

Встановлювати екологічні стандарти на рівні асиміляційного потенціалу території відразу не можливо. Це може зробити нерентабельними навіть високотехнологічні виробництва і приведе до уповільнення економічного зростання держави. Особливо це вплине на гірничодобувну і переробну галузі, робота яких відразу стає нерентабельною. Для збереження довкілля такий крок беззаперечно є добрим, а для економіки країни означає її повний крах. Ця ситуація відображена на рис. 4.1Г. При ній підприємство здійснює всі можливі природоохоронні заходи, компенсує екологічний вплив його діяльності, проводить екологічну реабілітацію території і майже у повному обсязі відновлює її асиміляційний потенціал. Таке можливо для багатих країн, які пріоритетом розвитку ставлять підвищення якості навколишнього природного середовища і хочуть позбавитись від екологічно небезпечних виробництв. Як кінцева мета розвитку це підходить і для України.

Ми пропонуємо рухатися поступово шляхом збільшення жорсткості екологічних стандартів за аналогією з запропонованою у свій час схемою регулювання викидів у повітря [20], розповсюдив її на загальний екологічний збиток, що наноситься підприємством території. Оптимальним з точки зору мінімізації витрат є варіант встановлення екологічних стандартів на рівні, що відповідає точці перетинання кривих екологічних витрат підприємства і екологічного збитку, що нанесений цим підприємством території (рис. 4.1Б). Це може бути метою першого етапу переходу до не сировинне орієнтованої економіки. При цьому екологічні витрати підприємства досить значні, а компенсацію решти екологічного збитку бере на себе держава. Недоліком встановлення таких екологічних стандартів є дефіцит грошей у держави на екологічні витрати в умовах перманентної економічної кризи у сучасний період, внаслідок чого передбачені компенсації можуть бути

відкладені у часі. Але з чогось треба починати перехід на не сировинне орієнтовану (чи мало сировинну) економіку, а такий варіант як раз підходить.

У подальшому перехід на не сировинне орієнтовану економіку може бути вже пов'язаний зі збільшенням жорсткості екологічних стандартів та їх наближенням до точки, що відповідає асиміляційному потенціалу території. При цьому екологічні стандарти стають більш жорсткими, а плата за асиміляційний потенціал поступово збільшується паралельно зі зростанням екологічних витрат підприємства, відкриваючи державі все нові можливості втілення у життя екологічних проєктів.

Введення і поступове збільшення плати за використання асиміляційного потенціалу НПС дозволить сконцентрувати ресурси на екологічну реабілітацію територій, що постраждали у минулому за весь історичний період їх використання. Одним із суттєвих наслідків тривалого використання надр є накопичення величезних мас відходів.

Відповідно до великих циклів змін економіки М. Кондратьєва (45-60 років), світова економіка у 2008 році ввійшла до фази спаду (рис. 4.2). Дна падіння вона має досягти десь у 2020-2025 році, а потім почнеться фаза підйому. Але, довготривале падіння економіки буде проходити через падіння і підвищення попиту на продукцію з відповідним завантаженням виробничих потужностей (цикли К. Жюгляра – 7-11 років) та періоди інфраструктурних змін і технічного переоснащення виробництва за рахунок інновацій (цикли С. Кузнеця – 15-25 років). Збільшення плати за використання асиміляційного потенціалу треба приурочити до фаз поживлення економіки у ці середньострокові цикли змін економіки.

Свої корективи у перспективи розвитку економіки, без сумнівів, вносить циклічність періодів демілітаризації І.М. Клямкіна [38]. Ще на початку 2011 року він запропонував розглядати російську історію як циклічне чергування періодів мілітаризації і демілітаризації життєвого укладу. При цьому періоди демілітаризації трактувалися як кризові у всіх вимірах, включно культурний. Криза демілітаризації того часу бачилася як тупикова. Вочевидь, Росія з окупацією

Криму, активною участю у військових діях на сході України і в Сирії та намаганням змінити принципи і правила міжнародного порядку, що склались у Європі й світі після другої світової війни, ввійшла у новий період мілітаризації з непередбаченими наслідками. Величезний ядерний арсенал гарантує їй свободу від загрози прямої військової інтервенції, але не може забезпечити Росії імідж високорозвиненої держави, яка здатна претендувати на участь у світовому лідерстві. Сприйняття Росії усередині країни і за її межами все більше відображає її нинішній стан як хай і вагомої, але периферійної й порівняно малозначимої частини світового господарства [90]. Все це обумовлює зміни у відношеннях між державами, що не може не вплинути на передбачуваність подальшого розвитку України, утому числі й екологічної його складової.

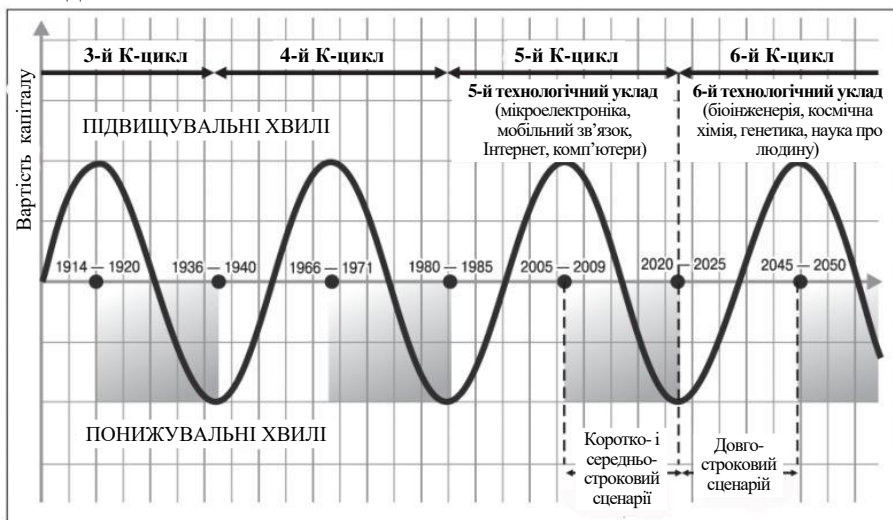


Рис. 4.2. Довгострокова циклічність змін світової економіки (цикли М. Кондратьєва) за [35]

Таким чином, миттєвий перехід країни на не сировинне орієнтований шлях розвитку, особливо при її сучасному економічному стані, окупації частини території та військових дій на

її сході, є неможливим. Але раніше чи пізніше війна закінчиться, зруйнована інфраструктура і промисловість сходу почне відновлюватися, відкриються можливості для такого переходу. Тоді буде потрібна буде чітка стратегія розвитку. В основу екологічної частини такої стратегії може бути покладено введення і поступове збільшення, паралельне зі збільшенням жорсткості екологічних стандартів, плати за так званий асиміляційний потенціал – здатність навколишнього природного середовища зменшувати екологічний вплив, використання якого як природного обмеженого ресурсу дозволяє підвищувати безпеку життєдіяльності населення й економити на природоохоронних витратах.

Збільшення плати за використання асиміляційного потенціалу слід приурочити до фаз пожвавлення економіки у середньострокові цикли змін економіки, що входять до складу довгострокових циклів М. Кондратьєва, відповідно до яких світова економіка знаходиться у фазі падіння, з якого вона почне виходити через 7-12 років завдяки проривам у технологічній сфері та інфраструктурним змінам. Мабуть відбудуться і корінні зміни у суспільній свідомості по відношенню до використання природних ресурсів і збереження навколишнього природного середовища.

Збільшення плати за асиміляційний потенціал територій, пропорційне поступовому посиленню екологічних стандартів, може привести до декількох позитивних моментів: 1 - дозволить підприємствам поступово адаптуватися до нових екологічних вимог і стимулювати їх модернізацію; 2 - закрити екологічно шкідливі виробництва; 3 - акумулювати державі фінансові ресурси для реабілітації територій, постраждалих від використання надр у попередні періоди.

Запропонований механізм переходу до не сировинне орієнтованої економіки може бути поступовим, інноваційним, не гальмувати зростання економіки та забезпечити країні фінансові можливості для покращення якості довкілля і ліквідації екологічних наслідків тривалого використання надр з відновленням адаптивних властивостей геологічного середовища, погіршених військовими діями на сході країни.

4.3. Оцінка еколого-техногенних загроз АТО з метою відновлення Донбасу на засадах збалансованого розвитку

Військові дії в умовах проведення антитерористичної операції (АТО) відбуваються в найбільшому в світі вуглевидобувному техногенно насиченому регіоні з високою щільністю потенційно небезпечних об'єктів (ПНО) та об'єктів критичної інфраструктури (ОКІ). До них відносяться шахти, металургійні, хімічні та ресурсно-енергоємні виробництва, полігони високотоксичних відходів, терикони та інші небезпечні об'єкти, руйнування яких внаслідок ведення бойових дій створює додаткові загрози та ризики для безпеки життєдіяльності населення, що проживає на цих територіях. Розвиток у період АТО та по його завершенні регіонального водонасичення, зменшення міцності і зчиплення підроблених масивів гірських порід призведе до активізації процесу подальшого просідання денної поверхні, підйома рівня підземних вод із підтопленням місцевості та споруд у промислових зонах і населених пунктах, заболочення додаткових площ, забруднення підземних і поверхневих вод шахтними водами, виділення з виробок токсичних і вибухонебезпечних газів, активізація мікросейсмічних явищ. Останнє, як свідчать події у м.м. Стаханов, Краснодон та ін. зможуть начо погіршити еколого-інженерно-геологічну обстановку у період після АТО, особливо при ліквідації компактно розташованих шахт, як це спостерігалось в кількох ГПР Луганської області.

Найбільш значними і небезпечними екзогенними процесами, які які можуть бути викликані зміною стану гірських порід у підробленому масиві після АТО та розвитку процесу затоплення шахт Донбасу, є зміщення та зсування цих порід. Максимальні глибини просідання денної поверхні встановлені у Південнодонбаському ГПР (до 4–5 м). За даними бази геоданих сукупна площа просідання денної поверхні в контурі шахтних полів Донбасу становить понад 5,45 тис. км² [84, 69, 23].

Значний негативний вплив на геологічне середовище в Донбасі здійснюють накопичувачі твердих відходів (терикони), які

утворились в процесі експлуатації шахт. Їх загальна кількість становить до АТО досягала 1200 об'єктів, із них більше 300 є горящими, які при підтопленні можуть переходити у вибухонебезпечний стан.

Висока щільність ПНО в межах локальних екосистем обумовлює за умов ведення бойових дій в зоні АТО надзвичайну вразливість об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ), природно-техногенних геосистем (ПТГС) «ПНО – навколишнє середовище», що сформувалися в промислово-міських агломераціях Донбасу, де мешкає більше 3,5 млн. людей. Крім того, за оцінками Всеукраїнської екологічної ліги (ВЕЛ), науково-дослідних установ НАН України та Державної служби України з надзвичайних ситуацій в зоні критичних впливів воєнно-техногенних чинників відбувається комплексне руйнування екологічного каркасу природних ландшафтів, поверхневої і підземної гідросфери, тотальне знищення біорізноманіття, тобто стратегічних життєзабезпечуючих ресурсів (СЖЗР) цього регіону.

За останні 25 років накопичено великий фактографічний і методичний матеріал, який недостатньо використовується для вирішення технічних і технологічних проблем при пошуках підходів до забезпечення екологічної безпеки різних видів антропогенної в тому числі і військової діяльності в Донбасі [1, 2, 57, 68, 84]. Як свідчить вітчизняний досвід, ці підходи не можуть бути в повній мірі застосовані в цьому регіоні.

В цілому, як свідчать дослідження фахівців з проблем параметризації еколого-техногенних ризиків для навколишнього середовища (НС) (Лисенко О.І., Лисиченко Г.В., Качинський А.Б., Іванюта С.П., Бігун В.В., Гречанинов В.Ф., Бірюков Д.С., Могільніченко В.В., Уряднікова І.В. та ін.) можна констатувати, що за умов АТО незворотні порушення складних ПТГС «ПНО – НС», «ОКІ – НС», або «військова ПТГС – НС», потрібно виділення еколого-техногенної категорії «територія критичного стану інженерної інфраструктури (ТКС II) ». Крім того, як свідчить наш досвід оцінки прогнозних змін еколого-техногенних загроз безпеки життєдіяльності (БЖД) для зони АТО та прилеглих екологічно

пов'язаних територій (річкові басейни, ландшафтні системи ПЗФ, частини басейнів підземних вод та ін.), прийшов час більш системного і коректного обґрунтування прогнозів еколого-техногенних змін для НС та пов'язаних з ними соціально-економічних та, навіть, геополітичних прогнозів, в т.ч. з урахуванням воєнно-техногенних чинників АТО у найбільшому в світі вугільно-промисловому мегареґіоні.

Підсумовуючи думки на цей рахунок, в тому числі висловлені фахівцями різних галузей (Лялько В.І., Шестопалов В.М., Бігун В.В., Малков В.М., Тимочко Т.В., Стрижельчик Г.Г., Соколов В.А. та ін.), ми прийшли до визначення дворівневої структури еколого-техногенних ризиків в зоні АТО:

1) сценарний, або пошуково-оціночний, який пов'язаний з відповіддю на запитання «Що відбудеться, якщо...?»;

2) інженерно-нормативний – «Що слід зробити, щоб була на достатньому рівні БЖД?».

Пошук відповіді на друге запитання є дуже складною проблемою на сьогодні, бо в зоні АТО і на прилеглих територіях практично зруйнована система екологічного моніторингу. Можна сказати, що життєдіяльність населення і військового персоналу АТО відбувається в умовах «екологічної сліпоты».

Але без інформаційно дієздатного моніторингу довкілля та випереджаючих екологічних прогнозів, як свідчать факти, суттєва частина сучасних відновлювальних заходів (вибір екологічно безпечних водозаборів, відновлення очисних споруд, нова забудова та ін.) втрачають ефективність через недостатнє врахування техногенного підтоплення, забруднення підземних і поверхневих вод, затоплення полігонів токсичних відходів та ін.). У спеціальній екологічній літературі поки що переважають підходи до оцінки розмірів порушення природного середовища та концентрацій шкідливих речовин у тих чи інших абіотичних складових екосистеми, справедливо ставиться проблема деградації тих чи інших компонентів природно-антропогенних ландшафтів [13, 46, 73, 82].

Для одержання екологічної інформації останнім часом широко застосовуються найсучасніші методи моніторингових спостережень за станом природного середовища, включаючи космічні засоби [45, 89]. Саме завдяки цим методам вдалося оцінити масштабність реального руйнування біосфери Землі в південно-східному регіоні України.

Проте, до цього часу ще не розроблено загальноприйнятого універсального методу оцінки впливу бойових дій в умовах техногенно насичених ландшафтів на навколишнє природне середовище.

Постійний брак коштів на проведення повномасштабних регулярних хіміко-аналітичних досліджень, складність проблеми формалізації повного переліку військово-техногенних чинників, необхідність проведення термінових і оперативних оцінок природно-техногенних загроз і впливів обумовили розвиток методів оперативного експертно-екологічного оцінювання в умовах, що склалися в Донбасі [89, 45, 36, 54, 75].

Для обґрунтування узагальненої експертно-аналітичної оцінки всього комплексу природно-техногенних загроз в Донбасі в умовах проведення АТО пропонується розглянути наступну ієрархічну структурно-логічну модель на рис. 4.3, яку було побудовано на основі застосування методу ієрархічної стратифікації, системного підходу та основних принципів прикладної екології.

В результаті проведення АТО сформувався потік воєнно-техногенного навантаження (ВТН) на компоненти вектори екологічного стану природно-техногенної геосистеми, який характеризується невизначеністю щодо рівнів забруднення ґрунтів, поверхневих та ґрунтових вод важкими металами, паливно-мастильними матеріалами та іншими небезпечними речовинами внаслідок застосування всіх видів стрілецької та артилерійської зброї, ураження верхнього шару ґрунтового покриву від утворення великої кількості воронок, окопів, фортифікаційних споруд, знищення рослинності та біорізноманіття внаслідок пожеж та активних бойових дій.

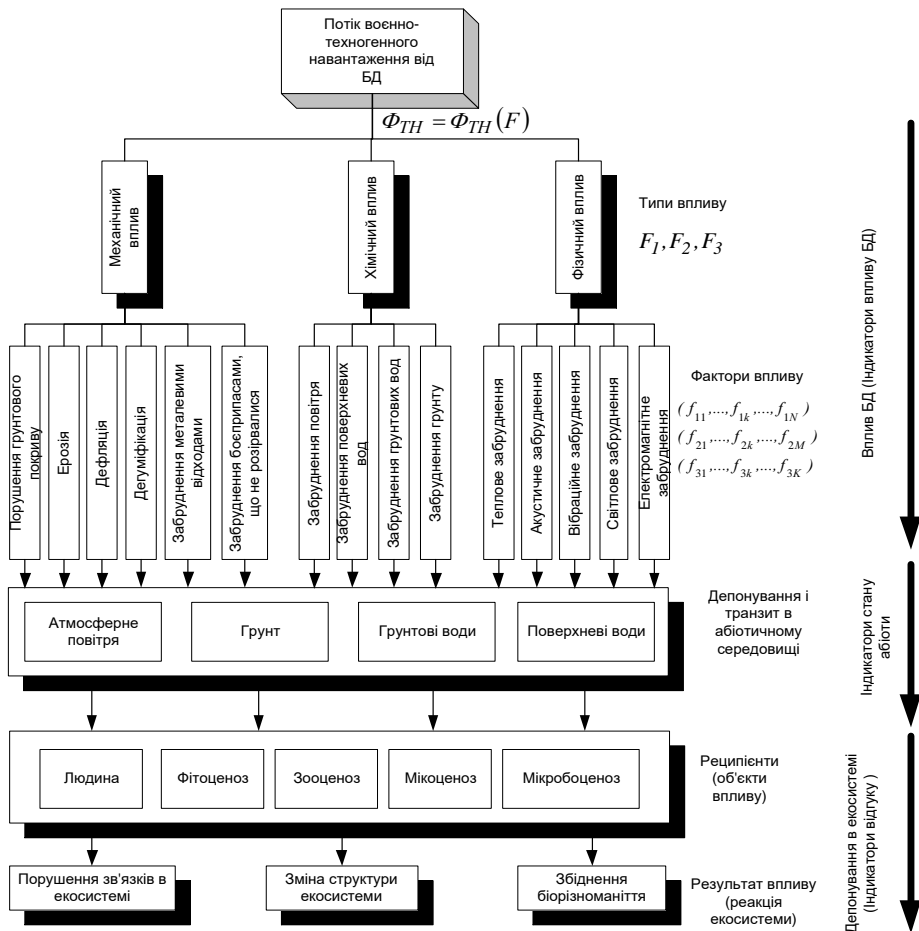


Рис. 4.3. Структурно-логічна модель формування показників адаптивного екологічного моніторингу операційних зон та районів ведення БД

Для формалізації ВТН від ведення БД відповідно до структурно-логічної моделі введемо поняття потоку ВТН від БД:

$$\Phi_{ВТН} = \Phi_{ВТН}(F), \quad (3.1)$$

де $F^T = (F_1^T, F_2^T, F_3^T)$ - вектор потоку ВТН, елементи якого F_1, F_2, F_3 представляють собою вектори інтенсивності факторів воєнно-техногенного навантаження. Назвемо їх спектрами типів ВТН:

$$\begin{cases} F_1^T = (f_{11}, \dots, f_{1k}, \dots, f_{1N}), \\ F_2^T = (f_{21}, \dots, f_{2k}, \dots, f_{2M}), \\ F_3^T = (f_{31}, \dots, f_{3k}, \dots, f_{3K}), \end{cases} \quad (3.2)$$

де f_{ij} - фактори воєнно-техногенного навантаження.

Дія воєнно-техногенних факторів впливу призводить до формування зони короткодіючого чи довгодіючого ураження ПТГС з відповідною площею, яку можна отримати в результаті об'єднання підмножин, що складаються з відповідних площ ураження за числом елементів спектру (рис. 4.4).

Крім того, значна кількість міст і селищ Донбасу з розвинутими комплексами критичної інфраструктури (водопровідно-каналізаційні та теплоенергетичні об'єкти та мережі, водоочисні споруди) зараз мають значні руйнування внаслідок застосування різних видів зброї та військової техніки, а це створює в свою чергу додаткові шляхи міграції небезпечних хімічних речовин та неконтрольованого забруднення навколишнього середовища, в першу чергу джерел питного водопостачання та приземного шару повітря, довгострокового забруднення ґрунтів та ґрунтових вод.

Комплексна техногенно-екологічна, економічна та соціальна небезпека регіону Донбасу значною мірою пов'язана із скороченням шахтного водовідливу (з 2,2 млн.м³/добу, до 1,4 млн.м³/добу (у 2013-2014 рр.), що обумовлено як безпосереднім впливом бойових дій на енергопостачання та технологічні шахтні комплекси, так і наростаючим впливом скорочення видобутку, у тому числі із нерентабельних шахт, більшість яких є місто утворюючими та моно сировинними.

Найбільшу загрозу для безпеки життєдіяльності населення і можливості відновлення Донбасу на засадах збалансованого розвитку формує небезпека втрати водовідливу і вентиляції шахт, значна частина яких є гідравлічно пов'язаними.

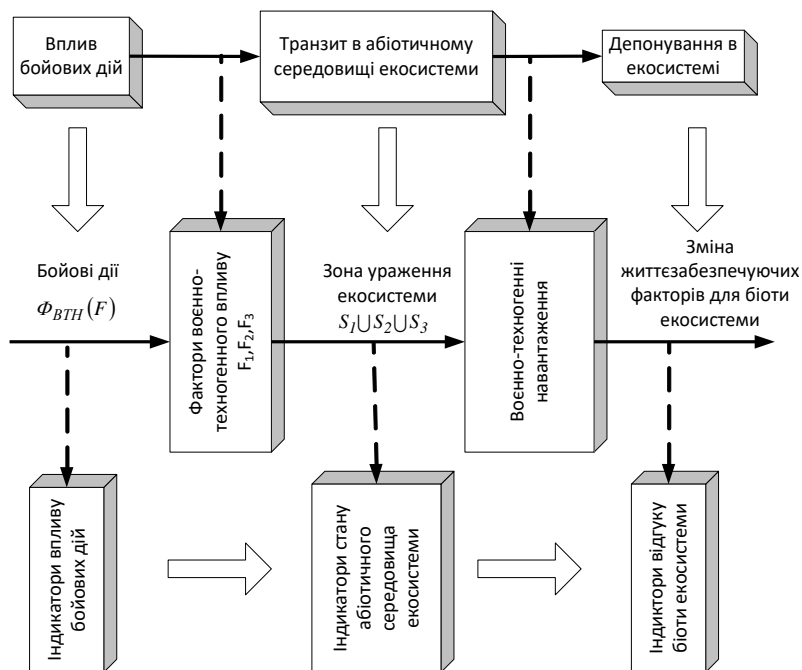


Рис. 4.4. Узагальнена структурно-логічна модель для оцінювання ВТН

При потенційному впливі підтоплення і затоплення шахт на площу з населенням 3,5 млн. людей і середньому терміні затоплення шахт (10÷15) років це дозволяє оцінити орієнтовну кількість людей, за консервативною оцінкою безпека життєдіяльності яких буде критичною, на рівні «екологічних біженців»:

$$N \approx 3,5 \cdot 10^6 : [(10 \div 15) \times (2,2 \cdot 10^6; 1,4 \cdot 10^6)] = 150 \div 230 \text{ тис. } \frac{\text{людей}}{\text{рік}}$$

Одночасно, за умов територіального підйому рівнів підземних вод до критичних глибин (<3м від поверхні) в межах раніше сформованих площ осідання (до 90% від сумарної товщини видобутих вугільних шарів) прискориться процес додаткових (вторинних) осідань і горизонтальних зрушень поверхні, небезпечних деформацій житлових і промислових комплексів, нафто-газо-продуктопроводів, ділянок залізниці, ПНО та об'єктів критичної інфраструктури (ОКІ).

Наслідком некерованого затоплення шахт буде підтоплення і затоплення великих площ прилеглих міст та селищ Донбасу, забруднення підземних і поверхневих водозаборів мінералізованими шахтними водами, додаткові просідання і зрушення (деформації) денної поверхні, розвиток техногенних землетрусів, а внаслідок цього - руйнування нафтогазопроводів, ділянки магістрального аміакопроводу Тольятті–Одесса (з тиском 80 атмосфер), що примикає до Горловського хімзаводу, магістральних і місцевих ліній електропередачі та інших ОКІ. Додаткова небезпека може бути пов'язана з витоками вод і деформаціями виробок неконтрольованих так званих «шахт-копанок», яка на сьогодні налічує до 2,0-2,5 тис. об'єктів. Слід вже зараз прийняти до уваги, що більшість процесів, пов'язаних з некерованим затопленням гірничо-шахтного простору багато чисельних шахт та так званих «копанок» (до 2500 об'єктів) буде мати ланцюговий і, навіть, синергетичний характер.

У якості прикладу можна навести наступні послідовності:

- «втрата енергопостачання – затоплення насосних установок шахт – некерований підйом рівня до денної поверхні – підтоплення (затоплення) ПНО (ОКІ)»;
- «руйнування інженерно-технологічного комплексу шахти – розвиток небезпечних деформацій геологічного середовища (ГС) шахтного поля – небезпечний вплив на прилеглі міста і селища (просідання, зсуви, руйнування інженерних водопровідно-каналізаційних та теплоенергетичних мереж та ін.).

В цілому це створює загальнонаціональну загрозу формування в Донбасі непридатних для безпечного проживання та збалансованого розвитку територій. Це формує поняття «екологічних біженців з

Донбасу та прилеглих територій» і виникнення масштабних соціальних напруг в суспільстві.

Значна загроза для безпеки життєдіяльності може бути пов'язана з новими шляхами міграції вибухонебезпечного метану із шахт, що затоплюються, в межах міст, селищ, промайданчиків та загалом промислово-міських агломерацій Донбасу. Діапазон між мінімальним і максимальним рівнем впливу чинників ВТН являє собою "межі толерантності" військових ПТГС, що склалися в зоні АТО на Донбасі, тобто той діапазон зміни рівня впливу, у межах якого вони здатні за рахунок своїх адаптаційних можливостей протистояти йому.

Таким чином, оцінка реакції військової екосистеми на зміну зовнішніх умов передбачає, що при мінімальних змінах, які не виходять за фоновий рівень, (мінімальний вплив факторів ВТН) можна характеризувати стан екосистеми як здоровий, при максимальному впливі факторів, що змінюють системоутворюючі чинники, цей стан оцінюється як хворобливий (або патологія). Весь проміжок між зазначеними двома станами ділиться на два інтервали, обумовлені як "напруга" і "стомлення".

Напруга характеризує стадію мобілізації регуляторних і гомеостатичних механізмів екосистеми, що забезпечують її існування. Коли мобілізовані, у тому числі й енергетичні, ресурси вже не в змозі забезпечити компенсацію зовнішніх впливів й існування екосистеми на "заданому" природою рівні, настає стомлення - оборотний стан екосистеми з виснаженням ресурсів і регуляторних гомеостатичних систем.

Виходячи з цього, оцінку реакції екосистем на ВТН пропонується проводити за чотириохривневою схемою - "екологічна норма - екологічний ризик - екологічна криза - екологічне лихо".

Екстраполяція запропонованої схеми на весь широкий спектр природних і природно-техногенних геосистем зі збереженням загального принципу її побудови дозволила запропонувати як рівневі оцінки стану ВПТГС наступний ряд: "екологічна норма - екологічний ризик - екологічна криза - екологічне лихо". У загальному вигляді викладений підхід наведений у табл. 4.1.

Таблиця 4.1.

Принципова схема взаємопов'язаної оцінки впливу ВТН, стану абіотичних складових ПТГС, біоти й екосистеми

Оцінюваний параметр	Категорії (рівні)			
	I	II	III	IV
Екосистема (по Б.В. Виноградову)	Екологічна норма	Екологічний ризик	Екологічна криза	Екологічне лихо
Стан літосфери і її компонентів	Задовільний (сприятливий)	Умовно задовільний (відносно несприятливий)	Незадовільний (досить несприятливий)	Катастрофічний
Ресурсний вплив	Слабкий	Помірний	Сильний	Небезпечний
Механічний вплив	Слабкий	Помірний	Сильний	Небезпечний
Хімічний вплив	Слабкий	Помірний	Сильний	Небезпечний
Фізичний вплив	Слабкий	Помірний	Сильний	Небезпечний
Умови життєдіяльності людини	Комфортні	Дискомфортні	Сильно дискомфортні	Небезпечні
Стан здоров'я людини	Здоров'я	Напруга	Стомлення	Хвороба
Якість територіального ресурсу	Високе	Середнє (підвищене)	Знижене	Низьке
Умови гомеостазу екосистеми	Не викликають реакції (збурування екосистеми)	"Межа толерантності" екосистеми, її здатність протистояти зовнішньому впливу		Руйнування, загибель екосистеми
Воєнно-техногенне навантаження	Слабке	Помірне	Сильне	Небезпечне

Як уже було зазначено вище, кожному інтервалу, що характеризує реакцію живих організмів, людини або екосистеми, повинен відповідати деякий інтервал, що визначає в заданих межах зміну рівня ВТН. У тій же чотирьохрівневій схемі його доцільно градувати у вигляді ряду ВТН - "слабке - помірне - сильне - небезпечне".

На наш погляд, слід терміново провести екологічне функціональне зонування на території Донбасу з урахуванням територій проведення АТО:

- I. Об'єкти з високим рівнем воєнно-техногенних загроз, на яких проводяться БД із застосуванням систем зброї і військової техніки з стрільбою і вогневим ураженням цілей артилерійським озброєнням – сильно змінені (порушені) ландшафти, що піддалися інтенсивному впливу воєнно-техногенних факторів БД, який торкнувся майже усіх компонентів довкілля (рослинність, ґрунти, води і навіть тверді породи земної кори);
- II. Об'єкти з середнім рівнем воєнно-техногенних загроз, на яких проводяться БД із застосуванням систем зброї і військової техніки з стрільбою і вогневим ураженням цілей артилерійським озброєнням – середньо змінені ландшафти, у яких необоротна трансформація торкнулася деяких компонентів, особливо рослинного і ґрунтового покриву;
- III. Об'єкти з малим рівнем воєнно-техногенних загроз, із застосуванням систем зброї і військової техніки з стрільбою та вогневим ураженням цілей стрілецьким озброєнням – слабо змінені ландшафти;
- IV. Об'єкти з дуже малим рівнем воєнно-техногенних загроз, на яких проводяться заходи з підтримки миру без стрільб і вогневого ураження – умовно незмінені ландшафти, котрі не піддалися безпосередньому військовому використанню і воєнно-техногенному впливу.

Теоретична й методична основа цього базується на припущеннях про кореляцію ВТН з екологічним станом абіотичних компонентів ВПТГС та зі станом біоти й екосистеми в цілому.

Відповідно до викладеного пропонується виділяти наступні класи (зони) станів екосистем ВП:

зону екологічної норми, що включає території без помітного зниження продуктивності й стійкості екосистем, її відносної стабільності. Значення прямих критеріїв оцінки нижче ГДК або фонових. Деградація земель менше 5% площі;

зону екологічного ризику, що включає території з помітним зниженням продуктивності й стійкості екосистем, їхнім нестабільним станом, що веде надалі до спонтанної деградації екосистем, але ще з оборотними порушеннями. Території вимагають екологічного менеджменту й планування заходів щодо їх реабілітації. Значення прямих критеріїв оцінки в незначній мірі перевищують ГДК або фон. Деградація земель від 5 до 20% площі;

зону екологічної кризи, що включає території із сильним зниженням продуктивності й втратою стійкості екосистем. Необхідно створити передумови до вибіркового використання територій для БД і планування їх глибокої реабілітації. Значення прямих критеріїв оцінки значно перевищують ГДК або фон. Деградація земель від 20 до 50% площі;

зону екологічного лиха - катастрофи, що включає в себе території з повною втратою продуктивності, практично необоротними порушеннями екосистем, що виключає територію з господарського використання. Значення прямих критеріїв оцінки в десятки разів перевищують ГДК або фон. Деградація земель більше 50% площі.

Донбас практично сторіччя був регіоном-донором як СРСР так і України, яка займаючи 3% території Союзу, формувала до 23% його ВВП. Тобто техногенне навантаження на природний комплекс України на регіональному рівні було на порядок більшим (23%:3%~8 разів).

Зараз прийшов час перш за все відновити еколого-ресурсний комплекс Донбасу як основу його соціально-економічного відродження на засадах сталого розвитку. Тому ми, підтримуючи думки провідних фахівців-екологів України (Тимочко Т.В., Хлобистов С.В., Антоненко В.Є. та інших) підкреслюємо, що

потрібний екологічний імператив у розвитку Донбасу, як найбільш критичного регіону у державі.

Приймаючи вищенаведене до уваги, уявляється доцільним висловити наступні висновки та рекомендації.

Враховуючи критичні зміни складових навколишнього середовища регіону Донбасу та ризик втрати природно-ресурсного потенціалу для його збалансованого розвитку пропонуємо:

1. Терміново створити *при Державному агентстві з питань відновлення Донбасу за координації ОБСЄ та інших авторитетних і зацікавлених установ ООН та Євросоюзу* регіональну робочу групу з фахівців обох сторін конфлікту для оцінки природно-техногенного стану життєзабезпечуючих систем критичної інфраструктури (тепло-, енерго- та водопостачання, транспортної інфраструктури) в умовах наближення зимового періоду 2015-2016 років;
2. Провести комплексний екологічний аудит стану території зони військового конфлікту та прилеглих територій *з визначенням переліку природних ресурсів (земельних, водних, мінерально-сировинних, біотичних та ін.) як основи збалансованого розвитку;*
3. Організувати роботи з відновлення екологічного моніторингу цих територій із залученням матеріалів ДЗЗ, контактного моніторингу та математичного моделювання можливих сценаріїв розвитку ситуації на Донбасі із залученням інститутів НАН України, ДСНС та Міністерства екології і природних ресурсів;
4. Виявлення і картографування «копанок», стихійних місць складування відходів, місць порушень ландшафтів внаслідок АТО і так далі. Визначити гірничодобувні райони України в еколого-техногенному плані як території критичного стану інженерної інфраструктури
5. Провести на рівні Мінських угод перемовини щодо виключення воєнно-техногенного впливу на систему водовідливу та вентиляції шахт з метою попередження катастрофічних порушень в роботі критичних систем життєзабезпечення населення Донбасу та руйнівних деформацій житлових і промислових будівель і

об'єктів внаслідок некерованого підтоплення та затоплення територій.

6. Відновити в підрозділах та військових частинах Збройних Сил України діяльність служби екологічної безпеки та укомплектувати її досвідченими фахівцями.
7. Створити в Міністерстві оборони України Науковий центр військової екології, який би став дієвим органом для підтримки належного рівня екологічної безпеки та наукових досліджень з питань воєнної екології, екологічного моніторингу та менеджменту в зоні військових конфліктів та зоні АТО на Донбасі.

ВИСНОВКИ

Корінна перебудова країни неможлива без чіткої стратегії розвитку, складової якої, крім економічного і соціально-політичного напрямку, має бути екологічний. У якості наукових засад останнього, на думку авторів, можуть бути використані наукові розробки стосовно асиміляційного потенціалу навколишнього природного середовища – унікального природного ресурсу, що дозволяє підприємствам економити на природоохоронних витратах завдяки його здатності до певної межі поглинати антропогенний вплив.

Асиміляційні властивості природного середовища погашають частину екологічного збитку, що наноситься гірничим підприємством. Частина екологічного збитку компенсується за рахунок поточних витрат на природоохоронні заходи, а значно велика його частина накопичується, як на етапі геологічного вивчення, так і на етапі експлуатації родовища. Основна частина накопиченого екологічного збитку гаситься в ліквідаційний період за рахунок екологічної реабілітації території, а частина залишається некомпенсованою. Фінансові ресурси на екологічну реабілітацію повинні накопичуватися на спеціальному рахунку підприємства під час експлуатації родовища. Сума відрахувань має бути адекватною прогнозованому екологічному збитку, який повинен оцінюватися на всіх стадіях складання ГЕО.

Головними критеріями визначення асиміляційного потенціалу ГС є його якісні і кількісні характеристики, які визначають корисні властивості при експлуатації родовищ. Ці критерії повинні оцінюватися, як в натуральному, так і вартісному вигляді за допомогою порівняльного аналізу і витратного підходу, оскільки сам ресурс характеризується мінливістю у часі і здатністю поновлюватися. Основні можливості обліку зміни асиміляційного потенціалу і екологічної ренти пов'язані з удосконаленням рентного механізму оподаткування користувачів надр.

Асиміляційний потенціал геологічного середовища є специфічним супутнім ресурсом, який набуває свого значення лише при використанні основного природного ресурсу. Його економічна

оцінка при використанні надр можлива лише за умови оцінювання основного ресурсу надр, можливо за видами користування надрами.

В залежності від ступеня вивченості можна виділити початкову оцінку АП та детальну оцінку. *Початкова оцінка* може бути проведена за допомогою експертних бальних оцінок за переліком параметрів якості АП із широким використанням доведеної аналогії. *Детальна оцінка* АП може бути проведена на етапах інтенсивного використання надр за умови наявності детальної геологічної, гірничотехнічної та техніко-економічної інформації щодо фактичного відпрацювання. В залежності від етапу та мети оцінки АП, виду користування надрами при економічній оцінці використовують витратний, доходний та порівняльні підходи.

Для проведення детальної оцінки АП методичні підходи є подібними до визначення диференціальної екологічної ренти. При цьому *екологічна рента* на прикладі видобутку корисних копалин визначається як додатковий прибуток:

1 – від використання екологічно безпечних технічних і технологічних вирішень експлуатації родовищ корисних копалини;

2 – при експлуатації родовищ корисних копалини, розташованих в регіонах з непорушеним геологічним середовищем унаслідок процесів використання надр (гірничі роботи).

По відношенню до річкової мережі термін «асиміляційний потенціал геологічного середовища» має на увазі *здатність водної екосистеми акумулювати у складі донних відкладів техногенний матеріал та перетворювати його послідовно у техногенно-природний та природний, що за своїм складом та властивостями є безпечним для людини.*

Умовно трансформація техногенної мінеральної сировини відбувається у кілька етапів. Спочатку ливневими водами забруднена водозбірна площа очищається від неприродних компонентів екосистеми, що мобілізуються та транспортуються до річкових долин через систему балок і ярів. Останні перетворюються у найбільш забруднені елементи рельєфу промислових регіонів. Їх асиміляційний потенціал, природно обмежений відсутністю

постійного водотоку та відносно невеликими геометричними розмірами, вичерпано повністю.

В річках першого і другого порядків одночасне надходження до алювію природних і штучних мінеральних часток та переміщення їх за течією знижує концентрацію шкідливих речовин, сприяє їх розподілу на значній площі. Також відбувається заміщення техногенних мінеральних асоціацій природними. За умови відсутності надходжень поллютантів з ділянок у нижній течії річок, можливе повне самоочищення водної артерії, ще до її гирла. В дійсності спостерігається послідовна зміна промислових та сільськогосподарських підприємств (джерел забруднення), розташованих уздовж водної артерії. Відповідно, до річкових відкладів потрапляють все нові й нові відходи.

Внаслідок промислового виробництва та урбанізації водозбірної площі в останній час відбулася видозміна річкової мережі України. Змінився природний рельєф долин і швидкість течії, зменшилося різноманіття біоценозу, за мінеральним складом алювій в окремих ділянках річищ став відповідати відходам видобутку, збагачення та переробки руд. Окремі річки України перетворилися у проточні відстійники промислових, сільськогосподарських та побутових відходів.

Найбільші порушення асиміляційного потенціалу геологічного середовища на сьогодні спостерігаються у Донбасі. Техногенне навантаження на геологічне середовище тут має досить нерівномірний характер. Найбільших змін у доквіллі зазнали густонаселені вугледобувні райони, де розміщуються шахти, підприємства вугледобувної, переробної, металургійної, машинобудівної, хімічної та інших галузей промисловості і відбуваються активні впливи чинників АТО на геологічне середовище. В той же час, ці промислово-житлові агломерації мають найбільшу здатність до погіршення екологічних умов життєдіяльності внаслідок дії чинників АТО на техногенні та інженерні системи (водопровідно-каналізаційні, теплоенергетичні, транспортні та ін.). 18 % шахтних полів знаходяться під забудовою - понад 1 тис.км² території 63 міст і 91 смт Донбасу (підроблені відповідно 25 і 51 % їх площі)

розташовані над шахтними полями. Вугледобувні роботи у розвинутих («старих») геолого-промислових районах місцями ведуться на одній території одночасно кількома шахтами на різних глибинах. Об'єм гірничих виробок за 130 років експлуатації шахт становить близько $15,5 \text{ км}^3$, в тому числі кар'єрів (переважно у Докучаєвському ГПР) - $3,5 \text{ км}^3$. Площа кар'єрів на флюсову сировину в останньому перевищує за даними ГС $3,4 \text{ км}^2$.

Довгострокове проведення на великих площах гірничих робіт негативно вплинуло на геодинамічну рівновагу породного масиву, що виразилося у порушенні його суцільності, змінах фізико-хімічних властивостей і, як наслідок, зрушенні земної поверхні над гірничими виробками у тому числі прилеглих міст та селищ.

Для подальшого збалансованого розвитку країни після закінчення війни у майбутній період доцільне введення і поступове збільшення плати за використання асиміляційного потенціалу НПС з прив'язкою до нього екологічних стандартів, що дозволить сконцентрувати ресурси на екологічну реабілітацію територій, які постраждали у минулому за весь історичний період їх використання. Щоб практично використати асиміляційний потенціал в екологічній політиці держави, треба провести його оцінку на всій території країни.

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

АН - антропогенне навантаження
АП - асиміляційний потенціал
АПД - асиміляційний потенціал довкілля
АСГС - асиміляція стоку геологічним середовищем
БД - бойові дії
БЖД - безпека життєдіяльності
ВВП - валовий внутрішній продукт
ВНП - валовий національний продукт
ГДК - граничнодопустима концентрація
ГДН - граничнодопустиме навантаження
ГДР - гірничодобувний район
ГЕО - геолого-економічна оцінка
ГІС - геоінформаційні системи
ГІПР - гірничопромисловий район
ГС - геологічне середовище
ДЗЗ - дистанційне зондування Землі
ЕГП - екзогенні геологічні процеси
ЗЗП - закон збалансованого природокористування
ЗШЕ - зняття шахт з експлуатації
ККД - коефіцієнт корисної дії
КУпН - Кодекс України про надра
НГП - небезпечні геологічні процеси
НПС - навколишнє природне середовище
НС - навколишнє середовище
ОВНС - оцінка впливу на навколишнє середовище
ОКІ - об'єктів критичної інфраструктури
ПЗФ - природно-заповідний фонд
ПНО - потенційно небезпечні об'єкти
ПТГС - природно-техногенна геосистема
СПЗ - сумарний показник забруднення
ТГС - техногенно-геологічні системи
ТКС II - територія критичного стану інженерної інфраструктури

ЛІТЕРАТУРА

1. Агробіорізноманіття України: теорія, методологія, Індикатори, приклади. Книга 1. - К.: ЗАТ "Нічлава". - 2005. - 384 с.
2. Агробіорізноманіття України: теорія, методологія, Індикатори, приклади. Книга 2. / За редакцією *О.О. Созінова, В.І. Придатка, О.І. Лисенка*. - К.: ЗАТ "Нічлава". - 2005. - 592с.
3. Агрохімія / Под ред. *Смирнова П.М., Петербургського А.В.* - М.: Колос, 1975. - 512 с.
4. *Альохіна Т.М.* Вміст важких металів у воді та донних відкладах річки Інгулець. / *Альохіна Т.М., Бобко А.О., Малахов І.М.* // Гидробиологический журнал, №3 (44), 2008. - С.114-120.
5. *Альохіна Т.М.* Природа варіативності хімічного складу донних осадків р. Інгулець. / *Альохіна Т.М., Іванченко В.В.* // Зб. наук. пр. ІГНС НАН України «Геохімія та екологія». - Вип.17. - К.-2009.- С. 125-131.
6. Атлас «Геологія і корисні копалини України м-б 1:5000 000» / За ред. *Л.С. Галецького*. - Київ. - 2001.
7. *Байсарович І.М.* Базові поняття екологічної геології / *Байсарович І.М., Коржнев М.М., Шестопалов В.М.* - К.: «Обрії», 2008.- 122 с.
8. *Батурин Л.А.* Економіка природопольовання в умовах устійчивого розвитку. / *Л.А. Батурин, А.В. Кокин* // Учёные записки СКАГС. Государственное и муниципальное управление. №4, 2001. - С. 81-87.
9. *Бобко А.А.* О влиянии техногенного твердого стока рек на процессы осадконакопления в Днепровско-Бугском лимане / *Бобко А.А., Иванченко В.В., Малахов И.Н.* //Геология и полезные ископаемые мирового океана.- №4 ,2007.- С.99-108.
10. *Винокуров А.А.* Природно-ресурсная и экологическая политика, экономические механизмы её существования в России / *А.А. Винокуров* // Вестник Финансовой академии. № 1,2. 2004.
11. *Випна М.В.* Літологія і можливості використання алювію річок України. / *Випна М.В., Іванченко В.В.* // Сталий розвиток промисловості у суспільстві. Міжнародна науково-технічна конференція. 22-25 жовтня 2014 р. Кривий Ріг. - С. 77.

12. Вишнякова С.М. Экология и охрана окружающей среды. Толково-терминологический словарь / С.М. Вишнякова, Г.А. Вишняков, В.И. Алеушкин, Н.Г. Бочарова. – М.: Всемирный следопыт, 1998.
13. Вторжение в природную среду. Оценка воздействия / Пер. с англ. А.Ю. Ретеюма. - М.: Прогресс, 1983. - 193с.
14. Гавриленко Ю.Н. Техногенные последствия закрытия угольных шахт Украины / Гавриленко Ю.Н., Ермаков В.Н., Кренида Ю.Ф., Улицкий О.А., Дрибан В.А. – Донецк: Норд-Пресс. – 2004. – 631с.
15. Геология Черного и Азовского морей / Под ред. Е.Ф. Шнюкова. – К.: Наукова думка. – 2000. – 338 с.
16. Геология шельфа УССР. Лиманы / Под ред. Е.Ф. Шнюкова. – К.: Наукова думка. –1984.- 176с.
17. Геохімічна спеціалізація донних відкладів рік центральної та південної України / Винна М.В., Іванченко В.В. // В зб. докладов междунар. науч. конф.: «Актуальные проблемы поисковой и экологической геохимии», 2 июля 2014г. Киев - 6-7 с.
18. Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрямки поліпшення.[І.Д. Багрій, П.Ф. Гожик, Е.В. Самоткал та ін.]. – К.: Фенікс, 2005. – 213 с.
19. Гирусов Э.В. Экология и экономика природопользования / Э.В. Гирусов и др. – М.: Закон и право. 1998.
20. Голуб А.А. Экономика природных ресурсов / А.А. Голуб, Е.Б. Струкова. – М.: Аспект Пресс, 1998. - 319 с.
21. Гродзинський М.Д. Основи ландшафтної екології. Підручник. / М.Д. Гродзинський. – К.: Либідь, 1993. – 105 с.
22. Данилов-Данильян В.И. Перед главным вызовом цивилизации: Взгляд из России / Данилов-Данильян В.И., Лосев К.С., Рейф И.Е. – М.: ИНФРА-М, 2005. – 224 с.
23. Днепр: Путеводитель / Составитель А.Б. Мирошниченко; Киев: Киевское областное книжно-газетное изд-во, 1962.— 352 с.
24. Довгий С.О. Екологічна мінералогія України / С.О. Довгий, В.І. Павлишин. – К.: Наукова думка. – 2003. – 152 с.
25. Довгий С.О. Реструктуризація Мінерально-сировинної бази України та її інформаційне забезпечення / С.О. Довгий, В.М.

- Шестопалов, М.М. Коржнев та ін.* – К.: Наукова думка, 2008. – 347 с.
26. *Довгий С.О.* Екологічні ризики, збитки та раціональні межі використання надр в Україні / *С.О. Довгий, М.М. Коржнев, М.М. Курило та ін.* – К.: Ніка-Центр, 2012. – 316 с.
 27. *Довгий С.О.* Критерії екологічної і геолого-економічної оцінки та мінералогія відходів гірничо-металургійного комплексу Кривбасу / *С.О. Довгий, В.В. Іванченко, М.М. Коржнев та ін.* – К.: Ніка-Центр, 2013 – 228с.
 28. *Довгий С.О.* Мінерально-сировинний комплекс та сталий розвиток України / *С.О. Довгий, В.В. Іванченко, М.М. Коржнев та ін.* – Київ: Логос, 2014. – 236 с.
 29. *Ефремов И.В.* Моделирование почвенно-растительных систем. / *И.В. Ефремов.*—М.: ЛКИ, 2008.—152 с.
 30. *Жовинський Е.Я.* Еколого-геохімічне оцінювання ландшафтів / *Жовинський Е.Я.* // У навч. посібнику «Екогеологія України». – К.: ВПЦ «Київський університет». – С. 636-656.
 31. *Іванченко В.В.* Літологія та можливості комплексного використання сучасного алювію річки Дніпро. / *Іванченко В.В., Беліцька М.В., Гаврилюк І.В.* // Вісник Дніпропетровського університету. Том 23(1) 2015. – С.56-64.
 32. *Іванченко В.В.* Аутигенні сульфідні у донному осаді річок України. / *Іванченко В.В., Квітка А.С.* // Геология и полезные ископаемые мирового океана. №2. 2014. С. 118-123.
 33. *Игнатов В.Г.* Экологическое право./ *В.Г. Игнатов, А.В. Кокин, В.Н. Кокин.* – Ростов-на-Дону-Москва: МарТ, 2005.
 34. *Игнатов В.Г.* Сбалансированное природопользование. / *В.Г. Игнатов, А.В. Кокин, Л.А. Батулин* – Ростов-на-Дону: РостИздат, 1999.
 35. *Иринин М.Е.* Общая характеристика и природа мировых экономических кризисов / *М.Е. Иринин* // <http://www.coolreferat.com/>
 36. *Качинський А.Б.* Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення / *А.Б. Качинський.* – К.: НІСД, 2001. – 312с.

37. *Кашенко О.Л.* Фінанси природокористування / *О.Л. Кашенко.* – Суми: «Університетська книга», 1999. – 420 с.
38. *Клямкин И.М.* Демилитаризация как историческая и культурная проблема / *И.М. Клямкин.* Фонд «Либеральная миссия». Семинар седьмой «Куда ведет кризис культуры?», 16.03.2011 / <http://www.liberal.ru/articles/5149>
39. Кодекс України про надра // Відомості Верховної Ради України від 06.09.1994 — 1994 р., № 36, стаття 340
40. *Кокін А.В.* Устойчивое развитие: методологические аспекты / *А.В. Кокін* // Устойчивое развитие региона: природно-ресурсный фактор. - Ростов-на-Дону: СКАГС. С. 7-20.
41. *Кокін А.В.* Ассимиляционный потенциал природы как показатель возможности экономического роста. Бизнес и экономика / *А.В. Кокін* / <http://www.avkokin.ru/documents/222>
42. *Коржнев М.М.* Концептуальні підходи до удосконалення системи екологічної безпеки в Україні / *М.М. Коржнев, В.С. Міщенко, Я.І. Мовчан та ін.* – Київ: РВПС НАН України, 2000. – 52 с.
43. *Коржнев М.Н.* Ресурсные и экологические критерии определения ассимиляционного потенциала геологической среды на примере горнодобывающих регионов Украины / *М.Н. Коржнев, М.М. Курило, Н.В. Захарий* // Вестн. Том. гос. ун-та. 2014. № 387. – С. 243–252.
44. Літологія сучасних донних осадків поверхневих водойм Криворізького залізрудного басейну / За ред. *І.М.Малахова.* // сер. Геологічне середовище антропогенної екосистеми. – Кривий Ріг: Октав Принт, 2008.- 110 с.
45. *Лисенко О.І.* Про розвиток поняття воєнна екологія / *О.І. Лисенко, І.В. Чеканова, С.М. Чумаченко, А.М. Турейчук* // Наука і оборона. – 2004. - №3. – С. 45-49.
46. *Лисиченко Г.В.* Методологія оцінювання екологічних ризиків / *Г.В. Лисиченко, Г.А. Хміль, С.В. Барбашев* - Одеса: Астропринт, 2011. –368 с.

47. *Лютый Г.Г.* Оцінка впливу вугільних підприємств на річковий стік по території Донбасу / *Г.Г. Лютый, Т.О. Різник* // Зб. наук. праць УкрДГРІ, 2006, №1, с.96-101.
48. *Люта Н.Г.* Землі сільськогосподарського призначення / *Н.Г. Люта* // У «Розвиток України в умовах глобалізації та скорочення природно-ресурсного потенціалу». – К.: ЛОГОС, 2009. – С. 77-97.
49. *Лялько В.И.* Спутниковые методы поиска полезных ископаемых. / *В.И. Лялько, М.А. Попов (ред.)* – Киев: Карбон-Лтд, 2012. – 435 с.
50. *Малахов И.Н.* Новая геологическая сила / *И.Н. Малахов.* – Кривой Рог: Отделение морской геологии и осадочного рудообразования, 2009. – 312 с.
51. *Малахов И.Н.* Условия формирования донных осадков устьевых участков рек Днепровско-Бугского лимана в условиях антропогенной нагрузки. / *Малахов И.Н., Алехина Т.Н., Иванченко В.В., Бобко А.А., Журавель Н.Р.* // Геология и полезные ископаемые мирового океана. №2, 2010. с. 69-78.
52. *Митропольський О.Ю.* Екогеохімія Чорного моря. / *Митропольський О.Ю., Наседкін Є.І., Оськіна Н.П.* – К.: Наукова думка. - 2006. – 279 с.
53. Мобільний збагачувальний агрегат. Патент України на корисну модель № 83761. [Текст] / *Чугунов Ю.Д., Иванченко В.В.* - опубл. 25.09.2013. Бюл. № 18.
54. *Моисеев Н.Н.* Математические задачи системного анализа / *Моисеев Н.Н.* – М.: Наука, 1981. - 487 с.
55. Наказ ДКЗ від 10.07.1998 № 46 " Про затвердження Інструкція із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до геолого-економічного вивчення ресурсів перспективних ділянок та запасів родовищ нафти і газу" // Офіційний вісник України, 1998, № 31, ст. 1195.
56. Наказ ДКЗ від 25.10.2004 № 225 "Про затвердження Інструкції із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до родовищ вугілля" // Офіційний вісник України, 2004 № 46, ст. 140.

57. Напрямки вдосконалення природоохоронної діяльності в Збройних Силах України / За редакцією *О.І. Лисенка, С.М. Чумаченка, Ю.І. Ситника*. – К.: ННДЦ ОТ і ВБ України, 2006. – 424 с.
58. *Новиков Б.И.* Донные отложения Днепровских водохранилищ. / *Новиков Б.И.* – К.: Наук думка. - 1985. – 172 с.
59. Организационно-экономический механизм формирования и управления ликвидационным фондом в нефтегазодобывающем предприятии // Нефтегазовое дело, 2003.
60. *Орлов Д. С.* Химия почв / *Д. С. Орлов*. - М., 1992. - 400 с.
61. *Павлишин В.І.* Людина і камінь (мінералогічні аспекти)/ *Павлишин В.І.* – К.: ВПЦ «Київський університет». – 2005. – 89с.
62. *Перельман А.И.* Геохимия ландшафта. Учебное пособие. / *Перельман А.И., Касимов Б.С.* – М.: Астрель – 2000, 1999. – 768 с.
63. *Полынов Б.Б.* Географические работы. / *Полынов Б.Б.* – М.: Геогрфиздат. – 1952. – 400с.
64. Постанова Кабінету Міністрів України від 05.05.1997 № 432 " Про затвердження Класифікація запасів і ресурсів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр" // Офіційний вісник України, 1997, число 19, ст. 104.
65. *Рагозин А.Л.* Современное состояние и перспективы оценки и управления природными рисками в строительстве / *А.Л. Рагозин* // Анализ и оценка природного и техногенного риска в строительстве. – М., 1995. – С.7-25.
66. *Разовский Ю.В.* Формирование методологических подходов к определению размера экологической ренты в Украине и России / *Разовский Ю.В., Сухина Е.Н.* // Сталий розвиток економіки. Всеукраїнський науково-виробничий журнал. - № 7. – 2012. - С.184-187.
67. *Романенко В.Д.* Основы гидроэкологии. / *Романенко В.Д.* – К.: Генеза.- 2004.- 662 с.
68. *Романченко І.С.* Математичні моделі та інформаційні технології оцінки і прогнозування стану природного середовища випробувальних полігонів. / *І.С. Романченко, О.І. Лисенко, С.М.*

- Чумаченко, С.Г. Бутенко, А.М. Турейчук. – К.: МО України, ЦНДІ ЗС України, 2009. – 166 с.
69. Рудько Г.І. Вступ до медичної геології. Т.1, Т.2. / Г.І. Рудько, О.М. Адаменко (ред.). – Київ: Академпредс, 2010. – 736с., 448с.
70. Рудько Г.І. Нормативно-правове регулювання надрокористування. / Рудько Г.І., Курило М.М., Лагода О.А. - К.: Вид-во Гіперіон. – 2012. – 256с.
71. Рудько Г.І. Инженерная геодинамика Украины Молдовы. Т.1,Т.2. / Г.І. Рудько, В.А. Осюк (ред.). – Киев – Черновцы: изд. дом Букрек, 2012. – 590с.,741с.
72. Саєт Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Саєт, Б.А. Ревич, Е.П. Янин. – М.: Недра,1990. – 335с.
73. Семенова Л. А. Зарубежный опыт оценок воздействия на природную среду / Семенова Л. А. // В кн.: Географическое обоснование экологических экспертиз. - М., Изд-во МГУ, 1985. - С. 17-32.
74. Соботович Е.В. Третій у біосфері / Е.В. Соботович, В.В. Долін (ред.). – К.: Наукова думка, 2012. – 223 с.
75. Соціальні ризики та соціальна безпека в умовах природних і техногенних надзвичайних ситуацій та катастроф / Відп. Редактор В.В. Дурдинець, Ю.І. Саєнко, Ю.О. Привалов. – К.: Стилос, 2001. – 497 с.
76. Справочник по геохимии. / Войткевич Г.В., Кокин А.В., Мирошниченко А.Е. и др. – М.: Недра, 1990.- 480 с.
77. Ставицький Е.А. Стратегія використання питних підземних вод для водопостачання.Т.1,Т2. / Е.А. Ставицький, Г.І. Рудько, Є.О. Яковлев. – Київ: вид. дім Букрек, 2011. – 347с., 499с.
78. Сухіна О.М. Методологічний підхід до вартісної оцінки асиміляційного потенціалу водойм на основі технології зворотного осмосу // http://essuir.sumdu.edu.ua/bitstream/123456789/30913/1/-Sukhina%20O.M._Asymiliatsiynyi%20potentsial.pdf
79. Сухіна О. М. Розвиток екологічної ренти та її справедливого розподілу // “Економіка України”. — 2014. — 7 (632).-С. 49-68.

80. *Таранов А.С.* Ассимиляционный потенциал региона / *А.С. Таранов, И.И. Манило, Ю.И. Мамонтов, В.В. Усманов* // <http://www.kazedu.kz/>
81. *Трофимов В.Т.* Экологические функции литосферы / *В.Т. Трофимов, Д.Г. Зилинг и др.* – М.: МГУ, 2000. – 432 с.
82. *Черп О.М.* Экологическая оценка и экспертиза / *О.М. Черп. В.Н. Виниченко, М.В. Хотулёва, Я.П. Молчанова, С.Ю. Дайман.* – М: Эколайн, 2000. – 202 с. / <http://www.ecoline.ru/mc/books/>
83. *Чугунов Ю.Д.* Эффективная технология обогащения природных и техногенных руд. / *Чугунов Ю.Д., Иванченко В.В.* // Актуальные проблемы современной науки в 21 веке. Материалы 1-й Международной научно-практической конференции. Москва, 31 марта 2013 г. с. 38-40.
84. *Чумаченко С.М.* Методичні аспекти оцінки і ранжування загроз для біорізноманіття в Україні. / *Чумаченко С.М., Дудкін О.В., Коржнев М.М., Яковлев Є.О.* – К.: УДНCR РНБОУ, Екологія і ресурси, Випуск 7, 2003, с. 77-86.
85. *Шнюков Е.Ф.* Минеральные богатства Черного моря. / *Шнюков Е.Ф., Зиборов А.Н.* – К., 2005., -С. 145-154.
86. *Шнюков Е.Ф.* Геологическая история развития речной сети на северо-западном шельфе Черного моря. / *Шнюков Е.Ф., Иноземцев Ю.И., Маслаков Н.А.* // Геология и полезные ископаемые Черного моря. – К., 1999. – С. 238-244.
87. *Шнюков Е.Ф.* Распределение тяжелых минералов в осадках Днепро-Бугского лимана. / *Шнюков Е.Ф., Иноземцев Ю.И., Усенко В.П.* // Осадочные породы и руды. – К.: Наук. думка.-1978. – С. 32-41.
88. *Шостак Л.Б.* Регулирование экономического роста в условиях природно-ресурсных ограничений / *Л.Б. Шостак.* – Киев: СОПС Украины. – 1998. – 320 с.
89. Экологические системы. Адаптивная оценка и управление / Под ред. *К.С. Холлинга.* – М.: Мир. 1981. – 397 с.
90. *Явлинский Г.А.* (09.2015). Периферийный авторитаризм. Как и куда пришла Россия / *Явлинский Г.А.* // <http://www.qwas.ru/russia/yabloko/>

91. *Яковлев Є.О.* Оцінка впливу порових розчинів регіональних слабо проникних шарів на формування якості ресурсів питних підземних вод / *Є.О. Яковлев* // Мінеральні ресурси України, №1, 2011, с. 37-40.
92. *Ярош О.Б.* Механизмы оценки ассимиляционного потенциала почв Украины / *О.Б. Ярош* // Учёные записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Серия «Экономика и управление». Том 27 (66). 2014 г. № 4. С. 176-184.
93. *Aller, R. C.* (1986). Diagenesis of Fe and S in Amazon inner shelf muds: apparent dominance of Fe reduction and implications for the genesis of ironstones. / *Aller, R. C., Mackin, J. E., & Cox, R. T.* // *Continental Shelf Research*, 6(1), 263-289.
94. *Belitskya M.V.* (2015). Lithology and technological features of sediments river inhulets polluted with the wastes of industry in Krivey Rig basin (Ukraine). / *Belitskya M.V.* // 2nd European conference on earth sciences, held in Vienna, Austria, May 21th, 2015.
95. *Ivanchenko V.V.* (2015). Features of geochemistry and mineralogy of the modern river sedimentogenesis. / *Ivanchenko V.V., Belitskaya M.V. and Ilyina A.S.* / Goldschmidt Conference. 16 - 21 August 2015. Prague, Czech Republic. p. 1395. - <http://goldschmidt.info/2015/>.
96. *Sklar, L. S.* (2001). Sediment and rock strength controls on river incision into bedrock. / *Sklar, L. S., Dietrich, W. E.* // *Geology*, 29(12), 1087-1090.
97. *Trimble, S. W.* (1999). Decreased rates of alluvial sediment storage in the Coon Creek Basin, Wisconsin, 1975-93. / *Trimble, S. W.* // *Science*, 285(5431), 1244-1246.
98. *Wang, Mark, et al.* Rural industries and water pollution in China. *Journal of Environmental Management*, 2008, 86.4: 648-659.
99. *Yang, S. Y.* (2002). The rare earth element compositions of the Changjiang (Yangtze) and Huanghe (Yellow) river sediments. / *Yang, S. Y., Jung, H. S., Choi, M. S., & Li, C. X.* // *Earth and Planetary Science Letters*, 201(2), 407-419.

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

Довгий Станіслав Олексійович
Іванченко Владислав Вікторович
Коржнев Михайло Миколайович
Курило Марія Михайлівна
Трофимчук Олександр Миколайович
Чумаченко Сергій Миколайович
Яковлев Євген Олександрович
Беліцька Марина Валеріївна

АСИМІЛЯЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ГЕОЛОГІЧНОГО СЕРЕДОВИЩА УКРАЇНИ ТА ЙОГО ОЦІНКА

Оригінал-макет авторський

Підписано до друку 3.10.2016. Формат 60x84/16. Папір офсетний.
Умови, друк. арк. 10,23. Наклад 300 пр. Зам.№34.
ТОВ НВП «Ніка-Центр». 03680, Київ, вул. Кржижановського, 4.
т./ф. (044) 39-011-39; e-mail:psyhea9@gmail.com; www.nika-centre.kiev.ua
Свідоцтво про внесення до Державного реєстру суб'єктів
видавничої справи ДК №1399 від 18.06.2003

Видано за участі ТОВ «Консент»

Віддруковано у ТОВ «Зеніт».
21100, м. Вінниця, вул. 1 Травня, буд.30а.
Свідоцтво №34213919 від 15.08.2005