

УДК 622.85+504.062

С.М. Сметана

**ПІДВИЩЕННЯ ЕКОБЕЗПЕКИ
ПОРУШЕНИХ ГІРНИЧИМИ РОБОТАМИ
ТЕРИТОРІЙ ПРИ ЗАСТОСУВАННІ
МЕТОДІВ ЦІЛЕСПРЯМОВАНОГО
ПРИСКОРЕНОГО ФОРМУВАННЯ
ЕКОСИСТЕМ ***

Інститут проблем природокористування та екології НАН України, Дніпропетровськ

Обґрунтовано можливість використання методів прискореного формування рослинного покриву із застосуванням суміші води, насіння рослин та осадів стічних вод на порушених гірничими роботами землях для підвищення екобезпеки територій навколо гірничодобувних підприємств. Підтверджена економічна та екологічна ефективність запропонованих методів формування екосистем у порівнянні із традиційними заходами рекультивациі та самовідновлення.

Обоснована возможность использования методов ускоренного формирования растительного покрова с использованием смеси воды, семян растений и осадков сточных вод на нарушенных горными работами землях для повышения экобезопасности территорий вокруг горнодобывающих предприятий. Подтверждена экономическая и экологическая эффективность предложенных методов формирования экосистем в сравнении с традиционными мероприятиями рекультивации и самовосстановления.

Вступ

Розробка родовищ корисних копалин супроводжується виведенням значних площ із господарського використання. При цьому проектами передбачається майбутнє їх повернення до використання та забезпечення екобезпеки територій за рахунок проведення рекультивациі. Однак, як показують дослідження та практика, зробити це не завжди можливо, адже розробка крутопадаючих родовищ корисних копалин, що характерно для Кривбасу, настільки змінює рельєфні та геохімічні параметри територій, що повернення їх у сільськогосподарське використання ускладнюється фінансовими, технічними, соціальними та екологічними перешкодами. Сьогодні у Криворізькому залізрудному регіоні порушено гірничими роботами більше 46 тис. га земель, з яких рекультивовано близько 10 тис. га. Відповідно 36 тис. га є об'єктами негативного впливу на навколишнє середовище [1].

Порушені гірничими роботами землі є джерелом небезпечного для людини та навколишнього середовища впливу через високі показники пиловиділення, газовиділен-

ня та вимивання небезпечних сполук з поверхні техногенних ландшафтів. За розрахунками ДПП «Кривбаспроект» у вітряну погоду за добу з поверхонь Центрального та Інгулецького ГЗК піднімається 4 030 т та 9 030 т пилу відповідно. Так, наприклад, за добу з одного відвалу (відвал № 3, ВАТ «Інгулецький ГЗК») при відвалоутворенні на кожен гектар межуючої з ним території разом з пилом надходить 0,54 г миш'яку, майже 40 г свинцю, 163 г цинку, 27 г кобальту, 54 г нікелю, 12 г молібдену, 86 г міді, 34 г хрому, а також 540 г кремнезему [2]. За даними роботи [4] з відвалу висотою 20 м видувається шар пилу потужністю у 3,8 см, а з відвалу висотою 100 м – шар пилу у 9,96 см за рік, що збільшує коефіцієнт запилення навколишніх територій (від 1,76 до 21 раз). При цьому інтенсивність виділення пилу відвалами Кривбасу складає 0,62-0,94 мг/с·м². Аналіз робіт [2, 4] показав, що пил з відвалів розповсюджується на відстань від 3 до 6 км. Загальна площа розповсюдження пилу від відвалів Кривбасу складає близько 400 тис. га [4].

© Сметана С.М., 2010

* Робота виконана під науковим керівництвом чл.-кор. НАН України А.Г. Шапара

Не менш токсичним є пил із хвостосховищ (шламосховищ). Цей пил (дрібнодисперсні гострі частки перемелених порід) викликає силікоз, пневмоконіоз, астму, рак, пневмонії та інші захворювання верхніх дихальних шляхів. Інтенсивність виділення пилу шламосховищами – 0,7-2,5 мг/с·м², а радіус розповсюдження пилу за даними [4] складає 5-9 км. За такої інтенсивності з 1 га порушених територій за рік на відвалах утворюється 195,52-296,44 т, на шламосховищах – 220,75-788,40 т пилу.

Пил з більшості техногенних ландшафтів часто містить підвищені концентрації солей, сполук важких металів. Потрапляючи до ґрунтів він забруднює їх, змінює ґрунтові процеси та властивості субстратів. Пізніше це впливає і на розвиток сільськогосподарських культур. Слід відмітити, що дрібнодисперсний пил у сукупності із газами, що утворюється при масових вибухах у кар'єрах та містить сполуки важких металів, переноситься на відстань до 20 км [3], що свідчить про актуальність вирішення питань зменшення пилоутворення на порушених гірничими роботами землях.

Забруднення територій навколо гірничодобувних підприємств відбувається під дією водних, вітрових потоків та гравітаційних сил. Процеси аномального надходження речовин у навколишнє середовище з техногенних джерел О.І. Перельман назвав "техногенними потоками розсіювання" [5]. Аналіз процесів забруднення та міграції речовин за середовищем перенесення та відокремлення окремих процесів в цілому не дозволяє вирішити проблему техногенного забруднення. Оскільки переміщення речовин, що включає елементи корінних (техногенних) гірських порід у певному напрямку незалежно від якості середовища перенесення визначається нами як «літогеохімічний потік». Розгляд літогеохімічних потоків як сукупності процесів перенесення речовин дозволяє розробити дієві комплексні методи управління їх характеристиками.

В більшості своїй проблеми екологічної небезпеки вирішують з конкретними підходами до кожної специфічної проблеми. Так для закріплення пилових поверхонь техногенних ландшафтів пропонувалось покривати території штучними бітумними субстратами, бішофітом, розчинами рідкого скла, хлористого кальцію, латексу, полімерних

матеріалів, чорноземами, потенційно родючим шаром та ін. [9-13]. Кожен з рекомендованих покриттів має свої недоліки. Так, наприклад, покриття з бітуму, скла та солей коштовні та токсичні. Покриття потенційно родючим шаром (чорноземи, суглинки, глини та їх суміші з камінням) коштовне, спричинює власне пилоутворення та не покращує зволоження – основного лімітуючого фактору розвитку рослинності на порушених гірничими роботами територіях (Кривбас). Більшість покриттів розроблені як тимчасовий захід [11].

Прикладом комплексного вирішення проблем є створення рослинного покриву як безпосередньо на території порушених гірничими роботами земель, так і в межах санітарно-захисної зони. Зелені насадження збагачують повітря киснем, фітонцидами, сприяють розсіюванню шкідливих речовин і поглинають їх [6]. Лісові культури площею 1 га за рахунок вегетативної надземної фітомаси здатні знизити пил у повітрі на 25-100 т в рік, засвоїти величезну кількість вуглекислого газу і інших шкідливих речовин, очистити близько 18 млн. м³ повітря за рік [7]. Пилоосаджувальна здатність деревної рослини залежить від площі поверхні листя (хвої), маси і щільності крони, швидкості концентрації пилу в повітряному потоці, розташування посадок, а також від частоти дощів, що змивають пил з листя. Велика поглинальна здатність рослин дає можливість застосовувати їх як «живий фільтр» для очищення повітря в індустріальних районах. Деревя знижують рівень забруднення повітря в 1 км від джерела викиду на 25-29%, в 2 км - на 46-50%, в 5 км - на 75-86%.

Значна кількість робіт [9, 13] вказують на важливість природних процесів формування екосистем на порушених гірничими роботами землях. Створюване різноманіття рельєфних, едафічних, мікрокліматичних умов на порушених гірничими роботами землях сприяє становленню та розвитку стійких за структурою екосистем, які є більш адаптованими до умов існування за монотипні агроценози, які формуються при проведенні традиційних рекультиваційних заходів та які потребують постійного надходження додаткових енергетичних ресурсів. Щорічні об'єми проведення рекультивації складають менше 1 % від кількості порушених гірничими роботами земель, при нанесенні родю-

чого шару субстратів за гірничо-технічного етапу рекультивації збільшується пилоутворення, технології рекультивації не завжди успішні, оскільки не враховують природного потенціалу розвитку екосистем. Перспективним, з екологічної точки зору, є прискорення та підтримка розвитку екосистем, а не їх становлення з початкової точки відліку, як це відбувається при нанесенні шару глин або суглинків на вирівняну поверхню. Вирівнювання поверхонь та нанесення на них ідентичних субстратів сприяє розвитку подібних один до одного монотипних угруповань ро-

слинності прийнятних для потреб сільського господарства. Однак продуктивність рекультивованих земель зазвичай нижча ніж у сільськогосподарських угідь [9, 12]. Відповідно постає проблема, яка з одного боку пов'язана з необхідністю зменшення екологічних ризиків порушених гірничими роботами земель, а з іншого необхідністю цілеспрямовано прискорено формувати екосистеми, які мають здатність до саморозвитку та характеризуються стійкою структурою.

Матеріали та методи

В дослідженнях використано комплексний підхід, що включає: методи морфометричного, морфологічного та геометричного аналізу – для визначення характеристик рельєфу та напрямків впливу літогеохімічних потоків; ієрархічний та фасетний метод – для побудови екологічної класифікації; метод трикутних діаграм – для побудови триграм зонування; загальноприйняті у екології ботанічні методи – для описання спонтанно-

го заростання; метод екоморф О.Л. Бельгарда, удосконалений В.В. Тарасовим – для описання екологічних характеристик рослинності; метод аналізу топографічних карт та маркшейдерських схем – для аналізу літогеохімічних потоків; індекс видового багатства – для оцінки наявного фіторізноманіття на порушених гірничими роботами землях; методи оцінки екоризиків – для оцінки ризику пилоутворення.

Основні результати та їх обговорення

Сільськогосподарський напрямок рекультивації, який за даними Міністерства охорони навколишнього природного середовища є сьогодні домінуючим [14], направлений на незначне зменшення ступенів антропогенного навантаження на порушені гірничими роботами території (таблиця 1). На території України площа сільськогосподарських земель складає – 71 %, в Дніпропетровській області – майже 80 %. За таких умов вкладання значних коштів у створення сільськогосподарських угідь, продуктивність яких буде априорі нижча є недоцільним. Тобто, сьогодні в техногенних регіонах підприємства мають витратити значні кошти, за які суспільство та навколишнє середовище отримують мінімальний результат [15].

Порушені землі гірничодобувних регіонів займають ландшафти, на яких формуються комплекси примітивних ґрунтів та екосистеми з угрупованнями спрощеної структури. Тим не менше, відомо, що за 40-50 років на порушених гірничими роботами землях розвиваються екосистеми з присутніми у їх складі видами, занесеними до "Червоної книги України". Доведено, що при щільності спонтанного сфор-

мованого деревостану від 20 генеративних рослин на 1 га або 30-50 екземплярів підросту (в залежності від біологічних особливостей породи), проводити гірничотехнічні рекультиваційні заходи – недоцільно, оскільки вказані показники свідчать про сформовану, стабільну за структурою екосистему. Про відсутність потреби проводити традиційні гірничотехнічні та відповідно біологічні рекультиваційні заходи свідчить вміст гумусу у 4-5% у поверхневому шарі спонтанно сформованих ґрунтів або загальна біомаса рослин трав'яного ярусу більше 1000 г/м² [13]. Проведена рекультивація (особливо гірничотехнічний етап) в такому випадку зведе нанівець всі здобутки процесів спонтанного утворення екосистем.

Основою для таких висновків стали багаторічні дослідження порушених та рекультивованих техногенних територій вченими Криворізького ботанічного саду НАН України та Інституту проблем природокористування та екології НАН України, які свідчать, що проведення рекультивації через 10-15 років після порушення ландшафтів недоцільне.

Таблиця 1 – Класифікація ступенів антропогенного навантаження земель [15]

Ступінь антропогенного навантаження	Бал	Категорія земель
Найвищий	9	Землі промисловості, транспорту, зв'язку, енергетики, оборони та подібне
Дуже високий	8	Землі сільськогосподарського призначення
Високий	7	Землі житлової та громадської забудови
Між середнім та високим	6	Землі водного фонду
Середній	5	Землі історико-культурного призначення
Між низьким та середнім	4	Землі рекреаційного призначення
Низький	3	Землі оздоровчого призначення
Дуже низький	2	Землі лісового фонду
Найнижчий	1	Землі природно-заповідного фонду та іншого природоохоронного призначення

На той час на території вже сформовані примітивні ґрунти, рослинний покрив, зооценоз тощо [16, 17]. Будь-яка зміна субстратів (нанесення родючого шару, планування поверхонь) призводить до порушення процесів природного формування стабільних екосистем та повертає сукцесійні процеси до початкової стадії [13, 16]. Самовідновлення екосистем на порушених гірничими роботами землях відбувається дуже повільно. Так, стійкі за структурою екосистеми, формуються в середньому через 30 років після порушення ландшафтів.

Аналіз посттехногенних ландшафтів Кривбасу показав, що спосіб видобутку корисних копалин визначає напрям їх розвитку. Так, за відкритої розробки родовищ корисних копалин розвиток ландшафтів відбувається у напрямку геоморфологічної трансформації значних площ земель.

Функціональне призначення певної території під час видобутку корисних копалин зумовлює утворення певних форм техногенного рельєфу (таблиця 2).

Таблиця 2 – Середні показники основних техногенних ландшафтів Кривбасу

Зовнішній відвал							
Висота, м	Площа, га	Висота уступу, м	Ширина берми (тераси), м	Загальна площа схилів, га	Площа берм (терас), га	Площа верхнього плато, га	Площа бічної поверхні, га
100	500	20	50	230	109	270	345
Кар'єр							
Глибина, м	Площа, га	Висота уступу, м	Ширина берм уступів, м	Загальна площа бортиків, га	Площа берм уступів, га	Площа підшви, га	Площа бічної поверхні бортиків, га
500	400	15	3 по 10, 1 по 30	399	219	1	246
Хвостосховище (шламосховище)							
Висота, м	Площа, га	Висота уступу дамби, м	Ширина берми дамби, м	Загальна площа схилів, га	Площа берм дамб, га	Площа верхнього плато, га	Площа бічної поверхні дамб, га
120	800	20	50	396	257	404	105

Виїмка гірських порід зумовлює утворення кар'єрів, складування – відвалів та хвостосховищ (шламосховищ). Основні техногенні об'єкти відкритої розробки ро-

довищ Кривбасу представлені кар'єрами, зовнішніми та внутрішніми відвалами, хвостосховищами (шламосховищами), які характеризуються певною подібністю за

формами рельєфу (таблиця 2). Основна форма техногенного рельєфу – ступінчаста. Її площа в 1,5 рази більша за площу рівних поверхонь. Однак, більший ступінь деталізації об'єктів гірничого виробництва вказує на домінування рівних поверхонь над бічними (питома площа більша у 1,8 раз).

Оскільки сьогодні існує проблема наявності значної кількості вже сформованих (відсипаних) порушених гірничими роботами земель, то нами була розроблена операційна схема формування екосистем на порушених гірничими роботами землях з метою покращення екобезпеки навколо гірничодобувних підприємств (рисунок 1).

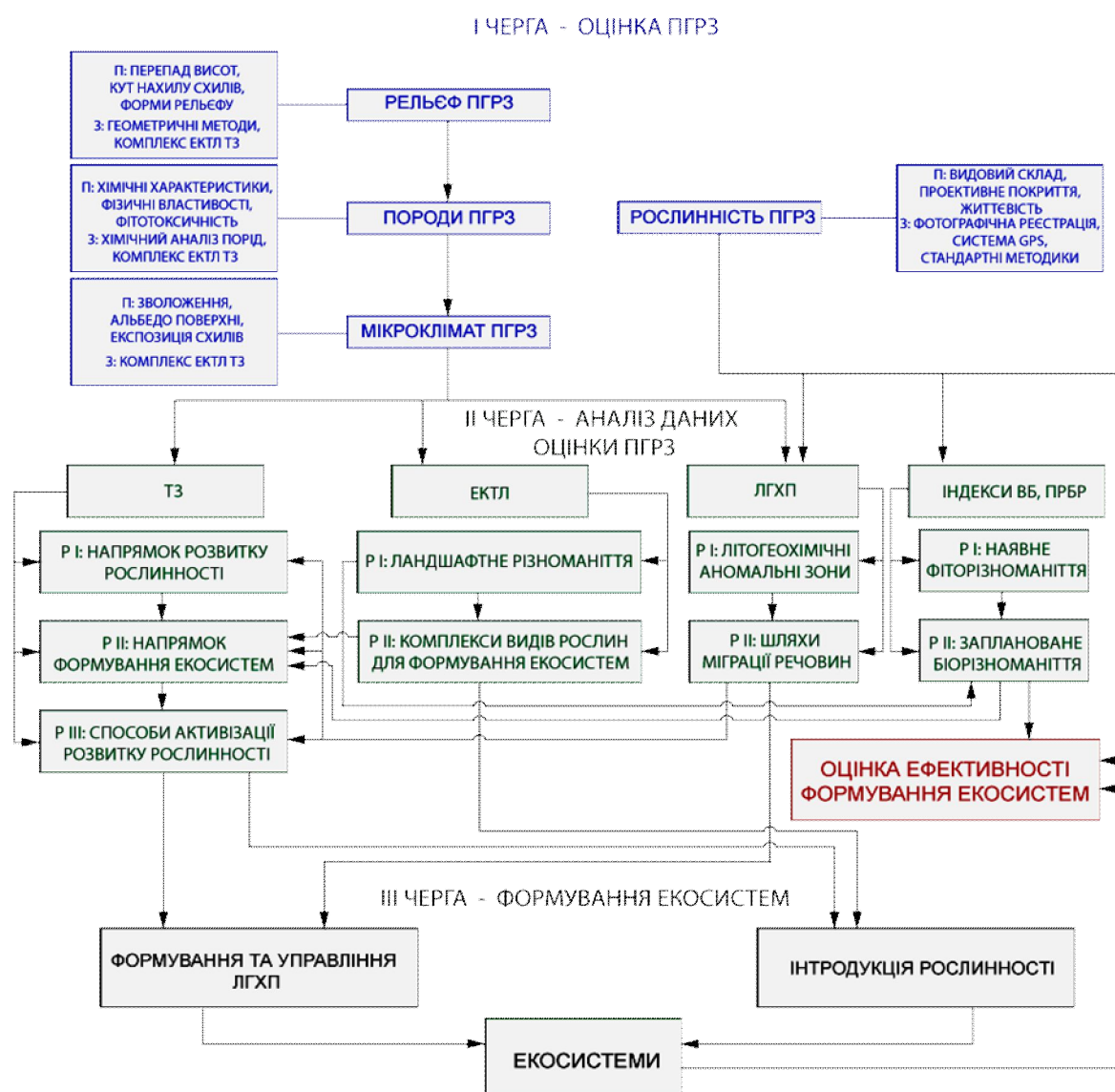


Рисунок 1 – Операційна схема формування екосистем для підвищення екобезпеки порушених гірничими роботами територій

Примітка: ПГРЗ – порушені гірничими роботами землі, П: – параметри, З: – засоби, ЕКТЛ – екологічна класифікація техногенних ландшафтів, ТЗ – триграми зонування, ЛГХП – літогеохімічні потоки, ВБ – видове багатство, ПРБР – потенціал розвитку біорізноманіття, РІ, РІІ, РІІІ – результат першій, другий та третій відповідно, – блоки схеми (складові технологічної схеми), — – зв'язок між компонентами та критеріями оцінки стану навколишнього середовища

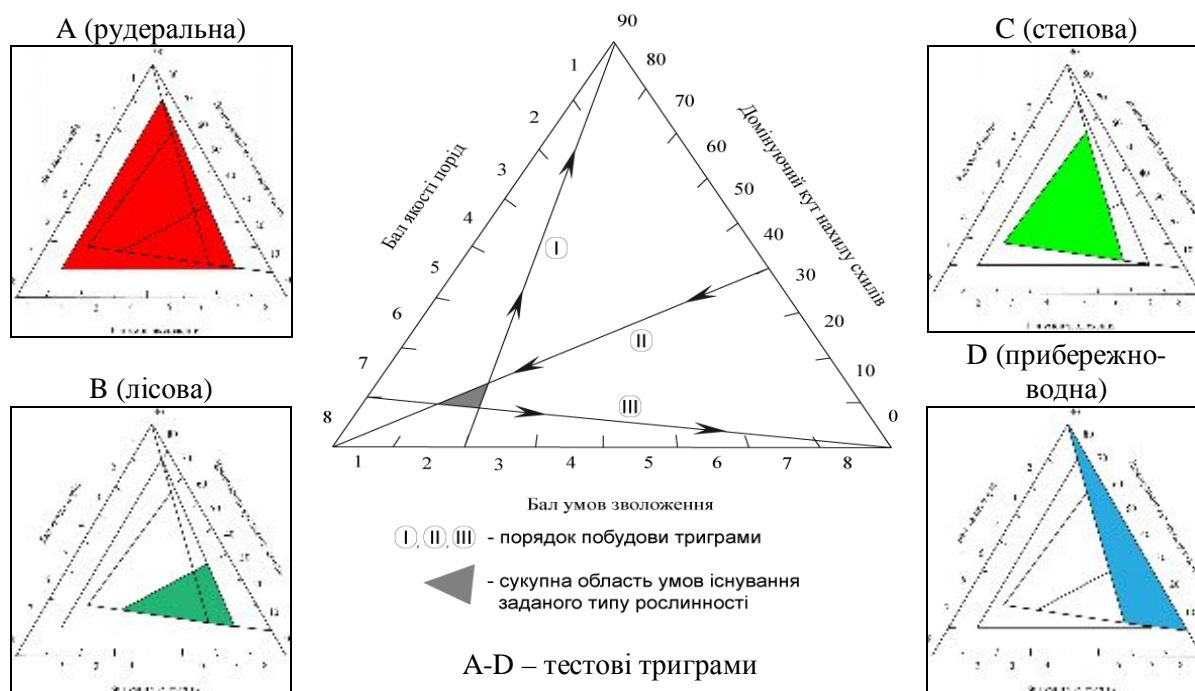


Рисунок 2 – Триграми визначення умов формування рослинності

В основу схеми формування екосистем та активізації їх розвитку ми заклали наступний порядок: оцінка порушених гірничими роботами земель, аналіз даних оцінки формування екосистем та оцінка ефективності за показниками біорізноманіття. Аналіз даних оцінки проводиться за комплексом методів триграм зонування (рисунок 2), екологічної класифікації техногенних ландшафтів [18] та принципами управління літогеохімічними потоками.

Триграми зонування визначають напрямки формування екосистем (лісовий, степовий, рудеральний, прибережно-водний тощо) та відповідно до напрямків дозволяють провести зонування порушених гірничими роботами земель. Для визначення спектру рослин, у відповідності до визначеного напрямку формування екосистем застосовується екологічна класифікація техногенних ландшафтів [18]. Відповідно до результатів класифікації кожен таксон класифікації можна розписати у скороченому вигляді, використовуючи мнемонічні індекси.

Так, наприклад код **I.A.1.a.α** – – – **.A15S**“**Neutr.OgTrKs** – шифрограма таксону: Система – I. Відкритий спосіб видобутку; Тип – A. Кар’єри; Підтип – 1. Крупні, глибокі (60 м та >) виїмки; Клас – a. Схил (борт); Підклас – α. Каміння; Ряд

– ”– – –“ Транзитні площі; Підряд – **A15S**“. Альbedo – 15 %, південна експозиція, можлива конденсація вологи; Рід – **Neutr**. Нейтральні за хімізмом породи; Вид – **OgTrKs**. Угрупування рослин засушостійкі, не потребують значної кількості поживних речовин.

Відповідно для розвитку екосистем згідно встановленого таксону екологічної класифікації техногенних ландшафтів пропонуються наступні види **дерев та чагарників**: сосни звичайна та кримська (*Pinus sylvestris*, *Pinus pallasiana*), шипшина кам’яниста та собача (*Rosa lapidosa*, *Rosa canina*), аморфа кущова (*Amorpha fruticosa*), дрiк красильний (*Genista tinctoria*); **трав**: ефедра двоколоса (*Ephedra distachya*), очиток їдкий (*Sedum acre*), злинка канадська (*Erigeron canadensis*), смiлка українська (*Silene ukrainica*), бромус розчепірений (*Bromus squarrosus*), гірчак пісковий (*Polygonum arenarium*), хондрила ситниковидна (*Chondrilla juncea*), гринделія розчепірена (*Grindelia squarrosa*), гикавка сіра (*Berteroa incana*), синяк звичайний (*Echium vulgare*), цмин пісковий (*Helichrisum arenarium*).

Для умов порушених гірничими роботами земель нами визначені 2 принципи управління літогеохімічними потоками – структурне та функціональне (рисунок 3).

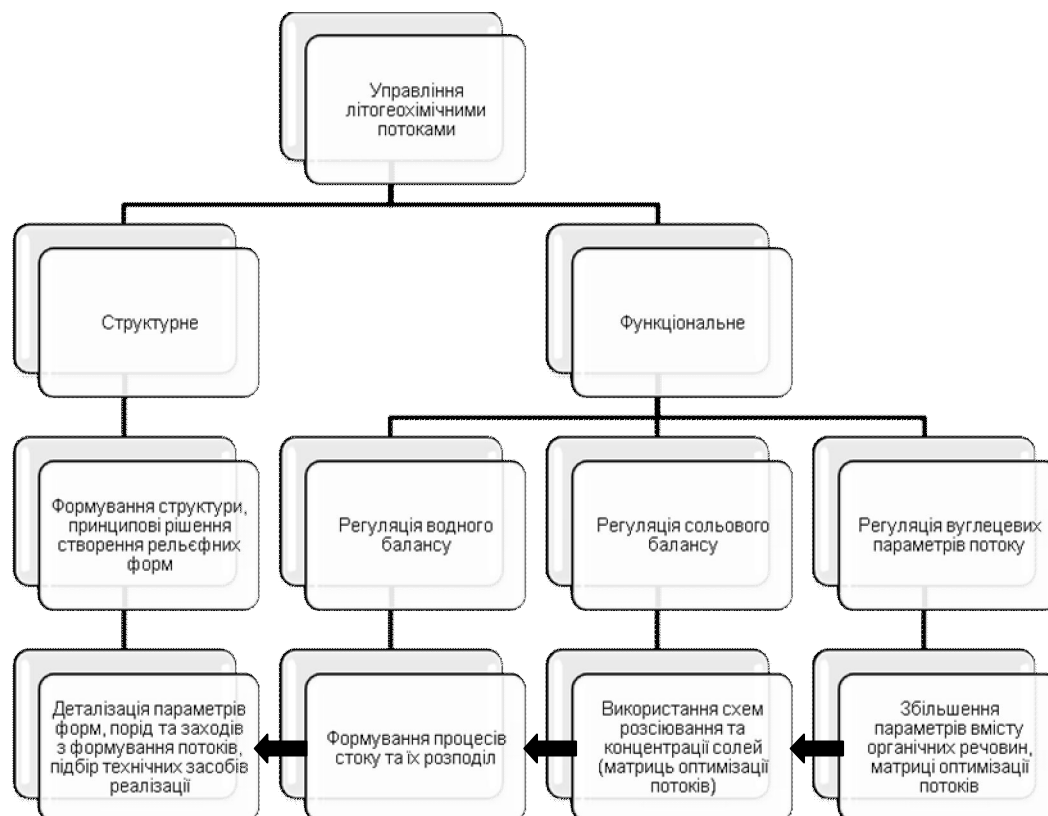




Рисунок 3 – Блок-схема управління літогеохімічними потоками

Примітка:  - блоки системи управління літогеохімічними потоками,

 - напрямок вибору заходів з функціонального управління літогеохімічними потоками

Структурне управління літогеохімічним потоком, як системою, передбачає організацію кількостей ступенів свободи за рахунок створення структурної основи використання літогеохімічного потенціалу та реалізується через відсіпку порід певного складу та формування рельєфу. Структурне управління передбачає прийняття рішень щодо створення тих чи інших об'єктів. Наприклад, відсіпання пустих порід у зовнішні чи внутрішні відвали, створення терасованого чи суцільного схилу. Тобто за рахунок структурного управління визначаються основні структурні елементи літогеохімічних потоків.

Функціональне управління літогеохімічними потоками – обмеження вірогідності станів системи певними лімітами (в межах заданих структурою ступенів свободи). Наприклад, внесення органічних речовин (таблиця 3), мінеральних добрив в уже сформований рельєф порушених гірничими роботами земель. Тобто за рахунок фу-

нкціонального управління визначається якісний стан елементів та зв'язків системи. Управління в такому разі здійснюється регулюванням водного та сольового балансу території, вуглецевих параметрів екосистем (таблиця 3).

Тобто за рахунок функціонального управління визначається якісний стан елементів та зв'язків системи. Управління в такому разі здійснюється регулюванням водного та сольового балансу території, вуглецевих параметрів екосистем (таблиця 3).

Заходи з управління літогеохімічними потоками для покращення екобезпеки порушених гірничими роботами земель за рахунок розвитку екосистем має проводитись гірничодобувними підприємствами у відповідності до існуючого законодавства. Загальний алгоритм управління літогеохімічними потоками включає три стадії: визначення мети формування потоку та вихідних породних, рельєфних умов; визна-

чення типу потоку та його складових; трансформація складових потоку з метою обмеження кількості ступенів свободи. Одним з найбільш ефективних методів фор-

мування рослинного покриву за рахунок літогеохімічних потоків є функціональне управління вуглецевими параметрами екосистем (таблиця 3).

Таблиця 3 – Технічні рішення та засоби керування вуглецевими параметрами для функціонального управління літогеохімічними потоками

Рельєфна основа	Мета управління	Технічні рішення та засоби
Схили бортів кар'єрів, відвалів, дамб шламосховищ	Рівномірне розподілення органічних речовин схилом	Відсіпка джерел органічних речовин у верхніх частинах схилів, засіпка схилів тонким шаром скельних порід (за їх відсутності) автосамоскидами, бульдозерами, екскаваторами, драглайнами; Відсіпка валу органічних речовин над схилом – автосамоскиди та бульдозери; Поливання водними сумішами (осадів стічних вод) – поливальні машини, гідромонітори; Засипання шаром органічних речовин – гвинтові турбодвигуни, розкидувальні машини, гелікоптери, драглайни
	Концентрація органічних речовин у певних локалітетах	Відсіпка органічних речовин насипами вздовж схилу драглайнами, екскаваторами; Виливання сумішей органічних речовин поливальними машинами; Відсіпка органічних речовин у виїмки екскаваторами, драглайнами
Плато відвалів, дамб шламосховищ	Рівномірне розподілення органічних речовин	Відсіпка органічних речовин розкидувальними машинами, автосамоскидами; Заливання сумішей поливальними машинами, гідромоніторами
	Концентрація органічних речовин у певних локалітетах	Відсіпка насипів автосамоскидами; Заливання або засипання горбистої поверхні гідромоніторами, гелікоптерами

При застосуванні осадів стічних вод у якості джерела органічних речовин [13, 19] слід визначати концентрацію важких металів в них, гірських породах внесення та зональних ґрунтах. Для визначення маси осадів стічних вод, які слід внести у відвальні породи, нами розроблена формула (1), яка відображає відношення потенційної можливості прийняти певну кількість іонів важкого металу в даній кількості пустих порід до концентрації цього металу в осадах стічних вод.

$$M_o = \frac{V_n \rho \Delta C}{C_o}, \quad (1)$$

де M_o – маса осадів стічних вод, які слід вносити, кг; V_n – об'єм пустих порід в які вносяться осади, m^3 ; ρ – питома вага порід (щільність), kg/m^3 ; ΔC – різниця між фоно-

вими показниками та концентрацією важких металів у пустих породах, mg/kg ; C_o – концентрація важкого металу у осадах стічних вод, mg/kg .

Формула (1) відображає пряму лінійну залежність маси осадів стічних вод, що слід внести у пусті породи, від об'єму порід, в які проводять внесення; від різниці між фоновими показниками та концентрацією важких металів у пустих породах; від значень питомої ваги (щільності) гірських порід, в які проводиться внесення (рисунок 4). Простежується обернена нелінійна залежність (гіперболічна) маси осадів внесення від концентрації важкого металу у осадах стічних вод (рисунок 4).

Для розкритих порід, в яких концентрація важких металів вища за фонові показни-

ки, використання осадів стічних вод для активізації формування рослинного покриву є

недоцільним. Відповідно формула (1) не придатна для використання в такому разі.

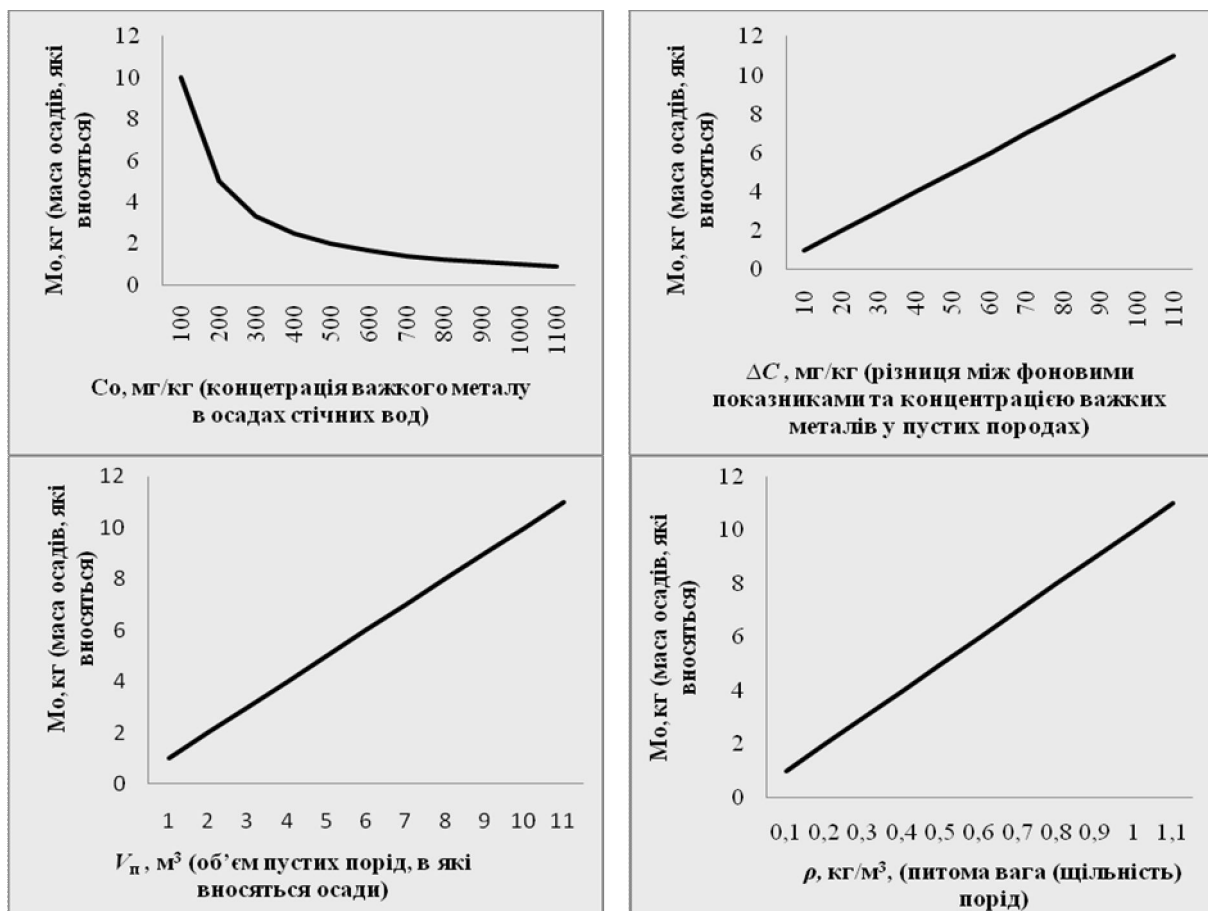


Рисунок 4 – Графіки залежності показників маси осадів стічних вод, які слід внести у породи від перемінних показників

Метод активізації формування екосистем, що пропонується, базується на принципах функціонального управління водним та сольовим балансом, вуглецевими параметрами порушених гірничими роботами земель, забезпечений наявністю та дешевизною компонентів активізаційної суміші (насіння, вода, осади стічних вод) та розробленим обладнанням для його використання на порушених гірничими роботами землях [19].

Перевагою цього методу є те, що його можна використовувати в однаковому ступені незалежно від рельєфних умов з розрахунковою ефективністю від 1,8 тис. м³ на 3,6 га на годину до 1,8 тис. м³ на 4,5 га за годину, за умови тиску 0,5 МПа, швидкості подачі – 0,5 м³/с та норми нанесення – 50 дм³/м². Незважаючи на високу потенційну ефективність методу нанесення активізаційної суміші гідромонітором, для практичного

його застосування слід визначити залежність продуктивності від технічних та технологічних чинників.

Продуктивність дистанційного методу нанесення суміші осадів стічних вод та насіння адаптованих видів зводиться до швидкості покривання певної площі порушених земель. Швидкість розраховується за формулою (2):

$$V_1 = \frac{\pi^2 (1,73kH_0 \sin \varphi \operatorname{tg} \frac{\alpha}{2})^4 h}{Q_e}, \quad (2)$$

де V_1 – швидкість нанесення суміші осадів (покриття певної площі за одиницю часу), м²/с; k – коефіцієнт опору повітря (0,9-0,95); H_0 – напір у насадки гідромонітору, МПа; φ – кут нахилу стволу гідромонітору, °; α – кут розсіювання струменю гідромонітору, °; h – товщина шару нанесення, м; Q_e – потужність гідромонітору, м³/с.

Формула (2) відображає лінійну залежність швидкості нанесення суміші осадів від коефіцієнту опору повітря та шару нанесення. Від інших показників (напір у насадки гідромонітору, кут нахилу стволу гідромонітору, кут розсіювання гідромонітору, потужності гідромонітору) швидкість залежить нелінійно.

Загальний час нанесення певного об'єму суміші складатиме:

$$T = \frac{S_3 Q_c}{\pi^2 (1,73 k H_0 \sin \varphi \operatorname{tg} \frac{\alpha}{2})^4 h} \quad (3)$$

де T – час, який необхідний для нанесення осадів на площу S_3 , с; S_3 – загальна площа нанесення, м²; Q_c – потужність гідромонітору м³/с; k – коефіцієнт опору повітря (0,9-0,95); H_0 – напір у насадки гідромонітору, МПа; φ – кут нахилу стволу гідромонітору, °; α – кут розсіювання струменю гідромонітору, °; h – товщина шару нанесення, м.

Таким чином, обґрунтований метод активізації розвитку екосистем за рахунок збільшення вуглецевих параметрів екосистем та інтродукції фітокомпоненту шляхом дистанційного нанесення суміші осадів стічних вод, насіння рослин та води гідромонітором на автотранспортному засобі, є ефективним для нанесення активізаційної суміші з метою розвитку рослинного покриву при негативному відношенні концентрацій важких металів у пустих породах до фонові концентрації у ґрунтах.

Оцінка ефективності запропонованих методів проводиться за показниками розвитку біорізноманіття. Оскільки біорізноманіття відображає ступінь формування структури екосистем (чим більше біорізноманіття, тим вища стійкість екосистем по відношенню до негативних впливів), то він є інтегральним показником ефективності формування екосистем та визначає їх цінність для довкілля. Оскільки оцінка біорізноманіття техногенних територій потребує врахування як існуючого видового багатства, так і потенційних можливостей розвитку екосистем та ландшафтів, тому нами запропоновано індекс фіторізноманіття (модифікований індекс оцінки видового багатства) за формулою (4), який на відміну від відомих індексів оцінки видового багатства, використовує відношення кількості видів на території до їх процентної участі на площу (проективне покриття), а не логарифмовану участь виду в

угрупованні; та індекс оцінки потенціалу розвитку біорізноманіття на порушених гірничими роботами землях (формула 5), який окрім вказаних особливостей оцінки видового багатства рослин, вперше враховує кількість екотопів (умов існування рослин, кількість родів за екологічною класифікацією техногенних ландшафтів) як параметр максимального потенційного його збільшення.

$$I_{\Phi} = \left(\sum \frac{N}{R_i} \right), \quad (4)$$

$$I_{ibd} = \left(\sum \frac{N}{R_i} \right) \frac{S}{1000}, \quad (5)$$

де I_{Φ} – індекс фіторізноманіття порушених гірничими роботами земель, I_{ibd} – індекс оцінки потенціалу розвитку біорізноманіття порушених гірничими роботами територій, N – кількість видів у вибірці, R_i – репрезентативна доля i -го виду у процентному відношенні (проективне покриття у %), S – кількість екотопів (умов існування рослин), кількість родів за класифікацією техногенних ландшафтів, 1000 – індекс спрощення остаточного результату.

Ефективність запропонованих методів для підвищення екобезпеки порушених гірничими роботами територій можна також визначати прямими методами. Наприклад, за рахунок зменшення пилоутворення на техногенних ландшафтах.

За даними [20] інтенсивність пиловиділення при відвалоутворенні залежить від технологічних операцій та типу обладнання: при швидкості вітру 2-3,2 м/с інтенсивність пиловиділення складає 64-275 мг/с при розвантаженні думпкара 2BC-105; 47-485 мг/с при складуванні порід екскаватором ЭКГ-4,6; 700-1120 мг/с при складуванні екскаватором ЭКГ -8И; 23-102 мг/с при розвантаженні автосамоскиду БелАЗ-548; 97-160 мг/с при складуванні порід бульдозером ДЭТ-250 та Т-180. Після завершення відвалоутворення інтенсивність пилоутворення залежить від швидкості вітру та висоти відвалів. Так, для відвалів Кривбасу відмічено питоме пилоутворення 0,13-1,06 мг/с·м² при швидкості вітру 2-5,5 м/с відповідно (таблиця 4).

Ефект, який спричинюють сотні факторів екологічної небезпеки порушених гірничими роботами територій на біотичні системи та здоров'я людини, складно оцінити прямими методами вимірювання. Так, за В.А. Барановським найбільш техногенно на-

вантажені області України (Дніпропетровська та Донецька) мають найвищі, максимальні показники екологічних ризиків для здоров'я населення [21]. Тому, основою оцінки екобез-

пеки порушених територій є оцінка екологічних ризиків, що враховують вірогідність прояву негативного впливу та його силу (магнітуду) на навколишнє середовище [22-23].

Таблиця 4 – Інтенсивність пилоутворення на поверхнях відвалів Кривбасу [20]

Швидкість вітру, м/с	Площа поверхонь пилоутворення відвалу, м ²	Питоме пилоутворення, мг/(с·м ²)	Інтенсивність пилоутворення, мг/с
2	131 250	0,13	17 062
3,4	131 250	0,42	55 125
5,5	131 250	1,06	139 125
2	1 491 000	0,09	133 071
3,2	1 491 000	0,17	260 720
4,7	1 491 000	0,31	495 504

Екологічний ризик впливу порушених гірничими роботами територій при утворенні пилу визначається як добуток вірогідності пилоутворення до власне негативного впливу на навколишнє середовище (кількості пилу, що утворюється з даної території). Для виявлення ступеню зменшення пилоутворення при створенні рослинного покриву необхідно визначити кількість пилу, що утримується сформованим рослинним покривом. Тоді екологічний ризик впливу порушеної гірничими роботами території при утворенні пилу визначається за формулою:

$$R_{ny} = \left(1 - \frac{P}{100}\right)(N_n - N_{\phi}), \quad (6)$$

де R_{ny} – ризик пилоутворення, P – площа покрита рослинністю (проективне покриття), %, N_n – кількість пилу, що виділяється з непокритої поверхні, т/га, N_{ϕ} – кількість пилу, що утримується вегетативною фітомасою рослинного покриву, який сформовано на ділянці пилоутворення, т/га.

При проведенні традиційних рекультивацийних заходів схили та пагорби залишаються без нанесення родючих субстратів (через технічні складнощі), тому у розрахунки ризику пилоутворення вводиться коефіцієнт 1,5, а формула (1) приймає вигляд:

$$R_{ny} = \left(1 - \frac{P}{1,5 \cdot 100}\right)(N_n - N_{\phi}), \quad (7)$$

де R_{ny} – ризик пилоутворення, P – площа покрита рослинністю (проективне покриття), %, N_n – кількість пилу, що виділяється з непокритої поверхні, т/га, N_{ϕ} – кількість пилу, що утримується вегетативною фітомасою рослинного покриву, який сформовано на ділянці пилоутворення, т/га.

При порівнянні за показником ризику пилоутворення – формула (6, 7), трьох варіантів відновлення порушених земель (рекультивация, самовідновлення та активизация формування рослинного покриву за рахунок внесення суміші осади стічних вод, насіння та води) було виявлено, що самовідновлення на 50 % зменшує пилоутворення лише через 20-25 років (об'єкт – відвал, субстрат – суміш суглинку з камінням, пилоутворення – середнє). За 10 років пилоутворення зменшується лише в 1,3 рази (рисунок 5).

Як видно з графіку (рисунок 5), проведення гірничо-технічного етапу рекультивация, який передбачає нанесення родючого субстрату, спричинює збільшення утворення пилу (внаслідок відсипання субстрату з великою кількістю пилових часток). Через 4-5 років рекультивация у значному ступені (на 150-180 т/га) ліквідує проблему пилоутворення на тих територіях, де проводилось нанесення родючого субстрату та сформована рослинність. Фактичні дані також свідчать, що рекультивация проводиться дуже повільними темпами (менше 1 % в рік) через високу трудоемність та коштовність [24, 25].

Проведена рекультивация на об'єктах порушених гірничими роботами тільки на 4-5 рік зменшує пилоутворення в 2 рази, а з часом цей показник (за 10 років) збільшується до 3,5 (за умови внесення добрив та підтримання розвитку рослин сільськогосподарського призначення) (рисунок 6). При аналізі технологій рекультивация, які передбачають нанесення родючого субстрату, слід пам'ятати, що процес відсипки шару суглинків, чорноземів або інших порід спричинюватиме власне пилоутворення.

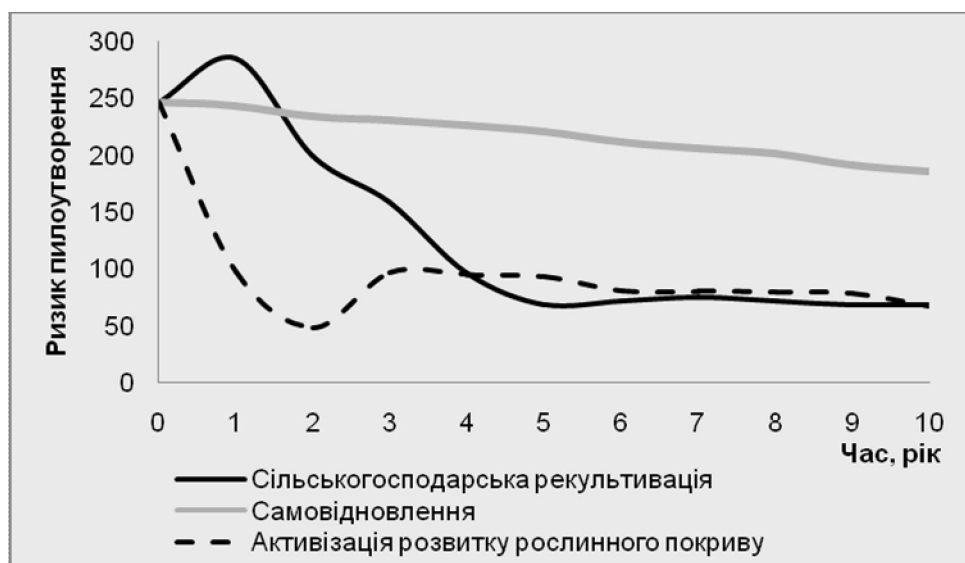


Рисунок 5 – Динаміка ризиків пилоутворення порушених гірничими роботами земель при застосуванні різних типів відновлення фітоценозів екосистем

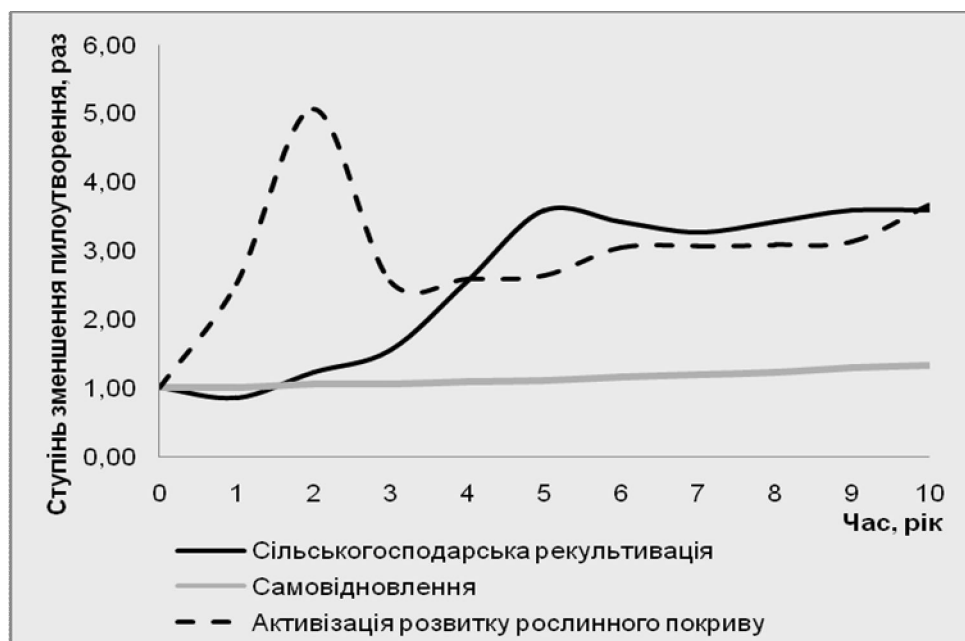


Рисунок 6 – Динаміка зміни ступеню зменшення пилоутворення порушених гірничими роботами земель при застосуванні різних типів відновлення

При активізації формування рослинності за рахунок нанесення суміші осадових стічних вод, насіння рослин та води відбувається прилипання органічних часток та насіння до субстрату та проникнення суміші у глибші горизонти. При нанесенні активізаційної суміші раною весною вже у перший рік пилоутворення зменшується в 2,5 рази, на другий рік в 5 разів за рахунок бурхливого розвитку рудеральних (бур'янистих) видів

рослин зі значною біомасою. Однак, вже на третій рік біомаса та проективне покриття (а отже і ризик пилоутворення) повертається до показників першого року залишаючись стабільним протягом 10 років (рисунок 6). Такі коливання пояснюються зміною сукцесійних стадій, коли рудеральна рослинність змінюється на буркуново-полинну або злакову. В умовах самозаростання така зміна сукцесійних стадій

заростання відбувається лише через 15-20 років. Окрім того на 4-5 рік помітно збільшується біомаса деревних та чагарникових рослин, яка і забезпечує подальше стабільне зменшення ризику пилоутворення. Слід пам'ятати, що вартість проведення активізації формування екосистем за рахунок нанесення суміші осадів стічних вод, насіння рослин та води в 6-10 разів дешевше за рекультивацию (вартість рекультивации 40-100 тис. грн. / га, вартість активізації 7-10 тис. грн. / га). Продуктивність методу за умови нанесення суміші гідромонітором однією установкою складає 2-3 га за робочий день (8 годин).

Екологічний ризик впливу пилу з порушених гірничими роботами територій на навколишнє середовище важко прорахувати, оскільки складним є розмежування ефектів від різних джерел негативного впливу. Тому для оцінки екологічного ризику використано відомий принцип добутку вірогідності на негативні наслідки. Оскільки оцінка екологічного ризику визначається як добуток вірогідності небезпечної події та її наслідків, то це дозволяє підібрати та використовувати кількісні критерії виявлення «значимості» екологічних ризиків. Для цього розглядається деяке число категорій ві-

рогідності і наслідків, і кожній категорії привласнюється певний рейтинг. Величини ризику R як добуток PQ також підрозділяють умовно на п'ять категорій:

- максимальний ризик $R = PQ > 20$;
- високий ризик $15 < R < 20$;
- середній ризик $10 < R < 15$;
- низький ризик $5 < R < 10$;
- мінімальний ризик $R < 5$.

Розглянутий принцип застосовується, зокрема, Департаментом оборони США для визначення пріоритетів екологічних проєктів і оптимізації витрат на природоохоронні заходи. За основу нашого аналізу взято методологію, вживану на базах і в підрозділах Військово-повітряних сил США для врахування екологічних ризиків [26, 27].

Ця методологія, модифікована нами для визначення змін при проведенні екологічних заходів, використовує для кількісних оцінок екологічних ризиків таблицю коефіцієнтів, в якій розглядаються п'ять категорій вірогідності події і чотири категорії його наслідків (таблиця 5). Ряди таблиці характеризують категорії ступеня тяжкості наслідків несприятливих подій, а її стовпці визначають категорії вірогідності (частоти) таких подій.

Таблиця 5 – Модифікована схема кількісної оцінки екологічних ризиків [26, 27]

Категорії тяжкості наслідків	Категорії вірогідності (частоти) події				
	Часте	Вірогідне	Можливе	Рідкісне	Неймовірне
Катастрофічні	20	19	15	13	12
Критичні	18	16	14	11	6
Незначні	17	10	9	7	4
Знехтувані малі	8	5	3	2	1

Катастрофічними називаються наслідки, функціонування об'єкту, що характеризуються повним порушенням, нанесеним природному середовищу необоротних збитків, що супроводжується порушенням екологічного законодавства. Критичними є наслідки, що характеризуються істотним порушенням функцій об'єкту, виходом з ладу основних вузлів його систем, чи ж нанесеним середовищу оборотних збитків, що викликають порушення екологічного законодавства. До незначних (маргінальних) відносяться наслідки, функціонування об'єкту, що характеризуються неістотним порушенням, мало-

значними пошкодженнями його систем, чи ж нанесеним природному середовищу відновленим збитком і не супроводжується порушенням екологічного законодавства. Знехтувані малі вважаються наслідки, що характеризуються вельми незначним порушенням функцій об'єкту, чи ж нанесеним середовищу мінімальних відновлених збитків і не супроводжується порушенням екологічного законодавства.

Після кількісного оцінювання того або іншого екологічного ризику для якісного висновку про його рівень використовується наступна таблиця (таблиця 6).

Таблиця 6 – Співвідношення між кількісними і якісними оцінками екологічного ризику [26, 27]

Оцінка ризику (кількісні дані)	Рівні ризику (якісні характеристики)
18 – 20	Виключно високий
13 – 17	Високий
8 – 12	Середній
1 – 7	Низький

Екологічний ризик запилення територій на відстані до 5 км від об'єктів пилоутворення, визначаємо (таблиця 5, 6) як сукупність подій, які відбуваються часто (безвітряних днів за даними метеостанції «Крийвий Ріг» – 4,7%), а вплив за даними літературних джерел варіює від катастрофічного (при пилоутворенні на шламосховищах) до критичного (на відвалах пустих порід), оскільки пил впливає на якість ґрунтів, атмосферного повітря, біоту, здоров'я людини [2]. Екологічний ризик впливу пилоутворення порушених гірничими роботами територій за кількісною оцінкою (таблиця 2) дорівнює значенням 18-20, що характеризує рівень ризику як виключно високий (таблиця 4). При проведенні заходів з перешкоджання пилоутворення за рахунок формування рослинного покриву при внесенні суміші осадів

стічних вод, насіння та води вже на 2-3-й рік екологічний ризик зменшується до показників «вірогідного», а ефект (категорія наслідків) визначається як незначний. Екологічний ризик впливу пилоутворення в такому разі дорівнює 10-13, що характеризує рівень ризику як середній (зрідка можливий високий).

Екологічний ризик пилоутворення при проведенні традиційних заходів рекультивації на початкових етапах збільшує ризик пилоутворення і він залишається виключно високим (часті критичні або катастрофічні наслідки). Через 4 роки після проведення гірничотехнічних та біологічних заходів за умов успішного створення рослинного покриву ризику пилоутворення зменшуються до показників 10-16, що характеризує рівень ризику як середній – високий.

Висновки

1. Кількість елементів та зв'язків системи прискореного формування екосистем для поліпшення екобезпеки порушених гірничими роботами територій визначається ступенем завершеності техногенних процесів: при проведенні проектувальних робіт та відсіпки відвалів – за критерієм доцільності створення цільового ландшафту, після завершення технологічних процесів – за методами триграм зонування (визначення напрямку формування екосистем), екологічної класифікації техногенних ландшафтів (вибір видів рослин), функціонального управління літогеохімічними потоками (регуляція водного, сольового, вуглецевого балансу) з оцінкою ефективності за рівнем біорізноманіття.

2. Оцінка ефективності методів активізації формування екосистем для поліпшення екобезпеки порушених гірничими роботами територій проводиться за індексом потенціалу розвитку біотичного різноманіття, який враховує ступінь розвитку фітоценозу та лінійно залежить від показника ландшафтного різноманіт-

тя, що свідчить про необхідність максимального урізноманітнення рельєфу техногенних земель.

3. Направлений на прискорене формування біотичного різноманіття метод активізації розвитку екосистем, що передбачає дистанційне нанесення суміші осадів стічних вод, насіння рослин та води гідромонітором на автотранспортному засобі є економічно ефективним (збереження 75% від вартості традиційної рекультивації) та продуктивним (2-3 га за 8 годин) за умови незначної концентрації важких металів у гірських породах у порівнянні із зональними ґрунтами.

4. Організаційно-технічні рішення з покращення екобезпеки порушених гірничими роботами територій за рахунок зменшення екологічного ризику пилоутворення (у 2,5-5 разів) полягають у формуванні щільного рослинного покриву (проективне покриття 60-80%) з поступовим збільшенням надземної фітомаси та прискоренням зміни сукцесійних стадій природного заростання на 15-20 років.

Перелік посилань

1. Несмашный Е.А. Определение надежности устойчивого состояния внешних отвалов накануне их рекультивации / Несмашный Е.А., Шевченко Д.А. // *Екологія і природокористування: збірник наукових праць Інституту проблем природокористування та екології НАН України.* – Дніпропетровськ, 2007. – Вип. 10. – С. 142 – 146.
2. Долгова Т.І. Екологічна безпека ґрунтів у гірничодобувних районах / Т.І. Долгова. – Д.: Національний гірничий університет, 2009. – 270 с.
3. Долгова Т.И. Экологическая опасность массовых взрывов в карьерах / Т.И. Долгова // *Проблеми природокористування, сталого розвитку, та техногенної безпеки регіонів: Матеріали четвертої міжнародної науково-практичної конференції.* – Дніпропетровськ, 2007. – С. 180-181.
4. Горно-экологические проблемы разработки Криворожского месторождения железных руд / [Ю.Г. Вилкул, В.А. Корж, В.И. Мулякко и др.] // *Проблеми фундаментальної і прикладної екології, екологічної геології та раціонального природокористування: Матеріали Другої міжнародної науково-практичної конференції.* – Кривий Ріг, 2005. – С. 46-52.
5. Перельман А.И. Геохимия ландшафта / А.И. Перельман, Н.С. Касимов. – М.: МГУ. – 1999. – 610 с.
6. Хвастунов, А.И. Экологические проблемы малых и средних промышленных городов. Оценка антропогенного воздействия: Научное издание / А.И. Хвастунов. – Йошкар-Ола: МарГТУ, 1999. – С. 73-74.
7. Зарубин Г.П. Гигиена города / Г.П. Зарубин, Ю.В. Новиков. – М.: Медицина, 1986. – 272 с.
8. Сергейчик С.А. Древесные растения и окружающая среда / С.А. Сергейчик. – Минск: Ураджай, 1985 – 111 с.
9. Чибрик Т.С. Биологическая рекультивация и мониторинг нарушенных горной промышленностью земель: курс лекций : [учеб. пособие для вузов] / Т. С. Чибрик, М. А. Глазырина. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2008. – 193 с.
10. Биологическая рекультивация и мониторинг нарушенных промышленностью земель: хрестоматія / [Н.В. Лукина, Т.С. Чибрик, М.А. Глазырина, Е.И. Филимонова]. – Уральский государственный университет, 2008. – 256 с.
11. Tailings and Mine Waste '03: Proceedings of the Tenth International Conference on Tailings and Mine Waste, 12-15 October 2003, Vail, Colorado, USA. – USA: Taylor & Francis, 2003. – 526 p.
12. Дороненко Е.П. Рекультивация земель, нарушенных открытыми разработками / Е.П. Дороненко. – М.: Недра, 1979. – 263 с.
13. Науково-методичні рекомендації щодо поліпшення екологічного стану земель, порушених гірничими роботами (створення техногенних ландшафтних заказників, екологічних коридорів, відновлення екосистем) / [А.Г. Шапар, О.О. Скрипник, П.І. Копач та ін.] – Дніпропетровськ: Моноліт, 2007. – 270 с.
14. Екологічний паспорт Дніпропетровської області / Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області. – Д., 2009. – 130 с.
15. Екологічне управління / [В.Я. Шевчук, Ю.М. Саталкін, Г.О. Білявський та ін.] – К.: Либідь, 2004. – С. 35.
16. Сметана М.Г. Синтаксономія степової та рудеральної рослинності Криворіжжя / М.Г. Сметана – Кривий Ріг: Видавництво "І.В.І.", 2002. – 132 с.
17. Сметана О.М. Біогеоценотичний покрив ландшафтно-техногенних систем Кривбасу / О.М. Сметана, В.В. Перерва – Кривий Ріг: Видавничий дім, 2007. – 247 с.
18. Сметана С.М. Екологічна класифікація техногенних ландшафтів гірничодобувних регіонів / С.М. Сметана // *Екологія і природокористування: Збірник наукових праць Інституту проблем природокористування та екології НАН України.* Випуск 11. – Дніпропетровськ, 2008. – С. 30-41.
19. Пат. 85669 Україна, МПК (2009) А01В 79/00. Спосіб рекультивації відвалів скельних порід та пристрій для його здійснення / Шапар А.Г., Гулямов Б.С., Півень В.О. та ін.; заявник та власник Інститут проблем природокористування та екології НАН України. – № а200507435; заявл. 25.07.2005; опубл. 15.02.2007, Бюл. №4.

20. Бересневич П.В. Аэрология карьеров: Справочник / П.В. Бересневич, В.А. Михайлов, С.С. Филатов. – М.: Недра, 1990. – 280 с.
21. Барановський В.А. Екологічна географія і екологічна картографія / В.А. Барановський. – К.: Фітосоціоцентр, 2001. – 252 с.
22. Башкин В.Н. Экологические риски: расчет, управление, страхование / В.Н. Башкин. – М.: Высшая школа, 2007. – 360 с.
23. Лисиченко Г.В. Природний техногенний та екологічний ризику: аналіз, оцінка, управління / Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, Г.А. Хміль. – К.: Наукова думка, 2008. – 542 с.
24. Гірничий енциклопедичний словник: в 3 т. / [упоряд. В. С. Білецький, В.С. Бойко, О.А. Золотко та ін.] – Донецьк: Східний видавничий дім, 2001-2004. – Т. 3. – 2004. – 752 с.,
25. Зменшення впливу місць видалення відходів гірничовидобувних підприємств на довкілля / [А.С. Брусник, О.М. Скакальський, М.В. Домнічев, Й.Д. Маяков] // Вісник КТУ, Вип. 20. – Кривий Ріг: КТУ, 2008. – С. 58.
26. Dzuray E.J Assessing the Status of Risk-Based Approaches for the Prioritization of Federal Environmental Spending / E.J. Dzuray, A.R. Maranto // Federal Facilities Environmental J. – 1999. №5 (2007, Vol 10, Iss. 2) – P. 25-42.
27. Ваганов П.А. Экологические риски / П.А. Ваганов, Ман-Сунг Им. – Учеб. пособие. Изд-е 2-е. - СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2001. – 152 с.

S.M. Smetana **ECO-SECURITY IMPROVEMENT OF AREAS
DESTRUCTED BY MINING ACTIVITIES WITH
APPLICATION OF ECOSYSTEM FORMATION
DIRECTED ACCELERATED METHODS**

*Institute for Nature Management Problems & Ecology,
National Academy of Sciences of Ukraine, Dnipropetrovs'k*

Author proves the possibility of accelerated formation methods of vegetation cover implementation using water, wastewater sediments and plant seeds mixture at the mining destructed lands for eco-safety improvement around mining enterprises. Economical and ecological efficiency was also described for proposed methods of ecosystem formation comparatively to the traditional rehabilitation and self-rehabilitation actions.

*Надійшла до редколегії 16 квітня 2010 р.
Рекомендовано членом редколегії докт.техн.наук Т.І. Долговою*