

місткості поглинання. Неоднозначно впливають на доступність засвоєння рослинами радіонуклідів такі особливості ґрунту, як рН і вміст карбонатів.

Найважливішими серед агроеліоративних заходів, що сприяють зменшенню надходження радіонуклідів у продукцію рослинництва, а отже, в продукти харчування, є: вапнування кислих ґрунтів, у тому числі на присадибних ділянках; внесення мінеральних добрив; залуження та перезалуження лук і пасовищ; обробіток ґрунту. Коефіцієнт накопичення  $^{137}\text{Cs}$  з торфово-болотного ґрунту у зеленій масі  $^{137}\text{Cs}$  значно вищий на контролі (1,23), ніж на варіантах, де вносились сапоніти, що свідчить про їх довготривалу дію та ефект довготривалого окультурення ґрунту. На варіанті з внесенням  $\text{P}_{60}\text{K}_{90}$  коефіцієнт накопичення був найвищий, він становив на люпині 1,32, на коноплі – 0,63 і гірчиці – 1,18. Тоді як при сумісному застосуванні  $\text{P}_{60}\text{K}_{90}$  із сапонітами коефіцієнт накопичення знизився на 13 % по коноплі, 30 % по гірчиці та 32 % по люпину.

#### Висновки

Не зважаючи на те що з моменту аварії на ЧАЕС минуло 25 років тенденція збільшення негативного впливу радіоактивного забруднення на здоров'я населення очевидний.

Рухомість радіонуклідів по трофічних ланцюгах визначається метеорологічними умовами, фізико-хімічними властивостями радіонуклідів, складом й властивостями та особливостями генезису ґрунтів, а також біологічними особливостями сільськогосподарських культур.

За результатами досліджень впливу меліорантів на рухомість радіонуклідів по профілю ґрунту було визначено, що найбільшими адсорбційними властивостями характеризується глина та сапоніт, при внесенні яких спостерігалось збільшення питомої активності в шарі ґрунту на 40 %, а при внесенні цеоліту – лише на 19 %.

При внесенні сапонінів коефіцієнт накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в зеленій масі рослини знижується найбільше у люпину – на 32 % та гірчиці – 30 %.

Дослідження основних аспектів екологістики радіонуклідів у агроекосистемах дає можливість обґрунтування систем контрзаходів щодо контролю переходу радіонуклідів в системі ґрунт-рослина з метою отримання сільськогосподарської продукції відповідно до нормативів ДР-2006.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Патики В. П. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель / Патики В. П., Тараріко О. Г. – К.: Фітосоціоцентр, 2002. – 85 с.
2. Хоменко О.О. Вплив радіоактивного забруднення на захворюваність населення м. Коростень / О.О. Хоменко, В.П. Феценко, В.В. Гуреля / Наука. Молодь. Екологія-2011: Статі VII міжвузівської науково-практичної конференції молодих вчених - Житомир: 2011 С. 59-63
4. Шагалова Э. Д. Миграция  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в автоморфных дерново-подзолистых почвах Белоруссии./ Шагалова Э.Д. и др. – М : Почвоведение, – 1986. – С. 114 – 120.
3. Феценко В. П. Рациональное використання радіоактивно деградованих торфово-болотних та заплавлених ґрунтів: монографія / Феценко В. П. – Житомир : Друк, 2006. – 298 с.

УДК 631.4

**Черлінка Т.П., Чайка В.М. (Україна, Київ)**

#### ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЗЕМЕЛЬНОГО ФОНДУ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Базовими якісними показниками, які вказують на екологічну збалансованість агроландшафтів, їх стійкість і ступінь перетворення під впливом господарської діяльності, є коефіцієнти антропогенного навантаження та екологічної стійкості. Численні сучасні дослідження доводять, що агроландшафт може бути стійким, якщо співвідношення екологічно небезпечних угідь, і в першу чергу, ріллі, до екологостабілізуючих (ліси, природні кормові угіддя, водойми і т.д.) становить близько 50:50% [3,4,5]. Оцінка впливу складу угідь на екологічну стабільність території, стійкість якої залежить від сільськогосподарської освоєності земель, розораності і інтенсивності використання угідь, проведення меліоративних і культуротехнічних робіт, забудови території, характеризується коефіцієнтом екологічної стабільності. Сільськогосподарська спрямованість економіки Тернопільської області призвела до надмірного навантаження на земельний фонд, розриву взаємозв'язків між компонентними ланками агроландшафтів, погіршення загального екологічного стану території. Використання модифікованої п'ятибальної шкали дає змогу визначити сучасний екологічний стан агроландшафтів за допомогою пропорції (Р:ЕСУ) і виділити згідно з градаціями шкали у межах області території, агроландшафти яких різняться за екологічними станом та стійкістю проти деградації.

Оскільки структура агроландшафтів складається з біотичних та абіотичних елементів, співвідношення яких зумовлює стабільність чи нестабільність ландшафту, для визначення екологічної стійкості території та рівня антропогенного навантаження на неї як допоміжні показники використовуються методи, що враховують кількісні та якісні характеристики всіх складових ландшафту. Відповідно, зважаючи на те, що різноманітність та різноякісність параметрів практично виключає можливість єдиної кількісної міри їх порівняння, при проведенні комплексної оцінки агроекологічного стану сільськогосподарських земель застосовують методику бального оцінювання.

Провівши оцінку екологічного стану агроландшафтів, застосовуючи бальну методику оцінювання

(Макаренко Н.А., Ракоїд О.О.), за ступенем порушення екологічної рівноваги у співвідношенні рілля (Р) до сумарної площі екологічностабілізуючих угідь (ЕСУ) згідно з модифікованою шкалою за даними станом на 01.01.2010р., ми виявили:

**Таблиця 1 – Оцінка екологічного стану агроландшафтів за співвідношенням питомої ваги угідь адміністративних районів Тернопільської області**

№ п/п	Адміністративні райони	Питома вага угідь, % до сумарної площі Р+ЕСУ		Екологічний стан агроландшафтів	Оцінка, бал	Екотип території
		Р (рілля)	ЕСУ(еколого-стабілізуючі угіддя)			
1	Бережанський	39,71	60,28	Критичний	3	II
2	Борщівський	68,33	31,66	Кризовий	4	III
3	Бучацький	67,06	32,93	Кризовий	4	III
4	Гусятинський	72,06	27,93	Катастрофічний	5	IV
5	Заліщицький	68,23	31,76	Кризовий	4	III
6	Збаразький	76,90	23,09	Катастрофічний	5	IV
7	Зборівський	64,31	35,68	Кризовий	4	III
8	Козівський	77,5	22,49	Катастрофічний	5	IV
9	Кременецький	60,76	39,23	Кризовий	4	III
10	Лановецький	76,02	23,97	Катастрофічний	5	IV
11	Монастирський	48,70	51,29	Критичний	3	II
12	Підволочиський	81,8	18,17	Катастрофічний	5	IV
13	Підгаєцький	63,02	36,97	Кризовий	4	III
14	Теребовлянський	78,15	21,84	Катастрофічний	5	IV
15	Тернопільський	73,08	26,91	Катастрофічний	5	IV
16	Чортківський	74,83	25,16	Катастрофічний	5	IV
17	Шумський	51,30	48,69	Критичний	3	II
Всього по області		68,00	31,99	Кризовий	4	III

Екологічний стан та стійкість до деградації будь-якої території залежить не тільки від рівня сільськогосподарської освоєності та розораності земель, а й від інтенсивності використання всіх видів угідь та ступеня антропогенної трансформації природних елементів ландшафту [7].

Аналіз величини коефіцієнта екологічної стабільності агроландшафтів області вказує на формування груп адміністративних районів із подібними значеннями показника:

1. Середньо стабільні території (Кек.ст. 0,58) – Бережанський район.
2. Слабо стабільні (Кек.ст. 0,34 - 0,50) – (Борщівський, Бучацький, Гусятинський, Заліщицький, Зборівський, Кременецький, Монастирський, Підгаєцький ) і Шумський район.
3. Екологічно нестійкі території (Кек.ст. менше 0,33) – Збаразький, Козівський, Лановецький, Підволочиський, Теребовлянський, Тернопільський райони Тернопільської області.

**Таблиця 2 – Екологічний стан агроландшафтів за рівнем антропогенного навантаження та екологічної стабільності**

№ п/п	Адміністративні райони	Коефіцієнт екологічної стабільності	Коефіцієнт антропогенного навантаження	Екологічний стан	Рівень антропогенного навантаження
1	Бережанський	0,58	2,7	Середньостабільний	Середній
2	Борщівський	0,36	3,3	Слабо стабільний	Підвищений
3	Бучацький	0,36	3,3	Слабо стабільний	Підвищений
4	Гусятинський	0,34	3,1	Слабо стабільний	Підвищений
5	Заліщицький	0,36	3,3	Слабо стабільний	Підвищений
6	Збаразький	0,28	3,6	Екологічно нестабільний	Високий
7	Зборівський	0,36	3,3	Слабо стабільний	Підвищений
8	Козівський	0,27	3,5	Екологічно нестабільний	Високий
9	Кременецький	0,40	3,7	Слабо стабільний	Підвищений
10	Лановецький	0,28	3,6	Екологічно нестабільний	Високий
11	Монастирський	0,50	4,0	Слабо стабільний	Підвищений
12	Підволочиський	0,25	3,3	Екологічно нестабільний	Високий
13	Підгаєцький	0,40	3,7	Слабо стабільний	Підвищений
14	Теребовлянський	0,28	3,6	Екологічно нестабільний	Високий
15	Тернопільський	0,30	3,8	Екологічно нестабільний	Високий
16	Чортківський	0,32	4,0	Екологічно нестабільний	Високий
17	Шумський	0,48	3,8	Слабо стабільний	Підвищений
Всього по області		0,29	3,7	Екологічно нестабільний	Високий

Апріорі вважається, що чим складніша екосистема, тим більше її біорізноманіття, тим вона стійкіша. Слід зауважити, що близько 72% територій України – це сільськогосподарські землі, тобто біорізноманіття в Україні є переважно сільськогосподарським, а його збалансоване використання й підтримка повинні виступати основними пріоритетами при розробці стратегії невиснажливого розвитку. Таким чином, слід зауважити наступне: «здорове навколишнє середовище є основою здорової економіки; без продуктів та послуг, які забезпечують різноманітні природні системи, ми не змогли б вижити, не кажучи про процвітання» - за даними Проекту біорізноманіття.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Добряк Д.О., Канаш О.П., Розумний І. А. Класифікація та екологічне використання сільськогосподарських земель. - К, 2001. – 309 с.
2. Методичні рекомендації оцінки екологічної стабільності агроландшафтів та сільськогосподарського землекористування. Третяк А.М., Третяк Р.А., Шквар М.І., К.: Інститут землеустрою УААН, 2001. – 15 с.
3. Медведєв В.В., Бульгин С.Ю. К 110-летию выхода в свет книги В.В.Докучаева «Наши степи прежде и теперь» // Вісн. аграр. науки. – 1992. - №4. – С.53-55.
4. Недикова Е.В. Трансформация земель – снижение экологической напряженности в агроландшафтах // Земледелие. – 2003. - №2. – С.2.
5. Нормативи ґрунтозахисних контурно-меліоративних систем землеробства / За ред. О.Г.Тараріко, М.Г.Лобаса. – К., 1998. – 158 с.
6. Гор А. Земля у рівновазі. Екологія і людський дух – К.: «Інтелсфера», 2001, С.190.
7. Агроекологічний стан орних земель Київщини: комплексна оцінка та заходи щодо його поліпшення (Методичні рекомендації) / За ред. академіка УААН О.І.Фурдичка. – К., 2005. – 54 с.

УДК 628.516:622.35

**Шелест З. М., Давидова І. В. (Україна, Житомир)**

#### **ЗМІНА ФІЗИКО-ХІМІЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ЛІСОВИХ ҐРУНТІВ ПІД ВПЛИВОМ ВИКИДІВ ҐРНИЧОВИДОБУВНИХ ПІДПРИЄМСТВ**

**Вступ.** Одним із невід’ємних факторів впливу розробки нерудних кар’єрів є значне забруднення атмосферного повітря у процесі виробничої діяльності. Це питання вивчається вже досить давно [2, 4]. Багато наукових робіт присвячено питанням аерології кар’єрного простору, розглядається склад кар’єрної атмосфери, основні джерела її забруднення та швидкість винесення пилу і шкідливих газів за межі кар’єру [1, 3]. Однак атмосфера є лише проміжною ланкою для пилових викидів та аерозолів перед надходженням їх на ґрунтову поверхню, фітоценози та до відкритих водойм. Тому однією із складних і не до кінця вирішених задач є оцінка трансформації ґрунтових систем під впливом пилу та газів, що надходять до атмосфери від ґрничовидобувних підприємств, кількість та характер яких визначається прийнятою технологією видобування.

**Матеріали та методи.** Метою даної роботи було дослідження зміни фізико-хімічних властивостей ґрунтового покриву техногенної аномалії, яка сформувалась у зоні впливу кар’єру з видобутку щебеневої продукції, у складі атмосферних емісій якого переважають оксиди нітрогену, оксид карбону та мінеральний пил. Дослідження проводились на прикладі ВАТ «Малинського каменедробильного заводу» (одного із найбільш потужних виробників буто-щебеневої продукції у регіоні). Підприємство розташоване поряд із вологими сосновими суборами, типовими для регіону досліджень.

Дослідження аеротехногенного впливу на ґрунти лісових екосистем базувалися на методах порівняльної екології та проводилися шляхом порівняння різних ступенів змін ґрунтів (у просторі) з контролем. Для цього було закладено пробні площі (ПП) на різному віддаленні від джерела забруднення, що дозволяє визначити протяжність техногенної аномалії.

Емісії кар’єру спричинили зміни напрямків основних ґрунтових процесів, що негативно позначилось на лісорослинних властивостях ґрунту. Виділення техногенної аномалії навколо кар’єру можна зробити за вмістом нітратної, нітритної та амонійної форми нітрогену, які у зоні сильного забруднення (поблизу кар’єру) можуть досягати 17 % від вмісту загального нітрогену. Простежується чітка закономірність у зменшенні кількості цих форм нітрогену при віддаленні від джерела емісії (табл. 1). В усіх виділених ПП зони забруднення вміст амонійного, нітратного і нітритного нітрогену у ґрунті вищий ніж в ґрунті фоновій (контрольній) ділянки.

Так, вміст амонійного нітрогену у найбільш забрудненій зоні перевищує фоновий рівень майже у 2 рази, нітратного – більше майже у 6 разів, нітритного майже у 8 раз.

Загалом, сума мінеральних форм нітрогену зросла з 7,46 мг/100 г повітряно сухого ґрунту на контролі до 20,78 мг/100 г на відстані 500 м від межі кар’єрного поля (більше ніж у 2,5 рази). Вміст загального нітрогену має деякі відмінності від його мінеральних форм. Так вміст загального нітрогену в едатопах на відстані 2-4 км від кар’єру на 20-30 % нижче ніж в зональному ґрунті, поблизу кар’єру (0,5 км) – більше ніж на 30 % вище. Це можна пояснити як більш високим вмістом гумусу у зональному ґрунті, так і збільшенням вмісту рухомих форм нітрогену у ґрунті зони забруднення.