

В.В. ПОПОВИЧ¹

ЗАЛЕЖНІСТЬ РАДІАЦІЙНОГО ФОНУ ВІД ПРИРОДНИХ ФІТОМЕЛІОРАТИВНИХ ПРОЦЕСІВ НА ПОЛІГОНІ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

Досліджено потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання та щільність потоку бета-частинок у зоні впливу та на поверхні Львівського міського полігону твердих побутових відходів. Встановлено, що потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання та щільність потоку бета-частинок залежить від природних фітомеліоративних процесів. Встановлено видовий склад рослинності на досліджуваних ділянках, поблизу техногенних водойм та гудронових озер.

Ключові слова: *тверді побутові відходи, полігон, радіаційний фон, фітомеліорація, проективне вкриття*

Вступ. Іонізуюче випромінювання володіє високою біологічною активністю. Залежно від дози опромінення та низки інших умов, воно негативно впливає на людський організм, тварин, рослин – аж до загибелі. Перші наукові роботи щодо згубного опромінення опубліковані у 1896 р. та були пов'язані із рентгенівськими променями. Дослідженнями встановлено, що внаслідок опромінення цими променями можуть виникати шкірні подразнення (еритеми, дерматити), випадання волосся. У 1902 р. був описаний перший випадок променевої хвороби людини [6].

Основною дозиметричною величиною для оцінення шкідливої дії здоров'ю людини у результаті хронічної дії іонізуючої радіації довільного складу є еквівалентна доза. Еквівалентна доза (H) дорівнює добутку поглинутої дози (D) до середнього коефіцієнта якості випромінювання ($\bar{k}$):

¹**ПОПОВИЧ Василь Васильович** – кандидат сільськогосподарських наук, майор служби цивільного захисту, старший викладач кафедри пожежної та аварійно-рятувальної техніки. Львівський державний університет безпеки життєдіяльності МНС України. м. Львів, Україна. Тел.: +38-067-673-32-65. E-mail: popovich2007@ukr.net

$$H = D \times \bar{k}.$$

Одиниця вимірювання еквівалентної дози – зіверт (Зв).

Згідно з оцінками Наукового комітету з ефектів іонізуючого випромінювання ООН (UNSCEAR), який є Науковим комітетом Генеральної Асамблеї з правом оцінювати і повідомляти про рівні і ефекти дії атомної радіації, діапазон індивідуальних доз, зумовлених рівнем природного радіоактивного фону, становить 1-10 мЗв, залежно від концентрації радіонуклідів у довкіллі, широти і висоти місцевості, а також впливу деяких інших чинників. Середній щорічний внесок у сукупну дозу опромінювання кожного жителя Землі від природних джерел випромінювання на 2000 р. становить 2,4 мЗв [10-14].

Радіонукліди мають тенденцію нагромаджуватися у ґрунтах і донних відкладах водосховищ, легко адсорбуються на поверхнях рослин і мікроорганізмів, вбудовуючись у харчові ланцюги. Переміщення радіонуклідів в екосистемі пов'язане з процесами ерозії, пожежами, вторинним переносом за рахунок вітру, а також старінням і руйнуванням радіоактивних частинок, яке відбувається дуже повільно. Живі організми піддаються впливу радіонуклідів переважно через поверхневий контакт, інгаляцію та їжу [3, 5].

Потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання та щільності потоку бета-частинок деастрованих ландшафтів є предметом ґрунтовних досліджень. Зокрема виміри, які проводилися у Нововолинському гірничопромисловому районі Львівсько-Волинського вугільного басейну на териконах вугільних шахт показали підвищений радіаційний фон порівняно із іншими містами [8, 9].

Про реабілітацію радіаційно забруднених територій за допомогою рослинності йдеться у науковій праці [4]. Показано, що під час їх залісення майбутня продукція у зв'язку з тривалим часом досягання лісу буде відповідати радіаційним нормам. У праці [1] здійснено оцінку впливу радіонуклідного забруднення на флуктуючу асиметрію листків *Betula pendula* Roth. Наведені результати свідчать, що перехід радіонуклідів у вегетативну масу активізується на ранніх стадіях фітодемутації. Наслідки аварії на Чорнобильській АЕС у флорі

прилеглих територій відображено у праці [2]. Встановлено, що особливого значення набувають генетичні ефекти, котрі є наслідком порушень стабільності геному і є причиною виникнення мутацій, розшарування популяцій, випадіння окремих видів та, можливо, інших ефектів.

З цього погляду актуальним завданням є дослідження радіаційного фону окремих територій, зокрема – Львівського міського полігону твердих побутових відходів (ТПВ), де це питання вивчено недостатньо.

Об'єкти та методика. *Метою роботи* є вивчення залежності радіаційного фону від природних фітомеліоративних процесів на прикладі Львівського міського полігону ТПВ.

Згідно з планом досліджень, передбачалося вирішення таких завдань: виміряти радіаційний фон сміттєзвалищ, а саме – потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання та щільність потоку бета-частинок; порівняти показники різних ділянок полігону (із трав'яним вкриттям та без нього); встановити залежність радіаційного фону від природних фітомеліоративних процесів.

Для досягнення мети роботи було використано такі методи досліджень: геоботанічні, фітоценотичні, статистичні, математичні, аналітична формалізація відомих науково-технічних даних про радіаційні параметри іонізуючих джерел випромінювання.

Для вимірювання потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання, щільності потоку бета-частинок використовували дозиметр-радіометр МКС-05 «ТЕРРА» (відповідає стандарту ISO 9001-2000, сертифікат №203363). Температуру довкілля, швидкість вітру, атмосферний тиск, освітленість заміряли за допомогою портативної метеостанції «Kestrel-4000».

Результати дослідження. Дослідження проводили у вересні 2012 р. за таких погодних умов: температура довкілля – +18°C, вологість повітря – 33%, швидкість вітру – 1 м/с, атмосферний тиск – 769 мм. рт. ст., без опадів. Згідно з програмою досліджень, здійснювали вимірювання потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання та щільність потоку бета-

частинок на відстані 500 м, 400 м, 300 м, 200 м, 100 м від полігону ТПВ, а також біля підніжжя, на середньому рівні та вершині з усіх сторін світу. Фоновими значеннями стали аналогічні виміри у «Парку імені І. Франка» в м. Львові, які становили: потужність еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання (^{137}Cs) – 0,07 мкЗв/год.; щільність потоку бета-частинок ($^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$) – 0,001 частинок/(см²·хв). Згідно з «Нормами радіаційної безпеки України» (НРБУ-97) [7], максимально допустимим рівнем гамма-фону (який найбільше впливає на біологічні організми) вважають рівень 0,30 мкЗв/год.

Загальний вигляд Львівського міського полігону ТПВ зображено на рис. 1.



**Рис. 1. Львівський міський полігон ТПВ:
а) підніжжя; б) північна експозиція схилу; в) вершина**

Заміри потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання (далі – ПЕД) на різних відстанях від Львівського міського полігону ТПВ показали, що із наближенням до полігону радіаційний фон зростає за степеневою залежністю (рис. 2):

$$L = 0,1054D^{0,0288},$$

де D – значення ПЕД, мкЗв/год.

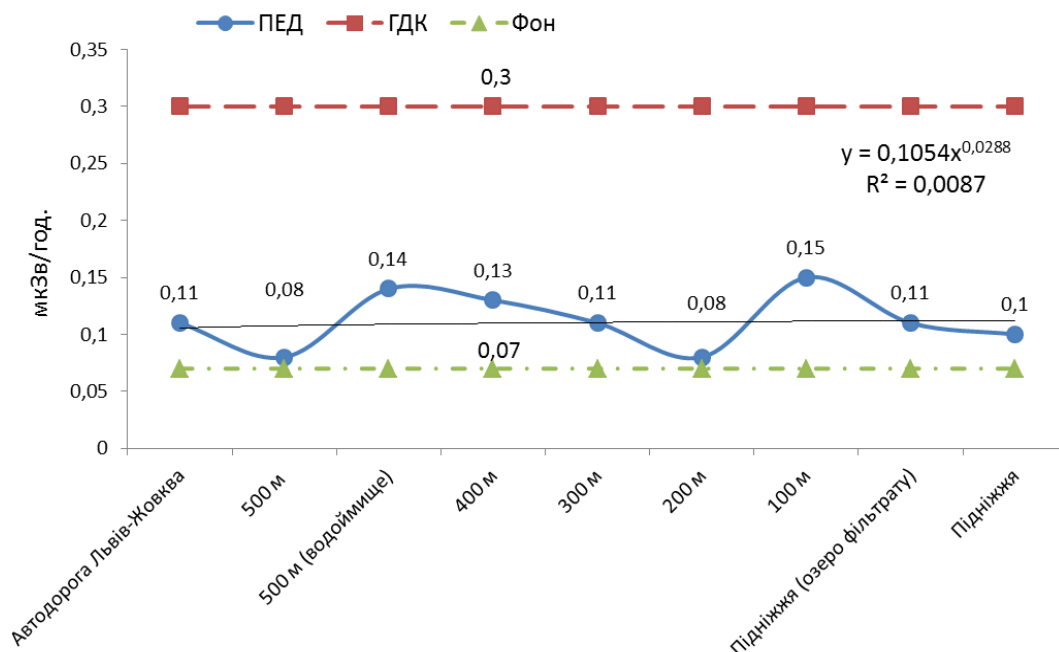


Рис. 2. ПЕД на різних відстанях від Львівського міського полігону ТПВ

Значення ПЕД (^{137}Cs) на різних рівнях експозицій схилів полігону показали, що її значення перевищують максимально допустимий рівень у північній частині (вершина та середня експозиція схилу), південній (вершина) та поблизу озер-відстійників із кислими гудронами (вершина). Перевищення фонових значень спостерігалися на решта ділянках. Результати замірів наведено на рис. 3.

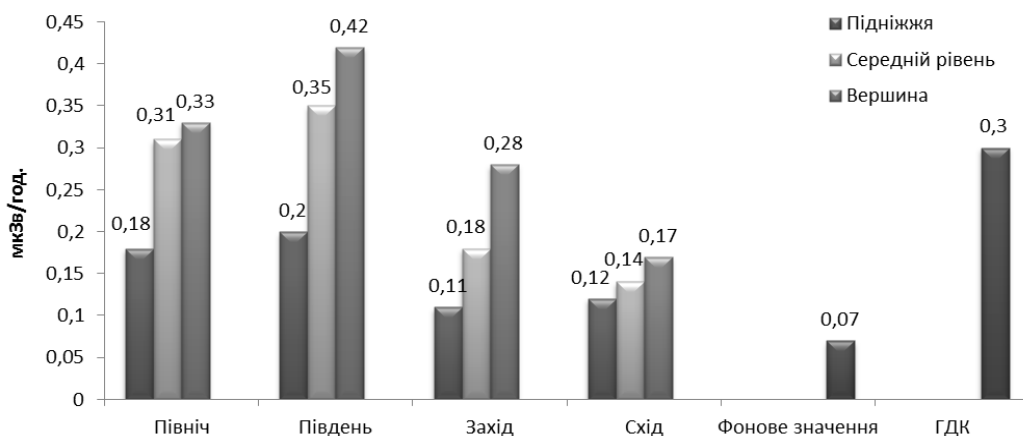


Рис. 3. ПЕД на різних експозиціях схилів Львівського міського полігону ТПВ

За результатами вимірювань ПЕД на різних відстанях від полігону та на різних експозиціях схилів розроблено карту радіаційної небезпеки на полігоні ТПВ та у радіусі 500 м від нього (рис. 4).

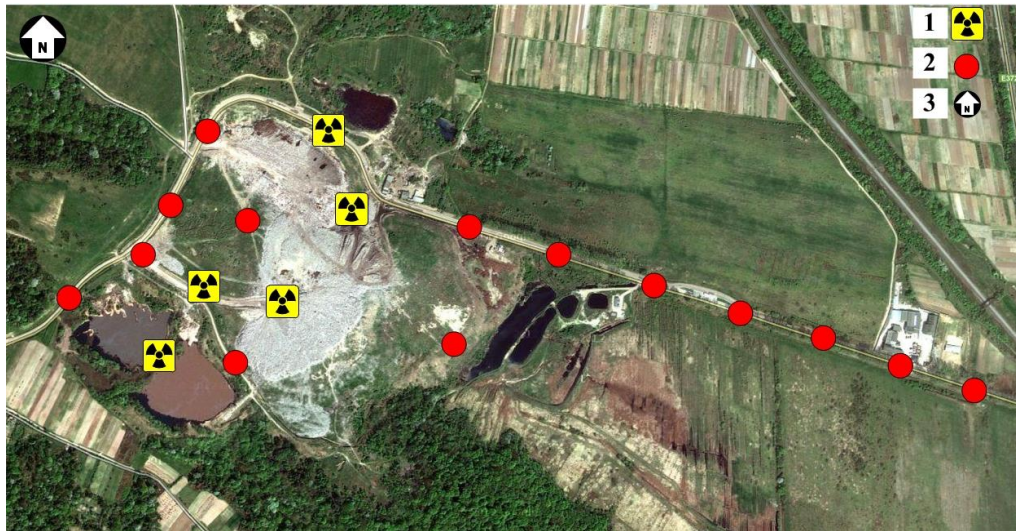


Рис. 4. Карта Львівського міського полігону ТПВ із позначками:

- 1 – перевищення максимально допустимого рівня потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання (0,30 мкЗв/год.);**
- 2 – перевищення фонового значення потужності еквівалентної дози фотонного іонізуючого випромінювання (0,07 мкЗв/год.); 3 – позначення сторін світу (північ)**

Як видно із даних рис. 4, значення ПЕД перевищує гранично допустимі концентрації (ГДК) в тих ділянках, де відсутні природні фітомеліоративні процеси та відбувається подальше насипання сміття.

Вимірювання щільності потоку бета-частинок ($^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$) здійснювали на поверхні ґрунту та асфальтному покритті автодороги, яка веде на вершину полігону ТПВ. Результати вимірювань на різних відстанях від Львівського міського полігону ТПВ показано на рис. 5. Встановлено, що найбільші значення щільності потоку притаманні: для асфальтного покриття на відстані 500 м від полігону ТПВ (0,006 частинок/(см²•хв) та біля підніжжя (0,004 частинок/(см²•хв); для поверхні ґрунту також на відстані 500 м від полігону ТПВ (0,005 частинок/(см²•хв) та біля підніжжя (0,003 частинок/(см²•хв).

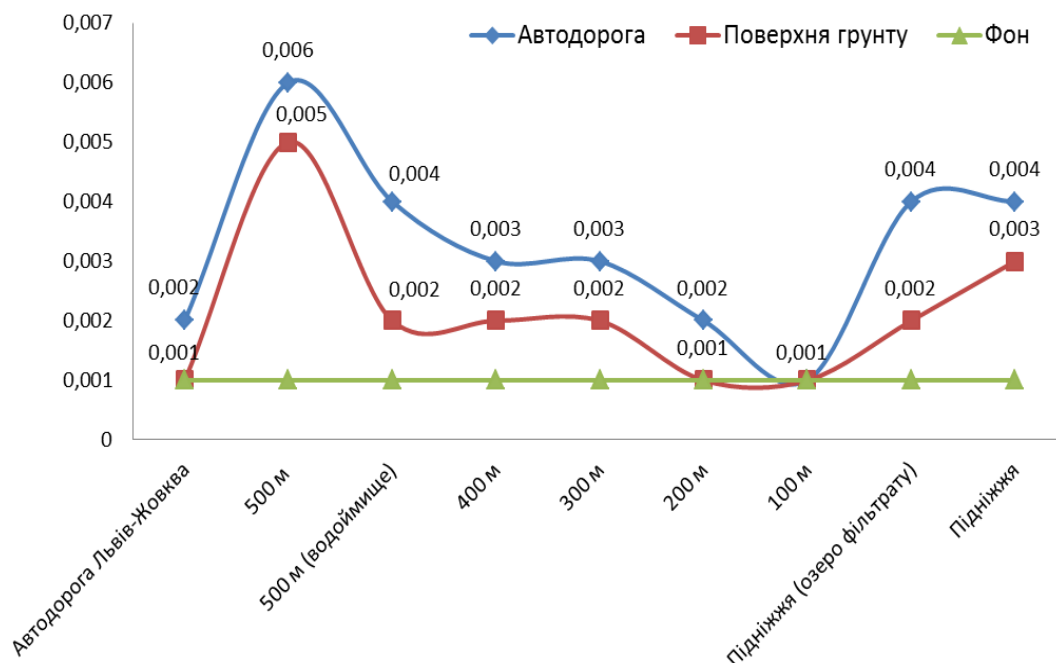


Рис. 5. Щільність потоку бета-частинок автодороги з асфальтним покриттям та ґрунту на різних відстанях від Львівського міського полігону ТПВ (частинки/(см²·хв))

Щільність потоку бета-частинок ґрунту на різних експозиціях схилів відрізняється. Найбільші показники зафіксовано на вершині східної (0,01 частинок/(см²·хв), південної та північної експозицій (0,02 частинок/(см²·хв), що на порядок більше фонових значень. Результати вимірювань наведено на рис. 6.

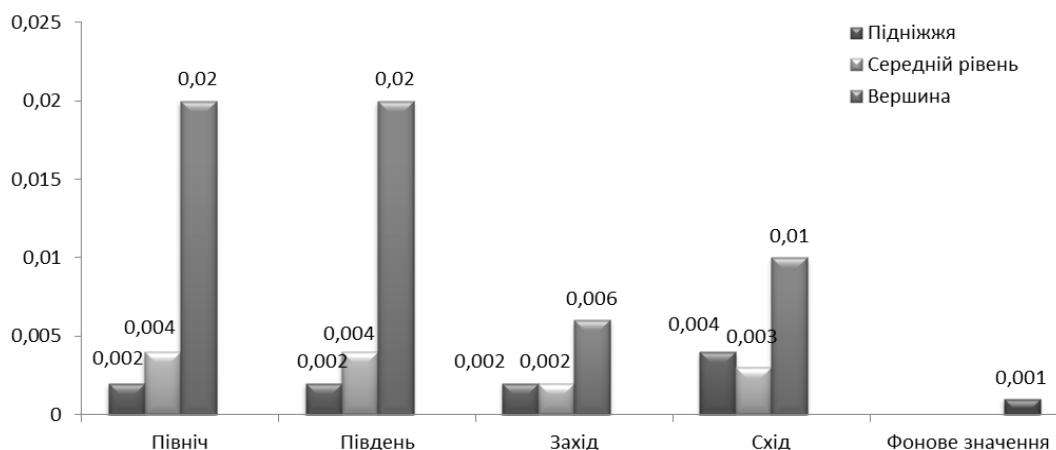


Рис. 6. Щільність потоку бета-частинок на різних експозиціях схилів Львівського міського полігону ТПВ

Виміряні значення щільності потоку бета-частинок на різних експозиціях схилів полігону та відстанях від нього дали змогу нанести на карту позначки перевищення фонових значень (рис. 7).

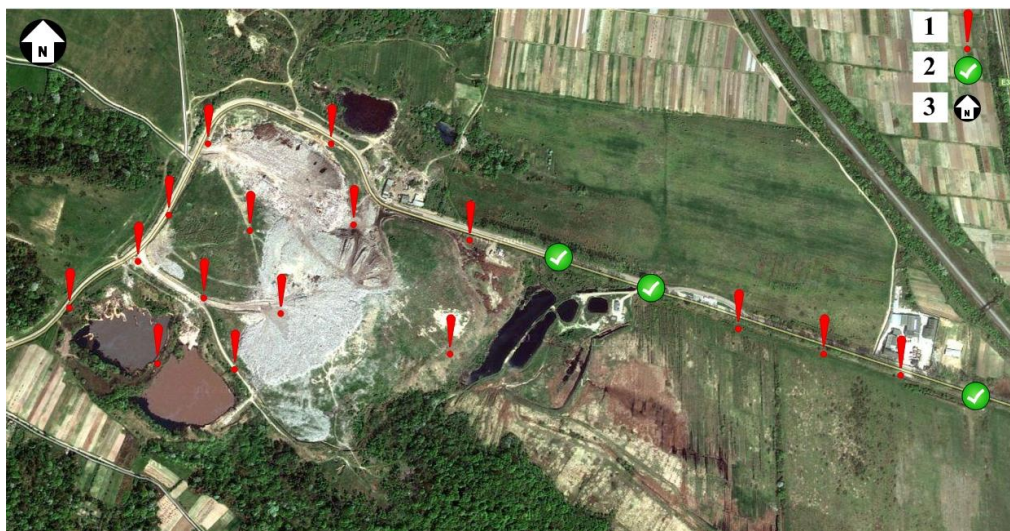


Рис. 7. Карта Львівського міського полігону ТПВ із позначками:
1 – перевищення фонового значення щільності потоку бета частинок
(0,001 частинок/(см²•хв)); 2 – допустимий фон; 3 – позначення сторін світу
(північ)

Встановлено, що значення ПЕД та щільності потоку бета-частинок перебувають у залежності на різній відстані від полігону ТПВ (рис. 8).

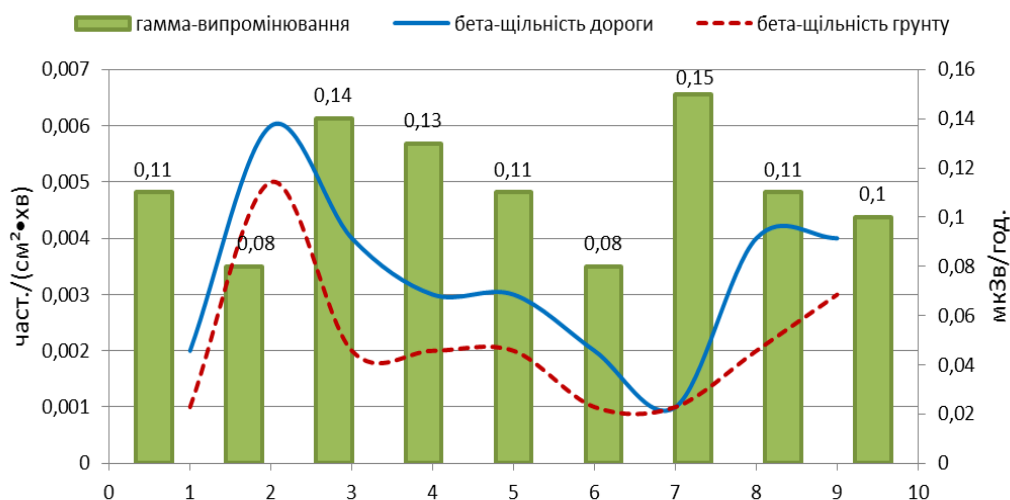


Рис. 8. Залежність випромінювання бета-променів від ПЕД фотонного іонізуючого гамма-випромінювання: 1 – Автодорога Львів - Жовква;
2 – 500 м від полігону; 3 – 500 м від полігону (водоймище); 4 – 400 м від полігону;
5 – 300 м від полігону; 6 – 200 м від полігону; 7 – 100 м від полігону;
8 – підніжжя полігону (озеро фільтрату); 9 – підніжжя полігону

На рис. 8 показано, що у разі збільшення ПЕД щільність потоку бета-частинок зменшується і навпаки. Це пояснюється більшою проникністю гама-променів та здатністю впливати на живі організми. Досліджувані показники перевищують фонові значення на всіх ділянках.

Встановлення взаємозв'язку між радіаційним фоном та проективним вкриттям рослинністю на досліджуваних ділянках спонукає нас дослідити рослинні мікроасоціації у місцях замірів іонізуючого випромінювання (табл.).

Таблиця

Мікроасоціації видового складу рослинності Львівського міського полігону ТПВ

Пробна ділянка, місце розташування	Рослинна мікроасоціація	Ярус (проективне вкриття, %)
ПД-1, 10 м від автодороги Львів - Жовква	<i>Populus alba</i> L. + <i>Salix caprea</i> L. + <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth. + <i>Daucus carota</i> L.	деревний – 10; трав'яний – 90;
ПД-2, 500 м від підніжжя полігону	<i>Populus alba</i> L. + <i>Hippophae rhamnoides</i> L. + <i>Trifolium pratense</i> Schreb. + <i>Plantago major</i> L.	деревний – 5; чагарниковий – 5; трав'яний – 90;
ПД-3, 500 м від підніжжя полігону (поблизу техногенного водоймища)	<i>Phragmites australis</i> L. + <i>Arctium lappa</i> L. + <i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	трав'яний – 60;
ПД-4, 400 м від підніжжя полігону	<i>Crataegus ucrainica</i> Pojark. + <i>Thelycrania alba</i> (L.) Pojark. + <i>Equisetum arvense</i> L. + <i>Urtica dioica</i> L.	чагарниковий – 5; трав'яний – 80;
ПД-5, 300 м від підніжжя полігону	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth. + <i>Hippophae rhamnoides</i> L. + <i>Cirsium vulgare</i> (Savi). + <i>Taraxacum officinale</i> Wigg.	деревний – 5; чагарниковий – 5; трав'яний – 70;
ПД-6, 200 м від підніжжя полігону	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth. + <i>Cirsium vulgare</i> (Savi). + <i>Taraxacum officinale</i> Wigg. + <i>Arctium lappa</i> L.	деревний – 5; трав'яний – 70;
ПД-7, 100 м від підніжжя полігону	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth. + <i>Taraxacum officinale</i> Wigg. + <i>Phragmites australis</i> L.	деревний – 5; трав'яний – 60;
ПД-8, підніжжя полігону (поблизу озера фільтрату)	<i>Urtica dioica</i> L. + <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth. + <i>Arctium lappa</i> L.	трав'яний – 50;
ПД-9, підніжжя, схід	<i>Chenopodium urbicum</i> L. + <i>Arctium lappa</i> L. + <i>Carex pilosa</i> Scop.	трав'яний – 50;
ПД-10, середня експозиція, схід	<i>Robinia pseudoacacia</i> L. + <i>Ligustrum vulgare</i> L. + <i>Chenopodium urbicum</i> L.	деревний – 5; чагарниковий – 5; трав'яний – 40;
ПД-11, вершина, схід	Рослинність відсутня	–
ПД-12, підніжжя, північ	<i>Hippophae rhamnoides</i> L. + <i>Chenopodium urbicum</i> L. + <i>Humulus lupulus</i> L.	деревний – 5; чагарниковий – 10; трав'яний – 50;
ПД-13, середня експозиція, північ	Рослинність відсутня	–
ПД-14, вершина, північ	Рослинність відсутня	–
ПД-15, підніжжя, захід	<i>Chenopodium urbicum</i> L. + <i>Arctium lappa</i> L. + <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth.	трав'яний – 50;

ПД-16, середня експозиція, захід	Рослинність відсутня	–
ПД-17, вершина, захід	Рослинність відсутня	–
ПД-18, підніжжя, південь	Рослинність відсутня	–
ПД-19, середня експозиція, південь	Рослинність відсутня	–
ПД-20, вершина, південь	Рослинність відсутня	–
ПД-21, вершина, південь (поблизу гудронових озер)	<i>Betula pendula</i> Roth. + <i>Chenopodium urbicum</i> L. + <i>Carex pilosa</i> Scop.	деревний – 5; чагарниковий – 5; трав'яний – 15.

Дослідження рослинних мікроасоціацій, які виникли унаслідок природних фітомеліоративних процесів, дали змогу виявити низку закономірностей. У зоні дії полігону ТПВ рослини заселяються залежно від відстані до нього. На відстанях 500 і 400 м до підніжжя полігону переважають трав'яні види *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth., *Daucus carota* L., *Trifolium pratense* Schreb., *Plantago major* L. із проективним вкриттям 90%. Деревні види представлені *Populus alba* L., чагарники – *Salix caprea* L., *Hippophae rhamnoides* L. із незначним проективним вкриттям (5-10%).

На відстані 300 і 200 м проективне вкриття трав'яних видів зменшується до 70% та з'являється деревний вид *Alnus glutinosa* (L.) Gaerth. За 100 м від підніжжя проективне вкриття зменшується до 60%, поява *Phragmites australis* L. пояснюється зволоженням субстрату фільтраційними водами.

Біля підніжжя полігону ТПВ із усіх боків заселяється *Chenopodium urbicum* L., який утворює мікроасоціації із *Humulus lupulus* L., *Hippophae rhamnoides* L. та *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth. на північних та західних експозиціях схилів. На східних експозиціях схилів набувають розвитку *Betula pendula* Roth. та *Robinia pseudoacacia* L. (проективне вкриття 5%).

Вершина полігону ТПВ є осередком нагромадження сміття, що унеможливорює процес природної фітомеліорації. Поблизу гудронових озер спостерігається розвиток деревних видів *Betula pendula* Roth., *Acer negundo* L. (5%) та чагарників *Hippophae rhamnoides* L., *Salix caprea* L., *Thelycrania alba* (L.) Pojark. (5%). Загалом, видове різноманіття на поверхні Львівського міського полігону ТПВ на 90% менше, аніж на відстані 500 м від нього. Це пояснюється дією на

розвиток рослинного покриву згубного радіаційно-депресивного едафотопу, підвищеного радіаційного фону, токсичних продуктів горіння сміття.

Наведені дані свідчать про те, що ПЕД фотонного іонізуючого випромінювання та щільність потоку бета-частинок на досліджуваних ділянках залежать від рослинного покриву. Спостерігається тенденція до зменшення іонізуючого випромінювання на ділянках із більшим відсотком проективного вкриття. На рис. 9, 10 наведено експоненційну та логарифмічну залежності радіаційного фону від площі проективного вкриття трав'яними видами на різних відстанях та експозиціях схилів полігону ТПВ. Деревні види, внаслідок слабого розвитку, не відіграють відчутної ролі в зниженні радіаційного пресингу на до-вкільля.

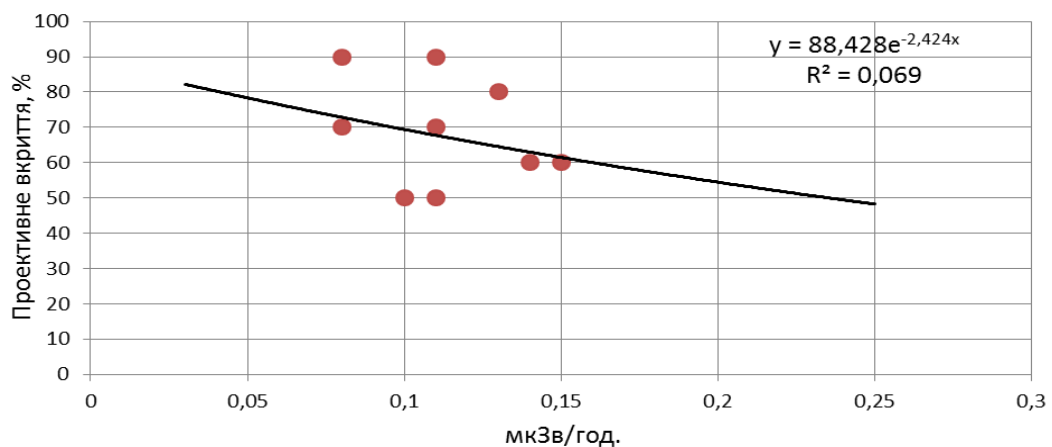


Рис. 9. Залежність ПЕД від проективного вкриття на різних відстанях від полігону

За результатами виміру ПЕД фотонного іонізуючого випромінювання на пробних ділянках із різним проективним вкриттям встановлено, що, залежно від проективного вкриття, радіаційний фон змінюється за залежністю:

$$D = 88,428e^{-2,424P},$$

де P – площа проективного вкриття у %.

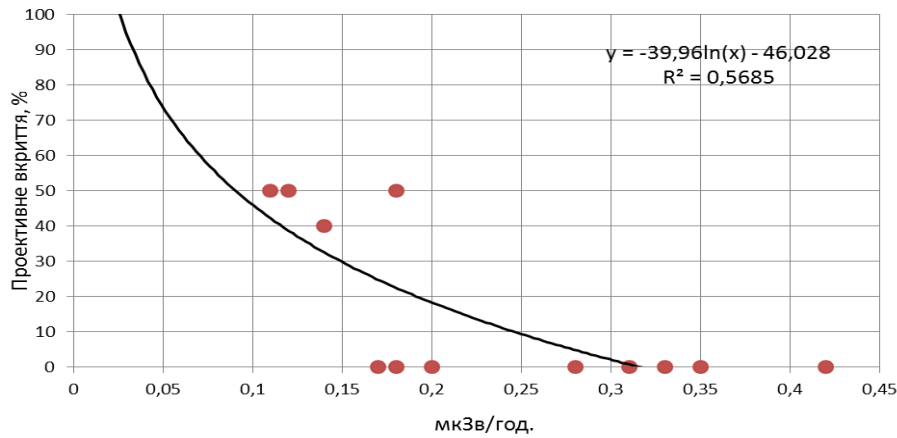


Рис. 10. Залежність ПЕД від проективного вкриття на поверхні полігону

На поверхні полігону ТПВ залежність радіаційного фону від проективного вкриття описується логарифмічною функцією:

$$D = -39,96 \ln(P) - 46,028,$$

де P – площа проективного вкриття, %.

Як можна побачити із рис. 10, у разі зменшення площі проективного вкриття радіаційний фон на поверхні сміттєзвалища збільшується та перевищує допустимі норми.

Висновки. У результаті проведених досліджень встановлено, що радіаційний фон полігону ТПВ залежить від природних фітомеліоративних процесів (проективного вкриття). Причому, ПЕД фотонного іонізуючого випромінювання у місцях із відсутнім трав'яним покривом перевищує допустимі норми у 1,5 раза, а щільність потоку бета-частинок перевищують фонові значення у 10-20 разів.

У зоні впливу полігону ТПВ із радіусом 500 м розвиваються значна кількість фітоценозів із проективним вкриттям 60-90%, проте, дерева та чагарники трапляються вкрай рідко. Поблизу техногенних водойм (окрім озер із фільтратом) росте *Phragmites australis* L., який притаманний природним водоймам. Незвичним явищем для полігону є розвиток на його поверхні культурфітоценозу *Humulus lupulus* L., який вступає в мікроасоціації, переважно, із рудеральним видом *Chenopodium urbicum* L. Поблизу гудронових озер із південного боку по-

лігону розвиваються деревні види та чагарники, проте кислі стоки значно пригнічують їх розвиток. Значні обсяги нагромадження сміття та його пресування пригнічують розвиток рослинності на вершині полігону ТПВ.

Для покращення умов проходження природних фітомеліоративних процесів необхідно заборонити хаотичний вивіз сміття на поверхню полігону, здійснити утилізацію та перероблення гудрону, сформувати канали для відведення фільтрату, ліквідувати процеси горіння сміття, встановити дозиметричний контроль. У зоні впливу полігону ТПВ необхідно створити санітарно-захисні насадження для запобігання поширенню продуктів горіння до житлових масивів.

Список використаних джерел

1. Ганжа Д.Д. Реакція *Betula pendula* в умовах радіаційного забруднення в урбоекосистемах Чорнобиля / Д.Д. Ганжа // Лісівництво і агролісомеліорація. – 2008. – Вип. 113. – С. 290-294.

2. Гудков І.М. Наслідки аварії на Чорнобильській АЕС у флорі прилеглих територій / І.М. Гудков // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – 2011. – № 3-4. – С. 99-105.

3. Джерела радіаційного забруднення довкілля, дози опромінення та їхні біологічні наслідки / [Демчук В.В., Мартинюк О.В., Федоренко О.В., Троян Л.В.]. – Environment & health. – № 2. – 2010. – С. 50-57.

4. Заліснення як один з основних шляхів реабілітації радіоактивно забруднених територій України / [В.П. Процак, В.О. Кашпаров, А.Ф. Гойчук та ін.] Наук. вісник Укр. держ. лісотех. ун-ту України «Еколого-економічне вчення: витоки, проблеми, перспективи» : зб. наук.-техн. праць. – 2004. – Вип. 14.5. – С. 216-221.

5. Кучерявий В.П. Загальна екологія : підруч. [для студ. вищ. навч. закл.] / Кучерявий В.П. – Львів: Світ, 2010. – 520 с.

6. Никберг И.И. Ионизирующая радиация и здоровье человека / Никберг И.И. – К.: Здоровье, 1989. – 160 с.

7. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи. – К.: Відділ поліграфії Укр. центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. – 121 с.

8. Попович В.В. Измерение мощности эквивалентной дозы фотонного ионизирующего излучения в Нововолынском горнопромышленном районе Украины / В. В. Попович // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал) mining informational and analytical bulletin (scientific and technical journal). – Кузнецк, 2009. – Том 18. – Вып. 12. – С. 99-101.

9. Попович В.В. Характеристика осередків самозаймання породних відвалів вугільних шахт Нововолинського гірничопромислового регіону / В.В. Попович // Наук. вісник Нац. лісотех. ун-ту України : зб. наук.-техн. праць. – 2009. – Вип. 19.12. – С. 77-82.

10. INSAG7. Чернобыльская авария: дополнение к INSAG1. Доклад Международной консультативной группы по ядерной безопасности. – Вена: МАГАТЭ, 1993. – 159 с.

11. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Annex J. Exposures and effects of the Chernobyl accident. – 2000. – 115 p.

12. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. Exposures to the public from manmade sources of radiation. Annex C. – 2000. – 134 p.

13. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. – 2000. – 17 p.

14. Salbu B. Radioactive particles released from various nuclear sources / B. Salbu, O. C. Lind // Radioprotection. – 2005. – Suppl. 1., Vol. 40, № 1. – P. 2732.

В.В. Попович

ЗАВИСИМОСТЬ РАДИАЦИОННОГО ФОНА ОТ ПРИРОДНЫХ ФИТОМЕЛИОРАТИВНЫХ ПРОЦЕССОВ НА ПОЛИГОНЕ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

Исследованы мощность эквивалентной дозы фотонного ионизирующего излучения и плотность потока бета-частиц в зоне влияния и на поверхности Львовского городского полигона твердых бытовых отходов. Установлено, что мощность эквивалентной дозы фотонного ионизирующего излучения и плотность потока бета-частиц зависит от природных фитомелиоративных процессов. Установлен видовой состав растительности на исследуемых участках, вблизи техногенных водоемов и гудроновых озер.

Ключевые слова: твердые бытовые отходы, полигон, радиационный фон, фитомелиорация, проективное покрытие

V.V. Popovych

DEPENDENCE OF BACKGROUND RADIATION FROM NATURAL RECLAMATION PROCESS AT LANDFILL

It is studied the equivalent dose of ionizing radiation and photon flux density of beta-particles in the impact zone and on the surface of the L'viv municipal solid waste landfill. The results of the study show that equivalent doses of ionizing radiation and photon flux density of beta particles depend on natural reclamation processes. The species composition of vegetation on the study sites near the man-made ponds and lakes hudron have been estimated.

Key words: municipal solid waste landfill, background radiation, phytoremediation, projective covering