

УКРАЇНА



# ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 119598

СПОСІБ ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ  
ПОЛЮТАНТІВ ("ЕКОЛОГІЧНИЙ ТЕРМОМЕТР")

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 25.09.2017.

Заступник міністра економічного розвитку і торгівлі України

М.І. Тітарчук



(11) 119598

(19) UA

(51) МПК (2017.01)  
G01N 33/00  
G01N 33/18 (2006.01)  
G01N 33/24 (2006.01)

(21) Номер заявки: **u 2017 04431**  
(22) Дата подання заявки: **04.05.2017**  
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: **25.09.2017**  
(46) Дата публікації відомостей про видачу патенту та номер бюлетеня: **25.09.2017, Бюл. № 18**

(72) Винахідники:  
**Кутлахмедов Юрій  
Олексійович, UA,  
Матвєєва Ірина Валеріївна,  
UA,  
Пчеловська Світлана  
Анатоліївна, UA,  
Салівон Анастасія  
Георгіївна, UA**

(73) Власник:  
**Кутлахмедов Юрій  
Олексійович,  
вул. Урлівська, 24, кв. 19, м.  
Київ, 02068, UA**

(54) Назва корисної моделі:

**СПОСІБ ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ ПОЛЮТАНТІВ ("ЕКОЛОГІЧНИЙ ТЕРМОМЕТР")**

(57) Формула корисної моделі:

1. Спосіб визначення екологічної токсичності поллютантів у модельній системі за фізіологічними реакціями рослини-біоіндикатора, який **відрізняється** тим, що як рослину-біоіндикатор використовують кукурудзу, яка вирощується у водній культурі на середовищі, що піддається тестуванню, де у вказане середовище додатково вносять трасер  $^{137}\text{Cs}$ , причому через 2-6 днів такого вирощування визначають фактори радіємності для біоти ( $F_b$ ) та води ( $F_w$ ) на основі дозиметричного аналізу для виявлення трасера  $^{137}\text{Cs}$  та розраховують показник  $Z$  екологічної токсичності забруднення поллютантами як співвідношення  $F_b/F_w$ , де величина показника  $Z$  на рівні 1-15 % від контролю свідчить про високий рівень екологічної токсичності, 16-50 % від контролю - про середній рівень екологічної токсичності, 51-100 % - про низький рівень екологічної токсичності.
2. Спосіб за п. 1, який **відрізняється** тим, що насіння рослини-біоіндикатора кукурудзи попередньо піддають опроміненню гамма-радіацією при дозі 35-105 Гр.
3. Спосіб п. 2, який **відрізняється** тим, що насіння рослини-біоіндикатора кукурудзи попередньо піддають опроміненню гамма-радіацією при дозі 70-75 Гр.
4. Спосіб за будь-яким з пп. 1-3, який **відрізняється** тим, що додатково визначають взаємний вплив різних поллютантів у модельній системі на основі параметра взаємодії  $P$ , який оцінюється за формулою:

$$P = \frac{Z_{1+2}}{Z_1 \times Z_2} \times Z_0,$$

де  $Z_0$  - показник екологічної токсичності контролю;  $Z_{1+2}$  - показник екологічної токсичності для комбінованого впливу на біоту двох поллютантів,  $Z_1$  та  $Z_2$  показники екологічної токсичності при незалежних впливах кожного з поллютантів, де отримане значення параметра взаємодії  $<1$  свідчить про синергізм у взаємодії поллютантів, а отримане значення  $>$  свідчить про антагонізм дії поллютантів.

Державне підприємство  
«Український інститут інтелектуальної власності»  
(Україна)

Оригінал цього документа є електронний документ з відповідними реквізитами, у тому числі з накладенням електронним підписом уповноваженої особи Міністерства економічного розвитку і торгівлі України та сформованою позначкою часу.

Ідентифікатор електронного документа 2076200917.

Для отримання оригіналу документа необхідно:

1. Зайти до ІДЦ «Стан діловодства за заявками на винаходи та корисні моделі», яка розташована на сторінці <http://base.civp.org/searchInvStat>.

2. Виконати пошук за номером заявки.

3. У розділі «Документи України» поруч з реквізиторним номером документа натиснути кнопку «Завантажити оригінал» та ввести ідентифікатор електронного документа.

Ідентичний за документарною інформацією та реквізитами паперовий примірник цього документа містить 2 арк., які пронумеровані та прошиті металевими люверсами.

Уповноважена особа України

I. E. Матусевич

25.09.2017



УКРАЇНА

(19) UA (11) 119598 (13) U

(51) МПК (2017.01)

G01N 33/00

G01N 33/18 (2006.01)

G01N 33/24 (2006.01)

МІНІСТЕРСТВО  
ЕКОНОМІЧНОГО  
РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ  
УКРАЇНИ**(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ**

(21) Номер заявки: <b>u 2017 04431</b>	(72) Винахідник(и): <b>Кутлахмедов Юрій Олексійович (UA), Матвєєва Ірина Валеріївна (UA), Пчеловська Світлана Анатоліївна (UA), Салівон Анастасія Георгіївна (UA)</b>
(22) Дата подання заявки: <b>04.05.2017</b>	(73) Власник(и): <b>Кутлахмедов Юрій Олексійович, вул. Урлівська, 24, кв. 19, м. Київ, 02068 (UA)</b>
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: <b>25.09.2017</b>	(74) Представник: <b>Піскова Олена Вілліївна, реєстр. №289</b>
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: <b>25.09.2017, Бюл.№ 18</b>	

**(54) СПОСІБ ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ ПОЛЮТАНТІВ ("ЕКОЛОГІЧНИЙ ТЕРМОМЕТР")****(57) Реферат:**

Спосіб визначення екологічної токсичності поллютантів у модельній системі за фізіологічними реакціями рослини-біоіндикатора. Як рослину-біоіндикатор використовують кукурудзу, яка вирощується у водній культурі на середовищі, що піддається тестуванню. У вказане середовище додатково вносять трасер  $^{137}\text{Cs}$ , при цьому через 2-6 днів такого вирощування визначають фактори радіємності для біоти ( $F_b$ ) та води ( $F_w$ ) на основі дозиметричного аналізу для виявлення трасера  $^{137}\text{Cs}$  та розраховують показник  $Z$  екологічної токсичності забруднення поллютантами як співвідношення  $F_b/F_w$ . Величина показника  $Z$  на рівні 1-15 % від контролю свідчить про високий рівень екологічної токсичності, 16-50 % від контролю - про середній рівень екологічної токсичності, 51-100 % - про низький рівень екологічної токсичності. Насіння рослини-біоіндикатора кукурудзи попередньо піддають опроміненню гамма-радіацією при дозі 35-105 Гр. або при дозі 70-75 Гр. Додатково визначають взаємний вплив різних поллютантів у модельній системі на основі параметра взаємодії  $P$ , який оцінюється за формулою:

$$P = \frac{Z_{1+2}}{Z_1 \times Z_2} \times Z_0, \text{ де } Z_0 - \text{показник екологічної токсичності контролю; } Z_{1+2} - \text{показник екологічної}$$

токсичності для комбінованого впливу на біоту двох поллютантів,  $Z_1$  та  $Z_2$  показники екологічної токсичності при незалежних впливах кожного з поллютантів. Отримане значення параметра взаємодії  $<1$  свідчить про синергізм у взаємодії поллютантів, а отримане значення  $>$  свідчить про антагонізм дії поллютантів.

UA 119598 U

Корисна модель належить до моніторингу забруднення екосистем, а саме до способів контролю екологічної токсичності радіонуклідів та важких металів при використанні модельних систем, що включають рослини біоіндикатори, та може використовуватися в реальній екологічній практиці. Це, у свою чергу, забезпечує можливість розробки відповідних ефективних контрзаходів та методів деконтамінації наземних та водних екосистем.

На сьогодні людство зіткнулося з цілим рядом глобальних екологічних проблем, серед яких антропогенні зміни біосфери, виснаження, природних ресурсів, демографічний вибух, забруднення навколишнього середовища. Одним з найсильніших за дією та найбільш поширеними хімічними забрудненнями є забруднення важкими металами та радіонуклідами.

Незважаючи на те, що існують природні джерела забруднень радіоактивними сполуками, основна маса найбільш активних ізотопів з невеликим періодом напіврозпаду потрапляє в навколишнє середовище антропогенним шляхом. Суттєве значення в цьому процесі мають: форма сполук, в яких знаходяться радіонукліди, наявність у ґрунті іонів, близьких за хімічними властивостями до радіоізотопів, рН середовища, кількість опадів та ґрунтово-кліматичні умови. До радіоактивних елементів, які можуть забруднювати ґрунт та водні екосистеми та є найбільш небезпечними, належать  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  і  $^{36}\text{Cl}$ , елементи з тривалим періодом розпаду, такі як, наприклад, Cs (50 років) і Sr (27 років). Потенційними джерелами радіоактивного забруднення можуть бути аварії або нещасні випадки на атомних установках.

До важких металів належать більше 40 хімічних елементів періодичної системи Д.І. Менделєєва, маса атомів яких становить понад 50 атомних одиниць. Джерела надходження важких металів в екосистеми діляться на природні (вивітрювання гірських порід та мінералів, ерозійні процеси, вулканічна діяльність) та техногенні (видобуток і переробка корисних копалин, спалювання палива, рух транспорту, діяльність сільського господарства). Частина техногенних викидів, що надходять у природне середовище у вигляді тонких аерозолів, переноситься на значні відстані і викликає глобальне забруднення. Інша частина надходить в безстічні водойми, де важкі метали накопичуються і стають джерелом вторинного забруднення, тобто відбувається утворення небезпечних забруднень в ході фізико-хімічних процесів, що йдуть безпосередньо в середовищі.

Період напіввидалення або видалення половини від початкової концентрації становить тривалий час: для цинку - від 70 до 510 років, для кадмію - від 13 до 110 років, для міді - від 310 до 1500 років і для свинцю - від 740 до 5900 років. У гумусовій частині ґрунту відбувається первинна трансформація сполук, які потрапили в неї.

Важкі метали мають високу здатність до різноманітних хімічних, фізико-хімічних і біологічних реакцій. Багато з них мають змінну валентність і беруть участь в окисно-відновних процесах. Важкі метали та їх сполуки, як і інші хімічні сполуки, здатні переміщатися та перерозподілятися в середовищах життя, тобто мігрувати.

Ртуть, свинець, кадмій входять до загального переліку найбільш важливих забруднюючих речовин навколишнього середовища, узгодженого країнами, що входять в ООН. Важкі метали найчастіше розглядаються не з хімічної, а з медичної та природоохоронної точок зору і, таким, чином, при включенні в цю категорію враховуються не тільки хімічні і фізичні властивості елемента, але й його біологічна активність та токсичність, а також обсяг використання в господарській діяльності.

У патенті UA4632 (опубл. 17.01.2005) описаний спосіб біотестування забруднення поліютантами за показниками структурних елементів пилкових зерен рослин, а саме за показникам виразності ехінолофатності та шипуватості скульптури пилкових зерен. Описаний спосіб не забезпечує достовірної оцінки забруднення, оскільки на показники, що досліджуються у вказаному способі, можуть впливати також й інші фактори. Крім цього спосіб включає забарвлювання барвниками та подальше мікроскопічне дослідження, що створює певні незручності при визначенні.

Описаний також моніторинг екосистем методом біоіндикації, що використовується для оцінки рівня антропогенного впливу на навколишнє середовище, а також виявлення створюваних синергетичних біологічних ефектів поліютантів (RU2372617, опубл. 20.08.2007). Спосіб полягає в вилученні з досліджуваного середовища тварин-біоіндикаторів - клопа *Elasmucha grisea* - з подальшим проведенням аналізу морфологічних ознак по частоті асиметричного прояву ознак з правого і лівого боку тварин-біоіндикаторів. Проте способи, де як біоіндикатори використовуються комахи, мають певні недоліки, зокрема комахи є жорстко пов'язаними з кормовими рослинами, які не завжди можуть рости на досліджуваних пунктах, вони можуть переміщатися на великі відстані, що часто також дуже спотворює результати аналізу.

Є відомим спосіб визначення забруднення води поліюантами, зокрема важкими металами (UA108287, опубл. 10.04.2015), який включає відбір проби, приготування контрольного та дослідного зразків, засівання їх біоіндикаторними пігментосинтезувальними мікроорганізмами, інкубування культури, оцінювання її пігментоутворення та визначення за цим показником присутності металів, при цьому забруднення води важкими металами визначають за різницею інтенсивності кольору пігменту та росту дріжджів у контрольному та дослідному зразках. Вказаний спосіб забезпечує достовірну оцінку присутності важких металів, проте потребує значного часу на вирощування мікроорганізмів та спеціального обладнання для визначення інтенсивності кольору.

Також є описаний спосіб індикації забруднення техногенно трансформованого середовища важкими металами із застосуванням мохоподібних, що включає аналіз рослинного матеріалу тест-індикаторів, де визначають вміст важких металів у гаметофітах мохоподібних та розраховують коефіцієнт акумуляції за двома видами одного роду одночасно як показник рівня нагромадження важких металів, що дозволяє порівняти види за їх здатністю до нагромадження елементів в умовах забруднення середовища (UA38682, опубл. 12.01.2009). Як і попередні способи, даний спосіб включає використання цілого ряду приладів: світлового мікроскопа, об'єкт-мікрометра, окуляр-мікрометра гвинтового, приладів "Spectroscan" та "Сатурн-3". Проте вказаний спосіб не може забезпечити одержання достовірної оцінки забруднення, оскільки використовувані мохоподібні не мають розвинутої кореневої системи і тому їх здатність виявляти важкі метали у ґрунті є обмеженою. Крім цього вказаний спосіб не забезпечує комплексної оцінки екологічної токсичності навколишнього середовища, яке перебуває під впливом не одного, а ряду поліюантів, що є надзвичайно поширеним явищем у наш час.

У патенті RU2402765 (опубл. 27.10.2010), що вибраний як прототип заявленої корисної моделі, описаний спосіб визначення забруднення води за ростом коренів рослин. Вказаний спосіб включає попереднє визначення оптимального часу пророщування індикаторних рослин, виявляють біотехнічну закономірність динаміки росту проростків з математичним аналізом напівциклів часу пророщування, піддають ранжируванню результати аналізів за зниженням довжини коренів, виявляють закономірності рангового розподілу популяційних груп проростків, здійснюють математичний аналіз у рамках одного вибраного повтору з раціональним часом пророщування. Вказаний спосіб включає занадто складний математичний аналіз, який проте не забезпечує точного визначення забруднення, особливо у випадках наявності декількох поліюантів.

Задача корисної моделі полягає у розробці способу визначення екологічної токсичності поліюантів, що включає використання модельної системи, який має високу чутливість та є простим у здійсненні. Крім цього спосіб забезпечує одержання комплексної оцінки забруднення навколишнього середовища, яке піддається впливу декількох поліюантів, зокрема радіонуклідів та важких металів.

Поставлена задача вирішується за допомогою заявленого способу визначення екологічної токсичності поліюантів у модельній системі за критеріями фізіологічних реакцій рослини-біоіндикатора, причому як рослину-біоіндикатор використовують кукурудзу, що вирощується у водній культурі на середовищі, що піддається тестуванню, де у вказане середовище додатково вносять трасер  $^{137}\text{Cs}$ , при цьому через 2-10 днів такого вирощування визначають фактори радіоемності (доля радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$ , що накопичуються) для біоти ( $F_b$ ) та води ( $F_w$ ) на основі дозиметричного аналізу та розраховують показник  $Z$  екологічної токсичності забруднення поліюантами як співвідношення  $F_b/F_w$ , де величина показника  $Z$  на рівні 1-15 % від контролю свідчить про високий рівень екологічної токсичності, 16-50 % від контролю - про середній рівень екологічної токсичності, 51-100 % - про низький рівень екологічної токсичності.

При здійсненні способу поліюанти (важкі метали, радіонукліди та ін.) накопичуються у рослині та впливають на ростові показники рослин. Інтенсивність фізіологічних реакцій, зокрема накопичення поживних речовин рослинами-індикаторами, зокрема рослинами кукурудзи, є показником екологічної токсичності середовища вирощування - чим більша екологічна токсичність, тим нижча швидкість накопичення поживних речовин рослинами кукурудзи. Накопичення поживних речовин, яке визначають за швидкістю накопичення елемента-трасера  $^{137}\text{Cs}$  (швидкість накопичення якого є пропорційною швидкості накопичення інших елементів живлення), є мірою інтенсивності фізіологічних реакцій рослини-біоіндикатора, іншими словами, мірою його благополуччя: вона може залишатися без змін у порівнянні із контролем або може піддаватися інгібуванню при екологічній токсичності середовища. Поліюант, накопичуючись у рослині, здатен впливати на ростові показники рослин та на їх спроможність акумулювати трасер  $^{137}\text{Cs}$ . Як відомо, накопичення цього трасера корелює з накопиченням елемента калію [Ю.А. Кутлахмедов. Дорога к теоретической радиоэкологии. - К., 2015. - 367 с.] Авторами даної

заявки продемонстровано, що накопичення трасера сибатно корелює з профілем ростових показників рослин. Середовище, яке піддається аналізу на наявність важких металів, може являти собою будь-яку систему, зокрема водойму.

У переважному втіленні насіння рослини-біоіндикатора (кукурудзи) попередньо піддають опроміненню гамма-радіацією при дозі 35-105 Гр, найбільш переважно при дозі 75 Гр для додаткової сенсibiliзації модельної системи. Зокрема показано, що таке попереднє опромінення насіння кукурудзи при використанні дози 75 Гр у два рази підвищує чутливість водної культури цих рослин до дії поліютантів - важких металів (солей кадмію, цинку, свинцю) та радіонуклідів за критеріями ростової реакції кореня та за їх радіоємністю (здатності накопичувати трасер  $^{137}\text{Cs}$ ).

Запропонований спосіб також додатково дозволяє визначати взаємний вплив різних поліютантів у модельній системі на основі параметра взаємодії  $P$ , що вираховується на основі визначеного показника  $Z$  екологічної токсичності, де характер взаємодії різних поліютантів у системі оцінюється за формулою:

$$P = \frac{Z_{1+2}}{Z_1 \times Z_2} \times Z_0,$$

де  $Z_0$  - показник екологічної токсичності контролю;  $Z_{1+2}$  - показник екологічної токсичності для комбінованого впливу на біоту двох поліютантів,  $Z_1$  та  $Z_2$  показники екологічної токсичності при незалежних впливах кожного з поліютантів. при цьому, якщо отримане значення параметра взаємодії  $< 1$ , то існує синергізм у взаємодії поліютантів, тобто ці фактори підсилюють негативну дію одне одного; якщо отримане значення  $> 1$ , то має місце антагонізм, тобто негативний вплив одного фактора, зменшується під дією інших. Таким чином, при використанні способу, згідно з запропонованою корисною моделлю, є можливим визначати у модельній системі не тільки екологічну токсичність поліютантів, але й оцінювати їх сумісну дію, що свідчить про універсальність заявленого способу.

Спосіб було розроблено на основі приведеного нижче теоретичного аналізу та експериментальних досліджень, де було запропоновано використовувати як показник екологічної токсичності радіоємність та/або фактор радіоємності екосистеми та її складових.

Розглянемо радіоємність на прикладі двокамерної моделі екосистеми, яка включає середовище (воду) та біоту (в даному випадку водну культуру рослин-біоіндикаторів). Блок-схема даної моделі представлена на Фіг. 1.

У даному випадку представлено 2 камери, які містять  $Y(x)$  та  $Z(x)$  радіонуклідів трасерів  $^{137}\text{Cs}$  у залежності від часу -  $x$ ;  $a_{12}$  - швидкість поглинання радіонуклідів трасерів (та пропорційно їй поглинання поживних речовин), і  $a_{21}$  швидкість їх відтоку у середовище (у воду). Дана двокамерна модель описується у вигляді системи двох звичайних диференціальних рівнянь:

$$\begin{aligned} dy(x)/dx &= a_{21}z(x) - a_{12}y(x), \\ dz(x)/dx &= a_{12}z(x) - a_{21}y(x). \end{aligned} \quad (1)$$

Припустимо, що висхідний запас радіонуклідів у камері  $Y(x)$  складав  $Y_0$  ( $^{137}\text{Cs}$ ). Рішенням двох диференціальних рівнянь для даної моделі є:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}(a_{21} + a_{12} \exp[-(a_{12} + a_{21})x])} \quad (2)$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}$$

Фактор радіоємності (тобто доля радіонуклідів, що накопичуються) для біоти та для води визначається наступним чином:

$$F_b = \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w = \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}} \quad (3)$$

Порівнюючи ці рівняння, можна отримати показник  $Z$ :

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_w}{F_b} = Z \quad (4)$$

Іншим чином нами було введено поняття про фактор радіоємності біоти та води у водоймі, який можна оцінити за формулою (5) (для резервуара з водою за відсутності донних відкладів):

$$F_b = \text{ВКН}/(\text{Н} + \text{ВКН}), \quad F_w = \text{Н}/(\text{Н} + \text{ВКН}). \quad (5)$$

де  $B$  - густина біомаси в одиниці об'єму;  $K$  - коефіцієнт накопичення "вода - біота",  $H$  - глибина. При порівнянні формул (4) та (5) видно, що показник -  $Z$  за цими формулами (5) буде дорівнювати (6):

$$Z = BK \cdot (6)$$

5 Таким чином, відношення швидкостей поглинання та відтоку трасера (параметр  $Z$ ) і, таким чином, елемента мінерального забезпечення рослин - калію, є пропорційним біомасі біоти та коефіцієнту накопичення у системі "вода-біота". Це означає, що чим вище кількість біомаси біоти та коефіцієнт накопичення трасера біотою, тим вище співвідношення швидкостей поглинання та відтоку трасера, а отже, і поживних речовин з води в біомасу біоти у досліджуваній водній культурі рослин кукурудзі. Це демонструє зв'язок параметру радіємності з швидкостями поглинання та відтоку трасера. Це означає принципову можливість оцінювати стан біоти у запропонованій модельній екосистемі на основі водної культури рослин кукурудзи через поведінку трасера за параметрами радіємності.

10 Запропонований спосіб може бути використаний для еквідиметричних оцінок при комбінованому впливі хімічних та фізичних факторів при дослідженні на даній модельній екосистемі (водна культура рослин). Модельна система для здійснення даного способу отримала назву "екологічний термометр".

15 Дані, які демонструють використання даного способу, є представленими на приведених нижче фігурах:

20 Фігура 1 представляє блок-схему простої двокамерної моделі екосистеми (середовище та біота), що містять  $\gamma(x)$  та  $Z(x)$  радіонуклідів трасерів  $^{137}\text{Cs}$  у залежності від часу -  $x$ ;  $a_{12}$  - швидкість поглинання радіонуклідів трасерів (та пропорційно їй поглинання поживних речовин) і  $a_{21}$  швидкість їх відтоку у середовище (у воду)

25 Фігура 2 показує відношення величини фактора радіємності в досліді до контролю при дії гамма-радіації та внесенні солі кадмію в концентрації 40 мкМ (в залежності від часу (добы експерименту)).

На Фігурі 3 представлено співвідношення швидкостей поглинання та відтоку трасера  $^{137}\text{Cs}$  (показник екологічної токсичності  $Z = F_b / F_w$ ) для досліджуваної системи водної культури рослин кукурудзи в залежності від часу (добы).

30 Фігура 4 демонструє параметр взаємодії між дією дози гамма-опромінення (35, 70 Гр, ) та внесенням у середовище солі кадмію (40 мкМ) ( $P = [Z(\gamma + \text{Cd})Z(k)] / [Z\gamma + Z\text{Cd}]$ ), в залежності від часу експерименту (добы).

35 Фігура 5 показує відносну швидкість росту коренів кукурудзи у водній культурі у порівнянні з контролем при сумісній дії гамма-опромінення та внесення солі кадмію (40 мкМ) у залежності від часу (добы).

Фігура 6 демонструє динаміку фактора радіємності при внесенні різних концентрацій солей цинку по відношенню до контролю в залежності від часу (добы).

Фігура 7 представляє динаміку залежності параметра взаємодії ( $P$ ) при різних комбінаціях факторів внесення солі цинку та гамма-опромінення.

40 Фігура 8 показує динаміку залежності відносної швидкості росту коренів (ВШР) кукурудзи у водній культурі при різних комбінаціях факторів (гамма-опромінення насіння, та внесення солей свинцю у водну культуру) в залежності від часу експерименту (добы).

На Фігурі 9 представлено динаміку фактора радіємності біоти при різних умовах проведення досліді при внесенні солі свинцю та різних дозах опромінення насіння рослин.

45 Фігура 10 представляє визначення залежності факторі взаємодії  $P$  солі свинцю та гамма-опромінення насіння у різних дозах.

Приклад 1.

50 З метою дослідження надходження та накопичення важкого металу (ВМ) кадмію проростками кукурудзи в умовах водної культури було проведено серію експериментів із застосуванням різних концентрацій внесення ВМ в поживне середовище (в даному випадку це відстояна вода з водогону). Концентрації були підібрані з попередньо отриманих концентраційних залежностей як такі, що незначним чином пригнічують ріст проростків кукурудзи. Для досліджень використовували проростки кукурудзи сорту Достаток М (врожай 2015 р.) було проведено на установці "Исследователь" з джерелом гамма-квантів  $^{60}\text{Co}$  в м. Гатчина, РФ. Дослідження вмісту іонів кадмію у висушених зразках проростків кукурудзи проводилось в Національному університеті біоресурсів і природокористування України (НУБіП України). Визначення проводили згідно з: ГОСТ 30178-96 ("Сировина та продукти харчові. Атомно-абсорбційний метод визначення токсичних елементів"). Підготовка проби - ДСТУ



7670:2014 "Сировина та продукти харчові. Підготовка проб. Мінералізація для визначення вмісту токсичних елементів". Як трасер використовували  $^{137}\text{Cs}$ .

Проведено дослідження накопичення кадмію рослинами кукурудзи у водній культурі при різних висхідних рівнях внесення солі кадмію у водну культуру (див. Таблицю 1).

5

Таблиця 1

Експериментальні дані щодо накопичення кадмію рослинами кукурудзи

Варіанти досліджу	Загальна вага, г	На початку внесено, мг	Вміст Cd, мг/кг	Вміст Cd рослинах, мг	% поглинутого	
					Cd	Кн
1. Контроль	3,061					
2. 10 мкМ кадмію	2,687	2,28	447,02	1,201	52,68	96,6
3. 20 мкМ кадмію	2,951	4,56	575,47	1,698	37,24	63,1
4. 40 мкМ кадмію	2,765	9,12	1068,02	2,953	32,38	58,6
5. Контроль - опромінені у дозі 105 Гр	3,757	-	-	-	-	
6. 10 мкМ кадмію - опромінені у дозі 105 Гр	3,334	2,28	512,67	1,70	74,97	112,4
7. 20 мкМ кадмію - опромінені у дозі 105 Гр	3,645	4,56	650,56	2,371	52,00	71,3
8. 40 мкМ кадмію - опромінені у дозі 105 Гр	3,231	9,12	909,19	2,938	32,21	49,8

Для тест-системи (що також отримала назву "екологічний термометр") при дослідженні впливу радіації та важких металів на стан біоти модельної екосистеми рекомендовано використовувати попереднє гамма-опромінення насіння в дозі 70 Гр, як найбільш прийнятне для підвищення чутливості до внесення у воду ВМ та виживаності рослин.

Із Таблиці 1 видно, що коефіцієнт накопичення кадмію (Кн) рослинами у водній культурі найбільший при низькому внесення солі кадмію (10 мкМ). При внесенні 40 мкМ кадмію спостерігається синергізм та відносно зниження надходження кадмію у рослини. Слід зазначити, що гамма-опромінення насіння кукурудзи у дозі 70 та 105 Гр при внесенні 10 та 20 мкМ кадмію дає помітно більший Кн, ніж без опромінення. Це свідчить про сенсibiлізацію рослин радіацію до підвищення накопичення солі кадмію, а також інших важких металів.

#### Приклад 2

Проводили дослідження так, як описано вище у Прикладі 1. В експерименті було продемонстровано, що фактор радіоємності є чутливим показником стану біоти, що корелює зі змінами ростових показників. Показано, що чим краще проходить ростовий процес, тим вище фактор радіоємності біоти даної модельної екосистеми. Показано, що зміни фактора радіоємності можуть слугувати як адекватний показник розподілу та перерозподілу радіонуклідів в екосистемі і являють міру благополуччя біоти в ній. Дані експерименту є представленими на Фіг. 2.

З представлених даних видно, що з підвищенням дози гамма-опромінення знижується значення фактора радіоємності. Найбільший ефект спостерігається при комбінації внесення солі кадмію та гамма-опромінення в дозі 105 Гр. За цими даними було проведено оцінку співвідношення швидкості надходження та відтоку трасера - показника Z екологічної токсичності. Цей показник, як показано вище, відображає динаміку процесу надходження трасера, що корелює зі станом біоти (як представлено на Фіг. 3)

З результатів експерименту встановлено, що на початку росту рослин швидкість поглинання трасера  $^{137}\text{Cs}$  у 6-2 рази перевищує швидкість відтоку. З часом картина міняється на обернену - внаслідок пригнічення росту спостерігається збільшення відтоку  $^{137}\text{Cs}$  у середовище.

При використанні параметра Р взаємодії між опроміненням гамма-радіацією та внесенням солі кадмію було чітко показано наявність чіткого синергізму між дією гамма-опромінення та внесенням солі кадмію (40 мкМ), починаючи з 2 доби спостереження (Фіг. 4).

З представленої фігури видно, що при дозах 35 и 70 Гр на початку росту коренів спостерігається помітний антагонізм, який потім змінюється на ефект синергізму. Це явище є найбільш вираженим при гамма-опроміненні насіння в дозі 70 Гр. Таким чином, продемонстровано можливість використання параметра взаємодії Р як критерію екологічної

взаємодії важкого металу кадмію та впливу гамма-радіації на стан рослин у дослідах на водній культурі рослин кукурудзи.

Цей результат чітко корелює з відносною швидкістю росту коренів рослин кукурудзи (Фіг. 5).

Таким чином, було підтверджено, що запропонований спосіб визначення екологічної токсичності поллютантів при використанні показника екологічної токсичності  $Z$ , що визначається як співвідношення факторів радіоємності  $F_b/F_w$  за накопиченням трасера  $^{137}\text{Cs}$ , є ефективним та забезпечує реальну оцінку стану рослин у відповідь на забруднення екосистеми, а також дає можливість визначати характер взаємодії поллютантів, згідно з параметром взаємодії.

#### Приклад 3

Проводили досліди так, як описано вище у Прикладі 1. При цьому як важкий метал використовували солі цинку.

На Фіг. 6 показано динаміку зміни фактора радіоємності водної культури рослин кукурудзи при внесенні різних концентрацій солей цинку.

Показано, що фактор радіоємності тим більше реагує на внесення поллютанту, чим вище концентрація солі цинку, що вноситься у водну культуру рослин кукурудзи.

При комбінованій дії факторів (внесення цинку та гамма-опромінення насіння кукурудзи) видно, що найбільша реакція фактора радіоємності спостерігається при внесенні у водну культуру 300 мкМ цинку та її комбінації з гамма-опроміненням насіння кукурудзи.

За цими даними було розраховано показник взаємодії (Фіг. 7) внесення солі цинку та гамма-опромінення. Встановлено, що при комбінованому впливі внесення 100 мкМ цинку та гамма-опромінення насіння дозою в 70 Гр (гамма-радіація) був явно виражений ефект синергізму ( $P < 1$ ). Для інших комбінацій факторів домінує ефект антагонізму ( $P > 1$ ).

Таким чином, було підтверджено, що розроблений спосіб на основі використання тест-системи (водна культура рослин кукурудзи) може бути застосований також для оцінки впливу на біоту внесення солей цинку.

#### Приклад 4

Проводили досліди так, як описано вище у Прикладі 1. При цьому як важкий метал використовували солі свинцю.

В експерименті було продемонстровано, що запропонований спосіб дає можливість визначати екологічну токсичність за станом біоти. Для цього досліджували відносну швидкість росту коренів рослин кукурудзи (ВШР) (аналогічно із прототипом) та підтверджували її кореляцію із показником  $Z$ , згідно з корисною моделлю (Фіг. 8).

В експерименті також було проведено оцінку фактора радіоємності біоти в залежності від внесення різних концентрацій солі свинцю (Фіг. 9).

Проведено також визначення параметра взаємодії  $P$  для гамма-опромінення та внесення різних концентрацій солі свинцю у водній культурі рослин кукурудзи (Фіг. 10).

Таким чином, в результаті проведених дослідів продемонстрована висока чутливість запропонованого способу при використанні модельної системи ("екологічний термометр") на основі водної культури рослин кукурудзи, де оцінку здійснюють на основі показника екологічної токсичності  $Z$ , що являє собою співвідношення факторів радіоємності (долі радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$ , що накопичуються) біоти ( $F_b$ ) та води ( $F_w$ ), отриманих шляхом дозиметричного аналізу. Було показано, що біологічний показник благополуччя рослин (відносна швидкість росту коренів кукурудзи у водній культурі) корелює з поведінкою штучного показника радіоємності (трасера  $^{137}\text{Cs}$ ), який є значно простішим для визначення, ніж показник ВШР, та який дає адекватне уявлення про стан біоти у вказаній тест-системі.

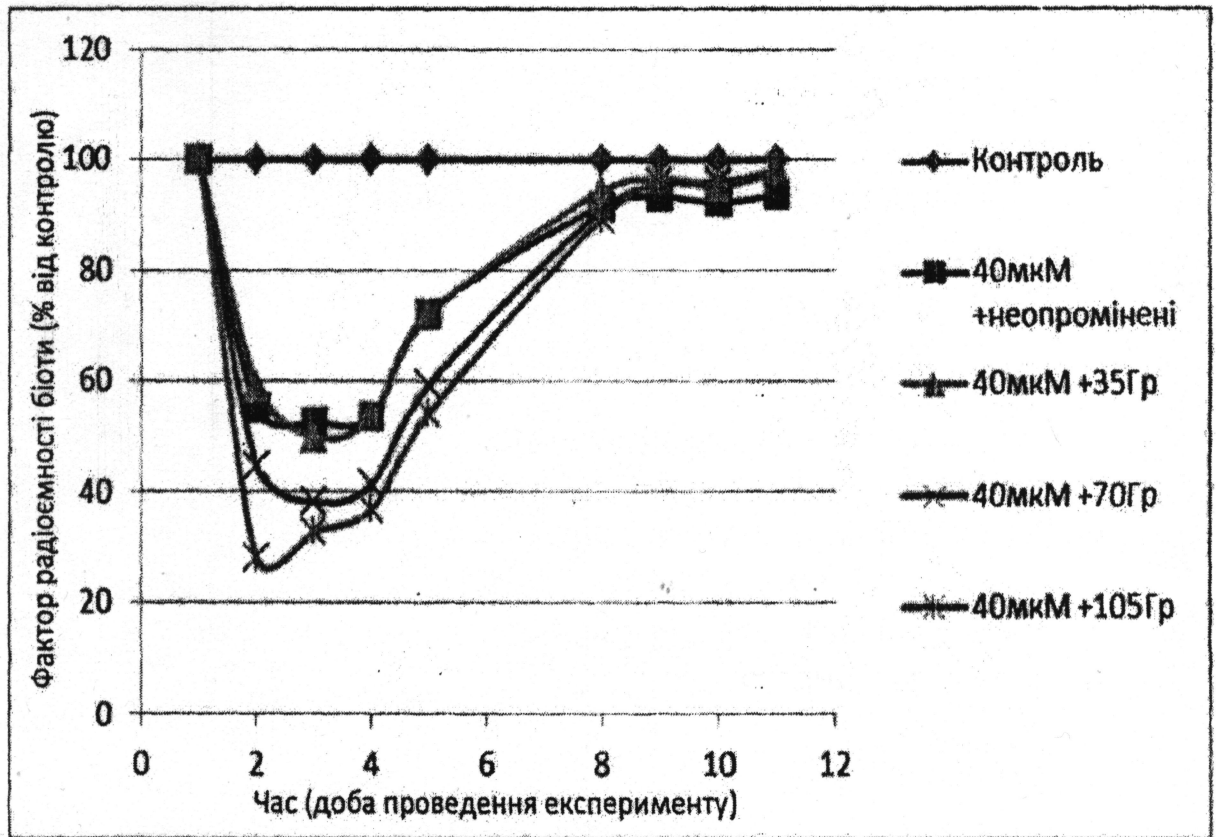
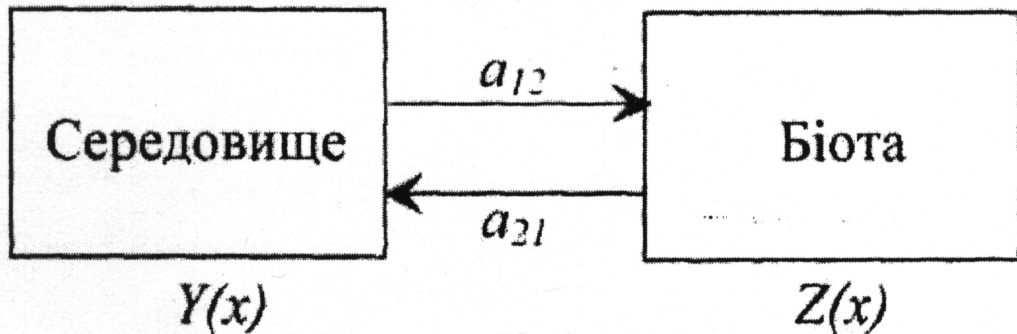
### ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

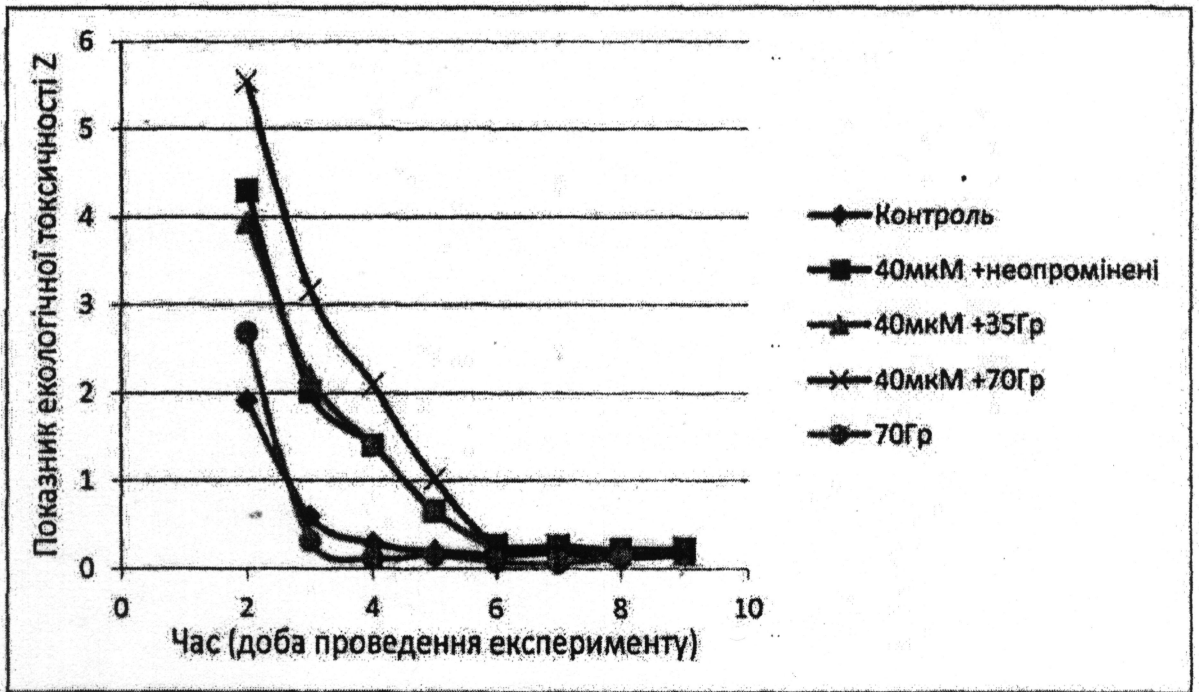
1. Спосіб визначення екологічної токсичності поллютантів у модельній системі за фізіологічними реакціями рослини-біоіндикатора, який відрізняється тим, що як рослину-біоіндикатор використовують кукурудзу, яка вирощується у водній культурі на середовищі, що піддається тестуванню, де у вказане середовище додатково вносять трасер  $^{137}\text{Cs}$ , причому через 2-6 днів такого вирощування визначають фактори радіоємності для біоти ( $F_b$ ) та води ( $F_w$ ) на основі дозиметричного аналізу для виявлення трасера  $^{137}\text{Cs}$  та розраховують показник  $Z$  екологічної токсичності забруднення поллютантами як співвідношення  $F_b/F_w$ , де величина показника  $Z$  на рівні 1-15 % від контролю свідчить про високий рівень екологічної токсичності, 16-50 % від контролю - про середній рівень екологічної токсичності, 51-100 % - про низький рівень екологічної токсичності.

2. Спосіб за п. 1, який відрізняється тим, що насіння рослини-біоіндикатора кукурудзи попередньо піддають опроміненню гамма-радіацією при дозі 35-105 Гр.
3. Спосіб п. 2, який відрізняється тим, що насіння рослини-біоіндикатора кукурудзи попередньо піддають опроміненню гамма-радіацією при дозі 70-75 Гр.
- 5 4. Спосіб за будь-яким з пп. 1-3, який відрізняється тим, що додатково визначають взаємний вплив різних полютантів у модельній системі на основі параметра взаємодії  $P$ ; який оцінюється за формулою:

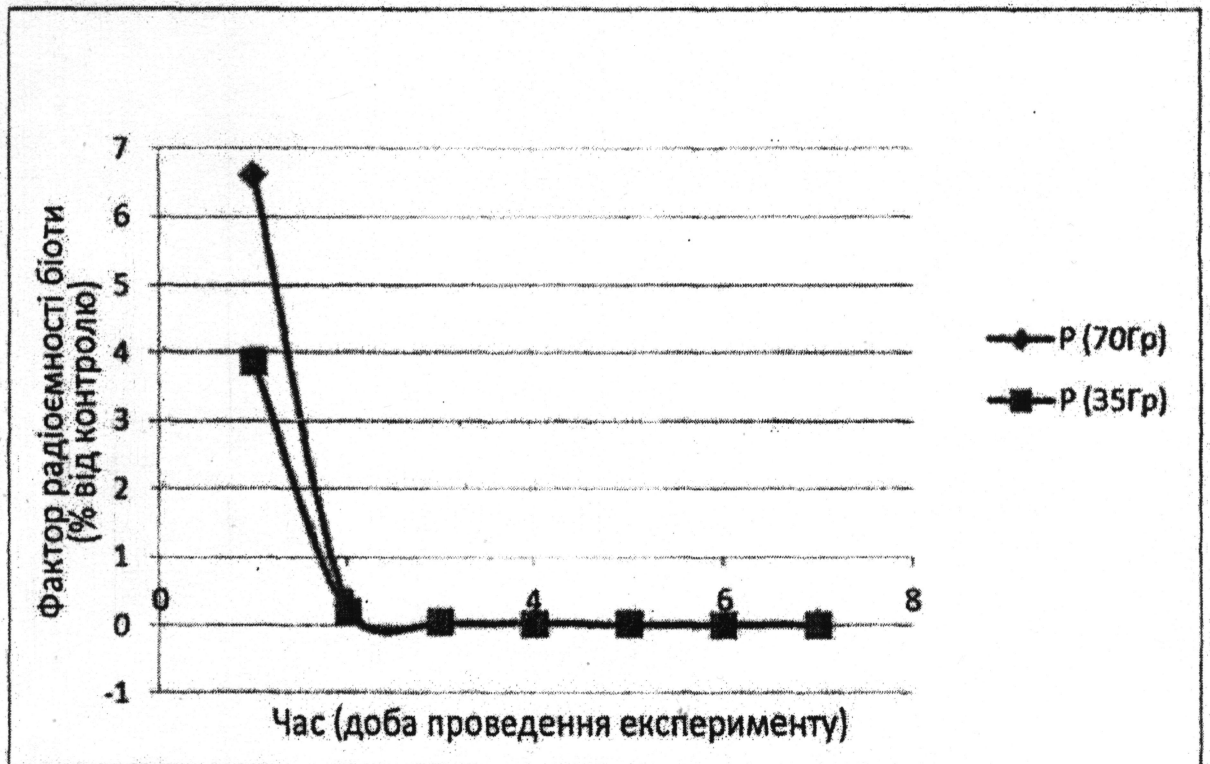
$$P = \frac{Z_{1+2}}{Z_1 \times Z_2} \times Z_0,$$

- де  $Z_0$  - показник екологічної токсичності контролю;  $Z_{1+2}$  - показник екологічної токсичності для комбінованого впливу на біоту двох полютантів,  $Z_1$  та  $Z_2$  показники екологічної токсичності при незалежних впливах кожного з полютантів, де отримане значення параметра взаємодії  $< 1$  свідчить про синергізм у взаємодії полютантів, а отримане значення  $>$  свідчить про антагонізм дії полютантів.

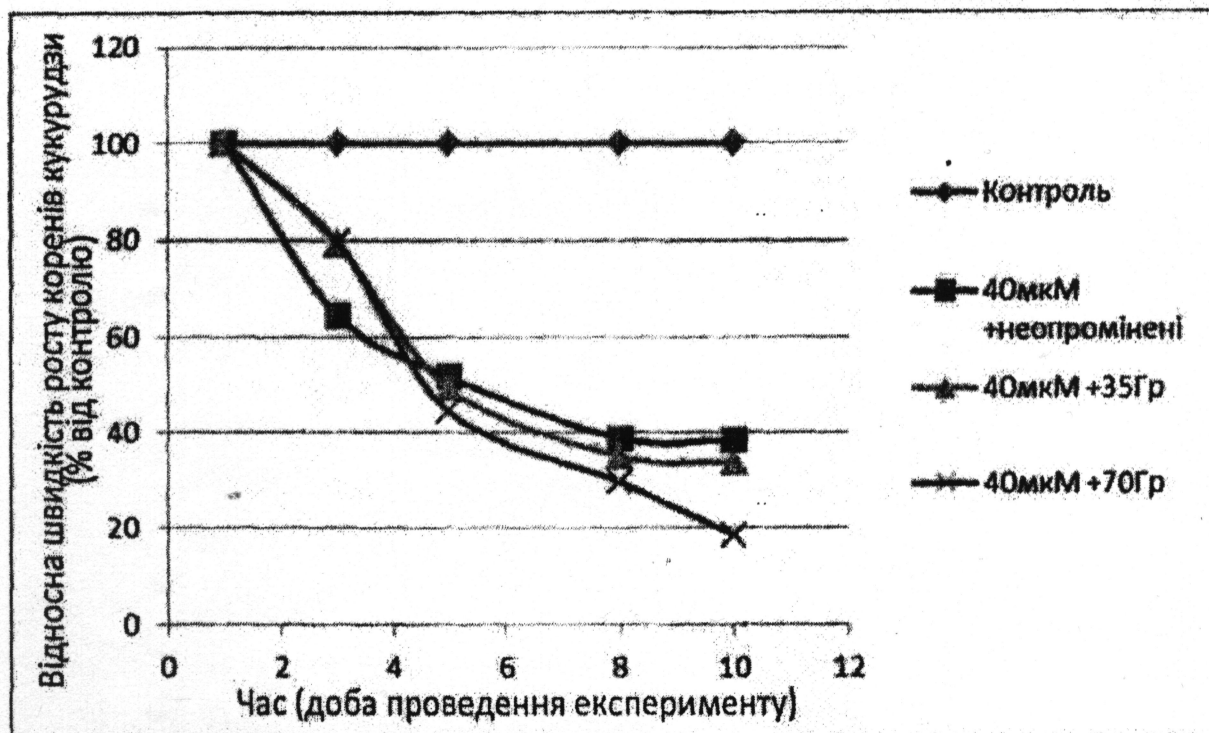




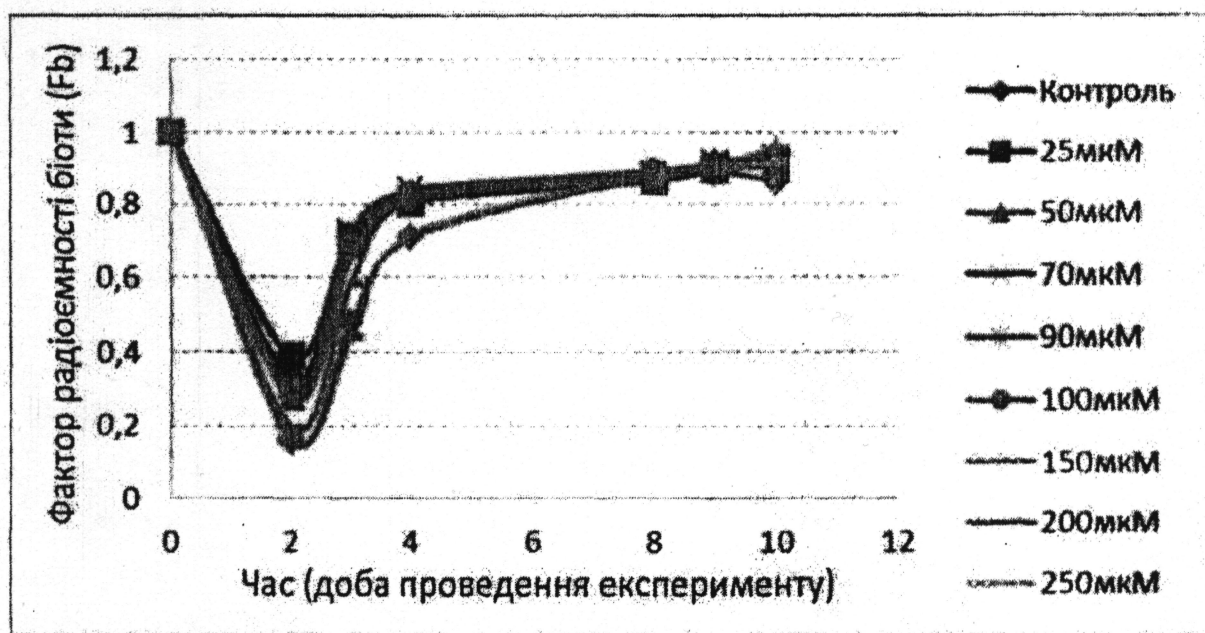
Фіг. 3



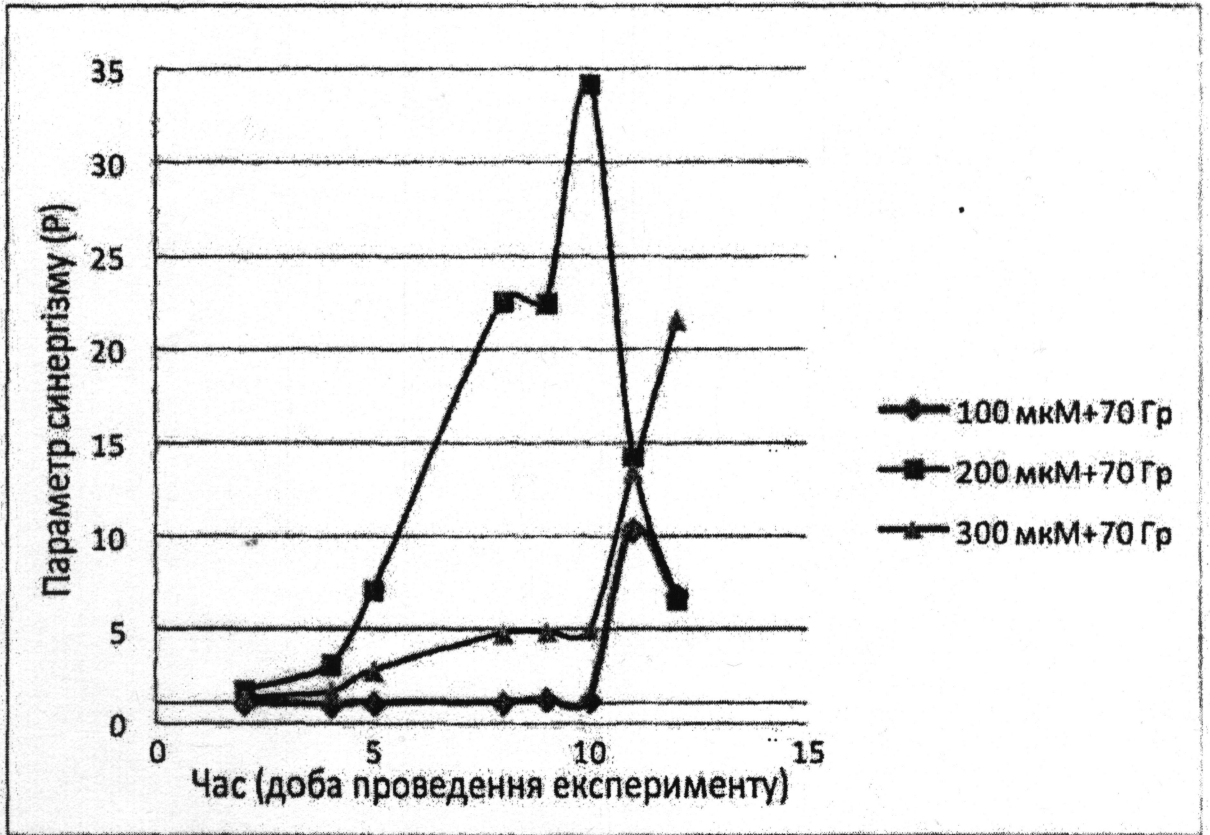
Фіг. 4



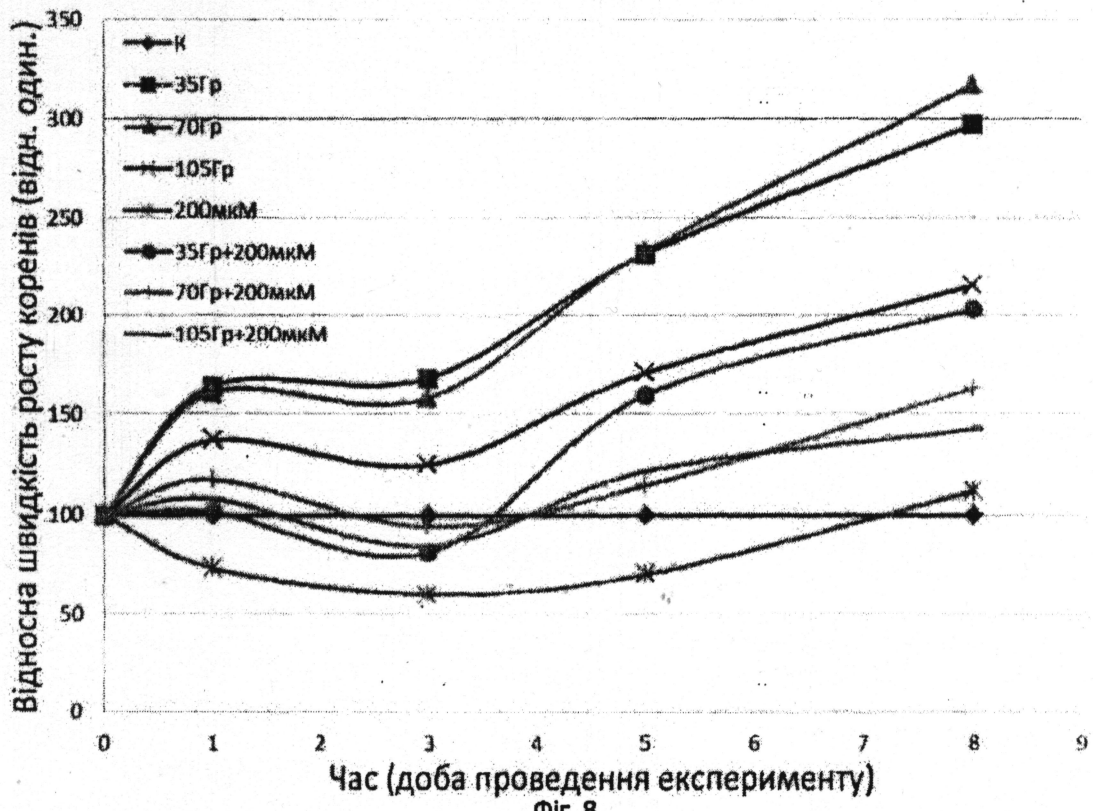
Фіг. 5



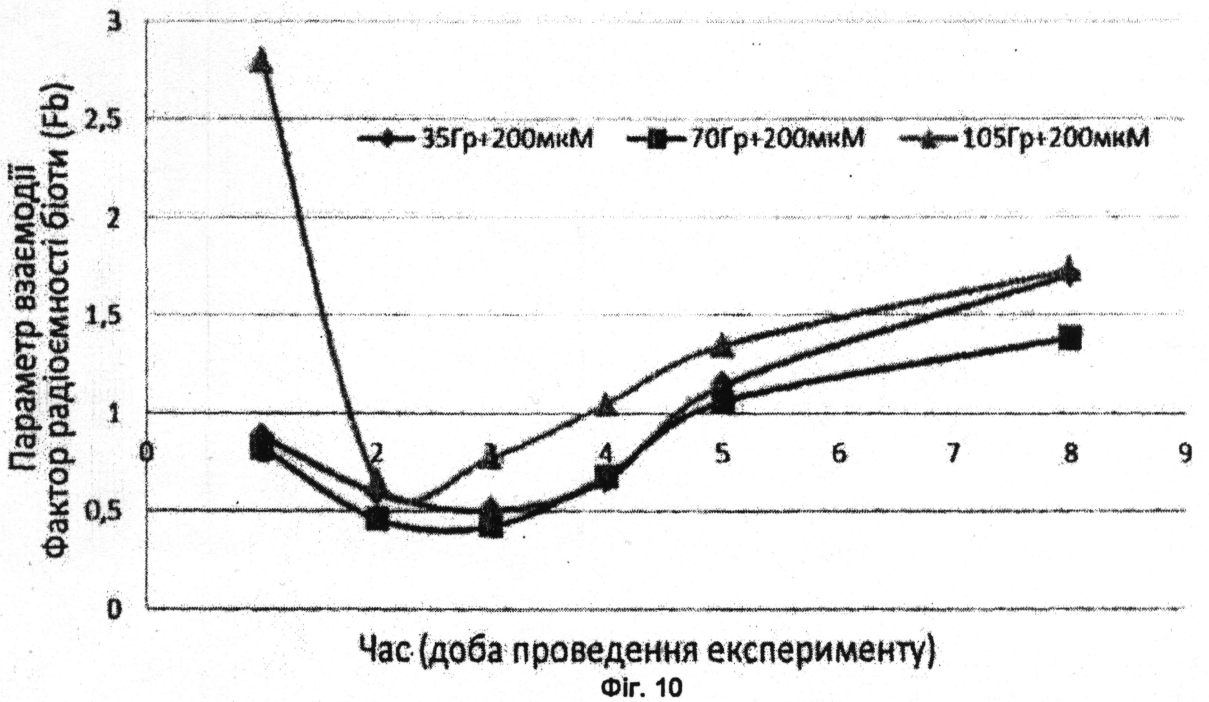
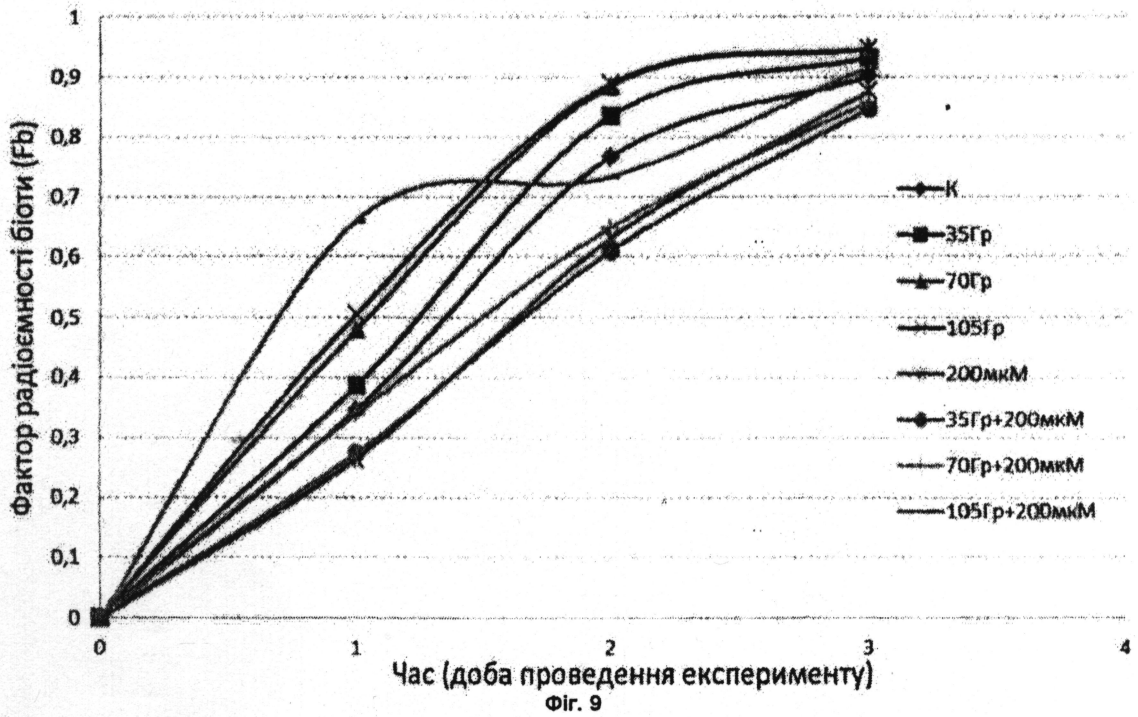
Фіг. 6



Фіг. 7



Фіг. 8



Комп'ютерна верстка Г. Паяльніков

Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, вул. М. Грушевського, 12/2, м. Київ, 01008, Україна

ДП "Український інститут промислової власності", вул. Глазунова, 1, м. Київ – 42, 01601

МІНІСТЕРСТВО ЕКОНОМІЧНОГО РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ УКРАЇНИ  
ДЕРЖАВНЕ ПІДПРИЄМСТВО  
"УКРАЇНСЬКИЙ ІНСТИТУТ ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ ВЛАСНОСТІ"  
(УКРПАТЕНТ)

вул. Глазунова, 1, м. Київ-42, 01601, Україна Тел.: (044) 494-05-05 Факс: (044) 494-05-06 E-mail: office@ukrpatent.org

25.09.2017 № 2-19-17-22048-A

Піскова Олена Вілліївна, а/с 4, м. Київ-186, 03186

стосовно патенту України на корисну модель № 119598, заявка № u201704431 від 04.05.2017

За дорученням Міністерства економічного розвитку і торгівлі України надсилаємо Вам патент України на корисну модель № 119598.

Подальше листування щодо патенту здійснюється за адресою: вул. Глазунова, 1, м. Київ-42, 01601.

Збір за 1-й рік чинності патенту у розмірі 15,00 грн. ( код - 13901 ) Вам необхідно сплатити з 25.09.2017 по 25.01.2018р.

Розмір і порядок сплати зборів за підтримання чинності визначається Порядком сплати зборів за дії, пов'язані з охороною прав на об'єкти інтелектуальної власності, затвердженим Постановою Кабінету Міністрів України від 23 грудня 2004 року № 1716 із змінами і доповненнями, внесеними постановою Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2007 року № 1148.

Сплата зборів за підтримання чинності наперед не передбачена.

Збір за кожний наступний рік сплачується відповідно до ст. 32 Закону "Про охорону прав на винаходи та корисні моделі" протягом останніх 4-х місяців поточного року дії.

Строк дії патенту відраховується від дати подання заявки.

**Реквізити для сплати зборів:**

<b>Отримувач:</b> ДП "Український інститут інтелектуальної власності" код ЗКПО 31032378 АТ "Укрексімбанк" м. Києва Р/р 26008020020371 (код банку 322313)	<b>Призначення платежу:</b> Збір 13901, підтримання чинності ПУ 119598 - 15,00 грн
---	---

Начальник відділу діловодства

О.Г.Бондаренко

Мурланова  
494-05-68

