

## ИССЛЕДОВАНИЕ КОМБИНИРОВАННОГО ВЛИЯНИЯ $\gamma$ -ОБЛУЧЕНИЯ И ФРАКЦИОНИРОВАННОГО ВНЕСЕНИЯ СОЛИ ТОКСИЧЕСКОГО МЕТАЛЛА $CdCl_2$ НА СОСТОЯНИЕ МОДЕЛЬНОЙ РАСТИТЕЛЬНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ

С. А. Пчеловская, Ю. А. Кутлахмедов

*Институт клеточной биологии и генетической инженерии НАН Украины, Киев*

Исследовано влияние острого  $\gamma$ -облучения и фракционированного внесения соли тяжелого металла кадмия на параметры радиоемкости водной культуры растений кукурузы. Контроль поведения этих показателей осуществлялся посредством регулярного измерения остаточного количества в воде специально внесенного в нее трассера - радиоактивного  $^{137}Cs$ . Оценив динамику показателей радиоемкости воды и биоты, ростовых характеристик, а также отношения скоростей поглощения и оттока трассера, получено, что все эти характеристики адекватно отражают изменение состояния биотической компоненты системы. Поведение этих показателей говорит о том, что фракционированное внесение соли  $CdCl_2$  положительно отражается на состоянии биоты, а наложение радиационного воздействия значительно усугубляет негативное влияние токсического металла. Для оценки взаимодействия факторов разной природы введен коэффициент синергизма. Его поведение свидетельствует о неаддитивном взаимодействии выбранных нами факторов. Наибольший синергизм присутствует во взаимодействии острого облучения в дозе 20 Гр и внесении соли кадмия в концентрации 50 мкМ/л со временем фракции 6 ч.

### Введение

Совместное влияние нескольких химических и физических факторов на биологические объекты природной среды - явление более чем распространенное в современной экологической ситуации. В частности, ионизирующее излучение редко влияет на биологические объекты независимо от факторов токсической, химической, биологической природы, в достаточном количестве присутствующих в окружающей среде. С неустанным развитием атомной промышленности и использованием различных химических веществ во всех сферах человеческой деятельности вероятность совместного влияния радиационного и токсического факторов возрастает. При одновременном воздействии факторы разной природы могут взаимодействовать между собой, вызывая при этом изменения в эффектах, оказываемых на объекты. Взаимодействие факторов может быть аддитивным (независимым), синергетическим (взаимное усиление негативных влияний) и антагонистическим (ослабление негативного суммарного эффекта). Совместное действие на биологические объекты  $\gamma$ -облучения и других факторов биологической, химической и физической природы представляет существенный интерес для экологов, радиобиологов, радиоэкологов, поскольку взаимодействие их может существенно отличаться от ожидаемого эффекта. Известен ряд работ, посвященных исследованию синергизма во взаимодействии ионизирующего излучения и токсикантов [5, 13, 14].

Существенный интерес представляют исследования совместного действия на модельную растительную экосистему острого  $\gamma$ -облучения в дозе 20 Гр и внесения соли тяжелого токсического металла кадмия в концентрации 50 мкМ/л в фракционированном режиме. Указанная доза облучения выбрана в качестве дозы, угнетающей рост растений кукурузы [6, 8]. Выбор соли кадмия в качестве токсического фактора обусловлен широким распространением этого металла в окружающей среде (ОС) [1]. Соединения кадмия играют важную роль в процессе жизнедеятельности животных и человека. В повышенных концентрациях кадмий токсичен, особенно в сочетании с другими токсичными веществами. ПДК<sub>в</sub> кадмия составляет 0,001 мг/дм<sup>3</sup> (лимитирующий показатель вредности - санитарно-токсикологический), ПДК<sub>вр</sub> - 0,0005 мг/дм<sup>3</sup> (лимитирующий показатель вредности - токсикологический) [2, Internet]. Таким образом, выбранная концентрация соли  $CdCl_2$  (соответствует

9,15 мг/л) составляет 100 ПДК для человека. На уровне растительной экосистемы эта концентрация токсична и приводит к канцерогенному эффекту [10, 11]. Известно также, что при определенных концентрациях и способах воздействия соли кадмия (в частности, хлорид кадмия) могут активизировать ростовые процессы растений [9]. Также и радиационное облучение в определенных дозах, при определенных режимах может стимулировать биологические процессы в живых организмах [3, 4].

Целью работы было исследование комбинированного влияния острого  $\gamma$ -облучения и внесения соли токсического металла кадмия на состояние модельной растительной экосистемы с помощью показателя радиоемкости по трассеру, а также оценка характера взаимодействия радиационного и токсического факторов.

### Теоретические предпосылки

Понятие радиоемкости впервые было использовано В. И. Корогодиным (1960) при нормировании радиоактивного загрязнения в результате аварии на Кыштымской АЭС [7]. Радиоемкость - это свойство экологической системы, характеризующее ее способность накапливать и удерживать радионуклиды без нарушения жизненно важных функций. Количественная характеристика этого свойства - фактор радиоемкости. Это безразмерная величина (от 0 до 1), которая определяет долю радионуклидов, накопленных системой от общего количества радионуклидов в среде [3]. Опытным путем доказано, что показатель фактора радиоемкости, который определялся отношением остаточного количества в среде специально внесенного радиоактивного трассера к начальному запасу, адекватно отображает изменение состояния биотического компонента нашей системы [8]. Дополнительным преимуществом применения радиоемкости как характеристики состояния биоты есть то, что этот показатель реагирует задолго до того, когда негативное влияние проявляется на биологических характеристиках благополучия экосистемы (численность видов в системе, биоразнообразие, прирост биомассы). Ухудшение способности биоты поглощать питательные вещества вследствие воздействия на систему вредными факторами, обязательно вызывало снижение показателя радиоемкости биоты [6, 8]. Отслеживая динамику поглощения искусственно внесенного  $^{137}\text{Cs}$ , который, как известно, является аналогом калия [4, 12], можно оценивать изменения скоростей поглощения/сбрасывания веществ биотическим компонентом системы.

Для того чтобы показать, как связан показатель радиоемкости с характеристиками процессов поглощения и обратного сбрасывания трассера, воспользуемся методом камерных моделей и представим экологическую систему в виде камер, между которыми постоянно происходит обмен веществами. Объект настоящего исследования - водная культура растений кукурузы. Это система из двух камер: биоты (растения кукурузы) и водной среды. В воду в качестве трассера вносится некоторое количество радионуклида. Растения будут поглощать радионуклид вместе с питательными веществами с некоторой скоростью поглощения  $a_{12}$  и сбрасывать их обратно в воду со скоростью оттока  $a_{21}$ . При воздействии на систему какого-либо вредного фактора (облучение, токсическое влияние) состояние биоты будет меняться (в худшую или в лучшую сторону) и будет происходить изменение скоростей поглощения и оттока. Процессы обмена веществами между этими двумя камерами описываются системой уравнений

$$\begin{aligned} \frac{\partial y(x)}{\partial x} &= a_{21}z(x) - a_{12}y(x), \\ \frac{\partial z(x)}{\partial x} &= a_{12}y(x) - a_{21}z(x), \end{aligned} \tag{1}$$

где  $y(x)$  - функция, характеризующая количество трассера в воде,  $Z(x)$  - в биоте. Решение этой системы дифференциальных уравнений следующее:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}} + a_{21} \{a_{21} + a_{12} e^{-(a_{12} + a_{21})x}\}, \quad (2)$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12}} + a_{21} \{1 - e^{-(a_{12} + a_{21})x}\},$$

где  $Y_0$  - исходный запас радионуклидов-трассеров в среде (воде).

При большом времени наблюдения по уравнениям (2) можно оценить факторы радиоемкости для воды и биоты как:

$$F_B = \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}, \quad (3)$$

$$F_{\text{Б}} = \frac{a_{12}}{a_{12} + a_{21}}. \quad (4)$$

Реально в эксперименте оценивалось  $F_B$  как отношение текущей активности по трассеру в воде к исходной, а  $F_{\text{Б}} = 1 - F_B$ . Следовательно, отслеживая поглощение искусственно внесенного в воду радионуклида-трассера, можно оценить отношение

$$\frac{F_{\text{Б}}}{F_B} = \frac{1 - F_B}{F_B}, \quad (5)$$

которое через систему уравнений (1) определяется как отношение скоростей поглощения и оттока трассера, и обозначить его как  $Z$ :

$$\frac{F_{\text{Б}}}{F_B} = \frac{a_{12}}{a_{21}} = Z. \quad (6)$$

Т. е. можно адекватно оценивать изменение состояния биотической компоненты системы по изменениям показателей факторов радиоемкости.

Для количественного описания взаимодействия исследуемых факторов ввели коэффициент синергизма, который определяли как

$$P = \frac{Z_{Cd+обл}}{Z_{Cd} \cdot Z_{обл}} \cdot Z_0, \quad (7)$$

где  $Z_0$  - отношение факторов радиоемкости биоты и воды контрольного варианта;  $Z_{Cd+обл}$  - отношение при комбинированном воздействии радиации и токсического металла;  $Z_{Cd}$  и  $Z_{обл}$  - отношения для независимых влияний каждого из факторов.

При  $P < 1$  - синергизм во взаимодействии факторов, т. е. факторы усиливают негативное влияние друг друга; при  $P = 1$  - аддитивность во взаимодействии факторов (независимое влияние каждого из факторов); при  $P > 1$  - антисинергизм, т. е. негативное влияние одного фактора уменьшается воздействием другого.

## Методика и материалы

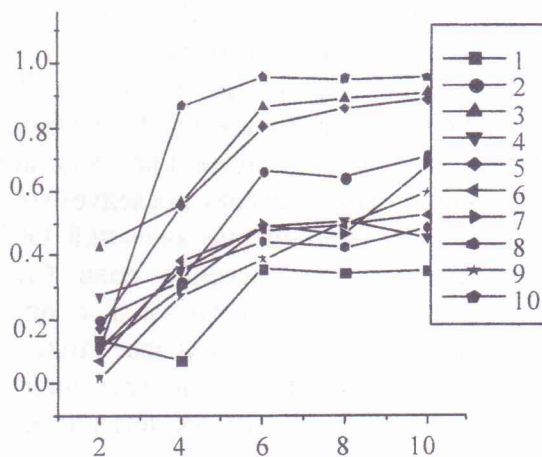
Исследовано влияние острого  $\gamma$ -облучения в дозе 20 Гр отдельно и в комбинации с внесением соли  $CdCl_2$  в концентрации 50 мкМ/л, фракционированном во времени, на упрощенную модель растительной экологической системы. Время между фракциями составляло 6, 10 и 24 ч; фракций было две, каждая - по 25 мкМ/л. В качестве объекта исследований использовалась водная культура растений кукурузы. Растения были разделены на 10 вариантов, каждый из которых подвергался воздействию факторов в определенной комбинации. Семена проращивались в термостате на увлажненной (дистиллированной водой) фильтровальной бумаге при температуре 24 °С. Трехдневные проростки кукурузы, согласно схеме эксперимента, предварительно облучали в дозе 20 Гр и высаживали на водную среду, куда вносили соль  $CdCl_2$ . Облучение проводилось на кобальтовой  $\gamma$ -установке «Исследователь», мощность дозы составляла 1,2 рад/с. В качестве трассера в воду был внесен радиоактивный  $^{137}Cs$ , по изменению содержания которого и наблюдали за изменением показателей скоростей поглощения и оттока и, следовательно, за изменением факторов радиоемкости компонента нашей системы. Исходная активность в каждой 0,5-литровой банке составляла 3000 Бк. Наблюдение осуществлялось путем регулярного (через день) отбора проб воды и измерения остаточной активности в ней. Параллельно следили и за ростовыми характеристиками растений: измеряли длину главного корня и определяли относительную скорость роста как отношение прироста длины корня за определенный временной интервал (в нашем случае – 2 сут) к этому интервалу.

## Результаты и обсуждение

Проведя обработку экспериментальных данных, получили возможность построить следующие временные зависимости чувствительных характеристик состояния исследуемой системы.

Рис. 1 отображает временную динамику изменения количества трассера в биотической компоненте нашей модельной системы (фактора радиоемкости биоты) для всех опытных вариантов.

Рис. 1. Динамика фактора радиоемкости растений кукурузы для всех вариантов. Ось абсцисс – дни измерений, сут; ось ординат – значения фактора радиоемкости растений. 1 – облучение в дозе 20 Гр в комбинации с внесением  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч; 2 – внесение  $CdCl_2$  (время фракции 6 ч) без облучения; 3 – облучение 20 Гр, без кадмия; 4 – 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 10 ч); 5 – 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 10 ч); 6 – 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 24 ч); 7 – 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 24 ч); 8 – 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  без фракции; 9 – 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  без фракции; 10 – контрольный вариант.



Видно, что фактор радиоемкости для контрольного варианта имеет наиболее высокие значения (чего и следовало ожидать) и к концу опыта эти значения приближаются к единице. Это еще раз подтверждает наше предположение, что радиоемкость системы в «благополучном» состоянии (по крайней мере, при отсутствии стрессовых воздействий) будет определяться радиоемкостью биотического компонента системы [3]. Среди вариантов, которые поддавались вредным воздействиям, наилучшие показатели радиоемкости имеет 3-й вариант, растения которого подвергались только облучению в дозе 20 Гр. Следовательно, облучение в

дозе 20 Гр оказывает сравнительно не такое существенное негативное влияние, как, например, это же облучение, но в комбинации с внесением соли  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч. Значения фактора радиоемкости вариантов растений, подвергавшимся только внесению соли  $CdCl_2$  в фракционированном режиме с временами фракции 10, 6 и 24 ч, имеют значения выше, чем для вариантов, подвергавшимся такому же внесению соли  $CdCl_2$ , но в комбинации с облучением. Это говорит о том, что фракционирование токсического фактора само по себе оказывает меньшее негативное влияние, чем одномоментное внесение соли  $CdCl_2$  в концентрации 50 мкМ/л. Это видно из сравнения кривых 5, 2, 7 с кривой 9. При наложении радиационного облучения наблюдается ухудшение показателей состояния системы, и при фракционированном и при одномоментном внесении соли  $CdCl_2$ . Наиболее негативное воздействие на показатели фактора радиоемкости оказало совместное действие облучения и внесения токсиканта со временем фракции 6 ч (1-й вариант).

Подобным образом ведут себя и ростовые характеристики, что видно из рис. 2, отражающего динамику относительной скорости роста проростков кукурузы.

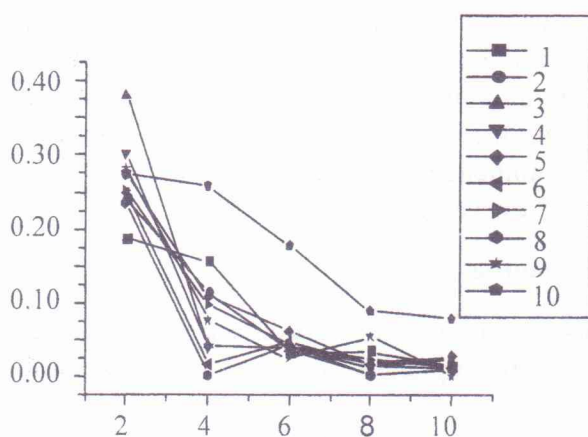


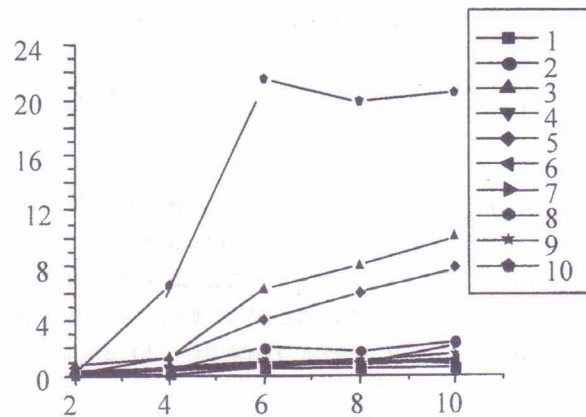
Рис. 2. Динамика относительной скорости роста растений кукурузы для всех вариантов. Ось абсцисс — дни измерений, сут; ось ординат — значения ОСР. 1 — облучение в дозе 20 Гр в комбинации с внесением  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч; 2 — внесение  $CdCl_2$  (время фракция 6 ч) без облучения; 3 — облучение 20 Гр без кадмия; 4 — 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 10 ч); 5 — 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 10 ч); 6 — 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 24 ч); 7 — 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 24 ч); 8 — 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  без фракции; 9 — с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 0 ч) без облучения; 10 — контрольный вариант.

Наилучшие значения относительной скорости роста (ОСР) на протяжении опыта (за исключением первых дней) — для контрольного варианта. В начале опыта, как видно, ОСР для 3-го варианта, подвергнувшегося только облучению, имела самые высокие значения, даже в сравнении с контрольным вариантом. В последующие двое суток наблюдалось значительное уменьшение показателей ОСР для большинства опытных вариантов, после чего скорость роста снижалась, но более плавно до конца опыта. Для всех остальных вариантов, которые поддавались воздействию исследуемых факторов, поведение ОСР носит общий характер — наблюдается уменьшение значений ОСР к концу опыта, с некоторыми отклонениями по ходу. Видно, что внесение соли  $CdCl_2$  оказывает угнетающее действие на ростовые показатели растений кукурузы. Т. е. получено подтверждение того, что внесение соли  $CdCl_2$  в данной концентрации оказывает токсическое действие на растения кукурузы [10, 11, 15].

Также была построена временная зависимость для отношения факторов радиоемкости биоты и воды  $Z$ , которое является хорошей характеристикой изменения скоростей поглощения и оттока трассера.

Из рис. 3 видно, что наиболее высокие значения соотношения скоростей поглощения и оттока трассера для контроля, т. е. скорость поглощения радионуклида-трассера растением контрольного варианта значительно больше скорости обратного его сбрасывания в воду. Приблизительно в два/три раза меньше значение соотношения скоростей для 3-го варианта, растения которого только облучали (кривая 3). Отношение  $Z$  для варианта, подвергнувшегося только внесению соли  $CdCl_2$  со временем фракции 10 ч, меньше контрольного в четыре/пять раз и к концу опыта достигает значения максимального своего значения — шесть. Значения  $Z$  для всех остальных вариантов на протяжении опыта не превышают двух, и только для 2-го варианта это отношение достигает значения 2,46.

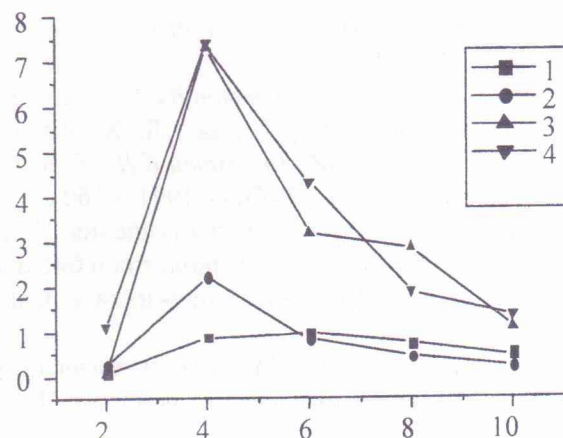
Рис. 3. Динамика отношения фактора радиоемкости растений кукурузы к фактору радиоемкости воды для всех вариантов. Ось абсцисс – дни измерений, сут; ось ординат – значения  $Z$ . 1 – облучение в дозе 20 Гр в комбинации с внесением  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч; 2 – внесение  $CdCl_2$  (время фракции 6 ч) без облучения; 3 – облучение 20 Гр без кадмия; 4 – 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 10 ч); 5 – 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 10 ч); 6 – 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 24 ч); 7 – 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 24 ч); 8 – 20 Гр с внесением  $CdCl_2$  без фракции; 9 – 0 Гр с внесением  $CdCl_2$  (время фракции 0 ч); 10 – контрольный вариант.



Наиболее низкие значения  $Z$  в ходе всего эксперимента имеет для 1-го варианта, растения которого подвергались совместному влиянию облучения в дозе 20 Гр и внесения  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч. Следовательно, можно сделать вывод, что фракционирование токсического влияния, как таковое, оказало положительное влияние на характеристики состояния проростков кукурузы. Наиболее благоприятно сказалась фракция со временем 10 ч без облучения. А наиболее негативное влияние на параметры радиоемкости оказало комбинирование облучения в дозе 20 Гр и внесения соли кадмия со временем фракции 6 ч, что свидетельствует о том, что наложение радиационного воздействия усиливает негативное влияние токсического воздействия.

С помощью полученных значений  $Z$ , мы определили значения коэффициента  $P$  и построили его временную зависимость (рис. 4).

Рис. 4. Временная динамика коэффициента синергизма  $P$ . По оси абсцисс – дни измерений, сут; по оси ординат – значение  $P$ . 1 – облучение в дозе 20 Гр в комбинации с внесением  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч; 2 – облучение с внесением  $CdCl_2$  со временем фракции 10 ч; 3 – облучение с  $CdCl_2$  со временем фракции 24 ч; 4 – облучение с внесением  $CdCl_2$  без фракционирования.



Видно, что четкий синергизм на протяжении всего опыта присутствует во взаимодействии облучения проростков в дозе 20 Гр и фракционированного внесения соли  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч, поскольку значение  $P$  не превышает единицы. С увеличением времени фракции происходит изменение характера взаимодействия физического и химического факторов в сторону антисинергизма. При фракционировании внесения со временем фракции 10 ч взаимное ослабление негативного влияния двух факторов наблюдается в течение первых 4 сут, после чего характер взаимодействия также становится синергетическим. В случаях, когда соль  $CdCl_2$  вносили со временем фракции 24 ч, а также сразу (без фракции) 50 мкМ/л, в первые 4 сут наблюдается значительное ослабление негативного влияния острого ионизирующего облучения за счет внесения в среду обитания растений соли токсического металла  $CdCl_2$ . Затем постепенно значение  $P$  приближается к 1.

Итак, видно, что радиационный и токсический факторы, воздействуя на растительную экологическую систему, взаимодействуют между собой. Характер взаимодействия при всех/разных комбинациях облучения и внесения соли  $CdCl_2$  неаддитивен.

### Выводы

Предложенные для оценки состояния модельной растительной экосистемы фактор радиоемкости и отношение фактора радиоемкости биоты к фактору радиоемкости воды  $Z = F_0 / F_в$ , позволяют адекватно оценить изменения состояния исследуемого объекта вследствие независимого и комбинированного воздействий радиационного и токсического факторов. Поведение этих показателей согласуется с изменениями ростовых характеристик растений.

Динамика этих показателей позволила выявить наличие восстановления растений после воздействия дробного внесения токсического металла. Установлено, что чем больше время фракции токсического воздействия, тем благоприятнее это отражается на показателях состояния. Вместе с тем при наложении на фракционированное воздействие токсикантом острого  $\gamma$ -облучения в дозе 20 Гр характеристики состояния системы значительно ухудшаются.

С целью количественной оценки взаимодействия радиационного и токсического влияний был предложен коэффициент синергизма  $P$  (7), значение которого определяли через значения отношений факторов радиоемкости  $Z$  для разных вариантов. Из полученных данных следует, что при комбинировании острого  $\gamma$ -облучения в дозе 20 Гр и внесения соли  $CdCl_2$  со временем фракции 6 ч наблюдается отчетливый синергизм. Для других комбинаций радиационного и токсического факторов также наблюдается неаддитивное взаимодействие.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абрамова Ж.И.* Кадмий и его соединения // Вредные вещества в промышленности. - М., 1965. - Т. 2. - С. 365 - 372.
2. *Беспамятов Г.П., Кротов Ю.А.* Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде: Справ. - Л.: Химия, 1985. - 528 с.
3. *Гродзинский Д.М., Коломиец К.Д., Кутлахмедов Ю.А.* Антропогенная радионуклидная аномалия и растения. - Киев: Лыбидь, 1991. - 160 с.
4. *Кравец А.П.* Кинетика поступления  $^{137}Cs$  в растения гороха и возможности ее модификации гамма-облучением // Физиология и биохимия культ. растений. - 2000. - Т. 32, № 6. - С.500 - 505.
5. *Кузин А.М.* Проблемы синергизма в радиобиологии // Изв. АН СССР. Сер. биол. - 1983, № 4. - С. 485 - 502.
6. *Кутлахмедов Ю.А.* Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии. Ч. 1. Долгосрочные радиоэкологические проблемы Чернобыльской аварии и контрмеры. - Киев: МЕДЭКОЛ, 1998. - 172 с.
7. *Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Корогодин В.И.* Принципы и методы оценки радиоемкости экологических систем // Эвристичность радиобиологии: Сб. науч. тр. - Киев: Наук. думка, 1998. - С. 109 - 115.
8. *Кутлахмедов Ю.А., Балан П.П., Пчеловська С.А.* Аналіз та моделювання радіоемності екосистем по трасеру як показника благополуччя системи // Матеріали Міжнар. конф. "Антропогенно змінене середовище України: ризики для здоров'я населення та екологічних систем". - Київ: Чорнобильінформ, 2003. - С. 469 - 476.
9. *Мельничук Ю.П.* Активация кадмием произрастания семян и начальных этапов роста растений // Микроэлементы в обмене веществ и продуктивности растений: Сб. науч. тр. - Киев: Наук. думка, 1984. - С. 117 - 121.
10. *Мельничук Ю.П.* Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений. - Киев: Наук. думка, 1990. - 148 с.
11. *Мельничук Ю.П., Лишко А.К.* Влияние ионов кадмия на деление клеток меристемы корней кукурузы // Физиология и биохимия культ. растений. - 1991. - Т. 23, № 3. - С. 291 - 293.
12. *Микроэлементы в обмене веществ и продуктивности растений: Сб. науч. тр. - Киев, 1984.*

13. Петин В.Г., Комаров В.П. Количественное описание модификации радиочувствительности - М.: Энергоатомиздат, 1989. - 192 с.
14. Петин В.Г., Рябченко Н.И., Суринов Б.П. Концепции синергизма в радиобиологии // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1997. - Т. 37, вып. 4. - С. 482 - 487.
15. Терек К.В., Юревич М.С., Рачевська Н.Я. Нагромадження кадмію проростками кукурудзи та їх реакція на токсичну дію металу // Физиология и биохимия культ. растений. - 2000. - Т. 32, № 6. - С. 506 - 511.

**ДОСЛІДЖЕННЯ КОМБІНОВАНОГО ВПЛИВУ  $\gamma$ -ОПРОМІНЕННЯ ТА ФРАКЦІОНОВАНОГО ВНЕСЕННЯ СОЛІ ТОКСИЧНОГО МЕТАЛУ  $CdCl_2$  НА СТАН МОДЕЛЬНОЇ РОСЛИННОЇ ЕКОСИСТЕМИ**

**С. А. Пчеловська, Ю. О. Кутлахмедов**

Досліджено вплив гострого  $\gamma$ -опромінення та фракціонованого внесення солі токсичного металу кадмію на параметри радіємності водної культури рослин кукурудзи. Контроль поведінки цих показників здійснювався шляхом регулярного вимірювання остаточної кількості у воді спеціально внесеного в неї трасера - радіоактивного  $^{137}Cs$ . Оцінивши динаміку показників радіємності води та біоти, ростових характеристик, а також відношення швидкостей поглинання й відтоку трасера, отримано, що всі ці характеристики адекватно відображають зміни стану біотичної компоненти системи. Поведінка цих показників говорить про те, що фракціоноване внесення солі  $CdCl_2$  позитивно відбивається на стані біоти, а накладення радіаційного впливу значно поглиблює негативну дію токсичного металу. Для оцінки взаємодії факторів різної природи введено коефіцієнт синергізму. Його поведінка свідчить про те, що вибрані нами фактори неадитивно взаємодіють один з одним. Найбільший синергізм характерний для взаємодії гострого опромінення в дозі 20 Гр і внесенні солі кадмію в концентрації 50 мкМ/л з часом фракції 6 год.

**THE INVESTIGATION OF THE COMBINED INFLUENCE OF  $\gamma$ -IRRADIATION AND THE SALT OF TOXIC METAL  $CdCl_2$  FRACTURED INSERTION TO THE STATE OF MODELLING PLANT ECOSYSTEM**

**S. A. Pchelovskaya, Yu. A. Kutlahmedov**

It was investigated the influence of acute  $\gamma$ -irradiation and fractured insertion of the hard metal cadmium salt to the water culture of maize plants radiocapacity parameters. The control of these characteristics behaviour was carried out through the regular measuring of the residual activity in water by the special injection of tracer, the radioactive  $^{137}Cs$ . After estimation of water and biota radiocapacity indexes, the growth characteristics ratio of absorption and of flow-out velocity, we have concluded that all these characteristics are good representing of changes of the biotic system component's state. Behaviour of these characteristics is an evidence of the positive influence on biota by fractured insertion of salt  $CdCl_2$ ; and that superposition of radiation action greatly increases the negative influence of toxic metal. For estimation of the different nature factors interaction we have proposed the synergism coefficient. Its behaviour is an evidence of the non-additive interaction of chosen factors. Maximal synergism is present on interaction of acute gamma-irradiation on dose 20 Gy and by insertion of cadmium salt with concentration 50 mkM/l during the time of fraction 6 hours.

Надійшла до редакції 23.02.04,  
після доопрацювання – 19.05.04.