

УДК [577.34:(582.52:575.2)] (285.33)

Н. Л. Шевцова, Д. И. Гудков

**ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ НАРУШЕНИЯ У ТРОСТНИКА
ОБЫКНОВЕННОГО *PHRAGMITES AUSTRALIS* В
ВОДОЁМАХ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ
ОТЧУЖДЕНИЯ**

Исследованы цитогенетические нарушения в апикальных клетках корневой меристемы тростника обыкновенного, произрастающего в водоёмах Чернобыльской зоны отчуждения с разным уровнем радионуклидного загрязнения. Проанализированы показатели частоты и основные типы хромосомных aberrаций. Установлено, что частота хромосомных aberrаций у растений из водоёмов Чернобыльской зоны отчуждения превышает уровень спонтанного мутагенеза гидробионтов в 2—6 раз и находится в степенной зависимости от мощности поглощенной дозы.

Ключевые слова: хромосомные aberrации, тростник обыкновенный, поглощенная доза, водоёмы Чернобыльской зоны отчуждения.

Одной из важнейших проблем в современной радиэкологии является оценка биологических эффектов хронического действия малых доз ионизирующего излучения (ИИ). Пресноводные экосистемы Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) в этом отношении исследованы недостаточно. Основные результаты получены для животных — рыб и моллюсков [11, 23, 27], в то время как пресноводные растительные организмы остаются практически неизученными.

Из всего спектра воздействия ИИ на живой организм наиболее опасным является мутагенность. Большинство исследований по определению мутагенного эффекта ИИ в естественных условиях произрастания проведено на наземных растениях, в основном на видах семейства злаковых [7, 9, 10]. Чаще всего хромосомные нарушения изучают на проростках семян, собранных с растений из радиоактивно неблагоприятных зон [22, 29]. Работы, анализирующие цитогенетические нарушения у вегетирующих высших водных растений из водоёмов, подвергшихся интенсивному радионуклидному загрязнению, практически отсутствуют.

Одним из наиболее распространенных воздушно-водных растений является тростник обыкновенный *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steud — крупный корневищный злак, повсеместно встречающийся как в пресных, так и солоноватых водоёмах. Это растение неприхотливо к условиям произ-

© Н. Л. Шевцова, Д. И. Гудков, 2012

растения и является водным гемикриптофитом, охтогидрофитом, гелофитом, анемофилом, анемохором и К-стратегом, его оптимальное развитие отмечается в пресноводных биотопах на глубине 0,5—0,7 м [14]. В водоёмах заросли тростника играют роль своеобразного биофильтра, аккумулирующего азот, фосфор, пестициды, тяжелые металлы и радионуклиды [11, 13—15]. Биологические характеристики этого растения изучены достаточно полно [13—15, 26], что связано с его активным использованием в народном хозяйстве в качестве строительного материала, биотоплива, биофильтра на очистных сооружениях и т. п. [15]. Поэтому, с нашей точки зрения, тростник обыкновенный является одним из наиболее перспективных объектов для проведения радиоэкологических исследований *in situ*.

Основной задачей исследований была оценка уровня хромосомных повреждений в клетках корневых меристем тростника обыкновенного, произрастающего в водоёмах ЧЗО, с учетом мощности поглощенной растением дозы ионизирующего излучения.

Материал и методика исследований. Исследования проводили в 2006—2010 гг. в водоёмах ЧЗО: оз. Азбучин, Яновском (Припятском) затоне, водоёме-охладителе (ВО) ЧАЭС, реках Припяти (г. Чернобыль) и Уж (с. Черевач), а также в озёрах одамбированной части левобережной поймы р. Припяти (Красненской поймы) — Глубоком и Далёком. Для сравнительных исследований отбирали пробы в Киевском (с. Страхолесье и с. Лютеж) и Каневском (г. Киев) водохранилищах, в озёрах Голосеевском и Вербном (г. Киев) с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения.

Объектом исследований служили клетки корневой меристемы тростника обыкновенного. Выбор этого вида в качестве референтного для радиоэкологических исследований водоёмов ЧЗО обусловлен рядом следующих причин: широким распространением в водоёмах украинского Полесья, значительная территория которого вошла в состав ЧЗО после аварии на ЧАЭС [12], доминированием в большинстве сообществ воздушно-водных растений прибрежной и мелководной зоны водоёмов Полесья [12], высокой способностью концентрировать основные дозообразующие радионуклиды чернобыльского происхождения [16, 26], а также хорошей изученностью эколого-биологических особенностей [14, 15].

Для проведения цитогенетического анализа использовали апикальные клетки корневой меристемы растения. Пробы фиксировали на месте отбора в свежеприготовленной и охлажденной смеси Кларка. Окрашивание проводили 1%-ным раствором ацетоорсеина по анафазному экспресс-методу, модифицированному для высших водных растений [21, 30]. В каждом препарате анализировали все ана-телофазные клетки (715—9260 ана-телофаз в 6—30 препаратах на вариант) и учитывали долю клеток с цитогенетическими нарушениями. Анализ основных типов нарушений проводили с выделением одиночных и парных фрагментов и мостов, а также множественных нарушений. Отставание хромосом не регистрировали. Добавочные полюса деления за весь период исследований встречались очень редко — не более трех на каждый вариант, поэтому в спектре цитогенетических нарушений их не учитывали. Препараты исследовали под микроскопом Zeiss Primo Star

при увеличении 10×100. Статистический анализ показателей хромосомных нарушений выполняли стандартными методами [25].

Для дозозависимой оценки анализируемых цитогенетических эффектов проводили расчёт дозовой нагрузки на тростник из водоёмов с разным уровнем радионуклидного загрязнения. Мощность поглощенной дозы ионизирующего излучения на растение рассчитывали с учетом внешнего облучения от фоновых источников и внутреннего облучения от инкорпорированных в тканях радионуклидов. Для расчётов использовали усредненные данные удельной активности в целом растении, удельной активности донных отложений и водных масс [16]. Уровень внешнего фона измеряли с помощью радиометров ДКС-01 и СРП-68-03 (модель для измерения дозы в жидких средах).

Внутреннюю дозу облучения (D_{int}) рассчитывали по содержанию радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в растении с использованием расчётных дозовых коэффициентов [32, 33] по формуле

$$D_{int} = \sum_i C_i^{int} \cdot DCC_{int,i}, \quad (1)$$

где C_i^{int} — средняя удельная активность i -того радионуклида в тканях тростника (Бк/кг естественной влажности); $DCC_{int,i}$ — коэффициент преобразования дозы для внутреннего облучения, учитывающий соотношение между средней удельной активностью i -того радионуклида в исследуемом организме и поглощенной дозой для этого организма ($\text{мкГр}\cdot\text{ч}^{-1}/\text{Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$ естественной влажности).

Расчёт мощности поглощенной дозы от внешнего облучения (D_{ext}) проводили по формуле

$$D_{ext} = D_{wat} + D_{bkg} + p_{biom} D_{sed}, \quad (2)$$

где D_{wat} — мощность поглощенной дозы от водной массы со взвешенным веществом ($\text{мкГр}/\text{ч}$); D_{bkg} — мощность поглощенной дозы в воздухе от фоновых γ -источников ($\text{мкГр}/\text{ч}$); D_{sed} — мощность поглощенной дозы от донных отложений ($\text{мкГр}/\text{ч}$), p_{biom} — коэффициент, учитывающий долю придаточных корневищных почвенных корней [1, 20] в общей биомассе растения (%).

Мощность поглощенной дозы от водной массы со взвешенным веществом рассчитывали исходя из удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs по формуле

$$D_{wat} = \sum_i C_i^{wat} \cdot DCC_{ext,i}, \quad (3)$$

где C_i^{wat} — средняя активность i -того радионуклида в водной массе (Бк/л); $DCC_{ext,i}$ — коэффициент преобразования дозы для внешнего облучения [33], учитывающий соотношение между средней удельной активностью i -того радионуклида в водной массе и поглощенной дозой для организма ($\text{мкГр}\cdot\text{ч}^{-1}/\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$).

Мощность поглощенной дозы от донных отложений рассчитывали исходя из удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs по формуле

$$D_{sed} = \sum_i C_i^{sed} \cdot DCC_{ext,i}, \quad (4)$$

где C_i^{sed} — средняя активность i -того радионуклида в донных отложениях (Бк/кг естественной влажности); $DCC_{ext,i}$ — коэффициент преобразования дозы для внешнего облучения [33], учитывающий соотношение между средней удельной активностью i -того радионуклида в донных отложениях и поглощенной дозой для растения ($\text{мкГр} \cdot \text{ч}^{-1} / \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ естественной влажности).

Общую мощность поглощенной дозы (D_{total}) определяли как сумму внутренней и внешней доз:

$$D_{total} = D_{ext} + D_{int}, \quad (5)$$

где D_{ext} — суммарная внешняя поглощенная доза (мкГр/ч); D_{int} — суммарная внутренняя поглощенная доза (мкГр/ч). Погрешность оценки дозовых нагрузок не превышала 25—30%.

Результаты исследований и их обсуждение

Повреждение молекул ДНК при действии ИИ относят к стохастическим эффектам [19, 28]. Однако при подсчёте таких событий на одну, среднюю по размерам клетку (например, лимфоцит человека) при облучении в дозе 0,01 Гр на 1000 клеток приходится около 400 двунитевых и около 2000 однонитевых разрывов ДНК [8]. При хроническом облучении в малых дозах этот поток молекулярных повреждений постоянно поддерживается, кроме того наблюдается ослабление интенсивности процессов репарации ДНК: снижение синтеза альфа- и бета-полимераз [6], затрудняется доступ ферментов репарации к повреждениям из-за недостаточной релаксации гетерохроматина [3], не активируется блокада перехода от клеточной стадии G2 к стадии M, что приводит к отключению репарации двунитевых разрывов, и др. [2—4, 8]. С точки зрения острого облучения и радиочувствительности, доза ИИ, которую получает вегетирующее растение в водоёмах ЧЗО в течение года, относится к диапазону малых. Начиная с годовой дозы 8,8 сГр (100 мкГр/ч) уже возможны значимые изменения в популяциях живых организмов [23]. Кроме того, учитывая показанную многочисленными исследователями [2—4, 24] разницу в эффективности острого и хронического облучения, можно предположить, что в водоёмах ЧЗО многолетнее действие ИИ приводит к накоплению груза генетических повреждений, проявляющегося в повышенных значениях частоты aberrантных анафаз (ЧАА). Результаты расчёта дозовых нагрузок на тростник в полигонных водоёмах ЧЗО приведены в таблице 1.

Расчётные дозовые нагрузки на тростник обыкновенный в водоёмах ЧЗО в 2006—2010 гг. находились в диапазоне средних значений — 0,14—12,00 сГр/год. По уменьшению мощности поглощенной дозы исследуемые водоёмы располагались в следующем порядке: оз. Глубокое >

1. Диапазоны мощности поглощенной дозы на тростник обыкновенный *Phragmites australis* в водоёмах Чернобыльской зоны отчуждения за период 2006—2010 гг., мкГр/ч (средние значения)

Водоёмы	Мощность дозы от внешнего γ -фона	Мощность дозы от удельной активности радионуклидов в воде	Мощность дозы от удельной активности радионуклидов в донных отложениях*	Мощность дозы от внутреннего облучения	Мощность суммарной дозы
оз. Глубокое	4,9—20,0	7,9E-03— 1,1E-02	1,4E-01— 7,9E-01	1,1E-01— 1,1	5,2—21,9
оз. Далёкое	3,1—3,5	6,3E-03— 8,3E-03	7,9E-01— 1,6	4,6E-02— 7,8E-01	3,9—5,9
ВО ЧАЭС	8,7E-01— 1,0	8,8E-04— 1,0E-03	4,9E-02— 5,0E-01	4,0E-02— 2,9E-01	9,6E-01— 1,8
оз. Азбучин	5,2E-01— 6,7E-01	1,0E-02— 2,3E-02	1,9 E-02— 3,0 E-02	4,0E-02— 1,1E-01	7,6E-01— 8,3E-01
Яновский затон	5,6E-01— 6,1E-01	3,9E-03— 5,0E-03	8,8E-02— 1,2E-01	7,1E-03— 6,7E-02	6,6E-01— 8,0E-01
р. Припять	1,3E-01— 2,4E-01	4,1E-05— 6,6E-05	5,2E-02— 8,0E-02	5,0E-04— 3,0E-03	1,8E-01— 3,2E-01
р. Уж	1,0E-01— 1,6E-01	3,2E-07— 4,8E-07	1,8E-02— 3,6E-02	3,0E-04— 9,0E-04	1,2E-01— 2,0E-01

Примечание. Выражение E-01 обозначает $\cdot 10^{-1}$. * Мощность поглощенной дозы от радионуклидов, депонированных в донных отложениях, рассчитана для придаточных корневищных почвенных корней, с учетом их доли в биомассе целого растения в зависимости от типа субстрата [20]: озёра Далёкое, Глубокое — сильно заиленные пески (10% общей биомассы), ВО ЧАЭС, оз. Азбучин, Яновский затон — пески (25%), реки Припять и Уж — заиленные пески (20%).

оз. Далёкое > ВО ЧАЭС > оз. Азбучин \geq Яновский затон > р. Припять > р. Уж. Мощность поглощенной дозы для растений Киевского, Каневского водохранилищ и контрольных озёр не превышала 0,06 сГр/год.

Цитогенетические исследования апикальных клеток корневой меристемы тростника (табл. 2) свидетельствуют о повышенном уровне хромосомных нарушений у растений из замкнутых и слабопроточных водоёмов ЧЗО (озера Глубокое, Далёкое, Азбучин, ВО ЧАЭС и Яновский затон) по сравнению с проточными (реки Припять и Уж), отличающимися более низким радионуклидным загрязнением, и водными объектами с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения. Наибольшие значения ЧАА отмечены у растений из озёр Далёкого и Глубокое, которые расположены на одамбированной территории левобережной поймы р. Припяти — одного из наиболее загрязнённых радионуклидами участков украинской территории ЧЗО.

В течение вегетационного периода значение ЧАА увеличивалось в корневой меристеме тростника из озёр Глубокое, Далёкое, Азбучин и ВО

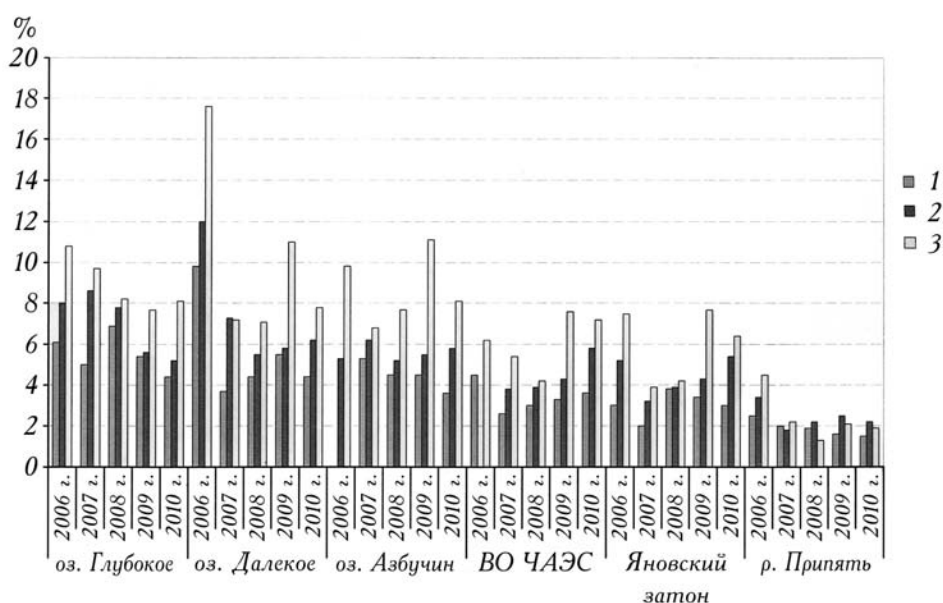
2. Среднегодовые значения частоты aberrантных анафаз в клетках корневых меристем тростника обыкновенного из полигонных и фоновых водоёмов (2006—2010 гг.)

Водоёмы	Количество проанализированных корней	Количество проанализированных анафаз и ранних телофаз	Доля aberrантных клеток, %	
			$M \pm m$	Доверительный интервал при $p = 0,05$
2006 г.				
оз. Глубокое	11	1336	$10,82 \pm 1,35$	7,80—13,84
оз. Далёкое	16	1802	$17,78 \pm 1,55$	14,58—20,98
оз. Азбучин	11	1243	$9,75 \pm 1,24$	6,75—11,17
Яновский затон	19	1280	$7,50 \pm 1,76$	3,82—10,18
ВО ЧАЭС	19	1785	$6,14 \pm 0,36$	5,33—6,95
р. Припять	8	1802	$4,47 \pm 0,75$	2,17—6,77
р. Уж	6	878	$2,15 \pm 0,24$	1,49—2,80
Голосеевское оз. (г. Киев)	6	715	$1,86 \pm 0,36$	1,64—2,08
Киевское вдхр. (с. Лютеж)	8	1002	$2,12 \pm 0,22$	1,88—2,35
2007 г.				
оз. Глубокое	22	8365	$7,77 \pm 0,72$	6,96—9,51
оз. Далёкое	20	9048	$6,05 \pm 1,01$	4,39—7,71
оз. Азбучин	12	3947	$5,36 \pm 0,94$	4,75—5,98
Яновский затон	21	5277	$3,04 \pm 0,37$	2,35—3,16
ВО ЧАЭС	12	3758	$3,53 \pm 0,46$	2,54—3,92
р. Припять	7	2600	$2,42 \pm 0,45$	1,57—3,28
Киевское вдхр. (с. Лютеж)	6	1009	$2,12 \pm 1,24$	1,37—2,88
2008 г.				
оз. Глубокое	26	8048	$7,62 \pm 0,66$	6,40—9,31
оз. Далёкое	30	9260	$5,66 \pm 0,83$	4,23—7,00
оз. Азбучин	29	7620	$5,71 \pm 0,44$	4,42—6,92
Яновский затон	26	8080	$3,09 \pm 0,32$	2,89—3,55
ВО ЧАЭС	29	6489	$3,95 \pm 0,65$	3,48—4,21
р. Припять	28	7875	$1,82 \pm 0,42$	1,28—2,35
Киевское вдхр. (с. Страхолесье)	10	4223	$3,18 \pm 1,01$	2,58—3,78

Продолжение табл. 2

Водоёмы	Количество проанализированных корней	Количество проанализированных анафаз и ранних телофаз	Доля aberrantных клеток, %	
			$M \pm m$	доверительный интервал при $p = 0,05$
Киевское вдхр. (с. Лютеж)	8	2812	$2,56 \pm 0,76$	1,72—3,40
Каневское вдхр. (зал. Оболонь, г. Киев)	6	1745	$2,10 \pm 0,34$	1,85—2,39
2009 г.				
оз. Глубокое	21	4850	$5,91 \pm 0,55$	4,65—7,17
оз. Далёкое	7	1863	$5,05 \pm 0,75$	3,93—6,17
оз. Азбучин	23	7508	$5,53 \pm 0,49$	3,67—7,40
Яновский затон	17	6283	$3,83 \pm 0,62$	2,84—4,82
ВО ЧАЭС	22	9257	$3,85 \pm 0,56$	2,52—5,08
р. Припять	7	997	$2,46 \pm 0,68$	0,86—4,07
Киевское вдхр. (с. Страхолесье)	10	1737	$3,33 \pm 0,53$	1,16—4,89
Киевское вдхр. (с. Лютеж)	12	1806	$2,18 \pm 0,66$	1,19—3,17
2010 г.				
оз. Глубокое	8	2900	$10,86 \pm 0,72$	8,92—12,79
оз. Далёкое	9	3046	$11,00 \pm 0,97$	8,22—13,78
оз. Азбучин	11	4671	$9,27 \pm 0,66$	5,37—7,79
Яновский затон	13	3237	$3,80 \pm 0,93$	4,62—5,42
ВО ЧАЭС	11	2737	$4,47 \pm 0,87$	3,62—5,32
р. Припять	12	3491	$2,54 \pm 0,34$	1,67—3,40
Киевское вдхр. (с. Страхолесье)	10	2674	$2,28 \pm 0,65$	2,13—2,43
Киевское вдхр. (с. Лютеж)	10	3052	$2,00 \pm 0,49$	1,79—2,20
Каневское вдхр. (зал. Оболонь, г. Киев)	12	3994	$2,26 \pm 0,44$	2,19—2,33

ЧАЭС, где средние дозовые нагрузки на растение составляют 0,7—12 сГр/год. С мая по октябрь доля клеток с хромосомными aberrациями возрастала почти в два раза (рис. 1).

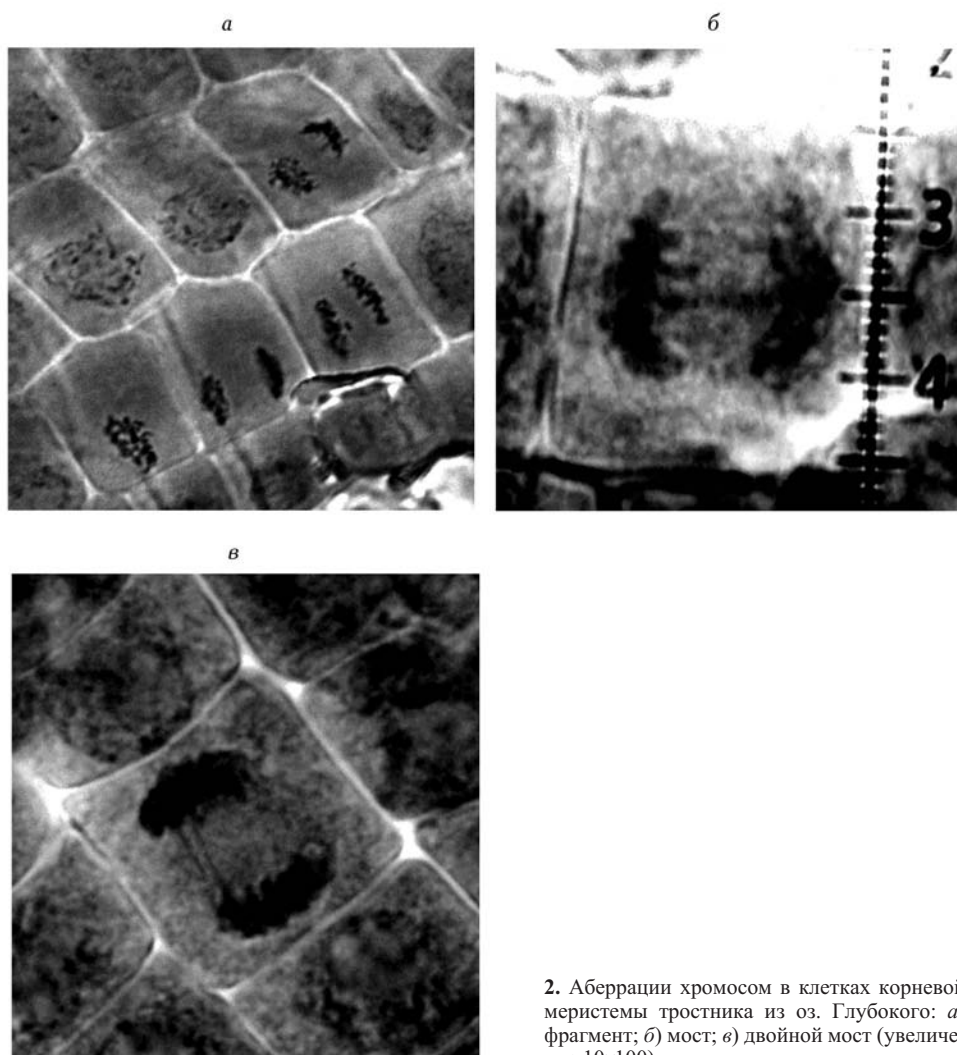


1. Частота цитогенетических нарушений в клетках корневой меристемы тростника из водоёмов Чернобыльской зоны отчуждения, %: 1 — весна; 2 — лето; 3 — осень.

Можно предположить несколько причин увеличения количества цитогенетических повреждений в клетках корневой меристемы в летне-осенний период. Во-первых, это может быть вызвано так называемым старением клеток и накоплением в них сублетальных повреждений ДНК хромосом, которые не репарируются, а накапливаются с каждым последующим делением клетки [32]. Изменение ЧАА также может быть связано с особенностями вегетационного цикла тростника: в июне — июле происходит рост и активное ветвление корневищ и закладка почек возобновления, из которых формируются генеративные побеги следующего года [15]. В этот период интенсивность метаболических процессов в тростнике повышается [20]. Ряд авторов отмечает, что в летний период в его корнях наблюдается максимальная за весь год концентрация ^{137}Cs [16, 26, 31]. Таким образом, можно предположить, что в летне-осенний период вследствие интенсификации обмена веществ и накопления радионуклидов происходит увеличение дозовой нагрузки за счет внутреннего облучения, что также отражается на повышении значений ЧАА к концу вегетационного сезона.

Контроль соотношения хромосомных нарушений разного типа очень важен при проведении радиоэкологических исследований. Механизм формирования аберрации зависит от природы действующего фактора, который обуславливает образование как собственно структурных нарушений хромосом, так и митотических аномалий [7, 8, 29].

На рисунке 2 представлены микрофотографии разных типов хромосомных аберраций в клетках корневой меристемы тростника. Среди множественных аберраций встречаются различные комбинации фрагментов и/или

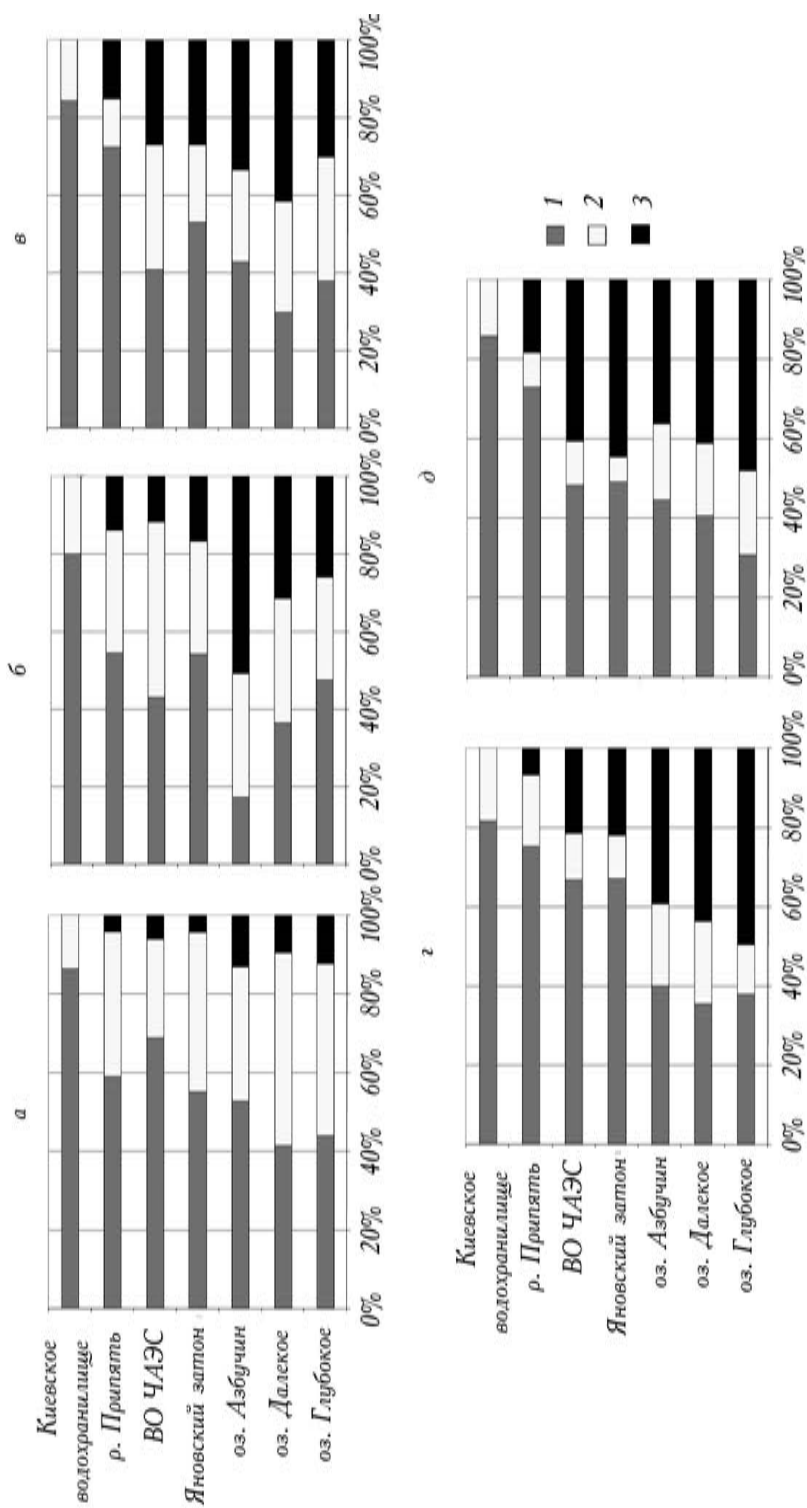


2. Аберрации хромосом в клетках корневой меристемы тростника из оз. Глубокое: а) фрагмент; б) мост; в) двойной мост (увеличение 10×100).

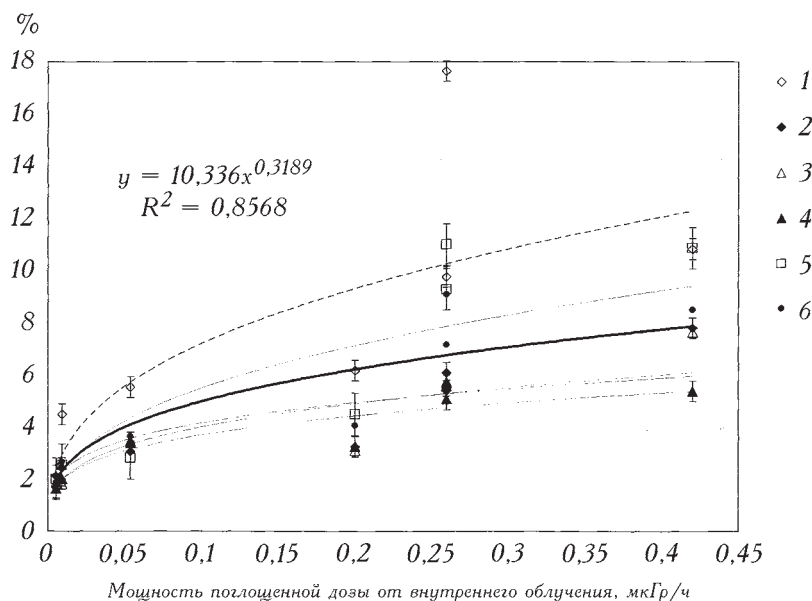
мостов: парные фрагменты и мосты, мост и фрагмент, мост и несколько фрагментов, три фрагмента и т. д.

У растений из замкнутых водоёмов ЧЗО доля клеток с множественными аберрациями была значительно выше, чем у растений из проточных водоёмов ЧЗО и водоёмов с фоновым уровнем радионуклидного загрязнения. В фоновых водоёмах и реках Припяти и Уже в апикальных клетках корневой меристемы множественные аберрации практически не встречались, а отмеченные были представлены одиночными фрагментами и в меньшей степени — одиночными мостами (рис. 3).

В спектре хромосомных аберраций в клетках растений из водоёмов левобережной поймы р. Припяти, где отмечена наибольшая мощность дозы (5—12 сГ/год), доля хроматидных была невелика, преобладали аберрации



3. Относительный вклад аберраций разного типа в спектр цитогенетических нарушений в клетках корневой меристемы тростника в водоемах Чернобыльской зоны отчуждения: а — 2006 г.; б — 2007 г.; в — 2008 г.; г — 2009 г.; д — 2010 г.; з — 2010 г.; 1 — одиночные мосты; 2 — мосты; 3 — множественные аберрации.



4. Зависимость частоты абберрантных анафаз в клетках корневой меристемы тростника от мощности поглощенной дозы: 1 — 2006 г.; 2 — 2007 г.; 3 — 2008 г.; 4 — 2009 г.; 5 — 2010 г.; 6 — среднее.

хромосомного типа — парные фрагменты и мосты, множественные абберрации. Например, в озёрах Глубоком и Далёком за период исследований доля хромосомных абберраций составляла 60—70%, из них на долю множественных приходилось 50—75%, что сопоставимо со значениями при остром облучении растений в дозах выше Δ_{50} [24, 18].

В последние годы доля множественных абберраций в клетках растений из слабопроточных и проточных водоёмов ЧЗО увеличилась. В спектре абберраций в клетках корневой меристемы тростника из Яновского затона, водоёма-охладителя ЧАЭС и р. Припяти этот показатель в 2010 г. достиг соответственно 45, 25 и 15% (см. рис. 3).

Как правило, преобладание нарушений хромосомного типа над хроматидным связывают с действием ИИ [5, 18, 19, 24]. Обращает на себя внимание почти полное отсутствие таких митотических аномалий, как трехполосные и К-митозы, которые в большей степени характерны для действия химических мутагенов. Минимальная частота нарушений митотического аппарата позволяет предположить малое содержание в водоёмах анеугенов — веществ, воздействующих на аппарат деления клетки, и повышенное содержание кластогенов — веществ, непосредственно действующих на хромосомы. Основные дозообразующие радионуклиды чернобыльского происхождения ^{90}Sr и ^{137}Cs относятся именно к классу кластогенов. Кроме того, увеличение доли тяжелых хромосомных повреждений, в том числе и множественных абберраций, образующихся вследствие двунитевых разрывов ДНК хромосом, может быть вызвано стойким блокированием процессов репарации. В последние годы получены данные о том, что малые дозы ИИ (до

200 мГр) нарушают ферментную регуляцию репарации двуниевых разрывов в структуре ДНК на постсинтетическом этапе клеточного деления (контрольная точка G₂/M) [3, 7]. При этом ферменты, ответственные за репарацию, не активируются при небольшом (до 10—20 разрывов на клетку) количестве двуниевых разрывов и клетка переходит в фазу деления с имеющимися хромосомными нарушениями.

Выявлена достоверная корреляция частоты цитогенетических нарушений в клетках корневой меристемы вегетирующих растений тростника с внутренней дозой облучения с коэффициентом $R = 0,9437$ при уровне значимости $p < 0,01$. Установлена степенная зависимость между долей аберрантных клеток и мощностью поглощенной дозы хронического воздействия ИИ от инкорпорированных радионуклидов (рис. 4).

Заключение

Хроническое радиационное воздействие на биоценозы водоёмов ЧЗО продолжается уже более 25 лет. В первый период после аварии поглощенные растениями дозы многократно превышали современный уровень. Согласно шкале радиационных нарушений, предложенной Г. Г. Поликарповым, начиная с годовой дозы 8,8 сГр, или 100 мкГр/ч возможны значимые изменения в популяциях живых организмов. Соответственно, дозовые нагрузки, которым в течение многих лет подвергаются высшие водные растения в водоёмах зоны ЧЗО, достаточно высоки, чтобы объяснить наблюдаемые уровни цитогенетических нарушений.

Мощность поглощенной дозы на тростник в водоёмах ЧЗО, рассчитанная за период 2006—2010 гг., колеблется в широком диапазоне малых доз — от 0,14 до 12 сГр/год. Даже с учётом только этого пятилетнего периода максимальная расчётная поглощенная доза на растение сопоставима с биологически значимой. Наблюдаемые цитогенетические эффекты в корневой меристеме тростника с большой степенью достоверности коррелируют с мощностью поглощенной дозы от внутреннего облучения растения, которая создается в основном за счет β-излучения и изменяется от 10 мкГр/год в наиболее загрязненных замкнутых водоёмах ЧЗО до 0,06 мкГр/год в проточных водных объектах.

Частота цитогенетических нарушений в клетках корневой меристемы тростника в водоёмах ЧЗО достоверно превышает значения этого показателя растений из водоёмов с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения в 2—6 раз. Основной вклад в спектр цитогенетических повреждений вносят тяжелые нарушения — одиночные и двойные мосты. В последние годы доля множественных аберраций в спектре хромосомных нарушений в клетках корневой меристемы тростника в водоёмах ЧЗО значительно увеличилась.

Исследование цитогенетических показателей тростника, произрастающего в литоральной зоне водоёмов ЧЗО в условиях широкого диапазона малых доз ИИ, позволило установить степенную зависимость выхода цитогенетических нарушений в клетках корневой меристемы вегетирующих растений от мощности поглощенной дозы. Их анализ в клетках корневой меристемы тростника показал, что наиболее сильное мутагенное действие хронических малых доз ИИ на растения наблюдается в замкнутых водоёмах одамбированной территории левобережной

поймы р. Припяти, характеризующихся наибольшими уровнями радионуклидного загрязнения в ЧЗО и низкой интенсивностью процессов самоочищения.

**

Досліджено цитогенетичні порушення (частоту хромосомних аберацій та їх спектр) в апікальних клітинах кореневої меристеми очерету звичайного з водойм Чорнобильської зони відчуження з різним рівнем радіонуклідного забруднення. Встановлено, що частота хромосомних аберацій у рослин цих водойм перевищує рівень спонтанного мутагенезу гідробіонтів у 2—6 разів та знаходиться у степеневій залежності від потужності поглиненої дози.

**

Cytogenetic damages in the root meristem cells of the common reed from waterbodies of the Chernobyl exclusion zone with different level of radionuclide contamination were studied. The chromosomal aberration rate and their spectrum were analyzed. It was determined, that chromosomal aberration rate of plants from the waterbodies within the Chernobyl exclusion zone exceeds rate of the spontaneous mutagenesis in hydrobionts 2—6 times and corresponds to the power mode function from the absorbed dose rate.

**

1. Беляєв В.В. Формування дози опромінення очерету звичайного за умов водойми-охолоджувача ЧАЕС // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. Спец. вип. Гідробіологія. — 2010. — № 2 (43). — С. 20—23.
2. Бурлакова Е.Б., Голощанов А.Н., Горбунов Н.В. и др. Особенности биологического действия малых доз облучения // Радиационная биология. Радиоэкология. — 1996. — Т. 36, № 4. — С. 610—631.
3. Газиев А.И. Репарация критических повреждений ДНК, вызываемых малыми дозами радиации, является низкоэффективной: Тез. докл. VI съезда по радиационным исследованиям. — М.: РУДН, 2010. — С. 5.
4. Глазко Т.Т., Архипов Н.П., Глазко В.И. Популяционно-генетические последствия экологических катастроф на примере Чернобыльской аварии // М.: РГАУ—МСХА, 2008. — 556 с.
5. Гераськин С.И., Мозолин Е.М., Дикарев В.Г. и др. Цитогенетические эффекты в популяциях *Koeleria gracilis* Pers. с территории Семипалатинского испытательного полигона // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2009. — Т. 49, № 2. — С. 147—157.
6. Гераськин С.А., Угалова А. А., Дикарева Н.С. и др. Биологические эффекты хронического облучения в популяциях растений // Там же. — 2010. — Т. 50, № 4. — С. 374—382.
7. Гродзинський Д.М. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи — К.: Наук. думка, 2008. — 335 с.
8. Гродзинський Д.М. Модифікація віддалених наслідків хронічного опромінення // Бюл. екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 2009. — № 1 (33). — С. 24—32.

9. Гродзинский Д.М., Гудков И.Н. Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2006. — Т. 46, № 2. — С. 189—199.
10. Гродзинський Д.М., Коломієць О.Д., Бургенюк Л.А. Мутагенез рослин у зоні відчуження // Бюл. екол. стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. — 2000. — № 16. — С. 50—54.
11. Гудков Д.И., Дзюбенко Е.В., Назаров А.Б. и др. Пресноводные моллюски в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: динамика содержания радионуклидов, дозовые нагрузки, цитогенетические и гематологические исследования // Гидробиол. журн. — 2010. — Т. 46, № 3. — С. 86—104.
12. Гудков Д.И., Зуб Л.Н., Савицкий А.А. и др. Макрофиты зоны отчуждения Чернобыльской АЭС: формирование растительных сообществ и особенности радионуклидного загрязнения в условиях левобережной поймы р. Припять // Там же. — 2001. — Т. 37, № 6. — С. 64—81.
13. Демидовская Л.Ф., Кириченко Р.А. Морфологические особенности тростника // Тр. Ин-та ботаники АН Каз. ССР. — 1964. — Вып. 19. — С. 109—135.
14. Дубина Д.В., Стойко С.М., Сытник К.М. и др. Макрофиты — индикаторы изменений природной среды. — Киев: Наук. думка, 1993. — С. 254—264.
15. Дьяченко Т.Н. Биологические и экологические особенности тростника южного (*Phragmites australis*) в аспекте оптимального использования его ресурсов. — Гидробиол. журн. — 2011. — Т. 47, № 4. — С. 23—34.
16. Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. — К.: Наук. думка, 2010. — 262 с
17. Кунах В.А. Біотехнологія лікарських рослин. Генетичні та фізіолого-біохімічні основи. — К.: Логос, 2005. — 730 с.
18. Куцоконь Н.К. Радіаційна індукція множинних хромосомних пошкоджень у рослин: Автореф дис. ... канд. біол. наук. — К., 2004. — 24 с.
19. Ли Д.Э. Действие радиации на живые клетки. — М.: Госатомиздат, 1963. — 288 с.
20. Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. — Киев: Наук. думка, 1988. — 188 с.
21. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. — М.: Колос, 1974. — 288 с.
22. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. — Екатеринбург: Гоштинский, 2008. — 204 с.
23. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Закономерности распределения аберраций хромосом по клеткам гидробионтов при действии ионизирующего излучения и химических мутагенов среды // Радиобиология. — 1993. — Т. 33, № 2. — С. 205—213.
24. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи / За ред. Д. М. Гродзинського. — К.: Наук. думка, 2008. — 374 с.

25. Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика. — Минск: Вышэйш. шк., 1973. — 319 с.
26. Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. — Киев: Наук. думка, 1992. — 194 с.
27. Рябов И.Н. Радиозэкологія рыб водоёмов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. — М.: Т-во науч. изд. КМК, 2004. — 215 с.
28. Тарусов Б.Н. Основы биофизики и биофизической химии: Учеб. пособие. — М.: Высш. шк., 1960. — 224 с.
29. Угалова А.А. Биологический контроль радиационно-химического воздействия на окружающую среду и экологическое нормирование ионизирующих излучений: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. — Обнинск, 2011. — 31 с.
30. Шевцова Н.Л., Гужков Д.И., Стойка Ю.А., Сивак Е.В. К методике определения хромосомных нарушений у высших водных растений на примере тростника обыкновенного и стрелолиста стрелолистного // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. — 2005. — № 3 (26). — С. 479—481.
31. Широка З.О. Накопичення радіонуклідів вищими водяними рослинами Дніпровських водоймищ: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. — К., 1995. — 25 с.
32. Amiro B.D. Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts // J. Environ. Radioact. — 1997. — Vol. 35, N 1. — P. 37—51.
33. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Ed. by J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. — Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. — Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. — 395 p.
34. Real A., Sundell-Bergman S., Knowles J.F. et al. Effects of ionizing radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection // Radiol. Prot. — 2004. — Vol. 24. — P. A123—A137.