

ГЕНЕТИЧЕСКАЯ ТОКСИКОЛОГИЯ И ГЕНЕТИЧЕСКИ АКТИВНЫЕ ФАКТОРЫ СРЕДЫ

УДК: 57.045; 576.356

© Е. В. Даев, А. В. Дукельская,
В. Э. Казарова

Кафедра генетики и селекции
СПбГУ, Санкт-Петербург,

ПОДХОД К ОЦЕНКЕ МУТАГЕННОСТИ ЗАГРЯЗНЕННОЙ ВОДЫ ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИМИ МЕТОДАМИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ БИОИНДИКАТОРНОГО ВИДА *ASELLUS AQUATICUS* (*ISOPODA*)

✿ С помощью цитогенетического анализа делящихся клеток водяного ослика (*Asellus aquaticus*) ана-телофазным методом показано, что частота хромосомных aberrаций достоверно повышена в водоемах, испытывающих более сильную антропогенную нагрузку. Полученные данные сопоставлены с действием малых доз облучения. Обсуждается значимость используемой модели для оценки степени загрязненности водоемов и риска мутагенного действия подобных загрязнений для человека.

✿ **Ключевые слова:** *Asellus aquaticus*; загрязнение водоемов; мутагенное действие; ана-телофазный метод; облучение.

ВВЕДЕНИЕ

К многочисленным факторам, влияющим на состояние окружающей среды, в последнее время с нарастающей скоростью добавляются все новые, связанные с бурным развитием человеческого общества. Причем отдельные факторы могут сами по себе не представлять особой опасности, но синергизм их аддитивного действия оказывает на биосферу существенное влияние. Уже сложившиеся в процессе эволюции биосистемы не всегда могут справиться с этими новыми, комплексными по своей природе воздействиями, и в биосфере нарастает напряженность. Она характеризуется резкими изменениями на организменном и популяционном уровнях, влияя на существующее биоразнообразие. И в первую очередь на опасные изменения в окружающей среде реагируют наименее приспособленные виды: снижается их численность, увеличивается частота морфозов, может меняться соотношение полов, возрастной состав и другие характеристики.

Однако признаки экологической напряженности можно регистрировать намного раньше, чем они проявятся на популяционном и организменном уровнях. Многие, если не все, изменения, возникающие под воздействием антропогенных или иных нагрузок на организм, являются следствием модификаций в работе генетического аппарата наиболее чувствительных (в зависимости от специфики воздействия) клеток этого организма. Когда такие клетки не могут приспособиться к сложившейся ситуации в пределах нормы реакции своего генотипа, в них развивается стресс-реакция. Активируется перекисное окисление липидов, меняется экспрессия генов раннего ответа, начинается синтез белков теплового шока, запускаются апоптотические процессы, а также рекомбиногенез и мутагенез.

Одним из признаков «неблагополучия» на цитогенетическом уровне является возрастание уровня хромосомных aberrаций в клетках стрессированных особей. Этот показатель особенно важен, так как говорит о мутагенном воздействии окружающей среды на живые организмы. При этом с одной стороны, наблюдаемые изменения являются индикатором физиологического состояния изучаемого вида на момент сбора материала. С другой стороны, часть мутагенных изменений может сохраниться и быть передана потомству, у которого будет постепенно расти мутационный груз. Таким образом, на основе цитогенетического анализа можно отчасти прогнозировать развитие ситуации в будущем. Поэтому оценка влияния различных антропогенных факторов на генетическом уровне должна быть на одном из первых мест в промышленно развитых регионах, где особенно остро встает проблема генетической безопасности человека (Инге-Вечтомов и др., 1991).

Поступила в редакцию 06.03.2009
Принята к публикации 29.04.2009

Если используемый вид достаточно широко распространен на изучаемых территориях, является удобным для цитогенетического анализа, и достаточно чувствителен к изменениям окружающей среды, то он может быть рекомендован как вид-биоиндикатор. Оценивая уровень нарушений в генетическом аппарате делящихся клеток особей этого вида, собранных в разных точках, можно достаточно быстро оценить степень экологической напряженности исследуемой территории.

Следует отметить также проблему неравномерного распределения загрязнений. Множественные «чистые» и «грязные» участки могут находиться в непосредственной близости друг от друга, и обследуемая зона, в таком случае, напоминает «лоскутное одеяло». Поэтому, для изучения пространственной структуры загрязненности территорий следует организовать сбор материала из как можно большего количества мест. Это предъявляет особые требования к чувствительности биоиндикаторного вида, к его распространенности и особенностям среды обитания, а также к легкости методов анализа для получения адекватных результатов (Даев и др., 2002).

В регионах, насыщенных водоёмами, проверка качества воды приобретает огромное значение. Площадь водосбора отдельного водоема может значительно варьировать в размерах, и анализ состояния в нем воды может помочь охарактеризовать состояние прилегающих территорий.

Своевременному выявлению загрязненных водоемов может способствовать анализ уровня цитогенетических нарушений у такого распространенного гидробионта, как водяной ослик *Asellus aquaticus*. Широкий ареал этого вида и легкость сбора материала, относительно небольшое число хромосом ($2n = 16$) и наличие достаточного числа делящихся клеток в развивающихся зародышах делают этих рачков удобными для учета частоты хромосомных aberrаций, возникающих вследствие мутагенности внешних воздействий (Даев и др., 2002; Барабанова и др., 2006).

ЦЕЛЬ РАБОТЫ

Проверка возможности использования рачка *Asellus aquaticus* для оценки загрязненности водоемов Северо-Западного региона цитогенетическими методами.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Работу проводили на клетках развивающихся зародышей рачка *Asellus aquaticus*. С этой целью в весенне-летний период собирали самок с выводковыми сумками (по 7–10 особей на место сбора). Было выбрано несколько мест сбора с предположительно разной степенью загрязненности. «Чистыми» считали места, изолированные от активной деятельности человека (в центре лесного массива на Карельском перешейке, в парке Биологического института СПбГУ в Старом Петергофе, изолированный пожарный водоем в садоводстве «Пулково»). К «грязным» точкам сбора относили активно используемые водоемы в густонаселенных районах города или вблизи предполагаемых объектов-загрязнителей.

Собранных животных фиксировали в смеси этанола с ледяной уксусной кислотой (3 части этанола к 1 части ледяной уксусной кислоты), предварительно удалив излишки воды фильтровальной бумагой. Фиксатор меняли дважды с интервалом 45 мин. Материал хранили в последней порции фиксатора. Для окраски зародыши из сумки одной особи извлекали и красили в 4% растворе ацетоорсеина. Время окраски (15–40 мин) подбирали эмпирически. Из клеток окрашенных эмбрионов готовили давленные препараты.

Анализировали клетки на стадии ана-телофазы в соответствии с критериями, эмпирически подобранными в процессе предварительной работы (рис. 1 и 2). Использовали микроскопы Микмед-6 и Микмед-2 с увеличением 40×10 и 100×10 .

При оценке чувствительности делящихся клеток водяного ослика к рентгеновскому облучению самок, со-

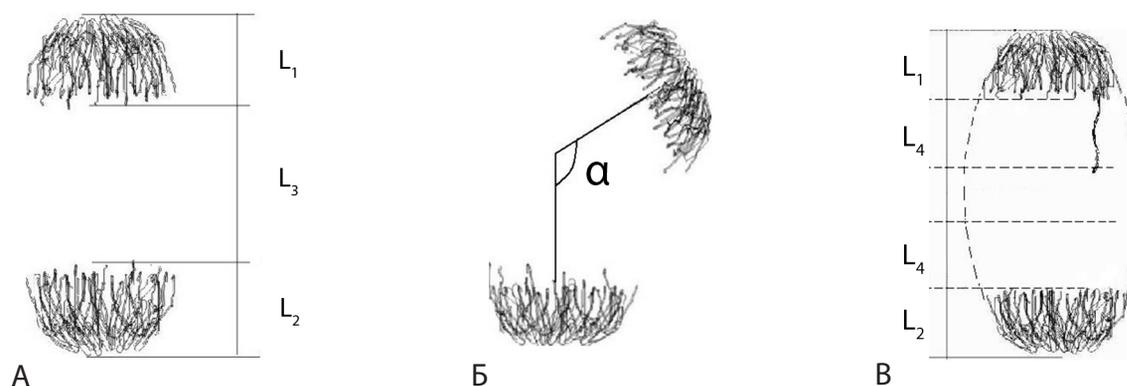


Рис. 1. Принципы отбора пригодных для анализа делящихся эмбриональных клеток рачка *Asellus aquaticus* L. на стадии анафазы-телофазы. Пригодными для анализа считали анафазы-телофазы при соблюдении следующих условий: А) $L_3 \geq (L_1 + L_2)$; Б) $L_3 \geq 120^\circ$; В) хромосому считали отставшей при $L_4 \geq 0,5 (L_1 + L_2)$. Учитывали перестройки, расположенные только между расходящимися дочерними наборами хромосом (зона, обозначенная пунктиром)

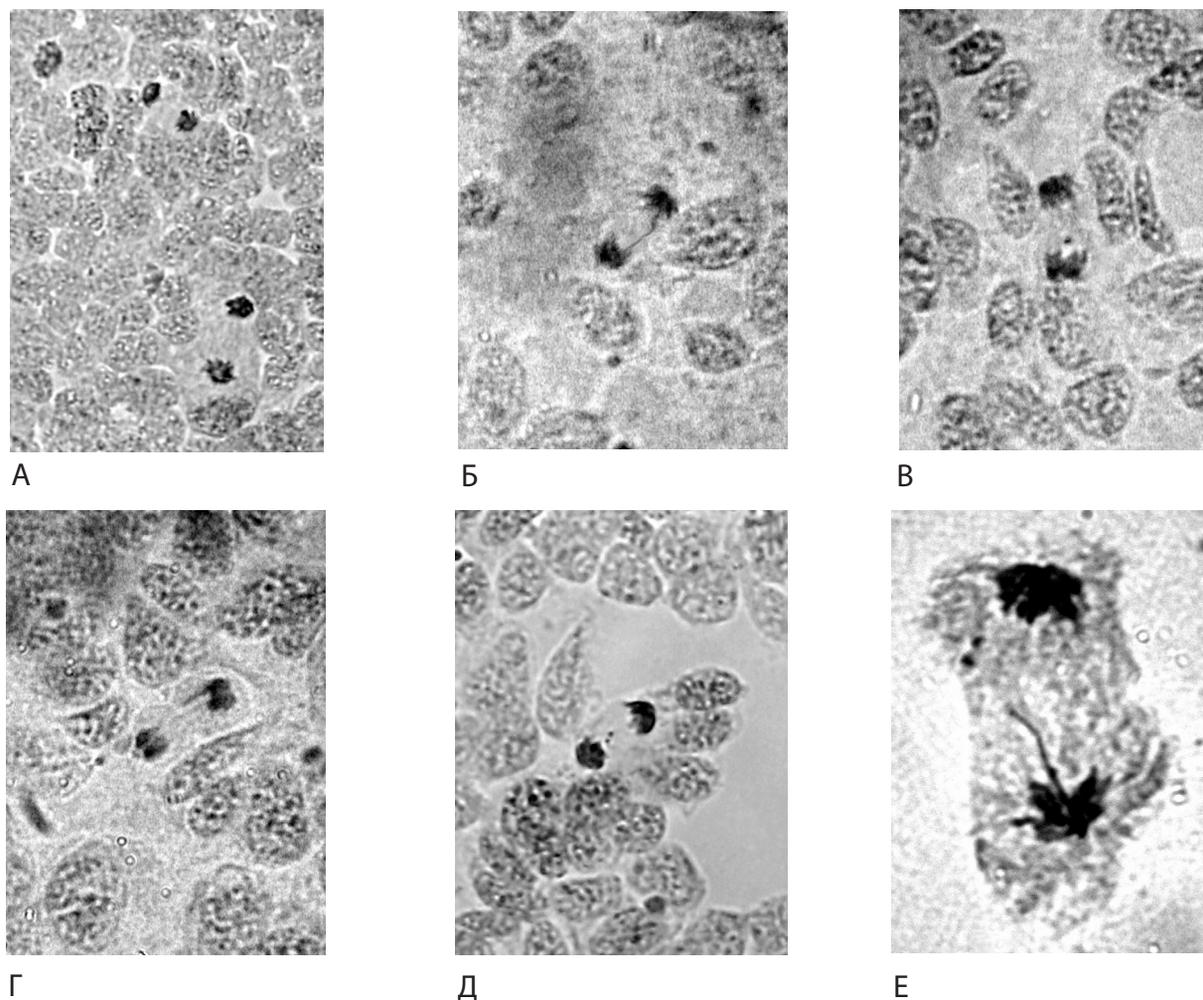


Рис. 2. Общий вид препаратов делящихся клеток зародышей водяного ослика (А) и примеры перестроек, выявляемых ана-телофазным методом (Б–Д). Б) «Мост»; В) «Фрагмент»; Г) «Отставшая хромосома»; Д) и Е) «Множественные перестройки», двойной фрагмент (Д) и двойной фрагмент с отставшей хромосомой (Е)

бранных в «чистой» точке (водоём в парке «Сергиевка», спонтанный уровень частоты митотических нарушений 2,2%), помещали в открытые чашки Петри в тонком слое воды, который не превышал 1/3 толщины животного. Затем их подвергали кратковременному облучению разными дозами на стандартном медицинском оборудовании одной из поликлиник г. Санкт-Петербурга.

Использовали стандартные дозы облучения, применяемые для диагностики некоторых заболеваний человека: 0,25 мЗв — рентгенологическое исследование ключицы, лопатки, грудины; 2,5 мЗв — метросальпингография; 5 и 10 мЗв — обнаружение патологий кишечника. При этом полагали, что поглощенная доза радиации для рачков не будет существенно отличаться от таковой для человека. Длительность облучения не превышала 20 секунд.

Через 24 часа после облучения животных фиксировали по уже описанной выше методике.

После подтверждения гомогенности материала по

анализируемым показателям с помощью критерия многопольного χ^2 за единицу варьирования принимали делящуюся клетку на стадии ана-телофазы. Достоверность различий между вариантами также оценивали критерием χ^2 (Готов и др., 1982).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Для оценки спонтанного уровня митотических нарушений, выявляемых ана-телофазным методом, нами были проведены многолетние наблюдения на особях, собранных в «чистых» местах сбора. Показано, что при гомогенности анализируемого материала (в каждой точке сбора) спонтанный уровень незначительно колебался в пределах 1,6–2,2% (табл. 1).

В то же время в предполагаемых загрязненных местах частота митотических нарушений достоверно выше, чем в контрольном «чистом» месте сбора (табл. 2). Так, в районе р. Вуоксы, где антропогенная нагрузка явля-

Таблица 1

Спонтанный уровень митотических нарушений в делящихся клетках зародышей *Asellus aquaticus* в чистых местах сбора

Место сбора материала	Год наблюдения	Число самок	Число проанализированных клеток	Общая частота митотических нарушений (%)	Значимость различий
Пруд в парке «Сергиевка», Ст. Петергоф	1987	14	2222	1,7	NS
	1988	10	1633	1,9	
	1989	10	1812	1,6	
	2000	10	1806	1,9	
Водоем в лесу на Карельском перешейке, более 250 м от ближайшей дороги	2001	9	369	2,2	NS
	2004	10	1074	2,2	
Изолированный пожарный водоем в районе Авиагородка (Пулково)	2002	8	1220	1,9	NS
	2004	9	1257	2,1	

NS — значимые различия между всеми точками сбора не выявлены ($v = 7$; $\chi^2 = 2,26$; $P = 0,94$).

Таблица 2

Частота митотических нарушений в клетках зародышей рачка *Asellus aquaticus* в местах сбора, испытывающих различные антропогенные нагрузки

Место сбора материала	Число самок	N (n)	Общая частота митотических нарушений (%)
Пруд в парке «Сергиевка», Ст. Петергоф (контроль) ^a	44	7473 (135)	1,8
Бухта «Оранжевая», р. Вуокса	9	1529 (80)	5,2 ^b
Химический факультет СПбГУ, Ст. Петергоф	10	1400 (232)	16,6 ^b
Водоем в «Яхтенном»	9	1230 (159)	12,9 ^b
Водоем в «Парке Победы»	8	1169 (127)	10,9 ^b

^a — суммированы данные наблюдений за 1987–2000 гг. (см. табл. 1); ^b — отличие от контроля достоверно (критерий χ^2 , $P < 0,05$); N — число проанализированных клеток; n — число клеток с перестройками.

ется сезонной (летний период), уровень митотических нарушений в делящихся клетках водяного ослика составляет 5,2 %.

В водоемах «Парка Победы» г. Санкт-Петербурга, испытывающих более сильное воздействие человека, анализируемый показатель составил около 10 %, а в некоторых местах превышал 15-процентный уровень. Наивысшая частота перестроек была зафиксирована в районе г. Соновый Бор, где достигала 20%-го уровня.

Для оценки чувствительности используемой нами модели биоиндикации мутагенного действия факторов окружающей среды мы применяли облучение самок с зародышевыми сумками рентгеновским облучением (табл. 3).

Показано, что уже минимальная из используемых нами доз вызывает достоверное повышение общей частоты хромосомных перестроек до 14,8 % по сравнению со спонтанным уровнем, который составил 2,2 % (табл. 3).

Дальнейшее усиление облучения приводит к более сильному повышению уровня анализируемых нарушений (табл. 3).

ОБСУЖДЕНИЕ

Проведенные нами эксперименты показали, что рачок *Asellus aquaticus* является удобным объектом для оценки состояния водоемов, так как он широко распространен и достаточно многочислен. Это особенно касается регионов с большим количеством эвтрофированных водоемов, где можно исследовать неравномерность загрязнений окружающей среды и выявлять пятна экологической напряженности. Определенные ограничения связаны с сезонностью размножения рачка, однако он может поддерживаться и в лабораторных условиях.

Материал для анализа может быть собран, зафиксирован, окрашен и достаточно быстро проана-

Таблица 3

Частота радиоиндуцированных митотических нарушений в клетках зародышей рачка *Asellus aquaticus*

Доза облучения (в мЗв)	Число самок	N (n)	Общая частота митотических нарушений (%)
Контроль	7	1074 (24)	2,2 ^{а, б, в, г}
0,25	6	1044 (154)	14,8 ^{*, б, в, г}
2,5	6	1178 (268)	22,8 ^{*, а, в, г}
5,0	6	1112 (292)	26,3 ^{*, а, б}
10,0	6	1148 (288)	25,1 ^{*, а, б}

* — отличие от контроля достоверно; ^а — отличие от варианта «0,25» достоверно; ^б — отличие от варианта «2,5» достоверно; ^в — отличие от варианта «5,0» достоверно; ^г — отличие от варианта «10,0» достоверно (критерий χ^2 , $P < 0,05$); N — число проанализированных клеток; n — число клеток с перестройками.

лизирован рутинными методами. При необходимости зафиксированный материал может сохраняться достаточно длительное время. Зародышевые ткани рачков реагируют на низкие дозы облучения, считающиеся безвредными для человека, что говорит о высокой чувствительности используемой нами модели оценки мутагенности внешних воздействий. Цитогенетический анализ зародышей, выявляет долю клеток, гибнущих в результате макроповреждений генетического материала. В свою очередь, это может отразиться на численности и приспособленности рождающегося потомства, что позже выразится в нарушении пищевых цепей и, в конечном итоге, в снижении биоразнообразия экосистемы.

Используемый нами ана-телофазный метод намного проще и быстрее метафазного анализа и потому более адекватен при первичной оценке экологической напряженности в исследуемом месте. При этом цитогенетические критерии позволяют обнаружить не только прямые мутагенные эффекты загрязнений, но и опосредованную дестабилизацию генома, вызванную нарушением физиологического гомеостаза особей тестерных видов.

Выявленный нами эффект минимальной из используемых нами доз облучения свидетельствует о достаточной чувствительности объекта к применяемому воздействию. Для сравнения, цитогенетический эффект облучения клеток человека в культуре, по некоторым данным, проявляется при дозах более 20 мГр (Lloyd et al., 1992), а допускаемая ИАЕА доза облучения при маммографии может достигать 3 мГр при средней величине примерно 1,5 мГр (Terada, 2002).

Учитывая отсутствие достоверных различий между уровнем цитогенетических нарушений при облучении дозами 5 и 10 мЗв, мы попробовали аппроксимировать зависимость «доза рентгеновского облучения — ответ» нелинейно (несмотря на недостаточный объем материала). Для этого использовали сигмоидальную кривую (рис. 3), взяв за основу формулу:

$$Y = \text{Min} + \frac{\text{Max} - \text{Min}}{1 + 10^{(\text{LogEC}_{50} - X)}}$$

где Min и Max — фоновый и максимальный уровни анализируемых хромосомных нарушений, выраженные в долях единицы, EC_{50} — доза облучения, индуцирующая 50%-ное повышение уровня анализируемых аномалий, X — логарифм дозы. Крутизну склона принимали за 1 (Motulsky, Christopoulos, 2003).

Сопоставляя данные таблиц 2 и 3, и, исходя из принятых в медицине критериев безвредности низких доз облучения, можно считать, что повышение частоты анализируемых митотических нарушений в зародышевых клетках водяного ослика до 10–12% (примерно в 5 раз по сравнению с контролем) если и свидетельствует, то о невысокой степени загрязненности некоторых водоемов, не представляющей опасности для человека (рис. 3). Таким образом, полученные данные могут отражать естественные различия в состоянии изучаемой биосистемы.

С другой стороны, выявляемые колебания могут быть безвредны для человека, но отражать напряженность в экосистеме, ведущую в дальнейшем к нарушению экологического равновесия. Все эти вопросы требует отдельного комплексного изучения.

Возможна и третья точка зрения. Так, в некоторых водоемах частота цитогенетических нарушений в клетках рачка достигает 5–7-кратного превышения над контрольным уровнем, что сравнимо с действием одноразового облучения дозой 2,5 мЗв. В тоже время, спонтанный (контрольный) уровень митотических нарушений, выявляемых ана-телофазным методом у водяного ослика, сопоставим с таковыми в лимфоцитах у человека (Marcon et al., 2003) и в спленocyтaх домашней мыши (Tanaka et al., 2008) на стадии метафазы. Выявляемое метафазным методом повышение уровня хромосомных aberrаций (**ХА**) в клетках крови людей из групп риска (например, у различных категорий медперсонала госпиталей, допустимая накопленная доза ≤ 50 мЗв/год) в 3–5 раз, по сравнению со спонтанным уровнем, рассматривается как нежелательное (Kasuba et al., 2008; Zakeri, Hirobe, 2008). Облучение человека на пренатальных стадиях дозами от 10 до 380 мЗв (Чернобыль) также приводит к 3–4-кратному повышению частоты ХА в лимфоцитах периферической крови у родившихся детей, сохраняющемся длительное время (Степанова и др., 2002; Fucic et al., 2008).

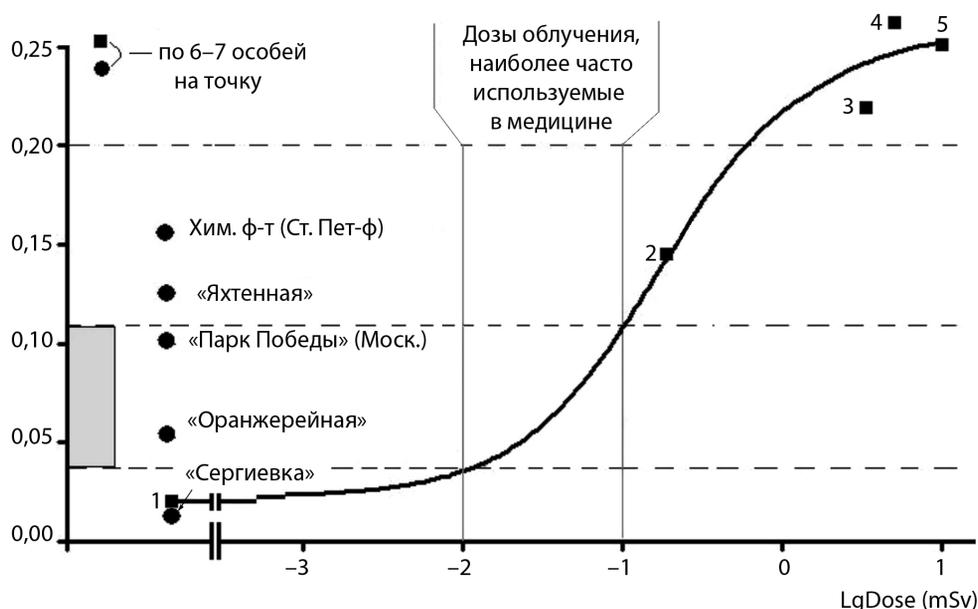


Рис. 3. Частота митотических нарушений в клетках зародышей рачка *Asellus aquaticus* через 24 часа после действия низкими дозами рентгеновского облучения. Квадратами с номерами (1–5) отмечены уровни выявляемых нарушений при различных дозах облучения (1 — контрольный уровень при естественном радиационном фоне, 2–5 — после облучения дозами 0,25; 2,5; 5,0 и 10 мЗв соответственно); кружками отмечены уровни анализируемых нарушений у рачков, собранных в местах, испытывающих различную антропогенную нагрузку (см. табл. 2) при естественном радиационном фоне. Отмечен диапазон «безопасных» доз, используемых медиками в диагностических целях (флюорография и др.). Основываясь на этом, серым цветом выделен интервал частот нарушений у водяного ослика, колебания в пределах которого (и ниже) отражают загрязнение водной среды, возможно, «безопасное» для человека с точки зрения мутагенного действия.

Анализируя вышеизложенные данные, можно говорить о сопоставимости реакции клеток человека и водяного ослика на радиоактивное облучение. Поскольку степень дестабилизации хромосомного аппарата делящихся клеток рачков при действии загрязненной воды вызывает повышение уровня хромосомных aberrаций, сравнимое с действием одновременно полученной дозы облучения ≥ 1 мЗв (а 1 мЗв — годовая безопасная для населения доза облучения, принятая ICRP), выявленный нами уровень загрязнений водоёмов может представлять опасность для человека. В этом случае можно говорить об опасности прямого и/или «опосредованного» (Лобашев, 1947) мутагенного эффекта загрязнений водной среды, также как и низких доз облучения (Шмакова, 2006; Georgieva, 2004). Однако окончательный ответ может дать только постановка специальных дополнительных экспериментов.

Перспективным для дальнейшего изучения кажется сравнение спектров обнаруживаемых повреждений. Это может выявить специфику действующих факторов. Возможно также проведение метафазного анализа индуцированных хромосомных повреждений. Кроме того, представители как различных видов рачков отряда *Isopoda*, так и других ракообразных могут

быть использованы аналогичным образом в качестве биоиндикаторов экологической напряженности. Подобные исследования уже проводятся, например, на представителях *Jaera albifrons*, *Porcelio sp.* (Барабанова и др., 2005; 2006; Даев и др., 2002). Использование цитогенетических методов анализа на подобных видах-биоиндикаторах может оказаться крайне перспективным для оценки экологического состояния окружающей среды.

Литература

1. Барабанова Л. В., Дукельская А. В., Даев Е. В., 2006. Использование цитогенетических методов в биоиндикации состояния водоемов Северо-Запада // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем / под ред. В. А. Румянцева, И. С. Трифионовой. СПб.: ЛЕМА. С. 67–72.
2. Барабанова Л. В., Дукельская А. В., Даев Е. В., 2005. Генотоксикологический мониторинг состояния водоемов Северо-Запада с использованием *Isopoda sp.* как индикаторных видов // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера / Вологда: УрОРАН. С. 35–37.

3. Готов Н. В., Животовский Л. А., Хованов Н. В., Хромов-Борисов Н. Н. Биометрия / под ред. М. М. Тихомировой. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1982. 264 с.
4. Даев Е. В., Барабанова Л. В., Бондаренко Л. В., Симоненко В. Д., 2002. Ракообразные отряда *Isopoda* как тест-объект для оценки экологического состояния водной среды // Вестн. Санкт-Петербургского госуниверситета, Сер. 3. Вып. 4. № 27. С. 60–64.
5. Инге-Вечтомов С. Г., Шварцман П. Я., Павлов Ю. И., 1991. Проблема генетической безопасности и ее решение в Ленинградском регионе // Биотестирование в решении экологических проблем / под ред. О. А. Скарлато. СПб.: Изд-во Зоологического ин-та РАН. С. 7–30.
6. Лобашев М. Е., 1947. Физиологическая (паранекротическая) гипотеза мутационного процесса // Вестн. Ленингр. ун-та. № 8. С. 10–29.
7. Степанова Е. И., Мишарина Ж. А., Вдовенко В. Ю., 2002. Отдаленные цитогенетические эффекты у детей, облученных внутриутробно в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. Т. 42. № 6. С. 700–703.
8. Шмакова Н. Л., Насонова Е. А., Красавин Е. А., Комова О. В., Мельникова Л. А., Фадеева Т. А. 2006. Индукция хромосомных aberrаций и микроядер в лимфоцитах периферической крови человека при действии малых доз облучения // Радиационная биология. Радиоэкология. Т. 46. № 4. С. 480–487.
9. Georgieva, R., 2004. Effects at exposure to low doses of ionising radiation. Carcinogenic effect — Validity of the linear no-threshold model // Rentgenologiya i Radiologiya. Vol. 43. N2. P.86–95.
10. Fucic A., Brunborg G., Lasan R. et al., 2008. Genomic damage in children accidentally exposed to ionizing radiation: A review of the literature // Mutation Research. Vol. 658. P. 111–123.
11. Kasuba V., Rozgaj R., Jazbec A., 2008. Chromosome aberrations in peripheral blood lymphocytes of Croatian hospital staff occupationally exposed to low levels of ionizing radiation // Arh. Hig. Rada. Toksikol. Vol. 59. P.251–259.
12. Lloyd D. C., Edwards A. A., Leonard, A. et al., 1992. Chromosomal aberrations in human lymphocytes induced *in vitro* by very low doses of X-rays // International Journal of Radiation Biology. Vol. 61 (3). P.335–343.
13. Marcon F., Andreoli C., Rossi S. et al., 2003. Assessment of individual sensitivity to ionizing radiation and DNA repair efficiency in a healthy population // Mutation Research. Vol. 541. P. 1–8.
14. Motulsky H. J., Christopoulos A. Fitting models to biological data using linear and nonlinear regression. A practical guide to curve fitting, 2003. GraphPad Software Inc., San Diego CA, URL: <http://www.graphpad.com> (дата обращения: 17.02.09).
15. Tanaka K., Kohda, T. Toyokawa et al. 2008. Chromosome aberration frequencies and chromosome instability in mice after long-term exposure to low-dose-rate γ -irradiation // Mutation Research. Vol. 657. P. 19–25.
16. Terada H., 2002. Mammography — a guidance level and the present situation of mammographic dose // Japanese journal of medical physics: an official journal of Japan society of medical physics. Vol. 22. Issue 2. P.65–73.
17. Zakeri F, Hirobe T., 2008. A cytogenetic approach to the effects of low levels of ionizing radiations on occupationally exposed individuals // Eur. J. Radiol. URL: <http://www.dx.doi.org/10.1016/j.ejrad.2008.10.015> (дата обращения: 17.02.09).

Approach to estimate mutagenic effect of polluted water by cytogenetic method on bioindicator species *Asellus aquaticus* (*Isopoda*)

E. V. Daev, A. V. Dukelskaya, V. E. Kazarova

✳ **SUMMARY:** Elevated frequency of chromosomal aberrations revealed by ana-telophase method in ponds and lakes corresponds to higher degree of anthropogenic pressure. Data obtained are compared with the influence of low-dose of ionizing radiation. Validity of the model for estimation of pollution degree and its mutagenic influence risk for human being is discussed.

✳ **KEY WORDS:** *Asellus aquaticus*; water pollution; mutagenic effect; ana-telophase analysis; irradiation.

✳ **Информация об авторах**

Даев Евгений Владиславович — профессор.
СПбГУ, биолого-почвенный факультет, кафедра генетики и селекции.
199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 7/9.
E-mail: edaev@hotmail.com, mouse_gene@mail.ru

Дукельская Анна Владимировна — старший преподаватель.
СПбГУ, биолого-почвенный факультет, кафедра генетики и селекции.
199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 7/9.
E-mail: mouse_gene@mail.ru

Казарова Виктория Эдуардовна —
СПбГУ, биолого-почвенный факультет, кафедра генетики и селекции.
199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 7/9.
E-mail: yasminne@mail.ru

Daev Evgeniy Vladislavovich — professor.
The State University of Saint-Petersburg,
199034, St.-Petersburg, universitetskaya nab., 7/9.
E-mail: edaev@hotmail.com, mouse_gene@mail.ru

Dukelskaya Anna Vladimirovna — senior teacher.
The State University of Saint-Petersburg,
199034, St.-Petersburg, universitetskaya nab., 7/9.
E-mail: mouse_gene@mail.ru

Kazarova Viktoriya Eduarovna —
The State University of Saint-Petersburg,
199034, St.-Petersburg, universitetskaya nab., 7/9.
E-mail: yasminne@mail.ru