

УДК 574:539.1.047

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ РЕКИ ЕНИСЕЙ И ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВОДНОГО РАСТЕНИЯ *Elodea canadensis*

© 2007 г. А. Я. Болсуновский¹, Е. Н. Муратова², А. Г. Суковатый³, А. В. Пименов²,
Е. А. Санжараева¹, Т. А. Зотина¹, Т. С. Седельникова², Е. В. Паньков¹, М. Г. Корнилова²

¹Институт биофизики СО РАН, Красноярск

²Институт леса СО РАН, Красноярск

³Красноярский государственный технический университет

В работе исследовали содержание радионуклидов и тяжелых металлов, а также оценивали частоту хромосомных нарушений в образцах водного растения *Elodea canadensis* Michx, собранных в разных районах реки Енисей. Пробы отбирали в 1998–2004 гг. в зоне влияния радиоактивных выбросов Горно-химического комбината (ГХК) г. Железногорска, а также в контрольном районе выше по течению от ГХК. Проведенные исследования показали, что биомасса элодеи в зоне влияния ГХК содержит техногенные радионуклиды, типичные для сбросов ГХК. Выше по течению реки от ГХК в контрольном районе отбора в донных отложениях и в биомассе элодеи зарегистрирован только один техногенный радионуклид ¹³⁷Cs. В связи с этим дозы облучения побегов и корней элодеи выше по течению от ГХК малы (до 8 мкГр/сут), и основной вклад в дозу дают естественные радионуклиды. Начиная с района сбросов ГХК (с. Атаманово) суммарная мощность дозы возрастает почти на порядок и достигает максимальных значений: 72 мкГр/сут для побегов и 58 мкГр/сут для корней элодеи. Цитогенетические исследования корней элодеи показали, что начиная с района сбросов ГХК (с. Атаманово) резко возрастает встречаемость хромосомных нарушений в ана-телофазных и метафазных клетках элодеи по сравнению с контрольным районом. Одновременное увеличение значений суммарной дозы облучения и числа хромосомных нарушений элодеи в районе сбросов ГХК может быть вызвано радиационным фактором. Высказано предположение, что кроме радиационного фактора хромосомные нарушения элодеи могут быть обусловлены токсичностью тяжелых металлов.

Радионуклиды, река Енисей, Горно-химический комбинат, Elodea canadensis, дозы облучения, тяжелые металлы, встречаемость и спектр хромосомных нарушений.

Река Енисей – крупнейшая река мира – загрязнена техногенными радионуклидами в результате деятельности одного из российских предприятий по производству оружейного плутония (Горно-химический комбинат). Эксплуатация атомных реакторов и радиохимическое производство Горно-химического комбината (ГХК) привели к радиоактивному загрязнению поймы р. Енисей на значительном расстоянии вниз по течению реки от ГХК [1–4]. В настоящее время со сбросами ГХК в реку поступают как долгоживущие радионуклиды, так и короткоживущие (активационные) радионуклиды. Гамма-спектрометрические и радиохимические исследования проб гидробионтов, отобранных в реке Енисей в 1997–2003 г. вблизи ГХК, выявили в биомассе широкий спектр техногенных радионуклидов, включая трансураниевые элементы [5, 6]. Среди активационных радионуклидов наибольшая удельная активность в биомас-

се гидробионтов была отмечена для ²⁴Na, ⁵¹Cr, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn и ²³⁹Np [5, 6]. Принимая во внимание высокие коэффициенты накопления техногенных радионуклидов гидробионтами, мы рассчитали мощности дозы облучения для отдельных видов организмов реки Енисей вблизи ГХК: диатомовый фитопланктон; водные растения *Potamogeton lucens* L., *Fontinalis antipyretica* Hedw., *Ceratophyllum demersum* L.; водное животное *Phyllolimnogammarus viridis* L. [7]. Для большинства исследованных гидробионтов величина дозы техногенного облучения выше на порядок дозы естественного облучения. Водный мох (*Fontinalis antipyretica* Hedw.) обладает наибольшей аккумулирующей способностью по отношению к техногенным радионуклидам и, как следствие этого, получает наибольшую дозу техногенного облучения среди исследуемых гидробионтов [7]. Однако ранее исследовали пробы водных организмов, отобранные только вблизи сбросов ГХК. Кроме отмеченных выше трех видов водных растений в реке Енисей распространены и другие, которые также

* Адресат для корреспонденции: 660036 Красноярск, Академгородок, Институт биофизики СО РАН; факс: (3912) 43-34-00; e-mail: radecol@ibp.ru.



Рис. 1. Карта-схема районов отбора проб водных растений и донных отложений реки Енисей в зоне влияния деятельности Горно-химического комбината (ГХК) г. Железногорска.

накапливают техногенные радионуклиды. Водное растение *Elodea canadensis* L. (элодея канадская) широко распространено в реке Енисей, и этот вид традиционно используется как тест-объект для целей биомониторинга водных экосистем [8–11]. Для элодеи получен большой объем данных по интенсивности накопления тяжелых металлов биомассой в различных водоемах [9–11]. Учитывая высокую накопительную способность водных растений по отношению к радионуклидам и тяжелым металлам, можно ожидать возникновения цитогенетических эффектов, что неоднократно отмечалось для наземных растений [12, 13].

Цель данной работы – провести радиоэкологический и цитогенетический мониторинг реки Енисей в зоне влияния ГХК с использованием водного растения элодеи. Для этого необходимо

оценить содержание радионуклидов и металлов в биомассе элодеи, а также провести цитогенетические исследования клеток элодеи ниже по течению реки Енисей от ГХК и в контрольных районах.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

С 1998 по 2004 год (август–сентябрь) во время экспедиционных исследований отбирали пробы водного растения *Elodea canadensis* Michx (элодея канадская) реки Енисей как вблизи ГХК (в районе сел Атаманово и Б.Балчуг), так и на расстоянии до 250 км вниз по течению реки от ГХК (в районе сел Захаровка и Стрелка) (рис. 1). Элодея канадская – многолетнее травянистое космополитное растение, произрастающее в стоячих и медленно текущих водах. В качестве контрольного района отбора проб использовали пробы вблизи с. Есаулово, выше по течению от ГХК, на расстоянии 45 км от г. Красноярска вниз по течению реки. Контрольный район подвержен влиянию только промышленных (нерадиоактивных) сбросов предприятий г. Красноярска. После отбора проб растения неоднократно промывали проточной водой и высушивали. Кроме растений в отмеченных выше районах отбирали пробы донных отложений пробоотборником типа “труба” конструкции Института геологии, геофизики и минералогии СО РАН. Для сравнительного анализа использовали верхний 10 см слой донных отложений, который также доводили до сухого состояния.

Измерение содержания радионуклидов и тяжелых металлов в пробах. Для измерения удельной активности γ -излучающих радионуклидов в пробах применяли γ -спектрометр фирмы “Сap-beta” (США) со сверхчистым германиевым детектором. Обработку γ -спектров проводили с помощью программного обеспечения CANBERRA GENIE-PC и GENIE-2000 (США). Расчет удельных активностей радионуклидов в биомассе элодеи и донных отложений проводили на дату отбора проб. Известно, что помимо γ -излучающих радионуклидов гидробионты р. Енисей содержат также инкорпорированный β -радионуклид активационного происхождения ^{32}P . Содержание ^{32}P определяли по динамике изменения общей β -активности проб, измеренной на приборе фирмы “Berthold” (Германия) [14]. При расчетах учитывали вклад других короткоживущих β -излучателей активационной природы в пробах элодеи. Для оценки степени техногенного загрязнения реки металлами определяли содержание микро- и макроэлементов в донных отложениях и биомассе элодеи. Анализ донных отложений и биомассы побегов элодеи проводили в аналитической лаборатории Института биофизики СО РАН. Такие металлы, как Al, Mo, V, определяли при помощи

эмиссионного спектрометра с графитовым стержнем PGS2 (Carl Zeiss, погрешность составляет 20–25%). Элементы K и Na определяли на пламенном фотометре FLAPHO-4 (Carl Zeiss, Jena, погрешность – 1–5%), а остальные металлы – на атомно-адсорбционном спектрометре AAS-IN (Carl Zeiss, погрешность до 10%).

Расчет суммарной мощности дозы облучения для элодеи. Расчет мощности дозы облучения нами проводился согласно методикам, изложенным в [15]. Расчет суммарной мощности дозы проводили отдельно для корней элодеи и для побегов (стебель с листьями). В общем случае расчеты доз облучения достаточно сложны, поэтому в целях упрощения вычисления расчет доз проводили для равномерного распределения радионуклидов в организме и окружающем пространстве. Суммарная мощность дозы при этом складывалась из мощности дозы внутреннего облучения, создаваемой инкорпорированными радионуклидами, и внешнего облучения. Источниками внешнего облучения для побегов элодеи являются радионуклиды в воде и донных отложениях, для корней – радионуклиды в донных отложениях. В этом случае расчет мощности дозы для воды можно проводить по формулам для бесконечно протяженного источника, а дно представить в виде плоского блока бесконечной толщины и протяженности [16]. Величина поглощения β - γ -излучения макрофитами зависит как от средней энергии спектра излучения, так и от размеров и формы гидробионта. Степень поглощения для различных радионуклидов и соответственно мощность дозы облучения были определены нами на основании рекомендаций, данных в [15, 16].

Определение цитогенетических характеристик элодеи. Исследования проводили на корневых меристемах элодеи. Материал обрабатывали 0.1%-ным раствором колхицина и фиксировали уксуснокислым спиртом (1:3) в полевых условиях. Часть материала была зафиксирована без обработки колхицином. Перед окрашиванием материал обрабатывали 4%-ными железоммонийными квасцами в течение 15–20 мин и окрашивали ацетогематоксилином. Давленные препараты приготавливали стандартным способом, просматривали под микроскопом МБИ-6 и фотографировали в масляной иммерсионной системе (объектив $\times 90$). В качестве критериев уровня токсичности использованы встречаемость и спектр хромосомных aberrаций в метафазных и ана-телофазных клетках, традиционно применяемые для этих целей.

Таблица 1. Максимальная удельная активность радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в биомассе побегов элодеи канадской на разном расстоянии по течению реки от г. Красноярск

Радионуклид	с. Есаулово, 45 км	с. Атаманово, 87 км	с. Балчуг, 97 км	с. Захаровка, 278 км	с. Стрелка, 330 км
^7Be	70	108	78	78	61
^{40}K	1200	1400	1200	1200	1300
^{46}Sc		39	10	–	–
^{51}Cr		964	327	116	93
^{54}Mn		84	14	7	7
^{58}Co		160	48	11	3
^{60}Co		310	190	45	21
^{65}Zn		283	89	13	9
^{90}Sr		8	5	–	–
^{137}Cs	5	104	46	23	28
^{152}Eu		23	22	11	4
^{239}Np		100	68	22	–
^{241}Am		8.5	2.4	6	–
^{32}P		6500	2100	700	660

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение удельной активности радионуклидов в биомассе элодеи по течению реки Енисей и расчет дозы облучения

Как следует из ранее опубликованных наших данных [5, 6] и данных ГХК [1], в последнее время комбинат продолжает сбрасывать в р. Енисей воду после охлаждения атомного реактора. Согласно этим данным, в р. Енисей поступают следующие радионуклиды активационного происхождения: ^{24}Na , ^{32}P , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{64}Cu , ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{95}Nb и др. В табл. 1 приведены данные максимальной удельной активности содержания радионуклидов в биомассе побегов элодеи по течению реки от г. Красноярск. В районе сбросов ГХК (с. Атаманово) в элодею ежегодно регистрировали почти все радионуклиды, характерные для сброса ГХК. Активационные радионуклиды, такие как ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{65}Zn , были зарегистрированы в побегах элодеи не только возле сбросов ГХК, но и на значительном расстоянии вниз по течению реки. Удельная активность радионуклидов в пробах растений по течению реки, естественно, значительно меньше, чем в пробах, отобранных вблизи места сброса. Эта закономерность была отмечена нами ранее для рдеста блестящего [5, 6]. Полученные данные еще раз подтверждают, что сбросы реактора ГХК досто-

Таблица 2. Максимальная удельная активность радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в донных отложениях и биомассе корней элодеи канадской на разном расстоянии по течению реки от г. Красноярска

Радионуклид	с. Есаулово, 45 км	с. Атаманово, 87 км	с. Балчуг, 97 км	с. Захаровка, 278 км	с. Стрелка, 330 км
^{40}K	$\frac{500^*}{800^*}$	$\frac{500}{800}$	$\frac{500}{800}$	$\frac{500}{800}$	$\frac{500}{800}$
^{60}Co		$\frac{1000}{300}$	$\frac{700}{200}$	$\frac{500}{50}$	$\frac{500}{50}$
^{137}Cs	$\frac{100}{10}$	$\frac{1000}{300}$	$\frac{700}{200}$	$\frac{500}{50}$	$\frac{500}{50}$
^{152}Eu		$\frac{1000}{100}$	$\frac{700}{100}$	$\frac{500}{50}$	$\frac{500}{50}$

Примечание. $\frac{500^*}{800^*}$ — $\frac{\text{Удельная активность радионуклидов в донных отложениях}}{\text{Удельная активность радионуклидов в биомассе корней}}$
(измерения и расчетные данные)

верно регистрируются на расстоянии около 250 км вниз по течению реки. В биомассе побегов элодеи обнаружены также трансурановые элементы ^{239}Np , ^{241}Am и β -излучатель ^{90}Sr . В водных растениях выше по течению р. Енисей от ГХК регистрировали только техногенный радионуклид ^{137}Cs . Среди основных естественных радионуклидов в биомассе побегов элодеи отмечены ^{40}K и ^7Be .

Известно, что кроме большого числа активационных γ -радионуклидов в реку Енисей поступает и β -излучатель активационного происхождения ^{32}P . Этот радионуклид активно аккумулируется гидробионтами и оказывает значительный вклад в радиоактивное загрязнение организмов, а также в формирование внутреннего техногенного облучения гидробионтов. Согласно полученным нами оценкам, удельная активность ^{32}P может достигать в биомассе рдеста 25000 Бк/кг [14]. Используя экспериментальные данные по β - и γ -спектрометрии проб, мы получили значения удельной активности ^{32}P в побегах элодеи. Оказалось, что максимальная активность ^{32}P в элодее может достигать 6500 Бк/кг (табл. 1).

В табл. 2 приведены данные максимальной удельной активности радионуклидов в донных отложениях по течению реки Енисей, а также в корнях элодеи. Эти данные необходимы для расчета суммарной мощности дозы облучения побегов и корней элодеи. Данные по удельной активности радионуклидов в корнях элодеи, отобранной вблизи ГХК, были получены на основании γ -спектрометрии. Для остальных районов — расчетные данные на основании использования коэффициентов перехода радионуклида в системе донные отложения—корни элодеи. Приведенные данные показывают, что вниз по течению реки от ГХК

максимальная удельная активность техногенных радионуклидов в донных отложениях и в корнях элодеи уменьшается в несколько раз.

В качестве контрольного района был выбран район вблизи с. Есаулово. Пробы элодеи, отобранные в этом районе р. Енисей, содержат только один техногенный радионуклид: ^{137}Cs , активность которого не превышает 5–10 Бк/кг для побегов и корней.

Среди естественных радионуклидов в донных отложениях и корнях элодеи отмечено содержание только ^{40}K , удельная активность которого остается практически неизменной по течению реки от г. Красноярска.

Суммарная мощность дозы облучения элодеи складывается из мощности дозы внутреннего и внешнего облучения. Источниками внешнего облучения для побегов элодеи являются радионуклиды в воде и донных отложениях, для корней — радионуклиды в донных отложениях. Итоговое распределение суммарной мощности дозы облучения для побегов и корней элодеи по течению р. Енисей показано на рис. 2 и в табл. 3.

Проведенный нами расчет показал, что основной вклад в мощность дозы инкорпорированного облучения побегов элодеи дает ^{32}P (до 88 %), доля техногенных радионуклидов, таких как ^{60}Co , ^{76}As , ^{239}Np , варьирует в пределах от 1 до 5 %, для остальных радионуклидов вклад в дозу облучения пренебрежимо мал. Согласно проведенным расчетам, мощность облучения гидробионтов от радионуклидов, находящихся в воде, остается практически постоянной и не превышает 0,2 мкГр/сут. Мощность дозы облучения элодеи от радионуклидов, содержащихся в донных отложениях, значительно выше. В частности, в районе с. Атаманово мощность дозы облучения побегов элодеи

от радионуклидов, содержащихся в донных отложениях, составляет $P_{\text{дно}} = 3.2$ мкГр/сут. Расчеты мощности дозы техногенного облучения побегов элодеи показали, что основной вклад (до 98%) дает β -излучение. В биомассе побегов элодеи контрольного района выше по течению р. Енисей от ГХК (с. Есаулово) регистрировали только один техногенный радионуклид ^{137}Cs и два естественных радионуклида (^{40}K и ^7Be). В связи с этим дозы облучения побегов элодеи выше по течению от ГХК малы (до 8 мкГр/сут) и основной вклад в дозу дают естественные радионуклиды. В районе с. Атаманово суммарная мощность дозы достигает максимальных значений: 72 мкГр/сут для побегов элодеи. На значительном расстоянии от сбросов ГХК в районе с. Стрелка (330 км от г. Красноярск) суммарная мощность дозы уменьшается до 17 мкГр/сут. Если в районе сбросов ГХК вклад естественного облучения в суммарную дозу растений составляет от 8 до 21%, то в районе с. Стрелка – до 50%. Тем не менее вклад техногенных радионуклидов (особенно ^{32}P) в суммарную дозу облучения растений остается значительным на участке реки ниже по течению от ГХК (табл. 3). Анализ приведенных результатов показал, что для большинства случаев мощность дозы внутреннего облучения на порядок выше мощности дозы внешнего облучения. Также в случае внутреннего облучения для побегов элодеи мощность дозы техногенного облучения на порядок выше мощности дозы естественного облучения.

Проведенный нами расчет мощности дозы внутреннего облучения корней элодеи показал, что основной вклад в мощность дозы дают естественные радионуклиды (от 80 % для с. Атаманово, до 95% в районе с. Стрелка), поэтому значительное увеличение расчетных значений техногенных радионуклидов в биомассе корней элодеи не приводит к существенному увеличению суммарной дозы облучения. В то же время необходимо отметить, что мощность дозы внешнего облучения корней от радионуклидов, находящихся в

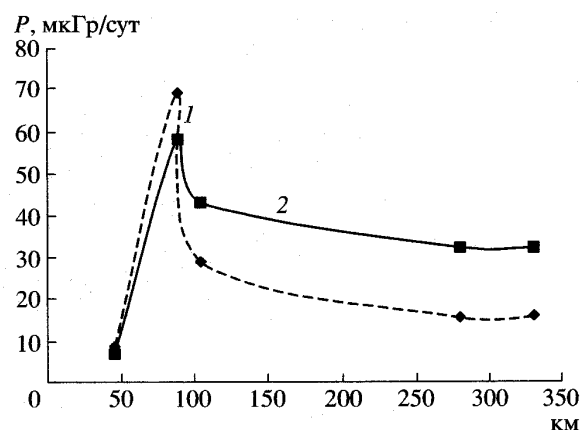


Рис. 2. Распределение суммарной мощности дозы облучения *Elodea canadensis* (1 – побеги, 2 – корни) по течению р. Енисей от г. Красноярск.

донных отложениях, значительно превышает мощность дозы от инкорпорированных радионуклидов на участке реки от с. Атаманово до с. Стрелка. В районе с. Атаманово суммарная мощность дозы достигает максимальных значений: 58 мкГр/сут для корней элодеи, что несколько ниже, чем для побегов (табл. 3). В районе с. Стрелка суммарная мощность дозы уменьшается для корней до 26 мкГр/сут. При этом вклад естественного облучения в суммарную дозу облучения корней элодеи не превышает 15–21% и вклад техногенных радионуклидов в суммарную дозу облучения корней элодеи является определяющим на участке реки ниже по течению от ГХК. Для контрольного района с. Есаулово – наоборот – вклад естественных радионуклидов в суммарную дозу облучения для корней, как и для побегов, является определяющим (до 99%).

Из рис. 2 следует, что в районе с. Атаманово (87 км) суммарная мощность дозы облучения для побегов и корней элодеи достигает максимума. В

Таблица 3. Значения мощности доз облучения для корней и побегов элодеи канадской (P , мкГр/сут) по течению реки Енисей

Населенный пункт	Побеги					Корни				
	P , внутреннее	P , внешнее		P , суммарное	вклад естественный, %	P , внутреннее	P , внешнее		P , суммарное	вклад естественный, %
		дно	вода				дно	вода		
с. Есаулово	8.5	0.2	0.2	8.9	95.8	5.7	1.1	0	6.8	99.7
с. Атаманово	69.0	3.2		72.4	8.4	7.2	51.0		58.2	11.7
с. Балчуг	28.7	2.3		31.2	21.9	6.7	36.0		42.7	15.9
с. Захаровка	15.2	1.7		17.1	45.2	6.0	26.1		32.1	21.3
с. Стрелка	15.5	1.4		17.1	50.6	6.0	26.1		32.1	21.3

Таблица 4. Концентрация микро- и макроэлементов в донных отложениях р. Енисей, мг/кг сухого вещества

Район отбора	K	Na	Ca	Mg	Al	Fe	Ni	Cu	Co	Pb	Zn	Mn	Cr	Cd	Mo	V
с. Есаулово	1155	263	3600	6525	88780	13853	24.2	12.7	7.0	7.2	93.9	220	14.5	0.12	0.84	360
с. Есаулово	2130	300	3225	9150	68810	21058	31.3	29.0	10.8	16.8	142.9	283	17.2	0.85	0.92	260
с. Атаманово	2130	323	3525	7950	88780	13837	30.4	18.1	9.9	9.8	130.2	287	13.5	0.17	0.76	160
с. Б. Балчуг	2505	300	2550	9150	80370	22939	32.7	27.0	11.8	18.0	110.2	287	17.4	0.48	0.75	240
с. Захаровка	2355	263	4875	8025	84110	25168	30.5	21.0	11.8	9.5	67.3	432	10.1	0.14	0.75	420
с. Стрелка	3255	285	4500	7950	78900	28759	33.5	25.5	12.7	12.6	79.7	487	15.2	0.24	0.73	440
с. Стрелка	2955	285	3375	7575	74770	26237	30.6	19.4	11.2	10.1	64.3	479	14.7	0.11	0.75	120

Таблица 5. Концентрация микро- и макроэлементов в биомассе побегов элодеи канадской, мг/кг сухого вещества

Район отбора	K	Na	Ca	Mg	Al	Fe	Ni	Cu	Co	Pb	Zn	Mn	Cr	Cd	Mo	V
с. Есаулово	35000	10000	17500	2170	1890	2640	10.9	8.5	3.58	0.72	96	1322	35.6	0.44	0.25	4
с. Атаманово	39000	10950	15000	2630	765	2428	7.2	10.4	3.11	0.45	80	747	48.0	0.33	0.50	58
с. Б. Балчуг	31130	16500	12000	3340	639	4953	17.6	14.1	4.65	2.03	86	1710	57.8	0.61	0.24	6
с. Б. Балчуг	34880	18000	12000	2900	314	1663	16.0	14.5	3.25	0.73	75	1240	44.1	0.59	0.22	4
с. Захаровка	30830	4250	27500	2500	6890	7140	10.5	10.9	5.28	0.97	52	1584	7.5	0.19	0.36	14
с. Захаровка	27750	18000	42000	3020	520	4831	12.8	7.2	7.57	0.17	42	4776	36.0	0.11	0.46	11
с. Стрелка	31250	5170	26670	2580	7410	5460	11.3	8.0	4.77	1.76	56	1233	15.2	0.17	0.19	19
с. Стрелка	35250	5930	31000	2850	343	2019	12.6	8.7	4.77	0.69	42	1712	53.7	0.24	0.29	9

дальнейшем с увеличением расстояния вниз по течению реки от г. Красноярска наблюдается снижение суммарной дозы облучения, более значительное для побегов и менее значительное для корней элодеи. Снижение величины суммарной дозы облучения элодеи приводит к возрастанию вклада естественных радионуклидов в суммарную мощность дозы облучения. Однако полученные нами максимальные значения мощности дозы облучения корней и побегов элодеи р. Енисей значительно меньше общепринятой предельной мощности дозы радиационного облучения для водной биоты – 10 мГр/сут при которой еще не регистрируются радиационные эффекты [17].

Содержание металлов в биомассе побегов элодеи реки Енисей на разном расстоянии по течению от г. Красноярска

Для оценки степени техногенного загрязнения реки металлами определяли концентрацию микро- и макроэлементов в донных отложениях и биомассе побегов элодеи. Предполагая, что значительный вклад в загрязнение реки Енисей металлами вносят промышленные и муниципальные сточные воды г. Красноярска, можно ожидать, что концентрация металлов в донных отложениях и в биомассе погруженных растений по мере удаления от города вниз по течению реки уменьшается. Очевидно, что ГХК как промышленное предпри-

ятие производит сброс в реку Енисей не только радионуклидов, но и различных металлов.

В табл. 4 представлены средние показатели концентраций макро- и микроэлементов в донных отложениях реки Енисей от с. Есаулово (45 км от Красноярска) до с. Стрелка (330 км от Красноярска). Общих тенденций по увеличению или уменьшению концентрации перечисленных металлов в зависимости от места отбора не выявлено. Обращает на себя внимание неоднородность распределения металлов не только по течению реки, но и для одного района. Например, в районе с. Есаулово пробы донных отложений отбирали в двух местах. И для этих двух мест концентрация таких металлов, как Cu, Pb, Fe, Cd и V, в донных отложениях отличается в 2 и более раза. Среди потенциально токсичных металлов можно отметить лишь Zn, концентрация которого достоверно уменьшается в пробах донных отложений по мере удаления места отбора от Красноярска вниз по течению реки.

Анализ данных по концентрациям металлов в биомассе побегов элодеи (табл. 5) также не выявил общих тенденций их изменения для большинства металлов в зависимости от места отбора проб. Это еще раз демонстрирует факт неоднородности распределения металлов в донных отложениях. В биомассе побегов элодеи накапливается больше K, Na, Ca, Mn и Cr по сравнению с донными отложениями. По полученным нами данным, кон-

центрация Fe в биомассе элодеи Енисея выше, а Pb ниже по сравнению с данными, приведенными в работе Samecka-Sumegián [11] для проб элодеи, отобранных в реках Польши. В этой же работе указано, что концентрация Zn в биомассе элодеи рек Польши достигает 770 мг/кг, максимальное же значение в элодее реки Енисей, отобранной в районе с. Есаулово, она составляет 96 мг/кг. Концентрация Zn уменьшается в биомассе элодеи по мере удаления места отбора от Красноярска вниз по течению реки и в районе с. Стрелка составляет 42 мг/кг сухого вещества. Эта закономерность дополнительно подтверждает факт уменьшения концентрации Zn в донных отложениях по мере удаления от г. Красноярска по течению реки.

Чтобы оценить возможность токсичного действия металлов в тех концентрациях, в которых они встречаются в донных отложениях реки Енисей для растений, в частности, для элодеи, мы провели сравнение полученных нами результатов с данными из литературных источников по концентрации металлов в донных отложениях других рек, а также со значениями предельных нормативов концентраций металлов в почвах.

По данным Samecka-Sumegián [11], в донных осадках рек Польши, загрязненных сточными водами промышленных предприятий, концентрация Zn изменяется в пределах от 10 до 811 мг/кг сухого вещества. Как видно из табл. 4, концентрация Zn в донных отложениях р. Енисей примерно в 7 раз ниже максимального значения этого показателя для донных отложений рек в Польше. Концентрация ванадия в донных отложениях р. Енисей достигает 440 мг/кг сухого вещества, что на два-три порядка больше, чем в донных отложениях рек Польши. Сравнение с предельными нормативами концентраций металлов в почве показало, что для Zn нормативы превышены в пробах из районов с. Есаулово, с. Атаманово и с. Б. Балчуг, но не более чем в 1.5 раза; для V – примерно в 2 раза на всем исследованном участке. Концентрации остальных перечисленных металлов не превышают установленных нормативов для почв.

В целом можно отметить, что исходное предположение о возможном снижении концентраций большинства металлов в донных отложениях и биомассе элодеи вниз по течению реки Енисей от г. Красноярска в основном не подтвердилось. Возможно, это связано с быстрым течением реки на этом участке и неоднородностью распределения донных отложений разного химического состава. Вместе с тем для Zn это предположение оправдывается как для донных отложений, так и для биомассы элодеи. Учитывая небольшое превышение нормативов по цинку и ванадию в донных отложениях, можно ожидать некоторого эффекта токсичности этих металлов для элодеи. Возможно, что эффект токсичности металлов для элодеи

будет усилен при высокой удельной активности радионуклидов.

Цитогенетические исследования элодеи в акватории реки Енисей на разном расстоянии по течению от г. Красноярска

В качестве материала для цитогенетических исследований использовали образцы элодеи канадской, собранные в 2003–2004 гг. в правобережных протоках р. Енисей вниз по течению от г. Красноярска до устья р. Ангара. Хромосомы элодеи из акватории р. Енисей характеризуются мелкими размерами (1–2 мкм), по морфологии они двуплечие, мета- или субметацентрики. В интерфазных ядрах элодеи содержится одно-два ядрышка, редко три или четыре.

Установлено, что в исследованной части акватории р. Енисей для элодеи характерна миксополидия – варьирование числа хромосом в пределах одного растения от 24 до 96 с наибольшей частотой встречаемости наборов 24, 32, 40, 48 в различных пунктах сбора образцов. Вместе с тем, по имеющимся литературным данным, для элодеи известно только два числа хромосом: $2n = 24$ и $2n = 48$ [18–21]. Вариабельность хромосомных чисел встречается и у других гидро- и гиgroфитов [22, 23]. Многие из них хорошо размножаются вегетативно, а для элодеи канадской данный способ размножения является основным. Предполагается, что при длительном отсутствии семенного размножения клоны способны генетически дифференцироваться [24, 25].

В образцах элодеи канадской, собранных на всех исследованных участках р. Енисей, в ана-телофазных клетках наблюдали следующие типы хромосомных аберраций: неравномерное расхождение и агглютинация хромосом, выбросы хромосом за пределы пластинки, отстающие хромосомы, мосты (табл. 6). Вакуолизация цитоплазмы выявлена почти в 100% клеток у растений, собранных в районах пос. Стрелка и с. Захаровка, а также в 50% и 30% клеток у растений из районов с. Атаманово и с. Б. Балчуг. В метафазных клетках элодеи из районов р. Енисей, расположенных вниз по течению от ГХК, найдены кольцевые структуры и отмечена фрагментация хромосом, а в районе пос. Стрелка зарегистрированы микроядра. В контрольных образцах, собранных в районе с. Есаулово, в единичном случае отмечена кольцевая хромосома (табл. 7).

Установлено, что встречаемость хромосомных нарушений в ана-телофазных и метафазных клетках элодеи канадской значительно выше на участках акватории р. Енисей вниз по течению от ГХК по сравнению контрольным участком в районе с. Есаулово (табл. 6, 7). Сравнительный анализ участков, подверженных радионуклидному

Таблица 6. Частота встречаемости и спектр нарушений в ана-телофазах у элодеи канадской в акватории р. Енисей

Пункт и год сбора материала	Число изученных ана- и телофаз, шт.	Частота встречаемости нарушений, шт./%	Спектр нарушений, шт./%				
			неравномерное расхождение	выбросы за пределы пластинки	отстающие хромосомы	мосты	агглютинация
с. Есаулово, 2003, 2004	1879	193/10.3	120/6.4	40/2.1	22/1.2	10/0.5	1/0.1
с. Атаманово, 2004	683	223/32.7	108/15.8	33/48.0	70/10.2	12/1.8	–
с. Б. Балчуг, 2004	677	169/25.0	133/19.6	21/3.1	12/1.8	2/0.3	1/0.2
с. Захаровка, 2003	87	41/47.1	16/18.4	2/2.3	11/12.6	9/10.3	3/3.4
пос. Стрелка, 2003	36	15/41.7	4/11.1	–	5/13.9	2/5.6	4/11.1
пос. Стрелка, 2004	628	216/34.1	117/18.5	35/5.5	47/7.4	11/1.7	6/0.9

Таблица 7. Частота встречаемости и спектр нарушений в метафазах у элодеи канадской в акватории р. Енисей

Пункт и год сбора материала	Число изученных метафаз, шт.	Частота встречаемости нарушений, шт./%	Спектр нарушений, шт./%		
			фрагментация	кольцевые хромосомы	микроядра
с. Есаулово, 2003, 2004	375	1/0.3	–	1/0.3	–
с. Атаманово, 2004	108	7/6.5	5/4.6	2/1.9	–
с. Б. Балчуг, 2004	102	2/2.0	–	2/2.0	–
с. Захаровка, 2003	104	21/20.2	13/12.5	8/7.7	–
пос. Стрелка, 2003	101	14/13.9	–	4/4.0	10/9.9
пос. Стрелка, 2004	122	–	–	–	–

загрязнению, показывает, что частота возникновения хромосомных аберраций у растений, собранных в наиболее удаленных от ГХК участках (районы пос. Стрелка и с. Захаровка) несколько выше, чем на территориях, находящихся в непосредственной близости от комбината (районы с. Атаманово и с. Б. Балчуг).

Полученные нами результаты вполне согласуются с ранее опубликованными данными других исследователей. В частности, хромосомные повреждения были отмечены в ценопопуляциях одуванчика обыкновенного (*Taraxacum officinale* Wigg.) на территории ядерно-энергетического комплекса Уральского региона [26]. Агглютинация хромосом, их фрагментация, мосты и другие виды мутаций обнаружены у сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.), дуба черешчатого (*Quercus robur* L.) и березы повислой (*Betula pendula* Proth.) в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС, а также в 1-километровой зоне Нововоронежской АЭС [27–29]. Вместе с тем в опытах с бактериальными культурами и млекопитающими показано, что частота встречаемости хромосом-

ных мутаций не всегда находится в прямой зависимости от мощности дозы радиоактивного облучения [30].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования показали, что биомасса элодеи в зоне влияния сбросов ГХК содержит техногенные радионуклиды, типичные для сбросов ГХК. Техногенные радионуклиды могут поступать в растения как из воды, так и из донных отложений. Выше по течению реки от ГХК в контрольном районе, в донных отложениях и в биомассе элодеи зарегистрирован только один техногенный радионуклид: ^{137}Cs . В связи с этим дозы облучения побегов и корней элодеи вверх по течению от ГХК малы (до 8 мкГр/сут) и основной вклад в дозу дают естественные радионуклиды. Начиная с района сбросов ГХК (с. Атаманово), суммарная мощность дозы возрастает почти на порядок и достигает максимальных значений: 72 мкГр/сут для побегов и 58 мкГр/сут для корней элодеи. С удалением от ГХК вниз по течению ре-

ки суммарная мощность дозы уменьшается до 17 мкГр/сут для побегов и 32 мкГр/сут для корней элодеи, но все равно превышает дозы характерных для фоновых районов. Следует заметить, что на удалении от ГХК вклад техногенного облучения превышает вклад естественного облучения, а для фонового района – наоборот. Однако, как отмечено выше, полученные нами максимальные значения мощности дозы облучения корней и побегов элодеи р. Енисей значительно меньше и общепринятой предельной мощности дозы облучения для водной биоты: 10 мГр/сутки [17, 31, 32]. В публикациях этот параметр называют “максимальной дозой облучения водной биоты, при которой еще не регистрируются радиационные эффекты”. Однако в отчете исследователей по проекту ЕС “МАРИНА-2” отмечено, что возможны проявления различных эффектов и при мощности доз ниже 10 мГр/сут [33]. Это связано с тем, что существуют организмы, более чувствительные к облучению, и для них пределы мощности доз могут составлять 1–2.5 мГр/сут. Соответственно при дозах выше 1 мГр/сут уже может наблюдаться задержка в иммунном ответе на заражение паразитами и бактериями, а также могут быть незначительные изменения в лимфе и крови. Из приведенных данных следует, что даже при дозах менее 1 мГр/сут могут наблюдаться незначительные цитогенетические нарушения [33].

Цитогенетические исследования показали, что в акватории р. Енисей, начиная с района сбросов ГХК (с. Атаманово), где, по сравнению с контрольным районом, возрастают значения суммарной мощности дозы облучения, у элодеи канадской резко возрастает встречаемость хромосомных мутаций в ана-телофазных и метафазных клетках корневых меристем. Очевидно, что одновременное увеличение значений суммарной дозы облучения и числа хромосомных aberrаций у элодеи может быть связано именно с радиационным фактором. Но тогда не совсем понятна разная динамика суммарной дозы облучения и числа хромосомных мутаций по мере удаления от ГХК. Логично было бы, если максимум числа хромосомных нарушений совпадал бы с максимумом суммарной мощности дозы облучения. Однако наблюдается противоположная тенденция – в районе сбросов ГХК частота встречаемости хромосомных нарушений несколько ниже, чем на удалении в 200–250 км.

К настоящему времени выдвинуто несколько гипотез объясняющих влияние мощности дозы облучения на мутационные процессы у организмов. Согласно одной из них, между мутабельностью и радиоустойчивостью имеется положительная корреляция, так как при повышении дозы облучения наиболее мутабельные клетки гибнут еще на стадии зигот, получив мутации в

виде доминантных леталей [30]. Например, у обыкновенной полевки (*Microtus arvalis* Pallas) из района Кыштымской ядерной аварии 1957 г. частота хромосомных aberrаций не зависела от поглощенной дозы β -облучения [34]. Уровень хромосомных aberrаций в лимфоцитах человека даже снижался при увеличении дозы облучения [35].

Можно также предположить, что частота хромосомных aberrаций у элодеи определяется не только радиационным, но и химическим фактором, в частности токсичным действием тяжелых металлов. Если принять во внимание факт превышения предельных нормативов концентрации цинка и ванадия в донных отложениях и накопление этих металлов в биомассе элодеи, то можно ожидать мутагенного эффекта кумулятивного действия тяжелых металлов и радионуклидов. Действительно, ранее уже отмечалось, что при совместном действии низких доз облучения и малых концентраций токсикантов разной природы выход цитогенетических повреждений растет быстрее, чем при раздельном действии больших доз и более высоких концентраций токсикантов [12]. Вместе с тем известно радиозащитное действие солей цинка, железа и марганца, при этом максимальное уменьшение количества aberrаций в биологических объектах, по сравнению с контролем, наблюдалось только под влиянием цинка [36]. Было также показано, что внесение цинка в окружающую среду приводит к уменьшению накопления растениями ^{90}Sr и ^{137}Cs по сравнению с контролем в 2.2–3.3 раза. Поскольку в элодее концентрация цинка в районе сбросов ГХК (села Атаманово и Б. Балчуг) в 2 раза выше, чем на значительном расстоянии от комбината, то это обстоятельство вполне могло привести к некоторому снижению частоты хромосомных нарушений вблизи сбросов ГХК. В этом случае реально существующий радиационный эффект мог быть занижен вследствие антагонистического характера взаимодействия радионуклидов и цинка [36]. В связи с возможным радиозащитным действием цинка, у элодеи в акватории р. Енисей отсутствует прямая зависимость между частотой хромосомных нарушений и суммарной дозой облучения. Однако это только первые данные по использованию элодеи канадской для целей радиоэкологического и цитогенетического мониторинга. В дальнейшем необходимо продолжить работы по поиску факторов (кроме радиационного), которые могли бы вызвать хромосомные нарушения у этого вида.

Работа выполнена при поддержке Интеграционного проекта СО РАН № 30.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Кузнецов Ю.В., Ревенко Ю.А., Легин В.К. и др. // Радиохимия. 1994. Т. 36. Вып. 6. С. 546–559.
2. Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., Nikitin A.I. et al. // J. Environ. Radioactivity. 1995. V. 29. P. 225–236.
3. Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Бургер М. и др. // Радиохимия. 1999. Т. 41. Вып. 6. С. 563–568.
4. Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Мясоедов Б.Ф. и др. // Докл. РАН. 2002. Т. 387. № 2. С. 233–236.
5. Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Бургер М. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Т. 42. № 2. С. 194–199.
6. Bolsunovsky A. // Aquatic Ecology. 2004. V. 38. № 1. P. 57–62.
7. Болсуновский А.Я., Суковатый А.Г. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 3. С. 393–398.
8. Марчиолени Д.П., Легин В.К., Кузнецов Ю.В. и др. // Экология. 1988. № 3. С. 69–70.
9. Kairesalo T., Kahkonen M.A. // Chemosphere. 1998. V. 37. № 8. P. 1521–1530.
10. Mal T.K., Adorjan P., Corbett A.L. // Environmental Pollution. 2002. V. 120. № 2. P. 307–311.
11. Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. // Water, Air, and Soil Pollution. 2003. V. 145. P. 139–153.
12. Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Дикарева Н.С., Спиринов Е.В. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Т. 42. № 4. С. 364–368.
13. Гераськин С.А., Дикарев В.Г., Дикарева Н.С. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2002. Т. 42. № 4. С. 369–383.
14. Болсуновский А.Я., Косиненко С.В., Суковатый А.Г. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Матер. 2-й Междунар. конф. Томск, 2004. С. 593–594.
15. Radiological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Aquatic Biota at Oak Ridge // National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. USA. BJC/OR-80. 1998. P. 2–12.
16. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. // Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1990. С. 51–64.
17. A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. // DOE-STD-1153-2002, July 2002. USA.
18. Rohweder H. // Planta. 1937. V. 27. № 4. P. 501–549.
19. Harada I. // Cytologia. 1956. V. 21. № 3. P. 306–328.
20. Löve A. // Taxon. 1980. V. 29. P. 276–277.
21. Дмитриева С.А., Парфенов В.И. Кариология флоры как основа цитогенетического мониторинга. Минск: Наука и техника, 1991. 231 с.
22. Kalkman L., Van Wijk R.J. // Aquat. Bot. 1984. V. 20. № 3–4. P. 343–349.
23. Пробатова Н.С., Рудыка Э.Г., Кожевников А.Е., Кожевникова З.В. // Бот. журн. 2004. Т. 89. № 7. С. 1209–1217.
24. Фадеева Т.С., Соснихина С.П., Иркаева И.М. Сравнительная генетика растений. Л., 1980. 248 с.
25. Малахова Л.А. // Бот. журн. 1998. Т. 83. № 10. С. 51–56.
26. Ульянова Е.В., Позолотина В.Н. // Матер. II Междунар. конф. “Окружающая среда и экология Сибири, Дальнего Востока и Арктики” (EESFEA-2003), посвящ. памяти акад. РАН Зуева В.Е. Томск, 2003. Т. 2. С. 86–87.
27. Буторина А.К., Исаков Ю.Н. // Докл. АН СССР. 1989. Т. 308. № 4. С. 987–989.
28. Вострикова Т.В. // Цитология. 1999. Т. 41. № 12. С. 1058–1059.
29. Артюхов В.Г., Калаев В.Н., Сенькевич Е.В. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44. № 4. С. 445–457.
30. Дубинин Н.П. Общая генетика. 3-е изд. М.: Наука, 1986. 559 с.
31. IAEA. International Atomic Energy Agency. Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards. Technical Report Series № 332. IAEA, Vienna, Austria, 1992.
32. UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (1996). Effects of Radiation on the Environment, Annex to Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly, with one Annex), UN, N.Y. (USA): Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation, 1996.
33. Sazykina T.G., Kryshev I.I. Assessment of the impact of radioactive substances on marine biota of north European waters. Report of Working Subgroup D. Marina II Project. Commission of the European Communities, Report C6496/TR/004 Issue 3 August 2002. 106 p.
34. Гилева Э.А., Любашевский Н.М., Стариченко В.И. и др. // Генетика. 1996. Т. 32. № 1. С. 114–119.
35. Рушковский С.Р., Безруков В.Ф., Барилляк И.Р. // Цитология и генетика. 1998. Т. 32. № 1. С. 90–95.
36. Гудков И.Н., Кицно В.Е., Грисюк С.Н. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 2–3. С. 349–353.

Поступила в редакцию
29.08.2005

Radioecological Monitoring of the Yenisei River and Citological Characterization of a Submerged Aquatic Plant *Elodea canadensis*

A. Ya. Bolsunovsky¹, E. N. Muratova², A. G. Sukovaty³, A. V. Pimenov², E. A. Sanzharaeva¹,
T. A. Zotina¹, T. S. Sedelnikova², E. V. Pankov¹, M. G. Kornilova²

¹*Institute of Biophysics, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences, Krasnoyarsk, 660036 Russia;*
e-mail: radecol@ibp.ru

²*Institute of Forest, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences, Krasnoyarsk*

³*Krasnoyarsk State Technical University*

The study was devoted to investigation of the contents of radionuclides and of heavy metals and to evaluate the frequency of chromosomal aberrations in samples of *Elodea canadensis*, a submerged plant, collected in different parts of the Yenisei River. The samples were collected in the area subjected to radioactive impact of the Mining-and-Chemical Combine (MCC) at Zheleznogorsk and in the control area, upstream of the MCC. The investigations shown that elodea biomass in the area affected by MCC operation contained a long inventory of artificial radionuclides typical for the MCC discharges. The upstream of the MCC, in the control sampling area, the sediments and the elodea biomass contained only one artificial radionuclide – ¹³⁷Cs. Thus, the exposure doses to elodea shoots and roots upstream of the MCC are small (not more than 8 μGy/d) and the main contribution into the dose is made by natural radionuclides. At the MCC discharge site (the village of Atamanovo) and at the downstream of it, the total dose rate increases almost an order of magnitude, reaching its maximal values – 72 μGy/d for elodea shoots and 58 μGy/d for its roots. Cytogenetic investigations of elodea roots shown that at the MCC discharge site (the village of Atamanovo) and at downstream of it the occurrence of chromosomal aberrations in ana-telophase and in metaphase cells of elodea was considerably higher than in the control area. It is highly probable that this simultaneous dramatic increase in the total exposure rate and the occurrence of chromosomal aberrations in elodea is associated with the radiation factor. It is suggested that elodea is affected not only by the radiation factor but also by the chemical factor – toxicity of heavy metals.