

УДК 662.613.1: 504.064.2

ОЦЕНКА РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ В ЗОНЕ ДЕЙСТВУЮЩЕЙ УГОЛЬНОЙ ТЭС

© 2022 г. М. В. Густова^{1,*}, С. П. Каплина^{1,**}, Н. С. Густова^{1,***}, Н. Балжинням^{2,****},
Ч. Бадамгарав^{2,*****}

¹ Лаборатория ядерных реакций имени Г.Н. Флерова, ОИЯИ, 141980 Дубна, Россия

² Центральная геологическая лаборатория, 18080 Улан-Батор, Монголия

*e-mail: gust@jinr.ru

**e-mail: sv_kap@mail.ru

***e-mail: nataliagust@jinr.ru

****e-mail: nn_baljka@yahoo.com

*****e-mail: badbaa_sci@yahoo.com

Поступила в редакцию 17.05.2022 г.

После доработки 15.06.2022 г.

Принята к публикации 03.08.2022 г.

Представлены данные элементного и радионуклидного (⁴⁰K, ¹³⁷Cs, радионуклиды U- и Th-рядов) состава образцов углей, шлака, зол-уноса крупнейшей тепловой электростанции ТЭС-4, расположенной в Улан-Баторе (Монголия), а также образцов почвы и растительности в зоне ее воздействия. Аналитические определения проводили методами рентгенофлуоресцентного, гамма-активационного и гамма-спектрометрического анализа. Показано, что используемые угли обогащены токсичными элементами-примесями, в зольных фракциях происходит значительное по отношению к исходному топливу концентрирование таких элементов, как V, Zn, As, Pb, Bi, Th, U и естественных радионуклидов, в том числе ²¹⁰Pb. Проведена оценка степени загрязнения почв и радиационной опасности влияния ТЭС для населения, а также уровня потенциальной опасности (класса материала) золошлаковых отходов. Рекомендовано проведение регулярного мониторинга.

Ключевые слова: бурый уголь, шлак, зола-уноса, тепловая электростанция, радионуклиды, Монголия, загрязнение, окружающая среда, почва, растительность

DOI: 10.31857/S0023117722060044

Теплоэнергетические установки значительно загрязняют атмосферу населенных пунктов. Известно [1, 2], что в угле концентрируются различные элементы, которые при его сжигании могут попадать в окружающую среду и создавать угрозу для здоровья населения. Особый интерес для оценки риска загрязнения окружающей среды представляют токсичные элементы, в частности тяжелые металлы (V, Ni, Cu, Zn, Pb, Bi), мышьяк и природные радионуклиды уранового (²³⁸U и продукты его распада: ²³⁴Th, ²²⁶Ra, ²¹⁴Bi, ²¹⁰Pb, ²¹⁰Po и т.д.) и актиноуранового (²³⁵U и продукты его распада) рядов, ториевого ряда (²³²Th и продукты его распада: ²¹²Pb, ²²⁸Ac, ²¹²Bi и т.д.), а также долгоживущий радиоактивный изотоп ⁴⁰K, содержащиеся в угле [3]. По данным Научного комитета ООН по действию атомной радиации, средние глобальные концентрации радионуклидов в угле следующие: ²³⁸U – 37 Бк/кг; ²²⁶Ra – 35 Бк/кг; ²³²Th – 30 Бк/кг; ⁴⁰K – 400 Бк/кг. Однако следует

учитывать, что удельная активность природных радионуклидов различных месторождений может отличаться на несколько порядков. Относительно высокие уровни естественных радионуклидов зафиксированы в ряде угольных месторождений США, Китая, России и Сербии, где активность ²³⁸U может достигать 3600 Бк/кг. В месторождениях Сибири, Дальнего Востока, Казахстана и Монголии содержание урана колеблется от 0.6 до 32.8 г/т, а тория от 0.8 до 32 г/т [4]. Исследования радиоактивности в угле и первые оценки поступления радионуклидов в окружающую среду после его сжигания появились еще в 1960-х гг. [5], но до сих пор существует необходимость в более детальных оценках радиологического влияния работающих угольных ТЭС в зависимости от их территориального расположения, качества применяемого угля, технологии его подготовки и сжигания [6–8].

В процессе сжигания угля образуются: негорящий остаток в виде топливного шлака, мел-

кодисперсная летучая зола-уноса, которая на 97–99% улавливается системой газоочистки, и дымовые газы. В шлаке и золе-уноса происходит концентрирование большого количества элементов, в том числе токсичных (As) и потенциально токсичных (Pb, V, Ni). Смесь золошлака и золы-уноса принято называть золошлаковыми отходами (ЗШО), в среднем в их общей массе 75% приходится на золу-уноса и 25% – на золошлак [1]. При удовлетворении требованию безопасности для здоровья человека и окружающей среды ЗШО являются потенциальным вторичным сырьем для строительной отрасли. Кроме того, при горении угля в результате реакций с компонентами дымовых газов возможно образование летучих соединений отдельных радионуклидов, в частности ^{210}Pb и ^{210}Po [9]. Значительная часть микроэлементов, содержащихся в угле, поступает в атмосферу не с золой, а с субмикронными аэрозолями, которые практически не улавливаются электрофильтрами. При выгорании органического вещества угля на ТЭС происходит испарение металлов, содержащихся в угле, часть из которых конденсируется на аэрозолях и улетучивается с дымовыми газами. Другая часть испарившегося металла конденсируется на частицах летучей золы. Мелкие частицы летучей золы имеют наибольшую поверхность, на которой происходят конденсация и трансформация паров металлов, поэтому с уменьшением размеров частиц обычно увеличивается содержание некоторых микроэлементов по сравнению с более крупными фракциями летучей золы. Так, более мелкая зола, не уловленная золоуловителями ТЭС, содержит больше микроэлементов, чем средняя по составу зола исходного топлива, при этом их концентрация в летучей золе возрастает на 1–2 порядка. Аналогично распределению микроэлементов по фракциям летучей золы возрастает с уменьшением размеров частиц золы и удельная радиоактивность образца [3]. Расстояния, на которые могут разноситься и осаждаться вместе с атмосферными осадками частицы золы-уноса, зависят от физических свойств золы, погодных условий, розы ветров и т.д. Частицы диаметром 10 мкм и более осаждаются довольно быстро, их воздействие проявляется в непосредственной близости от источника – на расстоянии до 3 км. Частицы менее 10 нм и особенно менее 2.5 нм могут преодолевать сотни километров и воздействовать на все компоненты окружающей среды [2, 10–12]. Исследования, проведенные во многих странах, показали, что радиоактивность почв и воздуха на территориях, прилегающих к тепловым электростанциям, превышали не только фоновые значения, но и предельно допустимые [4, 13].

Почва является депонирующей средой и индикатором геохимической обстановки. Антропогенная, т.е. вторичная, составляющая почв фор-

мируется, главным образом, за счет атмотехногенного поступления пылевых частиц, аэрозолей, растворенных форм соединений различного происхождения и, как следствие, самый верхний почвенный горизонт несет основную информацию о техногенном воздействии. Металлы сравнительно быстро накапливаются в почве и крайне медленно из нее выводятся. Период полураспада тяжелых металлов варьируется для различных элементов, но составляет весьма продолжительное время, например для Zn – от 70 до 510 лет; для Cd – от 13 до 1100 лет, для Cu – от 310 до 1500 лет и для Pb – от 740 до 5900 лет [14].

Помимо почвы твердые частицы, содержащие различные элементы, выброшенные ТЭС в атмосферный воздух, оседают на поверхности растений. Наземные растения способны поглощать тяжелые металлы двумя путями – через корни и через поверхность листовых пластинок. Следовательно, химический состав растений отражает элементный состав почв и аэрозольных загрязнений [15]. Находящиеся в почве тяжелые естественные радионуклиды переходят в растения и включаются в биологический круговорот.

Радиационный риск – вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения. Средняя эквивалентная доза внешнего облучения, которую человек получает от земных источников естественной радиации, составляет 0.35 мЗв в год [16]. Активность на загрязненной поверхности почвы является источником радиоактивных аэрозолей в приземном слое атмосферы. Хотя эти источники по размерам локальны, но они могут вызвать резкое увеличение вторичного загрязнения, поэтому имеется потенциальная вероятность получения высокой дозы облучения. Данные изучения динамики радиоактивного загрязнения воздуха в совокупности с результатами исследований загрязнения подстилающей поверхности являются основой для прогнозирования содержания радионуклидов в воздухе, оценки доз ингаляционного поступления радионуклидов в организм человека, планирования мероприятий по их уменьшению [17]. Наиболее серьезным из всех последствий облучения человека при малых дозах является дополнительный риск развития злокачественных опухолей, который для обоих полов и всех возрастов оценивается как 10^{-2}Зв^{-1} [16].

Согласно плану развития энергетики Монголии, уголь еще долгое время будет основным топливом для производства электроэнергии как для обеспечения внутренних нужд, так и для экспорта [18]. В связи с этим необходимость проведения исследований по определению содержания токсичных элементов и естественных радионуклидов в углях, продуктах их сжигания и компонен-

тах окружающей среды вокруг действующих угольных ТЭС, а также оценка риска для населения, проживающего в непосредственной близости от станций, приобретает особую актуальность.

Цель данного исследования – оценка риска загрязнения токсичными элементами и радионуклидами, содержащимися в зольных частицах и способными неконтролируемо попадать в окружающую среду в результате работы угольной ТЭС.

ОБЪЕКТ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектом исследования выбрана тепловая электростанция ТЭС-4, расположенная в Улан-Баторе (Монголия), которая является крупнейшей в монгольском энергетическом секторе: вырабатывает более 67.8% электроэнергии и 60.3% тепла для потребления города. Текущая рабочая мощность составляет 700 МВт электроэнергии и 1373 Гкал тепловой энергии в целом. В качестве основного топлива на станции используется смесь бурого угля марки Б2 из монгольских месторождений Багануур и Шивэ-Ово. Угли данных месторождений малосернистые, с невысоким содержанием золы и относятся к раннемеловому периоду [19]. Качественные характеристики углей: зольность (A^d), общая влага (W_p), выход летучей золы (V^d), содержание серы (S), теплота сгорания (Q) представлены в табл. 1 [18, 20]. Годовое использование угля на ТЭС-4 составляет около 2.4 млн т.

Для очистки отходящих газов на данной станции применяется электростатический осадитель типа ЭГА-2-58-12-6-4 с эффективностью очистки от 97 до 99%.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

Для рекогносцировочной оценки влияния ТЭС-4 на окружающую среду в 2018 г. были отобраны: образцы бурого угля (четыре образца с площадки складирования твердого топлива станции, два образца из смеси угля, непосредственно поступающего в топку), образец шлака, образец золы-уноса, по четыре образца почвы и растительности на различных расстояниях от объекта. Каждая проба почвы представляла собой смешанный образец (из пяти точечных проб), отобранный с площадки площадью 25 м² методом “конверта”. Пробы почвы отбирались из верхнего горизонта (0–20 см). Вес пробы составлял 1 кг [21]. Образцы растительности (разнотравья) отбирались с наземной части в тех же точках, что и почва. Образцы были высушены до воздушно-сухого состояния при температуре 105°C, измельчены и гомогенизированы в агатовой ступке, подготовлены для дальнейшего анализа согласно методикам [22, 23]. Многоэлементный анализ всех

Таблица 1. Качественные характеристики углей

Месторождение	$A^d, \%$	$W_p, \%$	$V^d, \%$	S, %	Q, кал/кг
Багануур	12	36	41	0.50	3330
Шивэ-Ово	9	42	41	0.53	3000

образцов проводился в Лаборатории ядерных реакций им. Г.Н. Флерова Объединенного института ядерных исследований (ЛЯР ОИЯИ, Дубна) с применением рентгенофлуоресцентного (РФА), гамма-активационного метода анализа (ГАА), для определения содержания U и Th (с использованием реакций $^{238}\text{U}(\gamma, n)^{237}\text{U}$ ($T_{1/2} = 6.8$ сут, $E_\gamma = 59.7$ и 208 кэВ), $^{232}\text{Th}(\gamma, n)^{231}\text{Th}$ ($T_{1/2} = 25.5$ ч, $E_\gamma = 25.65$ и 84.17 кэВ)), и гамма-спектрометрии – для регистрации удельной естественной активности. Согласно методу РФА, для возбуждения рентгеновского излучения использовали стандартные кольцевые радиоизотопные источники ^{109}Cd ($E = 22.16$ кэВ, $T_{1/2} = 453$ сут) с активностью 0.2 ГБк и ^{241}Am ($E = 59.6$ кэВ, $T_{1/2} = 458$ лет) с общей активностью 27.3 ГБк. Характеристическое рентгеновское излучение регистрировали полупроводниковым Si(Li)-детектором с разрешением 145 эВ на линии $K\alpha$ Fe (6.4 кэВ). Время измерений варьировалось от 10 до 30 мин. Обработку спектров проводили с помощью программного обеспечения для РФА *WinAxil Canberra*. В качестве эталонных образцов использовали стандартные образцы состава, близкие по матричным эффектам к анализируемым образцам. Для определения элементов, отсутствующих в эталонных образцах, была использована методика одновременного определения в насыщенных слоях вещества всех элементов, возбуждаемых радиоизотопным источником, по единой калибровочной кривой [22]. В методе ГАА исследуемые образцы и стандарт облучали тормозным излучением 22 МэВ (средний ток электронов 10 А) в течение 4 ч на микротроне МТ-25. Затем облученные образцы были измерены с использованием детектора *HPGe Canberra* с разрешением 1.5 кэВ и эффективностью регистрации гамма-излучения порядка 1% на линии 1332.5 кэВ (^{60}Co) (диапазон энергий до 3000 кэВ). Время измерений составляло 300, 900 и 3600 с. Гамма-спектрометрические измерения образцов для определения содержания естественных радионуклидов и ^{137}Cs проводили с использованием *HPGe* детектора, а также тонкого Ge-детектора с разрешением 0.55 кэВ и эффективностью регистрации гамма-излучения порядка 7% на линии 122 кэВ (диапазон энергий до 300 кэВ). Время измерений составляло 15 ч.

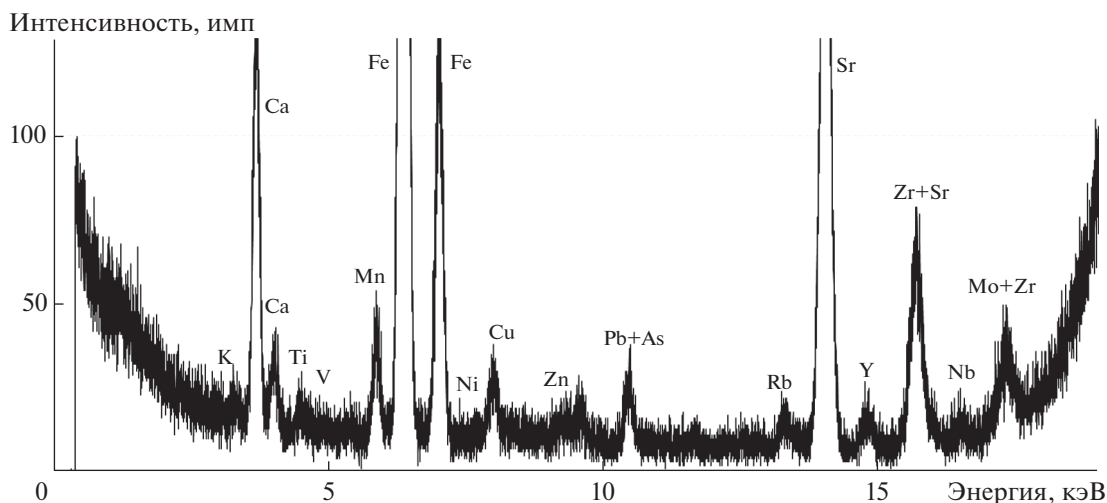


Рис. 1. Расшифровка РФА-спектра образца золы-уноса; время измерения 600 с.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

С учетом характеристик фильтров ТЭС-4 и их реальной эффективности 1–3% золы-уноса неконтролируемо попадает в окружающую среду. Установлено, что при средней зольности угля 12% и выходе летучей золы 41% ежегодно в атмосферный воздух выбрасывается порядка 2.4 тыс. т различных веществ.

Во всех образцах было определено содержание 34 химических элементов (Na, Mg, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Mo, Ag, Sn, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Pb, Bi, Th, U) и радионуклидов (U- и Th- рядов, ^{40}K , ^{137}Cs). Всего было выполнено более 240 аналитических определений. На рис. 1 представлена расшифровка спектра, полученного при проведении РФА образца золы-уноса.

Результаты исследования показали (табл. 2), что угли, используемые на ТЭС-4, значительно

обогащены V, Ni, Cu, Pb и Bi, а также U по сравнению с принятыми среднемировыми значениями. При этом угли, поступающие на станцию из месторождения Багануур, значительно более обогащены V, As и U по сравнению с углями, поступающими с месторождения Шивэ-Ово.

Обнаружено (табл. 3), что при сжигании углей на ТЭС-4 в различных фракциях золы происходит концентрирование по отношению к исходному углю таких элементов, как V, Zn, As, Pb, Bi, Th и U. При этом в золе-уноса в основном концентрируются: Zn – в 1.7 раза, As – 26.2 и Pb – 1.2. В шлаке в 1.4 раза концентрируется Bi. Такие элементы, как V, Th и U – накапливаются и в шлаке, в 6.5, 4.2 и 3.7 раза соответственно, и в золе-уноса, в 6.6, 5.8 и 4.3 раза соответственно. Содержание V в среднем превышает кларковые значения для зол бурых углей более чем в 13 раз, Bi – 7, Cu и As – 2, Pb и U – 1.5, а содержание Ni, Zn и Th ниже кларка.

В золе-уноса обнаружено значительное содержание долгоживущих изотопов уранового ряда (^{226}Ra и ^{210}Pb) по сравнению с исходным углем (табл. 4). Удельная активность ^{226}Ra в золе-уноса в 7.8 раза превышает его содержание в исходном угле, а ^{210}Pb – в 12 [25]. Уровни активности ^{40}K в угле, шлаке и золе-уноса ниже среднемировых значений, при этом активность ^{40}K в шлаке и золе-уноса в 4.5 раза выше его содержания в исходном угле. Удельная активность ^{137}Cs в образцах угля, шлака и золы-уноса – на уровне предела обнаружения.

На рис. 2 представлены фрагменты гамма-спектров естественной радиоактивности в образцах золы-уноса и исходного угля.

Полученные результаты измерений образцов почвы (табл. 5), сравнивались с региональным

Таблица 2. Содержание тяжелых металлов, As, Th и U в образцах углей, используемых на ТЭС-4 (г/т)

Элемент	Багануур	Шивэ-Ово	Кларк для бурых углей [24]
V	430 ± 20	180 ± 20	22 ± 2
Ni	40 ± 10	40 ± 10	9.0 ± 0.9
Cu	150 ± 10	130 ± 10	14 ± 1
Zn	≤10	≤10	18 ± 1
As	6.4 ± 0.1	0.7 ± 0.1	7.4 ± 1.4
Pb	50 ± 10	60 ± 10	6.7 ± 1.0
Bi	28 ± 5	26 ± 5	0.92 ± 0.09
Th	2.6 ± 0.1	2.0 ± 0.1	3.8 ± 0.2
U	9.7 ± 0.1	1.5 ± 0.1	2.7 ± 0.3

Таблица 3. Содержание тяжелых металлов, As, Th и U в образцах угля, поступающего в топку ТЭС-4, шлака и золы-уноса (г/т)

Элемент	Кларк для золы бурого угля [24]	Уголь	Шлак	Зола-уноса
V	140 ± 10	290 ± 20	1890 ± 50	1910 ± 60
Ni	53 ± 5	50 ± 10	20 ± 10	30 ± 10
Cu	72 ± 4	150 ± 10	140 ± 20	165 ± 20
Zn	110 ± 10	40 ± 10	≤10	50 ± 10
As	49 ± 8	3.8 ± 0.1	5.1 ± 0.1	99.7 ± 0.4
Pb	39 ± 2	60 ± 10	50 ± 10	70 ± 10
Bi	5.7 ± 0.7	31 ± 5	42 ± 6	28 ± 6
Th	19 ± 1	2.5 ± 0.1	10.6 ± 0.3	14.6 ± 0.4
U	15 ± 1	5.2 ± 0.1	19.3 ± 0.3	22.5 ± 0.4

Таблица 4. Содержание естественных радионуклидов и ¹³⁷Cs в образцах угля, поступающего в топку ТЭС-4, шлака и золы-уноса

Ряд	Радионуклид	Естественная активность, Бк/кг		
		уголь	шлак	зола-уноса
U	²³⁴ Th	≤7	179 ± 11	244 ± 12
	²¹⁴ Pb	4.4 ± 0.4	285 ± 18	291 ± 20
	²¹⁰ Pb	10 ± 2	31 ± 4	118 ± 4
	²²⁶ Ra	39 ± 4	305 ± 15	317 ± 18
	²¹⁴ Bi	6.3 ± 0.5	164 ± 2	192 ± 2
Th	²¹² Pb	4.6 ± 0.5	41.5 ± 0.6	52.7 ± 0.4
	²²⁸ Ac	7.0 ± 0.9	45 ± 2	67 ± 2
	²¹² Bi	10.5 ± 1.2	345 ± 12	≤12
	²⁰⁸ Tl	85 ± 5	50 ± 8	34 ± 22
–	⁴⁰ K	38 ± 5	170 ± 14	172 ± 15
–	¹³⁷ Cs	0.5 ± 0.1	≤0.1	≤0.1

фоном [26] и предельно допустимыми концентрациями (ПДК), принятыми в Монголии [27]. При выборе значений ПДК учитывалось, что исследуемые почвы характеризуются супесчаным и легкосуглинистым гранулометрическим составом, высокой водопроницаемостью, низким содержанием гумуса (0.5–1.5%), реакцией среды от нейтральной до щелочной (pH 7.5–9.0) и содержанием CaCO₃ от 0.7 до 5.0% [28].

Обнаружено, что в районе действия ТЭС-4 содержание в почве V превышает ПДК в 164–224 раза и соответствует чрезвычайно опасному уровню загрязнения почв (≥1000 мг/кг) [27], содержание Cu – в 2.5, As – в 1.6–2.1, Pb – в 1.2–1.4 раза. Для Bi ПДК отсутствует, но его содержание превышает региональный фон в 60–80 раз. Содержание таких элементов, как Ni и Zn, не превышает ПДК, но выше регионального фона: для Ni в 2 раза, содержание Zn – на уровне фона. Анализ зависимости концентрации элементов в почве и расстояния от источника воздействия показал, что максимальные концентрации Ni, Cu и As наблюдаются на расстоянии 1 км, Zn, Pb и Bi – на расстоянии 5 км, а V – на расстоянии 10 км. Содержание U и Th в почве выше принятого кларка для почв по Виноградову [29] в 2.4–3 раза и в 1.3–1.9 раз соответственно. Максимальная концентрация в почве U (3.0 ± 0.2 мг/кг) и Th (11.4 ± 0.5 мг/кг) отмечается в непосредственной близости от электростанции на расстоянии 1 км [25], с увеличением расстояния происходит снижение концентрации урана на 16.7% и тория на 34%. Несмотря на то что микрочастицы золы, с которыми ассоциируются микроэлементы и радионуклиды, попадающие в атмосферу, могут распространяться на довольно большие расстояния от источника, наши исследования показали, что большинство исследованных элементов обнаруживаются в пределах 5 км зоны. Вероятно, это связано с особенностями месторасположения объекта, вы-

Таблица 5. Содержание тяжелых металлов, As, Th и U в почвах на различном расстоянии от ТЭС-4 (мг/кг)

Элемент	Расстояние от ТЭС-4, км			ПДК	Региональный фон
	1	5	10		
V	1640 ± 30	2040 ± 40	2240 ± 40	100–130	83
Ni	64 ± 17	52 ± 17	53 ± 17	60–100	33
Cu	162 ± 16	149 ± 16	153 ± 16	60–80	25
Zn	43 ± 10	64 ± 10	50 ± 10	100–150	60
As	4.2 ± 0.1	3.3 ± 0.1	3.3 ± 0.1	2–4	12
Pb	60 ± 10	70 ± 10	60 ± 10	50–70	20
Bi	30 ± 10	40 ± 10	30 ± 10	–	0.5
Th	11.4 ± 0.5	7.5 ± 0.4	8.9 ± 0.5	–	Н/д
U	3.0 ± 0.2	2.5 ± 0.2	2.4 ± 0.2	–	Н/д

Примечание. Прочерк – не нормируется; н/д – нет данных.

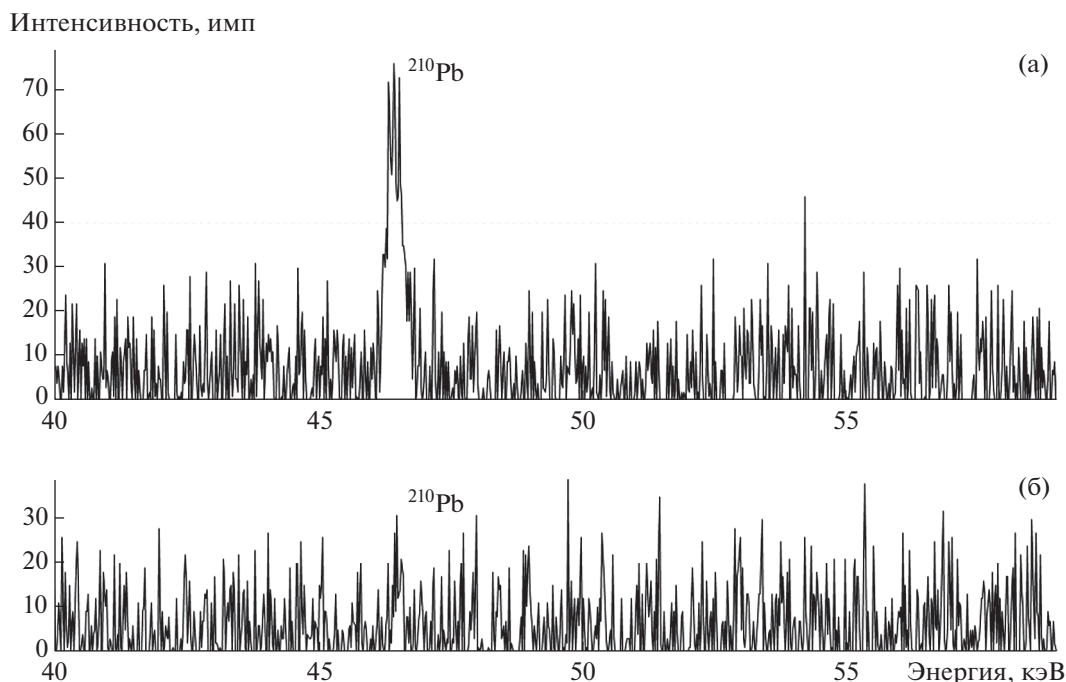


Рис. 2. Фрагменты гамма-спектров естественной радиоактивности образцов: золы-уноса (а) и исходного угля (б); время измерения 15 ч.

соты трубы, отходящих газов и метеорологических условий, влияющих на дисперсию твердых частиц в атмосфере. Частицы диаметром менее 2 мкм, которые в основном попадают в атмосферу после очистки электрофильтрами, могут агломерироваться, ускоряя осаждение вблизи источника. Схожие выводы сделали авторы работы [12], проводившие аналогичные исследования.

Таблица 6. Содержание естественных радионуклидов и ^{137}Cs в образцах почвы

Ряд	Радионуклид	Естественная активность, Бк/кг		
		1 км	5 км	10 км
U	^{234}Th	25 ± 8	27 ± 6	≤ 5
	^{214}Pb	16.7 ± 0.8	16.6 ± 0.6	20.2 ± 0.7
	^{210}Pb	14 ± 3	5 ± 3	14 ± 3
	^{226}Ra	18 ± 5	21 ± 6	36 ± 2
	^{214}Bi	17.4 ± 0.6	16.2 ± 1.1	18.1 ± 0.8
Th	^{212}Pb	18.7 ± 0.4	13.0 ± 1.1	20.7 ± 0.7
	^{228}Ac	21 ± 2	17 ± 2	22 ± 2
	^{224}Ra	35 ± 2	12 ± 7	25 ± 7
	^{212}Bi	≤ 2	19 ± 2	12 ± 7
	^{208}Tl	80 ± 5	9.8 ± 1.1	54 ± 12
–	^{40}K	696 ± 16	567 ± 18	559 ± 11
–	^{137}Cs	1.5 ± 0.2	1.8 ± 0.2	2.1 ± 0.2

Результаты гамма-спектрометрии естественной активности и ^{137}Cs в образцах почвы, отобранных на различном расстоянии от ТЭС-4, представлены в табл. 6. Содержание ^{40}K в почвах в 1.3–1.7 раза выше среднемирового значения, принятого на уровне 420 Бк/кг [30]. Удельная активность ^{137}Cs была определена на уровне 1.5–2.1 Бк/кг. Проскакивание тонкодисперсных частиц с повышенным содержанием радионуклида ^{210}Pb через газоочистное оборудование ТЭС приводит к увеличению его концентрации в воздухе и, как следствие, возможному загрязнению почв. Однако явного нарушения векового равновесия в сторону аномального увеличения содержания ^{210}Pb , подтверждающего наличия внешнего депонирования, в проанализированных образцах почв не обнаружено. Данное обстоятельство объясняется изначальным нарушением равновесия за счет потери газообразного ^{222}Rn – предшественника ^{210}Pb . На расстоянии 1 и 10 км от станции удельная активность ^{210}Pb в почве определена на уровне 14 Бк/кг, на расстоянии 5 км – на уровне 5 Бк/кг.

Исследования показали, что наиболее высокая концентрация в растениях в районе ТЭС-4 (табл. 7) характерна для V (более 250 мг/кг), Cu и Zn аккумулируются в растениях на уровне 30–70 мг/кг, Ni, Pb и Bi – на уровне 10–20 мг/кг, As – на уровне до 1 мг/кг. Ряды содержания исследованных элементов в растительности выглядят

следующим образом: $V > Zn > Cu > Pb > Ni > Bi > Th > U > As$. Выявлено, что максимальные концентрации в растительности наблюдаются: для Zn и U – на расстоянии 1 км от источника загрязнения, для As, Pb и Bi – на расстоянии 5 км, для V, Ni, Cu, Th – на расстоянии 10 км.

Результаты гамма-спектрометрии естественной активности и ^{137}Cs в образцах растительности, отобранных на различном расстоянии от ТЭС-4, представлены в табл. 8. Обнаружено, что удельная активность ^{210}Pb в растительности в непосредственной близости от станции выше удельной активности данного радионуклида в почве в тех же точках. Данное обстоятельство позволяет предположить, что источник поступления ^{210}Pb в окружающую среду – аэрогенный. Удельная активность ^{137}Cs в образцах растительности ниже предела обнаружения [25].

Для оценки радиационного риска удельные активности U и Th (Бк/кг) в исследуемых образцах были рассчитаны исходя из определенного содержания этих элементов в образцах (табл. 3, 5, 7). Расчеты были произведены для изотопов: ^{238}U , содержание которого в природном уране составляет 99.3%, и ^{232}Th , изотопная распространенность которого практически 100%. Результаты расчетов удельной активности радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th в образцах угля, шлака, золы-уноса, почвы и растительности на различном расстоянии от ТЭС-4, представлены в табл. 9.

Величиной, учитывающей радиационный риск для человека и другой биоты, является общая мощность поглощенной дозы в воздухе, которая была рассчитана с использованием коэффициентов пересчета для преобразования удельной активности A_U , A_{Th} и A_K в мощность поглощенной дозы (D , нГр/ч) на высоте 1 м над подстилающей поверхностью по формуле, используемой в мировой практике [16, 31]. Для расчета были использованы максимальные значения измеренной для ^{40}K (табл. 6) и рассчитанной для ^{238}U , ^{232}Th (табл. 9) удельной активности в почве, отобранной на расстоянии 1 км от станции. Мощность поглощенной дозы составила 73.39 нГр/ч, что выше глобального среднего значения 59 нГр/ч [16]. Для оценки радиологической опасности была рассчитана эквивалентная активность радия (Ra_{eq}) в почве [31], которая составила 155.13 Бк/кг, что не превышает установленного значения 370 Бк/кг. Влияние на радиационную обстановку изотопа ^{137}Cs в данных расчетах не учитывалось, поскольку его удельная активность в образцах почвы определена на уровне ≤ 2 Бк/кг. Рассчитанный индекс внешней опасности (H_{ex}) [31], который составил 0.419, не превышает установленного значения, равного 1.

Таблица 7. Содержание тяжелых металлов, As, Th и U в растительности (мг/кг сухого вещества)

Элемент	Расстояние от ТЭС-4, км		
	1	5	10
V	227 ± 20	290 ± 20	300 ± 20
Ni	13 ± 4	18 ± 4	19 ± 4
Cu	28 ± 4	30 ± 4	53 ± 4
Zn	73 ± 3	31 ± 2	34 ± 3
As	0.6 ± 0.1	0.9 ± 0.1	≤0.1
Pb	14 ± 1	16 ± 1	12 ± 1
Bi	6 ± 1	9 ± 1	8 ± 1
Th	3.2 ± 0.8	2.0 ± 0.3	4.3 ± 0.8
U	1.1 ± 0.3	0.8 ± 0.3	0.3 ± 0.2

Таблица 8. Содержание естественных радионуклидов и ^{137}Cs в образцах растительности

Ряд	Радионуклид	Естественная активность, Бк/кг		
		1 км	5 км	10 км
U	^{234}Th	34 ± 8	≤8	≤8
	^{214}Pb	4.3 ± 0.4	≤0.4	≤1.01
	^{210}Pb	34 ± 4	28 ± 6	6 ± 4
	^{226}Ra	20.0 ± 0.5	≤0.5	≤0.5
	^{214}Bi	4.9 ± 0.4	≤0.4	4.2 ± 0.9
Th	^{212}Pb	6.5 ± 0.3	4.9 ± 0.6	4.6 ± 0.7
	^{228}Ac	≤1.1	8.6 ± 1.1	8.8 ± 1.2
	^{212}Bi	18 ± 3	21 ± 3	≤1.9
	^{208}Tl	211 ± 23	104 ± 11	45 ± 12
–	^{40}K	212 ± 14	138 ± 18	479 ± 12
–	^{137}Cs	≤0.1	≤0.1	≤0.1

Таблица 9. Удельная активность радионуклидов ^{238}U , ^{232}Th в образцах угля, шлака, золы-уноса, почвы и растительности

Образец	Удельная активность, Бк/кг	
	^{238}U	^{232}Th
Уголь	62.5 ± 12.5	8 ± 4
Шлак	237.5 ± 12.5	45 ± 4
Зола-уноса	275.0 ± 12.5	53 ± 4
Почва, 1 км	37.5 ± 12.5	45 ± 4
Почва, 5 км	37.5 ± 12.5	33 ± 4
Почва, 10 км	37.5 ± 12.5	37 ± 4
Растительность, 1 км	7.5 ± 3.8	≤4
Растительность, 5 км	10.0 ± 3.8	8 ± 4
Растительность, 10 км	≤3.8	16 ± 4

Для оценки дозы внешнего облучения населения на открытой местности от подстилающей поверхности была рассчитана годовая эффективная доза (H , мЗв) по формуле [31]: $H = D \cdot 0.7 \cdot 0.2 \cdot 8760$, где D – мощность, дозы излучения (нГр/ч); 0.7 – коэффициент перехода от значения поглощенной дозы в воздухе на высоте 1 м к величине эффективной дозы (Зв/Гр); 0.2 – коэффициент пребывания взрослого населения на открытом воздухе; 8760 – количество часов в 1 год. Рассчитанная потенциально возможная годовая эффективная доза для населения, проживающего в районе расположения ТЭС-4, составляет 90 мкЗв, что почти на 30% выше среднего мирового значения 70 мкЗв [16], но ниже максимального ограничивающего значения дозы 1.0 мЗв в год, представленного Международной комиссией по радиологической защите [32]. Также был рассчитан дополнительный риск развития рака в течение жизни ($ELCR_{outdoor}$) по следующей формуле: $ELCR_{outdoor} = H \cdot LS \cdot PC$, где LS – продолжительность жизни (в среднем 70 лет) и PC – коэффициент номинального риска с учетом вреда рака и наследственных заболеваний 0.055 Зв^{-1} для всего населения [32]. В этот риск включено число дополнительных раковых заболеваний, ожидаемых у людей, подвергшихся воздействию канцерогена в определенной дозе. Дополнительный риск рака в течение жизни $ELCR$ (на открытом воздухе) составил $0.35 \cdot 10^{-3}$.

Актуальной проблемой для угольных ТЭС является наличие золоотвалов, которые занимают значительные площади и являются потенциальным источником загрязнения окружающей территории вследствие пылеобразования и переноса аэрозолей, а также в результате смыва, фильтрации и выщелачивания токсичных элементов [12]. Одно из решений проблемы накопления ЗШО – утилизация. В зависимости от величины уровня потенциальной опасности (класса материала) вещество золоотвалов может использоваться в строительстве жилых зданий или дорожном строительстве, например, в настоящее время перспективно использование для производства бетонных блоков [33]. Удельная эффективная активность ($A_{эф}$) для золы-уноса, шлака и их смеси 3:1 (ЗШО) [1] рассчитана по формуле [34]: $A_{эф} = A_{Ra} + 1.31 A_{Th} + 0.085 A_K$, где A_{Ra} , A_{Th} , A_K – удельные активности (Бк/кг) изотопов ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K (табл. 4 и 9). Величина удельной эффективной активности составила: для золы-уноса 422.6 Бк/кг, для шлака – 325.4 Бк/кг и ЗШО – 398.3 Бк/кг. На основании полученных данных к I классу строительных материалов, область применения которых распространяется на все виды строительства, можно отнести только шлак. Зола-уноса и ЗШО (смесь 3 : 1) относятся ко II классу материалов, использование которых допустимо в

дорожном строительстве в пределах населенных пунктов и зон перспективной застройки, а также в строительстве производственных сооружений [34]. Однако авторы работ [4, 11, 13] отмечают, что даже при сжигании на ТЭС углей с небольшим содержанием урана и тория, при использовании полученных золошлаков для отсыпки дорог и в качестве искусственных грунтов, радиоактивный фон возрастает в два-три раза относительно местного фона. На данный факт необходимо обратить внимание при использовании материалов золоотвалов в строительстве в пределах населенных пунктов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Выявлено, что во время технологического процесса на ТЭС-4 происходит обогащение по отношению к исходному топливу золыных фракций токсичными элементами и естественными радионуклидами: As до 26 раз, ^{210}Pb – до 12, V – до 7, ^{232}Th – до 6 и ^{238}U – до 4. Данное обстоятельство необходимо учитывать при хранении золыных отвалов, а решение о дальнейшем их использовании для народно-хозяйственных нужд необходимо принимать после аналитического контроля в каждом конкретном случае. Повышенное содержание исследованных элементов обнаружено также в почве и растительности района действия ТЭС-4. Потенциальный радиационный риск воздействия ТЭС-4 на окружающую среду и население на данный момент – в пределах допустимых норм, однако необходимо проведение регулярного мониторинга содержания токсичных элементов, естественных и техногенных радионуклидов в углях, продуктах их сжигания и различных компонентов окружающей среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. 655 с.
2. Шпирт М.Я., Раевский В.В. Микроэлементы горючих ископаемых. Т. 5, Кн. 4. М.: Кучково поле, 2010. 384 с.
3. Сидорова Г.П., Крылов Д.А. Проблемы радиационной опасности в угольной энергетике // ГИАБ. 2017. № 11. С. 200.
4. Pak Iu., Pak D., Nuguzhinov Zh., Tebaeva A. Natural radioactivity of coal in the context of radioecological safety and rational use // Изв. вузов. Горный журнал. 2021. № 1. P. 97. <https://doi.org/10.21440/0536-1028-2021-1-97-106>
5. Tadmor J. Radioactivity from Coal-Fired Power Plants: A Review // J. Environ. Radioactivity. № 4. 1986. P. 177.
6. Charro E., Pardo R., Peña V. Statistical analysis of the spatial distribution of radionuclides in soils around a coal-fired power plant in Spain // J. Environ. Radioactivity. 2013. V. 124. P. 84.

7. *Ćujić M., Dragović S.* Assessment of dose rate to terrestrial biota in the area around coal fired power plant applying ERICA tool and RESRAD BIOTA code // *J. Environ. Radioactivity*. 2018. V. 188. P. 108.
8. *Sarap N., Krmeta-Nikolić J., Meseldžija S., Janković-Mandić L., Janković M.* Quantification of radioisotopic pollution of soil from coal fired power plant surrounding // *Romanian J. Phys.* 2020. V. 65. № 802. P. 1.
9. *Бахур А.Е., Мануилова Л.И., Овсянникова Т.М.* Рo-210 и Рb-210 в объектах окружающей среды. “Методы определения”. АНРИ, 2009. № 1 (56). С. 29.
10. *Глуценко Н.Н., Ольховская И.П.* Экологическая безопасность энергетики. Свойства частиц летучей золы ТЭС, работающей на угле // *Изв. РАН. Энергетика*. 2014. № 1. С. 20.
11. *Сидорова Г.П., Крылов Д.А., Якимов А.А.* Экологическое воздействие угольных ТЭС на окружающую среду // *Вестн. ЗабГУ*. 2015. № 9 (124). С. 28.
12. *Dinis M.d.L., Fiúza A., Góis J., de Carvalho J.S., Meira Castro A.S.* Assessment of Natural Radioactivity, Heavy Metals and Particulate Matter in Air and Soil around a Coal-Fired Power Plant – An Integrated Approach // *Atmosphere*. 2021. № 12. P. 1433.
13. *Сидорова Г.П., Крылов Д.А.* Оценка содержания радиоактивных элементов в углях и продуктах их сжигания // *ГИАБ*. 2015. № 7. С. 369.
14. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. Пер. с англ., под ред. Ю.Е. Сакета. М.: Мир, 1989. 439 с.
15. *Алексеев Ю.В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.
16. *Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. V. I. N. Y.: United Nations, 2000. 654 p.*
17. Основные итоги выполнения научного раздела Государственной программы Республики Беларусь по минимизации и преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС на 1996–2000 гг. за 1996 год // Под ред. акад. Конопки Е.Ф., проф. Ролевича И.В. Минск: МЧС Республики Беларусь. Ин-т радиобиологии НАН Беларуси, ООО “Белсэс”, 1997. 202 с.
18. *Такайшвили Л.Н., Соколов А.Д., Батхуяг Содовын.* Перспективы развития угольной энергетики Монголии // *Вестник ИрГТУ*. 2019. Т. 23. № 1. С. 137. <https://doi.org/10.21285/1814-3520-2019-1-137-147>
19. *Арбузов С.И., Волостнов А.В., Машенькин В.С., Рыбалко В.И., Чингис Хаан Банк* Радиоактивные элементы (U, Th) в углях // *Томск, Матер. IV Междунар. конф.*, 4–8 июня 2013. С. 56.
20. *Bolortuya D., Zuzaan P., Gustova M., Maslov O.D.* Study of the Correlation between the Coal Calorific Value and Coal Ash Content using X-RAY fluorescence analysis // *Письма в ЭЧАЯ*. 2013. Т. 10. № 7 (184). С. 1184.
21. MNS 3298 – 90. Монгол улсын стандарт. Байгаль хамгаалал. Хөрс. Шинжилгээний дээж авахад тавигдах ерөнхий шаардлагууд. Бнмайын Үндэсний хөгжлийн яамны Үндэсний стандартчиллын эрдэм шинжилгээний хүрээлэн Улаанбаатар хот. 1991. 7 х.
22. Стандарт предприятия СТП 104–2002. Многокомпонентный инструментальный рентгенофлюоресцентный анализ почв и других объектов окружающей среды на токсичные и сопутствующие элементы. Дубна: ОИЯИ, 2002. 16 с.
23. Стандарт предприятия СТП 105-2004. Многокомпонентный инструментальный гамма-активационный анализ почв и других объектов окружающей среды на токсичные и сопутствующие элементы. Дубна: ОИЯИ, 2004. 15 с.
24. *Ketris M.P., Yudovich Ya.E.* Estimations of Clarkes for Carbonaceous biolithes: World averages for trace element contents in black shales and coals // *Intern. J. Coal Geology*. 2009. V. 78. № 2. P. 135. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2009.01.002>
25. *Gustova N.S., Kaplina S.P., Gustova M.V., Baljinnuyam N.* The Study of the Radioecological Situation in the Environment Surroundings the Coal Power Plant // *PEPAN Letters*, 2022. V. 19. № 3. P. 298. <https://doi.org/10.1134/S1547477122030086>
26. *Бямбасурэн Ц., Шабанова Е.В., Пройдакова О.А., Васильева И.Е., Хуухэнхуу Б., Отгонтуул Ц., Гуничева Т.Н.* Изучение степени загрязнения почвенного покрова города Улан-Батор // *Современные проблемы геохимии: Матер. всер. совещания. Иркутск: ИГ СО РАН, 2012. В 3 томах. Т. 1. С. 128.*
27. MNS 5850:2008 Монгол улсын стандарт. Хөрсний чанар. Хөрс бохирдуулагч бодис, элементуудийн зовшоорогдох дээд хэмжээ. Стандартчилал, хэмжилзүйн үндэсний тов. Улаанбаатар, 2008. 6 х.
28. *Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Сорокина О.И., Бажа С.Н., Гунин П.Д., Энх-Амгалан С.* Эколого-геохимическое состояние почв г. Улан-Батор (Монголия) // *Почвоведение*. 2011. № 7. С. 771.
29. *Алексеев В.А., Алексеев А.В.* Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов: монография. Ростов н/Д: Изд-во ЮФУ, 2013. 380 с.
30. Summary of low-dose radiation effects on health. UNSCEAR 2010 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2010. N. Y.: United Nations, 2011. 99 с.
31. Ionizing Radiation: Sources and Effects. UNSCEAR 1982 Report to the General Assembly, with annexes. N. Y.: United Nations, 1982. 773 p.
32. ICRP – International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103 Annals ICRP 37(2–4), Amsterdam: Elsevier, 2007. 264 p.
33. *Герасимова Н.П.* Зола уноса как сырье для производства бетонных блоков при решении экологической проблемы утилизации золошлаковых отходов ТЭЦ // *Вестн. ИрГТУ*. 2016. № 6 (113). С. 122.
34. ГОСТ 30108-94. Межгосударственный стандарт. Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов. М.: Стандартиформ, 2007. 8 с.