

19 - Физика и экология

Атюцкая Лилия Юрьевна, 3 курс
Ханты-Мансийск, Югорский государственный университет, политехнический институт
Эффективность сорбции разливов нефти механоактивированными порошками
Гуляев Павел Юрьевич, д.т.н.
e-mail: liliya_atyuckaya@mail.ru стр. 650

Бадалян Луиза Нориковна, 9 класс
Красноярск, лицей № 8, г. Красноярск, институт фундаментальной биологии и биотехнологии
Биолюминесцентный метод тестирования токсичности проб воды
Сутормин Олег Сергеевич, Римацкая Надежда Валерьевна, м.н.с
e-mail: shmanko_nadya@mail.ru стр. 651

Бебия Анастасия Георгиевна, 3 курс
Ханты-Мансийск, Югорский государственный университет, политехнический институт
Гибридные фильтры - нейтрализаторы на основе Ni₃Al и механоактивированных порошков цеолита
Гуляев Павел Юрьевич, д.т.н.
e-mail: bebiya.nastya@mail.ru стр. 652

Жучков Дмитрий Вадимович, магистрант 2 года обучения
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Особенности формирования радионуклидного состава горных почв Северного Кавказа
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: deviedjons@gmail.com стр. 653

Курочкина Анастасия Викторовна, 4 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Вертикальные профили естественных радионуклидов в почво-грунтах Северного Кавказа
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: muffka@mail.ru стр. 655

Мартыненко Сергей Владимирович, соискатель 1 года обучения
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Динамика ¹³⁷Cs в почвах
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: sergasd@mail.ru стр. 656

Митина Мария Витальевна, магистрант 2 года обучения
Красноярск, Сибирский государственный аэрокосмический университет, институт космических исследований и высоких технологий
Анализ запасов снегового покрова Сибири за период 2010-2011гг.
Бураков Дмитрий Анатольевич, д.г.н.
e-mail: dubbstergirl@mail.ru стр. 658

Неверов Андрей Сергеевич, 9 класс
Красноярск, №8, г. Красноярск, институт фундаментальной биологии и биотехнологии
Оценка токсичности снега методом биолюминесцентного анализа
Сутормин Олег Сергеевич, Римацкая Надежда Валерьевна, м.н.с
e-mail: sutormin.oleg@yandex.ru стр. 659

Нефёдов Роман Андреевич, аспирант
Томск, Национальный исследовательский Томский государственный университет, химический
Экологические аспекты переработки упорных руд и концентратов Салаирского месторождения
Сачков Виктор Иванович, к.х.н.
e-mail: klorik@mail.ru стр. 661

Нефедов Виктор Сергеевич, 5 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Сезонный ход ^{137}Cs в приземном слое воздуха г. Ростова-на-Дону
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: nv060790@yandex.ru стр. 659

Николаев Артём Владимирович, ассистент
Рязань, Рязанский государственный радиотехнический университет, электроники
Квадрупольный масс-спектрометр с нелинейным распределением потенциала для экологических исследований
Дубков Михаил Викторович, к.т.н.
e-mail: arniell@mail.ru стр. 662

Рогов Василий Павлович, 5 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Влияние метеопараметров на поведение ^{7}Be в приземной атмосфере умеренных широт
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: rogovvasia47@yandex.ru стр. 664

Рогова Наталья Сергеевна, ассистент
Томск, Национальный исследовательский Томский политехнический университет, физико-технический институт
Оценка загрязнения атмосферного воздуха химическими элементами в зоне действия ТЭЦ с помощью мхов-биоиндикаторов
Рыжакова Н.К., к.ф.-м.н.
e-mail: rogova@tpu.ru стр. 665

Рыбалко Данил Александрович, 4 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Накопление радионуклидов объектами брио- и лишайной флоры
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: xamzi@yandex.u стр. 666

Сиряк Алеся Алексеевна, 4 курс
Омск, Омский государственный педагогический университет, физический
Общий анализ спутниковых данных SMOS Level 2 для территории юга Западной Сибири. Проблемы обработки и анализа данных
Ященко Александр Сергеевич, к.ф.-м.н.
e-mail: alesya9991@mail.ru стр. 667

Скоржинский Данил Александрович, 4 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Техногенная составляющая содержания ^{210}Pb в приземном слое воздуха г. Ростова-на-Дону
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: master-dm@mail.ru стр. 669

Снеговская Евгения Сергеевна, инженер
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, НИИ биологии
Профили распределения ^{90}Sr в каштановых почвах
e-mail: xxxXixxx@yandex.ru стр. 670

Тарасова Анна Сергеевна, аспирант 3 года обучения
Красноярск, Сибирский федеральный университет, институт фундаментальной биологии и биотехнологии
Использование биолюминесцентной ферментативной тестовой системы для определения окислительной токсичности растворов
Кудряшева Надежда Степановна, д.ф.-м.н.
e-mail: as421@yandex.ru стр. 672

Тимченко Александр Александрович, 4 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Природные радиоактивные аномалии Майкопского района Республики Адыгея
Кирой Раиса Ивановна, Бураева Елена Анатольевна, к.б.н., к.х.н.
e-mail: timchenko871@yandex.ru стр. 673

Холошина Дарья Валерьевна, 3 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Миграция ^{137}Cs в почвенных профилях
Мальшевский Вячеслав Сергеевич, Бураева Елена Анатольевна, д.ф.-м.н., к.х.н.
e-mail: daria.kholoshina@gmail.com стр. 674

Якубовский Андрей Михайлович, 5 курс
Ростов-на-Дону, Южный федеральный университет, физический
Радионуклиды земного происхождения в атмосфере
Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.
e-mail: Andrew_yak@mail.ru стр. 675

Эффективность сорбции разливов нефти механоактивированными порошками цеолита

Атюцкая Лилия Юрьевна

*Бегия Анастасия Георгиевна, Бороненко Марина Петровна, Милюкова Ирина Васильевна,
Серегин Александр Евгеньевич*

Югорский государственный университет

Гуляев Павел Юрьевич, д.т.н.

Liliya_atyuckaya@mail.ru

В настоящее время на территории Ханты-Мансийского автономного округа (Югры) ведется активная разработка и освоение крупнейших российских месторождений углеводородов. Обеспечение экологической безопасности в процессе добычи нефти является обязательным требованием, предъявляемым к таким работам. Разливы нефти приводят к необратимым последствиям и могут вызвать экологическую катастрофу. В связи с этим актуальным становится создание эффективных средств борьбы с последствиями таких техногенных катастроф, особенно из местных минеральных ископаемых.

Одним из методов борьбы с загрязнениями, вызванными разливами углеводородов в водоемах, является локализация нефтяного или масляного пятна с помощью заграждений, с последующей его обработкой специальными составами и механическое удаление. Если в результате разлива пострадала почва, то данный слой удаляют механически с использованием необходимой техники. Повысить эффективность борьбы удаления загрязнений позволяет использование специальных материалов, проявляющих высокую адсорбирующую способность в отношении углеводородов.

Количество сорбируемого вещества возрастает по мере увеличения поверхности размолотого порошка. Поэтому для достижения большого эффекта необходимо иметь максимально большую поверхность адсорбента, сильную пористую, губчатую структуру, то есть вещество должно находиться в состоянии тонкого измельчения (высокодисперсным).

В качестве объекта исследования был взят клиноптилолит, являющийся разновидностью цеолита, природного наноструктурного материала типа «молекулярное сито». Предметом же исследования стало изучение способности клиноптилолита к сорбции углеводородов (нефти). Выделенные объект и предмет исследования определили цель работы: выявить закономерности между временем механоактивации цеолита и его сорбционными свойствами по отношению к углеводородам.

Цеолит - это общее название для обширного класса материалов, являющихся водными алюмосиликатами щелочей или щелочных земель, как полезное ископаемое цеолит широко используется в промышленности и сельском хозяйстве. По классификации, основанной на топологии структурного каркаса, цеолиты разделены на семь групп. Фактический интерес представляет клиноптилолит, принадлежащий к седьмой группе. В экспериментах использовалась разновидность цеолита, добытого из породы промысловой толщи Льюлинского месторождения Приполярного Урала (п. Саранпауль, Березовского района Ханты-Мансийского автономного округа – Югры). Химическая формула - $(\text{Na}, \text{K}, \text{Ca})_5\text{Al}_6\text{Si}_{30}\text{O}_{72} \cdot 18\text{H}_2\text{O}$.

Гипотеза исследования состояла в предположение, что с увеличением времени механоактивации будет наблюдаться рост удельной поверхности частиц в порошке цеолита и, следовательно, повышение его сорбционной способности. С целью проверки была выполнена экспериментальная часть: изготовление образцов цеолита, измерение удельной поверхности и гравиметрической плотности полученных образцов, количественная оценка сорбционной способности образцов механоактивированного цеолита.

Образцы порошков получили в планетарном фрикционном активаторе АГО-3 в режиме центробежного ускорения мелющих тел 90 г и временем помолов в пределах от 20 до 1280 секунд. Расчетная величина энергонапряженности, то есть количество энергии передаваемой мелющими телами порошку определялось калориметрическим способом. Таким образом, было изготовлено семь навесок цеолита. В дальнейшем полученные образцы подвергались сушке в вакуумном сушильном шкафу в течение пяти часов при температуре – 250 °С. Измерение удельной поверхности частиц проводилось по методу Кармана-Козени с помощью прибора ПСХ – 11.

В завершающей стадии экспериментально исследовано изменение удельной поверхности частиц цеолита в зависимости от времени помола. Установлено, что с ростом времени механоактивации величина удельной поверхности частиц быстро растет, а затем, после достижения максимума в 2700 см²/г при времени активации 160 с, начинает уменьшаться. Эксперимент показал, что один грамм механоактивированного цеолита способен удерживать до 6 граммов нефти, что в три раза превышает сорбционную способность исходного порошка.

Объяснить снижение величины удельной поверхности частиц можно, если считать, что одновременно с измельчением частиц происходит обратный процесс – их агломерация. Вероятно, агломерация частиц является следствием стремления к уменьшению свободной поверхностной энергии, таким образом, механоактивация

частиц цеолита сопровождается двумя конкурирующими процессами. Баланс этих процессов приводит к существованию оптимального времени механоактивации цеолита 160 с, после которого дальнейшее механическое воздействие не приводит к росту свободной поверхности частиц вследствие их агломерации.

Список публикаций:

[1] Киреев В. А. // *Краткий курс физической химии*. - М. 1970.

[2] Челищев Н. Ф. // *Природные цеолиты на старте Наука и жизнь*. 1978.

[3] J. Banerjee R., Phan A., Bo Wang, Knobler C., Hiroyasu Furukawa, O'Keeffe M., Omar M. Yaghi // *High-Throughput Synthesis of Zeolitic Imidazolate Frameworks and Application to CO₂ Capture*. *Science* 15 February 2008: v.319, no. 5865, p. 939-943.

[4] Аэров М. Э., Тодес О. М., Наринский Д. А. // *Аппараты со стационарным зернистым слоем*. - Л., Химия, 1979.

Биолюминесцентный метод тестирования токсичности проб воды

Бадалян Луиза Нориковна

Лицей № 8, г. Красноярск

Сутормин Олег Сергеевич, Римацкая Надежда Валерьевна

shmanko_nadya@mail.ru

В последнее время одной из наиболее важных проблем в экологии является загрязнение водных экосистем сточными водами промышленных предприятий и нефтяными отходами. В связи с этим возникает необходимость создания биотеста, обладающего высокой чувствительностью к химическому загрязнению.

Целью данной работы является оценка уровня токсичности водных проб некоторых районов Красноярского края методом биолюминесцентного тестирования. Всего было отобрано 5 водных проб: 4 водные пробы отобраны на железнодорожных ветках данного региона в местах загрязнения водных источников нефтяными отходами (пробы № 1 и 2 – водоем Тагул; пробы № 3 и 4 – о. Собакинское, отобранные с поверхности и со дна водоемов соответственно; проба № 5 – контрольный образец).

На кафедре биофизики Сибирского федерального университета была создана и аттестована «Методика измерения интенсивности биолюминесценции с использованием реагента «Энзимолум» для определения токсичности проб питьевых, природных, сточных и очищенных сточных вод». С помощью этой методики и была проведена исследовательская работа.

В качестве тест-объектов была выбрана растворимая биферментная система NAD(P)H:FMN-оксидоредуктаза–бактериальная люцифераза, по изменению интенсивности свечения которой в присутствии исследуемой пробы в реакционной среде определялась токсичность исследуемых водных проб.

Анализ проб проводили следующим образом: в кювету последовательно вносили все компоненты реакционной смеси, помещали кювету в прибор и регистрировали величину максимальной интенсивности свечения I_0 . Далее измеряли интенсивность свечения в присутствии исследуемой пробы (I), для этого вместо дистиллированной воды в реакционной смеси в кювету вносили 50 мкл водной пробы. После чего смесь с пробой помещалась в люминометр, где измерялась кинетика биолюминесцентной реакции. Оценку токсичности проводили, сравнивая значения остаточной интенсивности свечения проб с контрольным значением (остаточное свечение – T,%). Классификация токсичности и данные химического анализа отобранных водных проб приведены в таблице.

№ Пробы	Остаточное свечение T, %	Содержание нефтепродуктов, мг/л	Вывод
1	135	2ПДК	Среднетоксичная
2	163	2ПДК	Сильнотоксичная
3	287	5ПДК	Гиперттоксичная
4	204	4ПДК	Гиперттоксичная
5	107	<ПДК	Не токсичная

Результаты химического анализа показали превышение предельно допустимой концентрации нефтепродуктов в водоемах общесанитарного пользования в диапазоне от 2 до 5 раз. Показано, что уровень превышения ПДК по содержанию углеводов в водоемах соответствует степени токсичности пробы.

В дальнейшем будут проанализированы пробы воды из разных регионов Красноярского края в местах загрязнения водных источников нефтяными отходами и сделана экологическая карта данных территорий.

Работа подготовлена на базе кафедры биофизики ИФБиТ СФУ в рамках мега-проекта «Биолуминесцентные биотехнологии» (договор № 11.G34.31.0058) в рамках Постановления Правительства РФ № 220 от 9 апреля 2010 г. «О мерах по привлечению ведущих ученых в российские образовательные учреждения высшего профессионального образования».

Гибридные фильтры – нейтрализаторы на основе Ni₃Al и механоактивированных порошков цеолита

Бебия Анастасия Георгиевна

*Атюцкая Лилия Юрьевна, Трифонов Андрей Леонидович,
Бороненко Марина Петровна, Милюкова Ирина Васильевна*

Югорский государственный университет

Гуляев Павел Юрьевич, д.т.н.

bebiya.nastya@mail.ru

Целью данной работы является демонстрация возможности применения новых наноматериалов, полученных методом самораспространяющегося высокотемпературного синтеза (СВС) в системе Ni-Al с добавлением цеолита для создания регенируемых фильтров-нейтрализаторов большой производительности и замещения дорогостоящих платины, палладия, родия в таких устройствах. Хорошей альтернативой благородным каталитическим металлам является никель.

Повысить эффективность борьбы с загрязнением окружающей среды позволяет использование специальных «молекулярных сит», проявляющих высокую адсорбирующую способность в отношении углеводородов. Одним из видов материалов, обладающих такими свойствами, являются цеолиты. В качестве наноструктурированного наполнителя предполагается использовать один из самых стабильных природных цеолитов – клиноптилолит, имеющий химический состав $(Na\ K\ Ca)_5 Al_6 Si_{30} O_{72} \cdot 18 H_2 O$, из породы промышленной толщи Люльинского месторождения Приполярного Урала (п.Саранпауль, Березовского района Ханты-Мансийского автономного округа – Югры). Он очень стабилен к дегидрации, после которой не теряет адсорбционных свойств к H₂O, CO₂, хорошо адсорбируют O₂ и N₂; термостабильность клиноптилолита (700°C на воздухе), что значительно выше остальных природных цеолитов (120-200°C).

Основная идея работы состоит в том, что каждая секция фильтра будет заполнена цеолитом разных стадий помола, ведь с увеличением времени механоактивации будет наблюдаться рост удельной поверхности частиц в порошке цеолита и, следовательно, повышение его сорбционной способности. В экспериментальной части работы был создан такой наполнитель, при котором фильтр заполнялся равномерно и отрабатывал свой срок. Это выгодно и с экономической точки зрения, так как однородный фильтр, быстро забивается в передней части, что мешает проникновению частиц в другие секции, отсюда следует непригодность такого фильтра для дальнейшего использования.

На основе разработанных наноматериалов спроектирован фильтр (рис.1), внешний вид которого представлен на рис.2.

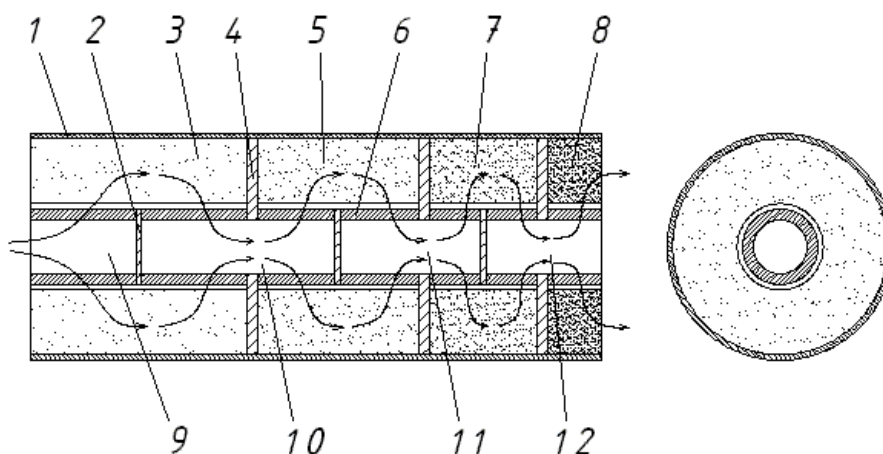


рис.1. Конструкция фильтра

Характерной особенностью каждой степени очистки заключается в применении в сорбирующих патронах цеолита разной дисперсности и насыпной плотности.

Фильтр состоит из корпуса 1, катализаторов 6 и внутренних стенок 2 между ними, сорбирующих патронов 3, 5, 7, 8 и стенок 4 между ними. Катализатором является пористый проницаемый материал на основе Ni_3Al , сорбирующим патроном является механоактивированный цеолит. Предполагается, что цеолит в патронах 3, 5, 7, 8 будет отличаться временем воздействия механоактивации и своей дисперсностью. Данная конструкция представлена в виде четырех степеней очистки, каждая из которых позволяет нейтрализовать NO_x , CH и адсорбировать определенное количество CO_2 и сажи.



рис.2. Фильтр-патрон из СВС материала (слева) с наполнителем из механоактивированного цеолита (справа)

Принцип действия фильтра. Выхлопные газы поступают в полость 9, проходят через катализатор 6, в котором происходит дожигание токсичных компонентов в результате фильтрационного горения внутри пористой проницаемой среды из наноструктурированного Ni_3Al , затем газы поступают в сорбирующий патрон 3, где часть газов задерживается. Следующая ступень очистки заключается в аналогичном переходе газа из полости 10 в полость 11 через катализатор и патрон.

Список публикаций:

[1] Лурье, К.М. *Техногенные последствия выбросов химического производства* / К.М. Лурье.– М.: Мир, 2001.– 217 с.

[2] Ismagilov, Z.R. *Catalytic Combustion for Heat Production and Environmental Protection* / Z.R. Ismagilov // *Eurasian Chemical Techn. J.*-2001.- Vol.3, №4.-P. 241-255.

[3] Гуляев, П.Ю. *Экспериментальное исследование процесса формирования высокопористой металлокерамики с наноструктурированным наполнителем методом СВ-синтеза* / П.Ю. Гуляев, Ю.И. Реутов, В.И. Иордан // *Перспективные материалы.*- Спец. выпуск № 6: «Функциональные наноматериалы и высокочистые вещества», часть 2, декабрь 2008.- С. 35 – 40.

[4] Астапова, Е.С. *Морфология и электрофизические свойства поликристаллов Ga- и In-BK-цеолитов* / Е.С. Астапова, В.И. Радомская, О.А. Агапьятова, Л.Л. Коробицына, С.В. Ланкин, В.Г. Моисеенко // *ДАН.* -2007. Том 417, № 4.- С.1-5.

Особенности формирования радионуклидного состава горных почв Северного Кавказа

Жучков Дмитрий Вадимович

Гончаренко Алексей Алексеевич, Стружанов Михаил Анатольевич,

Дергачева Евгения Валерьевна, Курочкина Анастасия Викторовна

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

deviedjons@gmail.com

Исследование радионуклидного состава и гамма фона окружающей среды является важной частью мер по обеспечению безопасной работы и жизнедеятельности человека. Большую роль играет содержание естественных радионуклидов в породах и почвах. Почвы Кавказа имеют заведомо повышенный радиоактивный фон в виду близкого выхода горных пород, что приводит к необходимости постоянного мониторинга горных районов.

Поведение естественных радионуклидов (ЕРН), входящих в природные ряды распада, в почвенном покрове зависит от таких факторов, как: 1) химические свойства элемента, изотопом которого является данный радионуклид; 2) физико-химические условия среды, определяющиеся характером и интенсивностью почвообразующих процессов, которые в свою очередь являются функцией природно-климатических и ландшафтных условий; 3) концентрация и формы нахождения урана и тория в почвообразующих породах; 4) радиоактивные свойства радионуклида (период полураспада, принадлежность к тому или иному ряду и место в нем). Формы нахождения радионуклидов в почвах обусловлены перечисленными выше факторами.

Настоящая работа посвящена выявлению особенностей влияния почвообразующих пород на радионуклидный состав горных почв. Объектами исследования настоящей работы являются некоторые горные почвы и породы Северного Кавказа (республики: Адыгея, Карачаево-Черкесия, Кабардино-Балкария). Изучаемые почвы представлены ранкером лесным, луговыми, бурыми лесными, альпийскими и аллювиальными типами.

Радионуклидный состав почвенных образцов определяли на сцинтилляционном гамма-спектрометре «Прогресс-гамма», методики отбора и подготовки проб применялись стандартные, геометрия счетного образца – Маринелли 1 литр, время набора спектра – 1 час. Активность радионуклидов в исследуемых образцах определялась с помощью стандартного пакета программ «Прогресс».

Тип почв	Средняя удельная активность, Бк/кг		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Ранкер лесной легкосуглинистый ненасыщенный на элювии гранитов	15,3	20,8	317,8
Бурая лесная среднесуглинистая на желто-бурых глинах	18,8	20,6	216,9
Луговая ненасыщенная тяжелосуглинистая на валунно-галечниковых отложениях	19,6	37,4	468,0
Луговато-каштановая тяжелосуглинистая на лессовидных суглинках	47,0	45,0	556,5
Чернозем обыкновенный карбонатный тяжелосуглинистый на тяжелых суглинках	52,1	32,6	542,6

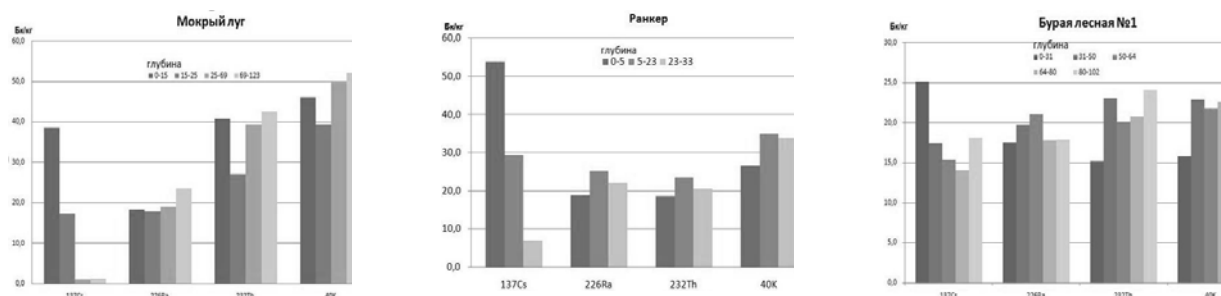


рис. 1. Распределение радионуклидов по почвенному профилю

Отличительной особенностью горных почв является промывной режим. Почвы, как правило, маломощные, сформированы на элювии различных горных пород (граниты, аргиллиты, известняки, песчаники и др.). В таблице приведены данные по средним содержаниям естественных радионуклидов в некоторых горных почвах. Для сравнения представлены результаты радионуклидного состава чернозема и луговато-каштановой почвы степной зоны. В целом, содержания ЕРН в горных почвах, в 2-3 раза ниже, чем, например, в почвах степных регионов. Промывной почвенный режим способствует выщелачиванию химических элементов из профилей, расположенных на склоновых участках, переносу и аккумуляции радионуклидов в ущельях и низинах.

Влияние высотного пояса на распределение ЕРН в почвах Кавказа, носит сложный характер. Продукты физического и химического выветривания скальных пород, а также обогащенные радионуклидами частицы грунта (мелкозем, илистая фракция, частицы органических веществ) из вышележащих горно-луговых почв альпийских и субальпийских поясов в результате гравитации, поверхностного и внутрипочвенного стока перемещаются в нижележащие ярусы, накладываясь на их естественную радиоактивность. В привершинной части склона выделяется зона аккумуляции грубообломочного материала, в средней части – зона переменного осадконакопления, где на пологих участках образуются делювиальные наносы из пылеватых и глинистых частиц, на нижней части – зона устойчивого субламинарного режима осадконакопления, для которого характерны однородные тонкозернистые осадки, обычно суглинистого или глинистого состава. Интенсивность смыва, следовательно, мощность и состав делювия, зависит от крутизны склона, склоновой экспозиции, режима поверхностного стока, густоты растительного покрова и биолого-морфологических особенностей растений. В целом же, сверху вниз, грубозернистый материал сменяется на все более тонкозернистый. Важно при этом заметить, что по мере удаления от вершины уровень подчиненности петрографического состава делювия петрографическому составу подстилающих его коренных пород уменьшается, даже вовсе не проявляется.

Распределение радионуклидов по глубине *рис.1. (правая шкала для ⁴⁰K)*, согласуется с литературными данными [2, 3, 4], ²²⁶Ra по всему почвенному профилю остается практически постоянным, с незначительными флуктуациями в пределах погрешности измерений (25%). Содержание ²³²Th и ⁴⁰K увеличивается с глубиной.

В дальнейшем планируется провести сравнительный анализ почв, сформированных в различных условиях с учетом дополнительных факторов, влияющих на содержание и распределение радионуклидов в почвенных профилях горных регионов.

Список публикаций:

- [1] Тутарева Н.А., Таскаев А.И. // *Ядерная геохимия*. МГУ, (2000). 336с.
 [2] Schoorl J.M., BoixFayos C., de Meijer R.J., van der Graaf E.R., Veldkamp A. *The 137Cs technique applied to steep Mediterranean slopes (Part I): the effects of lithology, slope morphology and land use*. // *CATENA*. (2004). V. 57. I. 1. P. 15-34
 [3] Fabiano Tomazinida Conceicao, Daniel Marcos Bonotto, Jairo Roberto Jimenez-Rueda, Jose Arnaldo Frutuoso Roveda. *Distribution of ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K in soils and sugar canecropsat Corumbatai' river basin, Sao Paulo State, Brazil*. // *Applied Radiation and Isotopes*. (2009). V. 67. I. 6. P. 1114-1120.
 [4] Frostick A., Bollhöfer A., Parry.D. *A study of radionuclides, metals and stable lead isotope ratios in sediments and soils in the vicinity of natural U-mineralisation areas in the Northern Territory*.//*Journal of Environmental Radioactivity*. (2011). V. 102. I. 10. P. 911-918

Вертикальные профили естественных радионуклидов в почво-грунтах Северного Кавказа

Курочкина Анастасия Викторовна

*Гончаренко Алексей Алексеевич, Жучков Дмитрий Вадимович,
Дергачева Евгения Валерьевна, Царев Валерий Александрович*

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

muffka@mail.ru

Состав почвенного покрова в значительной мере определяется составом подстилающих горных пород, но варьирует в зависимости от особенностей процесса накопления и выноса элементов при контакте с подстилающими породами, подземными и поверхностными водами и биомассой [1]. Почвы включают неорганический материал (частицы, коллоиды), почвенный раствор, почвенные газы, органические вещества и живые организмы. Во все компоненты почвы входят естественные радионуклиды. Систематическое определение естественной радиоактивности населенных и природных территорий необходимо для выявления зон с повышенным уровнем содержания радионуклидов и осуществления, предупредительных мер всякий раз, когда определенная доза, оказывается выше рекомендуемых пределов.

Данная работа является продолжением обширных исследований, проводимых в Южном федеральном университете для оценки содержания естественных радионуклидов (ЕРН) в почвах, грунтах, воде и воздухе на территориях Северного Кавказа с целью создания общих карт территориального и временного распределения ЕРН. Данные карты могут быть использованы как справочная информация, чтобы оценить любое изменение в уровнях фона из-за различных природных геологических процессов или техногенных влияний на радиационную обстановку окружающей среды. В таблице представлен пример распределения ЕРН по глубине в темно-каштановой солонцеватой слаборазвешаемой тяжелосуглинистой почве:

Глубина отбора образца, см	Удельная активность, Бк/кг ± Погрешность, %						
	²³⁸ U	²³⁴ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³² Th	²²⁴ Ra	⁴⁰ K
0-1	11,9±11,0	334,9±17,4	24,3±14,9	206,8±16,1	40,0±18,6	34,1±15,1	224,2±20,0
1-3	22,5±11,7	341,3±16,0	27,8±13,0	173,8±13,2	30,4±13,0	26,4±14,8	270,7±19,2
3-5	9,3±20,9	350,3±16,1	27,0±23,5	204,5±15,5	28,2±28,0	25,9±15,1	299,3±12,0
5-10	19,5±12,2	330,0±15,2	25,6±13,9	195,9±14,5	33,4±21,6	36,1±14,6	243,4±18,0
10-15	20,0±21,9	341,6±17,4	30,4±27,8	200,1±16,4	36,0±19,5	35,7±15,8	261,1±13,2
15-25	10,7±10,7	339,8±9,5	30,5±12,3	192,0±9,2	29,9±23,1	32,3±13,0	209,4±23,7
25-35	32,0±13,0	354,9±17,0	34,4±16,6	204,3±16,5	19,6±22,1	20,5±16,1	255,5±27,1
35-45	26,9±12,4	331,3±17,2	37,6±13,9	202,3±13,8	27,9±18,2	34,0±15,2	283,9±11,8

При сравнении радионуклидного состава различных типов почвы Ростовской области максимальные содержания ²³⁸U (160-240 Бк/кг) зафиксированы в черноземах обыкновенных карбонатных и каштановых тяжелосуглинистых почвах. В данных почвах также повышено содержание ²²⁶Ra. Минимальное содержание

определяемых ЕРН (кроме ^{234}Th) характерно для аллювиально-луговой легкосуглинистой почвы. Значимые различия в содержаниях ^{224}Ra и ^{232}Th в исследуемых типах почвы не установлены.

Подобное распределение средних значений ЕРН по типам почвы, по-видимому, связано с агрохимическими свойствами почвы (гранулометрическим составом, реакцией почвенного раствора, содержанием гумуса и др.) и свойствами самих радионуклидов. Например, повышенное содержание ^{238}U в темно-каштановых почвах и черноземах, вероятно связано с химическими свойствами урана. Химически уран очень активный металл и легко взаимодействует со всеми металлоидами, а также образует интерметаллические соединения с Hg, Sn, Cu, Pb, Al, Bi, Fe, Ni, Mn, Co, Zn, Be, Ce, In, Ir, P, Pt и др. Так же, все почвы (кроме аллювиально-луговой легкосуглинистой почвы на аллювиальных погребенных отложениях) отличаются непромывным водным режимом, что тоже может оказывать влияние на закрепление радионуклидов в почвенных горизонтах. Механизм закрепления радиоактивных изотопов в почве, их сорбция имеет большое значение, так как сорбция определяет миграционные качества радиоизотопов, интенсивность поглощения их почвами, а, следовательно, и способность проникать их в корни растений. Сорбция радиоизотопов зависит от многих факторов и одним из основных является гранулометрический и минералогический состав: тяжёлыми по гранулометрическому составу почвами поглощённые радионуклиды, закрепляются сильнее, чем лёгкими, и с уменьшением размера гранулометрических фракций почвы прочность закрепления ими радионуклида повышается [2,3].

Определение корреляционных связей между концентрацией радионуклидов и свойствами почвы может помочь при интерпретации их поведения в почвенном профиле. На основании данных о содержании ЕРН и реакции почвенного раствора проведен корреляционный анализ взаимосвязи радионуклидного состава с уровнями рН. Все исследуемые почвы Ростовской области характеризуются нейтральной - слабощелочной реакцией почвенной суспензии. Наблюдается подщелачивание рН водной вытяжки с глубиной, что обусловлено генетической природой исследуемых почв. Как правило, связь содержания ЕРН с уровнем кислотности отсутствует и реакция почвенного раствора, по-видимому, не оказывает существенного влияния на закрепление данных радиоизотопов в почвах.

Изученные почвы Ростовской области относятся к классу тяжелосуглинистых с содержанием физической глины 54,0 – 59,7 % (темно-каштановая солонцеватая на лессовидных суглинках), и к классу легкосуглинистых с содержанием физической глины 27,4 – 29,7% (аллювиально-луговая на аллювиальных погребенных отложениях). Содержание гумуса в целом в пахотном горизонте – 3,40 - 3,00% и 1,84 -1,32% соответственно. Содержание естественных радионуклидов и илистой фракции исследуемых почв имеет отрицательную корреляционную зависимость, в то время как связь между гранулометрическим составом (для частиц размером менее 0,01 мм) и удельной активностью радионуклидов практически отсутствует. Таким образом, наличие илистых фракций в той или иной степени влияет на удельную активность различных радионуклидов, в отличие от содержания физической глины. Тем самым, удельная активность ЕРН зависит в первую очередь от содержания тонкодисперсных частиц, а не от количества илистых фракций и физической глины в целом.

Список публикаций:

- [1] Doering C., Akber R., Hejnis H. Vertical distributions of ^{210}Pb excess, ^7Be and ^{137}Cs in selected grass covered soil in Southeast Queensland, Australia. // J. Environ. Radioactivity. (2006). V. 87. № 2. P. 135–147.
[2] Blanco P., Vera Tome F., Lozano J.C. Fractionation of natural radionuclides in soils from a uranium mineralized area in the south-west of Spain. // J. Environ. Radioactivity. (2005). V. 79. № 3. P. 315–330.
[3] Alatise O.O., Babalola I.A., Olowofela J.A. Distribution of some natural gamma-emitting radionuclides in the soils of the coastal areas of Nigeria. // J. Environ. Radioactivity. (2008). V. 99. № 11. P. 1746–1749.

Динамика ^{137}Cs в почвах

Мартыненко Сергей Владимирович

**Гончаренко Алексей Алексеевич, Нефедов Виктор Сергеевич,
Иванов Геннадий Владимирович, Холошина Дарья Валерьевна**

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

sergasd@mail.ru

Наряду с мониторингом окружающей среды, научные исследования последних лет направлены на изучение процессов миграции отдельных элементов в экологических системах с целью установления путей их возможного воздействия на здоровье человека, а также разработку мер по предупреждению подобного влияния. Особую актуальность представляет исследование процессов распространения техногенных радиоактивных веществ, представляющих потенциальную опасность для человека. ^{137}Cs является одним из главных

компонентов радиоактивного загрязнения биосферы, который интенсивно сорбируется почвой. ^{137}Cs по химическим свойствам близок к калию, что позволяет ему достаточно успешно мигрировать в окружающей среде, в частности по пищевым цепочкам. Изучение динамики миграции ^{137}Cs необходимо для выявления закономерностей в его распределении по почвенным профилям с течением времени и отслеживания возможных поступлений данного радионуклида в организм человека на территориях расположения предприятий ядерно-топливного цикла. Данная работа также является важным этапом разработки методов и моделей прогнозирования для выявления природных радионуклидов в почвах при различных начальных условиях [1].

В работе представлены результаты оценки многолетней динамики удельной активности ^{137}Cs в каштановых почвах степных районов юга России. Пробы почвенных профилей отбирались послойно, на контрольных участках, расположенных в пределах 30 км зоны Ростовской АЭС в период с 2000 по 2011 годы. Содержание техногенных радионуклидов в образцах определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом радионуклидного анализа на низкофоновой спектрометрической установке РЭУС-П-15 (рабочий эталон II разряда) на основе полупроводникового GeHP детектора. Использовалась счётная геометрия Маринелли объемом 1 литр, а также стандартные методики анализа и пробоподготовки.

Содержание ^{137}Cs в изученных профилях почв варьируется в пределах от 10 Бк/кг до 90 Бк/кг при среднем содержании 30 Бк/кг. Ниже, в таблице, представлены результаты по определению полных запасов этого элемента на некоторых контрольных участках (КУ) изучаемого района.

Суммарные запасы ^{137}Cs на разных КУ за период с 1999 по 2011 годы в Бк/м²

Номер КУ	1999/2000	2001	2003	2004	2007	2008	2011
3	2933,7	3024,1	2539,9	3892,9	5121,6	3987,5	н/д
12	3470,5	3925,5	6717,7	4254,8	5816,8	3726,8	1510,3
75a	2477,2	2502,3	н/д	5753,0	5816,8	н/д	1756,9
201	н/д*	2337,7	2791,8	3726,8	2631,2	1468,5	1777,5
208	н/д	2865,9	2380,4	3944,6	н/д	н/д	2172,1

* - нет данных

Установлено, что при сохранении общего запаса ^{137}Cs произошло его некоторое перераспределение по профилю. В почвенных профилях с 2000 по 2004 годов наблюдается снижение содержания ^{137}Cs в слое 0-3 см и рост его запасов в слоях 3-5 и 5-10 см. Проникновение ^{137}Cs вглубь на отдельных участках может быть связано с промывкой почв, усугубленной процессами кольматажа: выпадением обильных атмосферных осадков после долгого засушливого периода. При этом вне зависимости от химических свойств радионуклида происходит его заметное проникновение вглубь почвенного профиля. Анализ глубинных почвенных профилей указывает на отсутствие заметной динамики миграции ^{137}Cs . Проникновения цезия вглубь не превышает слоя 30-50 см, ниже которого его содержание оказывается меньше минимальной детектируемой активности.

Запас ^{137}Cs (Бк/м²) является основным показателем наличия влияния предприятия ядерно-топливного цикла (Ростовской АЭС). Как видно из таблицы, суммарные запасы радиоцезия вплоть до 2007 года, как правило, не изменяются и совпадают в пределах погрешности (30%). Данные приведены с учетом распада ^{137}Cs . В 2011 году наблюдается некоторое снижение суммарных запасов цезия, связанных, возможно, с проникновением этого элемента вглубь почвенного профиля, выносом растительностью, изменением почвенного режима.

Дальнейшие исследования предполагают разработку динамической модели миграции радионуклида ^{137}Cs в профилях почв, её апробацию и уточнение на основе имеющихся результатов натурных измерений.

Список публикаций:

[1] Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающую среду. Радиэкология после Чернобыля. // Под ред. Ф. Ворнера, Р. Харрисона. М.: МИР. (1999). 512 с.

Анализ запасов снегового покрова Сибири за период 2010-2011 гг

Митина Мария Витальевна

Сибирский государственный аэрокосмический университет им. академика М.Ф. Решетнева

Бураков Дмитрий Анатольевич, д.г.н.

dubbstergirl@mail.ru

В данной работе представлен анализ динамики снегового покрова Сибирского Федерального Округа. А также рассмотрены теоретические основы расчета индексов снегового покрова, основанные на изучении спектрально-отражательных и поглощательных характеристик снега.

Для того, чтобы провести количественный и качественный анализ снегового покрова, необходимо изучить метеорологическую обстановку исследуемой территории, основываясь на совокупном использовании спутниковой информации и данных наземных станций, а также исследовать спутниковые снимки на предмет определения площади заснеженности бассейнов рек. Для решения поставленных задач разработана методика, состоящая из трех этапов:

1. Обработка метеорологических данных с наземных станций. На первоначальном этапе работы чтобы сделать выборку по метеостанциям, установлены границы территории исследования, которая представляет собой прямоугольник: 90°-100° в.д., 50°-65° с.ш. В результате, выбрана 21 метеостанция, которая входит в территорию исследования. Метеопараметры с каждой станции, за каждый день занесены в таблицы, рассчитаны средние по территории значения исследуемых параметров и построены графики зависимости от даты, а также проведен синоптический анализ полученных результатов.

2. Определение метеорологических параметров с помощью спутниковых снимков. Используя зимние архивные космические снимки метеорологического характера со спутников Terra и Aqua за 2010 г. и 2011 г. и программу «APT View» проведена обработка данных дистанционного зондирования с выявлением таких метеорологических параметров как высота верхней границы облачности (ВГО), температура ВГО и количество вероятных конвективных осадков.

3. Исследование спутниковых снимков для определения площади заснеженности исследуемой территории. Для того чтобы провести классификацию спутниковых изображений, с помощью программного пакета «ERDAS IMAGINE 9.1» рассчитаны значения нормализованного дифференциального вегетационного индекса (NDVI) и снегового индекса (NDSI). После классификации автоматически подсчитаны величины площадей заснеженности, занимаемые определенными классами снега на снимке, и определена общая заснеженность каждого бассейна.

В ходе выполнения работы получены следующие результаты:

1. Сравнительный анализ графиков температуры воздуха и точки росы, а также невысокие значения относительной влажности от 51 до 84 % свидетельствуют о том, что период с ноября 2010 г по март 2011 г был снежным и холодным, но не аномальным в отличие от прошлого года (ноябрь 2009 г – март 2010 г), в котором превысили норму значения температуры воздуха и выпавших осадков.

2. С помощью спутниковых данных установлено, что большие значения высоты ВГО и минимальные значения температуры ВГО соответствуют интенсивным осадкам за этот же период.

Средние значения количества вероятных конвективных осадков составили:

- в ноябре ($53,8 \pm 4,2$) мм;
- в декабре ($97,6 \pm 3,3$)мм;
- в январе ($75,8 \pm 3,3$) мм;
- в феврале ($47,4 \pm 3,2$) мм;
- в марте ($27,2 \pm 5,3$) мм.

3. Исследована метеорологическая обстановка на территории СФО, и установлено, что данные с наземных метеостанций и данные со спутниковых снимков хорошо согласуются и дополняют друг друга, что позволяет использовать совокупную оценку этих параметров для дополнения при исследовании динамики снегового покрова по данным MODIS.

4. Вычислены значения NDSI и NDVI, а также в результате классификации спутниковых изображений со спектрорадиометра MODIS рассчитаны величины площадей заснеженности, занимаемые определенными классами снега на каждом снимке и общая площадь заснеженности каждого бассейна.

5. В итоге разработаны элементы комплексной методики оценки динамики снегового покрова с использованием наземной и космической информации для применения в математической модели прогноза речного стока.

Оценка токсичности снега методом биолюминесцентного анализа

Неверов Андрей Сергеевич

Лицей №8, г. Красноярск

Сутормин Олег Сергеевич, Римацкая Надежда Валерьевна

sutormin.oleg@yandex.ru

В условиях возрастающего антропогенного загрязнения природных сред важной задачей является поиск аналитических систем для экспрессной оценки токсичности, а значит, и для контроля экологического состояния окружающей среды. Развитие биолюминесцентных методов является перспективным направлением, поскольку свечение можно легко и точно регистрировать, в отличие от других тест-параметров, используемых в биотестировании (скорость роста, интенсивность дыхания и т.п.). Биолюминесцентный метод тестирования широко применяется для оценки токсичности воды.

Данная работа посвящена оценке уровня токсичности снега в Октябрьском районе города Красноярска методом биолюминесцентного тестирования. В качестве тест-объектов была выбрана растворимая биферментная система NAD(P)H:FMN – оксидоредуктаза - бактериальная люцифераза. Анализируемые пробы снега были отобраны на территории Октябрьского района г. Красноярска на расстоянии 0, 3, 6 метров от дороги. Количество отобранных проб – 6.

Анализ проб проводили следующим образом: в кювету вносили последовательно все компоненты реакционной смеси, помещали кювету в прибор и регистрировали величину максимальной интенсивности свечения I_0 . Пробы снега были растоплены при комнатной температуре до состояния воды. Далее измеряли интенсивность свечения в присутствии исследуемой пробы (I), для этого вместо дистиллированной воды в реакционной смеси в кювету вносили 50 мкл пробы. После чего смесь с пробой помещалась в люминометр, где измерялась кинетика биолюминесцентной реакции. Оценку токсичности отобранных проб проводили, сравнивая значения интенсивности свечения проб с контрольным значением.

Исследованные пробы показали, что все 6 отобранных проб по уровню токсичности снега являются среднетоксичными (уровень токсичности 60-80/120-140 Т, %). Результаты показали, что для адекватной оценки токсичности снега, необходимо проводить пробоотбор не ближе, чем в 3 метрах от дороги. Таким образом, по полученным результатам токсичности снежных проб Октябрьского района г. Красноярска можно сделать вывод о низком уровне загрязнения в исследуемом районе.

В дальнейшем будут проанализированы пробы снега из разных районов г. Красноярска и сделана экологическая карта данных районов. Параллельно возможно определение химического состава снежных проб для выявления наиболее критичных токсикантов, характерных для выбросов автотранспорта и промышленных предприятий урбанизированных территорий.

Работа подготовлена на базе кафедры биофизики ИФБиТ СФУ в рамках мега-проекта «Биолюминесцентные биотехнологии» (договор № 11.G34.31.0058) в рамках Постановления Правительства РФ № 220 от 9 апреля 2010 г. «О мерах по привлечению ведущих ученых в российские образовательные учреждения высшего профессионального образования».

Сезонный ход ^{137}Cs в приземном слое воздуха г. Ростова-на-Дону

Нефедов Виктор Сергеевич

Стасов Виталий Викторович, Пастухова Анастасия Александровна, Якубовский Андрей Михайлович

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

NV060790@yandex.ru

Последние несколько лет для мониторинга радиоактивности приземного слоя воздуха в г. Ростове-на-Дону используется аспирационная станция НИИ Физики Южного федерального университета. В ее состав входит фильтровентиляционная установка для отбора проб атмосферных аэрозолей производительностью 500 м³/час с фильтром ФПП 15-1,7 общей площадью 0,56 м². Из отобранных проб аэрозолей (1 раз в неделю) приготавливали счетные образцы (геометрия «Фильтр», диск, диаметром $\varnothing=50\text{мм}$, высотой $h=7\text{мм}$) для измерения гамма-спектров на низкофоновой установке РЭУС-II-15 (рабочий эталон II разряда) с GeHP-детектором фирмы Canberra. По пику с энергией $E_\gamma=661,7\text{кэВ}$ определили искусственный ^{137}Cs .

Ниже, в таблице, представлены результаты среднегодовых объемных активностей ^{137}Cs и некоторых метеопараметров. На *рис. 1* показано сезонное поведение данного радионуклида за 2002-2010 годы.

Год	Аоб ^{137}Cs , Бк/м ³	Кол-во осадков, мм	Температура, °С	Скорость ветра, балл	Отн. влажность, %
2002	1,8314E-06	38,5	10,0	1,83	68,8
2003	2,0349E-06	50,7	8,8	1,95	70,4
2004	1,7516E-06	25,3	10,1	1,70	75,3
2005	1,7538E-06	32,7	10,9	1,89	71,7
2006	2,9956E-06	38,2	10,2	3,14	69,8
2007	2,6045E-06	37,6	11,5	4,20	65,8
2008	1,4971E-06	27,6	10,7	4,28	69,7
2009	1,5690E-06	27,3	10,9	4,35	71,0
2010	1,6361E-06	25,3	11,7	4,11	69,0

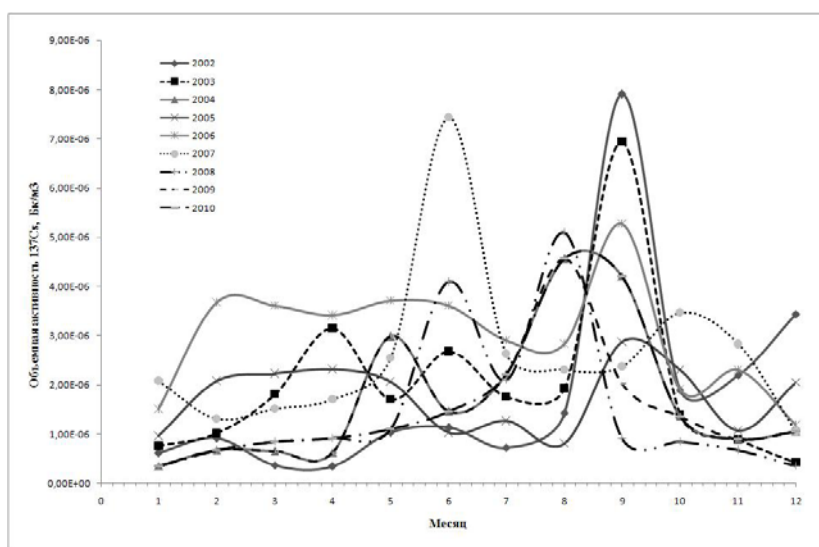


рис. 1. Сезонный ход ^{137}Cs в приземном слое воздуха

В 2006-2007 гг. на территории, включающей пригород, по сравнению с предыдущими 2002-2005 гг. на исключительно городской территории средняя объемная активность возросла с 1,75 мкБк/м³ до 2,99 мкБк/м³. Далее в период 2008-2010 гг. средняя объемная активность снижается до 1,6 мкБк/м³. Роль пригородных районов на восточном направлении резко возросла в 2006-2007 гг. в связи с увеличением средней силы ветра (до 3,7 балла по сравнению с 1,8 балла в 2002-2005 гг.), причем повторяемость восточных ветров также возросла (до 66% по сравнению с 21% в предшествующие года), но в последующие годы скорость ветра оставалась неизменной (~4,2 балла в 2008-2010 гг.). Практически не изменились среднегодовые значения температуры воздуха, количество выпавших осадков и средняя относительная влажность воздуха.

В сочетании эти изменения метеопараметров (в первую очередь направления и силы ветра, а также относительной влажности) способствуют ветровому подъему почвенной пыли (особенно с пахотных земель). Сезонная зависимость метеопараметров в сравниваемые периоды несколько различна. В то время, как максимумы объемной активности ^{137}Cs проявляются практически во все годы в сентябре при широком максимуме запыленности в августе-сентябре, максимум силы ветра в 2006-2007 гг. оказывается также сентябре (в предыдущие годы – в апреле), максимум температуры воздуха – в августе (в предыдущие годы – в июле), а относительная влажность минимальна в августе (в предыдущие годы – в июне).

Таким образом, в 2006-2007 гг. создались условия для ветрового подъема почвенной пыли, содержащей ^{137}Cs . Этому способствовало географическое положение рассматриваемого района и сочетание метеопараметров, создающих условия для усиления дефляции вплоть до пыльных бурь.

В 2008-2010 годах повторяемость восточных ветров снизилась до 30% при неизменно высокой силе ветра (4,0 балла) и высокой относительной влажности (69-70%). Подобное сочетание метеофакторов может оказать влияние на снижение объемной активности ^{137}Cs в последние годы.

Экологические аспекты переработки упорных руд и концентратов Салаирского месторождения

Нефедов Роман Андреевич

Национальный исследовательский Томский государственный университет

Сачков Виктор Иванович, к.х.н.

kliorik@mail.ru

Основное рудное тело Салаирского медно-золотоносного месторождения представляет собой упорные кварциты с включениями сульфидного золота, серебра и меди. Проблема извлечения благородных металлов из технологически упорных руд и концентратов не поддающихся обработке простыми, общепринятыми в промышленной практике методами, является одной из наиболее важных в цветной металлургии. Золотосодержащие руды, в которых золото находится в тесной ассоциации с сульфидными минералами, чаще всего с арсенопиритом и пиритом не извлекается цианированием даже после сверхтонкого измельчения руды. Актуальность переработки таких руд становится еще более очевидной в связи с планомерным ухудшением качества перерабатываемого золоторудного сырья, с планируемым вовлечением в эксплуатацию новых крупных месторождений упорных руд [1].

В последние годы, возросшие требования к комплексности использования сырья и охране окружающей среды приобретают особую остроту в случае переработки именно упорных руд и концентратов. С экологической точки зрения при переработке упорных руд серьезной проблемой является необходимость вывода содержащегося в них мышьяка в относительно безвредных для складирования или захоронения формах.

В данной работе исследованы образцы рудных концентратов Салаирского месторождения. Методами рентгено-фазового и масс-спектрометрического анализов установлены химические составы данных образцов, результаты которых представлены в таблице:

Состав	Цинковый концентрат, %	Флотоконцентрат, %	Гравитационный концентрат, %
Zn	47,8	4,81	2,25
Cu	1,12	0,73	0,56
Fe	6,5	13,65	27,36
Pb	1,4	4,59	16,04
As	1,2	0,37	0,33
Au	2,15 г/т	33,5 г/т	267,0 г/т
Ag	216,8 г/т	2105,5 г/т	333,0 г/т
Sm	9,8 г/т	21,2 г/т	34,7 г/т
La	2,8 г/т	10,6 г/т	14,0 г/т
Nd	4,8 г/т	10,6 г/т	14,2 г/т
Eu	5,0 г/т	5,6 г/т	5,8 г/т
Ce	6,8 г/т	21,2 г/т	31,3 г/т
Sr	698,4 г/т	1067,0 г/т	1918,6 г/т

На основании всестороннего анализа фазового и элементного состава данных рудных образцов предложена технологическая схема комплексной переработки (рис. 1), включающая возможность извлечения ценных компонентов, таких как золото, серебро, цинк, медь и др., а также исключающая необходимость захоронения или выбросов высокотоксичных элементов (As, Sb, Te и др.) в окружающую среду. В данной схеме переработки осуществляется первичная термическая обработка рудного тела при 600°C, в результате которой происходит окисление сульфидов с выделением диоксида серы и окиси мышьяка в газообразном виде. Образованная газообразная смесь оксида серы и окиси мышьяка поступает на электрофильтр, где происходит селективное осаждение оксида мышьяка. В дальнейшем по мере накопления оксид мышьяка отправляется на переработку в конечный продукт (металлический мышьяк). Диоксид серы поступает в каталитический реактор окисления где окисляется кислородом воздуха до SO₃. Полученный серный ангидрид используется для доукрепления серной кислоты, которая используется на стадии вскрытия руд. Сернокислотное вскрытие прокаленного кека осуществляется серной кислотой с концентрацией 150г/л. При этом в раствор переходят такие металлы как цинк, медь, железо и РЗЭ. После стадии вскрытия пульпа подвергается фильтрации: полученный раствор ([H₂SO₄]=120г/л) подвергается электролизу, в процессе которого на электродах в свободном виде выделяются цинк, железо и медь. Отработанный электролизный сернокислотный раствор после стадии ионообменной очистки, где на смоле осаждаются РЗЭ, возвращается на доукрепление.

Твердый остаток полученный после фильтрации вскрытой пульпы, содержащий в основном благородные металлы и свинец, подвергается сернокислотной переработке в присутствии окислителя, при этом образуется

раствор благородных металлов (Au, Ag), свободный от свинца, который передается на аффинажное производство.

В настоящее время начата экспериментальная апробация предложенной технологической схемы, первые результаты которой показали ее перспективность по сравнению с традиционными схемами переработки. Полнота извлечения ценных компонентов составила в среднем более 95%, а количество высокоокисичных элементов (As, Sb, Te и др.) в отвале не превышает допустимых санитарно-экологических норм.

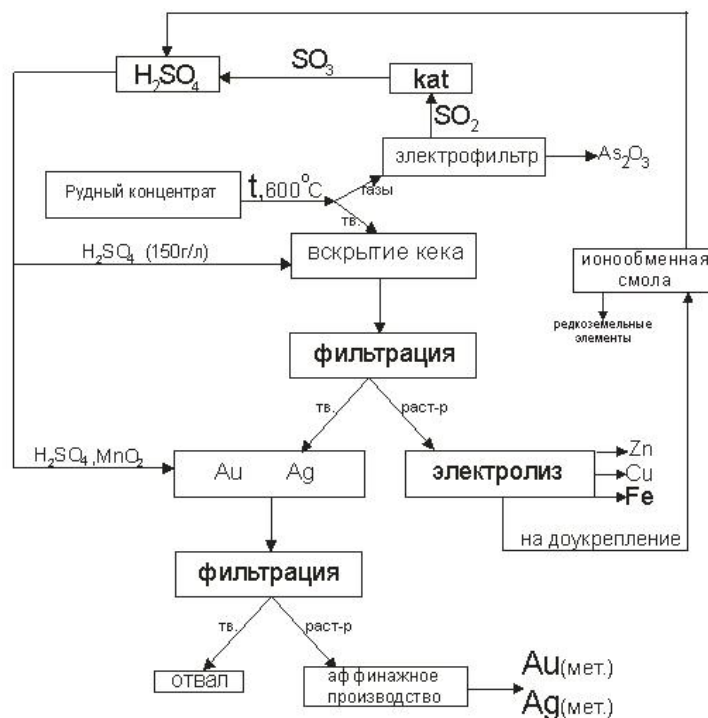


рис.1 Технологическая схема комплексной переработки рудного концентрата Салаирского месторождения

Список публикаций:

[1] Ежегодный доклад Союза золотопромышленников «Золото – 2010» // <http://www.zolteh.ru/> журнал "Золото и технологии" № 2(12)/2011 г.

Квадрупольный масс-спектрометр с нелинейным распределением потенциала для экологических исследований

Николаев Артём Владимирович

Дубков Михаил Викторович

Рязанский государственный радиотехнический университет

Дубков Михаил Викторович, к.т.н.

arniell@mail.ru

Среди масс-спектрометрических приборов особое место занимают гиперболоидные масс-спектрометры (ГМС), в наилучшей степени удовлетворяющие требованиям высоких аналитических характеристик, компактности, низкой цены и др. Производство полупроводниковой техники, нефтяная промышленность, космические исследования, охрана окружающей среды - вот далеко не полный список применений ГМС. Поэтому проведение исследований, направленных на улучшение рабочих характеристик данных приборов, является важным и актуальным с научной и технической точек зрения.

Эффективная работа любого гиперболоидного масс-спектрометра связана с необходимостью создания электрического поля с квадратичной зависимостью потенциала от координат. Однако производство квадрупольных масс-спектрометров всегда сопряжено с некоторыми неточностями изготовления. Это приводит к отклонению формы и взаимного расположения электродов от идеального и, как следствие, к искажениям в работе приборов [1]. Эти отклонения можно охарактеризовать следующим образом. Если предположить, что

потенциал постоянен вдоль оси анализатора, то есть $\varphi \neq f(z)$, то потенциал удобнее всего представить в виде степенного ряда по координатам x и y .

С учетом условия удовлетворения уравнению Лапласа разложение потенциала в ряд удобно представить в виде:

$$\begin{aligned} \varphi(x, y) = & \sum_{n=1}^{\infty} \left[a_{2n} \sum_{k=0}^n \frac{(-1)^k (2n)!}{(2n-2k)!(2k)!} x^{2(n-k)} y^{2k} + \right. \\ & b_{2n} \sum_{k=0}^{n-1} \frac{(-1)^k (2n-1)!}{(2n-(2k+1))!(2k+1)!} x^{2(n-k)-1} y^{2k+1} + \\ & c_{2n+1} \sum_{k=0}^n \frac{(-1)^k (2n+1)!}{(2n+1-2k)!(2k)!} x^{2k} y^{2(n-k)+1} + \\ & \left. d_{2n+1} \sum_{k=0}^n \frac{(-1)^k (2n+1)!}{(2n+1-2k)!(2k)!} x^{2(n-k)+1} y^{2k} \right] \end{aligned} \quad (1)$$

В случае идеального гиперболического поля все коэффициенты данного степенного ряда равны нулю, кроме a_2 , зависящего от напряжения, приложенного к электродам, и размеров электродной системы. При наличии нелинейных искажений электрического поля в этом выражении появляются составляющие более высоких порядков. Таким образом, если произвести нормировку уравнения движения по размерам масс-анализатора и по периоду ВЧ напряжения, то коэффициенты a , b , c и d можно использовать, как характеристики нелинейных искажений.

Предыдущие исследования показали, что наличие определенного рода нелинейных искажений может привести к улучшению аналитических характеристик гиперболического масс-спектрометра [2]. Посредством математического моделирования рассчитывались траектории заряженных частиц в квадрупольном масс-анализаторе при наличии в распределении потенциала весовых коэффициентов a, b, c и d , что в дальнейшем позволило определить влияние этих коэффициентов на форму массового пика. За массовые пики при расчётах принимались зависимости коэффициента пропускания I масс-анализатора от параметра стабильности q . В итоге было получено, что в большинстве случаев наличие нелинейных искажений, как и ожидалось, приводит к ухудшению формы массового пика – уменьшению высоты пика, расширению пика (с соответствующим уменьшением разрешающей способности), и даже разбиению массового пика на несколько частей [3].

Однако при определённых значениях коэффициентов разложения потенциала в ходе расчётов наблюдалось значительное увеличение формы пика. Наилучшие результаты были получены для формы электродов, при которой в распределении потенциала появляется коэффициент $a_4 = -0.001$, и для случая появления коэффициента $c_3 = 0.05$. Данная форма гиперболических электродов и соответствующие им массовые пики приведены на рис. 1. В первом случае интенсивность массового пика увеличивается в 3 раза, во втором – в 6 раз. Несмотря на расширение пика, что приводит к уменьшению разрешающей способности, общая форма пика меняется незначительно. Это позволяет сказать о том, что при введении нелинейных искажений определённого рода возможно улучшение чувствительности квадрупольного масс-анализатора.

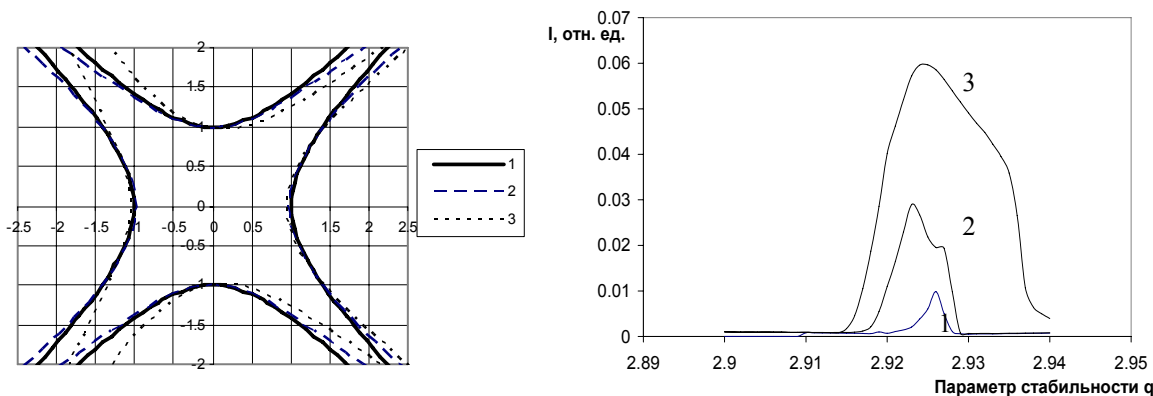


рис. 1. Профиль электродов, и форма массового пика, соответствующие появлению в распределении потенциала определённых весовых коэффициентов: (1) – искажений нет; (2) – $a_4 = -0.001$; (3) – $c_3 = 0.05$

Анализ проведенных исследований позволяет утверждать, что нелинейные искажения могут играть не только отрицательную, но и положительную роль при применении масс-анализаторов пролетного типа. При дальнейшем исследовании данного вопроса возможно добиться значительного улучшения рабочих параметров ГМС пролетного типа и создать прибор, превосходящий по своим качествам современные аналоги.

Список публикаций:

- [1] Дубков М. В. Исследование особенностей работы квадрупольного фильтра масс и разработка анализаторов с тонкостенными гиперболическими электродами. – Дисс... канд. техн. наук.- Рязань, 1997 г.
[2] Дубков М. В., Николаев А. В. Влияние нелинейных искажений электрического поля на эллипсы захвата заряженных частиц в пролетных квадрупольных масс-спектрометрах. // Вестник РГРТУ. Рязань, 2007 г. С 97.
[3] Дубков М.В., Колотилин Б.И., Николаев А.В. Исследование влияния нелинейных искажений электрического поля в анализаторе квадрупольного фильтра масс на условия сортировки заряженных частиц. // Вестник РГРТУ. Рязань, 2011 г. С 67.

Влияние метеопараметров на поведение ^7Be в приземной атмосфере умеренных широт **Рогов Василий Павлович**

Стасов Виталий Викторович, Пастухова Анастасия Александровна, Якубовский Андрей Михайлович

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

rogovvasia47@yandex.ru

На содержание и сезонный ход ^7Be в приземном слое воздуха влияют температура, относительная влажность воздуха, атмосферное давление, скорость ветра, скорость производства этого радионуклида в стратосфере (зависит от солнечной активности, чисел Вольфа). Из-за влияния геомагнитного поля Земли на распределение космического излучения, скорость образования ^7Be зависит и от географических координат станции наблюдения.

В настоящей работе представлены результаты многолетнего мониторинга радиоактивности приземной атмосферы г. Ростова-на-Дону. Этот город расположен на юго-востоке Восточно-Европейской равнины (47° С.Ш., 40° В.Д.). Климат умеренно-континентальный, степной.

^7Be в объектах экосферы определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом радионуклидного анализа на низкофоновой спектрометрической установке РЭУС-II-15 (рабочий эталон II разряда) на основе полупроводникового GeHP детектора.

Вариации объемной активности ^7Be у земной поверхности зависят от процессов обмена воздушных масс между резервуарами стратосферы и тропосферы, процессов сухих и мокрых выпадений; процессов в тропосфере (вертикальный перенос, адвекция). Процессы обмена стратосфера-тропосфера определяют сезонный ход среднемесячных значений объемной активности (ОА) ^7Be . Он установлен для различных широт и климатических условий, для разных температур и количества осадков. Для умеренных широт на ОА ^7Be влияют преимущественно количество осадков Р [1-3], а для экваториальных (тропических) – среднемесячная температура $T^{\circ}\text{C}$ [2] и др. В сезонном ходе ОА ^7Be , как правило, имеется весенний (летний) максимум и осенний (зимний) минимум. Так, для умеренных широт (Греция) максимум летом 7,29-6,96 мБк/м³, а минимум зимой 2,75-4,09 мБк/м³ [1, 3], а для России (Москва) весенне-летний максимум 4,3-4,6 мБк/м³ и осенне-зимний минимум 2,6-3,3 мБк/м³ [4].

Особую значимость систематическому контролю ^7Be в атмосфере придает расположение станции на умеренной широте и при умеренно-континентальном климате при сравнительно малом количестве осадков. Кроме того, в последние годы в России была опубликована только одна работа [4] по мониторингу ^7Be в атмосфере. Весенне-летний максимум ОА ^7Be в аэрозолях наблюдаются как ежегодно, так и в среднем за последние 10 лет. Средние отношения максимума к минимуму средних по сезонам ОА ^7Be примерно равны 2,8 (для Москвы 1,6 за 1996-2001 гг. [4]).

Средние за 10 лет ОА ^7Be в аэрозолях г. Ростова-на-Дону ~ 4,7 мБк/м³ (2001-2010 гг.), а для г. Москвы 4,4 мБк/м³. Особенности сезонного хода ОА ^7Be в аэрозолях от года к году связаны с изменениями метеоусловий (температуры $T^{\circ}\text{C}$ и количества осадков Р).

Для умеренных широт должна быть зависимость от средних температур и количества выпавших осадков [1,3,4]. Наибольшая степень корреляции (k) ^7Be – Т имеет место весной и летом (0,99 и 0,61 соответственно). Для холодных месяцев она либо низкая (k=0,29 – 0,51), либо даже отрицательная в отдельные периоды (осень 2002 г., зима 2005 г.), но в среднем за 10 лет остается достаточно высокой (0,60). Полученные данные для

широты 47°14' С.Ш. подтверждают и существенно дополняют данные, приведенные в [1] также для умеренной широты 40°38' (для теплых месяцев получен $k=0,46$).

Список публикаций:

[1] Talpos S., Rimbu N., Borsan D. Solar forcing on the ^7Be -air concentration variability at ground level. // *Journal of atmospheric and solar Terrestrial Physics*. (2005). 67. P. 1626–1631.

[2] Al-Azmi D., Sayed A.M., Yatim H.A. Variations in ^7Be concentrations in the atmosphere of Kuwait during the period 1994 to 1998. // *Applied Radiation and Isotopes*. (2001). 55. P. 413–417.

[3] Papastefanou C. Residence time of tropospheric aerosols in association with radioactive nuclides. // *Applied Radiation and Isotopes*. (2006). 64. P. 93–100.

[4] Петрова Т.Б., Охрименко С.Е., Власов В.К. и др. Содержание бериллия-7 в атмосферном воздухе г. Москва. // *АНРИ*, (2003). №3. С. 22-29.

Оценка загрязнения атмосферного воздуха химическими элементами в зоне действия ТЭЦ с помощью мхов-биоиндикаторов

Рогова Наталья Сергеевна

Рыжакова Надежда Кирилловна, Меркулов Виктор Георгиевич, Борисенко Алексей Леонидович

Национальный исследовательский Томский политехнический университет

Рыжакова Надежда Кирилловна, к.ф.-м.н.

rogova@tpu.ru

Сжигание топлива на ТЭЦ связано с образованием продуктов сгорания, содержащих летучую золу, частицы недогоревшего пылевидного топлива, сернистый и серный ангидрид, оксиды азота и газообразные продукты неполного сгорания, а при сжигании мазута, кроме того, соединения ванадия, соли натрия, кокс и частицы сажи. В золе некоторых топлив имеется мышьяк, свободный диоксид кремния, свободный оксид кальция и др.

В настоящее время активно развивается метод мхов-биомониторов, который регулярно используется в течение последних 30 лет в скандинавских странах для мониторинга атмосферных выпадений металлов на очень больших территориях, а в последнее время он нашел широкое применение в странах Западной Европы [1].

В данном исследовании эпифитный мох *Pylaisia polyantha* (Hedw.) B.S.G. отбирали в зоне влияния ТЭЦ-5 г. Новосибирска, расположенной на окраине города, что дает возможность оценить влияние данного объекта. Содержание химических элементов определяли с помощью нейтронно-активационного анализа на реакторе ИРТ-Т ТПУ, г. Томск [2].

Математическое моделирование распределения концентраций химических элементов в пробах мха $q(x)$ в зависимости от расстояния отбора x в направлении преимущественной розы ветров проведено на основе решения уравнения переноса загрязняющих примесей в атмосфере [3]:

$$u \frac{\partial q}{\partial x} + w \frac{\partial q}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} k_z \frac{\partial q}{\partial z}. \quad (1)$$

Аналитическое решение уравнения (1) в приземном слое атмосферы при степенной аппроксимации скорости ветра и коэффициента вертикального турбулентного обмена выглядит следующим образом:

$$q = \theta_1 x^{\theta_2} \exp\left(-\frac{\theta_3}{x}\right), \quad (2)$$

Здесь θ_1 - параметр, зависящий от, мощности источника M , скорости перемещения u по оси x , коэффициента вертикальной диффузии k_z , а также от состояния атмосферы (температурного градиента) и зависимости скорости ветра от высоты; параметр θ_2 зависит от состояния атмосферы, скорости ветра и дисперсности примеси; θ_3 – от высоты источника загрязнения, а также состояния атмосферы, коэффициента вертикальной диффузии, дисперсности частиц примеси [4].

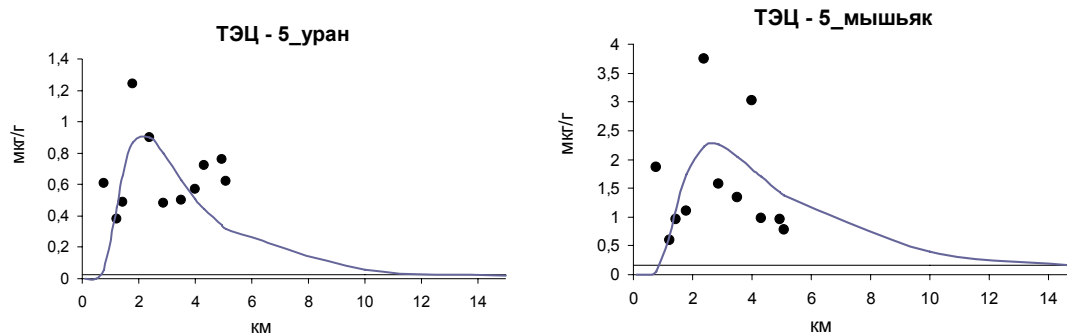


рис.1. Результаты аппроксимации измеренных концентраций U и As методом наименьших квадратов (точки - измеренные концентрации, кривые – регрессионная зависимость между расстоянием от ТЭЦ и концентрациями, прямая – фоновые значения концентраций химических элементов).

Из рис. 1 видно, что концентрации с увеличением расстояния x от источника возрастают, на расстоянии 2-3 км достигают максимума, а затем плавно уменьшаются.

В результате проделанной работы можно сделать следующие выводы:

- 1) Концентрации химических элементов во мхах, отобранных в зоне влияния ТЭЦ, в среднем в 2-3 раза и более превышают фоновые значения.
- 2) Идентичность источника выбросов ряда элементов подтверждает корреляционный анализ и математическое моделирование переноса загрязняющих примесей в атмосфере.
- 3) Максимальная концентрация химических элементов в приземном слое воздуха в направлении преимущественной розе ветров наблюдается на расстояниях 2-3 км от источника.
- 4) Расстояния, на которых концентрация химических элементов уменьшаются до фоновых значений, составляют 10-12 км.

Список публикаций:

- [1] Frontasyeva M. V., Steinnes E., Lyapunov S. M., Cherchintsev V. D., Smirnov L. I. Biomonitoring of heavy metal deposition in South Ural region: some preliminary results obtained by nuclear and related techniques. *J. Radionucl. Nucl. Chem.*, v. 245, № 2 (2000), 415 – 420.
- [2] Кузнецов Р. А. Активационный анализ. – М.: Атомиздат, 1967.
- [3] Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. — Л.: Гидрометеоиздат, 1975. — 448 с.
- [4] Гусев Н.Г. Радиоактивные выбросы в биосфере: Справочник— М.: Энергоатомиздат, 1986. — 224 с.

Накопление радионуклидов объектами брио- и лишенофлоры

Рыбалко Данил Александрович

Чохели Василий Александрович, Омельченко Галина Валентиновна, Вардуни Татьяна Викторовна

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

xamzi@yandex.ru

Лишайники и мхи используются при мониторинге радионуклидов и тяжелых металлов, так как считаются хорошими индикаторами загрязнения воздуха, поскольку они поглощают загрязнения непосредственно из данной области. Наиболее популярны среди мхов – биоиндикаторов загрязнения: Саниония крючковатая (*Sanionia uncinata*), Гигрогипнум (*Hygrohypnum*), Гипнум кипарисовый (*Hypnum cupressiforme*), Кладония неприглаженная (*Cladonia rangiformis*) [1]. Объекты брио- и лишенофлоры широко используются во всем мире в качестве индикаторов таких элементов, как ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^7Be , ^{206}Pb [2]. Многие виды мхов и лишайников являются космополитами и при этом доступны в любое время года [3].

Данная статья посвящена оценке степени накопления радионуклидов объектами брио- и лишенофлоры. Радионуклидный состав образцов мхов и лишайников определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом радионуклидного анализа на низкофоновой спектрометрической установке РЭС-II-15 (рабочий эталон II разряда) на основе полупроводникового GeHP детектора. Использовались

счётные геометрии Маринелли объемом 1 литр, Чашка Петри, Дента 0,1 литр и Дента 0,04 литра, а также стандартные методики анализа и пробоподготовки.

Образцы мхов и лишайников отбирались с деревьев, зданий, камней и почвы, расположенных вдоль некоторых наиболее оживленных улиц Западного жилого района г. Ростова-на-Дону. Отбор проб проводился в наиболее чувствительный для экосистем период – с июня по июль, когда количество выпавших осадков минимально. Для оценки возможности использования брио- и лишайнофлоры крупного города в качестве биоиндикаторов дополнительно исследовались: радионуклидный состав более 100 образцов почвы (0-2 см слой), удельная загрязненность и радиоактивность приземного слоя воздуха (более 300 образцов). В качестве фоновых образцов брио(лихено)флоры использовали пробы, отобранные в парковых зонах г. Ростова-на-Дону, в степных и лесостепных районах Ростовской области, а также в горных лесных районах республики Адыгея и Кавказском биосферном заповеднике.

По коэффициентам накопления все растительные образцы можно разделить на несколько групп: слабонакапливающие (Кн меньше 5), средненакапливающие (Кн равен 5-20), сильнонакапливающие (Кн равен 20-50) и аккумуляторы (Кн больше 50).

Средние содержания ^{234}Th в мхах (лишайниках), почвах и аэрозольной пыли совпадают в пределах погрешности определения (20%). Концентрация ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^7Be в брио(лихено)флоре г. Ростова-на-Дону в 2-4 раза выше, чем в почвах. Также ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{40}K , ^{137}Cs и ^{232}Th в растительности превышает их содержания в аэрозольной пыли в 2-10 раз, а для ^{210}Pb и ^7Be ситуация обратная – в приземном воздухе их содержание в ~7 и 50 раз больше, чем в мхах (лишайниках). В растительности был также определен ^{241}Am глобального происхождения (продукт распада ^{241}Pu).

Степень накопления мхами некоторых естественных радионуклидов (ЕРН) и искусственного ^{137}Cs из почвы следующая: для ^{40}K коэффициенты накопления варьируют в пределах от 0,4 до 2, для ^{210}Pb – от 1 до 20, для ^{232}Th – от 1 до 3, для ^{226}Ra – от 1 до 4. Для ^{137}Cs коэффициенты накопления составляют 0,7–19,7. Накопление радионуклидов из приземного слоя воздуха: для ^{40}K – от 4 до 10, для ^{210}Pb – от 0,3 до 0,6, для ^{232}Th – от 2 до 9, для ^{226}Ra – от 2 до 6, для ^{137}Cs – от 1 до 3.

В последующих экспедициях планируется охватить всю территорию г. Ростова-на-Дону, оценить видовой состав мхов и лишайников и выделить наиболее оптимальные виды растений и грибов для определения радиоактивности приземного воздуха как урбанизированных, так и природных территорий.

Список публикаций:

- [1] Yogui G. T., Sericano J.L.. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in lichens and mosses from King George Island, maritime Antarctica. // *Chemosphere*. (2008). W.73. P. 1509-1593.
- [2] Farmer J.G., Freeman A.J., Cloy J.M.. Use of $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ratios to investigate the surface integrity of peat cores used to study the recent depositional history and geochemical behavior of inorganic elements in peat bogs. // *Global and Planetary Change*. (2006). W.53 P. 240-248.
- [3] Krmar M., Radnovic D., Rakic S., Matavuly M.. Possible use of terrestrial mosses in detection of atmospheric deposition of ^7Be over large areas. // *Journal of Environmental Radioactivity*. (2007). W.95.P. 53-61.

**Общий анализ спутниковых данных SMOS Level 2
для территории юга Западной Сибири**
Сиряк Алеся Алексеевна
Омский государственный педагогический университет
Яценко Александр Сергеевич, к.ф.-м.н.
alesya9991@mail.ru@mail.ru

В последние десятилетия активно развиваются системы спутникового мониторинга поверхности Земли. Большинство инструментов, установленных на космических аппаратах этих систем, работают в оптическом диапазоне, и лишь единичные аппараты имеют микроволновые радиометрические приборы (ENVISAT, спутники проектов Aqua и SMOS).

Обработка спутниковых радиометрических снимков SMOS представляет собой сложную задачу. Данные SMOS хранятся в файле псевдо-XML формата, однако чтение, а тем более операции редактирования и форматирования данных в стандартных XML просмотрщиках невозможны. Перечень программ, позволяющих оперировать данными SMOS, сводится к двум программным продуктам: SMOS Viewer и SMOS ToolBox for BEAM [1]. Эти программные продукты позволяют визуализировать радиометрический снимок, но не осуществлять его обработку. Для проведения обработки данные необходимо конвертировать, однако конвертация возможна лишь в форматы .txt и .csv, информация о радиояркостной температуре и влажности в

которых слабо структурирована, что не позволяет проводить автоматическое построение временных зависимостей влажности и радиояростной температуры. Изучение характеристик компиляторов показало, что средой, наиболее подходящей для структурирования конвертированных данных, является VBA 6.0, интегрированный в MS Office Excel. Построенные временные зависимости радиояростной температуры и влажности для всех пикселей радиометрических снимков позволили выявить неточности в работе алгоритма восстановления влажности SMOS, а также выявить зависимости, потенциально полезные в разработке собственного алгоритма.

В упрощенном виде методика восстановления влажности базируется на следующих соотношениях. Радиояростная температура почв, измеряемая радиометрическим приёмником, определяется выражением: $T_{я} = (1 - R) \cdot T$, где T – эффективная температура среды, рассчитываемая по известной зависимости термодинамической температуры и влажности почвы от глубины, R – коэффициент отражения по мощности, определяемый по формулам Френеля. Диэлектрическая проницаемость почв является функцией многих переменных, но в наибольшей степени зависит от влажности W . При известных зависимостях диэлектрической проницаемости от влажности для данного типа почв, известной эффективной и радиояростной температуре возможно дистанционное определение влажности поверхностного слоя.

В результате обработки данных SMOS Level 2 была извлечена информация о влажности почвы и температуре, используемая в алгоритме SMOS. На рис. 1а,б представлены указанные зависимости для одного из пикселей радиометрического снимка. Подобные зависимости характерны и для других пикселей снимка. Можно сделать следующие выводы о данных SMOS Level 2.

Во-первых, значения эффективной температуры почвы в незамёрзшем состоянии и температуры воздуха близки друг к другу, что позволяет при разработке собственного алгоритма восстановления влажности использовать значения температуры воздуха, взятые из открытого доступа, вместо значений эффективной температуры. Во-вторых, значения влажности почвы почв по данным SMOS (~0,4 см³/ см³), много выше реальных. Осень 2010 года была сухой и осадки на территории анализируемого пикселя выпадали крайне редко. Кроме того непонятно, каким образом рассчитывалась влажность почвы в замёрзшем состоянии (январь-февраль 2011 г.).

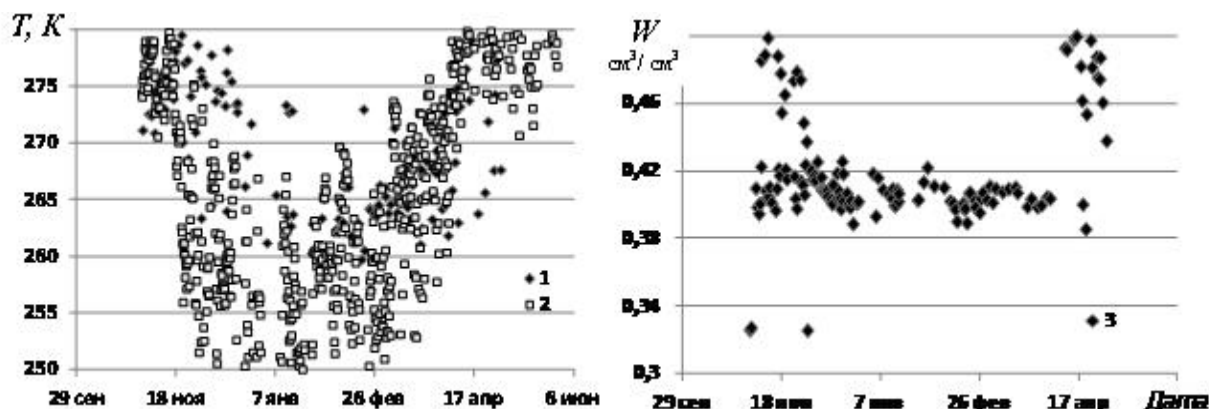


рис.1. Изменение температуры (а) и влажности почвы (б) для территории одного из пикселей радиометрического снимка. 1- временной ход температуры почвы, извлечённый из Level 2 SMOS, 2 - временной ход температуры воздуха по данным метеостанции 28786 Poltavka [2], 3 - временной ход влажности.

Список публикаций:

- [1] <http://www.brockmann-consult.de/beam-wiki/display/SBOX/SMOS+Toolbox+for+BEAM>
 [2] http://meteo.infospace.ru/win/wcarch/html/r_day_stn.sht?stn=1861

Техногенная составляющая содержания ^{210}Pb в приземном слое воздуха г. Ростова-на-Дону

Скоржинский Данил Александрович

*Зорина Людмила Валерьевна, Стасов Виталий Викторович,
Пастухова Анастасия Александровна, Якубовский Андрей Михайлович*

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

Master-dm@mail.ru

Для крупных населенных пунктов конкретных данных о вкладе техногенного ^{210}Pb в радиоактивность приземного воздуха практически нет. Городская застройка (фундаментальных зданий и сооружений, дорожное покрытие) должна как-то изменить режим эквализации естественного радона с земной поверхности. Следует ожидать, что в поступление радона и ^{210}Pb в атмосферу города будут давать вклад выбросы многочисленных и разнообразных локальных источников, связанных со сжиганием органического сырья и продуктов его переработки для бытовых целей (в основном уголь и природный газ для целей отопления), для обеспечения работы транспорта (автотранспорта – бензин, солярка; авиации – керосин), для обеспечения различных технологических процессов (металлургии, химической промышленности, промышленности строительных материалов и др.) и для утилизации отходов органической природы (древесины, растительности). Но конкретных данных о выбросах ^{222}Rn и ^{210}Pb в этих процессах очень мало. Исключение составляет процесс сжигания угля для производства электроэнергии. В первых экспериментах определены содержания ^{226}Ra и ^{210}Pb в топливе для автотранспорта (бензин и солярка) и в выхлопных газах: в исходном топливе ^{226}Ra содержится на уровне 22-23 Бк/л, а ^{210}Pb – 235-236 Бк/л. На 1 л сжигаемого топлива в выхлопных газах содержание ^{210}Pb оказалось на уровне 8,5-8,8, то есть $\sim 3,5 \div 3,8$ % содержащегося в топливе ^{210}Pb выбрасывается в атмосферу.

Сложные задачи оценки техногенного вклада в содержание ^{210}Pb в приземном воздухе крупных промышленных центров можно решить только на основе результатов многолетних систематических определений радионуклидов в атмосфере. Такие определения выполняются с 2001 года в атмосфере г. Ростова-на-Дону.

^{210}Pb техногенного происхождения четко выявляется в сезонной зависимости его содержания по зимнему максимуму, соответствующему выбросам ^{210}Pb объектов, обеспечивающих город теплом. Со средней за 2001-2010 гг. сезонной зависимостью отношение зимнего максимума ^{210}Pb (декабрь, январь, февраль) и весеннему минимуму составляет 1,6, а соответствующие отношения для осенне-зимнего и весенне-летнего сезона 1,25. Подобные особенности проявляются ежегодно, вопреки ожидаемых для естественного ^{210}Pb , зимнего минимума и летнего максимума. Сопоставление сезонных зависимостей ^{210}Pb и температур воздуха показывает четкое совпадение зимнего максимума ^{210}Pb с минимумом температур ($T_{\text{cp}} = -2,2^\circ\text{C}$). В отдельные годы в сезонной зависимости проявляются некоторые особенности. Так в наиболее холодном 2006 г. отношение содержания ^{210}Pb в холодное и теплое время года увеличилось до 1,55.

Необходимо отметить совпадение зимнего максимума ^{210}Pb с минимумом количества выпавших осадков: в зимний период их количество составляет 0,67 от такового в весенне-летний период. Кроме максимума объемной активности ^{210}Pb в аэрозолях наибольших значений достигает удельная его активность в осадках (в осенне-зимний период в среднем 0,28 Бк/л, в зимний – 0,38 Бк/л) и плотность выпадений ^{210}Pb на земную поверхность. Среди метеопараметров наибольшее влияние на содержание ^{210}Pb в приземном воздухе оказывает температура воздуха T , особенно при $T \leq 5^\circ\text{C}$. На *рис. 1* (зависимость $A(T)$) видно значительное рассеяние точек, но с явным разделением на две группы.

К первой (верхней) группе принадлежат точки с $A = 1,84 \div 4,25$ мБк/м³, $A_{\text{cp}} = 2,38$ мБк/м³ при $T_{\text{cp}} = -2,2^\circ\text{C}$ и $P_{\text{cp}} = 24$ мм/мес ($n = 12$). Эти точки относятся преимущественно к наиболее холодным месяцам (с $T = -1 \div -10^\circ\text{C}$) и с малым количеством осадков ($22 \div 32$ мм/мес). Ко второй (нижней) группе принадлежат точки с $A = 0,50 \div 1,66$ мБк/м³, $A_{\text{cp}} = 1,26$ мБк/м³ при более высоких температурах $T_{\text{cp}} = +1,2^\circ\text{C}$ и большим количеством осадков $P_{\text{cp}} = 29$ мм/мес ($n = 13$). Минимальные $A = 0,56 \div 1,22$ мБк/м³ имеют место при сочетании сравнительно низких температур ($+1 \div +7^\circ\text{C}$) и малого количества осадков или более высоких температур и большого количества осадков.

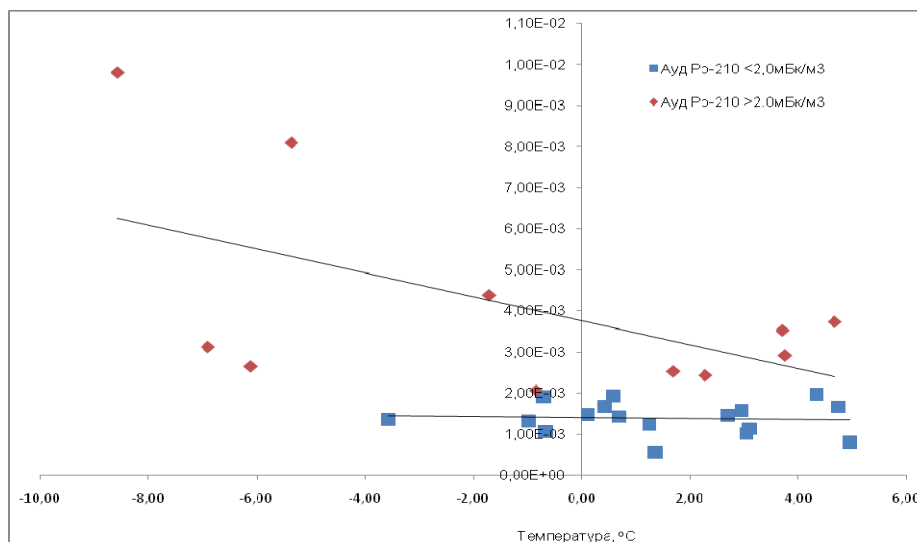


рис. 1. Зависимость объемной активности ^{210}Pb от температуры воздуха в холодное время года ($T \leq 5^\circ\text{C}$)

Можно заключить, что верхняя группа обусловлена вкладом ^{210}Pb техногенного происхождения, а нижняя – преимущественно ^{210}Pb естественного происхождения. При этом в нижнюю группу могут входить случаи, когда техногенный ^{210}Pb интенсивно вымывается осадками, в том числе в виде снега. Возможно, причиной такого разделения данных по активности A ^{210}Pb на две группы является наличие или отсутствие перемешивания воздушных масс (в том числе горизонтального). При сочетании сильных ветров и морозов, кроме значительного перемешивания, увеличивается общий расход органического сырья для целей отопления. С другой стороны, при относительно слабых ветрах и морозах атмосфера более стабильна, перемешивание воздушных масс ограничено, а расход топлива несколько сокращается. Возможно, осаждение техногенного ^{210}Pb преимущественно вблизи источников выбросов и техногенный ^{210}Pb не достигает или почти не достигает зеленой зоны, в которой расположена аспирационная станция.

Необходимо учитывать, что, кроме продуктов распада радона, в техногенных выбросах находится собственно радон, который, как газ, тяжелее воздуха, распространяется далеко от места выброса, особенно по склонам, может накапливаться в низменных местах и в результате радиоактивного распада увеличивает содержание ^{210}Pb в приземном воздухе.

Таким образом, нижняя группа точек позволяет оценить верхний предел содержания в приземном воздухе ^{210}Pb природного происхождения. Верхняя группа может служить для определения ^{210}Pb преимущественно техногенного происхождения (от выбросов продуктов сгорания органических материалов для целей отопления).

Профили распределения ^{90}Sr в каштановых почвах

Снеговская Евгения Сергеевна

Мартыненко Сергей Владимирович, Иванов Геннадий Владимирович,

Руденко Наталья Валерьевна, Бураева Елена Анатольевна

Южный федеральный университет

xxxXxxxx@yandex.ru

В настоящее время большое внимание уделяется исследованиям содержания и поведения радиоактивного изотопа стронция (^{90}Sr) в почвах. Основным источником загрязнения наземных экосистем данным искусственным радионуклидом являлись испытания ядерного оружия и аварии на предприятиях топливно-ядерного цикла. В результате этих антропогенных факторов изотопы поступали непосредственно в атмосферу, после чего происходило осаждение и вымывание радионуклидов с последующим сильным загрязнением земной поверхности.

Стронций (Sr) – элемент второй группы периодической системы. По физико-химическим свойствам является аналогом кальция и его непосредственным спутником в геохимических процессах. Стронций содержится во всех растительных и живых организмах в размере $10^{-2} - 10^{-3}\%$ сухой массы. Вследствие чего – облучение организма этим изотопом, как внешнее (содержание в окружающей среде), так и внутреннее (попадание в организм с различными продуктами питания) [1].

Настоящая работа посвящена определению содержания ^{90}Sr в каштановых почвах Ростовской области и особенностям его распределения в почвенных профилях. Контрольные участки представлены различными типами почвы (каштановые солонцеватые, темнокаштановые, луговато-каштановые и аллювиальные). Пробы отбирались послойно на фиксированных контрольных участках. Использовались стандартные методики пробоотбора и пробоподготовки.

Определение удельной активности ($A_{\text{уд}}$) ^{90}Sr проводилось методом β -радиометрии на сцинтиляционном радиометре «ПРОГРЕСС-БЕТА» с программным обеспечением «Прогресс». Геометрия счетного образца – штатная кювета D70, масса пробы 10 г, время набора спектра не превышало 120 минут.

Удельная активность ^{90}Sr в каштановых почвах Ростовской области варьируется в широких пределах: от 3,8 до 94,3 Бк/кг, среднее содержание не превышает 42 Бк/кг.

На *рис. 1* приведены профили распределения ^{90}Sr на различных контрольных участках отбора в зависимости от глубины разреза.

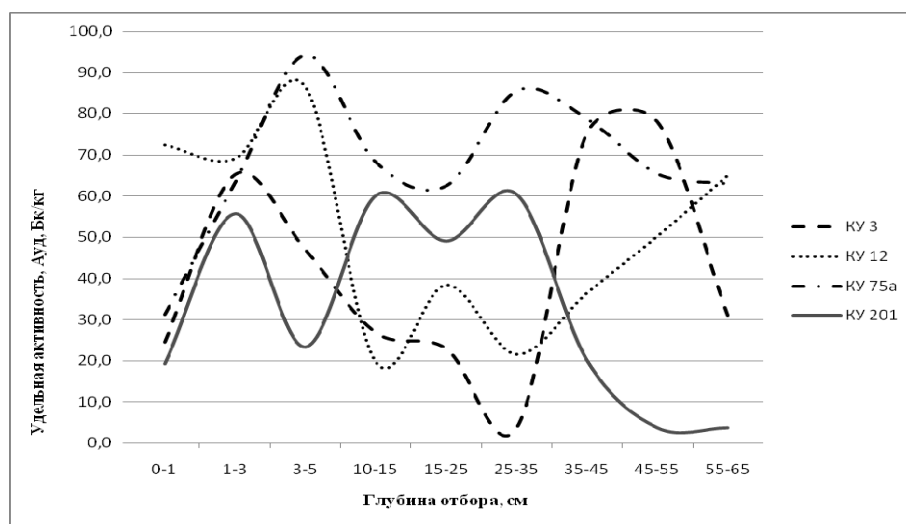


рис. 1. Распределение ^{90}Sr в почвенных профилях

^{90}Sr по глубине почвенного профиля распределен крайне неравномерно. Во всех профилях стронций регистрируется на большой глубине (например, ^{137}Cs не проникает уже в слой 45-55 см).

Радионуклид ^{90}Sr характеризуется большей подвижностью в почвах по сравнению с ^{137}Cs . Поглощение ^{90}Sr в почвах в основном обусловлено ионным обменом. Большая часть задерживается в верхних горизонтах. Скорость миграции его по почвенному профилю зависит от физико-химических и минералогических особенностей почвы. При наличии в почвенном профиле перегнойного горизонта, расположенного под слоем подстилки или дернины, ^{90}Sr концентрируется в этом горизонте. В таких почвах, как дерново-подзолистая песчаная, перегнойно-торфянисто-глеевая суглинистая на песке, черноземно-луговая оподзоленная, выщелоченный чернозем, наблюдается некоторое увеличение содержания радионуклида в верхней части иллювиального горизонта. В засоленных почвах появляется второй максимум, что связано с меньшей растворимостью сульфата стронция и его подвижностью. В верхнем горизонте он задерживается в солевой корке. Концентрирование в перегнойном горизонте объясняется высоким содержанием гумуса, большой величиной емкости поглощения катионов и образованием малоподвижных соединений с органическим веществом почв [2].

В дальнейшем планируется получить данные по влиянию на подвижность ^{90}Sr физико-химических и минералогических особенностей почвы, таких как гумус, гранулометрический состав и pH почвенного раствора.

Список публикаций:

- [1] Василенко И.Я., Василенко О.И. Стронций радиоактивный. // Энергия: экономика, техника, экология. (2002). №4. С. 26-32.
 [2] Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающую среду. Радиоэкология после Чернобыля. // Под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. М.: МИР. (1999). 512 с.

Использование биолюминесцентной ферментативной тестовой системы для определения окислительной токсичности растворов

Тарасова Анна Сергеевна

Кислан Степан Леонидович

Сибирский федеральный университет

Кудряшева Надежда Степановна, д.ф.-м.н.

as421@yandex.ru

Биолюминесцентная ферментативная тестовая система основана на двух сопряженных окислительно-восстановительных реакциях, катализируемых бактериальной люциферазой и НАД(Ф)Н:ФМН-оксидоредуктазой. Интенсивность люминесценции - главный тестовый параметр этой тестовой системы. Данный биотест может быть использован для мониторинга окислительной токсичности водных растворов.

Работа связана с разработкой основ мониторинга окислительной токсичности среды с помощью биолюминесцентной ферментативной системы. Мы выявляем изменение кинетических параметров биолюминесценции в модельных растворах окислителей в отсутствии и присутствии гуминовых веществ. В качестве модельных окислителей использованы органические и неорганические соединения хиноны и феррицианид калия, $K_3[Fe(CN)_6]$.

Гуминовые вещества – продукты разложения органической массы в почвах и донных отложениях. Благодаря своей сложной структуре и наличию разнообразных функциональных групп, они выполняют роль природных детоксикантов.

Исследована зависимость относительной интенсивности биолюминесценции (I^{rel}) от концентрации модельных окислителей. На *рис.1* в качестве примера представлены кинетические кривые, полученные в растворах феррицианида калия. Показано, что в его присутствии возникает задержка сечения биолюминесценции. На рисунке T – время достижения максимального значения биолюминесценции.

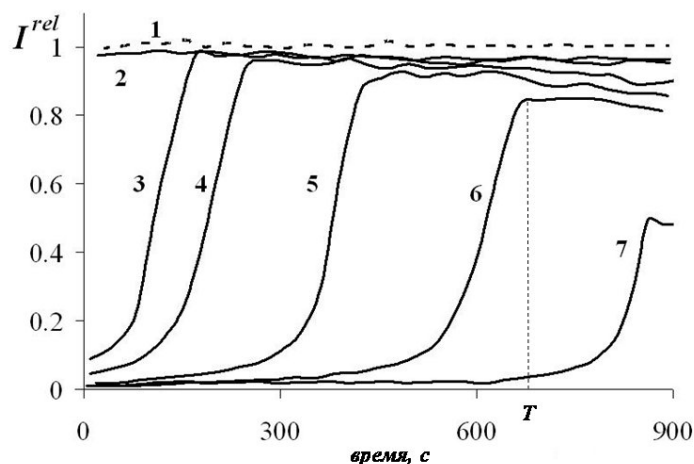


рис.1. Относительная интенсивность биолюминесценции (I^{rel}) ферментативной системы в растворах феррицианида калия. 1 – контроль, 2 – $3 \cdot 10^{-6}M$, 3 – $3 \cdot 10^{-5}M$, 4 – $6 \cdot 10^{-5}M$, 5 – $C = 8 \cdot 10^{-5}M$; 6 – $C = 10^{-4}M$; 7 – $C = 2 \cdot 10^{-4}M$

Получены зависимости величины T от концентрации феррицианида калия и 1,4-бензохинона. Известно, что периоды задержки свечения в биолюминесцентной системе в присутствии окислителей связаны с процессами их конкуренции в ферментативных реакциях. Данный параметр позволяет анализировать токсичность окислителей в водных растворах. Величина T для раствора феррицианида калия ($C = 2 \cdot 10^{-4}M$) составляет 850 секунд (кривая 7, *рис.1*), в то время, как для 1,4-бензохинона той же концентрации $T = 210$ секунд. Эта разница связана с разницей в величинах окислительно-восстановительных потенциалов феррицианида калия (0,77 В) и 1,4-бензохинона (0,71 В).

Для изучения влияния гуминовых веществ на окислительную токсичность модельных поллютантов были выбраны следующие концентрации: феррицианида – $8,5 \cdot 10^{-5}M$, 1,4-бензохинона – $10^{-4}M$.

Влияния гуминовых веществ на растворы исследуемых соединений количественно оценивали коэффициентами детоксикации окислительной токсичности ($K_{отн}$):

$$K_{отн} = T_k / T, \quad (1)$$

где T_k и T – времена достижения максимума биоломинесценции в растворе окислителя в отсутствии и присутствии гуминовых веществ соответственно. Величины $K_{отн} < 1$ говорят об увеличении токсичности, $K_{отн} > 1$ – о ее уменьшении. Ошибка определения K равна 0,04.

Исследована зависимость $K_{отн}$ от концентрации гуминовых веществ, при различных временах инкубирования окислителей с гуминовыми веществами. Время инкубирования варьировали от 0 до 50 минут. Для обоих окислителей были получены сходные зависимости. При отсутствии инкубирования происходит увеличение окислительной токсичности ($K_{отн} < 1$) при концентрации гуминовых веществ $> 10^{-4}$ г/л. Инкубирование окислителей с гуминовыми веществами снижают окислительную токсичность при всех исследуемых концентрациях гуматов. Максимальная величина $K_{отн}$ для феррицианида калия равна 1,27, для 1,4-бензохинона – 1,14.

Таким образом, в работе продемонстрирована специфичность данной тестовой системы к растворам окислителей. Показано, что система дает одинаковый отклик как на неорганический, так и на органический окислитель. Но в связи с тем, что феррицианид калия является более сильным окислителем, он имеет более длительный период задержки свечения и больший коэффициент детоксикации.

Таким образом, биоломинесцентная ферментативная система может использоваться не только для определения общей токсичности среды, подобно всем используемым биотестам, но и для мониторинга токсичности среды, создаваемой окислителями.

Природные радиоактивные аномалии Майкопского района Республики Адыгея

Тимченко Александр Александрович

Стружанов Михаил Анатольевич, Царев Валерий Александрович,

Жучков Дмитрий Вадимович, Попова Мария Дмитриевна, Шиманская Елена Игоревна

Южный федеральный университет

Кирой Раиса Ивановна к.б.н., Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

timchenko871@yandex.ru

В современном мире все большее значение придается радиоэкологической безопасности человека, производства и окружающей среды. Для мониторинга предельно допустимого значения эффективной дозы разработаны Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009 [1], регламентирующее уровень облучений на рабочих местах и жилых помещениях, но не устанавливающие пределы максимального значения, обусловленного суммарным воздействием от природных источников.

На территории России есть районы с повышенным содержанием радионуклидов земного происхождения и, как следствие, с повышенным естественным гамма-фоном. К таким территориям относится Северный Кавказ с большим числом мест выхода гранитов и материнских пород. Вклад в дозу облучения населения данного района также вносят грунтовые воды с высоким содержанием естественных радионуклидов [2]. В частности можно выделить Майкопский район республики Адыгея богатого природными радиоактивными аномалиями.

Данная работа посвящена многолетнему радиационному контролю территорий (объектов) Майкопского района и расчету годовой эффективной дозы от естественных радионуклидов. До начала настоящей работы (2003 год) обследование природных радиоактивных аномалий данного района практически не проводилось.

Мощность эквивалентной дозы (МЭД, мкЗв/час) определяли сцинтилляционными дозиметрами-радиометрами ДРБП-03, СРП-88н и ДКС-96 на высоте 2-3 см и 1 м от поверхности почвы (грунта) по 150 пунктах контроля с учетом геологического строения Майкопского района.

Оценены ожидаемые эффективные индивидуальные дозы облучения населения (персонала) для обычных условий (P , мЗв/год), приняв в соответствии с П-4 НРБ-99/2009 [1], что дозы облучения при минимальной значимой удельной активности радионуклидов равны 0,010 мЗв/год и 1,00 мЗв/год для обычных и аварийных условий соответственно. Часть данных по эффективным индивидуальным дозам для обследованных мест локального радиоактивного загрязнения приведены в таблице.

Участки контроля локальных радиоактивных аномалий:

№ пункта контроля	P , мЗв/год	№ пункта контроля	P , мЗв/год
1	6,9	5	3,0
2	5,0	6	6,0
3	5,0	Фоновый участок 1	1,0
4	3,0	Фоновый участок 2	1,0

В соответствии с п.4 Приложения П-5 НРБ-99/2009 [1] критерии вмешательства при обнаружении радиоактивных загрязнений классифицируются по дозам: при $P < 1,0$ мЗв/год – уровень исследования, при $P = 1-5$ мЗв/год – уровень вмешательства (зона радиационного контроля). В этой зоне проводится мониторинг радиоактивности объектов окружающей среды и осуществляются меры по снижению дозы на основе принципа оптимизации [1].

В аварийных условиях (при производстве любых работ или неконтролируемом воздействии на источник, нарушающих его целостность и вызывающих распространение загрязнения) величина P для всех мест локализации превышает >1 мЗв/год, то есть соответствует уровню вмешательства (п.4.2 приложение П-5 НРБ-99/2009 [1]). При этом уровне требуется проведение защитных мероприятий с целью ограничения облучения населения. Решение о проведении защитных мероприятий принимаются органами ГСЭН с учетом локализации (места нахождения участков, их площади, возможности проведения работ, могущих привести к увеличению уровня воздействия на население, МЭД и др.) (п.4.3 приложение П-5 НРБ-99/2009).

При обычных условиях P для всех обследованных мест локализации $<0,3$ мЗв/год, то есть соответствует уровню исследования (п. 4.1 приложение П-5 НРБ-99/2009 [1]). При этом уровне требуется выполнить дополнительное изучение имеющихся источников с целью уточнения оценки годовой эффективной дозы. Выполненное в настоящей работе исследование можно считать достаточным для таких оценок.

В Майкопском районе необходимо масштабное исследование территорий с целью уточнения значений эффективных доз облучения, локализации природных радиоактивных аномалий и составления радиационной карты местности.

Список публикаций:

[1] *Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. Сан. правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523–09.//(2009). 72с.*

[2] *Е.А. Бураева, М.Г. Давыдов, Е.А. Колесникова, Г.А. Семенов. Результаты радиогидрогеологического опробования подземных вод в скважинах и родниках, подверженных радиоактивному загрязнению, в Майкопском районе республики Адыгея // Известия ВУЗов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. Приложение. (2005). №2. С. 59-71.*

Миграция ^{137}Cs в почвенных профилях

Холошина Дарья Валерьевна

Гончаренко Алексей Алексеевич, Мартыненко Сергей Владимирович,

Нефедов Виктор Сергеевич, Иванов Геннадий Владимирович

Южный федеральный университет

Мальшевский Вячеслав Сергеевич, д.ф.-м.н., Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

daria.kholoshina@gmail.com

Важную роль в прогнозировании экологической обстановки играют модели миграции цезия в почвенных профилях. Известно, что существует зависимость степени загрязнения территорий техногенными радионуклидами от географических, метеорологических факторов, физико-химических свойств почв, их растительного покрова, климатических условий и т.д. Важнейшими процессами, определяющими процесс миграции цезия в почве, являются диффузия, конвекционный массоперенос, передвижение радионуклидов корневыми системами растений. В [1] приведены 3 зависимости описывающие модели вертикального распределения цезия:

$$c_x = c_0 \exp(-\beta X), \quad (1)$$

где $c_0 = c_{x=0}$; β – коэффициент заглубления, X – средняя глубина отбора.

$$c_x = (Q_0 / \pi D t) \exp(-x^2 / 4 D t), \quad (2)$$

где $Q_0 = Q \exp \lambda t$, D – коэффициент диффузии, t – время от начала (1963 г.) миграции, λ – постоянная распада.

$$q_x = (Q_0 / V_d t) \exp[(H \ln X / V_d t) - X V_d t - \lambda t], \quad (3)$$

где $H = V / V_d$, V , V_d – скорость конвекционного переноса и диффузионного проникновения соответственно. Параметры β , D , V , V_d определены методом перебора условий минимума квадратичного отклонения от экспериментальных данных C_x .

Также известно [2], что миграция в почвенном профиле медленная. В верхнем 5-см слое в зависимости от типа почв, доля запаса цезия колеблется от 76% (торфяно-глебовая почва) до 95-97% (дерново-подзолистые песчаные). Слой 10-15 см содержит уже всего 1-2% запаса ^{137}Cs . Для определения количественной оценки миграции радионуклидов использовалась двухкомпонентная квазидиффузионная модель. Установлено, что значение коэффициентов квазидиффузии ^{137}Cs изменяются в диапазонах $(0,01-0,39) \cdot 10^{-7} \text{ см}^2 \text{ с}^{-1}$ и $(0,37-0,55) \cdot 10^{-7}$

cm^2s^{-1} для медленного и быстрого типов переноса. С увеличением степени гидроморфности почв отмечается увеличение абсолютных значений коэффициента квазидиффузии ^{137}Cs медленной компоненты. Чем выше гидроморфность почвы, тем на большую глубину проникают радионуклиды за одно и то же время.

В Ростовской области, в зоне наблюдения Ростовской АЭС, преобладают каштановые и луговые почвы, преимущественно тяжелосуглинистого гранулометрического состава.

^{137}Cs в почвах зоны наблюдения Ростовской АЭС определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом радионуклидного анализа на низкофоновой спектрометрической установке РЭУС-II-15 (рабочий эталон II разряда) на основе полупроводникового GeHP-детектора фирмы Canberra. Методики отбора проб, подготовки счетных образцов и анализа применялись стандартные.

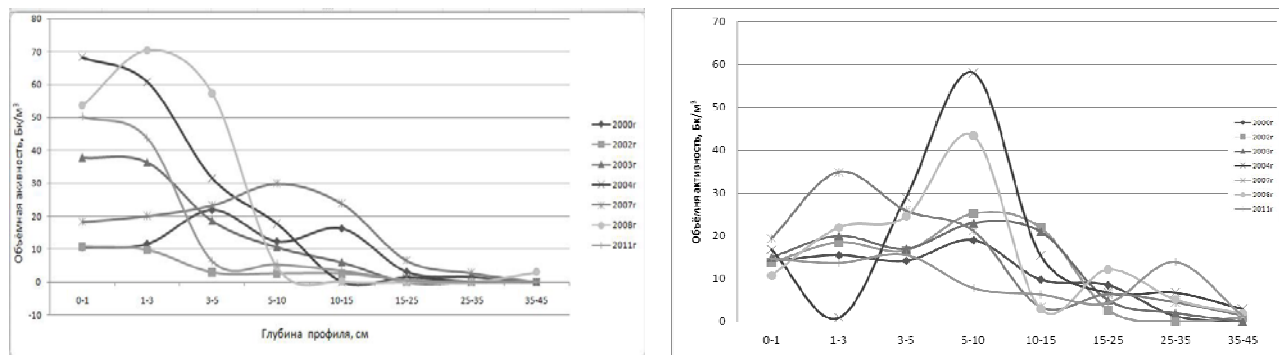


рис. 1. Миграция ^{137}Cs в почвенных профилях

На рис. 1. приведен пример динамики миграции радиоцезия в почвенных профилях за 11 лет.

Сравнительный анализ расчётных и экспериментальных данных свидетельствует:

1. Уравнения (1), (2) удовлетворительно описывают экспериментальные данные в случаях, когда концентрация ^{137}Cs максимальна в самом верхнем слое почвы, если она смещена во второй слой, согласие расчётов с экспериментом ухудшается;
2. Уравнение (3) за редким исключением лучше описывает экспериментальные данные для ненарушенных профилей.

Однако стоит отметить, что математические модели, приведённые в литературе [1, 3] не позволяют получить достаточно корректное прогнозирование миграции ^{137}Cs в почвенных профилях исследуемой территории, поэтому авторами планируется разработка других моделей, адекватно описывающих миграцию ^{137}Cs в почвах Ростовской области. Предполагается, что математическая интерпретация будет учитывать климат данной территории, гранулометрический состав почвы и другие характеристики, влияющие на распределение и миграцию ^{137}Cs в почве.

Список публикаций:

- [1] Ажабов А.К., Мухамедов А.К., Потешкин Г.В., Маматкулов О.Б., Муминов И.Т., Рашидова Д.Ш. Вертикальная миграция ^{137}Cs в некоторых почвах Узбекистана. // *Атомная энергия*, (1999). Т. 87. В.4. С. 311-314.
- [2] Рудая С.М., Чистик О.В., Жукова О.М. Вертикальная миграция радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах 30-км зоны. // *АНРИ*, (2003). №2(33). С. 30-36.
- [3] Кудряшов Н.А., Серебрякова И.Е. Математическое моделирование миграции долгоживущих радионуклидов в почве в результате радиоактивных выпадений. // *Атомная энергия*, (1993). Т. 74. В.3. С. 243-247.

Радионуклиды земного происхождения в атмосфере

Якубовский Андрей Михайлович

Стасов Виталий Викторович, Пастухова Анастасия Александровна

Южный федеральный университет

Бураева Елена Анатольевна, к.х.н.

Andrew_yak@mail.ru

Основным резервуаром естественных радионуклидов земного происхождения, таких как ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U является земная кора (литосфера). В атмосферу эти радионуклиды поступают, в основном, в процессе ветрового подъема с земной поверхности (почвы). Основным носителем радионуклидов в атмосферном воздухе являются аэрозоли – дисперсные системы на основе частиц вещества в твердой или жидкой фазе. В данное

время зависимость содержания этих радионуклидов от погодных условий и других факторов изучена недостаточно.

Целью данной работы является изучение поведения радионуклидов земного происхождения в атмосфере г. Ростова-на-Дону. Мониторинг радионуклидов проводился на аспирационной станции (АС) НИИ Физики ЮФУ (1 раз в неделю). Для отбора проб дисперсной фазы атмосферных аэрозолей в составе АС была использована фильтровентиляционная установка с фильтром из ткани Петрянова ФПП 1.5-1.7 общей площадью 0,56 м³. Экспонированный фильтр просушивался на воздухе и спрессовывался в таблетки диаметром 50 мм и высотой 7 мм. Через 3-4 суток после снятия фильтра его гамма-спектр измерялся на спектрометрической установке РЭУС-II-15 с полупроводниковыми коаксиальными Ge(Li)- или GeHP-детекторами.

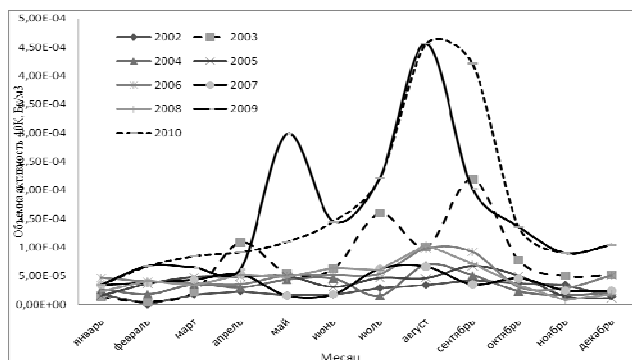


рис.1. Сезонный ход ⁴⁰K в г. Ростове-на-Дону, 2002 - 2010 гг.

В сезонном поведении земных радионуклидов максимумы, в основном, проявляются в весенне-летний период, часто модифицированные за счет вымывания осадками. При этом корреляция объемной активности с осадками, как правило, недостоверная. У ²³⁸U четкого повторяющегося сезонного хода, как правило нет, максимальные значения его объемной активности – в июне, а минимум в феврале; у ⁴⁰K минимум в январе, а максимумы в августе; у ²³²Th минимальные значения зарегистрированы в декабре, а максимальные в июле. В качестве примера на рис. 1 приведен сезонный ход ⁴⁰K.

Зависимость содержания изучаемых радионуклидов с некоторыми метеопараметрами (температура и относительная влажность) следующая: коэффициенты корреляции между объемной активностью ⁴⁰K и ²³²Th и температурой составляют 0,7; зависимость содержания данных элементов от влажности – обратная, при этом коэффициенты корреляции варьируют в пределах -0,2 – -0,8. Подобных зависимостей содержания ²³⁸U от метеопараметров не установлено. В дальнейшем планируется оценить вклад ветрового подъема естественных радионуклидов земного происхождения с подстилающей поверхности в общую загрязненность приземного слоя воздуха урбанизированных и природных территорий.