

Литература

1. Василенко В.Н. Мониторинг загрязнения снежного покрова / В.Н. Василенко, И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман. - Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 181 с.
2. Литау В.В., Таловская А.В., Языков Е.Г., Лончакова А.Д., Третьякова М.И. Оценка пылевого загрязнения территории г. Омска по данным снеговой съемки // Оптика атмосферы и океана, 2015. – Т. 28. – № 3. – С. 256-259.
3. Патент 2229737 Россия, 27.05.2004 / Е.Г. Языков, А.Ю. Шатилов, А.В. Таловская. Способ определения загрязненности снегового покрова техногенными компонентами.
4. РИА «Омск-Информ» ТЭЦ-5 каждый час выбрасывает на Омск 4 тонны вредных веществ [Электронный ресурс] URL: <http://www.omskinform.ru/news/54461> (дата обращения: 28.12.2014).
5. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52.04.186 № 2932 83. – М.: Госкомгидромет, 1991. – 693 с.
6. Саэт Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Саэт, Б.А. Ревич, П.Е. Янин. - М.: Недра, 1990. – 335 с.
7. Самые высокие трубы мира [Электронный ресурс] режим доступа URL: ru.wikipedia.org/wiki/Список_самых_высоких_труб (дата обращения: 28.12.2014).
8. Скворцов В.А., Федорова Н.В., Рогова В.П. и др Твердые фазы аэрозолей в природно-технических системах городов Прибайкалья // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология, 2011. – № 1. – С. 31-39.
9. Филимоненко Е.А., Таловская А.В., Языков Е.Г., Чумак Ю.В., Ильенок С.С. Минералогия пылевых аэрозолей в зоне воздействия промышленных предприятий г. Томска // Фундаментальные исследования, 2013. – № 8. – С. 760-765.
10. Филимоненко Е.А., Таловская А.В., Языков Е.Г. Особенности вещественного состава пылевых атмосферных выпадений в зоне воздействия предприятия топливно-энергетического комплекса (на примере Томской ГРЭС-2) // Оптика атмосферы и океана, 2012. – № 10. – С. 896-901.

ОЧИСТКА ПОЧВ ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ МЕТОДОМ ФИТОРЕМЕДИАЦИИ НА ПРИМЕРЕ ГОРЧИЦЫ БЕЛОЙ А.Ю. Мишанькин

Научный руководитель доцент А.Н. Третьяков

Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

В настоящее время острой экологической проблемой является очистка экосистем от разного рода загрязнений. Важным аспектом данной проблемы является выбор средств и методов очистки окружающей среды, среди которых довольно перспективными являются технологии биоремедиации, представляющие собой комплекс методов очистки вод, почв и атмосферы с использованием метаболического потенциала биологических объектов — растений, грибов, насекомых, червей и других организмов [1].

Одним из типов биоремедиации является фиторемедиация (фитоэкстракция). Механизм фиторемедиации заключается в накоплении загрязняющих элементов растениями, что приводит к снижению концентрации данных элементов в почве [3].

Существует целый ряд растений-гипераккумуляторов, способных накапливать те или иные химические элементы, в частности – радиоактивные. Такими растениями могут являться представители бобовых культур, гречиха, некоторые зерновые сельскохозяйственные культуры, различные многолетние травы, а также горчица белая, на примере которой и основана данная работа [2].

Коэффициенты перехода основных почвенных радиоизлучателей (Sr^{90} и Cs^{137}) из почвы в сельскохозяйственные культуры в зависимости от типов почв приведены в таблице 1 [2].

Таблица 1

Коэффициенты перехода (КП) Sr^{90} и Cs^{137} в сельскохозяйственные культуры, произрастающие на территориях, радиоактивных от аварии на Чернобыльской АЭС (1995) [2]

Сельхозкультура	КП Sr^{90} из почв			КП Cs^{137} из почв		
	дерново-подзолистых	серозёмов	чернозёмов	дерново-подзолистых	серозёмов	чернозёмов
Зерновые (рожь, пшеница)	1,0	0,2	0,1	0,3	0,03	0,03
Овёс	6,0	1,0	0,4	0,2	0,05	0,05
Горох	7,0	1,3	0,6	0,5	0,05	0,05
Гречиха	5,0	0,5	0,2	0,75	0,1	0,1
Картофель	2,6	0,3	0,1	0,3	0,08	0,05
Капуста	1,2	0,2	0,1	0,06	0,05	0,05

Наиболее доступен для корневых систем растений, особенно в первые годы после загрязнения окружающей среды, стронций. Старение радионуклида происходит медленно. Через 12 лет после внесения стронция в почву более 95 % от первоначального количества остаётся в обменной, кальцийподобной форме. В целом, накопление Sr^{90} в растениях обратно пропорционально количеству обменного конкурента изотопа кальция почвы.

Цезий по коэффициентам накопления в почвах относится, по разным источникам либо к сильно, либо к слабо накапливаемой группе элементов. Неопределённость в характере накопления связана с временем оценки процесса миграции от момента загрязнения среды и соответственно степенью минеральной фиксации (кристаллизации) изотопа. В экспериментах и наблюдениях по миграции изотопа в цепочке почва – вода – растительность выявлено его преимущественное накопление в неорганической части почв (коэффициент накопления 0,25), но при высоком содержании в биомассе (8000 – 9000) [2].

Теперь о структуре данной научной работы. В работе использовался обыкновенный почвогрунт (садовый), с небольшим содержанием гумуса и органических веществ. Растение, выступающее в виде гипераккумулятора – горчица белая. В качестве вещества – радиоактивного загрязнителя использовались 30 мл раствора стабильного урана (U^{238}), концентрацией 4,1 мг/л.

Предварительно были приготовлены 6 небольших ёмкостей (горшков) для посадки семян горчицы белой. В трёх из них был обыкновенный почвогрунт, в других трёх почва до посадки семян была пропитана раствором U^{238} (в каждой ёмкости с почвой – по 10 мл уранового раствора). Затем в каждую из шести ёмкостей было посажено по 20 семян горчицы белой, вымоченных в воде.

После внесения урана в почву, был проведён анализ водородного показателя, который оказался близким к нейтральному.

Необходимо было определить концентрации урана-238 в нормальной почве и почве, пропитанной урановым раствором. Для этого был произведён отбор почвы из ёмкостей с нормальной почвой и с почвой, политой раствором урана. Затем два образца были помещены в печь с целью высушки органики.

Примерно через неделю после посадки определили всхожесть семян, которая представлена в таблице 2.

Таблица 2

Всхожесть семян горчицы белой

	Нормальная почва	Почва с урановым раствором
Ёмкость 1	9	17
Ёмкость 2	15	15
Ёмкость 3	16	16
Всего	40	48
Общий % всхожести	67	80

Как видно из данных, приведённых в таблице 2, всхожесть семян в пропитанной урановым раствором почве оказалась выше, чем в нормальной почвогрунте. Этот факт кажется немного удивительным.

Далее мы вернулись к образцам почв, которые высушивались в печи. После высушки от каждого образца было отделено ровно по 5 г почвы. В двух стеклянных колбах, ёмкостью по 250 мл каждая, были приготовлены почвенные растворы с расчётом 50 мл воды на 5 г почвы в каждой колбе. Затем колбы с растворами были помещены в шейкер и выдерживались там 12 часов (почвенные растворы интенсивно перемешивались). После окончания перемешивания растворы отстаивались примерно двое суток.

Затем получившуюся водную вытяжку из двух почвенных растворов отфильтровали и провели анализ на наличие урана-238 на спектрофлуориметре «Флюорат-02», согласно методике ПНД Ф 14.1:2:4.38-95. Результаты анализа нормальной почвы и почвы с урановым раствором, отнесённые к объёму и массе, приведены в таблице 3.

Такая небольшая разница в содержании урана в двух образцах почв вызвана, на наш взгляд, довольно низкой концентрацией U^{238} в урановом растворе, которым были пропитаны почвы в ёмкостях.

Дальнейшая схема действий такова: дождаться момента, когда горчица белая вырастет и приобретёт достаточный объём зелёной массы, затем провести анализ на наличие урана в двух почвенных образцах, а также в самой зелёной массе (методом озонения).

Таблица 3

Результаты анализа по выявлению концентрации U^{238} в нормальной почве и почве, пропитанной урановым раствором

	Концентрация U^{238}	
	отнесённая к объёму, мкг/л	отнесённая к массе, мкг/кг
Нормальная почва	8,89	88,9
Почва с урановым раствором	12,8	128

Результаты анализов покажут: аккумулировала ли горчица белая уран, который находился в почве; если аккумулировала, то в каких концентрациях. Кроме того, можно будет делать заключения о влиянии наличия урана в почве на рост и развитие растений, сравнивая «урановые» образцы и их обычные аналоги.

На основании результатов анализов будет дано заключение о пригодности горчицы белой для очистки почв от радиоактивного загрязнения, представленного в данном случае стабильным изотопом урана. В случае, если данное растение аккумулирует какую-либо концентрацию урана, открывается возможность дальнейших исследований, направленных на выявление факторов, способствующих аккумуляции и увеличивающих её. Если результаты окажутся положительными, то имеет смысл провести аналогичные исследования, но уже касаемо

других радиоактивных элементов-загрязнителей (Sr^{90} , Cs^{137} и др.), а также эксперименты на реальных местах загрязнения почв.

В случае неудовлетворительных результатов необходимо проводить схожие эксперименты с другими растениями-гипераккумуляторами, с целью выявления наиболее пригодного для фиторемедиации.

Литература

1. Биоремедиация // Википедия – свободная энциклопедия [Электронный ресурс] режим доступа: <https://ru.wikipedia.org/wiki/Биоремедиация> (дата обращения: 16.02.2015).
2. Михалёв В.П., Пивоваров Ю.П. Радиационная экология. – М.: Академия, 2004. – 240 с.
3. Трофимов Н.А. Биоремедиация загрязнённых экосистем // Наука за рубежом, 2013. – № 25. – С. 6-7.

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ РАДИАЛЬНЫЕ СООБЩЕСТВА СВАЛОЧНЫХ ГРУНТОВ

И.И. Подлипский

Санкт-Петербургский государственный университет, г. Санкт-Петербург, Россия

Свалочные грунты, в связи с высокой пористостью и низкой плотностью, способны иметь значительную биомассу живой составляющей. Наиболее многочисленными организмами техногенных свалочных грунтов являются микроорганизмы, которые активно преобразуют твердые и жидкие органические компоненты. По мере протекания деструкции происходит сукцессия видовых систем микроорганизмов, осуществляющих разложение в одном из трех направлений: минерализации, гумификации и консервации не полностью разложившихся остатков. В массиве свалочного грунта микроорганизмы являются непосредственными или косвенными участниками всех сложных превращений: «продукты разложения→фильтрат→биогаз→живое вещество».

Биохимические механизмы ферментации и разложения смешанной культуры (а именно такая культура и была обнаружена в свалочных грунтах) еще не вполне изучены. Эти процессы, протекающие в основном в бактериальной биомассе, включают конверсию сложных органических субстратов, таких, как полисахариды, липиды и белки, в метан и диоксид углерода. Это симбиотическое сообщество, благодаря тому, что оно может менять используемые им пути ферментации, функционирует как саморегулирующаяся система, поддерживающая значения pH, Eh и термодинамическое равновесие оптимальным для роста образом и, следовательно, обеспечивающая стабильность существования полигона.

Методика и объемы исследования. Для раскрытия закономерностей процесса биогеохимического разложения органо-минеральных масс было проведено послойное опробование свалочных грунтов и проведены анализы на определение трофических групп микроорганизмов, по различным глубинам отбора (0,0-0,2; 0,2-1,0; 1,0-2,0; 2,0-2,5; 2,5-3,5; 3,5-4,5; 5,5-7,0 м). С целью отбора проб был заложен шурф, расположенный на закрытой карте складирования бытового мусора на территории полигона ТБО (ООО «Новый Свет ЭКО», Ленинградская область). Глубина шурфа позволяет описать всю толщу свалочного грунта, до гидроизоляционного экрана зоны складирования. Пробы отбирались с затененной стенки шурфа, масса пробы около 3 кг. В лабораторных условиях, в день отбора, проводилась оценка представленности различных трофических групп микроорганизмов методом посева на питательную среду с последующим подсчетом количества и размера различных колоний.

Проводилась оценка следующих групп микроорганизмов:

- аэробные протеолитические микроорганизмы;
- анаэробные бактерии;
- целлюлозолитические микроорганизмы;
- бактериальных ценозов способных утилизировать различные соединения углерода;
- оценка микрофлоры на присутствие метаногенных бактерий.

Результаты. Оценка разнообразия показала довольно широкий набор видов почти во всех исследованных образцах свалочных грунтов. На фоне высокой численности бактерий, это свидетельствует о благоприятных условиях и наличии разнообразных источниках питания для протеолитической микрофлоры. Обращает на себя внимание тот факт, что на глубине 1,0-2,0 м, где численность бактерий была минимальной ($0,37 \pm 0,02 \text{ КОЕ} \times 10^6/\text{г}$), бактерии характеризуются наиболее широким разнообразием.

Анализ видового разнообразия бактерий свидетельствует о различиях в составе бактериальных ценозов образцов по различным интервалам опробования (рис.). Хотя во всех образцах присутствовали виды № 1, № 2 и № 3, остальные участники ценоза менялись, в зависимости от глубины отбора. Так, на глубине 1,0-2,0 м появлялись виды № 6-10, которые вместе не встречались ни в каком другом образце. Хотя показатели обилия этих видов невелики, можно говорить о начале формировании специфического бактериального ценоза. В этом случае расширение видового разнообразия на фоне резкого уменьшения численности может быть связано с тем, что при снижении конкуренции получили развитие те виды, которые могут выживать в сложившихся условиях. Вполне вероятно, что эти виды способны утилизировать вещества, токсичные для большинства других протеолитиков. На глубине 3,5-4,5 м появляется вид № 12, а на глубине 5,5-7,0 м обнаруживаются виды № 12 и № 13, которые не встречаются в других образцах. В большинстве образцов по численности преобладают виды № 1 и/или № 2. На глубине 0,2-1,0 м и 2,0-2,5 м оба эти вида являются доминирующими. В остальных образцах доминирует либо вид № 1, либо вид № 2.