

УДК 550.846:620.9

БИОГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ТЕРРИТОРИЙ РАЗМЕЩЕНИЯ ТЕПЛОВЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ КАК ИНДИКАТОР КОМПЛЕКСНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

© А.Ф. Брюхань

Ключевые слова: загрязнение; ландшафт; снежный покров; донные отложения; биота; тепловая электростанция. Исследуется аккумуляция загрязняющих агентов в снежном покрове, донных отложениях и биоте на территориях размещения тепловых электростанций (ТЭС). Установлено, что концентрации металлов в этих средах вблизи ТЭС превышают соответствующие концентрации в пахотном слое почвы. Результаты химического анализа проб снега показывают резкое уменьшение количества осаждаемых загрязняющих агентов с увеличением расстояния от дымовых труб ТЭС. Обоснована возможность использования количественных характеристик аккумуляции загрязнений в снежном покрове, донных отложениях и биоте в качестве индикаторов общего загрязнения природно-техногенных ландшафтов.

ВВЕДЕНИЕ

Нормативные требования к выполнению инженерно-экологических изысканий для строительства тепловых электростанций (ТЭС) предусматривают многокомпонентные геоэкологические исследования в зонах техногенного воздействия (ЗТВ) ТЭС [1–2]. В некоторых случаях, например при оценке общего техногенного загрязнения территорий, прилегающих к ТЭС, проведение детальных геоэкологических исследований нецелесообразно. Поэтому возникает задача установления степени биогеохимического загрязнения ландшафтов по ограниченному числу показателей (индикаторов).

Полученные ранее результаты инженерно-экологических изысканий в районе размещения нескольких ТЭС [3] позволяют проанализировать воздействие ТЭС на компоненты природной среды и выявить те, которые наиболее полно характеризуют общее биогеохимическое загрязнение ландшафтов. Такие воздействия можно интерпретировать как индикаторы комплексного загрязнения природной среды в ЗТВ ТЭС.

1. ИНДИКАТОРЫ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Учитывая результаты инженерно-экологических изысканий на объектах электроэнергетики [3], можно выделить основные потенциальные индикаторы биогеохимического загрязнения: загрязнение снежного покрова; аккумуляцию загрязняющих веществ (ЗВ) в биоте; аккумуляцию ЗВ в донных отложениях; радиационное загрязнение территорий [4].

Согласно [5], ареал загрязнения территорий вблизи ТЭС достаточно просто выявляется с помощью космических снимков снежного покрова. Оценка интенсивности осадения ЗВ в снежный период можно получить путем отбора проб снега. С учетом последующего загрязнения других ландшафтных компонентов (почвы, поверхностных и подземных вод, растительности) уро-

вень загрязнения снежного покрова можно интерпретировать как индикатор общего биогеохимического загрязнения территории.

Из работ [6–8] известно, что представители биоты, например, клевер, грибы и рыба, способны аккумулировать в себе большие количества тяжелых металлов и других опасных загрязняющих агентов. Тем самым, они играют роль биологического индикатора техногенного загрязнения. Другим индикатором техногенного биогеохимического загрязнения ландшафтов являются донные отложения, в которых накапливаются ЗВ, попадающие в водные объекты различными способами – в результате осадения зольных и аэрозольных частиц из атмосферы, сброса загрязненных сточных вод, эрозии почв и смыва ЗВ с поверхности почвы водосборных бассейнов. Радионуклиды, содержащиеся в топливе ТЭС, после его сжигания выбрасываются с золовыми частицами из дымовых труб в атмосферу, а затем выпадают с ними на земную поверхность. Согласно [9], угольная ТЭС средней мощности выбрасывает в атмосферу около 3–4 т урана в год. Кроме урана в выбросах ТЭС также присутствуют Ra^{226} , Po^{210} , Pb^{212} , Pb^{214} и другие естественные радионуклиды (ЕРН) [10]. Таким образом, для угольных, и в меньшей степени, мазутных ТЭС индикатором общего биогеохимического загрязнения техногенных ландшафтов может также являться радиационное загрязнение территорий.

На первый взгляд может показаться, что к системе индикаторов техногенного загрязнения можно отнести также уровень загрязнения замкнутых водных объектов, поскольку ЗВ попадают в них в результате смыва дождевыми и тальными водами со всей территории бассейнов водоемов. Однако помимо сточных вод, обусловленных функционированием ТЭС, в водоемы попадают также очищенные воды других хозяйствующих субъектов и, кроме того, сточные воды со свалок и захламленных территорий. Поэтому практически невозможно идентифицировать вклад ТЭС в общее загрязнение вод водоемов.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ

Потенциальные индикаторы, перечисленные выше, исследовались с учетом первичных данных, полученных в рамках инженерно-экологических изысканий в районе золоотвала № 4 действующей Черепетской ГРЭС, на площадке Мордовской ГРЭС, намечаемой к строительству, и на участке склада сухой золы действующей ТЭЦ-22 ОАО «Мосэнерго». Инженерно-экологические изыскания, включающие отбор проб на исследуемых территориях, проводились в соответствии с действующими нормативным требованиям [1–2]. Химические анализы образцов снеговой воды, растительности, рыбы, донного ила выполнялись в ВИМС им. Н.М. Федоровского и ООО «Эко-Дизайн Инжиниринг». Анализы образцов почвы на содержание радионуклидов проводились соответствующими территориальными подразделениями Роспотребнадзора. Измерения мощности эквивалентной дозы (МЭД) внешнего гамма-излучения проводились в рамках полевых работ, предусмотренных инженерно-экологическими изысканиями.

Основные сведения об инженерно-изыскательских работах приведены в табл. 1.

2.1. Снежный покров

Степень загрязнения природно-техногенных ландшафтов определяется главным образом интенсивностью выпадения ЗВ, выбрасываемых из дымовых труб предприятий на земную поверхность. Поскольку при сходе снежного покрова загрязняющие агенты проникают в почву, поверхностные и подземные воды, и кроме того, усваиваются растительностью, ареалы загрязнения снежного покрова характеризуют комплексное загрязнение ландшафтов. Необходимо отметить, что выявление ЗТВ ТЭС описанным способом возможно лишь для тех территорий и сезонов, где формируется устойчивый снежный покров. Для территорий со снежным покровом при его отсутствии в теплое время года информацию о ЗТВ может дополнить роза ветров.

Повышенная интенсивность выпадения загрязняющих агентов вблизи ТЭС подтверждается лабораторными анализами результатов снегомерных съемок. В работе [3] на примере территории, прилегающей к Черепетской ГРЭС, установлено, что количество ЗВ, выпадающих на земную поверхность вблизи ТЭС, может на порядок превышать фоновое значение. Значительные различия в количестве осажденных ЗВ в пробах, отобранных в пределах и за пределами ЗТВ, указывает на возможность использования показателя загрязнения

снежного покрова в качестве индикатора загрязнения техногенных ландшафтов.

2.2. Биота

В процессе выбора точек отбора проб учитывались их удаленность от ТЭС, среднегодовая роза ветров, характер рельефа и почвенного покрова территории, расположение населенных пунктов, дорожных коммуникаций и другие факторы. В рамках полевых работ были отобраны следующие пробы:

А). В районе золоотвала № 4 Черепетской ГРЭС:

- 11 проб стеблей и листьев клевера;
- 4 пробы грибов;
- 2 пробы рыбы.

В). В районе площадки Мордовской ГРЭС:

- 9 проб злаков (стеблей и корней растений);
- 1 смешанная пробы рыбы (в районе площадки Мордовской ГРЭС).

Черепетская ГРЭС. Отобранные пробы клевера были подвергнуты атомно-абсорбционному анализу на 11 элементов. По результатам анализа было установлено, что во всех исследованных пробах содержание нормируемых вредных веществ значительно ниже ПДК. В районе ГРЭС также выполнен отбор трех проб съедобных грибов. Кроме того, была отобрана четвертая фоновая проба в окрестностях г. Одоева, расположенного в 23 км к юго-востоку от ГРЭС. Для определения содержания вредных веществ в рыбе были выловлены караси из пруда, находящегося вблизи золоотвала № 4, и толстолобик, выловленный в Черепетском водохранилище. По результатам лабораторных анализов проб клевера, грибов и рыбы было установлено, что уровень их химического загрязнения незначителен и удовлетворяет нормативным требованиям, устанавливаемым для кормовых сельскохозяйственных культур и пищевых продуктов.

Мордовская ГРЭС. Образцы злаков, отобранные в районе площадки Мордовской ГРЭС, исследовались на содержание 67 химических элементов масс-спектральным и атомно-эмиссионным методами. По результатам химического анализа было установлено, что содержание металлов в пробах растительности изменяется в широких пределах. В районе площадки ГРЭС из р. Мокши была также отобрана смешанная проба рыбы (окуня и плотвы). По результатам анализа было установлено, что содержание металлов в пробе (за исключением ртути) оказалось значительно ниже ПДК.

Сравнение концентраций металлов в пробах растительности с результатами определения концентраций металлов в образцах пахотного слоя почвы, отобранных в тех же точках, что и образцы растительности, показывает значительное превышение содержания металлов в растительности над их содержанием в почве (в несколько раз). Это обстоятельство подтверждает известное свойство живых организмов, в т. ч. и растений [6], накапливать металлы, рассеянные в среде их обитания. Также оказалось, что концентрации металлов в рыбе значительно выше, чем в воде р. Мокши, откуда она была выловлена. Несмотря на значительную техногенную нагрузку на территорию размещения Черепетской ГРЭС, уровень аккумуляции вредных веществ в биоте сохраняется в пределах нормативных требований. В сравнении с территорией размещения Черепетской ГРЭС район площадки Мордовской ГРЭС характеризуется более высоким уровнем загрязнения.

Таблица 1

Основные сведения об инженерно-изыскательских изысканиях

Объекты ТЭС	Годы выполнения работ	Изыскательские организации
Золоотвал № 4 Черепетской ГРЭС	2004	ФГУП «ПНИИИС»
Площадка Мордовской ГРЭС	2004–2005	ООО «Тэп-изыскания»
Участок склада сухой золы ТЭЦ-22	2006–2007	ООО «Тэп-изыскания»

2.3. Донные отложения

Черепетская ГРЭС. Результаты химических анализов 18 проб донных отложений (ила) на содержание подвижных форм тяжелых металлов показали, что во всех образцах содержание металлов значительно ниже соответствующих ПДК, установленных для почвы.

Согласно санитарным критериям для почвы (для донных отложений подобные нормативы не разработаны), категории микробиологического и паразитологического загрязнения 4 образцов донных отложений оказались следующими: по индексу бактерий группы кишечных палочек – от умеренно опасной до опасной; по индексу энтерококков – от чистой до опасной; по индексу патогенных бактерий, включая сальмонелл, – чистая; по коли-индексу – от чистой до умеренно опасной; по количеству яиц гельминтов – чистая. Анализ результатов оценки биологического загрязнения показывает, что в большей степени загрязнен донный ил ручьев, протекающих вблизи несанкционированной свалки твердых бытовых отходов.

Мордовская ГРЭС. В процессе полевых работ выполнено опробование донного ила (6 проб) рек Мокши и Рябки. Концентрации вредных веществ в донных отложениях оказались сравнительно невысокими. Донный ил обеих рек загрязнен примерно одинаково. В большей степени загрязнены донные отложения р. Рябка, где отмечаются относительно более высокие концентрации цинка, бериллия, кобальта, никеля, меди, бария, марганца.

Сравнение результатов по территориям двух объектов показало, что донные отложения рек Мокши и Рябки загрязнены сильнее, чем донные отложения водных объектов, находящихся в ЗТВ Черепетской ГРЭС. В целом по обеим исследуемым территориям установлено, что концентрации металлов в донных отложениях превышают их концентрации в пахотном слое почвы.

2.4. Радиационное загрязнение территорий

Черепетская ГРЭС. При проведении полевых работ проведен отбор 5 проб почвы, 2 проб золы из золотвала № 4 и 6 проб донных отложений на лабораторное исследование удельной активности ЕРН и Cs¹³⁷. Согласно результатам анализа, радиоактивного загрязнения исследованных образцов не установлено. В то же время, в трех образцах техногенной почвы и золы выявлено относительно повышенное содержание радионуклидов Ra²²⁶ и Th²³² (38–74 Бк/кг и 42–60 Бк/кг соответственно). Для оценки внешнего гамма-фона проводилась маршрутная (пешеходная) гамма-съемка с одновременным использованием поискового гамма-радиометра СРП-97. Результаты измерений показали, что на исследуемой территории МЭД внешнего гамма-излучения изменяется в пределах 0,09–0,19 мкЗв/ч и не превышает допустимого уровня. Вместе с тем вблизи золотвала гамма-фон, оставаясь незначительным, слегка превышает его значения в отдельных точках измерения.

ТЭЦ-22. Для оценки радиационного загрязнения почв и грунтов на участке склада сухой золы проводились измерения удельной активности ЕРН и Cs¹³⁷ в 27 пробах. Пробы почвы отбирались в пахотном слое почвы, а пробы грунта – с глубины 1,0–9,0 м. Согласно результатам лабораторных исследований, содержание ЕРН и Cs¹³⁷ в образцах не превышает допустимого

уровня. При проведении радиометрического обследования источников ионизирующего излучения и участков с повышенными уровнями гамма-фона не обнаружено. Результаты измерений показали, что МЭД внешнего гамма-излучения изменяется в пределах 0,09–0,16. Таким образом, гамма-фон на исследуемом участке не отличается от присущего данной местности естественного гамма-фона.

Результаты радиационных исследований территорий Черепетской ГРЭС и ТЭЦ-22 указывают на бесперспективность использования уровня радиационного загрязнения в качестве индикатора общего загрязнения техногенных ландшафтов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. В процессе инженерно-экологических изысканий в районе Черепетской ГРЭС, Мордовской ГРЭС, ТЭЦ-22 ОАО «Мосэнерго» выполнено комплексное биогеохимическое исследование территорий их размещения.

2. На основе результатов инженерно-экологических изысканий в районе размещения различных ТЭС выполнен анализ возможности использования показателей загрязнения снежного покрова, биоты, донных отложений, а также радиационного загрязнения территорий в качестве индикаторов общего биогеохимического загрязнения ландшафтов в ЗТВ ТЭС.

3. Результаты химического анализа проб снега показывают резкое уменьшение количества осажденных загрязняющих агентов с увеличением расстояния от дымовых труб ТЭС.

4. Для территорий размещения Черепетской и Мордовской ГРЭС установлено, что концентрации металлов, аккумулируемых в растительности (клевере и злаках), ниже ПДК для кормовых сельскохозяйственных культур. При этом концентрации металлов в растительности значительно превышают их концентрации в почве. Лабораторные анализы образцов грибов и рыбы, отобранных в районе Черепетской ГРЭС, также показали незначительный уровень их химического загрязнения и его соответствие нормативным требованиям, устанавливаемым для пищевых продуктов. Наряду с этим, в пробе рыбы, выловленной в районе площадки Мордовской ГРЭС, обнаружено высокое содержание ртути.

5. Установлено, что концентрации металлов в донных отложениях территорий размещения Черепетской и Мордовской ГРЭС превышают соответствующие концентрации в пахотном слое почвы.

6. Исследование радиационного загрязнения территорий Черепетской ГРЭС и ТЭЦ-22 показало бесперспективность использования уровня радиационного загрязнения в качестве индикатора общего биогеохимического загрязнения ландшафтов.

7. Результаты исследования обосновывают возможность использования следующих индикаторов биогеохимического загрязнения ландшафтов в ЗТВ ТЭС (в порядке их значимости): снежного покрова, биоты, донных отложений.

ЛИТЕРАТУРА

1. СНиП 11-02-96. Инженерные изыскания для строительства. Основные положения. М.: Минстрой России, 1997. 44 с.
2. СП 11-102-97. Инженерно-экологические изыскания для строительства. М.: Госстрой России, 1997. 41 с.

3. Брюхань А.Ф., Брюхань Ф.Ф., Потапов А.Д. Инженерно-экологические изыскания для строительства тепловых электростанций. М.: Изд-во АСВ, 2010. 192 с.
4. Брюхань А.Ф. Система индикаторов комплексного загрязнения природной среды в зонах техногенного воздействия ТЭС // Вестник МГСУ. 2011. Т. 1. № 1. С. 58-63.
5. Брюхань А.Ф. Оценка техногенного загрязнения ландшафтов выбросами тепловых электростанций по результатам снегомерной съемки // Вестник Московского государственного областного университета. Сер. Естественные науки. 2010. № 4. С. 90-93.
6. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 151 с.
7. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
8. De Andrade V.M., Da Silva J. R., Da Silva F.R. [et al.] Fish as bioindicators to assess the effects of pollution in two southern Brazilian rivers using the Comet assay and micronucleus test // Environmental and Molecular Mutagenesis. 2004. V. 44. P. 459-468.
9. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиозащиты. Томск: Изд-во Том. политех. ун-та, 1997. 384 с.
10. Mandal A., Sengupta D. Radioelemental study of Kolaght, thermal power plant, West Bengal, India: possible environmental hazards // Environmental Geology. 2003. V. 44. P. 180-186.

Поступила в редакцию 25 сентября 2012 г.

УДК 911.373

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЛИЯНИЯ ЗАО «ТАМАК» (ТАМБОВСКИЙ Р-Н, П. БОКИНО) НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ Р. ЖИГАЛКА

© Н.В. Вerveкина, Г.Г. Бердникова, О.В. Алехина

Ключевые слова: сточные воды; загрязнение; эффективность работы; очистные сооружения.

Проведены исследования по изучению влияния очищенных сточных вод предприятия ЗАО «ТАМАК» (Тамбовский р-н, п. Бокино) на экосистему р. Жигалка. Показано, что с появлением и модернизацией очистных сооружений на предприятии ЗАО «ТАМАК» изменилась общая картина по сбросу сточных вод в реку. Эффективность очистных сооружений за эти годы увеличилась, особенно это прослеживается по таким показателям, как ХПК, взвешенные вещества, ион аммония и АПАВ.

Многолетние режимы наблюдения за состоянием водных ресурсов хозяйственно-питьевого назначения показали, что практически на всех промышленно-урбанизированных территориях мира наблюдается отчетливая тенденция снижения качества и запасов пресной воды, выраженная по главным показателям ее состояния. Чистая пресная вода становится одним из основных лимитирующих факторов для существования человека как биологического вида. Поэтому обеспечение ею населения и народного хозяйства России является одной из наиболее важных социально-экономических задач [1].

Многоцелевое использование водных ресурсов увеличивает спрос на них, ведет к росту загрязнения и постепенному истощению природных источников. Развитие промышленности, транспорта, энергетики, индустриализация сельского хозяйства привели к тому, что антропогенное воздействие на окружающую среду приняло глобальный характер. К сожалению, люди чаще обращают внимание на те последствия, которые касаются непосредственно их и проявляются практически сразу. Однако в некоторых случаях последствия сегодняшней деятельности человеческого сообщества могут

Bryukhan A.F. BIOGEOCHEMICAL STATE OF THE THERMAL POWER PLANTS TERRITORIES AS AN INDICATOR OF THE NATURAL ENVIRONMENTAL INTEGRATED POLLUTION

The accumulation of pollutants in the snow cover, bottom sediments and biota on the thermal power plants (TPP) territories are investigated. It was stated that concentrations of metals in these environments near thermal power plants (TPP) higher than those in the plowing layer of the soil. Chemical analysis of snow samples shows a sharp decrease of the amount of precipitated pollutants with distance from the thermal power plants (TPP) chimneys. The possibility of the use of quantitative pollution characteristics of snow cover, as well as pollutants accumulation in bottom sediments and biota, as indicators of the general pollution of natural and man-made landscapes has been grounded.

Key words: pollution; landscape; snow cover; bottom sediments; biota; thermal power plant.

отрицательно проявиться лишь по истечении определенного отрезка времени, причем иногда совершенно непредсказуемо и с непрогнозируемыми результатами.

Если человечеством в ближайшие годы не будут приняты необходимые и достаточные меры, то последствия его неразумной деятельности могут оказаться катастрофическими для настоящих и будущих поколений. Поэтому обеспечение водой населения и народного хозяйства России является одной из наиболее важных социально-экономических задач.

Главный загрязнитель поверхностных вод – сточные воды, поэтому разработка и внедрение эффективных методов очистки сточных вод представляется весьма актуальной и экологически важной задачей [2]. Загрязнение водоемов обусловлено попаданием в них взвешенных частиц, растворенных соединений, токсичных и нетоксичных, механических загрязнений. Антропогенные стоки поступают в водоемы со сточными водами населенных пунктов и промышленных предприятий, а также с дождевыми водами. Атмосферные воды попадают в водоемы после кратковременного контакта с поверхностными слоями почвы. Из почвы вымываются не только легкорастворимые, но и труд-

норастворимые соединения. Такой сток без предварительной очистки может принести непоправимый вред рыбохозяйственному водоему.

Цель работы: выявить оказывают или нет негативное влияние на экосистему р. Жигалка очищенные сточные воды предприятия ЗАО «ТАМАК» (Тамбовский р-н, п. Бокино). Для выполнения поставленной цели были сформулированы следующие задачи: оценить эффективность работы очистных сооружений на данном предприятии и проанализировать сточную воду до и после очистки в период 1–4 кварталы 2010–2011 гг. и 1–2 квартал 2012 г по показателям: ХПК, взвешенные вещества, ион аммония, железо общее, нефтепродукты, АПАВ и др.

Предприятие ЗАО «ТАМАК» расположено на одной промышленной площадке северо-западнее п. Бокино на территории Бокинского промышленного узла. Предприятие занимается домостроением, производит блочки, а также межкомнатные двери, оконный брус, плиты.

На предприятии образуются хозяйственно-бытовые и ливневые сточные воды. Производственные сточные воды отсутствуют. Производственное предприятие ЗАО «ТАМАК» на протяжении длительного времени осуществляло сброс сточных вод без очистки. В ноябре 2007 г. на предприятии введены в работу очистные сооружения «БиОКС-200», предназначенные для ускоренной биологической очистки, доочистки и обеззараживания хозяйственно-бытовых и близких к ним по составу производственных сточных вод до норм сброса в водоемы рыбохозяйственного назначения. В состав очистных сооружений входит установка бактерицидная ультрафиолетовая «Лазурь-М10».

Особенностью установки является применение в ней излучателя с бактерицидной лампой, являющейся источником ультрафиолетового излучения, и ультразвуковым кавитатором, повышающим эффективность работы установки, в т. ч. в условиях ухудшенного качества воды (повышенные мутность, цветность, минерализация).

Отвод хозяйственно-бытовых сточных вод производится на собственные локальные очистные сооружения (ОС) «БиОКС-200»-У05, приемником сточных вод является река Жигалка.

Река Жигалка – левый приток р. Цны бассейна р. Волги. Река Жигалка начинается у с. Покрово-Пригородное, в балках коренного склона долины на высоте 160 м, течет на северо-восток по территории Тамбовского района, впадает в озеро Красное. Длина водотока около 7 км. Ширина русла реки 2–8 м, русло изменено деятельностью человека, местами взято в трубы [3]. Данный водный объект отнесен к водоемам рыбохозяйственного назначения. Требования к качеству очищенных сточных вод постоянно повышаются. Нормативы допустимых сбросов загрязняющих веществ в водный объект со сточными водами ЗАО «ТАМАК» для двух выпусков разработаны аккредитованной лабораторией ФГУ «ЦЛАТИ по ЦФО». Для выяснения влияния сбрасываемых сточных вод на экологическое состояние р. Жигалка проведен анализ сточных вод по исследуемым показателям и воды реки выше и ниже по течению (табл. 1). Контроль качества сточных вод осуществлен совместно с Тамбовским филиалом Федерального государственного учреждения «Центр лабораторного анализа и технических измерений по Центральному федеральному округу» по общепринятым методикам [4–9].

Анализ данных, представленных в табл. 1, показывает, что в створе 500 м выше сброса сточных вод (фон) водный объект не соответствует нормативным требованиям по таким показателям как БПК₅, фосфатам, железу и нефтепродуктам. Остальные показатели находятся в пределах нормативных значений. В створе 500 м ниже концентрации загрязняющих веществ, по которым ведется мониторинг, больше, чем фоновые. Увеличение концентрации загрязняющих веществ в большей мере связано со сбросом хозяйственно-бытовых (выпуск 1) сточных вод, т. к. ливневые сточные воды (выпуск 2) близки по составу к речной воде и

Таблица 1

Сравнительная характеристика водного объекта со сточными водами ЗАО «ТАМАК»

Показатели состава сточных вод	Единицы измерения	ПДК, мг/дм ³	Характеристика р. Жигалка		Сточная вода (выпуск 1)	Сточная вода (выпуск 2)
			500 м выше сброса	500 м ниже сброса		
Запах	баллы	2	1	1	2	1
Водородный показатель	ед. рН	6,5–8,5	7,73	7,78	7,44	7,25
Прозрачность	см	–	29,6	29,4	30	28,6
Взвешенные вещества	мг/дм ³	+0,75 9,55	8,80	9,2	10,95	8,9
БПК ₅	мгО ₂ /дм ³	2	2,47	2,76	3	3,12
ХПК	мгО ₂ /дм ³	30	29	31	28,5	37
Сухой остаток	мг/дм ³	1000	482	536	661	450
Хлориды	мг/дм ³	300	68,4	171,2	131	24
Сульфаты	мг/дм ³	100	59,3	68,5	93	62
Ион аммония	мг/дм ³	0,5	0,37	0,46	0,287	0,193
Нитриты	мг/дм ³	0,08	< C _н	0,058	1,12	0,1
Нитраты	мг/дм ³	40	2,66	5,16	43	–
Фосфаты	мг/дм ³	0,2	0,5	0,54	1,8	0,5
Железо общее	мг/дм ³	0,1	0,41	0,57	0,26	0,71
АПАВ	мг/дм ³	0,5	< C _н	< C _н	0,12	0,14
Фенолы	мг/дм ³	0,001	< C _н	< C _н	–	< C _н
Нефтепродукты	мг/дм ³	0,05	0,07	0,084	0,034	0,06

Таблица 2

Результаты аналитического контроля сточных вод ЗАО «ТАМАК» за 2010 г.

Показатели состава сточных вод	Значение показателя на входе	Значение показателя на выходе	НДС, мг/дм ³
ХПК	122	28,5	30
Взвешенные вещества	49	10,95	9,55
Ион аммония	13	0,287	0,5
Железо общее	1,49	0,26	0,1
Нефтепродукты	0,54	0,034	0,05
АПАВ	0,94	0,12	0,5

Таблица 3

Результаты аналитического контроля сточных вод ЗАО «ТАМАК» за 2011 г. на входе на очистные сооружения (Вх) и сбросе в р. Жигалка

Наименование	1 квартал		2 квартал		3 квартал		4 квартал		НДС, мг/дм ³
	Вх	Сброс	Вх	Сброс	Вх	Сброс	Вх	Сброс	
ХПК	122	20	122	50	122	42	122	21	30
Взвешенные вещества	49	6,4	49	6,4	49	7,4	49	6,3	9,55
Ион аммония	13	0,128	13	0,128	13	< C _н	13	< C _н	0,287
Железо общее	1,49	0,27	1,49	0,27	1,49	0,51	1,49	0,11	0,1
Нефтепродукты	0,54	0,044	0,54	0,044	0,54	0,052	0,54	0,024	0,034
АПАВ	0,94	0,118	0,94	0,118	0,94	0,130	0,94	0,118	0,5

Таблица 4

Результаты аналитического контроля сточных вод ЗАО «ТАМАК» за 2012 г.

Наименование	1 квартал		2 квартал		НДС, мг/дм ³
	Поступление на о/с	Сброс	Поступление на о/с	Сброс	
ХПК	122	20	122	27	30
Взвешенные вещества	49	7,9	49	7,7	9,55
Ион аммония	13	< C _н	13	< C _н	0,287
Железо общее	1,49	0,149	1,49	0,15	0,1
Нефтепродукты	0,54	0,048	0,54	0,03	0,034
АПАВ	0,94	0,124	0,94	0,118	0,5

Таблица 5

Средняя эффективность очистки сточных вод очистных сооружений БиОКС-200

Наименование	Эффективность, %			
	2009	2010	2011	2012
ХПК	20	77	73	73
Взвешенные вещества	72	78	86	86
Ион аммония	90	98	99,98	99,98
Железо общее	92	83	80	80
Нефтепродукты	91	92	92	92
АПАВ	57	87	87	87

в меньшей степени оказывают влияние на состояние водоема. Следует отметить, что на участке длиной 500 м ниже створа сброса сточных вод ЗАО «ТАМАК» сброс осуществляет ряд других предприятий: ЗАО «Кислород», АО «Известняк», ОАО «Экспериментальный завод легких металлоконструкций «Тамбовский»,

ЗАО «Изорок». Они также влияют на экологическое состояние р. Жигалка.

Полученные экспериментальные данные по контролю качества сточной воды до и после очистки по исследуемым показателям приведены в табл. 2–4. Поступающие в реки загрязняющие вещества вносят значительные изменения в установившийся режим и нарушают равновесие состояния водных экологических систем, хотя водоемы способны к самоочищению путем биохимического распада органических веществ под действием микроорганизмов.

При сбросе стоков содержание кислорода в водоеме значительно уменьшается, либо он употребляется полностью. Это вызывает гибель планктона, рыбы и других организмов, живущих в водоеме и нуждающихся в кислороде. Одновременно усиленно развиваются анаэробные микроорганизмы, биологическое равновесие нарушается, возникает загнивание водоема.

После очистки концентрация ХПК превышает НДС только в двух случаях – 2–3 кварталы 2011 г. и составляет 1,6 НДС и 1,4 НДС соответственно.

Концентрация взвешенных веществ после очистки не превышает НДС. В целом, качество воды по рассматриваемому показателю отвечает нормативным требованиям.

За исследуемый период концентрация иона аммония также не превышает НДС, и наблюдается высокая эффективность очистки, которая составляет 99,98 %.

Рассмотрим содержание железа общего в сточных водах. Следует отметить, что концентрация железа общего за весь период исследования превышает НДС. Максимальное значение зафиксировано в 3 квартале 2011 г., что составляет 0,51 мг/дм³.

Присутствие металлов и их солей в поступающей воде существенно улучшает работу сооружений механической очистки, поскольку металлы интенсифицируют процесс осаждения взвешенных веществ. Однако в первичных отстойниках металлы в виде оксидов и гидроксидов адсорбируются с коллоидными частицами, утяжеляют их и способствуют их эффективному осаждению, что может вызвать «голодание» активного ила, уменьшать его прирост и в целом ухудшить работу аэротенков.

В поверхностных водах железо, как правило, встречается в виде минеральных и органических комплексных соединений с гуминовыми и фульвокислотами, а также коллоидных или тонкодисперсных взвесей гидроксида железа – Fe(OH)₃.

Следует отметить, что концентрация нефтепродуктов за весь период исследования превышает НДС, только в 4 квартале 2011 г. содержание нефтепродуктов отвечает нормативным требованиям. Минимальное значение – 0,024 мг/дм³. Нефть и нефтепродукты присутствуют в сточных водах в виде опалесцирующей пленки различной толщины, растворенной, эмульгированной и находящейся во взвешенном состоянии в виде клочков. В большинстве своем нефтепродукты очень медленно биологически осаждаются, токсично действуют на активный ил и нарушают процесс дыхания клеток ила. Все это указывает на нерациональность очистки сточных вод от нефтепродуктов на сооружениях биологической очистки. Удалять их следует на стадии предварительной очистки и строго следить за их попаданием на биологические очистные сооружения.

Из приведенных данных в табл. 2–4 можно вычислить эффективность работы очистных сооружений (табл. 5). По данным табл. 5 видно, что уже в 2009 г. эффективность очистных сооружений достигла высоких показателей по таким ингредиентам, как: ион аммония, железо общее, нефтепродукты. В 2010 г. эффективность очистных сооружений заметно увеличилась по всем показателям. Средняя эффективность очистки очистных сооружений «БиОКС-200» за 2011 г. по данным показателям так же достигает высоких значений. Расход сточных вод по выпуску № 1 – 0,002 м³/с, минимальный расход воды – 0,017 м³/с, следовательно, происходит почти девятикратное разбавление стоков речной воды. Ливневые и паводковые сточные воды образуются за счет осадков и полива территории предприятия. Расход сточных вод по выпуску № 2 – 0,003 м³/с, минимальный расход воды – 0,017 м³/с, следовательно, происходит почти шестикратное разбавление стоков речной воды.

Таким образом, сравнивая данные средней эффективности за 2009–2012 гг., можно отметить, что с появлением и модернизацией очистных сооружений на

предприятии ЗАО «ТАМАК» изменилась общая картина по сбросу сточных вод в реку. Эффективность очистных сооружений за эти года увеличилась, особенно это прослеживается по таким показателям, как ХПК, взвешенные вещества, ион аммония и АПАВ.

ВЫВОДЫ

1. Полученные экспериментальные данные по очистке сточных вод на очистных сооружениях ЗАО «ТАМАК» свидетельствуют о достаточно высокой эффективности работы очистных сооружений.

2. По железу общему зафиксировано превышение НДС за исследуемый период. Качество очистки сточных вод не отвечает нормативным требованиям за весь исследуемый период по нефтепродуктам.

3. Качество воды р. Жигалка по взвешенным веществам, ионам аммония, АПАВ полностью отвечает нормативным требованиям.

4. Влияние на экосистему р. Жигалка от данного предприятия незначительно, т. к. зафиксированные превышения НДС по некоторым загрязнителям в значительной мере обусловлены их содержанием в водном объекте уже выше по течению от места сброса.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Владимиров А.М., Ляхин Ю.И., Матвеев Л.Т.* Охрана окружающей среды. Л.: Гидрометеоздат, 1991. 217 с.
2. *Ливчак И.Ф., Воронов Ю.В.* Охрана окружающей среды. М.: Стройиздат, 1988. 191 с.
3. Реки Тамбовской области / под ред. Н.И. Дудника. Тамбов, 1991.
4. Методика выполнения измерений химического потребления кислорода в пробах природных и очищенных сточных вод титриметрическим методом. ПНД Ф 14.1:2.100-97. М., 2004.
5. Методика выполнения измерений содержания взвешенных веществ и общего содержания примесей в пробах природных и очищенных сточных вод гравиметрическим методом. ПНД Ф 14.1:2.110-97. М., 2004.
6. Методика выполнения измерений массовых концентраций общего железа в природных и сточных водах фотометрическим методом с сульфосалициловой кислотой. ПНД Ф 14.1:2.114-97. М., 1997.
7. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера. ПНД Ф 14.1:2.1-95. М., 1995.
8. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах питьевых, природных и сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02». ПНД Ф 14.1:2.4.128-98. М., 1998.
9. Методика выполнения измерений массовой концентрации анионных поверхностно-активных веществ в пробах природной, питьевой и сточной воды на анализаторе «Флюорат-02». ПНД Ф 14.1:2.4.158-2000. М., 2000.

Поступила в редакцию 3 сентября 2012 г.

Vervekina N.V., Berdnikova G.G., Alekhina O.V. RESEARCH OF INFLUENCE OF JSC "TAMAK" (TAMBOV REGION, BOKINO) ON ECOLOGICAL CONDITION OF ZHIGALKA RIVER

The researches of studying of cleaned wastes of industry JSC "TAMAK" (Tambov region, Bokino) on ecosystem of Zhigalka River are given. It is shown that with appearance and modernization of disposal facilities on industry JSC "TAMAK" the general situation of wastes release in water. The efficiency of disposal facilities for the last years is increased; especially it is seen in such rates such as COD, suspended materials, ammonium ion and Anionic surfactants.

Key words: wastes; pollution; work efficiency; disposal facilities.

УДК 911.2:504.05

ТЕХНОГЕННЫЕ ПОТОКИ ПОЛЛЮТАНТОВ И ИЗМЕНЕНИЕ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ СРЕДЫ ТАЕЖНЫХ И СТЕПНЫХ ГЕОСИСТЕМ СИБИРИ

© Н.Д. Давыдова

Ключевые слова: ноосфера; техногенез; загрязнение; поллютанты; геосистема; геохимическая среда.

Показано, что в условиях техногенного загрязнения комплексная оценка изменения вещественного состояния компонентов геосистем, проведенная на количественной основе мониторинга, дает реальную возможность принимать соответствующие решения и управлять качеством природной среды.

ВВЕДЕНИЕ

Очевидные в настоящее время изменения в геосфере, связанные с деятельностью человека, предугадывались уже во второй половине XIX в. и сравнивались с мощными силами природных явлений [1–2]. Высказывались опасения о возможности негативных последствий преобразования природы, вследствие неуклонного роста промышленности [1–3]. В период научно-технической революции развитие общества по пути наращивания производительных сил достигло небывалых результатов. Однако успехи в области получения материальных благ обернулись обратной стороной – нанесением ущерба природным компонентам и ухудшением качества среды обитания. Оценивая результаты интенсивного роста добычи полезных ископаемых в связи с их быстрым потреблением, А.Е. Ферсман [4] пришел к выводу, что человек геохимически переделывает мир. Этот процесс он назвал техногенезом. В это же время В.И. Вернадский [5] рассматривал человечество как катализатор, многократно ускоряющий все процессы, протекающие на планете Земля и изменяющие ее. Он увидел, что человечество, взятое в целом, представляет могучую геологическую силу, способную перестроить биосферу, но этот процесс должен протекать не стихийно, а разумно. Необходимо научиться управлять процессом техногенеза. Новое состояние биосферы, к которому должно стремиться человеческое общество, В.И. Вернадский назвал ноосферой – сферой Разума. Ее формирование, основанное на согласованном с природой развитии общества, потребует нового сознания и поведения людей, создания специальных структур, способных обеспечить экологическую безопасность цивилизации.

В данной работе высказывается мысль, что на пути разумного формирования биосферы необходимы количественные показатели о вещественном изменении геосистем в зонах локального техногенного воздействия – аномалиях. Они могут рассматриваться как ядра зарождающихся глобальных изменений географической среды, управление которыми становится возможным благодаря полученным знаниям.

В Сибири образование техногенных геохимических аномалий связано с крупными тепловыми станциями, предприятиями химической переработки древесины,

нефтехимии и цветной металлургии. Сибирь – крупнейший мировой производитель алюминия, т. к. располагает мощными источниками энергетики и большой территорией, позволяющей размещать крупные промышленные предприятия и рассеивать потоки техногенных веществ. Между тем, с целью охраны окружающей среды на этот счет существуют международные нормы, ограничивающие мощность заводов до 200–300 тыс. т/год, что регламентирует общий выброс в атмосферу загрязняющих веществ. Однако при строительстве алюминиевых гигантов в Сибири эти требования не учитывались, и указанные нормы превышены в 2–3 раза, поэтому на смежной с заводами территории отмечается негативный характер воздействия на природную среду отходов производства, среди которых наиболее опасными считаются газообразные и твердые фториды.

Цель работы – установить масштабы вторжения поллютантов алюминиевых заводов в природную среду и оценить их влияние на изменение геохимического фона, которое прослеживается далеко за пределами санитарных зон. На основе полученной информации показать необходимость снижения выбросов поллютантов на имеющихся заводах и обязательность выполнения установленных регламентов при строительстве новых.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Изучаются потоки пылегазовых эмиссий алюминиевых заводов Сибири и изменение под их воздействием вещественного состояния компонентов таежных, лесостепных и степных геосистем. Исследования проводятся на территории, подверженной воздействию пылегазовых эмиссий предприятий цветной металлургии: Братского (БрАЗ), Саяногорского (САЗ) и Хакасского (ХАЗ) алюминиевых заводов, принадлежащих ОАО «РУСАЛ Саяногорск». Объект изучения – южно-таежные плоскогорные геосистемы Средней Сибири, находящиеся около 45 лет в зоне воздействия эмиссий БрАЗа, и степные геосистемы юга Минусинской котловины, испытывающие 20-летнее воздействие выбросов САЗа. В последние 5 лет техногенное давление усилилось в связи с запуском ХАЗа, расположенного на одной строительной площадке с САЗом. Сбор полевых

материалов проводился по широкой комплексной программе с применением ландшафтно-геохимических методов [6].

С целью оценки масштабов загрязнения через атмосферу компонентов природной среды техногенные потоки устанавливались посредством измерения концентраций химических элементов в снежном покрове, отражающего загрязнение воздушного бассейна. В условиях Сибири это один из признанных методов учета поллютантов, т. к. практически половину года он является их естественным поглотителем.

Изучался вещественный состав пылегазовых эмиссий, первичное распределение приоритетных поллютантов в пространстве и вторичная их дифференциация в почвах элементарных ландшафтов в результате латеральной и радиальной миграции, а также реакция растений на изменившиеся геохимические условия среды обитания. Изучено более 20 химических элементов. Количественный анализ состава твердых плохо растворимых аэрозолей (взвесей), снеговой воды, почв, почвенных растворов выполнялся в сертифицированном химико-аналитическом центре Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН с применением спектрометров атомно-эмиссионного с индуктивно связанной плазмой Optima 2000 DV и атомно-абсорбционного с прямой электротермической атомизацией проб Analyst 400 фирмы Perkin Elmer согласно утвержденному методикам. Содержание фтора в жидкой и твердой фазах снеговой воды, почвах выявлялось с помощью фторселективных электродов на иономере И-120.1 [7].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В природные системы из пылегазового потока поллютанты поступают в растворимой и в плохо растворимой форме (твердые аэрозоли). Это в значительной мере предопределяет уровень их накопления в компонентах геосистем. Твердые аэрозоли в 2-километровой зоне характеризуются относительно постоянным составом, который представлен преимущественно соединениями алюминия (табл. 1). Кремний составляет не более 10 %. Повышенное содержание характерно также для фтора (0,9–2,2 %). В потоке плохо растворимого вещества на долю алюминия приходится 68 %. Участие фтора составляет всего 2 %. Тем не менее, по уровню содержания он в 30–50 раз выше по сравнению с почвами фона. Отмечается также существенное обогащение аэрозолей никелем. При этом в твердых аэрозолях более современных заводов Хакасии отмечено меньшее содержание главных элементов загрязнителей алюминия (на 8 %), фтора (на 29 %) и повышенное никеля (на 76 %).

Индекс потенциального суммарного загрязнения почв рассчитывался по Саету [8] в условных единицах – у. е. Получены следующие ряды коэффициентов потенциальной концентрации (Ккп) элементов в почвах (1 – БрАЗ, 2 – САЗ и ХАЗ): 1 – $F_{50} Al_{5,2} Ni_{4,5} Co_{2,3} Zn_{1,8} Cu_{1,8} Pb_{1,8}$, 2 – $F_{29} Ni_{15,9} Al_{5,5} V_{3,1} Zn_{2,3} Cu_{1,8} Sr_{1,6}$. Сравнительный анализ массовой доли химических элементов в твердых аэрозолях заводов и в почвах фона соответствующих им регионов показал, что в качестве главных

Таблица 1

Содержание химических элементов в твердых аэрозолях

Химический элемент	БрАЗ		РУСАЛ «Саяногорск»		Ккп1 БрАЗ	Ккп2 САЗ
	min-max	Среднее (n = 19)	min-max	Среднее (n = 11)		
Содержание, %						
Кремний	1,62–0,36	1,10	9,08–7,97	8,58	0,04	0,4
Алюминий	46,6–30,41	40,32	40,70–34,50	37,20	5,2	5,5
Кальций	1,09–0,43	0,67	1,35–1,32	1,26	0,6	0,6
Магний	0,60–0,11	0,21	0,89–0,87	0,88	0,3	0,7
Калий	0,91–0,10	0,37	0,74–0,58	0,64	0,2	0,3
Натрий	1,87–0,38	0,90	1,54–1,17	1,36	0,8	1,0
Фтор	1,00–2,20	1,50	1,54–0,90	1,16	50	29
Железо	0,61–0,33	0,44	3,22–2,12	3,18	0,1	0,8
Содержание, мг/кг						
Титан	204–160	183	300–233	268	0,03	0,6
Марганец	69–32	49	490–465	475	0,06	0,5
Стронций	82–41	60	430–330	367	0,3	1,6
Барий	874–76	351	790–710	753	0,8	1,4
Цинк	110–43	72	140–130	133	1,8	2,3
Медь	56–17	35	68–34	47	1,8	1,8
Никель	195–85	136	599–549	571	4,5	15,9
Кобальт	21–13	16	44–20	30	2,0	1,5
Хром	30–11	17	60–52	56	0,2	0,7
Свинец	19–17	18	13–10	11	1,8	0,5
Фосфор	88–19	61	150–110	133	0,1	0,2
Ванадий	60–39	48	270–260	263	0,6	3,1
Бериллий	8–2	4	2–1,7	1,9	0,8	1,0

элементов загрязнителей выделяются фтор, никель и алюминий. Суммарные индексы загрязнения мало различаются по своей величине (1 – 61, 2 – 53 у. е.) и оцениваются, согласно [9], как высокие и опасные. При этом элементы с превышением до 1,5 раза над фоновым содержанием и ниже, согласно общим правилам, в расчет не принимались.

Растворимое вещество выбросов алюминиевых заводов по своей массе меньше твердого нерастворимого вещества, но гораздо подвижнее и активнее последнего по воздействию на компоненты природной среды. В его составе (табл. 2) вблизи заводов содержание фтора может достигать более 40 мг/дм³, натрия – 18–25, алюминия – до 30. Следует отметить, что в зоне распространения пылегазовых эмиссий на расстояние более 20 км от источника содержание фтора и алюминия существенно превышает ПДК для воды объектов рыбохозяйственного значения [10]. Как видно из табл. 2, жидкая фаза снеговой воды вблизи заводов в отличие от технолитов содержит кроме фтора и алюминия повышенное количество натрия. Следовательно, в качестве приоритетных элементов загрязнителей выделяется триада – фтор, натрий, алюминий.

Кроме макроэлементов в снеговой воде присутствуют микроэлементы, повышенные содержания которых в большей степени характерны для эмиссий алюминиевых заводов Хакасии (табл. 2). При этом содержание ванадия превышает ПДК на расстоянии более 20 км, цинка – до 10, марганца – до 15.

В целом жидкая фаза снеговой воды обогащена по отношению к снеговой воде фона (Ккс) более много-

численной группой химических элементов, нежели твердая фаза. В санитарной зоне БрАЗа ассоциацию поллютантов составляют 12 химических элементов – F₆₅₆ A₆₁₄ Na_{67,5} Ni₂₃ V_{14,7} Ca_{5,5} Mg_{4,5} Pb_{4,4} Mn_{2,7} P_{2,1} Cu_{1,9} K_{1,9}, а в зоне предприятий ОАО РУСАЛ «Саяногорск» – 16 элементов, таких как F₅₂₀ Al₄₀₀ Na₁₁₀ Ni₅₀ Mn_{28,2} Ca_{12,8} Mg_{8,8} Sr_{8,1} Fe_{6,4} Si_{4,6} V_{4,2} Zn_{3,8} Ba_{2,3} Cu_{2,3} Ti₂ K_{1,9}. Индекс суммарного загрязнения снежного покрова растворимыми ингредиентами очень высокий и чрезвычайно опасный. В первом случае он составляет 1387 у. е., во втором – 1150.

На основе многолетних исследований составлены картосхемы распределения растворимых приоритетных загрязнителей (F, Na, Al) в снежном покрове. Наибольшее внимание привлекает фтор (рис. 1) как элемент 1-го класса опасности для почв и 2-го класса для воды и атмосферы, а также алюминий (рис. 2). Биологическая роль алюминия до конца пока не выявлена, но при избытке его потребления наблюдались случаи проявления симптомов нарушения памяти, психозы, судороги, нарушение обмена витамина D и функции печени, а также возникновение отрицательного кальциевого баланса.

Площадь загрязнения указанными элементами, выделенная по снежному покрову, достаточно велика, составляя многие десятки тыс. га для каждого предприятия. Наименьшее содержание в снеге по изолинии, ограничивающей этот ореол воздействия эмиссий предприятий ОАО РУСАЛ «Саяногорск», соответствует для фтора 0,5 мг/дм³, алюминия – 0,4 мг/дм³, что еще в 10 раз превышает уровень фона (рис. 1, 2).

Таблица 2

Содержание химических элементов в снеговой воде

Химический элемент	БрАЗ		РУСАЛ «Саяногорск»		Ккс1 БрАЗ	Ккс2 СА3
	Min–max	Среднее (n = 19)	Min–max	Среднее (n = 11)		
Содержание, мг/дм ³						
Кремний	0,26–0,14	0,21	0,36–0,11	0,27	0,6	4,6
Алюминий	10,83–30,6	18,42	13,70–9,92	12,01	613,9	400,4
Кальций	2,53–5,49	4,14	6,92–2,59	4,34	5,5	12,8
Магний	0,41–0,76	0,54	1,79–0,76	1,14	4,5	8,8
Калий	0,62–1,80	0,94	0,63–0,25	0,44	1,9	1,9
Натрий	14,66–24,15	20,28	18,81–11,65	14,31	67,6	110,1
Фтор	22,3–41,5	32,81	40,33–18,12	26,00	655,8	520,0
Содержание, мкг/дм ³						
Железо	3–9	6	135–36	71	0,4	6,4
Титан	0,9–2	1	2–1	2	0,6	2,0
Марганец	4,1–37,33	18,67	80–39	56	2,7	28,2
Стронций	8–25	16	70–27	64	1,1	8,1
Барий	6–9	7	20–14	16	0,8	2,3
Цинк	4–6	5	18–13	15	1,5	3,8
Медь	1–3	2	3–2	2	1,9	2,3
Никель	6–11	9	82–19	63	22,9	50,0
Кобальт	0,5–1,2	0,9	3–1	2	1,2	1,7
Хром	0,3–0,7	0,4	2–1	1	0,73	0,67
Свинец	1–3	2	3–2	2	4,4	0,8
Фосфор	9–12	11	10–4	6	2,1	0,63
Ванадий	4–7	6	15–8	13	14,4	4,2

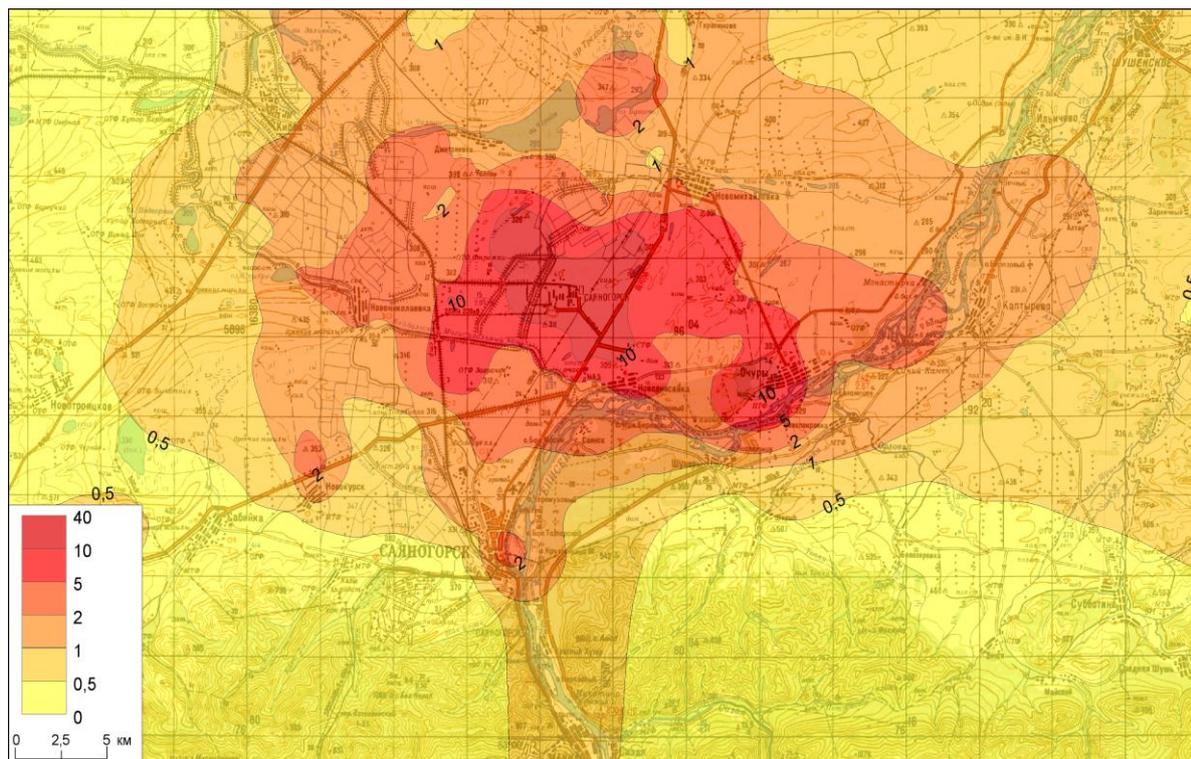


Рис. 1. Распределение растворимого в снеговой воде фтора (мг/дм^3) на территории, прилегающей к предприятиям ОАО РУСАЛ «Саяногорск» (электронная версия Д.А. Лопаткина)

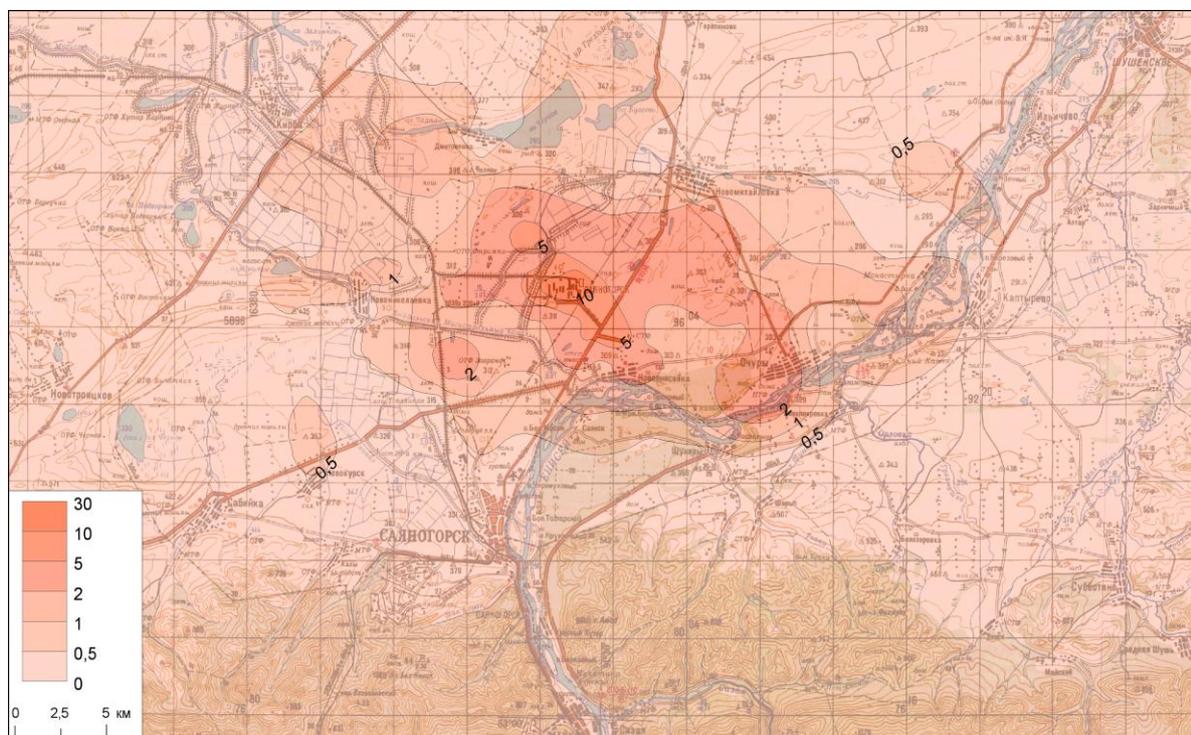


Рис. 2. Распределение растворимого в снеговой воде алюминия (мг/дм^3) на территории, прилегающей к предприятиям ОАО РУСАЛ «Саяногорск» (электронная версия Д.А. Лопаткина)

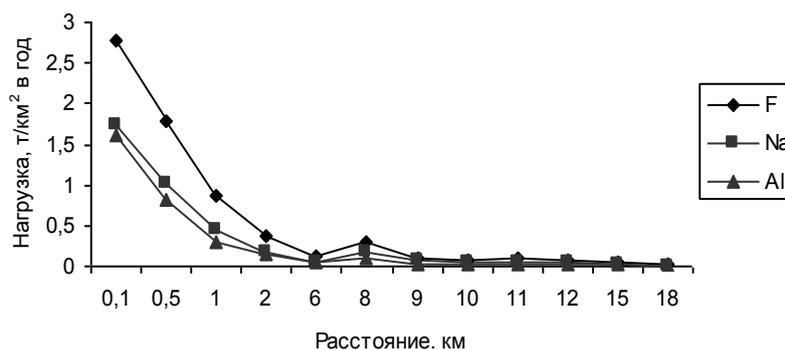


Рис. 3. Поток поступления водорастворимых поллютантов на территорию, прилегающую к предприятиям ОАО РУСАЛ «Саяногорск»

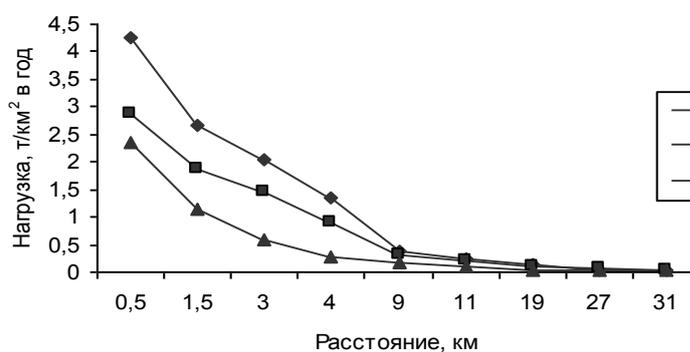


Рис. 4. Поток поступления водорастворимых поллютантов на территорию, прилегающую к Братскому алюминиевому заводу

Поступление основного количества водорастворимых поллютантов (рис. 3, 4) на территорию осуществляется в радиусе 5–6 км для предприятий ОАО РУСАЛ «Саяногорск» (F^- – 0,4–2,8; Na^+ – 0,2–1,7, Al^{3+} – 0,15–1,6 т/км² в год) и 8–9 км для БрАЗа (F^- – 0,4–4,3; Na^+ – 0,3–2,9, Al^{3+} – 0,16–2,4 т/км² в год). В их распределении заметную дифференцирующую роль выполняет рельеф. Повышенная масса аэрозольных выпадений отмечается на повышенных элементах (рис. 3). В ветровой тени, как правило, их количество снижено. Следует отметить, что техногенное вещество названных заводов сходно по химическому составу, но нагрузки эмиссий Братского алюминиевого завода в среднем в 2 раза выше и распространение их дальше.

Ассоциацию с аномальным валовым содержанием в почвах вблизи БрАЗа по сравнению с почвами фона в последние годы составляют семь элементов – $F_{28,3} Ni_{5,5} Pb_{3,9} Zn_{2,8} Cu_{2,2} Al_{1,9}$. Индекс суммарного загрязнения верхнего слоя почв (0–10 см) – 39,6 у. е., что соответствует высокому и опасному уровню. Вблизи Хакасских заводов индекс суммарного загрязнения почв несколько ниже и составляет 27,3 ($F_{28,3} Ni_{3,6} Al_{1,7}$).

Валовое содержание элементов в почвах могло быть гораздо значительней, но вследствие достаточно высокой растворимости поступающего вещества в большей степени загрязняются почвенные растворы. Высоким содержанием по сравнению с водными растворами почв фона характеризуются водные вытяжки дерново-подзолистых остаточно-карбонатных почв вблизи БрАЗа ($F_{251} Al_{18,8} Na_{18,7} Zn_{2,4} Sr_{1,7} Ba_{1,7} Pb_{1,5}$). Индекс их суммарного загрязнения (Z_{cp}) составляет

290 у. е., что соответствует очень высокому и опасному уровню. Почвенные растворы верхнего горизонта южных черноземов, находящихся вблизи предприятий ОАО РУСАЛ «Саяногорск», содержат меньшее количество поллютантов, но также соответствуют очень высокому и опасному уровню загрязнения – $Z_{cp} = 95$ ($F_{90} Ca_{2,3} Ni_{2,3} Sr_{1,9} Al_{1,7} Ba_{1,7}$).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основе количественных показателей по 20-ти химическим элементам выявлены элементы-загрязнители, характерные для пылегазовых эмиссий при производстве алюминия. К приоритетным загрязнителям отнесены элементы, которые присутствуют в одной или нескольких ассоциациях элементов, установленных для твердой и жидкой фазы снежного покрова и почв с индексом аномальности не менее 10. Это F, Al, Na. Группу второстепенных загрязнителей составили Ni, Cu, Zn, Sr, Ba. Определена дальность переноса основной их массы и выявлены закономерности первичного распределения на территории, прилегающей к источникам эмиссий. Кроме этого рассчитаны аэрозольные и поэлементные нагрузки и индексы суммарного загрязнения снежного покрова, почвенных растворов и твердой фазы почв.

Полученные результаты могут служить основой для оценки эколого-геохимической опасности на территории с производством алюминия и проводить зонирование по степени экологического риска. Важно привлечь внимание соответствующих административных

структур к материалам подобного рода для использования их как ориентир на пути снижения пылегазовых эмиссий действующих предприятий с целью нормализации нарушенного на прилегающей территории геохимического фона и исключения возникновения новых техногенных аномалий.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Мари Г.* Природа и человек. СПб., 1966. 587 с.
2. *Лайель Ч.* Основные начала геологии. М., 1866. Т. 1.
3. *Тимирязев К.А.* Точно ли человеку грозит близкая гибель? М., 1899.
4. *Ферсман Е.А.* Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР, 1955. Т. 3. 798 с.
5. *Вернадский В.И.* Несколько слов о ноосфере // Биосфера. М., 1967. С. 349-358.
6. *Глазовская М.А.* Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1964. 230 с.
7. РД 52.24.360-2008. Массовая концентрация фторидов в водах. Методика выполнения измерений потенциометрическим методом с ионоселективным электродом. Ростов н/Д, 2008. 25 с.

8. *Сает Ю.Е., Смирнова Р.С.* Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // Вопросы географии: сб. М.: Мысль, 1983. Сб. 120. С. 45-55.
9. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Астра-2000, 1999. 763 с.
10. Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения: приказ № 20 Росрыболовства. М., 2010.

Поступила в редакцию 25 сентября 2012 г.

Davydova N.D. TECHNOGENIC FLOWS OF POLLUTANTS AND CHANGES IN GEOCHEMICAL ENVIRONMENT OF COMPONENTS OF TAIGA AND STEPPE GEOSYSTEMS OF SIBERIA

It is shown that under conditions of technogenic pollution, comprehensive assessment of changes in matter composition of the components of geosystems, made on a quantitative basis of monitoring, offers a realistic possibility of taking relevant decisions and managing the quality of natural environment.

Key words: noosphere; technogenesis; pollution; pollutants; geosystems; geochemical environment.

УДК 631.48:930.26

ПАЛЕОПОЧВЫ АРХЕОЛОГИЧЕСКИХ ПАМЯТНИКОВ СТЕПНОЙ ЗОНЫ КАК ИНДИКАТОРЫ РАЗВИТИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ В ГОЛОЦЕНЕ

© В.А. Демкин, М.В. Ельцов, Т.С. Демкина, Т.Э. Хомутова

Ключевые слова: степь; природная среда; палеопочвы; археологические памятники.

На основе изучения подкурганых педохронорядов разработана концептуальная модель эволюции почв нижневолжских степей на протяжении последних 6000 лет. Установлены закономерности вековой изменчивости морфологических, химических, микробиологических свойств палеопочв. По палеопочвенным данным реконструирована динамика увлажненности климата в регионе в эпохи энеолита, бронзы, раннего железа и средневековья. Выявлены кризисные и оптимальные этапы в истории развития природной среды во второй половине голоцена.

ВВЕДЕНИЕ

Проблема истории развития природной среды и ее отдельных компонентов всегда занимала и занимает одно из ведущих мест в сфере интересов отечественных и зарубежных специалистов в области естественнонаучных дисциплин. В ее решении используется весьма широкий спектр методов и объектов изучения. Тем не менее, полученные на сегодняшний день данные о закономерностях голоценовой динамики климата, почвенно-растительного покрова в семиаридных и аридных областях Евразии зачастую носят неоднозначный и даже противоречивый характер. Прогресс в этой области видится в максимальной интеграции исследований, выбора наиболее репрезентативных объектов, содержащих информацию для различных отраслей знания. Подтверждением сказанному могут служить многочисленные примеры совместных работ специалистов в области археологии и естественных наук, которые привели к возникновению и активному развитию новых междисциплинарных научных направлений, в частности геоархеологии, петроархеологии, зооархеологии, археофитоиндикации, археологического почвоведения [1].

Около 6000 лет назад у степных энеолитических племен юга России появился новый тип погребального обряда: над могильной ямой и окружающей ее поверхностью стал насыпаться холм из почвенно-грунтового материала. В отечественную научную литературу археологические памятники подобного рода вошли под названием «курганы». Традиция курганного погребального обряда сохранялась у степного населения бронзового (III–II тыс. до н. э.), раннежелезного (I тыс. до н. э. – IV в. н. э.) веков, раннего и развитого этапов средневековья (V–XIV вв. н. э.). Существующая хронология археологических культур в рамках упомянутых исторических эпох дает возможность определить время сооружения того или иного памятника с точностью от 200–300 до 30–50 лет. В пределах отдельного курганного могильника, куда, как правило, входят разновозрастные памятники, можно исследовать достаточно длительный (до 6000 лет) и дробный погребенный педохроноряд, включающий палеопочвы целой серии временных срезов, нередко до пяти-шести и более. Эффективность таких исследований в решении задач голоценовой эволюции биосферы и ее отдельных компонентов оказывается чрезвычайно высокой, что объясняется прежде всего спецификой объекта изучения.

Как известно, почвы являются едва ли не единственным природным образованием, интегрально отражающим в виде определенных свойств и признаков климатические, литологические, геоморфологические, геохимические, биологические, гидрологические и многие другие условия их формирования и развития. Оказываясь *in situ* в погребенном («законсервированном») состоянии подкурганые палеопочвы до настоящего времени сохраняют «палеоэкологическую память».

РАЙОН И ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследованная нами территория восточноевропейских степей включает Среднерусскую, Приволжскую, Ергенинскую возвышенности и Прикаспийскую низменность в пределах Волгоградской, Ростовской областей и Республики Калмыкия. Климат региона умеренно континентальный. С северо-запада на юго-восток количество атмосферных осадков уменьшается с 400 до 250–300 мм/год, а среднегодовая температура возрастает с 5,4 до 8,1 °С. В почвенно-географическом отношении регион входит в зоны сухих и пустынных степей с темно-каштановыми и каштановыми, светло-каштановыми и бурыми полупустынными почвами соответственно.

Объектами изучения послужили палеопочвы археологических памятников (курганов) эпох энеолита (IV тыс. до н. э.), бронзы (конец IV–II тыс. до н. э.), раннего железа (V в. до н. э. – IV в. н. э.) и средневековья (XIII–XIV вв. н. э.). С использованием почвенно-археологического методического подхода [2] исследовано более 350 памятников в составе около 30 могильников, включающих от 3–5 до нескольких десятков курганов, относящихся, как правило, к различным культурно-хронологическим этапам развития древних и средневековых обществ.

ЗАКОНОМЕРНОСТИ ГОЛОЦЕНОВОЙ ЭВОЛЮЦИИ ПОЧВ

Полученные данные свидетельствуют о том, что на протяжении IV–III тыс. до н. э. эволюция почв сухих и пустынных степей Нижнего Поволжья происходила на уровне подтипов от темно-каштановых к каштановым, от каштановых к светло-каштановым со сдвигом границ почвенных подзон к северу. Смещение границ природных зон (подзон), вероятно, имело место лишь в пограничной полосе шириной в несколько десятков километров. В каждом из исследованных природных регионов (Среднерусская, Приволжская, Ергенинская возвышенности, Прикаспийская низменность) во второй половине III тыс. до н. э. отчетливо прослеживается резкая смена условий почвообразования, которая обусловила интенсификацию процесса дефляции, значительное засоление, дегумификацию и окарбончивание палеопочв. Это привело к опустыниванию ландшафтов и формированию в конце III тыс. до н. э. на водоразделах и высоких речных террасах, древнеморской равнине каштановидных полупустынных палеопочв. Для них были характерны отсутствие признаков солонцеватости и текстурной дифференциации профиля, монотонность окраски, маломощный гумусовый горизонт с содержанием гумуса менее 2 %, поверхностная карбонатность, отсутствие сегрегационных форм карбонатных аккумуляций, значительная засоленность профиля, низкие значения магнитной восприимчиво-

сти. По сравнению с предшествующим временем в каштановидных палеопочвах запасы карбонатов в слое 0–50 см возросли в 1,5–2 раза, легкорастворимых солей и гипса в верхней двухметровой толще – в 2,5–3 раза. По организации профиля и морфолого-химическим свойствам они были весьма близки современным бурым почвам, развитым в настоящее время на буграх Бэра в низовьях Волги в полупустынной зоне. Следует отметить, что подобного облика палеопочвы, названные «лессовидными» [3], были обнаружены под курганами возрастом около 4000 лет в сухостепной зоне Северного Причерноморья. Таким образом, во 2-й половине III тыс. до н. э. в степях Нижнего Поволжья произошла конвергенция почвенного покрова с преобразованием темно-каштановых, каштановых, светло-каштановых почв и солонцов в каштановидные полупустынные почвы, которые в хроноинтервале 4200–3900 лет назад занимали доминирующее положение в регионе. В первой половине II тыс. до н. э. наступила очередная смена условий почвообразования, вероятно, вызванная ростом степени атмосферной увлажненности. Она обусловила дивергенцию почвенного покрова со вторичным формированием к середине II тыс. до н. э. ареалов зональных каштановых почв и солонцов на месте каштановидных. Следовательно, возраст современных каштановых солонцовых комплексов региона не превышает 3500 лет. Смена природных условий вызвала увеличение содержания гумуса и возрастание мощности гумусового горизонта почв, интенсификацию нисходящей миграции легкорастворимых солей и гипса, перестройку карбонатного профиля. Таким образом, в эпохи средней и поздней бронзы (~4300–3500 лет назад) в нижневолжских степях произошли весьма существенные, быстрые и обратимые эволюционные преобразования почв на таксономическом уровне типа.

Палеопочвенные исследования курганов раннежелезного века показали, что на протяжении VI в. до н. э. – IV в. н. э. в палеопочвах сухих и пустынных степей происходили циклические изменения морфологических, химических, микробиологических, магнитных свойств, что свидетельствует об определенной динамике увлажненности климата. Она оказывала заметное влияние на процессы засоления/рассоления, солонце- и гумусообразования, биологическую активность палеопочв солонцовых комплексов. Это вызывало существенные изменения структуры почвенного покрова с обратимыми эволюционными преобразованиями палеопочв на уровне типов, родов или видов за несколько десятков лет. Впервые установлено, что во влажные эпохи в нанопонижениях рельефа формировались луговато-каштановые палеопочвы-эфмеры, которые с наступлением засушливых условий вновь трансформировались в солонцы и зональные каштановые почвы [4].

Характерной особенностью средневековых палеопочв XIII–XIV вв. н. э. на всех исследованных объектах нижневолжских степей является существенное отличие их свойств как от предшествующего времени, так и от современных фоновых. В это время активизировались процессы гумусообразования, рассоления и рассолонцевания почв, произошла перестройка карбонатного профиля, резкие преобразования претерпели почвенные микробные сообщества. Эти данные дают основания считать, что в эпоху развитого средневековья произошли довольно существенные изменения климата в сторону его гумидизации.

РЕКОНСТРУКЦИЯ ДИНАМИКИ УВЛАЖНЕННОСТИ КЛИМАТА ЗА ПОСЛЕДНИЕ 6000 ЛЕТ

Выявленные закономерности вековой динамики различных почвенных свойств и развития почв в целом в значительной мере определялись изменчивостью климата за историческое время. На основе изучения подкурганных педохронорядов нами выявлены основные диагностические палеопочвенные признаки, отражающие состояние и вековую динамику степени увлажненности климата в степной зоне за историческое время [2]. К их числу относятся содержание и профильное распределение карбонатов, гипса и легкорастворимых солей; формы и количество минеральных новообразований; выраженность признаков солонцеватости; содержание и состав гумуса; величина магнитной восприимчивости. В аридные климатические эпохи в почвенном профиле возрастали запасы легкорастворимых солей, гипса, карбонатов, зоны их аккумуляции перемещались ближе к поверхности; трансформировались формы новообразований карбонатов; уменьшались мощность гумусового слоя и содержание гумуса; интенсифицировались процессы ветровой эрозии и импัลверизации солей с солончаков и акватории Каспийского моря. Напротив, при гумидизации климата происходило рассоление почвенно-грунтовой толщ, увеличивались содержание гумуса и величина магнитной восприимчивости в гор. А1, происходило рассолонцевание почв, в гор. В1 формировались обильные новообразования оксидов марганца. Кроме того, нами установлены микробиологические параметры, дающие контрастную характеристику микробного сообщества в степных палеопочвах в аридные и гумидные климатические периоды [5]. К их числу относятся активная биомасса микроорганизмов и ее доля от суммарной микробной биомассы (C_{MB}) и $C_{орг}$ почвы; экологотрофическая структура микробного сообщества; соотношение численности микроорганизмов, использующих легкодоступное органическое вещество – растительные остатки и труднодоступное – гумус; индекс олиготрофности. Если, например, для палеопочв были характерны значительная биомасса активных микроорганизмов и их высокая доля от C_{MB} и $C_{орг}$ почвы, преобладание в экологотрофической структуре микроорганизмов, использующих легкодоступные органические вещества, высокие значения отношения численности микробов, использующих растительные остатки и гумус, низкие величины индекса олиготрофности, то это свидетельствует о гумидизации климата, обусловившей в засушливой степной зоне увеличение продуктивности фитоценозов, а следовательно, большую биомассу поступающего в почву травяного растительного опада. Сравнительный анализ количественных и качественных показателей морфолого-химических и микробиологических свойств палеопочв подкурганных хронорядов дает возможность реконструировать направленность и масштабы вековой изменчивости атмосферной увлажненности, определить хронологическую позицию гумидных и аридных периодов в развитии климата за последние 6000 лет. Использование комплекса различных почвенных характеристик заметно повышает детальность и достоверность природно-климатических реконструкций. Именно такой подход использован нами для реконструкции динамики атмосферной увлажненности в восточноевропейских степях

за последние 60 вв. Его суть состоит в том, что с учетом таксономической принадлежности палеопочв, степени их засоленности, гумусированности, солонцеватости, микробиологической активности и др. возможна оценка нормы атмосферных осадков в прошлые исторические эпохи по сравнению с современной. При реконструкции увлажненности климата принимался в расчет и тот факт, что в настоящее время разница в среднегодовом количестве осадков в сухих степях Волго-Донского междуречья и в пустынно-степной зоне Заволжья составляет 50–70 мм.

Полученные данные свидетельствуют о том, что в IV тыс. до н. э. палеопочвы региона развивались в условиях повышенной атмосферной увлажненности с нормой осадков более 400 мм/год (табл. 1). Природная обстановка, наиболее близкая современной, имела место в конце IV – 1-й пол. III тыс. до н. э. Около 5000 лет назад началась постепенная аридизация климата, продолжавшаяся на протяжении тысячелетия и достигшая максимума на рубеже III–II тыс. до н. э. За это время среднегодовая норма атмосферных осадков снизилась не менее чем на 100–150 мм и достигла уровня 200–250 мм/год. В конечном счете, около 4000 лет назад в степях Восточной Европы возник самый масштабный палеоэкологический кризис за последние 6000 лет. В XVIII–XVII вв. до н. э. в исследуемом регионе началось смягчение климатических условий с увеличением количества атмосферных осадков до 300–400 мм/год в сухих степях Волго-Донского междуречья и до 250–350 мм/год в пустынно-степной зоне Заволжья. Пик этого увлажнения пришелся, вероятно, на середину II тыс. до н. э. и повлек за собой значительные эволюционные преобразования почв со сдвигом ландшафтных рубежей к югу. Очередной засушливый этап приходился на конец II – первую треть I тыс. до н. э.

Савромато-сарматскую культурно-историческую эпоху в климатическом отношении можно рассматривать как эпоху чередования микропльвиальных и микроаридных периодов продолжительностью до 150–200 лет (табл. 1). Савроматский гумидный период (IV–V вв. до н. э.) сменился раннесарматским аридным (IV–III вв. до н. э.) со снижением среднегодовой нормы атмосферных осадков не менее чем на 50–70 мм. Относительно влажными климатическими условиями как в Волго-Донском междуречье, так и в Заволжье характеризовались I в. до н. э., I и IV вв. н. э. (380–400 и 300–350 мм/год соответственно), а наиболее засушливыми – 2-я пол. II – 1-я пол. III вв. н. э. (330–350 и 250–280 мм/год). Промежуточная и близкая ситуация по степени увлажненности имела место в 1-й пол. II в. н. э. и во 2-й пол. III в. н. э. (350–380 и ~300 мм/год).

Судя по свойствам подкурганных палеопочв, можно полагать, что норма атмосферных осадков в золотоордынское время превышала современную на 70–100 мм и составляла в Волго-Донском междуречье 420–450 мм/год, а в Заволжье – 350–400 мм/год (табл. 1). Увеличение атмосферной увлажненности повлекло за собой региональную миграцию природных рубежей к югу, в частности, экспансию сухостепных ландшафтов в пределы пустынно-степных. На основании палеопочвенных данных мы можем говорить о существовании в южнорусских степях «средневекового климатического оптимума», пик которого приходился на XIII в. Однако уже в конце XIV–XV вв. н. э. наступила очередная аридизация климата, которая, по-видимому, в основном и обусловила заметные изменения многих свойств

Таблица 1

Реконструкция увлажненности климата нижневолжских степей в эпохи энеолита, бронзы, раннего железа и средневековья (IV тыс. до н. э. – XIV в. н. э.)

Археологические культуры	Время	Волго-Донское междуречье, сухостепная зона	Заволжье, пустынно-степная зона
		Осадки, мм/год	
Энеолит			
Новоданиловская	Конец V – 1-я четв. IV тыс. до н. э.	> 400	> 350
Эпоха бронзы			
Ямная	XXXI–XXVIII вв. до н. э.	350–370	280–300
Раннекатакомбная	XXV–XXIII вв. до н. э.	300–350	250–300
Поздне- и посткатакомбные	XXII–XIX вв. до н. э.	200–250	< 200
Покровская, срубная	XVIII–XIII вв. до н. э.	300–400	250–350
Эпоха раннего железа			
Савроматская	VI–V вв. до н. э.	~400	330–350
Раннесарматская	2-я пол. IV–III вв. до н. э.	300–350	250–280
	2-я пол. II–I в. до н. э.	~400	330–350
Среднесарматская	I в. н. э.	380–400	300–330
	1-я пол. II в. н. э.	350–380	~300
Позднесарматская	2-я пол. II – 1-я пол. III вв. н. э.	330–350	250–280
	2-я пол. III в. н. э.	350–380	~300
	Конец III–IV вв. н. э.	380–400	300–330
Средневековье			
Хазары, печенеги, половцы	VIII–XI вв. н. э.	300–350	250–280
Золотая Орда	XIII–XIV вв. н. э.	420–450	350–400
Современность		350–370	280–300

почв восточноевропейских степей в постзолотоордынское время (снижение содержания гумуса, увеличение засоленности и др.).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Исследования нескольких десятков подкурганых педохронорядов позволили установить, что в эпоху ранней бронзы (2-я пол. IV – 1-я половина III тыс. до н. э.) эволюция почв нижневолжских степей происходила на уровне подтипов со сдвигом границ почвенных подзон к северу. В каждом из исследованных природных регионов отчетливо прослеживается усиление аридизации климата во 2-й пол. III тыс. до н. э., которая привела к опустыниванию ландшафтов. Среднегодовая норма атмосферных осадков снизилась не менее чем на 100–150 мм и достигла уровня 200–250 мм/год. В конечном счете, около 4000 лет назад в нижневолжских степях возник палеоэкологический кризис. Это сказалось на хозяйственном укладе племен поздне- и посткатакомбного времени, обусловив их переход к подвижному пастушескому скотоводству. В результате аридизации климата во 2-й пол. III тыс. до н. э. произошла конвергенция почвенного покрова с преобразованием каштановых почв и солонцов в каштановидные полупустынные почвы, которые в хроноинтервале 4200–3900 лет назад занимали доминирующее положение в регионе. В 1-й пол. II тыс. до н. э. наступила очередная смена условий почвообразования, вызванная ростом степени атмосферной увлажненности. Она обусловила дивергенцию почвенного покрова со вторичным формированием к середине II тыс. до н. э. ареалов зональных каштановых почв и солонцов на месте каштановидных. Вследствие сложившихся благоприятных

палеоэкологических условий резко возросла численность населения срубной культуры (XVI–XII вв. до н. э.), а для палеоэкономики этой эпохи было характерно сочетание земледелия и скотоводства.

Временная изменчивость морфологических, химических, микробиологических, магнитных свойств палеопочв в хроноинтервале 2600–1600 лет назад характеризовалась ритмичностью в связи с вековой динамикой увлажненности климата с колебаниями среднегодовой нормы атмосферных осадков в пределах ± 30 –50 мм. Климатические изменения обуславливали эволюционные преобразования каштановых палеопочв и палеосолонцов на типовом, родовом или видовом уровнях. В природном отношении время существования савромато-сарматской культурно-исторической общности можно рассматривать как эпоху чередования микроплювиальных и микроаридных периодов продолжительностью 100–200 лет. Периодическая смена ландшафтных и метеорологических условий сказывалась на жизни сарматских племен, регулируя маршруты и сроки их сезонных перекочевков, влияя на особенности расселения, региональные и глобальные миграции.

Характерной особенностью средневековых палеопочв нижневолжских степей XIII–XIV вв. н. э. является существенное отличие их свойств как от предшествующего времени, так и от современных фоновых. В это время активизировались процессы гумусообразования, рассоления и рассолонцевания почв, произошла перестройка карбонатного профиля, резкие преобразования претерпели почвенные микробные сообщества. В эпоху развитого средневековья произошли довольно существенные изменения климата в сторону гумидизации. Среднегодовая норма атмосферных осадков пре-

вышла современную на 70–100 мм. Увеличение атмосферной увлажненности повлекло за собой региональную миграцию природных рубежей к югу, в частности, экспансию сухостепных ландшафтов в пределы пустынно-степных. На основании палеопочвенных данных мы можем говорить о существовании в нижеволжских степях «средневекового климатического оптимума», пик которого приходился на XIII в. Благоприятная почвенно-ландшафтная и климатическая обстановка, сложившаяся в золотоордынское время, в определенной мере способствовала существенному изменению этнополитической ситуации в регионе, появлению многочисленных городищ, переходу средневековых кочевников к полуоседлому образу жизни.

Таким образом, разновозрастные археологические памятники (курганы) степной зоны юга России представляют собой уникальные объекты, своего рода природный архив, сохранивший информацию о голоценовых палеопочвах, о состоянии почвенных микробных сообществ, о закономерностях вековой динамики климата и степени ее влияния на эволюцию почв и ландшафтов на протяжении последних 60 веков.

ЛИТЕРАТУРА

1. Демкин В.А. Палеопочвоведение и археология: интеграция в изучении истории природы и общества. Пушино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1997. 213 с.
2. Демкин В.А., Борисов А.В., Демкина Т.С. [и др.] Волго-Донские степи в древности и средневековье (по материалам почвенно-археологических исследований). Пушино: SYNCHROBOOK, 2010. 120 с.

3. Герасименко Н.П. Изменения природной среды в степной зоне Украины в течение среднего и позднего периодов эпохи бронзы // Эволюция почвенного покрова. Пушино, 2009. С. 187-189.
4. Демкин В.А., Демкина Т.С., Хомутова Т.Э. [и др.]. Отражение динамики увлажненности климата за историческое время в свойствах палеопочв археологических памятников степной зоны // Региональные эффекты глобальных изменений климата. Воронеж: Научная книга, 2012. С. 295-299.
5. Демкина Т.С., Хомутова Т.Э., Каширская Н.Н. [и др.] Микробиологические исследования палеопочв археологических памятников степной зоны // Почвоведение. 2010. № 2. С. 213-220.

БЛАГОДАРНОСТИ: Исследования проводились при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №12-04-00385) и Программы фундаментальных исследований Президиума РАН (направления 4 и 28).

Поступила в редакцию 25 сентября 2012 г.

Demkin V.A., Eltsov M.V., Demkina T.S., Khomutova T.E. PALEOSOILS OF STEPPE ARCHAEOLOGICAL MONUMENTS AS INDICATORS NATURE DEVELOPMENT DURING HOLOCENE

Based on the studies of under-kurgan pedo-chrono-sequences the conceptual model of evolution of soils in the Lower Volga steppes within past 6000 years has been developed. The regularities on the centennial variability of morphological, chemical, microbial properties of paleosoils are elucidated. From the paleosoil data the dynamics of climate humidity in the region within the Eneolith, Bronze, Early Iron and Middle Age epochs is reconstructed. The crises and optima stages in the history of the natural development during the Holocene are revealed.

Key words: steppe; environment; paleosoils; archaeological monuments.

УДК [546.815]:631.445.51(574.41)

СВИНЕЦ В ТЕМНО-КАШТАНОВОЙ ПОЧВЕ В УСЛОВИЯХ МОНО- И ПОЛИЭЛЕМЕНТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

© Н.В. Калентьева

Ключевые слова: почва; почвенные компоненты; тяжелые металлы; формы соединений свинца; моно- и полиэлементное загрязнение.

Впервые в темно-каштановой почве Семипалатинского Прииртышья установлены особенности содержания и распределения форм соединений свинца в зависимости от вида и уровня загрязнения. Показано, что в незагрязненной почве преобладающая часть металла прочно закреплена почвенными составляющими. Установлено, что в ходе загрязнения почвы исходное соотношение форм элемента меняется. Выявлены различия в поглощении металла почвой при разных видах и уровнях загрязнения, а также преобладающие механизмы иммобилизации элемента почвенными компонентами.

ВВЕДЕНИЕ

Исследованию поведения свинца в почвах в последние годы уделяется большое внимание. Повышенный интерес к свинцу вызван его приоритетным положением в ряду основных загрязнителей окружающей природной среды и токсичностью для микроорганизмов, растений, животных и людей. Степень и направленность воздействия свинца определяется не только концентрацией его почвах, но и его химическими формами

в жидкой фазе и характером взаимодействия с почвенными компонентами. Среди этих компонентов глинистые минералы, оксиды Fe, Mn, Al и органическое вещество считаются наиболее важными группами, которые участвуют и конкурируют между собой в процессах иммобилизации свинца.

Особого внимания заслуживает вопрос поведения свинца в почвах при полиэлементном загрязнении, поскольку в условиях техногенеза почва, как и другие компоненты экосистем, как правило, загрязняется не-

ким набором химических элементов из ряда тяжелых металлов (ТМ).

Цель данной работы – выявить закономерности распределения форм соединений свинца в темно-каштановой почве при разных уровнях свинцового и полиэлементного загрязнения.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследовали образцы верхнего горизонта темно-каштановой нормальной легкосуглинистой почвы Семипалатинского Прииртышья. Выбор данного типа почв обусловлен его значимостью в сельском хозяйстве Семипалатинского Прииртышья. Определение физико-химических свойств осуществляли общепринятыми методами [1–3]. Определение общего содержания гумуса проводили по методу Тюрина; определение реакции почвенного раствора производили в суспензиях при соотношении почва : вода = 1 : 2,5 потенциометрическим методом; емкость катионного обмена – по методу Бобко-Аскинази в модификации Грабарова и Уваровой; гранулометрический состав – по методу Качинского. Анализ валового содержания элементов в почвах осуществляли по методу Ринькиса путем разложения почв минеральными кислотами [4]. Для оценки защитных возможностей почв по отношению к загрязнению ТМ был проведен расчет буферной способности почв по методике В.Б. Ильина [5].

Исследовались незагрязненные пробы, а также искусственно загрязненные свинцом (моноэлементное загрязнение) и медью, цинком, кадмием и свинцом, внесенными совместно (полиэлементное загрязнение). ТМ вносились в почву в виде нитратов в количестве 1 ммоль/кг (вариант 1), 5 ммоль/кг (вариант 2) и 10 ммоль/кг (вариант 3).

Загрязненные почвы выдерживали в течение трех месяцев при полной полевой влагоемкости с периодическим высушиванием. По окончании взаимодействия с ТМ почву сушили до воздушно-сухого состояния, измельчали до размера частиц менее 1 мм и осуществляли выделение следующих форм Рb (табл. 1).

Определение форм соединений Рb осуществляли из отдельных навесок почв. Соотношение почва : экстрагент составляло 1 : 10. Экстрагирование производили в течение 1 ч в условиях непрерывного перемешивания,

после чего пробы отфильтровывали и в фильтрате определяли содержание элементов дитизиновым методом с фотоколориметрическим окончанием [4]. Повторность определений – трехкратная.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Исследуемая темно-каштановая почва характеризуется слабощелочной реакцией среды ($pH_{\text{водн}} 7,3$), низким содержанием гумуса (2,5 %), количество физической глины составляет 26,1, илистая фракция – 15,3 %, ЕКО – 17,8 мг-экв/100 г. Буферность почвы к загрязнению ТМ по указанным физико-химическим показателям – средняя.

Валовое содержание Рb составило 14,9 мг/кг (табл. 2). Это в 1,5 раза больше кларка элемента в почве (10 мг/кг), в 1,1 раза меньше кларка в литосфере (16 мг/кг) и в 2,2 раза меньше ПДК (32 мг/кг).

В фоновой почве металл находится преимущественно в прочно закрепленных почвенных соединениях. Так, большая его часть (76,5 %) осталась в неизвлеченном состоянии при использовании даже самого «сильного» экстрагента (5 н. HNO_3).

Для форм его соединений в абсолютном и относительном выражении концентраций характерен следующий ряд: $Pb_{\text{водн}} < Pb_{\text{обм}} < Pb_{\text{сп. сорб}} < Pb_{\text{орг}} < Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}} < Pb_{\text{силикат}}$ (табл. 2, рис. 1).

В загрязненной почве порядок накопления форм Рb сохранился: металл накапливался в порядке возрастания от $Pb_{\text{водн}}$ к $Pb_{\text{силикат}}$. Для характеристики особенностей аккумуляции свинца при разных степенях загрязнения почвы были использованы следующие соотношения показателей относительного содержания форм элемента: $\frac{C_{Pb(\text{вар.1})}}{C_{Pb(\text{фон})}}, \frac{C_{Pb(\text{вар.2})}}{C_{Pb(\text{вар.1})}}, \frac{C_{Pb(\text{вар.3})}}{C_{Pb(\text{вар.2})}}$,

$\frac{C_{Pb(\text{вар.3})}}{C_{Pb(\text{фон})}}$ (где « C_{Pb} » – относительные содержания

Рb в формах соединений; «вар. 1, 2, 3» – варианты загрязнения), с помощью которых удалось выявить преобладающее накопление Рb в тех или иных формах соединений в ходе загрязнения почв и, следовательно, судить о возможных механизмах его иммобилизации при разных видах и уровнях загрязнения.

Относительная доля свинца в первом варианте моноэлементного загрязнения возрастала от 0 до 79,1 %, во втором – от 0 до 85,8 %, в третьем – от 0,1 до 83,9 % (рис. 1а).

В минимально загрязненной почве относительно исходного варианта наибольшее накопление свинца отмечено в $Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$ и $Pb_{\text{силикат}}$, в средне загрязненной почве относительно наименее загрязненной почвы – в $Pb_{\text{сп. сорб}}$, в наиболее загрязненной почве относительно второго варианта загрязнения – в $Pb_{\text{обм}}$, а относительно фонового варианта – в $Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$ (табл. 3).

Относительное содержание Рb при разных уровнях полиэлементного загрязнения темно-каштановой почвы увеличивалось от $Pb_{\text{водн}}$ к $Pb_{\text{силикат}}$: при минимальном – от 0,1 до 85,4 %, среднем – от 0,1 до 88,7 %, наибольшем – от 0,2 до 85,9 % (рис. 1б).

При сравнении минимально загрязненной почвы с фоновой (табл. 4) выявлено, что значительнее всего увеличивалась доля $Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$. При увеличении нагрузки на почву в большей степени накапливалась

Таблица 1

Формы соединений ТМ и условия их извлечения из почв

№	Название формы соединений	Условное обозначение	Экстрагент
1	Водорастворимая	$Pb_{\text{водн}}$	H_2O
2	Обменная	$Pb_{\text{обм}}$	0,1 М $Ca(NO_3)_2$
3	Слабо специфически сорбируемая	$Pb_{\text{сп. сорб}}$	3 % CH_3COOH
4	Связанная с органическим веществом	$Pb_{\text{орг}}$	0,1 М $K_4P_2O_7$ + 0,1 М $NaOH$
5	Связанная с оксидами/гидроксидами Fe	$Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$	0,14 М $(NH_4)_2(C_2O_4)$ + 0,2 М $C_2H_2O_4$
6	Связанная с алюмосиликатами	$Pb_{\text{силикат}}$	5 н. HNO_3

форма $Pb_{\text{сп. сорб}}$. В варианте с максимальным уровнем загрязнения относительно среднего более всего увеличивалась доля $Pb_{\text{обм}}$, а по сравнению с исходной почвой – доля наиболее прочно связанных форм: $Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$, $Pb_{\text{сп. сорб}}$ и $Pb_{\text{орг}}$.

Итак, характеризуя поведение свинца в исследованной почве при разных видах и уровнях загрязнения,

можно отметить следующее. Внесение возрастающих доз водорастворимых ТМ при моделировании поли- и моноэлементного загрязнения почвы способствовало значительному накоплению всех форм соединений Pb с одновременным их перераспределением, зависящим от вида, уровня загрязнения, состава и свойств почвы.

Таблица 2

Формы соединений Pb в исследуемой почве, мг/кг

Вариант	Формы соединений						Валовое содержание
	$Pb_{\text{водн}}$	$Pb_{\text{обм}}$	$Pb_{\text{сп. сорб}}$	$Pb_{\text{орг}}$	$Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$	$Pb_{\text{силикат}}$	
Фон	0,03±0,002	0,16±0,01	0,53±0,02	1,65±0,07	2,10±0,08	3,50±0,13	14,90
Моноэлементное загрязнение							
1	0,06±0,003	0,40±0,02	4,20±0,20	83,32±2,50	142,22±5,40	175,70±5,48	222,09
2	0,39±0,02	2,70±0,12	70,21±2,67	520,00±14,50	720,34±20,80	901,45±20,73	1050,85
3	2,04±0,08	19,89±0,78	250,88±9,03	1060,80±35,67	1555,21±32,90	1750,00±52,50	2086,80
Полиэлементное загрязнение							
1	0,11±0,005	0,72±0,03	6,76±0,26	95,77±0,96	158,44±6,02	189,60±7,96	222,09
2	0,87±0,04	6,32±0,28	95,72±4,40	588,05±23,52	784,67±24,63	932,10±29,82	1050,85
3	3,18±0,13	36,52±1,64	391,51±14,09	1180,00±37,76	1574,22±24,64	1792,30±45,40	2086,80

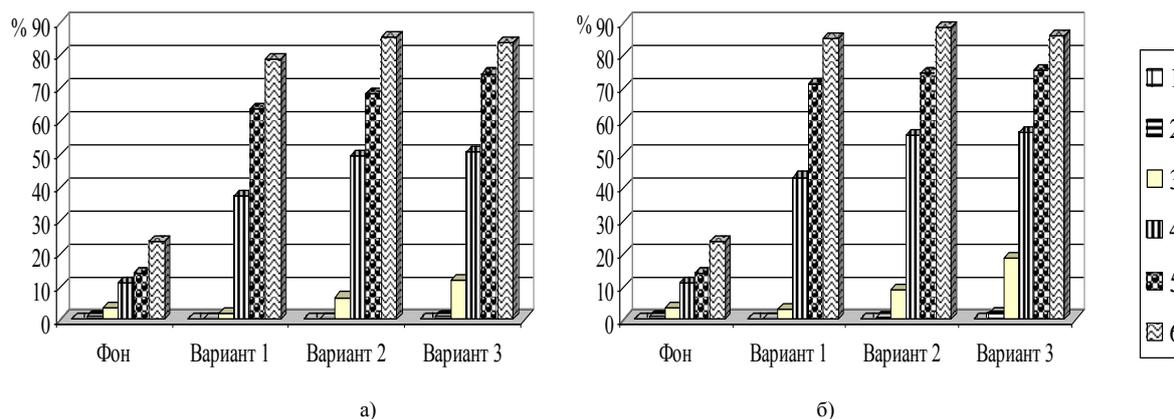


Рис. 1. Формы соединений Pb в темно-каштановой почве при моно- (а) и полиэлементном (б) загрязнении (% от валового содержания): 1 – $Pb_{\text{водн}}$, 2 – $Pb_{\text{обм}}$, 3 – $Pb_{\text{сп. сорб}}$, 4 – $Pb_{\text{орг}}$, 5 – $Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$, 6 – $Pb_{\text{силикат}}$

Таблица 3

Отношения содержания форм соединений Pb в различных вариантах моноэлементного (свинцового) загрязнения темно-каштановой почвы

Накопление Pb в формах	Формы соединений					
	$Pb_{\text{водн}}$	$Pb_{\text{обм}}$	$Pb_{\text{сп. сорб}}$	$Pb_{\text{орг}}$	$Pb_{\text{окс/гидрокс Fe}}$	$Pb_{\text{силикат}}$
$\frac{C_{Pb}(\text{вар.1}),\%}{C_{Pb}(\text{фон}),\%}$	0,1	0,2	0,5	3,4	4,5	3,4
$\frac{C_{Pb}(\text{вар.2}),\%}{C_{Pb}(\text{вар.1}),\%}$	1,4	1,4	3,5	1,3	1,1	1,1
$\frac{C_{Pb}(\text{вар.3}),\%}{C_{Pb}(\text{вар.2}),\%}$	2,6	3,7	1,8	1,0	1,1	1,0
$\frac{C_{Pb}(\text{вар.3}),\%}{C_{Pb}(\text{фон}),\%}$	0,5	0,9	3,4	4,6	5,3	3,6

Таблица 4

Отношения содержания форм соединений Pb в различных вариантах полиэлементного загрязнения темно-каштановой почвы

Накопление Pb в формах	Формы соединений					
	Pb _{водн}	Pb _{обм}	Pb _{сп. сорб}	Pb _{орг}	Pb _{окс/гидрокс Fe}	Pb _{силикат}
$\frac{C_{Pb}(вар.1),\%}{C_{Pb}(фон),\%}$	0,2	0,3	0,9	3,9	5,1	3,6
$\frac{C_{Pb}(вар.2),\%}{C_{Pb}(вар.1),\%}$	1,7	1,9	3,0	1,3	1,0	1,0
$\frac{C_{Pb}(вар.3),\%}{C_{Pb}(вар.2),\%}$	1,8	2,9	2,1	1,0	1,0	1,0
$\frac{C_{Pb}(вар.3),\%}{C_{Pb}(фон),\%}$	0,8	1,6	5,3	5,1	5,4	3,7

При моноэлементном загрязнении свинец в почве фиксировался несколько прочнее, чем при полиэлементном. Так, при полиметалльном загрязнении почвы подвижные формы элемента (Pb_{водн}, Pb_{обм}, Pb_{сп. сорб}) накапливались значительнее, чем при моноэлементном от 1,4 до 2,3 раза (рис. 1). Это связано с тем, что в условиях полиэлементного загрязнения в почве существуют два вида конкурентных взаимоотношений: между различными химическими элементами из группы ТМ, стремящимися взаимодействовать с одними и теми же реакционными центрами почвенных компонентов; между различными типами реакционных центров, стремящихся взаимодействовать с одними и теми же ионами ТМ [6]. В итоге при полиэлементном загрязнении каждого элемента почва поглощает меньше, чем при моноэлементном.

В минимально загрязненной почве, как при моно-, так и полиэлементном загрязнении, Pb в наибольшей степени удерживался оксидами/гидроксидами Fe и несколько в меньшей – алюмосиликатами и почвенным органическим веществом. При увеличении загрязнения более заметным в фиксации свинца становилось значение органического вещества. Роль ионного обмена в поглощении Pb являлась незначительной, в водорастворимую форму элемент практически не переходил.

Несмотря на некоторое увеличение подвижности свинца, вызванное усилением загрязнения почвы и присутствием в почвенной системе при полиэлементном загрязнении других элементов из группы ТМ, при обоих видах загрязнения почвы Pb проявил себя как довольно малоподвижный элемент.

ВЫВОДЫ

1. В незагрязненной почве Pb находился преимущественно в прочносвязанном состоянии.
2. При искусственном загрязнении почвы исходное соотношение форм соединений Pb изменилось. Увеличение общего содержания металлов в почве сопровождалось уменьшением прочности связи Pb с почвенными компонентами.
3. При полиэлементном загрязнении темно-каштановой почвы Pb закреплялся в ней менее прочно,

чем при свинцовом. Данное обстоятельство связано с наличием конкурентного влияния со стороны других элементов за возможность прочно связаться с почвенными реакционными центрами.

4. Свинец проявлял себя как прочно связанный с почвой элемент. Его иммобилизация при моно- и полиэлементном видах загрязнения осуществлялась главным образом за счет взаимодействия с оксидами и гидроксидами Fe, алюмосиликатами, органическим веществом. Более всего увеличивалась доля формы, связанной с оксидами и гидроксидами Fe. Свинец практически не переходил в водную вытяжку и обменную форму.

ЛИТЕРАТУРА

1. Агробиохимические методы исследования почв / под ред. А.В. Соколова. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. Аришушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 488 с.
3. Важенкин И.Г. Методы определения микроэлементов в почвах, растениях и водах. М.: Химия, 1974. 287 с.
4. Ринькис Г.Я. Методы ускоренного колориметрического определения микроэлементов биологических объектов. Рига: Зинатне, 1987. 175 с.
5. Ильин В.Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // Агробиохимия. 1995. № 10. С. 109-113.
6. Ладошин Д.В. Конкурентные взаимоотношения ионов при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Почвоведение. 2000. № 10. С. 1285-1293.

Поступила в редакцию 25 сентября 2012 г.

Kalentyeva N.V. LEAD IN DARK CHESTNUT SOIL IN MONO- AND MULTI ELEMENT CONTAMINATION

For the first time in the dark chestnut soil of Semipalatinsk Priirtyshye the peculiarities of the content and distribution of forms of lead compounds, depending on the type and level of contamination are developed. It is shown that in unpolluted soil significant part of the metal components of the soil firmly fixed. It is found that during the initial ratio of soil pollution forms of the element changes. The differences in the absorption of the metal mold with different types and levels of pollution, as well as the predominant mechanism of immobilization element soil components.

Key words: soil; soil components; heavy metals; forms of lead compounds; mono- and multi element pollution.

УДК 550.47; 550.4.08; 550.42:546

О ПРИНЦИПАХ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО РАЙОНИРОВАНИЯ В СВЕТЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЙ В.И. ВЕРНАДСКОГО О ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ОРГАНИЗОВАННОСТИ БИОСФЕРЫ

© Е.М. Коробова

Ключевые слова: ноосфера; биогеохимические провинции; биогеохимическое районирование; геохимическая экология; радиоэкология; карта риска.

Предложено рассматривать возникновение современных эндемических заболеваний как следствие формирования ноосферы и выделять два фактора и два этапа возникновения негативных биологических реакций: 1) этап колонизации, когда заболевания обуславливались миграцией на территории с экологически неоптимальными условиями обитания; 2) этап техногенеза, когда к фактору переселения добавился фактор искусственного изменения геохимических условий среды обитания.

Предложен новый подход к биогеохимическому районированию и картографированию ноосферы, заключающийся в рассмотрении ноосферы как двуслойной системы, включающей природную и техногенную составляющие. На примере Брянской области показано, что данный подход к биогеохимическому районированию позволяет не только пространственно анализировать эколого-геохимическую ситуацию, но и создавать карты риска для целей адресной профилактики распространения эндемических заболеваний.

ВВЕДЕНИЕ

Фундаментальные основы современных представлений о пространственной организованности биосферы были созданы В.И. Вернадским в начале прошлого века. В 1911 г. в его трудах появился термин «биосфера», а с 1916 г. он начал систематически исследовать биосферу с геохимической точки зрения [1–3]. Среди первоочередных задач В.И. Вернадский выдвигал определение химического состава и геохимической энергии живого вещества для оценки его роли в формировании структуры биосферы. При этом особое внимание он обращал на связь химического состава организмов с химическим составом среды их обитания. В.И. Вернадский писал, что «значительная часть видов организмов, в частности растений, является морфологическими видами, созданными благодаря химическим условиям той среды, на которой они живут, и того состава, какой они при этом получают» [1], и подчеркивал, что «химический состав биосферы не является одинаковым на всем Лике Земли, но резко меняется как функция литологического состава и климатических зон в разных местах биосферы в связи с литологией верхней части планеты» [4]. Таким образом, биосфера является закономерным результатом коэволюции живого вещества и косной материи и имеет четко выраженную пространственно-геохимическую структуру, поддающуюся районированию и картографированию во всех своих проявлениях.

Согласно Вернадскому, деятельность сравнительно небольшого количества живого вещества нашла отражение в химическом составе всех геосфер Земли, сформировав массивы известняков в литосфере, обогатив кислородом атмосферу и, в конечном счете, привела к появлению качественно новой геологической силы – цивилизации. При этом наиболее масштабному и интенсивному преобразованию косная материя подвер-

глась на границе взаимодействия геосфер – в педосфере. Именно в структуре почвенного покрова наиболее отчетливо зафиксировались глобальные, региональные и локальные особенности биологических круговоротов, что позволяет оценить не только характер естественно-природной дифференциации биосферы, но и специфику ее техногенного изменения.

Исследованию пространственной структуры современных биогеохимических провинций и разработке подходов к биогеохимическому районированию и посвящена данная работа.

Естественно-природные биогеохимические провинции как области гармоничного взаимодействия живого и косного вещества. В соответствии с идеями Вернадского, современная геохимическая неоднородность природной среды обусловлена особенностями поэтапной трансформации материи, которая с появлением живого вещества приобрела необратимую эволюционную направленность. И хотя на протяжении геологической истории эпохи последовательной эволюции иногда прерывались резкими качественными изменениями в виде оледенений, вулканических извержений или падений крупных метеоритов, на всей поверхности планеты всегда выживали те и только те виды организмов, которые были максимально приспособлены, в т. ч. и к геохимическим условиям среды своего обитания [5]. Самое незначительное изменение условий обитания в геологическом масштабе времени требовало либо полной адаптации, либо вело к неизбежной и скорой гибели в условиях жестокой конкуренции, стимулирующей одновременно и ускорение эволюции в ходе естественного отбора. Поскольку скорость процессов трансформации биоты на порядки превосходит скорости геологических процессов изменения того субстрата, на котором она существовала, можно говорить о том, что на этапе естественной эволюции в пределах всех областей обитания в любой момент времени могло

существовать только то биологическое сообщество, которое характеризовалось устойчиво оптимальным обменом химическими элементами между живым и косным веществом, что по Вернадскому должно было сказаться и на химическом составе самих организмов, принадлежащих тем или иным биологическим сообществам. Данный тезис подтверждается работами А.П. Виноградова [6], который подробно рассмотрел накопление химических элементов живыми организмами и обратил внимание на существование семейств и видов, отличающихся явно повышенным содержанием ряда микроэлементов – лития (*Thalictrum*), йода (*Laminaria*, *Fucus*, *Cladophora*, *Phodomelia*), селена (*Astragalus*, *Oonopsis*, *Cruciferaea*), марганца (муравьи, моллюски *Opodonta*) и др. Опираясь на эти данные, Виноградов пришел к заключению о том, что биологические виды в своем химическом составе отражают особенности среды обитания, в которой происходило формирование данного вида. Исходя из предположения о такой «геохимической памяти» видов, он предложил использовать состав организмов для реконструкции геохимической обстановки, меняющейся в геологическом масштабе времени.

Трансформация биосферы в ноосферу, появление биогеохимических аномалий, эндемий и антропогенных биогеохимических провинций. Эволюция живого вещества направленно осуществлялась по линии усложнения внутренней организации, из-за чего значимые конкурентные преимущества получали виды, оптимально адаптированные не к узко-специальному, но к максимально широкому спектру природных обстановок, что привело к резкому усложнению поведенческой организации, опережающему развитию нервной системы и качественному скачку – появлению самосознания, т. е. разуму, проявляющему себя в форме осознанной воли, реализуемой в групповом поведении. Таким образом, в саморегулируемой системе биосферы появился мощный и постоянно действующий фактор, обусловивший ее переход в новое качество – в ноосферу.

Появление разума обеспечило одному биологическому виду настолько сильные конкурентные преимущества, что на протяжении геологически ничтожного времени геохимическая обстановка не только перестала быть для него фактором, лимитирующим физическую доступность пространства, но и сама оказалась доступной для целенаправленного изменения. На смену длительной эпохе геохимического равновесия пришла сначала эпоха масштабной экспансии доминирующего биологического вида, которая, однако, быстро сменилась эпохой ускоряющейся геохимической трансформации всей природной среды, осуществляющейся в интересах потребностей одного этого вида.

Происходящая трансформация сопровождалась: 1) существенным изменением состава естественных биогеоценозов в зонах расселения и освоения природных ресурсов; 2) коренным изменением структуры питания; 3) масштабным вовлечением в биологические круговороты ряда новых химических элементов и соединений в количествах, значимо нарушающих естественные процессы обмена веществ в живых организмах.

Колонизация новых территорий с иными геохимическими условиями среды осуществлялась со скоростью, многократно превышающей скорость, необходимую для адаптации к местным геохимическим условиям, что привело к появлению эндемических патологий,

таких как цинга, эндемический зоб, флюороз, болезнь Кашина-Бека и другие. И хотя это и повлияло на состояние популяций, но остановить развитие уже не могло, поскольку для человека разумного геохимический фактор перестал быть лимитирующим.

Дальнейший ход эволюции привел к тому, что технической деятельностью человека были не только затронуты структурные параметры целых природных зон, но серьезно изменению подвергся и сам химический состав среды обитания, что не могло не отразиться на специфике локальных биологических круговоротов и на характере взаимодействия живого и косного вещества в масштабах планеты. Таким образом, в пределах формирующейся ноосферы начали быстро появляться сначала отдельные аномалии, а, по мере усложнения технологий, даже провинции и зоны, проживание в пределах которых сказывалось на состоянии здоровья как самого доминирующего вида, так и видов подчиненных.

Ноосфера как объект геохимического изучения. Свообразие современной ситуации состоит в том, что, несмотря на очевидное воздействие цивилизации на природную среду, возможности человечества еще далеко не сопоставимы с мощностями действующих природных процессов. Фактически слой техногенно принесенного вещества пока еще мал и специфически распределяется главным образом по поверхности несопоставимо более мощного природного субстрата. При этом структурные особенности техногенных образований состоят в том, что в большинстве случаев они представляют собой систему локальных моноцентрических аномалий, формирующихся на фоне естественно-природной неоднородности.

Таким образом, современная ноосфера представляет собой вполне самостоятельный объект геохимического изучения, в пределах которого сохранились, маркируемые почвенным покровом, границы исходно-природных ареалов.

Геохимическая и эколого-геохимическая системы районирования биосферы. Основы современного геохимического районирования биосферы заложил ученик и последователь В.И. Вернадского А.Е. Ферсман, который предложил рассматривать «широтные климатические зоны со всей совокупностью вызванных ими специфических особенностей миграции элементов почвенного покрова и биосферы» [7]. Таким образом, зональная структура почвенного покрова рассматривалась как закономерное геохимическое образование, отображающее климатические особенности биогенной миграции химических элементов. А.Е. Ферсман предложил и принципы создания моно- и полиэлементных геохимических карт путем оконтуривания изолиниями областей равных концентраций [8]. На первой картографической схеме геохимического районирования СССР им были отображены наряду с геохимическими системами геохимические зоны (современные химико-географические области) [8].

В середине 1930-х гг., когда биогеохимическая лаборатория В.И. Вернадского впервые приступила к изучению геохимической обстановки в районе распространения заболеваний человека [9], А.П. Виноградов ввел понятие «биогеохимической провинции» [10], основным критерием выделения которой служил характер биологической реакции на уровень содержания химических элементов в районе обитания (эндемия).

Возможность практической проверки предлагаемого подхода представилась в ходе работ по оценке последствий йодного удара, вызванного загрязнением больших территорий техногенными радионуклидами чернобыльского происхождения. Чистота эксперимента обуславливалась уникальностью ситуации, в которой сочетанное и экологически значимое воздействие оказывалось разными изотопами одного и того же химического элемента, а именно стабильного (природного) йода-127 и радиоактивного (антропогенного) йода-131. Учитывая то, что основной запас стабильного йода в пищевой цепи контролируется почвенным покровом, нами была построена карта йодного статуса Брянской области. Эта карта была затем совмещена с картой выпадения радиоактивных изотопов йода, а полученный результат был представлен в виде карты сочетанного воздействия факторов йододефицита и йодного удара на щитовидную железу, трактуемой как карта риска заболевания раком щитовидной железы (РЩЖ, рис. 1).

Сопоставление с медицинскими данными по распространенности рака щитовидной железы среди группы риска (детей) в пределах выделенных районов показало, что естественно-природный дефицит йода в почвах действительно приводит к повышенному риску заболеваний РЩЖ при йодном ударе, а построенная карта риска позволяет проводить адресную профилактику этого заболевания.

Представляется ценным универсальный характер предложенной методики, поскольку аналогичным образом карта риска может быть построена для любой антропогенно загрязненной территории и применительно к разным заболеваниям, обусловленным избытком или недостатком практически любого химического элемента или соединения.

ВЫВОДЫ

1. Возникновение эндемий является прямым следствием появления цивилизации и результатом, во-первых, колонизации новых территорий и способности человека выживать в геохимически неоптимальных условиях и, во-вторых, антропогенным загрязнением и изменением параметров миграции биогенных элементов.

2. При биогеохимическом районировании ноосферы целесообразно выделять ее исторически-природную и техногенную составляющие, которые качественно отличаются с точки зрения генезиса и пространственной структуры.

3. Специфика биологических реакций на внешнее геохимическое воздействие может быть пространственно охарактеризована методом построения карт риска.

ЛИТЕРАТУРА

1. Вернадский В.И. Живое вещество. М.: Наука, 1978. 358 с.

2. Levit G.S. Biogeochemistry – Biosphere – Noosphere. The growth of the Theoretical System of Vladimir Ivanovich Vernadsky. VWB – Verlag für Wissenschaft und Bildung, 2001. 116 p.
3. Сытник К.М., Стойко С.М., Апанович Е.М. В.И. Вернадский. Жизнь и деятельность на Украине. Киев: Наукова Думка, 1984. 235 с.
4. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. М.: Наука, 1965. 374 с.
5. Дарвин Ч. Происхождение видов путем естественного отбора или сохранение благоприятных рас в борьбе за жизнь. СПб.: Наука, 1991.
6. Виноградов А.П. Биогеохимические провинции и их роль в органической эволюции // Геохимия. 1963. № 3. С. 199-212.
7. Ферсман А.Е. Геохимические проблемы Союза // Избр. тр. М.: Изд-во АН СССР, 1953. Т. 2. С. 211-238.
8. Ферсман А.Е. Геохимия (Лекции 1933–1934 гг.) // Избр. тр. М.: Изд-во АН СССР, 1955. Т. 3. С. 798.
9. Симорин А.М. Проблема Кашин-Бековской (Уровской) эндемии в Восточном Забайкалье // Памяти первых российских биогеохимиков. М.: Наука, 1994. С. 13-21.
10. Виноградов А.П. Биогеохимические провинции и эндемии // Докл. АН СССР. 1938. Т. 18. № 4/5. С. 283-286.
11. Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 299 с.
12. Ковальский В.В. Геохимическая экология – основа системы биогеохимического районирования // Труды Биогеохим. лаб. М.: Наука, 1978. Т. 15. С. 3-21.
13. Сает Ю.Е., Сорокина Е.П., Смирнова П.С. Геохимическое картографирование почв как метод оценки загрязнения городских территорий // Бюлл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 1983. Вып. 35. С. 37-40.
14. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

БЛАГОДАРНОСТИ: Автор выражает глубокую благодарность В.Н. Дорошенко, А.В. Силенку, И.В. Курносовой за предоставление медицинских данных и помощь в организации экспедиционных исследований в Брянской области, И.А. Звонковой за участие в грантах, предоставление информации и ценные консультации, В.Ю. Березкину и Е.И. Чесаловой за участие в сборе и обработке данных.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (гранты № 07-05-00912 и 10-05-01148).

Поступила в редакцию 25 сентября 2012 г.

Korobova E.M. ABOUT PRINCIPLES OF BIOGEOCHEMICAL REGIONALIZING WITHIN OF V.I. VERNADSKIY CONCEPT OF SPATIAL ORGANIZATION OF BIOSPHERE

Formation of modern biogeochemical endemic diseases is suggested to consider as a direct result of biosphere transfer to noosphere. Negative biological reactions are believed to appear due to two stage factors: 1) stage of colonization when diseases happened due to migration on territories with unfavorable conditions of life; 2) stage of technogenesis when the factor of artificial change of geochemical conditions of life added to the factor of migration. A new approach towards biogeochemical regionalizing and mapping of noosphere as a two-layer (natural and technogenic) system is offered. The Bryansk region case study demonstrated that the proposed approach allows spatial analysis of the ecological and geochemical situation and producing risk map for adequate spatial prevention of distribution of endemic diseases.

Key words: noosphere; biogeochemical provinces; biogeochemical regionalizing; geochemical ecology; radioecology; risk map.

УДК 631.41

МИНЕРАЛИЗАЦИЯ АКТИВНОГО ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА СОВРЕМЕННЫХ И ПОГРЕБЕННЫХ КАШТАНОВЫХ ПОЧВ СУХОСТЕПНОЙ ЗОНЫ

© Т.В. Кузнецова, С.Н. Удальцов, В.А. Демкин

Ключевые слова: погребенная почва; активное органическое вещество; минерализация; потенциально-минерализуемый углерод; константа скорости минерализации.

В длительном (150 сут.) инкубационном эксперименте биокинетическим методом оценена минерализационная способность органического вещества современных и погребенных каштановых почв сухостепной зоны Волго-Донского междуречья (Иловлинский р-н Волгоградской обл.). Показано, что интенсивность минерализации активного органического вещества погребенных каштановых почв была сопоставима либо превышала таковую для современных фоновых почв.

Получить представления о направленности и скорости элементарных почвенных процессов, состоянии органического вещества и микробных сообществ в палеопочвах, реконструировать по полученным данным вековую динамику климата помогают сравнительные исследования современных почв и палеопочв – уникальных объектов, скрытых под историческими и археологическими памятниками (курганские могильники, оборонительные валы, поселения) [1–5].

Органическое вещество является важнейшим компонентом почвы, с которым связаны многие ее свойства, сформировавшиеся в результате почвообразования, и который интегрально отражает условия формирования и эволюцию почв [4–6].

Все органическое вещество почвы по скорости деградации подразделяют на активный ($k > 0,001 \text{ сут.}^{-1}$, $T_{0,5} < 2\text{--}3$ года), медленный ($k < 0,0002 \text{ сут.}^{-1}$, $T_{0,5} > 10$ лет) и пассивный ($k < 2,5 \cdot 10^{-6} \text{ сут.}^{-1}$, $T_{0,5} > 750$ лет) пулы, между которыми происходит обмен соединениями, имеющими промежуточные значения биокинетических параметров [8–11]. В биологическом круговороте участвуют преимущественно лабильные соединения углерода, период полураспада которых составляет от нескольких суток до двух–трех лет. К активному пулу органического вещества почвы относят такие основные компоненты, как растворимое органическое вещество, микробная биомасса, часть гуминовых веществ.

В современных почвенно-биологических исследованиях широко используется способ оценки биологической активности компонентов органического вещества и вовлеченности углерода во внутрпочвенные циклы по кинетике их минерализации. Биокинетическое фракционирование, в отличие от химического, позволяет получить динамические характеристики органического вещества почвы, определить скорость трансформации доступных микроорганизмам органических компонентов, а также выявить структуру активного органического вещества, что чрезвычайно важно при моделировании потоков углерода в почве и оценке динамики органического вещества [8–11]. Несмотря на большое количество исследований по минерализации органического вещества различных по генезису почв,

оцениваемой с помощью биокинетического метода, в литературе имеется недостаточно информации о структуре активного органического вещества почв сухостепной зоны, а подобные исследования для погребенных почв практически отсутствуют.

Цель данной работы – сравнить минерализацию органического вещества современных и погребенных каштановых почв сухостепной зоны Волго-Донского междуречья (Волгоградская обл., Иловлинский р-н), определить скоростные параметры (k), характеризующие кинетику постоянно оборачиваемых пулов углерода активного органического вещества, и определить долю этих пулов в составе общего органического углерода.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектами исследования служили каштановые почвы, погребенные под оборонительным валом Анны Иоанновны (сооружен в 1718–1720 гг.), и современные фоновые почвы (залежь, целина). Почвенные образцы были отобраны из горизонтов А1. Почвы имели следующие исходные характеристики: 1) фоновая почва залежи (СП1): рН (H₂O) – 8,0, С орг – 0,88 %, N общ – 96 мг/100 г, N мин – 0,48 мг/100 г; 2) фоновая целинная почва (СП2): рН (H₂O) – 7,6, С орг – 1,10 %, N общ – 117 мг/100 г, N мин – 1,01 мг/100 г; 3) погребенная почва (ПП1): рН (H₂O) – 8,2, С орг – 0,80 %, N общ – 89 мг/100 г, N мин – 0,35 мг/100 г; 4) погребенная почва (ПП2): рН (H₂O) – 7,5, С орг – 0,69 %, N общ – 80 мг/100 г, N мин – 0,26 мг/100 г.

Минерализацию органического вещества исследуемых почв оценивали в лабораторных условиях с помощью биокинетического метода [8, 9]. Почвенные образцы (в трехкратной повторности) предварительно высушивали при 68 °С в течение 24 ч, затем их влажность доводили до 24 вес. % и инкубировали в стеклянных флаконах в течение 150 сут. при 22 °С. Скорость минерализации органического вещества почвы определяли по выделению диоксида углерода из почвы, концентрацию С-СО₂ измеряли на хроматографе Кристаллюкс-4000М (Россия). Кумулятивные кривые

продуцирования $C-CO_2$ аппроксимировали уравнениями экспоненциальной регрессии, рассчитывали содержание потенциально-минерализуемого углерода (уравнение 1), содержание углерода различных по минерализуемости фракций активного органического вещества (уравнение 2):

$$C_t = C_{\text{пм}} [1 - \exp(-k_0 t)] \quad (1)$$

$$C_t = C_1 [1 - \exp(-k_1 t)] + C_2 [1 - \exp(-k_2 t)] + C_3 [1 - \exp(-k_3 t)], \quad (2)$$

где C_t – кумулятивное количество $C-CO_2$ (мг/100 г), выделившегося при инкубировании за время t (150 сут.); $C_{\text{пм}}$ – содержание углерода потенциально-минерализуемого органического вещества; C_1, C_2, C_3 – содержание углерода легко-, умеренно- и трудноминерализуемой фракций активного органического вещества; k_0, k_1, k_2, k_3 – константы скорости минерализации органического вещества (сут.⁻¹).

Содержание углерода микробной биомассы рассчитывали по уравнению 3:

$$C_t = 0,45 C_{\text{мб}} [1 - \exp(-kt)] + Vt, \quad (3)$$

где C_t – кумулятивное количество $C-CO_2$ (мг/100 г), выделившегося при инкубировании предварительно высушенной почвы за время t (15 сут.); $C_{\text{мб}}$ – содержание углерода микробной биомассы (мг С/100 г); 0,45 – доля углерода субстрата, использованного на образо-

вание $C_{\text{мб}}$; V – константа, характеризующая равновесие между приростом и отмиранием биомассы при полной утилизации начального запаса доступного углеродного субстрата. Используя константу V , рассчитывали базальное дыхание почвы ($V / 24$, мг $C-CO_2$ в час/100 г).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В первые два дня инкубации скорость продуцирования $C-CO_2$ современными почвами была значительно выше, чем погребенными, далее (и почти на протяжении всего периода инкубации) интенсивность продуцирования $C-CO_2$ почвой залежи была значительно выше, чем почвой целины и погребенными почвами (рис. 1). Кумулятивное продуцирование $C-CO_2$ почвой залежи составило 182,2 мг $C-CO_2$ /100 г, почвой целины – почти в два раза меньше (рис. 2). Размеры кумулятивного продуцирования $C-CO_2$ погребенными почвами были сопоставимы с таковыми для фоновой целинной почвы.

Содержание $C_{\text{пм}}$ в почве дает общее представление о минерализационной способности органического вещества: чем больше доля потенциально-минерализуемого углерода, тем органическое вещество почвы менее устойчиво и более подвержено различным минерализующим воздействиям [9, 12]. Максимальное содержание $C_{\text{пм}}$ было обнаружено в почве залежи (190 мг/100 г), тогда как обеспеченность потенциально-минерализуемым углеродом почвы целины, имеющей самое высокое содержание $C_{\text{орг}}$, была в 1,8 раза ниже (табл. 1).

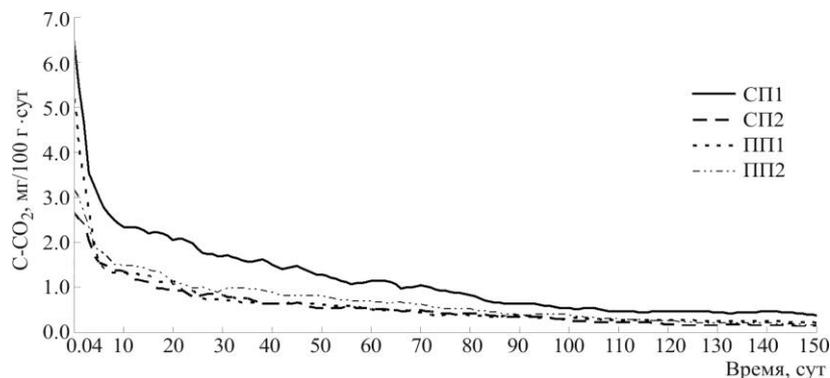


Рис. 1. Интенсивность продуцирования $C-CO_2$ современными и погребенными каштановыми почвами

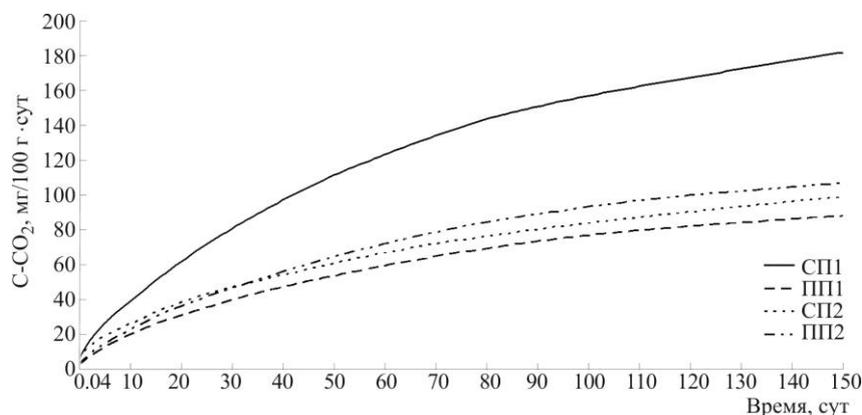


Рис. 2. Кумулятивные кривые продуцирования $C-CO_2$ современными и погребенными каштановыми почвами

Таблица 1

Потенциальная минерализационная способность органического вещества современных и погребенных каштановых почв сухостепной зоны

Почва	Потенциально-минерализуемый углерод			C орг : C _{пм}
	мг/100 г	% от C орг	Константа скорости минерализации (k), сут. ⁻¹	
Современная почва				
СП1	190	22	0,018	4,6
СП2	99	9	0,020	11,1
Погребенная почва				
ПП1	93	12	0,018	8,6
ПП2	114	17	0,017	6,0

Содержание C_{пм} в погребенных почвах было сопоставимо или несколько выше такового для фоновой почвы целины. Доля C_{пм} от C орг в современных почвах составляла 9 и 22 %, а в погребенных – 12 и 17 %. Скоростные параметры (k) потенциально-минерализуемого углерода для всех исследуемых почв были сопоставимы. О минерализационной стабильности органического вещества почвы можно судить также и по соотношению C_{пм} : C орг – чем шире это соотношение, тем выше устойчивость органического вещества [9, 12]. Наибольшая стабильность органического вещества выявлена для целинной почвы (табл. 1). Органическое вещество почвы залежи по сравнению с погребенными почвами было менее устойчиво к разложению.

Потенциально-минерализуемое органическое вещество почвы неоднородно по своему качественному составу и имеет достаточно широкий спектр соединений с большей и меньшей скоростью минерализации [8, 9, 12]. Аппроксимирование кривых продуцирования C-CO₂ трехкомпонентным уравнением экспоненциальной регрессии (уравнение 3) позволяет выделить и количественно оценить различные по скорости минерализуемости фракции углерода (легко-, умеренно- и трудноминерализуемая) в составе активного пула органического вещества. Содержание фракций C₁ – C₃ дает представление об активности оборачиваемости разных компонентов органического вещества; чем выше скорость оборачиваемости, тем органическое вещество почвы менее стабильно и более подвержено процессам деструкции [9, 12]. Структура активного органического вещества исследуемых почв была представлена легко- и трудноминерализуемыми фракциями, тогда как фракция умеренноминерализуемого углерода ни в палеопочвах, ни в их современных аналогах не была обнаружена (табл. 2).

Доля фракции C₁ от C орг в современных почвах составляла 1,6 %, а в погребенных – 1,2 %, доля фракции C₃ от C орг в фоновых почвах составляла 9 и 21 %, в погребенных – 11 и 16 %.

Микробная биомасса как активный компонент органического вещества почвы наиболее чувствительна к факторам окружающей среды. В современных почвах содержание C_{мб} было в 2,1 и 1,7 раза выше, чем в погребенных (табл. 3). Базальное дыхание, рассчитанное по скорости продукции C-CO₂ при равновесии между отмиранием и приростом биомассы, было выше в со-

временной почве залежи. Базальное дыхание остальных исследуемых почв было одинаковым.

Показателем устойчивости микробного сообщества почвы может служить микробный метаболический коэффициент (qCO₂) – отношение скорости базального дыхания микроорганизмов к их биомассе [13]. Полагается, что чем ниже величина метаболического коэффициента, тем почвенная система более устойчива к различным воздействиям [14–15]. Для погребенных почв величина qCO₂ была выше, чем для их современных аналогов (табл. 3), вероятно, лимитирующими факторами для развития микроорганизмов в погребенных почвах были недостаток свежего легкодоступного органического субстрата и минерального азота.

Интенсивность минерализации органического вещества почвы можно оценить по произведению содержания углерода в соответствующем пуле и константы минерализации этого пула (k) [12]. В почве залежи интенсивность минерализации потенциально-минерализуемого углерода была самой высокой (табл. 4), а интенсивность минерализации C_{пм} в фоновой целинной почве и погребенных почвах была сопоставима. Интенсивность минерализации углерода легкоминерализуемой фракции в современных почвах была в 1,2 и 4,4 раза выше, чем в погребенных. Фракция C₃ углерода в современной почве залежного участка была более подвержена минерализационным воздействиям, а в фоновой почве целины данная фракция была более устойчива к минерализации. Интенсивность минерализации трудноминерализуемой фракции активного органического вещества погребенных почв была сопоставима или выше таковой для целинной почвы.

Таблица 2

Структура активного пула органического вещества современных и погребенных каштановых почв

Почва	Легкоминерализуемая фракция углерода			Трудноминерализуемая фракция углерода		
	C ₁ , мг/100 г	% от C орг	k ₁ , сут. ⁻¹	C ₃ , мг/100 г	% от C орг	k ₂ , сут. ⁻¹
Современная почва						
СП1	14,1	1,6	0,942	186	21	0,015
СП2	17,9	1,6	0,338	97	9	0,012
Погребенная почва						
ПП1	9,3	1,2	0,321	91	11	0,014
ПП2	8,2	1,2	0,603	113	16	0,014

Таблица 3

Содержание углерода микробной биомассы в современных и погребенных каштановых почвах

Почва	C _{мб}			Базальное дыхание, мг C-CO ₂ в час /100 г почвы	qCO ₂ , (мг C-CO ₂ в час/г C _{мб})
	мг/100 г	% от C орг	k, сут. ⁻¹		
Современная почва					
СП1	31,2	3,5	1,099	0,10	3,35
СП2	27,3	2,5	1,141	0,06	2,13
Погребенная почва					
ПП1	14,6	1,8	0,790	0,06	3,82
ПП2	16,1	2,3	0,949	0,06	4,03

Таблица 4

Интенсивность минерализации органического вещества современных и погребенных каштановых почв

Почва	Интенсивность минерализации = Sk , мг/100 г сут.		
	S_{pm}	S_1	S_3
Современная почва			
СП1	3,42	13,23	2,76
СП2	1,98	6,04	1,14
Погребенная почва			
ПП1	1,67	2,99	1,25
ПП2	1,94	4,92	1,60

Таким образом, наши исследования показали, что минерализационная способность органического вещества современных и погребенных каштановых почв сухостепной зоны сопоставима либо превышает таковую для современных фоновых почв. Можно полагать, что на момент погребения минерализационные процессы в каштановой почве протекали активнее, чем в современной почве, что позволяет говорить о более влажном и прохладном климате в прошлом. Полученные количественные характеристики и кинетические параметры постоянно оборачиваемых углеродных пулов активного органического вещества палеопочв могут быть использованы при оценке и прогнозировании состояния органического вещества почв в условиях аридизации в связи с глобальными изменениями климата.

ЛИТЕРАТУРА

1. Демкин В.А., Демкина Т.С., Алексеев А.О., Хомутова Т.Э., Золотарева Б.Н., Каширская Н.Н., Удальцов С.Н., Алексеева Т.В., Борисов А.В., Демкина Е.В., Журавлев А.Н. Палеопочвы и климат степей Нижнего Поволжья в I–IV вв. н. э. Пушино: ОНТИ ПНЦ РАН, 2009. 96 с.
2. Демкин В.А., Борисов А.В., Демкина Т.С., Хомутова Т.Э., Золотарева Б.Н., Каширская Н.Н., Удальцов С.Н., Ельцов М.В. Волго-Донские степи в древности и средневековье (по материалам почвенно-археологических исследований). Пушино: SYNCHRO-BOOK, 2010. 120 с.
3. Дергачева М.И., Васильева Д.И. Реконструкция природных условий в степной зоне Самарского Поволжья в позднем бронзовом веке (по данным изучения гумуса погребенных почв) // Вопросы археологии Поволжья. Самара, 2003. Вып. 3. С. 316–323.
4. Иванов И.В., Табанакова Е.Д. Изменения мощности гумусового горизонта и эволюция черноземов Восточной Европы в голоцене (механизмы, причины, закономерности) // Почвоведение. 2003. № 9. С. 1029–1042.
5. Кудряков В.Н., Демкин В.А., Комаров А.С. Природная антропогенная эволюция почв, круговорот углерода в ландшафтах в связи с

- изменениями климата и катастрофическими явлениями // Изменение окружающей среды и климата: природные и связанные с ними техногенные катастрофы. М.: ИФЗ РАН. 2008. Т. 4. С. 13–35.
6. Добровольский Г.В., Ковалева Н.О. Информационная функция почв в биосфере // Роль почв в биосфере. Тр. Ин-та экологического почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова. М.: МАКС Пресс, 2010. Вып. 10. С. 7–24.
 7. Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Розанова М.С. Дополнительные показатели гумусного состояния почв и их генетических горизонтов // Почвоведение. 2004. № 8. С. 918–926.
 8. Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В. Структурно-функциональное состояние органического вещества почвы // Почвенные процессы и пространственно-временная организация почв / отв. ред. В.Н. Кудряков; Ин-т физ.-хим. и биол. проблем почвоведения РАН. М.: Наука, 2006. С. 230–247.
 9. Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А., Тулина А.С. Минерализуемость органического вещества и секвестрирующая емкость почв зонального ряда // Почвоведение. 2008. № 7. С. 819–832.
 10. Paul E.A., Collins H.P., Leavitt S.W. Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring ^{14}C abundance // Geoderma. 2001. V. 104. P. 239–256.
 11. Paul E.A., Morris S.J., Conant R.T., Planie A.F. Does the Acid Hydrolysis–Incubation Method Measure Meaningful Soil Organic Carbon Pools? // Soil Sci. Soc. Am. J. 2006. V. 70. P. 1023–1035.
 12. Kadono A., Funakawa S., Kosaki T. Factors controlling potentially mineralizable and recalcitrant soil organic matter in humid Asia // Soil Sci. Plant Nutr. 2009. V. 55. № 2. P. 243–251.
 13. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. P. 215–221.
 14. Wardle D.A., Ghani A. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development // Soil Biol. Biochem. 1995. V. 27. № 12. P. 1601–1610.
 15. Wardle D.A., Parkinson D. Relative importance of the effect 2,4-D, glyphosate, and environmental variables on the soil microbial biomass // Plant and Soil. 1991. V. 34. P. 209–219.

БЛАГОДАРНОСТИ: Работа выполнена при финансовой поддержке Программы Президиума РАН, грантов Ведущей научной школы (НШ-6620.2012.4) и Российского фонда фундаментальных исследований (12-04-00385-а).

Поступила в редакцию 15 сентября 2012 г.

Kuznetsova T.V., Udaltsov S.N., Demkin V.A. ACTIVE ORGANIC MATTER MINERALIZATION IN MODERN AND BURIED CHESTNUT SOILS OF DRY STEPPE ZONE

The susceptibility of soil organic matter to mineralization in the modern and buried chestnut soils of the dry steppe zone of the Volga-Don interfluvium (Iovlinskiy district, Volgograd region) in a 150 day-long incubation experiment was estimated by the using of biokinetic method. It was shown that the intensity of active organic matter mineralization in the buried chestnut soils is comparable with the intensity of mineralization in the modern soils or exceeds it.

Key words: buried soils; active organic matter; mineralization; potentially mineralizable carbon; constants of organic matter mineralization.

УДК 622.233.3

СПОСОБ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ВОДНО-СОЛЕВОГО БАЛАНСА ПОЧВ

© С.Л. Лазуткин, Н.А. Лазуткина

Ключевые слова: беструбчатый дренаж; кротовина; плотность грунта; тиксотропное разупрочнение; статико-динамическое нагружение; показатель статического воздействия.

Приведено описание способа восстановления водно-солевого баланса почв и обоснование количественной оценки рационального рабочего процесса машины с активным рабочим органом для формирования горизонтальных скважин в связных грунтах.

ВВЕДЕНИЕ

Успешное решение задач продовольственной безопасности страны в условиях жесткой конкуренции на внутреннем и внешнем рынках обуславливает поиск и применение новых высокопроизводительных технологий. При этом достаточно большое внимание уделяется технологиям поливного земледелия. В этой связи восстановление плодородия поливных земель, подверженных засолению, приобретает особое значение, т. к. существует необходимость значительных объемов строительства дренажных систем.

Анализ способов создания беструбчатого дренажа [1–2] позволяет утверждать, что в имеющемся разнообразии конструкций машин и технологий, с помощью которых можно решать поставленные задачи, выявленные недостатки обуславливают возможность дальнейшего развития и совершенствования конструкции грунтопроходческой техники. Поэтому разработка теоретических предпосылок к созданию конструкции рабочего органа статико-динамического действия с учетом свойств обрабатываемой среды [3–4] следует считать актуальной задачей.

ЦЕЛЬ РАБОТЫ

Результаты анализа строения и физико-механических свойств грунта и взаимодействия с ним инструмента рабочего органа [5–8] показывает, что плотность грунта в стенках кротовин будет зависеть от соотношения величины пластических деформаций, названных статическим и динамическим нагружением.

В этом смысле возможны разновидности режимов статико-динамического нагружения, а именно поджатие инструмента к грунтовому массиву в пределах упругих деформаций до удара и послеударное статическое нагружение в пределах упруго-пластических деформаций. Доля упруго-пластических деформаций от указанных нагрузок за один цикл работы ударного устройства будет различна. Это зависит от физико-механических свойств грунта, геометрии рабочего органа, выходных параметров ударного устройства и скорости передвижения базовой машины. При условии постоянства геометрических параметров инструмента активное влияние на изменение плотности грунта бу-

дут оказывать энергия, частота приложения ударной нагрузки и скорость перемещения базовой машины.

Динамическое внедрение инструмента в грунт сопровождается тиксотропным разупрочнением последнего. В таком состоянии грунта уменьшаются его вязкостные свойства, что обуславливает повышенную деформативную способность. Поэтому при последующем статическом проколе тиксотропное разупрочненной зоны реализуется большая часть пластических деформаций. Тем более что контактные напряжения будут формироваться инструментом с геометрией, обеспечивающей их максимальное значение.

ОБОСНОВАНИЕ РАБОЧЕГО РЕЖИМА КРОТОДРЕНАЖНОЙ МАШИНЫ

Взаимодействие конического инструмента с грунтом сопровождается образованием перед его конической частью уплотненного ядра, из которого затем происходит формирование собственно стенки кротовины. Плотность грунта в стенках кротовины обуславливается состоянием грунтового полупространства в непосредственной близости от инструмента, которое соответствует наибольшим контактным напряжениям. Поэтому при взаимном перемещении твердых частиц грунта в зоне уплотненного ядра водно-коллоидные пленки рыхлосвязанной воды будут испытывать наибольшие нагрузки. Это приведет к тому, что относительно большее количество свободной воды будет «выжиматься» из зоны уплотненного ядра. Вместе с тем в точках наибольших напряжений водно-коллоидные пленки рыхлосвязанной воды интенсивно уменьшаются, а в точках с меньшими напряжениями их толщина увеличивается [9–10]. Таким образом, перед динамическим взаимодействием грунт будет «подготовлен» к тиксотропному разупрочнению. Справедливость этих выводов подтверждается исследованиями Н.Я. Хархуты [11], Е.А. Вознесенского [12], которыми установлено, что предварительное статическое нагружение грунта способствует тиксотропному разупрочнению при последующем вибрационном или импульсном нагружении.

Поскольку тиксотропные процессы накладывают определенные временные ограничения на характер взаимодействия инструмента с грунтом, то на режим

нагружения грунта будет оказывать большое влияние частота приложения нагрузки. Это объясняется тем, что после прекращения действия нагрузки начинается процесс восстановления нарушенных водно-коллоидных связей. Поэтому при определенной скорости осевой подачи рабочего органа необходимо обеспечивать соответствующую частоту ударов. При этом величина статического прокола после удара не должна превышать размеров тиксотропно разупрочненной зоны за время нахождения грунта в этом состоянии. Превышение этого предела приведет к трансформации статико-динамического формирования стенок кротовины в очередное приложение статики и динамики. Это выразится в падении плотности грунта в стенках кротовины. Аналогичное явление будет наблюдаться при относительном увеличении доли динамики за цикл. В этом случае происходит динамическое воздействие.

Таким образом, скорость осевой подачи инструмента в забой, определяемая скоростью перемещения базовой машины, влияет на процесс формирования стенок кротовины при статико-динамическом режиме нагружения грунта и его конечную плотность. Причем наибольшая плотность может быть получена при условии, когда за время цикла работы ударного устройства происходит процесс прокола тиксотропно разупрочненной зоны и статическое нагружение грунтового полупространства, подготавливающее грунт к следующему удару. Графическая интерпретация этих выводов представлена на рис. 1.

Пусть участок кривой АОВ соответствует диапазону скоростей, в котором наблюдается статико-динамическое формирование. При скорости, меньшей значения V_1 (кривая, левее точки А), – зона динамики, значения скорости больше V_2 (кривая, правее точки В) соответствуют преобладанию статики в процессе.

Участок кривой АО соответствует диапазону скоростей, отражающих различный характер статического поджатия, видоизменяющегося в зависимости от величины статического внедрения (в пределах упругих и упруго-пластических деформаций). При таких скоростях базовой машины происходит процесс предупредного статического нагружения до величин напряжений, близких к пределу прочности грунта. Затем наносится удар, и грунт деформируется за счет суммарных напряжений, возникающих в точках контакта инструмента с грунтом. Увеличение скорости осевой подачи инструмента приводит к тому, что за время между уда-

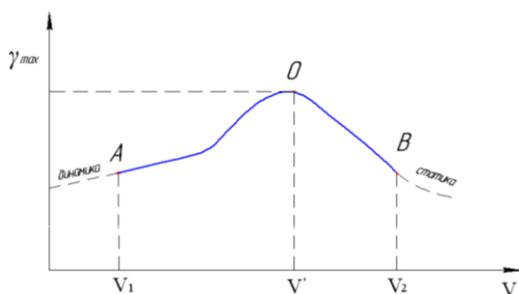


Рис. 1. Изменение плотности грунта в стенках кротовины от действительной скорости базовой машины: V_1 – критическая скорость при динамике; V_2 – критическая скорость при статико-динамике; V' – скорость, соответствующая получению максимальной плотности грунта в стенках кротовины

рами инструмент начинает статически нагружать грунт в пределах упруго-пластических деформаций, прокладывая тиксотропно разупрочненную зону и подготавливая грунтового полупространство к следующему удару (скорость V'). Поскольку абсолютно точно такие скорости определить невозможно, то целесообразно определить некоторый скоростной диапазон, при котором будет формироваться кротовина с наиболее плотными стенками. Участок кривой ОВ соответствует скоростям базовой машины, при которых статико-динамическое нагружение постепенно трансформируется в процессе поочередного статического и динамического воздействия инструмента на грунт.

Обоснование рационализации взаимосвязи выходных параметров ударного устройства и базовой машины требует количественной оценки рассматриваемого процесса. В этой связи было бы целесообразным ввести количественный показатель, по которому можно было бы судить о характере наблюдаемого явления. При определении данной зависимости в качестве исходного было принято известное условие динамического формирования кротовин [7]:

$$V_{Б.М.} \leq n \cdot X_{дин} \leq \frac{1}{T_{Ц}} \cdot X_{дин}, \quad (1)$$

где $V_{Б.М.}$ – скорость перемещения базовой машины; n , $T_{Ц}$ – частота ударов и время цикла работы гидравлического ударного устройства.

Очевидно, что в случае строгого равенства левой и правой частей выражения (1) будет определяться максимальная скорость движения базовой машины, при которой осуществляется динамическое формирование кротовины. Примем ее за критическую скорость динамического формирования V_1 (рис. 1). Увеличение скорости базовой машины видоизменяет процесс, добавляя элемент статического воздействия. С учетом времени наступления тиксотропного разупрочнения и его продолжительности условие статико-динамического формирования кротовины примет вид:

$$t_{ст} \leq T_{тикс} + \Delta t_{тикс}, \quad (2)$$

где $t_{ст}$ – время статического нагружения; $T_{тикс}$ – время нахождения грунта в тиксотропно разупрочненном состоянии; $\Delta t_{тикс}$ – по данным ряда исследователей время запаздывания момента наступления этого состояния грунта для динамического нагружения с $\Delta t_{тикс} = 0$ [9–12].

Вместе с тем время статического нагружения не должно превышать время цикла ударного устройства:

$$t_{ст} \leq T_{цикла}, \quad (3)$$

Если принять, что $t_{ст} = T_{цикла}$, то

$$T_{цикла} \leq T_{тикс}. \quad (4)$$

Из выражения (4) видно, что частота приложения динамической нагрузки должна обеспечивать условия, при которых статическое нагружение будет осуществляться в момент нахождения грунта в состоянии тиксотропного разупрочнения.

Если принять скорость осевой подачи инструмента в забой за постоянную величину, то условие (2) можно записать в виде:

$$X_{ст} \leq X_{тикс}, \quad (5)$$

где $X_{ст}$ – величина статического внедрения за один цикл работы ударного устройства; $X_{тикс}$ – длина зоны тиксотропного разупрочнения.

Таким образом, для получения наилучшего эффекта уплотнения грунта величина статического внедрения, определяемая скоростью базовой машины, не должна превышать размеров тиксотропной зоны. В соответствии с этим нарушение условия (5) приведет к относительному падению плотности грунта в стенках кротовины.

За количественный показатель процесса целесообразно принять показатель, учитывающий относительную долю статического воздействия за цикл:

$$K_{ст} = \frac{X_{ст}}{X_{ст} + X_{дин}}, \quad (6)$$

где $K_{ст}$ – показатель статического воздействия; $X_{дин}$ – единичное динамическое внедрение инструмента.

Анализируя выражение (6), имеем следующее: пусть $X_{ст} = 0$, т. е. в процессе работы не происходит статического поджатия, тогда $K_{ст} = 0$, т. е. процесс динамический. Если скорость осевой подачи рабочего органа такова, что единичное ударное внедрение инструмента не влияет на весь процесс, т. к. это воздействие компенсируется величиной статического внедрения, тогда $K_{ст} \rightarrow 1$, т. е. процесс с преобладанием статического воздействия. Значение $X_{ст}$ и $X_{дин}$ в данном случае определяются прочностными характеристиками грунта, и в этом смысле показатель $K_{ст}$ характеризует процесс нагружения грунта с позиции рассмотрения его физико-механических свойств. Однако при реализации заданного режима нагружения в процессе формирования кротовины целесообразнее осуществлять контроль над выходными параметрами базовой машины и гидравлического ударного устройства. Поэтому представляет интерес представление показателя $K_{ст}$ как характеристики процесса с точки зрения выходных параметров машины в целом. Рассмотрим работу кротодренажной машины как процесс относительного движения тела в подвижной системе координат (рис. 2), при этом за неподвижную систему координат ХОУ примем грунт, за подвижную систему координат Х'О'У' – базовую машину, тело – инструмент рабочего органа. При установившемся движении базовой машины за время внедрения инструмента на величину $X_{дин}$ (рис. 2) относительно неподвижной системы координат ХОУ, сама базовая машина (система Х'О'У') переместится на величину, равную:

$$\Delta X = V_{б.м.} \cdot T_{уд}, \quad (7)$$

где $T_{уд}$ – время передачи энергии удара от бойка к инструменту.

Так как $T_{уд}$ несоизмеримо мало по сравнению со временем цикла, то величиной ΔX можно пренебречь. Затем, по окончании процесса динамического внедрения скорость инструмента относительно грунта (ХОУ)

становится равной нулю. При этом за время, необходимое для взвода и разгона бойка для нанесения по инструменту последующего удара, базовая машина перемещается на величину $X_{дин}$ и, воздействуя на инструмент через корпус дренера, внедряет его на величину $X_{ст}$. После этого по инструменту наносится следующий удар, и цикл повторяется.

Таким образом, общее перемещение инструмента относительно грунта определяется:

$$\Sigma X = V_{б.м.} \cdot T_{цикла}. \quad (8)$$

Отсюда

$$X_{ст} = X - X_{дин} = V_{б.м.} \cdot T_{цикла} - X_{дин}. \quad (9)$$

Тогда формула (7) может быть представлена в следующем виде:

$$K_{ст} = 1 - \frac{X_{дин}}{V_{б.м.} \cdot T_{цикла}}. \quad (10)$$

Учитывая, что $T_{цикла} = \frac{1}{\nu_{уу}}$, определим $V_{б.м.}$.

Тогда имеем:

$$V_{б.м.} = \nu_{уу} \cdot X_{дин} / (1 - K_{ст}). \quad (11)$$

Формулы (10) и (11) показывают, что характеристика процесса статико-динамического формирования кротовины может быть получена с учетом прочностных свойств грунта, геометрии инструмента, скоростных и энергетических показателей базовой машины и ударного устройства

В процессе проведения полевых испытаний кротодренажной машины были получены данные, характеризующие процесс формирования кротовины и возможность реализации расчетного режима нагружения грунта.

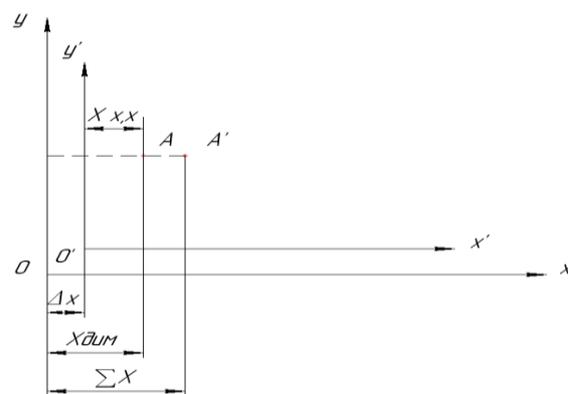


Рис. 2. Схема к определению показателя статического воздействия $K_{ст}$: ΔX – перемещение базовой машины за время ударного внедрения инструмента в грунт; $X_{дин}$ – динамическое внедрение инструмента; xx – перемещение базовой машины за время взвода-разгона бойка ударного устройства; ΣX – общее перемещение инструмента; ХОУ, Х'О'У' – неподвижная и подвижная системы координат

Таблица 1

Способ формирования	Скорость движения базовой машины, с	Частота ударов n , Гц	Единичное ударное внедрение $X_{дин}$, м	Плотность стенок кротовины $\gamma_{гр}$, г/см ³	Коэффициент уплотнения, ϵ
Статический (ударное устройство выключено)	–	–	–	1,77	1,06
Динамический	0,245	17,5	0,014	1,86	1,11
Статико-динамический	1,24	17,5	0,014	2,06	1,236

Анализ этих результатов показывает, что наибольшая плотность стенок кротовины получена при формировании их статико-динамическим способом (табл. 1).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Эффективность работы кротового дренажа подтверждается проведенными ранее [7] испытаниями аналогичной конструкции, которые показали, что при поливах опытного участка дождевальным агрегатом ДДА-100МА кротовины начинают работать через 30..40 мин. после начала полива. При проведении поливов нормой 300...500 м³/Га при нижнем пороге предполивной влажности 70...75 % объемы стока по кротовинам достигали 5...15 % от поливной нормы. При этом снижение запасов солей (за период проведения вегетационных поливов) происходит до 0,015 % от веса почвы (рис. 3).

Кротодренажная машина статико-динамического действия может быть использована для прокладки устойчивого беструбчатого дренажа в минеральных грунтах I–IV категории на глубине до 1,0 м. Глубина прокладки дренажа зависит от мощности плодородного слоя.

Диаметр формируемых кротовин 100...120 мм. Расстояние между кротовинами определяется в зависимости от количества отводимой по ним влаги, степени засоления и грунтовых условий. Прокладка кротовин осуществляется с боковой поверхности водоотводного канала или из заходного шурфа. Порядок работы выглядит следующим образом:

- определяется степень засоления участка поля, объем попадающей за сезон в грунт влаги на шаг нарезки кротовин;
- определяется уклон поля и отрывается водоотводной канал (если не имеется такового);
- на разных участках поля берутся пробы из подпочвенного слоя грунта, и определяется его гранулометрический состав, влажность; грунт подвергается испытанию ударником ДорНИИ, по результатам исследований определяется вид грунта;
- на основании полученных данных в соответствии с рекомендациями устанавливается скоростной режим движения базовой машины и производится регулировка блока управления гидроударного устройства таким образом, чтобы обеспечить условия статико-динамического формирования кротовины на этом грунте;
- производится прокладка кротовин, схема движения машины по полю в процессе работы показана на рис. 4.

Важным условием для достижения хорошего результата является соблюдение требований влажности

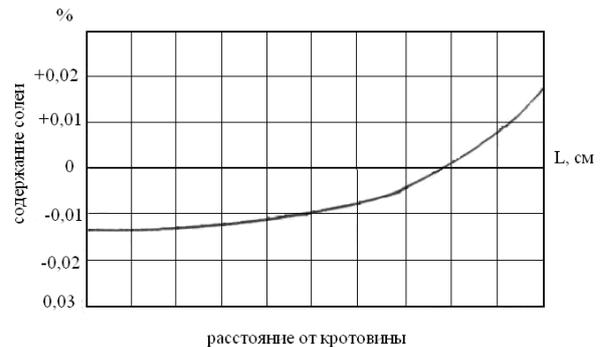


Рис. 3. Изменение исходных запасов солей в полуметровом слое почв после первого года испытаний кротовин

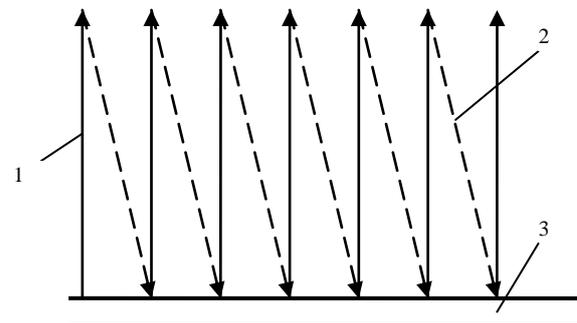


Рис. 4. Технологическая схема прокладки беструбчатого дренажа: 1 – рабочий ход машины; 2 – холостой ход; 3 – водоотводный канал

грунта. Для получения максимальной плотности грунта в стенках кротовин необходимо проводить работы в осенне-весенний период, т. к. влажность грунта должна быть близкой к оптимальной.

ЛИТЕРАТУРА

1. Абрамов С.К. Подземный дренаж в промышленном и городском строительстве. М.: Стойиздат, 1967. 239 с.
2. Домин Е.Д. Бестраншейное строительство закрытого дренажа. М.: Колос, 1981. 240 с.
3. Лазуткина Н.А., Лазуткин С.Л. Комплексное представление системы «машина – обрабатываемый материал» // Вестник Пермского ГТУ. Пермь, 2011. Т. 13. № 2. С. 40-47.
4. Лазуткин С.Л., Лазуткина Н.А. Обоснование параметров ударной системы адаптивного ударного устройства // Машиностроение и безопасность жизнедеятельности. 2011. № 1 (8). С. 59-63.
5. Орлов В.Б. Исследование взаимодействия с грунтом конических штампов для образования горизонтальных скважин: автореф. дис. ... канд. техн. наук. Киев, 1975.
6. Тимкин А.Ф. Разработка и определение параметров гидроневмоударного навесного копрового оборудования для обустройства ав-

- томобильных дорог: автореф. дис. ... канд. тех. наук. Караганда, 1985.
7. Вернер А.О. Создание и исследование навесного гидроневмоударного оборудования для бестраншейной прокладки дренажа и подземных коммуникаций: автореф. дис. ... канд. тех. наук. Караганда, 1984.
 8. Вазетдинов А.С. Исследование методов и оборудования подземной проходки при прокладке труб для кабелей связи: автореф. дис. ... канд. тех. наук. М., 1959.
 9. Фрейдлих Г. Тиксотропия. М.: ГОНТИ, 1939. 47 с.
 10. Цытович Н.А. Механика грунтов. М.: Высшая школа, 1983. 287 с.
 11. Хархута Н.Я. [и др.] Тиксотропные процессы в грунтах при ударных и вибрационных воздействиях // Труды СоюзДорНИИ. М., 1971. Вып. 48.
 12. Гуменский Б.М. Основы физикохимии глинистых грунтов и их использование в строительстве. Москва, Ленинград: Стройиздат, 1965. 213 с.

13. Лазуткин С.Л. Создание и исследование статико-динамического рабочего органа кротодренажной машины: автореф. дис. ... канд. тех. наук. Караганда, 1994.

Поступила в редакцию 3 октября 2012 г.

Lazutkin S.L., Lazutkina N.A. A WAY TO RESTORE THE WATER-SALT BALANCE OF SOILS

The description of the method of restoration of water and salt balance of the soil and justification of quantitative evaluation of rational process of computer with an active working body for the formation of horizontal wells in cohesive soils is given.

Key words: without tube drainage; molehill; soil density; thixotropic softening; static and dynamic loading; rate of static effects.

УДК 631.41

РОЛЬ ЛИТОГЕННОЙ ОСНОВЫ В ПОЧВЕННОМ ЦИКЛЕ УГЛЕРОДА: ЛАБОРАТОРНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ

© А.Н. Мальцева, Д.Л. Пинский, Б.Н. Золотарева

Ключевые слова: минерализация; динамика гумификации; растительные остатки; минеральный субстрат; гуминовые вещества.

В лабораторных условиях изучена динамика трансформации растительных остатков кукурузы в песке и суглинке. Показано, что при постоянных температуре и влажности динамика гумификации определяется законами волнового развития микробного сообщества. Стабилизация углерода в гумусовом веществе с длительностью эксперимента снижается, а величина отношения $C_{ГК}/C_{ФК}$ увеличивается. Интенсивность и конечные результаты процесса зависят от состава и свойств минерального субстрата.

ВВЕДЕНИЕ

Трансформация *растительных остатков* (РО) в почвах происходит за счет двух противоположно направленных процессов – минерализации и гумификации *органического вещества* (ОВ). Эти процессы являются ключевыми в цикле углерода в наземных экосистемах. Образующиеся *гуминовые вещества* (ГВ), являясь устойчивой формой органических соединений углерода вне живых организмов, обеспечивают выполнение почвами глобальных функций в биосфере. Средняя интенсивность гумусообразования на суше составляет $2,5 \cdot 10^9$ т $C_{орг}$ в год [1]. Существуют различные точки зрения, касающиеся механизмов гумификации, но наиболее распространенными являются конденсационная гипотеза и гипотеза окислительного кислотообразования. Первая предполагает синтез *гуминовых кислот* (ГК) за счет процессов конденсации и полимеризации из мономеров, образующихся в процессе разложения растительных тканей, и продуктов метаболизма микроорганизмов [2–3]. Гипотеза окислительного кислотообразования включает три этапа: 1) новообразование гумусовых кислот за счет ферментативного окисления высокомолекулярных соединений, входящих в состав растительных остатков; 2) трансформация новообразованных гумусовых кислот через стадию приобретения наиболее характерных черт ГК (формирование «зрелых ГК») с одновременным гидролитическим расщеплением и окислением фульвокислот (ФК);

3) очень медленное «неизбежное» разрушение гумусовых кислот вплоть до полной минерализации [4]. Таким образом, гуминовые кислоты являются своеобразным промежуточным этапом трансформации органических остатков в процессе их минерализации. Эти гипотезы получили признание в нашей стране и за рубежом и лежат в основе современных представлений о путях и механизмах превращения неспецифических органических соединений в ГВ. Д.С. Орлов подвел итог этим исследованиям, показав, что оба пути гумификации, вероятно, осуществляются в почвах, а степень их участия в трансформации органического вещества зависит от условий почвообразования [1, 5].

На первом биологическом этапе, достаточно коротком, происходит образование «молодых» неустойчивых ГВ, которые в ходе дальнейшей гумификации стабилизируются, в т. ч. за счет образования связей с минеральной частью [4, 6].

К настоящему времени накоплен обширный материал о возможных типах связи между органическими и минеральными компонентами почвы [4, 7–8]. В последние годы появились теоретические и экспериментальные работы, подтверждающие матричную (каталитическую) функцию глинистых минералов в синтезе ГВ [9–12]. Осуществлен ферментативный синтез гумусоподобных веществ на минеральной матрице из простых продуктов разложения растительных остатков [13]. *Целью* данной работы является изучение влияния моно- и полиминерального субстратов на минерализа-

цию и гумификацию растительных остатков в лабораторных условиях.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Для проведения модельных экспериментов использовалась кукуруза, надземную массу которой предварительно высушивали и измельчали до размеров 3–5 мм. В первой серии экспериментов в качестве минеральных сред использовали чистый кварцевый песок и бескарбонатный покровный суглинок (Московская обл.). Песок предварительно отмывали 10 %-ным раствором HCl до отрицательной реакции на Fe^{3+} , PO_4^{3-} , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , а затем от следов Cl⁻ дистиллированной водой. Минералогический состав суглинка представлен кварцем – 59 %, каолинитом – 16 %, слюдой – 13 %, полевыми шпатами – 11 % и смектитом – 2 %. Песок и суглинок тщательно перемешивали с измельченной надземной массой кукурузы в соотношении 1 : 10, помещали в стеклянные сосуды объемом 200 см³, увлажняли до 60 % от полной влагоемкости подготовленного материала. Инокуляцию субстрата почвенными микроорганизмами производили путем внесения в каждый сосуд 1 мл почвенной суспензии, содержащей 0,01 г серой лесной почвы. Инкубация осуществлялась в биологическом термостате при температуре 20 °С. Продолжительность эксперимента составила 19 месяцев. Образцы для исследования отбирали через 0,5, 1, 3, 6, 9,5 и 19 месяцев эксперимента. Повторность опыта трехкратная. Гуминовые вещества экстрагировали обработкой инкубированного материала раствором 0,1 М

$Na_4P_2O_7$ с pH около 10 [4]. Углерод в общем экстракте, растворах ГК и ФК определяли по Тюрину.

Потери в результате минерализации оценивали по разности между содержанием углерода в субстратах в начальный момент (C_0) и пробах каждого срока инкубации ($C_{i,j}$). Препараты ГК выделяли двукратной экстракцией 0,1 н NaOH с последующим осаждением ГК 6 М HCl. Очистку осуществляли переосаждением после повторного растворения препаратов в щелочи с добавлением KCl и обработкой раствора смесью 0,1 М HCl и 0,3 М HF [14].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Закономерности минерализации РО кукурузы в песчаном и суглинистом субстратах. Изменение содержания углерода в изучаемых системах в долях углерода от исходного содержания представлено на рис. 1. В первый месяц инкубации в песчаном субстрате минерализовалось около 50 %, в суглинистом – около 24 % от C_0 . После стадии энергичной минерализации процесс замедлился и после 6 месяцев эксперимента в песчаном субстрате суммарные потери C-CO₂ не превысили 55 % C_0 . За этот же период инкубации РО кукурузы в суглинистом субстрате потери углерода достигли уровня сопоставимого с его потерями в песчаном субстрате.

Таким образом, процессы минерализации в суглинистом субстрате протекают с некоторой задержкой по сравнению с песчаным, но постепенно достигают такой же глубины.

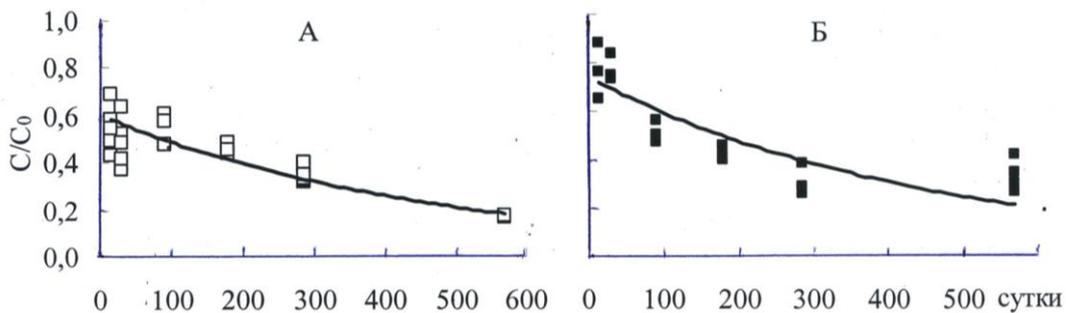


Рис. 1. Изменение содержания $C_{орг}$ песчаного (А) и суглинистого (Б) субстратов в процессе трансформации растительных остатков кукурузы

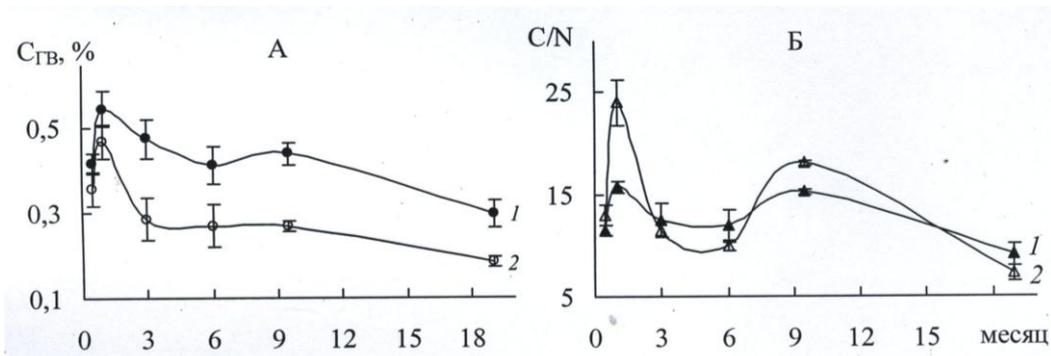


Рис. 2. Изменение содержания ГВ (А) и отношение C/N (Б) в них в процессе гумификации растительных остатков кукурузы. Условные обозначения: 1 – в суглинке; 2 – в песке

Таблица 1

Динамика содержания новообразованных гуминовых веществ, % от C_0 , и глубина гумификации, $C_{ГК}/C_{ФК}$, растительных остатков кукурузы в лабораторном эксперименте

Показатели	Срок инкубации, месяц					
	0,5	1	3	6	9,5	19
Песок						
$C_{ГК}$	4,1	6,0	2,9	3,5	3,7	2,7
$C_{ФК}$	3,3	3,7	3,1	2,3	1,9	1,0
$C_{ГК}/C_{ФК}$	1,2	1,6	0,9	1,5	1,9	2,7
Суглинок						
$C_{ГК}$	4,2	5,7	4,3	4,3	5,1	3,4
$C_{ФК}$	3,6	4,7	4,7	3,4	3,2	2,1
$C_{ГК}/C_{ФК}$	1,2	1,2	0,9	1,3	1,6	1,6

После 6 месяцев инкубации наступила фаза медленной минерализации, когда трансформации подвергался уже не только исходный материал, но и комплекс исходного и частично трансформированного материала с гумусовыми веществами и продуктами разложения и метаболизма микроорганизмов.

В последующий период инкубации от 6 до 9 месяцев потери углерода в обеих системах увеличились всего на 10–12 %, продолжая оставаться сопоставимыми – 65–70 % от C_0 . Далее, в суглинистых системах процесс минерализации РО стабилизировался на низкой интенсивности и к концу опыта (19 месяцев) в системе осталось 33 ± 7 % от C_0 . В песчаных субстратах разложение РО, как и следовало ожидать, продолжалось с несколько большей интенсивностью, и к 19 месяцам инкубации в системе осталось только $17 \pm 0,4$ % углерода от исходного содержания. В его состав, очевидно, входит углерод трудногидролизуемого лигнина (11 % от массы исходного растительного материала) и новообразованные ГВ, устойчивые к биоминерализации, содержание которых к этому моменту времени достигло 3,7 % от C_0 (табл. 1).

Фазу медленной минерализации связывают с ингибирующим действием лигнина и стабилизацией продуктов разложения РО и новообразованных ГВ за счет адсорбции на поверхности глинистых минералов [5, 15]. Фазу быстрой минерализации связывают с разложением лабильного пула углерода, сопоставимого отчасти с легкой фракцией органического вещества (плотность $< 1,8$ г/см³). В ней доминируют органические остатки разной биохимической природы и различной степени минерализации и, кроме того, гумусовые соединения, представленные металлогуминовыми комплексами, а также углистые вещества [16]. Наибольшие различия систем проявляются при разложении именно лабильного пула углерода. Его константа разложения (k_1) в песчаной среде составляет $0,069$ сут.⁻¹, в суглинке – $0,032$ сут.⁻¹. Константы разложения трудно минерализуемого пула углерода (k_2) близки – $0,0015$ и $0,0012$ сут.⁻¹ соответственно.

Гумификация РО кукурузы в песчаном и суглинистом субстратах. Количество ГВ, образующихся при разложении РО кукурузы, в песке и суглинке существенно различалось (табл. 1), динамика гумификации оставалась подобной (рис. 2А).

Максимальное и приблизительно одинаковое количество вновь образованных ГВ отмечено в исследуемых системах через месяц инкубации. Доля ГВ на этот момент достигала около 10 % от C_0 . Согласно М.М. Кононовой именно за это время заканчивался период гумификации РО наземной массы подавляющего количества видов растений [2]. Через 3 месяца инкубации содержание ГВ в песчаных субстратах резко уменьшилось до 6,0 % от внесенного C_0 . Вероятно, это связано не только со снижением интенсивности гумификации, но и минерализацией новообразованных ГВ. В период от 3 до 9,5 месяцев процесс гумификации протекал практически в стационарном режиме с постепенным уменьшением содержания ГВ до 5,6 %. К концу 19 месяцев эксперимента величина $C_{ГВ}$ в песке составила 3,7 %.

В опытах с суглинком уменьшение интенсивности гумификации после 1 месяца инкубации происходило медленнее. К 6 месяцам эксперимента содержание $C_{ГВ}$ оказалось больше на 1,9 %, чем в песчаном субстрате. Через 9,5 месяцев с начала эксперимента наблюдается вторичное увеличение содержания ГВ до 8,3 % от C_0 . После чего, вплоть до 19 месяцев инкубации, наблюдалось постепенное уменьшение содержания гуминовых веществ. Таким образом, выявлена колебательная динамика содержания ГВ в суглинистом субстрате. Более ярко волновой характер процесса гумификации подчеркивает динамика величины отношения C/N в гуминовых веществах (рис. 2Б).

Известно, что на разных этапах трансформации ОВ происходит смена популяций микроорганизмов, обусловленная изменением состава питательных субстратов в ходе трансформации РО, и формирование в системе универсальных сукцессионных комплексов микроорганизмов-деструкторов. Характер гумификации определяется, вероятно, законом «волнообразного развития микробной популяции» [15].

В условиях описываемого модельного эксперимента коэффициент гумификации РО кукурузы достиг 3,6 % $C_{ГВ}$ в год в суглинке и 2,5 % – в песке. Более высокая аккумуляция ГВ в суглинке по сравнению с песком объясняется: 1) адсорбцией ГВ поверхностью дисперсных минеральных частиц с образованием прочных адсорбционных комплексов, труднодоступных для дальнейшей минерализации; 2) наличием в субстрате минералов с высоким содержанием гидроксидов Al и Fe, обуславливающих положительный заряд значительной части высокодисперсных минеральных частиц и, следовательно, более прочную адсорбцию карбоксилсодержащих органических молекул [17] и 3) затрудненной аэрацией более тонкодисперсного субстрата, обусловленной его сложением. Песок обладает противоположными свойствами, в результате чего создаются более благоприятные условия для биоминерализации РО и новообразованных ГВ.

Влияние минерального субстрата на процесс гумификации также отчетливо проявляется в количестве образующихся гуминовых кислот и глубине гумификации органического материала (табл. 1). Динамика содержания ГК в инкубируемых системах повторяет динамику содержания ГВ – имеет волнообразный характер с трендом постепенного уменьшения количества в ходе эксперимента. Больше количество ГК образуется в суглинистой системе. Одновременно, гранулометрическая, минералогическая и химическая гетерогенность

суглинка препятствуют минерализации углерода в целом и, в т. ч., минерализации новообразованных ФК. Очевидно, это связано с тем, что ФК – наиболее активная часть гуминовых веществ с более высоким содержанием кислородсодержащих функциональных групп. Это обеспечивает им более прочную адсорбцию на суглинке и, следовательно, меньшую доступность микроорганизмам. В результате содержание ФК в суглинистом субстрате выше, а отношение $C_{ГК}/C_{ФК}$ ниже, чем в песчаном, практически на протяжении всего эксперимента.

В обеих исследуемых системах глубина гумификации, характеризуемая величиной отношения $C_{ГК}/C_{ФК}$, постоянно увеличивается, достигая максимальных значений в конце эксперимента. Это абсолютно совпадает с основным правилом «кинетической теории гумификации» Д.С. Орлова – отбором термодинамически и биохимически устойчивых гуминовых веществ.

Таким образом, исследования показали, что динамика процессов трансформации РО в разных минеральных средах во многом сходна и определяется характером развития микробного сообщества. Интенсивность и качественные характеристики процессов минерализации и гумификации при постоянных температуре и влажности инкубирования зависят от состава и свойств минеральной матрицы и поэтому различаются.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Процесс гумификации РО носит волновой характер и более отчетливо выражен в суглинистом субстрате. Это связано, вероятно, с изменением общей численности и активности микроорганизмов, структуры микробных ценозов в ходе эксперимента из-за меняющегося качества органического материала в системах, т. е. определяется законом «волнообразного развития микробной популяции».

Количество новообразованных гуминовых веществ за год при трансформации растительных остатков в системах, содержащих глинистые минералы, в 1,44 раза больше, чем в песке. Это связано с их стабилизацией при образовании прочных минералоорганических соединений с высокодисперсными компонентами. Эти соединения труднодоступны микроорганизмам и обеспечивают сохранность не только гуминовых, но и значительной части фульвокислот. Глинистые субстраты, обеспечивая лучшую защищенность ГВ в целом от минерализации, поддерживают в составе ГВ заметную долю ФК. При этом величина отношения $C_{ГК}/C_{ФК}$ сужается по сравнению с песчаными системами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гуминовые вещества в биосфере / под ред. Д.С. Орлова. М.: Наука, 1993. 237 с.
2. Кононова М.М. Органическое вещество почвы. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 314 с.
3. Flaig W. Organic compounds in Soil // Soil Sci. 1971. V. 111. № 1. P. 19-33.
4. Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Л.: Наука, 1980. 288 с.
5. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во МГУ, 1990. 325 с.
6. Baldock J.A., Skjemstad J.O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack // Org. Geochem. 2000. V. 31. № 7-8. P. 697-710.
7. Kleber M., Sollins P., Sutton R. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces // Biogeochemistry. 2007. V. 85. № 1. P. 9-24.
8. Schnitzer M. Reactions of minerals with soil humic substances // Minerals in soil Environments / ed. by J.B. Dixon, S.B. Weed. Madison: WI. Soil Science Society of America, 1977. P. 741-770.
9. Зубкова Т.А., Карпачевский Л.О. Матричная организация почв. М.: Русаки, 2001. 295 с.
10. Пинский Д.Л., Курочкина Г.Н. Эволюция учений о поглотительной способности почв // Почвенные процессы и пространственно-временная организация почв. М.: Наука, 2006. С. 295-312.
11. Birkel U., Gerold G., Niemeyer J. Abiotic reactions of organics on clay mineral surfaces // Developments in Soil Science. 2002. V. 28. Part 1. P. 437-447.
12. Kaiser K., Guggenberger G. Mineral surfaces and soil organic matter // Europ. J. Soil Sci. 2003. V. 54. Issue 2. P. 219-236.
13. Zavarzina A.G. A mineral support and biotic catalyst are essential in the formation of highly polymeric soil humic substances // Eur. J. Soil Sci. 2006. V. 39. № 1. P. S48-S53.
14. Орлов Д.С., Гришина Л.А. Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во МГУ, 1981. 272 с.
15. Семенов А.М., Семенов В.М., Ван Бругген А.Х.К. Диагностика здоровья и качества почвы // Агрохимия. 2011. № 12. С. 4-20.
16. Травникова Л.С., Титова Н.А., Шаймухаметов М.Ш. Роль продуктов взаимодействия органической и минеральной составляющих в генезисе и плодородии почв // Почвоведение. 1992. № 10. С. 81-97.
17. Курочкина Г.Н., Пинский Д.Л. Образование минералоорганических соединений и их влияние на поверхностные свойства почвенных алюмосиликатов // Почвоведение. 2004. № 4. С. 441-451.

Поступила в редакцию 3 сентября 2012 г.

Maltseva A.N., Pinskiy D.L., Zolotareva B.N. ROLE OF LI- THOGENIC BASIS IN SOIL CARBON CYCLING: LABORATORY MODELING

The dynamics of maize plant residues transformation in sand and loam substrates was studied in laboratory conditions. It was shown that dynamics of the plant residues humification determine by the laws of wave development of the microbial community at constant temperature and humidity. The stabilization of the humic substances carbon in duration of this experiment was reduced, but the ratio of the HA/FA was increased. The intensity of the process and the final results depend on the composition and properties of the mineral substrate.

Key words: mineralization; dynamics of humification; plant residues; mineral substrate; humic substances.

УДК 631.46(435.04)

ПОЧВЕННЫЕ МИКРОБОЦЕНОЗЫ И ИХ ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ОСОБЕННОСТИ В УСЛОВИЯХ СИБИРИ

© Е.В. Напрасникова

Ключевые слова: почва; микробоценозы; функциональные особенности. Приведен анализ и итоги многолетних исследований структуры, динамики и функциональных особенностей микробиоты почв в условиях Сибири. Эколого-биохимический подход в работе позволил выявить особенности почвенно-биотических ресурсов естественных и антропогенно измененных геосистем.

ВВЕДЕНИЕ

В.И. Вернадский [1], вводя в науку метафорическое понятие «живое вещество», подчеркивал, что почвы, переполненные им, представляют живую пленку суши. При этом в биосферной концепции он уделил большое внимание влиянию биоты на поверхностные оболочки Земли и указывал на ведущее положение почвенных организмов, главным образом за счет концентрационной функции. Данное положение основывается на таких узловых особенностях микробиоты, как превосходство их по биомассе на суше (в 750 раз по сравнению с океаном), большая лабильность метаболизма, что выражается в использовании разнообразных соединений, высокая скорость размножения и т. д. [2]. Более того, микробиоту можно отнести к критическим компонентам геосистемы ввиду того, что она обеспечивает метаболизм вещества и энергии, являясь ее самой реактивной частью (из существующих форм живой материи) с высокой физиологической активностью и разнообразием биохимических функций.

В настоящее время не вызывает сомнений тот факт, что деятельность микробиоты, определяемая географическими и экологическими факторами, обуславливает все почвенно-биохимические процессы и экологические функции самой почвы.

Перед сотрудниками лаборатории геохимии ландшафтов и географии почв Института географии СО РАН стояли вполне конкретные и в высшей степени трудоемкие задачи по оценке уровня численности, размеров биомассы в режиме временных наблюдений (внутрисуточных, ежедневных, сезонных), биологического разнообразия, а также роли микробиоты в экологических функциях почвы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исследования структуры, динамики и функциональные особенности микробиоты почв на стационарах выгодно отличались от аналогичных исследований других учреждений. Во-первых, они являлись частью комплексных научно-исследовательских работ, во-вторых, носили эколого-географическую направленность, в-третьих, метод комплексной ординации [3] позволил выявить особенности пространственной

структуры микробоценозов различных геосистем Сибири на разных географических стационарах (Харанорский, Нижне-Иртышский, Ленский, Ново-Николаевский). Более того, были проведены детальные проработки по динамике численности, биомассе и продуктивности основных групп почвенных микроорганизмов. Следует подчеркнуть, что полигоны-трансекты, где проводились исследования по методу комплексной ординации, представляют репрезентативные участки исследуемой территории или модельные участки геосистемы. Следовательно, материалы, полученные по изучению микробиоты, также можно считать репрезентативными. Изучение функциональной роли микробиоты почв началось на примере Юго-Восточного Забайкалья (Харанорский стационар) и в пределах южных районов Иркутской области в начале 1960-х гг. Кроме количественного и качественного изучения микробных ассоциаций, используя «метод ферментативных реакций», была впервые показана закономерность проявления интенсивности и направленности биохимических процессов малоизученных (на тот момент) почв Восточной Сибири, что нашло отражение в печати [4]. Исследованиями были установлены факты увеличения активности большинства ферментов при движении от горно-таежных почв севера на юг к почвам степей Забайкалья. Это не что иное, как подтверждение подчинения изучаемых процессов действию закона зональности. Данные исследования совпали с моментом в изучении почв, когда биохимический подход привлек внимание отечественных и зарубежных ученых.

В 1970-е гг., когда расширилась сеть стационаров Института географии СО РАН, была продолжена работа по изучению особенностей микробиоты Сибири и ее роли в почвенных процессах, а главное в пространственно-функциональной организации геосистем. Экологическая направленность работ продолжала оставаться на высоком уровне, что оценивается весьма положительно при получении биогеохимической информации. Значимость работ усилилась в связи с участием в Международной биологической программе (МБП). Особенно актуальным был вопрос продуктивности микроорганизмов в различных почвах разных географических зон.

Исследования, начатые в рамках МБП в условиях Сибири, успешно продолжались и далее. Результаты показали, что наибольшие колебания численности

микроорганизмов наблюдаются в пойменных геосистемах. В меньшей степени они отмечаются в таежных, а в относительно более стабильных степных – динамика изменения общей численности микроорганизмов выражена сравнительно слабо [5]. Во всех изучаемых геосистемах изменение численности при ежедневных и сезонных наблюдениях имели сходство, выраженное в периодичности: за подъемом численности следовал ее спад. Суммарный баланс в целом за вегетационный сезон находился в пределах средней многолетней нормы.

Микробная масса, ее размеры, структура, биохимические свойства и закономерности развития – функции взаимосвязи растительных, физико-химических и гидротермических процессов. Было показано, что в южно-таежном Прииртышье в биологически активном слое почвы биомасса микроорганизмов колеблется в разные годы от 0,91 до 6,0 т/га [6]. Несколько меньшие размеры зарегистрированы (на примере черноземных и бурых лесных) в районе низогорного рельефа предгорий Западного Саяна от 0,5 до 1,8 т/га. Важно отметить, что на примере почв ландшафтно-экологического ряда Западного Саяна по результатам прямого подсчета под микроскопом было показано преобладание биомассы грибов над биомассой бактерий. Это явилось существенным коррективом в представления о состоянии в почвах основного деструктора органических веществ. Специальные опыты показали интересный факт, что в условиях Сибири количество мертвых бактерий не превышает 8 % [7].

В степных почвах Юго-Восточного Забайкалья уровень биомассы составлял 0,3–0,5 т/га, но при благоприятном водном режиме эти значения возрастали в 3–6 раз [8]. Почвы степных экосистем Минусинской котловины характеризуются более стабильным уровнем биомассы и имеют значения 0,3–1,1 т/га [9]. В черноземных и серых лесных почвах Назаровской котловины (зона КАТЭКа) размеры микробомассы в разные годы колеблются от 0,9 до 3,6 т/га [10].

Скорость размножения микроорганизмов в почве очень не постоянна и зависит от множества факторов среды. Так, например, число поколений бактерий за год колебалось в пойменных геосистемах от 7 до 35, таежных – от 4 до 17, степных – от 2 до 9.

Следует отметить, что результаты данных исследований, которые не потеряли своей ценности и в настоящее время, вошли в итоги исследований на национальном и на международном уровне. Они отражены в научных статьях авторитетных журналов, специальных сборниках и итоговых выпусках под руководством видного ученого д.г.н. Т.В. Аристовской. Особенно ярко это представлено в одной из итоговых международных серий «Ресурсы биосферы» [11].

Наблюдения за состоянием почвенной микробиоты в естественных геосистемах Сибири послужили основой для выявления ее изменчивости в почвах зоны промышленного освоения, а также осуществления прогноза этих изменений под воздействием различных антропогенных нагрузок. Достаточно детально были изучены ответные реакции микробиоты на воздействие различных промышленных отходов (нефтеперерабатывающего и нефтехимического, металлургического комбината, аэрозольных выбросов Назаровской и Березовской ГРЭС, работающих на бурых углях) как в естественных неизолированных условиях, так и в режиме эксперимента.

В отличие от других «классических» сибирских географических стационаров, исследования на КАТЭ-Ке (Назаровский и Березовский стационары) проводились на коротких сопряженных рядах топогеосистем или фациях – дублях, т. е. на удаленных друг от друга небольших участках. На основании этих материалов представилась возможность определить интенсивность и направленность процессов естественного самоочищения почв. Иными словами, были заложены основы для развития идей и принципов структурно-функционального анализа разнообразных свойств почв и экологических функций.

Кроме режимных наблюдений в условиях стационаров проводилась большая работа методического характера по изучению отклика интродуцированных микробных популяций (первый способ) и инициированных микробных сообществ (второй способ) [12]. Такие способы контроля были рекомендованы автором подхода в качестве индикационных для оценки состояния изучаемых почв в зонах умеренного и сильного техногенного воздействия. Многолетние исследования коллектива сотрудников в рассмотренных аспектах получили обобщение в монографии З.И. Никитиной [13].

Наряду с изучением количественных и качественных характеристик микробиоты большое внимание уделялось и продолжает уделяться биохимическому потенциалу почв, как интегральному показателю, а в экологическом аспекте – функциональному и значимому показателю темпов и степени его изменчивости в различных геосистемах. Так, определение гидролитических и окислительно-восстановительных ферментов в почвах долинных геосистем Западно-Сибирской равнины показало их достаточную обогащенность. Известно, что уровень ферментативного потенциала определяют гидротермические условия и растительный покров. Было показано, что агрогенное влияние в значительной степени может влиять на состояние ферментативной системы, и это выразилось в уменьшении ее активности.

В настоящее время, когда усиливается влияние не только техногенеза, но и урбанизации, стали весьма актуальными вопросы состояния почвенного покрова городской среды. В городских экосистемах разнообразие почв варьирует от естественных зональных до типичных урбаноземов, которые выполняют важные экологические функции. На примере промышленных городов Восточной Сибири показано, что рН городских почв значительно смещается в щелочную область. Изучен щелочно-кислотный тренд биологической активности от величины рН почв, который можно считать результатом антропогенно-спровоцированных процессов. Данные интегральные показатели явились нашим выбором не случайно. Биохимический потенциал почв как индикатор их современного экологического состояния заслуживает особого внимания. Известно, что биологическая активность почв – один из информативных показателей ее функциональных возможностей на текущий момент времени, что согласуется с концепцией о двуединой природе почв [14] и контролируется экологическими факторами особенно щелочно-кислотными условиями (рН). Он является полифункциональной характеристикой почв и считается информативным не только с общих экологических позиций, но и санитарных, т. к. показывает возможности самоочищающей способности городских почв.

Кроме этого на основе большого количества экспериментальных данных выделены группы почв в городской среде с разной степенью самоочищающей способности. Впервые выполнена оригинальная карта-схема, как информационное обеспечение при современной оценке экологического состояния городской среды в оперативном режиме. Представленное исследование является опытом (примером) оценки функционального состояния почвенного покрова урбанизированной территории и получения новых экологических знаний в реальном времени [15–16].

Исходя из диагностической роли и информативности почвенно-биохимических показателей, разработан и предложен алгоритм оперативной оценки экологического состояния почв, базируемым на большом экспериментальном материале и математическом моделировании. На основе этого метода важным этапом в исследованиях является прогнозирование будущего состояния функционирования изучаемых почв в условиях меняющейся окружающей среды, что детально отражено в печати [17].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в результате многолетних исследований определены структурно-динамические характеристики микробиоценозов, выявлена направленность сложных почвенно-биохимических процессов в условиях ранимой природы Сибири. Показаны возможности контроля функционирования и изменчивости микробиоты, как тонкого индикатора условий среды в режиме мониторинга.

Определены почвенно-микробиологические ресурсы изучаемых геосистем и их функциональные особенности в пространственно-временном аспекте. Все это является восполнением недостаточной изученности территории в данном направлении. Биодиагностические принципы с использованием индикационных методов и выбором интегральных показателей позволили выявить ряд экологических функций почв, определяемых исключительно биохимическими ресурсами. Это в свою очередь повысило информативность результатов выполняемых исследований не только в диагностическом плане, но и прогностическом, столь важных в период обострения экологических проблем. Опыт разностороннего изучения микробиоты почв Сибири и ее функциональной роли в рамках как теоретических, так и прикладных задач можно признать значимым.

Иными словами, учитывая большую сложность самого объекта изучения и методическую трудоемкость исполнения, можно оценить многолетнюю работу всех ее участников, как большой вклад в развитие идей В.И. Вернадского в учение о биосфере.

ЛИТЕРАТУРА

1. Вернадский В.И. Биосфера. М.: Мысль, 1967. 376 с.
2. Добровольский Г.В., Бабьева И.П., Богатырев Л.Г. Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере. М.: Наука, 2003. 364 с.
3. Сочава В.Б., Волкова В.Г., Дружинина Н.П. [и др.] Метод комплексной ординации в ландшафтоведении и биогеоценологии // Докл. Ин-та геогр. Сибири и Дальнего Востока. 1964. Вып. 5. С. 3-15.
4. Козлов К.А. Биологическая активность почв Восточной Сибири: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Таллин, 1970. 39 с.
5. Никитина З.И. Экология микроорганизмов и проблемы микробиологического мониторинга состояния наземных экосистем Сибири: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1987. 37 с.
6. Антоенко А.М. Микрофлора почв темнохвойных лесов южнотатаежного Прииртышья: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Иркутск, 1975. 21 с.
7. Самбурова Е.В. Микрофлора почв предгорий Западного Саяна: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1977. 22 с.
8. Михайлова Э.Н. Микрофлора почв Онон-Аргунской степи (Юго-Восточное Забайкалье) и ее экологические связи: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Иркутск, 1971. 20 с.
9. Барыкова Ю.Н. Микрофлора почв экосистем Койбальской степи Южно-Минусинской котловины: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Алма-Ата, 1983. 22 с.
10. Напрасникова Е.В. Основные подходы, методы и результаты изучения биогенных свойств почв Шарыповского промузла (зона КАТЭКа) // Экологические проблемы урбанизированных территорий. Иркутск: Изд-во ин-та географии СО РАН, 1998. С. 105-113.
11. Аристовская Т.В. Численность, биомасса и продуктивность почвенных бактерий // Ресурсы биосферы (Итоги советских исследований по международной биологической программе). Л.: Наука, 1975. Вып. 1. С. 241-259.
12. Мамитко А.В. Динамика популяций почвенных микроорганизмов некоторых естественных и нарушенных экосистем Сибири: автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1987. 20 с.
13. Никитина З.И. Микробиологический мониторинг наземных экосистем. Новосибирск: Наука, 1991. 218 с.
14. Соколов И.А., Таргульян В.О. Взаимодействие почвы и среды: почва – память и почва – момент. Изучение и освоение природной среды. М.: Наука, 1976. С. 150-164.
15. Naprasnikova E.V., Snytko V.A. Biochemical activity of some urban soils in of East Siberia // Stadia Universitatis Babes-Bolyai. Biologia. 2002. V. XLVII. P. 55-58.
16. Напрасникова Е.В., Данько Л.В. Изучение трансформации почвенного покрова под влиянием урбанизации и техногенеза в условиях Восточной Сибири // География и природ. ресурсы. 2004. № 4. С. 36-40.
17. Напрасникова Е.В. Эколого-биохимическое моделирование состояния почвенной среды городов // Тренды ландшафтно-геохимических процессов в геосистемах юга Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 2004. С. 145-159.

Поступила в редакцию 25 сентября 2012 г.

Naprasnikova E.V. SOIL MICROBIOCENOSSES AND THEIR FUNCTIONAL CHARACTERISTICS UNDER SIBERIA CONDITIONS

The the analysis and results of the long-term investigations of the structure, dynamics and functional characteristics of soil microbiota under Siberia conditions is presented. The ecological-biochemical approach applied in the work made it possible to reveal the characteristics of soil-biotic resources of natural and anthropogenically changed geosystems.

Key words: soil; microbiocenoses; functional characteristics.