

СЕКЦИЯ 7. ГИДРОГЕОХИМИЯ И ГИДРОГЕОЭКОЛОГИЯ ЗЕМЛИ. ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ В ГИДРОГЕОЭКОЛОГИИ

Оценка качества почвы и воздуха по флуктуирующей асимметрии листа *Betula sp.*, в целом, согласуется с данными других анализов и служит подтверждением результатов на обследованных по этому методу профилях.

По результатам биоиндикации, воды зал. Импилахти во всех точках не загрязнены или относятся к «умеренно загрязнённым». Точка 7.1 находится ближе всего к пос. Импилахти, что, вероятно, и сказывается на состоянии донного сообщества в данном месте: расположена поселковая лодочная станция. Прочие места отбора проб характеризуются как «чистые». К таковым относится и точка 7.5 вблизи рыбноводческой фермы, хотя разведение рыб часто негативно отражается на водной экосистеме.

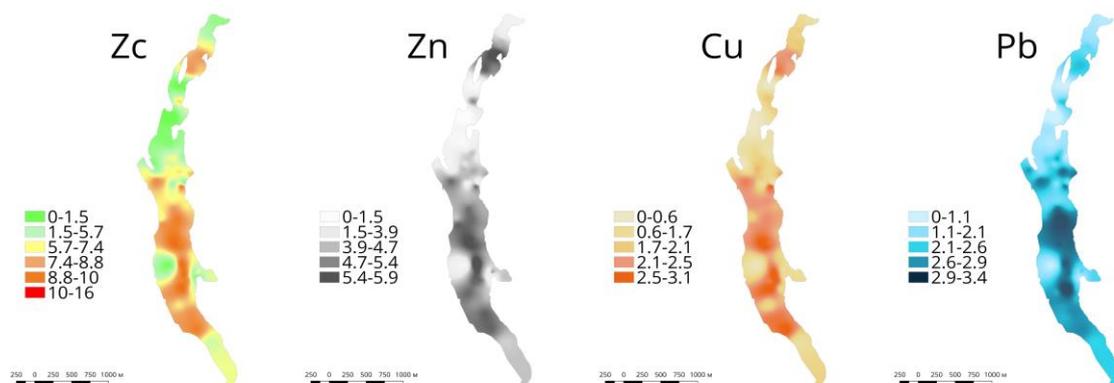


Рис. 1 Схемы распределения суммарного показателя загрязнения и коэффициентов концентрации тяжёлых металлов в донных отложениях

Уровень полиэлементного загрязнения донных отложений залива Импилахти (рис. 1) колеблется в пределах «низкого» уровня ($Zc \leq 10$). В акватории залива можно выделить две зоны накопления тяжёлых металлов, одна из них расположена вблизи пос. Импилахти. Другая зона занимает по площади значительную часть залива, где наблюдаются максимальные глубины. Наиболее значимые превышения концентрации относительно фоновых значений отмечены для цинка. Это может быть связано с тем, что по гранулометрическому составу донные отложения в зал. Импилахти относятся к глинам и суглинкам, которые, в свою очередь, достаточно сильно удерживают цинк, понижая его растворимость в природных условиях. На данный момент стоит продолжить отслеживать динамику накопления тяжёлых металлов в заливе Импилахти.

Наиболее загрязнённым водным объектом в бассейне залива Импилахти можно считать ручей Витатамной, где осуществляется сброс неочищенных канализационных вод. Содержание тяжёлых металлов в компонентах среды определяется региональным фоном. В целом, в районе залива Импилахти экологическое состояние водных объектов можно считать благополучным, при этом необходимо установление должного контроля антропогенной нагрузки в местах загрязнения водоемов.

Литература

1. Ворошилов В.Г. Геохимические методы поисков месторождений полезных ископаемых: учебное пособие. Томск: Издательство Томского политехнического университета, 2011. 104 с.
2. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений
3. Захаров В.М. и др. Здоровье среды: методика оценки. М.: Центр экологической политики России, 2000. 68 с.
4. Подлипский И.И., Ляховская А.К., Шибяева А.С., Горбунцов Д.А., Ващенко И.В., Теленкова А.П., Холматов Ш.Р. Сравнительный анализ применимости различных биотических индексов при оценке состояния природных и техногенных объектов // Геология, геоэкология и ресурсный потенциал Урала и сопредельных территорий. Уфа: ФГБУН Институт геологии Уфимского научного центра РАН, № 5, 2017, с. 421–424.
5. Чертопруд М.В. Мониторинг загрязнения водоемов по составу макрозообентоса. Методическое пособие. М.: Ассоциация по химическому образованию, 1999, 231 с.

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СОСТАВА ГРУНТОВ (ВОДНОЙ ВЫТЯЖКИ) СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Е.А. Михайлова

Научный руководитель доцент А.А. Хващевская

Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

При проведении мероприятий по улучшению плодородия почв сельскохозяйственного назначения производится привнесение в них удобрений различного химического состава с целью повышения плодородия почв. Компоненты состава удобрений имеют разнообразную способность к накоплению в почвах и выведению из них, что в дальнейшем не может не повлиять на химический состав почв территории.

В связи с тем, что в настоящее время значительная часть сельскохозяйственных территорий отводится под строительство зданий всевозможного назначения, необходимо контролировать присутствие в почвах компонентов,

оказывающих негативное воздействие на материалы и конструкции зданий. При этом важно проследить изменение концентрации этих компонентов, как в приповерхностном слое, так и на глубине.

Цель работы - изучить особенности распространения водорастворимых компонентов состава почв по глубине.

В основу работы положены материалы по исследованию химического состава водных вытяжек (ВВ) из почв, отобранных на территории Томского района. Средний химический состав ВВ из почв представлен в работе [3]. Анализ водных вытяжек проведен в ПНИЛ гидрогеохимии НОЦ «Вода» ИШПР ТПУ. На указанной территории отобрано 11 проб с глубины от 0,5 м до 12 м.

Поскольку в грунтах, как и в любой природной среде, все процессы и явления взаимосвязаны друг с другом, при рассмотрении распределения химических компонентов по глубине четко прослеживается изменение содержания одних компонентов при поступлении других в водные вытяжки. Особенности распределения ряда компонентов ВВ из почв, вызывающих агрессивные свойства почв и в свою очередь входящих в состав минеральных удобрений и поступающих в почвы при агрохимических процессах представлены на рис. 1 (А-В).

Согласно литературным данным [1], к основным минеральным удобрениям в первую очередь относятся азотные удобрения, представленные аммиачными формами азота. Такие удобрения включают в себя сульфат аммония, хлористый аммоний, аммиачная селитра, жидкие аммиачные удобрения и др. Распределение азотосодержащих компонентов в ВВ исследуемых почв, представленных ионом аммония и нитрат-ионом, показано на рис. 1 Б. Из него видно, что на глубине до 5 м нитрат-ион имеет высокое значение при максимальном содержании 9,3 мг/кг, тогда, как после 5 м в почве наблюдается преобладание NH_4^+ над NO_3^- . Возможно, это связано с уменьшением количества кислорода с глубиной, в результате чего нитрификация проходит медленно, и как следствие количество иона-аммония увеличивается, а количество NO_3^- уменьшается. Эта особенность поведения азотистых соединений отмечается в работе В.И. Маркова [4]. При этом наибольшее количество NO_3^- и наименьшее NH_4^+ наблюдается на глубине 1,5 м, что может быть связано со временем отбора проб. Так как отбор данных проб производился в октябре-ноябре, и кроме того, на данной территории почвы характеризуются непромывным режимом, то под влиянием осенних осадков или талых вод, образуемых в результате наличия неустойчивого снежного покрова, нитраты опускаются в нижние горизонты почв.

Сульфат-ион, входящий в состав аммиачных удобрений, довольно часто привносится в почву при ее сельскохозяйственном возделывании, в результате чего он вступает в обменную реакцию с образованием сульфата кальция, что может обуславливать обратную зависимость концентрации кальция и сульфатов в почве на различных глубинах (рис 1В), из которого при растворении выделяются сульфат-ионы [2]. Кроме того, сульфат-ионы также могут появляться под влиянием серобактерий при окислении H_2S , который образуется в результате гниения органических удобрений. На рисунке 1 А, В эта особенность отражается обратной зависимостью содержания сульфат-иона и органического вещества в грунтах.

Органические минеральные удобрения, к которым относится навоз, птичий помет, навозная жижа, торф, компосты, опилки, привносятся в почву органические вещества, концентрация которых может варьировать в достаточно широких пределах [1]. Уменьшение органического вещества в почве происходит за счет его окисления микроорганизмами с образованием углекислоты. При этом в зависимости от интенсивности процессов окисления органического вещества, в результате изменения значений pH от 6,7 до 7,8 единиц происходит колебание количества гидрокарбонатов в вытяжке [2], что можно увидеть на рисунке 1 А. Так, при уменьшении органического вещества на глубинах 1 и 2 м происходит резкое увеличение содержания гидрокарбонат-иона, а при увеличении органического вещества на глубине 1,5 м происходит резкое снижение их количества.

Количество гидрокарбонат-иона в почве так же взаимосвязано с количеством агрессивной углекислоты в них. Эта взаимосвязь проявляется в том, что при увеличении количества агрессивной углекислоты происходит уменьшение гидрокарбонат-иона, что связано с тем, что, не находясь в равновесном состоянии агрессивная углекислота, вступает в реакцию с углекислым кальцием, в результате чего происходит образование гидрокарбонатов [2]. Данную зависимость можно увидеть на рисунке 1 В, где при увеличении содержания гидрокарбонат-иона на глубине 1 м происходит уменьшение агрессивной углекислоты, после чего на глубине 1,5 м происходит резкое снижение содержания гидрокарбонат-иона в почвах с последующим его увеличением до значений 457 мг/кг на глубине 12 м. В то же время на глубине 1,5 м происходит увеличение содержания агрессивной углекислоты, с дальнейшим его снижением начиная с глубины 2 м.

С количеством гидрокарбонатов так же связано количество кальция [2], особенно в ВВ. Так, чем больше гидрокарбонатов в ВВ, тем больше ионов кальция вытесняется в водный раствор с грунтов, что видно на рис. 1 В, где при увеличении количества гидрокарбонатов на глубинах 1 м и 2,5 м происходит увеличение количества ионов кальция от четырех до десяти раз.

Еще одной особенностью нахождения кальция в ВВ является зависимость его содержания от количества одновалентных катионов, таких как Na^+ и K^+ . Эта зависимость обусловлена уровнем влажности почвы и показана в работе [2]. В исследуемых ВВ при увеличении содержания в них едких щелочей на глубине 1,5 м количество кальция уменьшается (Рис 1Б и 1В), что говорит о смещении равновесия в его сторону, и невысокой влажности почв, а на глубине 2 м наоборот, происходит резкое уменьшение содержания натрия и калия и увеличение содержания кальция, что возможно связано с ростом влажности почв на данной глубине.

Увеличение содержания натрия и калия в грунтах с глубины 5 м (рис. 1Б) может быть обусловлено подщелачиванием почв, начинающееся в результате восстановления сернокислых солей сульфатредуцирующими бактериями в присутствии органического вещества [2].

Наряду с натрием и калием в больших количествах из почвы вымывается магний, как при интенсивном применении орошения, так и с осадками, что связано с его достаточно высокой растворимостью [2]. Это и могло стать причиной невысоких концентраций данного компонента в почве, что прослеживается на рисунке 1Б. Проанализировав распределение магния в почве, можно сказать, что на глубине 2 м может присутствовать

СЕКЦИЯ 7. ГИДРОГЕОХИМИЯ И ГИДРОГЕОЭКОЛОГИЯ ЗЕМЛИ. ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ СИСТЕМЫ В ГИДРОГЕОЭКОЛОГИИ

геохимический барьер, в результате которого с глубины двух до глубины примерно 2,5 м происходит резкое увеличение содержания магния в грунтах. Та же закономерность прослеживается на примере хлора (рис 1А), содержание которого с глубины 2 м до глубины 2,5 м увеличивается более чем 3 раза.

На количество хлор-иона в почвах сельскохозяйственных угодий, и его распределение с глубиной так же активно влияет привнос калийных удобрений (хлористый калий, сернокислый калий и др.) [2], поскольку при добавлении хлористого калия происходит химическая реакция с образованием хорошо растворимого хлорида кальция [5]. Это может послужить причиной колебания хлора на глубинах от 0,5 до 2 м (рис. 1А).

От содержания органического вещества в почве, являющегося основой для появления микроорганизмов, зависит количество железа в почве, что можно наблюдать на рисунке 1А. Это связано с переходом железа в окисную форму при участии микроорганизмов, которое является растворимым лишь в сильнокислой среде [5].

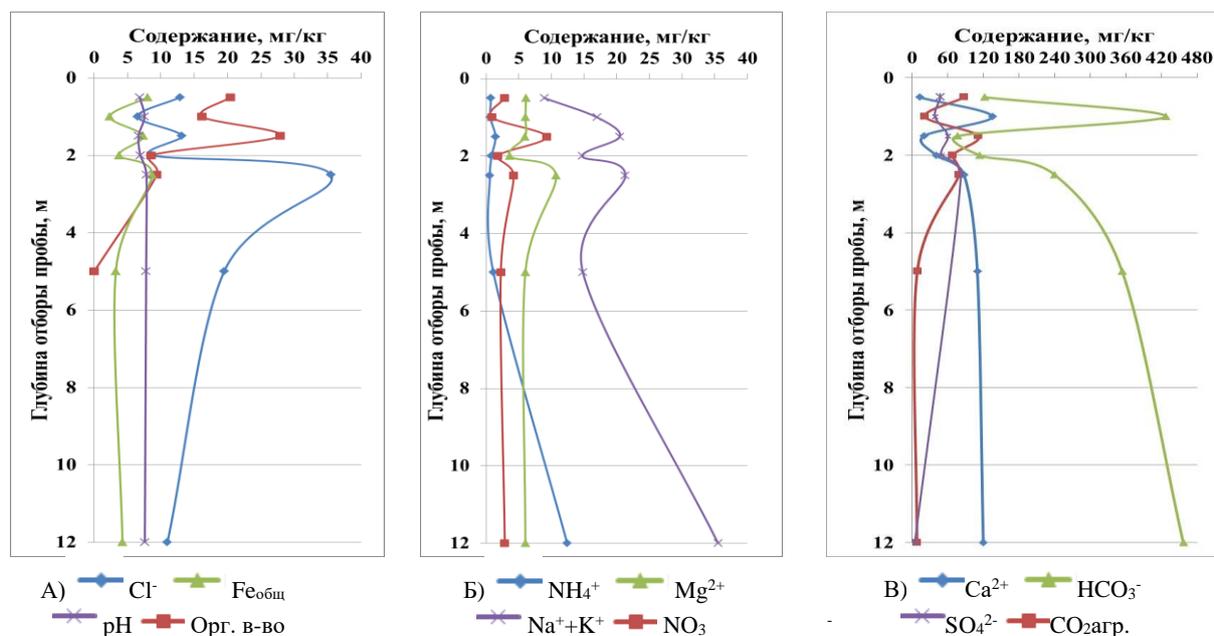


Рис. 1 Распределение химических компонентов водной вытяжки из почв по глубине отбора образцов: А) хлорид-ион, железо общее, водородный показатель и органическое вещество; Б) азотосодержащие вещества, ионы магния, натрия и калия; В) карбонат- и гидрокарбонат-ионы, ион кальция и сульфат-ион

Таким образом, проведенные исследования показали, что все компоненты состава водной вытяжки имеют неравномерное распределение с глубиной, что связано как с антропогенным фактором – привнесом удобрений в целях повышения плодородия почвы, так и с естественными условиями, которые заключаются в особенностях природных условий территории и взаимодействия компонентов почв друг с другом.

Литература

1. Авдонин Н.С. Агрохимия. М.: Изд-во МГУ, 1982. - 344 с.
2. Возбуцкая А.Е. Химия почвы. Изд. 3-е, испр. и доп. М.: Высшая школа, 1968. - 428 с.
3. Михайлова Е.А. Химический состав водной вытяжки грунта застраиваемых территорий // Проблемы геологии и освоения недр: Труды XXI Международного симпозиума студ., аспирантов и молодых ученых. – Томск, 2017. – Т.1. – с. 556–558.
4. Марков В.И. Усовершенствование методики определения нитрификационной способности почв по методу Кравкова // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – Барнаул, 2015. – с. 43–47.
5. Орлов Д.С. Химия почв: Учебник / Д.С. Орлов, Л.К. Садовникова, Н.И. Суханова. – М.: Высш. шк., 2005. – 558 с.

ГИДРОГЕОХИМИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ ВОД МАЛКИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ (КАМЧАТСКИЙ КРАЙ)

А.И. Нургалиева

Научный руководитель профессор, д. г.-м. н. Н.А. Харитоновна

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, г. Москва, Россия

Объектом научного исследования являются углекислые минеральные воды Малкинского месторождения которое расположено в Елизовском административном округе Камчатского края РФ. По своему ионному и газовому составу воды месторождения являются аналогом широко известным типам вод: эссенукийскому и дарасунскому. В 2011 году они были выделены в отдельный гидрохимический тип вод – «Малкинский». Биологически активными компонентами являются, в мг/л: Feобщ. (10-20), Н₃ВО₃ (60-100) и СО₂ (1800-2200).