

ТРАНСФОРМАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФУНКЦИЙ ЛИТОСФЕРЫ ПОД ВЛИЯНИЕМ УГЛЕВОДОРОДНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ЕЕ ОЦЕНКА С ПОМОЩЬЮ КРИВОЙ ВОДОУДЕРЖИВАНИЯ ГРУНТОВ

TRANSFORMATION OF ECOLOGICAL FUNCTIONS OF LITHOSPHERE UNDER THE INFLUENCE OF HYDROCARBON CONTAMINATION AND ITS ASSESSMENT BY WATER SUCTION PRESSURE CURVE

КОРОЛЕВ В.А.

Профессор кафедры инженерной и экологической геологии геологического факультета Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, д.г.-м.н., г. Москва, va-korolev@bk.ru

САРКИСОВ Г.А.

Аспирант кафедры инженерной и экологической геологии геологического факультета Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, г. Москва, footfint@rambler.ru

ГРИГОРЬЕВА И.Ю.

Доцент кафедры инженерной и экологической геологии геологического факультета Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, к.г.-м.н., г. Москва, ikagrig@inbox.ru

KOROLEV V.A.

Professor of the Department of Engineering and Ecological Geology, Faculty of Geology, Lomonosov Moscow State University, DSc (Doctor of Science in Geology and Mineralogy), Moscow, va-korolev@bk.ru

SARKISOV G.A.

Postgraduate Student of the Department of Engineering and Ecological Geology, Faculty of Geology, Lomonosov Moscow State University, Moscow, footfint@rambler.ru

GRIGORIEVA I.Yu.

Assistant Professor of the Department of Engineering and Ecological Geology, Faculty of Geology, Lomonosov Moscow State University, PhD (Candidate of Science in Geology and Mineralogy), ikagrig@inbox.ru

Ключевые слова:

трансформация экологических функций литосферы; углеводородное загрязнение; критерии оценки трансформации ЭФЛ; кривая водоудерживания грунтов.

Key words:

transformation of the ecological functions of the lithosphere; hydrocarbon contamination; criteria of assessment of transformation EFL; water suction pressure curve.

Аннотация

Рассматривается трансформация экологических функций литосферы (ЭФЛ) на урбанизированных территориях под влиянием углеводородного загрязнения. Охарактеризована трансформация каждой ЭФЛ (ресурсной, геохимической, геодинамической, геофизической) при углеводородном загрязнении, и выявлены общие закономерности. Предложены методы оценки этой трансформации с использованием различных критериев. Показана возможность оценки данной трансформации при помощи кривой водоудерживающей способности грунтов (ОГХ).

Введение

Развитие нефтяной промышленности, добыча и транспортировка углеводородов (УВ) приводят к возрастающему поступлению в экосистемы урбанизированных территорий углеводородных токсикантов [8, 9, 12, 13, 15]. Опасность углеводородного загрязнения состоит в нарушении динамического равновесия в сложившихся экосистемах из-за изменения структуры грунта, биогеохимических свойств и функций грунта, а также токсического действия на растения и микроорганизмы. При этом с эколого-геологических позиций происходит трансформация всех экологических функций литосферы [12, 21]: ресурсной, геохимической, геодинамической и геофизической, что определяется спецификой нефтепродуктов как экотоксикантов.

Учение об экологических функциях литосферы (ЭФЛ) и их трансформации в эпоху техногенеза, разрабатываемое коллективом авторов под руководством В.Т. Трофимова [21, 22], а также другими авторами [1], является теоретической базой современной экологической геологии. Однако не все закономерности этой трансформации еще установлены. В связи с этим нами была поставлена цель — оценить трансформацию экологических функций лито-

Abstract

The transformation of the ecological functions of the lithosphere (EFL) under the influence of hydrocarbon contamination on the urbanized landscapes has been examined. The transformation of each EFL by hydrocarbon contamination and general regularities are formulated. The methods of assessment of this transformation using variety criteria are proposed. The possibility of this assessment of the transformation on the basis of water suction pressure curve is shown.

сферы под влиянием углеводородного загрязнения и показать возможность ее оценки с помощью кривой водоудерживания.

Для реализации этой цели необходимо было решить следующие задачи: 1) проанализировать потенциальные источники углеводородного загрязнения; 2) проанализировать трансформацию экологических функций литосферы под влиянием углеводородного загрязнения; 3) обосновать критерии оценки трансформации экологических функций литосферы под влиянием углеводородного загрязнения; 4) оценить взаимосвязь трансформации экологических функций литосферы под влиянием углеводородного загрязнения с кривой водоудерживания. Результаты этих исследований излагаются в настоящей статье.

Источники техногенного углеводородного воздействия на литосферу

Прослеживается определенная цепочка источников техногенного углеводородного воздействия на ЭФЛ: от мест добычи УВ и их транспортировки до мест их переработки и использования [6, 12, 13].

В местах добычи нефти и газа, где создается комплекс производственных сооружений, разобщенных территориально, но взаимосвязанных системами трубопроводов, энергопередачи и организацией работ, источники углеводородного воздействия на ЭФЛ многообразны. Аварии в местах добычи УВ могут приводить к катастрофическим экологическим последствиям.

К основным сооружениям нефтепромысла относятся: скважины (бурящиеся, эксплуатируемые, нагнетательные и наблюдательные), компрессорно-насосные станции, сборные пункты, нефтехранилища, пункты первичной подготовки нефти, трубопроводы, различные амбары, отстойники, площадки для сжигания излишков газа и конденсата, электрические подстанции, склады горюче-смазочных материалов (ГСМ), заправочные станции, гаражи и т.д. Каждое из перечисленных сооружений представляет собой единичный потенциальный источник техногенных потоков вещества, которые могут быть причиной загрязнения окружающей территории [12, 15, 17].

Опасным источником воздействия на ЭФЛ являются трассы магистральных нефте- и газопроводов, особенно расположенные в криолитозоне.

Наибольший вклад в углеводородное загрязнение грунтов вносят нефтяные промыслы на месторождениях жидких углеводородов, однако не стоит забывать о локальных участках источников поступления углеводородов в грунты, таких как предприятия нефтеперерабатывающей и нефтехимической промышленности в городах, автозаправочные станции (АЗС) и т.д.

Рассмотрим закономерности трансформации каждой экологической функции литосферы под влиянием углеводородного загрязнения.

Трансформация ресурсной экологической функции литосферы

Под воздействием источников углеводородного загрязнения трансформация ресурсной экологической

функции литосферы происходит повсеместно. В грунтах, включая почвы, *элементы биофильного ряда* претерпевают существенную трансформацию в связи с привнесением вместе с загрязнителем новых компонентов и нарушением биогеохимических процессов, которые приводят к изменению химического состава грунта. В грунтах, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, происходит изменение содержания и состава гумуса: уменьшается относительное содержание гуминовых кислот и фульвокислот. Содержание органического углерода как одного из самых важных макробиогенных биофильных элементов увеличивается до 6,1–11,2% за счет поступления нефти — органического загрязнителя. Загрязнение грунтов нефтью и нефтепродуктами приводит к увеличению отношения C/N (отношение углерода к азоту), которое может достигать 400–420 по сравнению с 17 в незагрязненной почве [14]. Одним из последствий этого эффекта является ухудшение азотного режима грунта и нарушение корневого питания растений. По данным [6], при загрязнении грунта нефтью также происходит уменьшение содержания подвижного фосфора (P) и обменного калия (K) как одних из наиболее важных макробиогенных элементов биофильного ряда. В работе [27] отмечается, что в черноземах, желтоземах и дерново-подзолистых почвах нефтяное загрязнение, как правило, приводит к уменьшению содержания подвижных форм N, P и K, а в лугово-болотных почвах отмечается увеличение содержания валовых форм этих макроэлементов при одновременном уменьшении доступных форм N и K.

Нефтедобывающая промышленность приводит к отчуждению огромных территорий в связи с массивным воздействием на все природные компоненты, что, соответственно, чрезвычайно сильно отражается на ресурсном потенциале территории [5, 12, 20]. Происходит существенная трансформация *ресурса геологического пространства*, заключающаяся в: 1) отчуждении полезных земель, занятых объектами нефтепромысла от добычи и транспортировки (скважины, трубопроводы) до переработки и эксплуатации (перерабатывающие заводы, АЗС); 2) загрязнении грунтов и подземных вод (и связанное с ними понижение качества ресурса геологического пространства и качества воды); 3) негативном изменении геодинамических условий территорий. Последние два пункта напрямую связаны с трансформацией геохимической и геодинамической экологической функции литосферы (см. ниже), но, безусловно, влияют на ресурсный потенциал территории, в связи с этим они будут рассмотрены ниже в рамках трансформации соответствующих функций.

Все указанные выше факторы трансформации ресурсной экологической функции в той или иной степени влияют на состояние биологических объектов как биоресурса, причем изменения наблюдаются во всех этапах биологической лестницы. По данным авторов работы [25], проводивших исследования в подзонах северной и средней тайги Западной Сибири на территории Нефтеюганского, Сургутского и Нижневартовского районов Тюменской области, первые признаки воздействия нефти на крупный подрост, подлесок и древостой появляются через год после загряз-

нения грунтов. Последующий отпад подроста и подлеска при дозах загрязнения 20 л/м² и более длится 2–3 года, после чего положение стабилизируется, отпад древостоя затягивается на 10 и более лет.

Таким образом, трансформация ресурсной экологической функции литосферы под влиянием углеводородного загрязнения заключается в уменьшении доступности растениям и почвенной биоте питательных ресурсов, включая воду, а также в уменьшении ресурсов полезных ископаемых (прежде всего пресных вод) и снижении ресурса геологического пространства.

Трансформация геохимической экологической функции литосферы

Этот тип трансформации ЭФЛ, возникающий вследствие углеводородного загрязнения, состоит в: 1) нарушении почвенного покрова, загрязнении почв и массивов горных пород строительными, шламовыми отходами, металлическими изделиями, технологическими и аварийными сбросами, химреагентами и буровыми растворами; 2) загрязнении газовой компоненты почв, пород выбросами попутного нефтяного газа, содержащего метан, углекислый газ и др.; 3) загрязнении донных осадков, пород и подземных вод нефтепродуктами [7, 14, 24].

Первый тип загрязнения обусловлен буровыми растворами и реагентами, которые содержат компоненты, разнообразные по составу, физико-химическим свойствам и степени токсичности. Токсические свойства многих веществ, включая поверхностно-активные вещества (ПАВ), пока плохо изучены и в какой-то мере всегда будут неизвестны, тем более что они могут иметь выраженные кумулятивные свойства. Сложный состав этих химических веществ усиливает экологическую опасность их внедрения в природную среду [7, 12]. Второй тип загрязнения, связанный с бурением скважин, — буровые шламы, которые представляют собой смеси выбуренных пород и буровых растворов. Третий тип загрязнения, формирующийся при бурении, — буровые сточные воды, которые также содержат практически все реагенты, используемые для приготовления буровых растворов, включая и такие загрязнители, как нефть, нефтепродукты, соли, сероводород и др.

Для нефтепромыслов ведущими компонентами практически любых типов загрязнения являются нефть и нефтепродукты. Сырая нефть (пластовая жидкость) и товарная (обессоленная) нефть являются самостоятельными факторами, приводящими к трансформации ЭФЛ [14].

По результатам эколого-геохимического картирования на объектах в Ненецком АО установлено, что загрязненность почв и донных отложений нефтепродуктами (НП) достигает сотен г/кг и более. В пределах одной из технологических площадок скважины № 20 Кумжинской площади содержание НП в слое 0–10 см составило 30 г/кг, а на глубине 20 см — 1,44 г/кг, фоновые концентрации варьируют от 200 до 1500 мг/кг [4].

В процессе бурения скважин даже без нарушения технологии происходит поступление буровых раство-

ров в поглощающие горизонты, а также проникновение фильтрата растворов в околоскважинное пространство. Таким образом, осуществляется загрязнение гидросферы на всех этапах функционирования скважины, на всех стадиях ее работы. Именно перечисленные выше процессы привели к загрязнению питьевых вод на территории Татарстана. Его жители во многих населенных пунктах вынуждены пользоваться привозной питьевой водой [11].

Извлечение нефти с законтурным обводнением также вызывает существенную перестройку всех гидрогеологических и гидрохимических условий территории.

Для растений, произрастающих на нефтезагрязненных почвах, отмечают морфологические изменения отдельных органов и некрозы листьев, запаздывание фаз развития, снижение урожайности. Характерным являются следующие морфологические изменения: карликовость, искривление стеблей, скручивание листьев, суховершинность. Отрицательное действие нефти на почвенных беспозвоночных складывается из непосредственного воздействия при прямом контакте, приводящем к гибели от удушья, и нарушений всей биоэнергетики на клеточном уровне. Углеводороды способны накапливаться в тканях животных и вызывать глубокие цитологические и биохимические изменения [14].

Все отмеченные геохимические изменения грунтов при углеводородном загрязнении требуют разработки и привлечения методов их очистки [13, 28].

Трансформация геодинамической экологической функции литосферы

При углеводородном загрязнении, которое вызвано добычей и разработкой месторождений жидких углеводородов, трансформацию ЭФЛ условно можно разделить на три группы: 1) формирование техногенного рельефа; 2) проявление процессов, связанных с откачкой или закачкой флюидов в грунтовый массив; 3) изменение свойств грунтов (в первую очередь физико-механических), влияющее на развитие экзогенных геологических процессов (ЭГП).

Формирование техногенного рельефа, сопровождающееся нарушением целостности грунтов — механогенезом, начинается уже на этапе обустройства месторождений. В процессе механогенеза формируются новые техногенные формы рельефа: 1) положительные, представленные разнообразными валами, насыпями, отвалами разнообразных грунтов; 2) отрицательные, связанные с земляными амбарами, карьерами, траншеями и т.д. [20].

За счет откачки больших объемов флюидов происходят опускания дневной поверхности. Наиболее яркий пример проявления этого процесса — нефтяное месторождение Уилмингтон (Калифорния, США). С 1938 по 1970 г. на месторождении было добыто 160 млн т нефти и 24 млрд м³ газа. Уже через три года после начала эксплуатации началось опускание поверхности, и сейчас оно составляет 8,7 м. Это создало угрозу затопления военно-морской базы Лонг-Бич, которая была построена без учета возможности осадков грунта. Налицо каскадность проявле-

ния геологических процессов и их экологическая опасность.

Также оседание поверхности может приводить к «исчезновению» зоны аэрации, что ведет к «воздушному голоданию» растений и их дальнейшей гибели. Установлено, что оседание поверхности на 2–3 м вызывает снижение урожайности сельхозкультур на 10%, на 5–6 м — на 50%, а более чем на 8 м — угодья разрушаются полностью [21].

Другим процессом, характерным для скважинной разработки, является сдвигание пород кровли пласта и образование воронок вокруг скважин, что повсеместно наблюдается при добыче битумного сырья.

Бурение скважин еще на стадии разведки месторождений нарушает гидрогеодинамические условия и может вызывать активизацию карста, так как почти половина месторождений углеводородов приурочена к карбонатным породам. Так, в Предуральском крае в прогибе, перспективном в нефтегазоносном отношении, пробурено до 2 тыс. структурных скважин. До середины 1960-х годов надежная изоляция отдельных водоносных горизонтов не производилась, что привело к межпластовым перетокам и развитию карста [21]. Особенно сильное влияние на активизацию ЭГП нефте- и газодобычи оказывает в криолитозоне. Наиболее интенсивно активизация многих ЭГП (термокарст, термоэрозия, пучение, морозобойное растрескивание, солифлюкция) в криолитозоне происходит в радиусе до 100–200 м от устья скважин. Эти процессы приводят к деградации естественных ландшафтов, формированию техногенных пустошей и к разрушению ранее существовавших там экогеосистем.

Отбор огромных объемов воды сопровождается формированием значительных по площади депрессионных воронок, что отмечалось на Ромашкинском, Туймазинском, Ярино-Каменноложском и других месторождениях.

Изучение известных случаев наведенной сейсмичности показывает, что, если в районах с достаточно высоким уровнем тектонических напряжений давление закачиваемой жидкости превышает несколько МПа, то это может вызвать появление землетрясений в сейсмически спокойных областях [2].

Таким образом, углеводородное загрязнение, связанное с добычей и разработкой месторождений жидких и газообразных углеводородов, приводит к активизации различных природных ЭГП, что ведет, в свою очередь, к негативным экологическим последствиям.

Изменение геодинамической экологической функции литосферы может происходить в связи с изменением строения и свойств грунтов, в первую очередь физико-механических. Для грунтов, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, наблюдается снижение значений удельного сцепления (на 12,5% для суглинка и более чем на 30% для супеси) и угла внутреннего трения (на 10% для суглинка и более 20% для супеси) [3]. При изучении влияния НП на компрессионные свойства суглинка было установлено уменьшение значений модуля деформации (увеличение сжимаемости) [3].

Для лессовых пород характерно увеличение сцепления c (кПа) при минимальном загрязнении по

сравнению с «чистыми» грунтами (1 кПа). Причем сцепление резко увеличивается через 1–3 дня после нефтенасыщения и составляет 100 кПа. Со временем сцепление уменьшается и через месяц после нефтенасыщения соответствует сцеплению «чистого» грунта (1 кПа). Также сцепление увеличивается при максимальной степени нефтяного загрязнения образцов лессов до 2–73 кПа. С увеличением срока загрязнения сцепление изменяется неоднозначно. При загрязнении образцов лессов через 2–3 дня угол внутреннего трения φ уменьшается с 35 до 33°. Через месяц после нефтяного загрязнения угол внутреннего трения образцов лессов соответствует «чистым» грунтам [7].

Исходя из этого можно сделать вывод, что физико-механические свойства нефтезагрязненных грунтов существенно отличаются от незагрязненных грунтов и могут приводить к деформациям и разрушениям сооружений, а это, в свою очередь, несет потенциальную опасность для жизни и здоровья людей, снижает комфортность их проживания.

Трансформация геофизической экологической функции литосферы

Виды и источники техногенного физического воздействия, влияющие на трансформацию геофизических полей и геофизической ЭФЛ при разработке месторождений нефти и газа, достаточно разнообразны.

Причины трансформации геофизической экологической функции литосферы можно разделить на внешние и внутренние. К внешним можно отнести работу любого технического объекта (буровых и компрессионных установок, нефтепромысловые механизмы, механизмы нефтепромышленного комплекса и др.). К внутренним — изменение свойств грунтов.

В первой группе наиболее существенные техногенные геофизические аномалии характерны для температурного поля и могут охватывать территории 100–1000 км² по площади и 2–10 км по глубине. Региональные температурные аномалии, связанные с отоплением массивов при контурном заводнении пород, меняются в зависимости от технологии разработки, глубины добычи и климатических условий от 10 до 30 °С. При экзогенных и эндогенных пожарах, возникающих вследствие разлива нефти на нефтяных скважинах, температурные аномалии могут достигать 200–500 °С [20]. Крупные региональные относительные температурные аномалии (5–20 °С) появляются вследствие техногенного загрязнения, меняющего тепловые свойства горных пород и приводящего к изменению глубины их сезонного промерзания.

Вопрос изучения изменения свойств грунтов, ведущих к трансформации геофизической экологической функции литосферы, слабо разработан в области экологической геологии. Вариации ряда полей физической природы чаще всего рассматриваются в рамках промышленной экологии либо экологической климатологии (например, атмосферное электричество).

Присутствие углеводородов формирует дополнительные физико-геологические неоднородности как в самой залежи, так и вокруг нее, и особенно над ней, вплоть до земной поверхности [23].

Над нефтегазовой залежью на фоне обычно наблюдаемого гравитационного максимума за счет антиклинальных структур и более высокой плотности подстилающих водоносных пород могут быть получены локальные минимумы поля силы тяжести малой амплитуды (0,05–1 мГл) [16]. По другим оценкам региональные техногенные трансформации гравитационного поля, возникающие при извлечении углеводородов, могут меняться в пределах 1–5 мГл, а в случае образования провалов вследствие механической суффозии — до 5–10 мГл [21].

Техногенные магнитные аномалии образуются вследствие процессов окисления и сульфатизации нефтяных разливов (до 100–200 нТл), а также из-за увеличения магнитных свойств глинистых пород при экзогенных и эндогенных пожарах до $5 \cdot 10^3$ нТл [20]. По данным [24], в результате немагнитности нефтегазонасыщенные породы иногда выделяются отрицательными локальными магнитными аномалиями с амплитудой от единиц до сотен нанотесла. Некоторые исследователи [13] утверждают, что магнитные свойства грунтов, в компонентный состав которых входят загрязнители-нефтепродукты, не изменяются из-за отсутствия магнитной восприимчивости загрязнителя. Нефтегазонасыщенные коллекторы характеризуются повышенными по сравнению с окружающими породами удельными электрическими сопротивлениями. На некоторых нефтяных и газовых месторождениях в контуре нефтеносности и над залежью параметры поляризуемости становятся несколько выше, чем вокруг залежи.

Таким образом, трансформация геофизической экологической функции литосферы на всех стадиях работы с нефтью и нефтепродуктами является существенным фактором экологического риска, хотя этот аспект обычно лишен внимания исследователей. Экологическая геофизика как раздел экологической геологии призвана решать вышеупомянутые проблемы, однако часто рассматривается взаимодействие «источник воздействия — биота» (это и шумовое воздействие, и радиационное, и электромагнитное, и т.д.), что формально не является предметом изучения экологической геологии, а выступает в роли экологического фактора прямого воздействия. Тогда как аспект, связанный с изменением состояния и свойств литосферы и вызванных ими экологических последствий, остается малоизученным. Можно заключить, что аномалии температурного поля имеют наибольшие экологические последствия, так как огромное количество запасов жидких углеводородов приурочено к территориям развития многолетнемерзлых пород, что ведет к целому ряду последствий. В связи с этим необходима более детальная проработка именно с эколого-геологических позиций, а не исключительно с экологических.

Количественная оценка трансформации экологических функций литосферы

Вышеприведенный материал показывает, что: 1) добыча углеводородного сырья и углеводородное загрязнение ведут к существенной трансформации всех экологических функций литосферы; 2) лидирующее значение с эколого-геологических позиций

имеет трансформация геохимической экологической функции литосферы, в отдельных случаях трансформация геодинамической экологической функции литосферы может быть основным фактором экологического риска; 3) экологические последствия трансформации выражаются в полном исчезновении фитоценозов, гибели почвенных животных, отчуждении огромного количества территорий, снижении комфортности проживания общества и др.; 4) каскадность проявления процессов — важный фактор экологических последствий, связанный с трансформацией экологических функций литосферы при углеводородном загрязнении; 5) поскольку трансформация всех экологических функций ведет к сокращению ресурсного потенциала территории, наибольшую трансформацию претерпевает ресурсная экологическая функция литосферы.

Исходя из всего вышеизложенного актуальным вопросом является *количественная оценка трансформации указанных экологических функций литосферы при углеводородном загрязнении*. Рассматривая критерии оценки трансформации ЭФЛ при углеводородном загрязнении, необходимо связать критерии оценки состояния экосистем и эколого-геологических условий [22].

Среди критериев оценки состояния экосистем выделяются пространственные, тематические, динамические критерии [22]. Пространственные и динамические критерии едины для всех групп оценок. Пространственные критерии оцениваются по площади нарушенности территории по тому или иному показателю в процентном отношении от первоначально незагрязненной территории или фона. Коэффициент пространственной нарушенности C_s вычисляется по формуле:

$$C_s = (Z_2/Z_1) \cdot 100\%, \quad (1)$$

где Z_1 — общая площадь оцениваемой территории, Z_2 — площадь нарушенной территории.

Динамические критерии оценивают скорость изменения того или иного показателя в год. Коэффициент скорости нарушения C_v вычисляется по формуле:

$$C_v = (Y_1/Y_2) \cdot 100\%, \quad (2)$$

где Y_1 — значение того или иного показателя на данный период, Y_2 — значение того же показателя на момент установленного срока (год назад).

Наиболее представительными и информативными среди тематических критериев, на наш взгляд, является *биотическая группа критериев*. В этой группе наиболее простыми и информативными являются следующие коэффициенты.

1. Коэффициент общей биомассы фитоценозов C_1 , выраженный в процентах от первоначально незагрязненной территории или от фонового участка, рассчитываемый по формуле:

$$C_1 = (B_2/B_1) \cdot 100\%, \quad (3)$$

где B_1 — общая биомасса фитоценозов фонового участка, в граммах, B_2 — общая биомасса выбранного

загрязненного участка, в граммах. Пример оценки этого показателя приведен на рис. 1.

Использование коэффициента C_1 в той или иной степени осуществляется при оценке фитотоксичности почв и грунтов в отношении высших растений, регламентированных ГОСТ Р ИСО 22030-2009, для целей рекультивации территорий от загрязнений. Установлено [19], что уже при концентрации 5 г/кг (0,5%) нефтепродукта (дизельного топлива) происходит существенное снижение общей — сухой и сырой — биомассы растений (рис. 1). Таким образом, фитоценозы имеют хорошую ответную реакцию на загрязнитель, и это может быть использовано при количественной оценке трансформации ЭФЛ.

2. Коэффициент видового разнообразия C_2 , оценивающий замену фитоценозов на нехарактерные для изначально незагрязненной территории. Характерность видов определяется ретроспективным анализом территории, а также сравнением с фоновыми территориями и может оцениваться в процентном отношении:

$$C_2 = (A_2/A_1) \cdot 100\%, \quad (4)$$

где A_1 — общее число фитоценозов, A_2 — общее число нехарактерных фитоценозов.

Важной является почвенная группа критериев. Среди них наиболее информативен показатель плодородия почв (C_3), который зависит от количества и качества гумуса. Оценка количества общего гумуса и его качества, в первую очередь соотношения C:N (отношение кислорода к азоту), может применяться как критерий оценки трансформации ЭФЛ при углеводородном загрязнении. Оценка показателя плодородия почв C_3 стоит проводить в процентном отношении и сравнивать с изначально незагрязненной территорией или фоном по формуле:

$$C_3 = (D_2/D_1), \quad (5)$$

где D_1 — содержание общего гумуса на фоновой территории, в %; D_2 — содержание общего гумуса на загрязненной территории, в %.

Все остальные экосистемные критерии, на наш взгляд, неинформативны для оценки трансформации ЭФЛ территории, подверженной нефтяному загрязнению.

Среди критериев оценки эколого-геологических условий (ЭГУ) [22] для наших целей может применяться ресурсная, геодинамическая, геохимическая и геофизическая группы критериев.

Ресурсная группа критериев, на наш взгляд, должна включать количественную оценку относительного содержания биофильных элементов C_4 , необходимых для существования биоты (исключая человека), по формуле:

$$C_4 = (E_2/E_1) \cdot 100\%, \quad (6)$$

где E_1 — концентрация определенного биофильного элемента на фоновой территории, E_2 — концентрация того же биофильного элемента на загрязненной территории.

Геохимическая группа критериев включает оценку по прямым количественным показателям (региональные ОДК, ПДК, сравнение с фоновыми концентрациями). Если говорить об углеводородном загрязнении, то необходимо знать элементный и фракционный состав нефтепродукта.

Геодинамическая группа включает площадной критерий (C_5), оцениваемый по формуле:

$$C_5 = (J_2/J_1) \cdot 100\%, \quad (7)$$

где J_1 — площадь участка, J_2 — площадь техногенного рельефа, и динамический критерий (C_6), рассчитываемый по формуле:

$$C_6 = C_{5(2)} - C_{5(1)}, \quad (8)$$

где $C_{5(1)}$ — коэффициент площади техногенного рельефа по состоянию на установленный период (год назад), $C_{5(2)}$ — коэффициент площади техногенного рельефа на момент исследования.

Геофизическая группа критериев включает оценки по прямым количественным показателям предельно допустимого уровня того или иного воздействия (ПДУ).

Следует оговориться, что для решения задачи оценки трансформации ЭФЛ территории необходимо отслеживать динамику изменения того или иного показателя. Так, известные биогеохимические провинции (например, на Южном Урале или на Алтае) могут быть отнесены по разным показателям к зонам экологического кризиса, хотя по динамическим критериям они таковыми не являются, так как повышение концентрации металлов в природной среде были там и до антропогенеза. Поэтому необходимы критерии выявления зон экологического нарушения по скорости нарастания

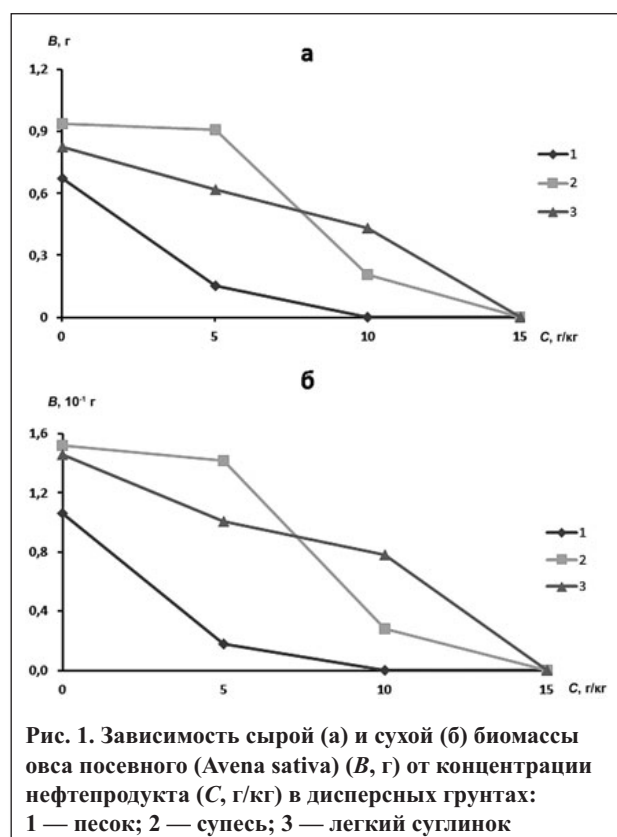


Рис. 1. Зависимость сырой (а) и сухой (б) биомассы овса посевного (*Avena sativa*) (B , г) от концентрации нефтепродукта (C , г/кг) в дисперсных грунтах: 1 — песок; 2 — супесь; 3 — легкий суглинок

неблагоприятных изменений. При этом важно привлечь возможности ретроспективного анализа, учитывающего предшествующее (до урбанизации) и современное состояние территории. Этот анализ необходимо осуществлять с использованием архивных (фондовых) материалов и специальных ретроспективных эколого-геологических исследований.

По мнению авторов, группа критериев для оценки ЭГУ территории должна рассматриваться по функциям для оценки трансформации каждой ЭФЛ в отдельности, а экосистемная оценка и выбранные нами критерии универсальны, так как являются следствием тех изменений, которые оцениваются критериями оценки ЭГУ. Все это говорит о том, что их необходимо рассматривать совместно.

Оценка трансформации ЭФЛ с помощью кривых водоудерживающей способности грунтов

Рассмотренные выше способы количественной оценки трансформации ЭФЛ могут быть дополнены и иными методами, в частности основанными на использовании кривых водоудерживающей способности грунтов (рис. 2).

Кривая водоудерживающей способности грунтов — зависимость между капиллярно-сорбционным давлением влаги (P_v) и влажностью (W): $P_v = f(W)$, или, в терминологии почвоведов, основная гидрофизическая характеристика (ОГХ), функция, зависящая от состава, свойств и структуры грунта. Данная зависимость широко используется в почвоведении и грунтоведении для характеристики водоудерживающей способности почв и грунтов, она является своеобразным водно-физическим «паспортом» грунта [26]. Все то, что вызывает изменение состава, свойств и структуры грунта, приводит к изменению его кривой водоудерживания, поэтому по ней можно оценить ряд эколого-геологически значимых показателей. Среди наиболее важных из них оценка способности грунта удерживать воду различными силами, доступности воды растениям, содержания воды во влагопроводящих и влагосохраняющих порах, влагопроводности

грунтов, удельной поверхности и порового пространства грунта и т.д. Из этого следует, что все влияющие на трансформацию ЭФЛ особенности изменения состава, строения и свойств грунтов, от которых зависит функция $P_v = f(W)$, могут оцениваться с помощью сравнения данной функции с исходной, полученной на незагрязненном грунте. Рассмотрим эти возможности для каждой из ЭФЛ.

При оценке трансформации ресурсной ЭФЛ следует иметь в виду, что изменение при углеводородном загрязнении содержания тех или иных биофильных элементов ресурсной группы критериев существенно отражается на положении кривой водоудерживания (ОГХ). Например, при росте содержания одновалентных биофильных ионов (K^+ , Na^+ и др.) в грунте повышается водоудерживающая способность за счет увеличения толщины двойного электрического слоя (ДЭС), роста расклинивающего давления в тонких пленках и, как следствие, повышения количества удерживаемой воды. При этом кривая $P_v = f(W)$ смещается вправо (см. рис. 2), то есть в область больших значений влажности.

Увеличение содержания гумуса (и, соответственно, таких биофильных элементов, как N, C, O, H), а точнее биодоступных соединений, может приводить к разнонаправленному влиянию на кривую водоудерживания, но в целом увеличение содержания гумуса снижает плотность грунта и приводит к смещению кривой $P_v = f(W)$ вправо.

Кроме того, изменение формы и положения кривой $P_v = f(W)$ при углеводородном загрязнении по сравнению с «чистым» исходным грунтом позволяет оценить доступность влаги для растений, что, как указывалось выше, является важной составляющей трансформации ресурсной ЭФЛ.

Оценка трансформации геохимической ЭФЛ с помощью кривой водоудерживания также возможна. Например, наши исследования показали [18, 19], что загрязнение дисперсных грунтов различного гранулометрического состава нефтепродуктом (дизельным топливом) при концентрации 30 и 50 г/кг (3 и 5%) достаточно существенно смещает кривую ОГХ влево, то есть в область меньших значений весовой влажности, как показано на рис. 2.

Смещение кривых влево (при уровне загрязнения нефтепродуктом свыше 3% от массы грунта) будет тем больше, чем выше объемное содержание углеводородов (УВ) в грунте. Следовательно, загрязнение грунтов жидкими УВ понижает всасывающую способность грунта по отношению к воде, уменьшает доступность влаги для растений, что будет сказываться и на комплексе свойств грунта, зависящих от величины P_v . В то же время при одинаковой объемной влажности доступность влаги для растений будет больше в грунте, загрязненном УВ, так как при этом величина P_v у загрязненного грунта будет меньше (см. рис. 2). Наряду с этим необходимо учитывать степень деградации нефтепродуктов в зоне аэрации за счет процессов их окисления, а в водонасыщенной зоне (ниже уровня грунтовых вод) — за счет биodeградации микроорганизмами [8, 15].

При этом существенное значение имеют состав углеводорода и его концентрация. От этого зависит ха-

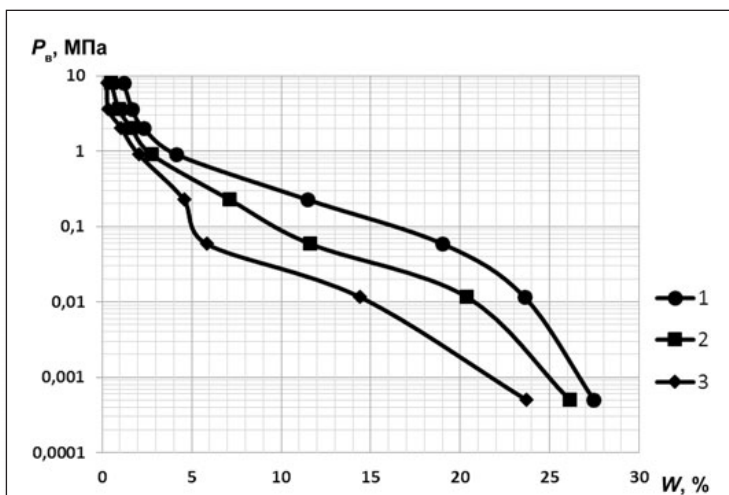


Рис. 2. Зависимость давления влаги (P_v) от весовой влажности (W) песка при разном уровне загрязнения нефтепродуктом: 1 — контроль; 2 — 30 г/кг; 3 — 50 г/кг

раक्टर капиллярных явлений на границах «минерал — вода», «минерал — УВ», «вода — УВ». С точки зрения оценки ОГХ важно содержание тех компонентов, которые изменяют свойства грунтов. На наш взгляд, в первую очередь необходимо иметь представление о содержании смолисто-асфальтеновых компонентов, которые обладают ярко выраженными гидрофобными свойствами. Таким образом, совместное применение указанных показателей может дать объективную оценку по геохимической группе критериев.

Исследования, проведенные нами по изучению микростроения грунтов, загрязненных различными жидкими углеводородами (нефтью, машинным маслом, керосином и др.) [13], показали (рис. 3–5), что гидрофобные пленки УВ формируют устойчивые образования на поверхности частиц грунтов, вызывают их агрегацию, уменьшают размер транзитных открытых пор, способствуют увеличению количества замкнутых пор. Все это находит отражение в изменении водоудерживающей способности таких загрязненных грунтов и в конечном итоге в изменении формы и положения функции $P_v = f(W)$. Теоретический анализ показывает, что увеличение гидрофобности грунта за счет УВ должно приводить к смещению функции $P_v = f(W)$ влево, что и наблюдается в опыте (см. рис. 2).

Кроме того, большое влияние на вид функции оказывает и последовательность поступления в грунт жидких компонентов — воды и углеводородов. Смачивание водой изначально сухого грунта обуславливает гидрофилизацию поверхности твердой фазы, «поверх» которой затем может формироваться нерастворимая в воде и неустойчивая пленка УВ, а смачивание поверхности сухого грунта жидкими углеводородами приводит к ее гидрофобизации. Последующее поступление воды на такую гидрофобную поверхность затрудняется. Однако в реальных условиях поверхность твердой фазы практически полностью гидрофильна и хорошо смачивается водой. В этом случае пленка воды равномерно покрывает поверхность, все активные центры поверхности заняты молекулами воды или гидратированными катионами. Нередко поверхность бывает частично гидрофобной. Это значит, что часть поверхности пор водой не смачивается; в пределах этих островов нефтепродукт непосредственно граничит с поверхностью твердой фазы и, как следствие, гидрофобизует эту поверхность [9].

Исходя из этого можно оценить трансформацию геодинамической ЭФЛ, поскольку изменение строения и свойств грунтов, влекущее за собой развитие геодинамических процессов, отражается на изменении кривой ОГХ. При этом следует подчеркнуть, что кривая ОГХ определяется в грунтах зоны аэрации, то есть находящихся при неполном водонасыщении ($S_r < 1$, где S_r — степень влажности). Следовательно, с ее помощью можно оценивать трансформацию геодинамической ЭФЛ лишь в зоне аэрации. При этом если для насыщенных грунтов эффективные напряжения (σ') вычисляются по известному уравнению Терцаги:

$$\sigma' = \sigma - P_w, \tag{9}$$

где σ — общее напряжение, P_w — поровое давление, то для не полностью водонасыщенных грунтов их

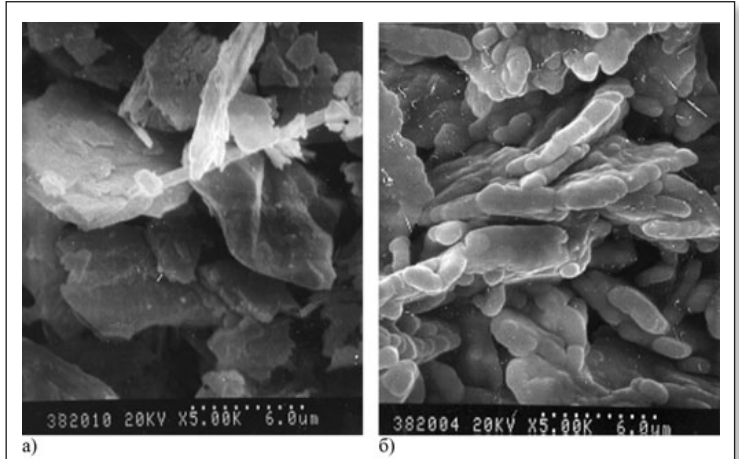


Рис. 3. Микростроение каолиновой глины до (а) и после (б) загрязнения нефтью. Фото В.Н. Соколова

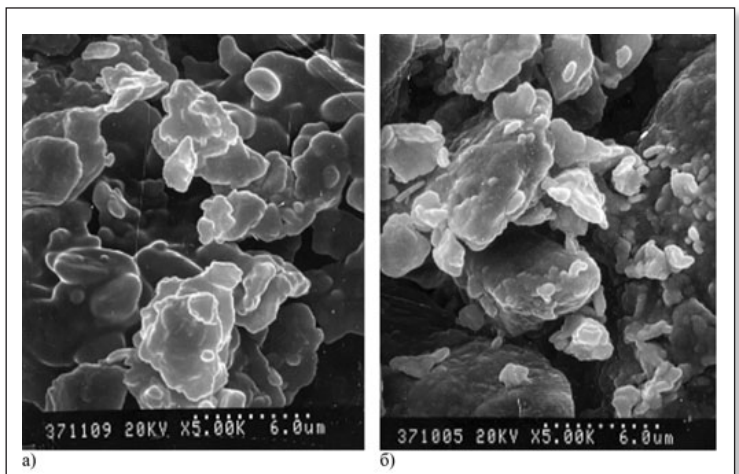


Рис. 4. Микростроение осадка в водонефтяной (а) и водомасляной (б) эмульсии. Фото В.Н. Соколова



Рис. 5. Микростроение покровного суглинка, загрязненного керосином. Фото В.Н. Соколова

оценка представляет сложную задачу, которая может решаться с помощью кривых ОГХ.

Как показано в ряде работ [29–31], всасывающее давление (P_b) наряду с нормальным напряжением (σ) полностью определяет эффективное напряжение (σ') в ненасыщенных грунтах за счет всех известных физических видов напряжений, в том числе порового давления воздуха (P_a), физико-химических напряжений (осмотического давления, $P_{осм}$), поверхностного натяжения жидкости (σ_s) и отрицательного порового давления воды P_w , то есть $\sigma' = f(P_b) = f(\sigma, P_a, P_{осм}, \sigma_s, P_w)$. Функция $\sigma' = f(P_b)$ является нелинейной, зависящей от вида грунта и его степени водонасыщения (S_r).

В случае не полностью водонасыщенного грунта, загрязненного жидкими УВ, величина эффективного напряжения (σ') будет зависеть и от свойств УВ, то есть $\sigma' = f(\sigma, P_a, P_{осм}, \sigma_s^B, \sigma_s^{VB}, P_w, P_{yb})$, где σ_s^{VB} — поверхностное натяжение УВ, P_{yb} — капиллярно-сорбционный потенциал данного УВ. В общем случае снижение водоудерживающей способности грунтов при загрязнении их жидкими УВ должно отражаться и на увеличении их сжимаемости, скорости консолидации, а также на параметрах прочности.

Оценка трансформации геофизической ЭФЛ с помощью кривой ОГХ наименее разработана, однако изменение температурного поля грунтовых толщ, которое присуще территориям нефтепромыслов, также может приводить к изменению кривой водоудерживания. Так, при повышении температуры происходит изменение давления влаги P_b в грунте: с ростом температуры количество воды в грунте будет меньше при одном и том же давлении. Как было установлено В.А. Королевым [10], повышение положительной температуры в диапазоне 0–75°C приводит к трансформации части связанной воды в свободную. Здесь стоит сказать, что ПДУ для температурного поля грунтовых толщ не разработаны, поэтому целесообразно функцию $P_b = f(W)$ сравнивать с фоном.

Рассматривая экосистемные критерии оценки трансформации ЭФЛ при углеводородном загрязнении, стоит сказать о взаимозависимости ОГХ и этих критериев. Существование фитоценозов взаимно обуславливает многие свойства и функции почв: растения влияют на количественный и качественный состав гумуса (за счет множества биохимических реакций); благодаря корневой системе растений почва приобретает определенную структуру с определенными физическими свойствами (плотность, пористость и т.д.); растения влияют на химический состав почв (в результате биохимических реакций). В свою очередь, эти почвенные изменения оказывают воздействие и на сами растения. Все это разнонаправленно действует на ОГХ.

Оценка показателей почвенной группы критериев на кривую водоудерживания была рассмотрена выше. Но, на наш взгляд, гораздо важнее использовать ОГХ для оценки современного состояния экосистемы. ОГХ можно использовать для: 1) сравнительной оценки изменения некоторых физических свойств грунта; 2) оценки распределения пор по размерам, 3) оценки влажностных характеристик грунта; 4) оценки доступности воды растениям и др.

Изменение величины коэффициента общей биомассы может быть связано с рядом причин, которые также можно оценить по кривой водоудерживания. При углеводородном загрязнении грунта может происходить изменение распределения пор по размерам, изменение количества пор разных категорий (поры инфильтрации, аэрации, влагопроводящие, влагосохраняющие, занятые прочносвязанной водой и т.п.), что приводит прежде всего к нарушению водно-воздушного режима, а это, в свою очередь, может вызывать снижение коэффициента общей биомассы. Но главным является оценка доступности влаги для растений. При смещении ОГХ влево (см. рис. 2), то есть в область более низких значений влажности, количество доступной влаги уменьшается, что может приводить к сокращению общей биомассы фитоценозов, до полной их гибели. Значительное смещение кривой ОГХ вправо, в область более высоких значений, также может приводить к уменьшению показателя общей биомассы за счет различных негативных факторов переувлажнения (кислородное голодание растений и т.п.).

Смещение кривой ОГХ, кроме того, может отражать изменение видового состава растительности. Указанное выше изменение водного режима грунта при углеводородном загрязнении может приводить к нарушению функционирования почвенных животных, а также биоценозов в целом, которые во многом определяются количеством и качеством гумуса. Поэтому, проследив изменение положения кривой ОГХ при углеводородном загрязнении, можно оценить потенциальное изменение количества гумуса грунта.

Таким образом, рассмотренные критерии могут объективно и достоверно оценить трансформацию ЭФЛ при загрязнении нефтью и нефтепродуктами. Изменение выбранных критериев может отражаться на кривой ОГХ. В свою очередь, с помощью кривой ОГХ можно оценить последствия трансформации ЭФЛ при углеводородном загрязнении.

Выводы

Изучение трансформации экологических функций литосферы под влиянием углеводородного загрязнения и ее оценка с помощью кривых ОГХ позволяют сделать следующие выводы.

При углеводородном загрязнении все экологические функции литосферы претерпевают существенную трансформацию.

Трансформация ЭФЛ под влиянием углеводородного загрязнения ведет к негативным экологическим последствиям для экосистем разного уровня организации (от биоценоза до человеческого сообщества).

Использование предложенных критериев оценки трансформации ЭФЛ при углеводородном загрязнении позволяет оценить комплексное влияние углеводородов на литосферу и связанные с ними экологические последствия, а также их пространственно-временную изменчивость.

Кривая водоудерживающей способности грунтов (ОГХ) несет в себе информацию о трансформации различных ЭФЛ при углеводородном загрязнении и поэтому может быть использована для оценки их трансформации.

Благодарности

Авторы выражают признательность профессору, д.б.н. А.В. Смагину за предоставленную возможность определения функций $P_v = f(W)$ в грунтах с помощью лабораторной центрифуги ЦЛС-3, а также

профессору, д.г.-м.н. В.Н. Соколову за содействие в электронно-микроскопических исследованиях.

Работа выполнена с использованием оборудования, приобретенного за счет средств «Программы развития Московского государственного университета».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абалаков А.Д. Экологическая геология: уч. пособие для вузов. Иркутск: Изд-во Иркутск. гос. ун-та, 2007. 410 с.
2. Адушкин В.В., Турунтаев С.Б. Техногенные процессы в земной коре (опасности и катастрофы). М.: ИНЭК, 2005. 252 с.
3. Бракоренко Н.Н. Влияние нефтепродуктов на грунты и подземные воды территорий автозаправочных станций (на примере г. Томска): автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. Томск, 2013. 21 с.
4. Вечная мерзлота и освоение нефтегазоносных районов / под ред. Е.С. Мельникова (части I, III) и С.Е. Гречищева (части II, III, IV). М.: ГЕОС, 2002. 402 с.
5. Геологическое пространство как экологический ресурс и его трансформация под влиянием техногенеза / В.Т. Трофимов, Н.Д. Хачинская, Л.А. Цуканова и др. М.: Академическая наука, Геомаркетинг, 2014. 566 с.
6. Гилязов М.Ю. Агроэкологическая характеристика нарушенных при нефтедобыче черноземов и приемы их рекультивации в условиях Закамья Татарстана: дис. ... докт. с.-х. наук. Казань, 1999. 512 с.
7. Григорьева И.Ю. Нефтяное загрязнение грунтов: инженерно-геологический и эколого-геологический аспекты. Saarbrücken: LAP, 2010. 198 с.
8. Дашко Р.Э., Ланге И.Ю. Влияние загрязнения нефтепродуктами и их деградации в подземной среде на геотехнические параметры песчано-глинистых грунтов // Геотехника, 2013. № 5/6. С. 50–63.
9. Добрынин В.М., Вендельштейн Б.Ю., Кожевников Д.А. Петрофизика (физика горных пород): уч. пособие для вузов / под ред. Д.А. Кожевникова. М.: Изд-во «Нефть и газ» РГУ нефти и газа им. И.М. Губкина, 2004. 368 с.
10. Злочевская Р.И., Королев В.А., Кривошеева З.А. и др. О природе изменения свойств связанной воды в глинах под действием повышающихся температур и давлений // Вестник Московского ун-та. Сер. 4. Геология. 1977. № 3. С. 80–96.
11. Коблова И.П. Объектный мониторинг подземных вод на нефтяных месторождениях // Изв. Самарского научного центра РАН. 2011. Т. 13. № 1. С. 20–27.
12. Королев В.А. Актуальные эколого-геологические проблемы рационального недропользования в Российской Федерации // Геориск. 2010. № 2. С. 30–36.
13. Королев В.А. Очистка грунтов от загрязнений. М.: МАИК «Наука/Интерпериодика», 2001. 365 с.
14. Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В. и др. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. М.: Изд-во «Графикон», 2006. 336 с.
15. Ланге И.Ю. Инженерно-геологический анализ и оценка изменения несущей способности дисперсных грунтов при их контаминации нефтепродуктами: автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. СПб.: СПГУ, 2016. 20 с.
16. Мельников Н.Н., Калашник А.И. Геодинамические риски освоения нефтегазовых месторождений Баренцрегиона и трубопроводного транспортирования углеводородного сырья // МурманшельфИнфо. 2008. № 4. С. 13–17.
17. Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1993. 208 с.
18. Саркисов Г.А., Григорьева И.Ю. Влияние углеводородного загрязнения на влажностные характеристики грунтов в связи с вопросами фиторемедиации // Сборник статей по итогам Всероссийской научно-практической студенческой конференции «Современные исследования в геологии». СПб.: СНО Санкт-Петербург, 2015. С. 132–133.
19. Саркисов Г.А., Григорьева И.Ю. Оценка влияния углеводородного загрязнения на влажностные характеристики дисперсных грунтов и эффективность фиторемедиации // Науки о Земле. Современное состояние. Материалы III Всероссийской молодежной научно-практической школы-конференции. Новосибирск: РИЦ НГУ, 2015. С. 103–104.
20. Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1998. 376 с.
21. Трансформация экологических функций литосферы в эпоху техногенеза / В.Т. Трофимов, Д.Г. Зилинг, Т.А. Барабошкина и др.; под ред. В.Т. Трофимова. М.: Изд-во «Ноосфера», 2006. 720 с.
22. Трофимов В.Т., Зилинг Д.Г. Экологическая геология: учебник. М.: ЗАО «Геоинформмарк», 2002. 415 с.
23. Хмелевской В.К. Геофизические методы исследования земной коры. Кн. 1. Дубна: МУПОЧ «Дубна», 1997. 201 с.
24. Хмелевской В.К. Геофизические методы исследования земной коры. Кн. 2. Дубна: МУПОЧ «Дубна», 1997. 184 с.
25. Чижов Б.Е., Захаров А.И., Гаркунов Г.А. Виды и масштабы воздействий нефтедобывающей промышленности на лесной фонд Ханты-Мансийского автономного округа // Леса и лесное хозяйство Западной Сибири. Тюмень, 1998. Вып. 6. С. 149–160.
26. Шейн Е.В. Курс физики почв: учебник. М.: Изд-во МГУ, 2005. 432 с.
27. Яшвили Н.Н., Берадзе И.А., Думбадзе Т.К. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическую активность почв Колхидской низменности // Изв. АН ГССР. Сер. Биология. 1983. Т. 8. № 6. С. 413–418.
28. Korolev V.A., Romanukha O.V., Abyzova A.M. Electrokinetic remediation of oil-contaminated soils // Journal of Environmental Science and Health. Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. 2008. V. 43. P. 876–880.
29. Lambe T.W., Whitman R.V. Soil Mechanics. New York: John Wiley & Sons, 1969. 600 p.
30. Lu N., Griffiths D.V. Profiles of steady-state suction stress in unsaturated soils // Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 2004. 130(10). P. 1063–1076.
31. Lu N., Likos W.J. Suction Stress Characteristic Curve for Unsaturated Soil // Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 2006. 132(2). P. 131–142.