

# ВЛИЯНИЕ КРУПНЫХ ПЛОЩАДНЫХ ИСТОЧНИКОВ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД



<http://www.mosvodokanal.ru/sewage/sewagetreatmentplants/lyuberetskie.php>

## ПОЗДНЯКОВА И.А.

*Институт геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН, г. Москва, Россия, irina\_pozd58@mail.ru*

*Адрес: Уланский пер., д. 13, стр. 2, а/я 145, г. Москва, 101000, Россия*

Оригинальная статья

Поступила в редакцию 22.11.2019 / Принята к публикации 25.12.2019 / Дата публикации 29.12.2019

© ООО «Геомаркетинг», 2019

## Аннотация

Курьяновские и Люберецкие очистные сооружения, а также ОАО «Московский нефтеперерабатывающий завод» являются примерами крупных площадных потенциальных источников загрязнения подземных вод в пределах Москвы. Крупномасштабное картирование границ гидрогеологических окон на территории города, выполненное Институтом геоэкологии имени Е.М. Сергеева РАН в 2013–2014 гг., показало, что эти объекты находятся на участках наиболее опасных гидрогеологических окон, где возможно быстрое проникновение загрязнения из водоносного горизонта в четвертичных отложениях в стратегический горизонт в каменноугольных известняках. Начиная с 2013 г., Департамент природопользования и охраны окружающей среды города Москва организовал регулярные наблюдения за качеством подземных вод в непосредственной близости к названным объектам. Данные этого ведомства, полученные в результате режимных наблюдений за химическим составом подземных вод вблизи Люберецких очистных сооружений, были использованы для оценки их влияния, а также воздействия других потенциальных расположенных рядом источников загрязнения на качество подземных вод. Обработка результатов режимных наблюдений включала построение карт распределения компонентов в подземных водах на разные моменты наблюдений; графиков изменения концентраций всех компонентов во времени для каждой наблюдательной скважины; гистограмм распределения концентраций компонентов в пробах воды и кластерный анализ. Определены показатели (индикаторы) загрязнения подземных вод, для основных индикаторов показан характер распространения по площади, временная динамика, возможные источники и пути поступления загрязняющих веществ в подземные воды. Показано, что загрязняющие вещества могут поступать из нескольких разных источников, оставшихся после рекультивации Люберецких полей орошения и предприятий, расположенных поблизости. Даны рекомендации к мониторингу подземных вод на территории Люберецких очистных сооружений.

## Ключевые слова:

подземные воды; мониторинг качества; гидрогеологические окна; источники загрязнения; очистные сооружения; индикаторы загрязнения

## Благодарности:

работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 17-05-01016 и в рамках бюджетного финансирования.

## Ссылка для цитирования:

Позднякова И.А., 2019. Влияние крупных площадных источников на загрязнение подземных вод. Инженерная геология, Том XIV, № 4, с. 74–84, <https://doi.org/10.25296/1993-5056-2019-14-4-74-84>.

# EFFECT OF LARGE AREA SOURCE ON GROUNDWATER POLLUTION

**IRINA A. POZDNYAKOVA**

*Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia, irina\_pozd58@mail.ru*  
 Address: Bld. 13, Pde 2, P.O. box 145, Ulansky Ln., 101000, Moscow, Russia

Original paper

Received 22 November 2019 / Accepted 25 December 2019 / Published 29 December 2019

© "Geomarketing" LLC, 2019

## Abstract

The Kuryanovo and Lyuberetsy sewage treatment facilities, as well as the Moscow Oil Refinery OJSC, are examples of large area potential sources of groundwater pollution within Moscow. The large-scale mapping of the boundaries of hydrogeological windows on the territory of the city, performed by the Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences in 2013–2014, showed that these objects are located in areas of the most dangerous hydrogeological windows - areas of possible rapid penetration of pollution from the aquifer in Quaternary sediments into the strategic horizon in coal limestone. Since 2013, the Moscow Department of the Environment Management and Protection has organized regular monitoring of the quality of groundwater in close proximity to these sites. The data of this department, obtained as a results of monitoring observations of the chemical composition of groundwater near the Lyubertsy treatment facilities, were used to assess their impact, as well as the impact of other potential nearby pollution sources on groundwater quality. Processing the results of regime observations included the construction of maps of the distribution of components in groundwater at different points in the observations; graphs of changes in the concentrations of all components in time for each observation well; histograms of distribution of concentrations of components in water samples and cluster analysis. The main indicators of groundwater pollution are determined, the nature of their distribution over the area, the temporal dynamics, possible sources and ways of pollutants in the groundwater are shown. It is shown that pollutants can come from several different sources remaining after the recultivation of the Lyubertsy irrigation fields and enterprises located nearby. Recommendations for monitoring groundwater in the territory of the Lyubertsy treatment facilities are given.

## Key words:

groundwater; monitoring of quality; hydrogeological windows; sources of pollution; treatment facilities; pollution indicators

## Acknowledgments:

this work was supported by the grant No. 17-05-01016 of the Russian Foundation for Basic Research and in the framework of budget funding.

## For citation:

Pozdnyakova I.A., 2019. Effect of large area source on groundwater pollution. *Engineering Geology World*, Vol. XIV, No. 4, pp. 74–84, <https://doi.org/10.25296/1993-5056-2019-14-4-74-84>.

## Введение

Объектом мониторинга качества являются подземные воды на прилегающей к Люберецким очистным сооружениям территории, которые занимают небольшую часть площади бывших Люберецких полей фильтрации. Последние длительное время (с 1912 по 1960 гг.) были крупным действующим источником загрязнения подземных вод. Патогенные микроорганизмы, органические соединения, соединения азота, тяжелые металлы поступали из сточных вод накопителей в подземные воды на площади 1300 га.

Построенная в 1964 г. Люберецкая станция аэрации продолжала использовать территорию полей орошения под накопители стоков и площадки складирования осадка сточных вод до 2008 г., пока не началась рекультивация полей орошения и жилая застройка территории. Современные Люберецкие очистные сооружения (ЛОС) располагаются на площади 173 га, очищают до 3 млн м<sup>3</sup>/сут сточных вод. Сточные воды после полной механической, биологической очистки и обеззараживания

сбрасываются в р. Пехорку, иловый осадок перерабатывается в искусственную биопочву, которая используется для рекультивации карьеров и полигонов твердых бытовых отходов.

На ЛОС и прилегающей территории есть потенциальные источники загрязнения подземных вод. Геологическое строение и гидрогеологические условия способствуют загрязнению подземных вод. Вдоль русла р. Пехорки и под ЛОС проходит тальвег погребенного доледникового эрозионного вреза, в пределах которого в результате древней эрозионной деятельности слабопроницаемые юрские и каменноугольные глины размыты [3]. Надъюрский водоносный горизонт в четвертичных песках и водоносный горизонт в подольско-мячковских известняках среднего карбона на самых глубоких участках вреза образуют единый водоносный горизонт [4, 5]. Подольско-мячковский водоносный горизонт — источник питьевого водоснабжения населенных пунктов Подмосковья и резервный источник водоснабжения Москвы. Изучение и защита качества подземных вод горизонта осо-



Рис. 1. Ситуационный план: I — ЛОС, II — завод по производству гипохлорита натрия, III — завод «МосИнжБетон», IV — площадка «Вторчермет», V — отстойники, VI — площадки складирования илового осадка сточных вод, VII — дачные участки, VIII — наблюдательные скважины

Fig. 1. Situational plan: I — Lyubertsy sewage treatment facility, II — sodium hypochlorite production facility, III — concrete production facility, IV — scrap metal collection and recycling facility, V — septic tanks, VI — storage sites for sludge after sewage treatment, VII — garden plots, VIII — observation wells

бенно вблизи крупных потенциальных источников загрязнения является актуальной задачей [6, 11, 12].

Несмотря на то, что существует опасность загрязнения подольско-мячковского горизонта, и на расстоянии менее 1 км от северной границы ЛОС есть действующая водозаборная скважина, отбирающая подземные воды из этого горизонта, существующий мониторинг включает наблюдения за качеством подземных вод только надьюрско-го водоносного горизонта.

Основная цель выполненных исследований — оценка качества подземных вод на прилегающей к ЛОС территории на основе данных мониторинга, оценка влияния ЛОС и других потенциальных источников загрязнения на качество подземных вод, разработка рекомендаций для мониторинга.

### Характеристика мониторинга подземных вод

Объект мониторинга — надьюрский водоносный горизонт — имеет повсеместное распространение. Водо-вмещающие отложения представлены аллювиальными разнозернистыми песками первой и второй надпойменных террас общей мощностью более 20 м и коэффициен-

том фильтрации 3–4 м/сут. Горизонт безнапорный, уровень подземных вод залегает на глубине от 1 до 6 м. Питание подземных вод инфильтрационное, разгрузка происходит в р. Пехорка и перетеканием в водоносные горизонты каменноугольных отложений за пределами тальвегов эрозионных врезов.

Потенциальными источниками загрязнения подземных вод на территории ЛОС могут быть отстойники, отводной канал, по которому в р. Пехорку сбрасываются очищенные сточные воды; промплощадки — завод по производству гипохлорита натрия, площадка «Вторчермет», завод «МосИнжБетон», отстойники и площадки складирования илового осадка бывших Люберецких полей фильтрации, садово-огороднические товарищества (рис. 1).

Наблюдательная сеть состоит из 15 скважин в надьюрском водоносном горизонте, расположенных на разном удалении от границ ЛОС (см. рис. 1). Фильтры скважин установлены в разных интервалах водоносного горизонта. В верхней части в интервале 1–8 м находится фильтр в скв. 21 и 28. В нижней части в интервале 20–25 м находится фильтр в скв. 27, 29, 31 и 35. В остальных скважинах фильтр находится в интервале от 5–6 до 10–15 м. Наблюдения за качеством подземных вод проводятся ГПБУ «Мосэкомониторинг» с 2013 г. по более чем 40 показателям химического состава. Отбор проб производился пробоотборником после прокачки скважины.

### Методы исследований химического состава подземных вод

Для оценки загрязнения подземных вод были использованы данные режимных наблюдений за химическим составом подземных вод надьюрского водоносного горизонта в период с 2013 по 2015 гг. и результаты обследования водозаборной скважины в 2005 г. (скв. 214033 на рис. 1). При оценке загрязнения грунтовых вод применялись действующие нормативы для оценки качества питьевой воды — СанПиН 2.1.4.1175-02 «Гигиенические требования к качеству воды нецентрализованного водоснабжения. Санитарная охрана источников» и ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». Такой подход к оценке качества не используемых для питьевого водоснабжения подземных вод надьюрского горизонта представляется возможным, так как дает обобщенное понятие о степени загрязнения грунтовых вод и их потенциальной опасности для загрязнения подземных вод стратегического для питьевого водоснабжения подольско-мячковского водоносного горизонта.

На первом этапе анализа данных были выбраны индикаторы изменения качества подземных вод, т.к. предполагалось, что качество подземных вод меняется в результате поступления загрязняющих веществ из различных источников загрязнения. Для установления индикаторов загрязнения из общего перечня компонентов химического состава подземных вод были исключены те, значения которых были существенно меньше предельно-допустимых и не увеличивались с начала наблюдений.

Для выбранных показателей был выполнен анализ изменения их величин во времени при помощи построения временных графиков для каждой наблюдательной скважины, а также по площади — путем создания карт распределения компонентов в подземных водах на разные моменты наблю-

Таблица 1  
Table 1

Индикаторы загрязнения подземных вод Groundwater pollution indicators							
Показатели химического состава подземных вод	ПДК	Наблюдаемые значения		> ПДК % проб от общего числа	Среднее значение в группе > ПДК	< ПДК % проб от общего числа	Среднее значение в группе < ПДК
		Max	Min				
Нефтепродукты, мг/л	0,1	52	0,12	100	4,6	–	–
Перманганатная окисляемость, мгО/л	5	223	1,1	89	27	11	3
Ион аммония, мг/л	1,5	308	0,52	86	41	14	1,1
Марганец, мг/л	0,1	2	0,002	69	0,7	31	0,03
Железо общее, мг/л	0,3	102	0,05	56	10	44	0,16
Натрий, мг/л	200	647	10	37	332	64	61
Жесткость общая, мг-экв/л	7	26	0,5	36	11	64	3,5
Сухой остаток, мг/л	1000	2288	110	27	1430	73	530
Литий, мг/л	0,03	0,07	0,002	17	0,05	83	0,01
Никель, мг/л	0,02	0,2	0,01	17	0,06	83	0,004
Магний, мг/л	50	87	1,5	16	61	84	16
Нитрит-ион, мг/л	3,3	10,4	0,01	6	6	94	0,2
Сульфат-ион, мг/л	500	746	1	6	660	94	108
Цинк, мг/л	1,0	2,1	0,13	5	1,7	95	0,05
Хлорид-ион, мг/л	350	636	9	3	576	97	79
Нитрат-ион, мг/л	45	85	0,5	1	85	99	3

дений: лето 2013 г., лето 2014 г., осень 2014 г., лето 2015 г., осень 2015 г. Статистическая обработка результатов наблюдений заключалась в построении гистограмм распределения величин показателей в пробах воды и кластерном анализе. Гистограммы распределения концентраций позволили оценить, насколько однородными являются результаты наблюдений, какие величины показателей (например, концентрации) встречаются чаще всего, на сколько групп они подразделяются по средним преобладающим значениям. Кластерный анализ выполнен методом *K-means* в пакете<sup>1</sup> STATISTICA. Целью кластерного анализа было разделение числа скважин на группы с разными показателями — индикаторами загрязнения, при условии, что внутри каждой группы отклонения значений по каждому показателю от среднего в группе минимально. Предполагалось, что если природный состав подземных вод изменяется под влиянием различных источников загрязнения, то наблюдательные скважины могут быть разделены как минимум на две группы. В одну группу (кластер) могут попасть скважины с невысокими значениями показателей химического состава, отвечающими природному или близкому к нему составу подземных вод. В другой кластер могут попасть скважины с более высокими значениями показателей химического состава, указывающими на влияние источников загрязнения.

## Результаты и обсуждение

Гидрогеохимический тип подземных вод надъярусного водоносного горизонта по преобладающему аниону соот-

ветствует природному гидрокарбонатному типу только в одной скважине (скв. 21), в остальных воды гидрокарбонатно-хлоридные и даже хлоридные (скв. 27). По преобладающему катиону воды в основном натриевые-кальциевые и даже натриевые, реже относятся к природным кальциевым. Такой нарушенный гидрогеохимический режим, как показывает мониторинг, характерен для сельтебных территорий г. Москва [5]. Индикаторами загрязнения подземных вод на подобных территориях могут быть: сухой остаток, хлорид-ион, сульфат-ион, натрий, магний, перманганатная окисляемость, общая жесткость, нефтепродукты, железо общее, литий, марганец, никель, цинк, ион аммония, нитрит-ион, нитрат-ион, альфа- и бета-активности [5]. Большая часть показателей, представленных в табл. 1, является индикаторами загрязнения подземных вод коммунально-бытовыми сточными водами [2]. Все они характеризуются большими диапазонами изменения значений и превышением ПДК. Для каждого показателя были построены гистограммы, временные графики и карты распределения по площади на разные моменты времени. Карты подготовлены с применением кригинг интерполяции. Ниже приводятся результаты графической обработки данных по нефтепродуктам, перманганатной окисляемости, иону аммония — показателям, с наибольшей частотой встречаемости проб с превышением ПДК.

Концентрации нефтепродуктов превышают ПДК во всех отобранных пробах; величина перманганатной окисляемости — в 89% проб; ионов аммония — в 86% проб;

<sup>1</sup> Боровиков В.П., 2018. Популярное введение в современный анализ данных и машинное обучение на STATISTICA. Горячая линия–Телеком, Москва.

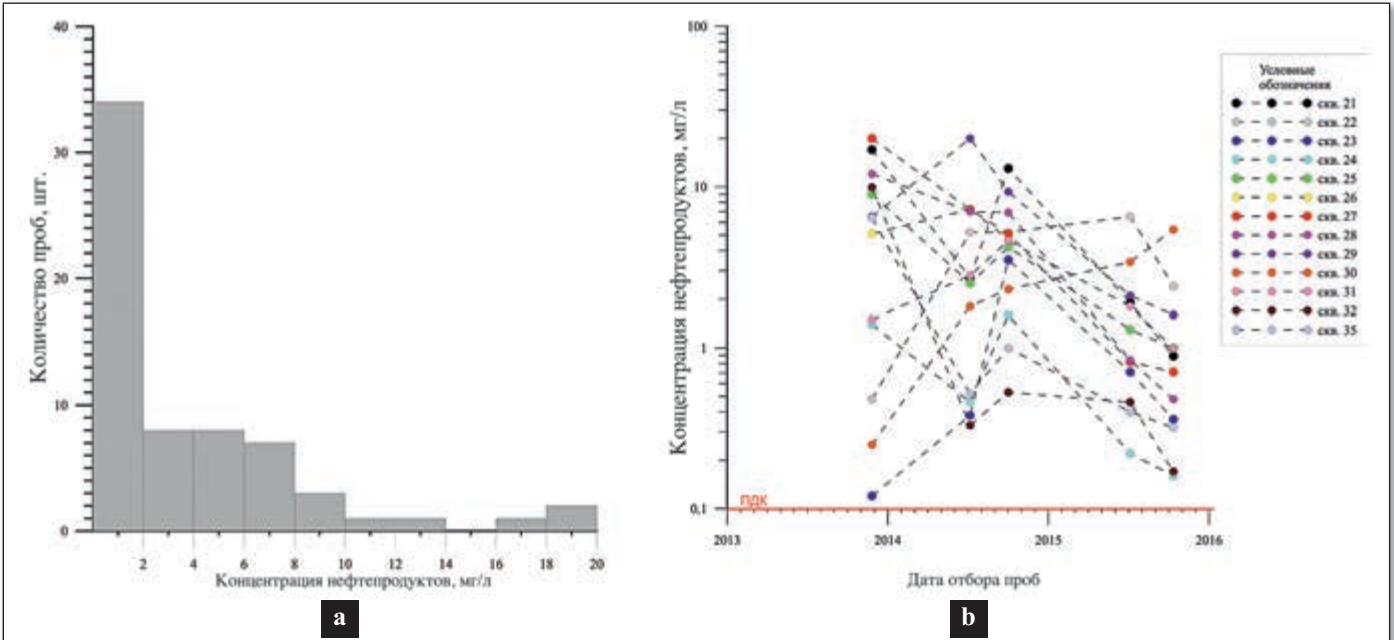


Рис. 2. Нефтепродукты в подземных водах: а — гистограмма распределения концентраций в пробах; б — графики изменения концентраций во времени в наблюдательных скважинах

Fig. 2. Oil in groundwater: a — histogram of distribution of oil concentration in water samples; b — temporal changes in oil concentration in the observation wells



Рис. 3. Концентрации нефтепродуктов в подземных водах в 2013 г.: а — шкала концентраций нефтепродуктов, мг/л; б — изолинии равного напора подземных вод, м; в — направление движения подземных вод

Fig. 3. Concentrations of oil in groundwater in 2013: a — oil concentrations scale, mg/l; b — groundwater table and elevation, m (piezometric lines); c — groundwater flowpath

Концентрация *нефтепродуктов* за весь период наблюдений превышала ПДК (0,1 мг/л) и варьировала в диапазоне 0,12–20 мг/л (1,2–200 ПДК). Анализ гистограммы показывает, что в 52% проб концентрация нефтепродуктов находится в интервале до 2 мг/л (20 ПДК) при среднем значении 0,8 мг/л (8 ПДК); в 40% — в интервале 2–10 мг/л (20–100 ПДК) при среднем значении 5 мг/л (50 ПДК); в 6% — в интервале 10–20 мг/л (100–200 ПДК) при среднем значении 16 мг/л (160 ПДК) (рис. 2, а).

Максимальные концентрации нефтепродуктов — 20 мг/л — зафиксированы в скв. 27 в 2013 г., в скв. 29 в 2014 г., а на конец наблюдений — в скв. 30. Если во всех скважинах к концу периода наблюдений отмечается тенденция снижения концентрации нефтепродуктов, то в скв. 30 — непрерывный рост (рис. 2, б). Распределение нефтепродуктов в подземных водах по площади в разные моменты времени позволяет предположить, что к началу наблюдений источники поступления нефтепродуктов в подземные воды на поверхности земли уже перестали существовать, а концентрации нефтепродуктов в нижнем интервале горизонта (скв. 27) были выше, чем в верхнем (скв. 26) (рис. 3).

В дальнейшем в результате поступления чистого инфильтрационного питания и, возможно, биодеградаций происходило постепенное очищение пород зоны аэрации от нефтепродуктов и снижение их концентраций в подземных водах под источником загрязнения в верхней части горизонта [1] и одновременно миграция нефтепродуктов по вертикали в более глубокую часть горизонта и увеличение концентраций в нижней части горизонта в скважинах, расположенных ниже по потоку подземных вод (скв. 29 на рис.4, а). В подольско-мячковском горизонте в водозаборной скважине в 2005 г. концентрация нефтепродуктов составила 0,04 мг/л.

На конец наблюдений концентрация нефтепродуктов в подземных водах становится существенно ниже первоначальных значений как в верхнем, так и в нижнем ин-

марганца — в 69% проб; общего железа — в 56% проб. Остальные показатели превышают ПДК в значительно меньшем количестве проб.

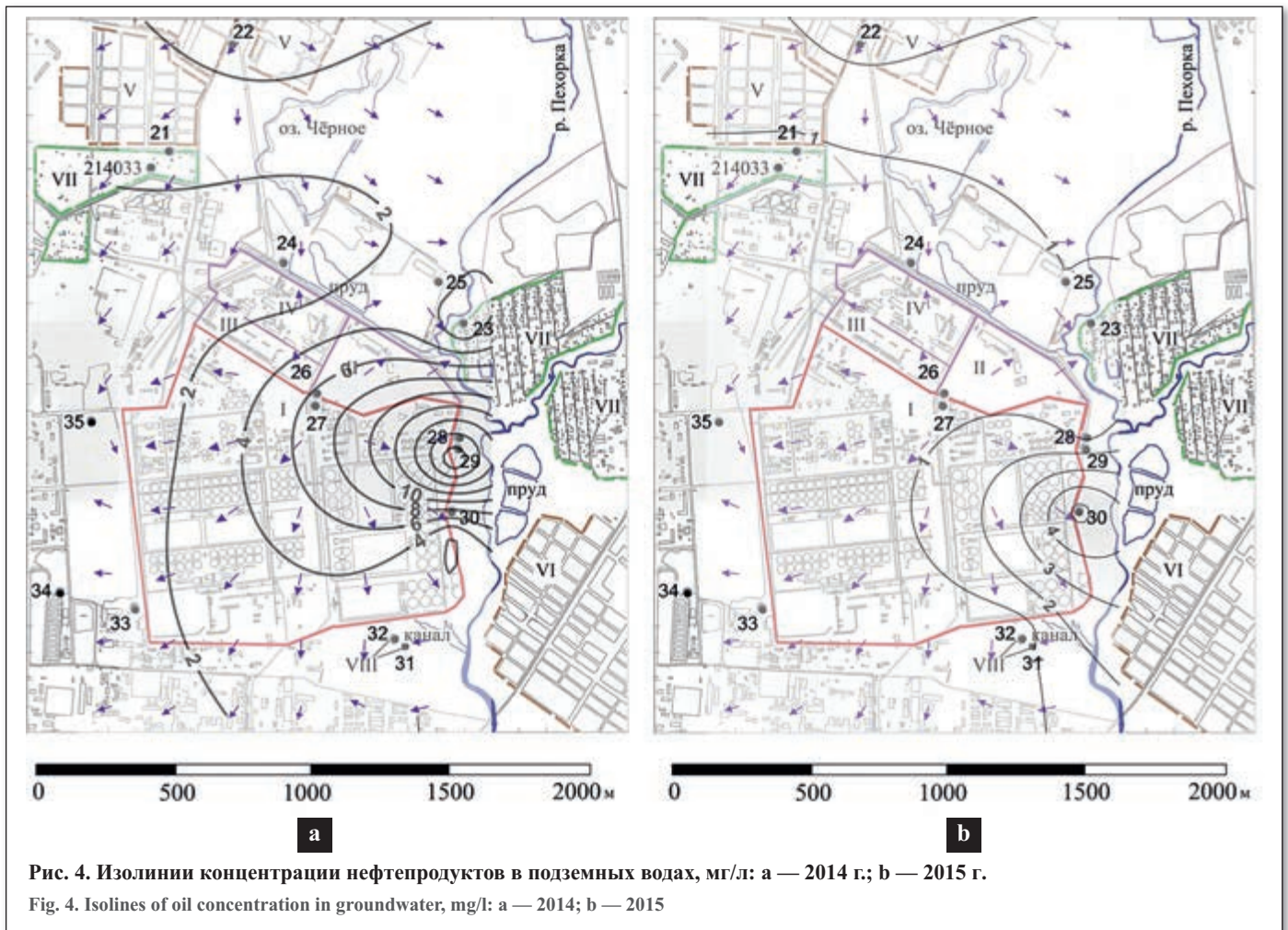


Рис. 4. Изолинии концентрации нефтепродуктов в подземных водах, мг/л: а — 2014 г.; б — 2015 г.

Fig. 4. Isolines of oil concentration in groundwater, mg/l: a — 2014; b — 2015

тервале водоносного горизонта, хотя все еще во много раз превышает ПДК (рис. 4, б).

Величина перманганатной окисляемости за период наблюдений при ПДК = 5 мгО/л изменялась от 1 до 223 мгО/л (0,2–45 ПДК) (табл. 1). Превышение ПДК наблюдалось в 89% проб, среднее значение в этой группе составило 27 мгО/л (5–6 ПДК). На гистограмме видно, что в подавляющем количестве проб определенная величина перманганатной окисляемости находится в интервале от 1 до 40 мгО/л (0,2–8 ПДК) и только в нескольких пробах в интервале от 40 до 80 мгО/л (8–16 ПДК) и больше (рис. 5, а). Величина перманганатной окисляемости только косвенно указывает на присутствие органических соединений в подземных водах, так как в естественных условиях большая часть кислорода расходуется на окисление минеральных соединений. В случае загрязнения подземных вод городскими сточными водами, в которых преобладают органические восстановители, всю величину перманганатной окисляемости можно отнести к органическим примесям воды.

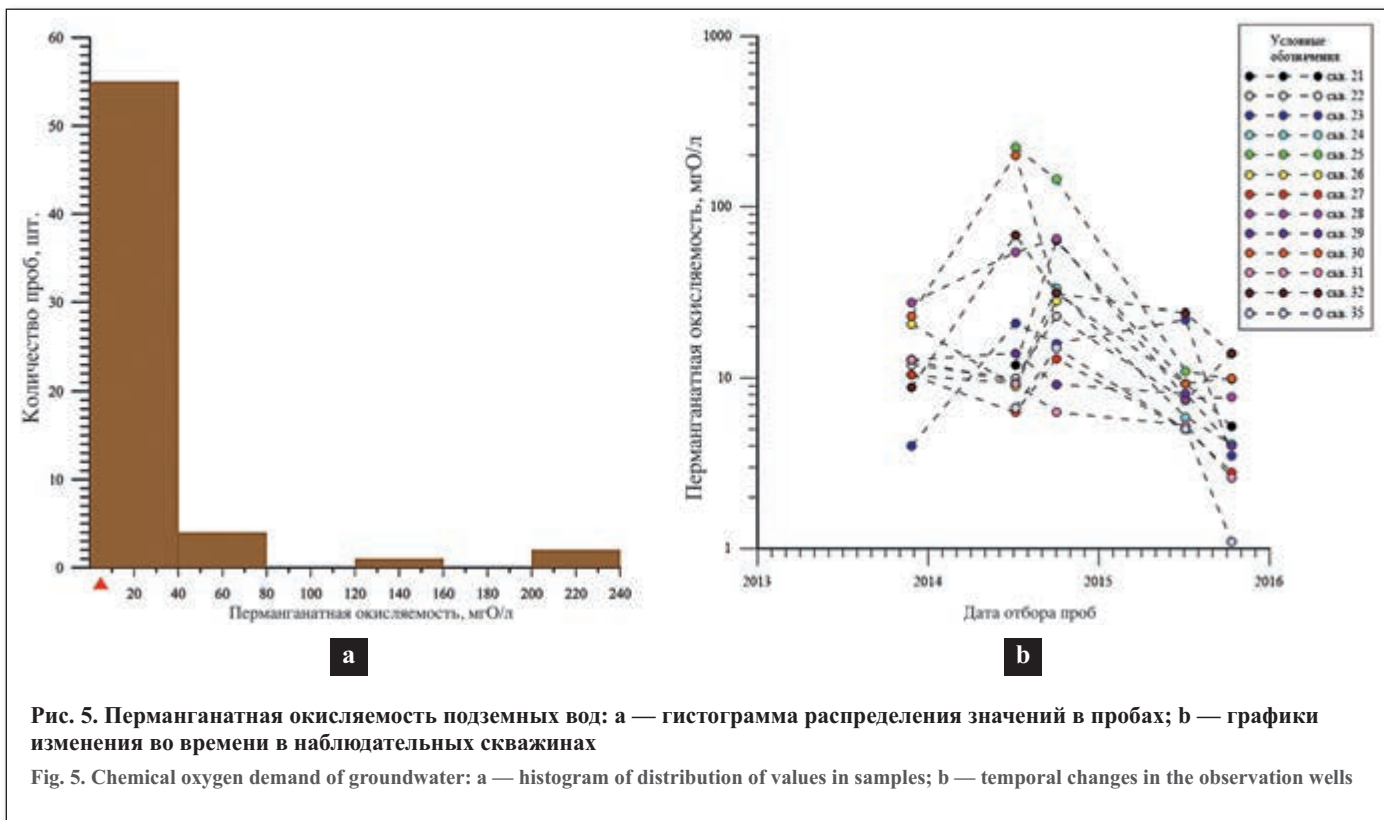
На начало наблюдений подземные воды уже были загрязнены органическими веществами по всей мощности водоносного горизонта на всей территории, перманганатная окисляемость превышала ПДК во всех скважинах кроме скв. 23, расположенной на противоположном берегу р. Пехорка (рис. 5, б). Органические вещества поступали в подземные воды с канализационными стоками, которые сбрасывались на Люберецкие поля фильтрации и Люберецкие очистные сооружения длительное время. После ввода современных ЛОС в 2008 г. площади сброса

стоков и количество органических соединений, поступающих в подземные воды, существенно сократилось. Вместе с процессами разложения органического вещества и разбавления загрязненных вод чистыми это вызвало снижение максимальных значений перманганатной окисляемости в скв. 25 и 30 с 45 ПДК в 2014 г. (рис. 6, а) до 1–2 ПДК к концу наблюдений (рис. 6, б).

Концентрация иона аммония за весь период наблюдений при ПДК = 1,5 мг/л изменялась в диапазоне от 0,52 до 308 мг/л (0,3–205 ПДК). Превышение ПДК было обнаружено в 86% проб. Распределение концентраций иона аммония в пробах, как и перманганатной окисляемости, логнормальное: в 77% проб концентрация иона аммония попадает в интервал 0,5–40 мг/л (0,3–27 ПДК); в 14% — в интервал 40–120 мг/л (27–80 ПДК) и в 9% превышает 120 мг/л (80 ПДК). Максимальная концентрация иона аммония наблюдалась в 2014 г. в среднем интервале горизонта — 308 мг/л (205 ПДК) в скв. 25, 198 мг/л (132 ПДК) — в скв. 22, 102 мг/л (68 ПДК) — в скв. 32 (рис. 7, а).

На конец наблюдений сохраняется тенденция роста концентрации иона аммония почти во всех скважинах, за исключением скв. 23, 26, 28, 35.

Источником поступления иона аммония в подземные воды так же, как и органических соединений, являются сточные воды накопителей [8, 9], поэтому совпадают области максимальных значений перманганатной окисляемости и концентрации иона аммония (рис. 6, а, 7, а). Однако снижение концентрации иона аммония со временем происходит медленнее, так как даже после ликвида-



ции накопителей и полей фильтрации он продолжает поступать в подземные воды как продукт аммонификации азотсодержащих органических соединений (рис. 6, б, 7, б). Этот процесс может также объяснить наблюдающуюся тенденцию роста концентрации иона аммония в ряде скважин в отличие от остальных индикаторов загрязнения. Концентрация иона аммония в подольско-мячковском горизонте в 2005 г. превышала ПДК в два раза.

Концентрация *марганца* в 69% проб значительно превышала ПДК (0,1 мг/л), среднее значение в этой группе — 0,7 мг/л (7 ПДК), в группе без превышения ПДК среднее значение — 0,03 мг/л (< ПДК). В начале наблюдений подземные воды уже были загрязнены марганцем на большой площади по всей глубине — в верхнем (сква. 21), среднем (сква. 22–25, 30) и нижнем интервалах горизонта (сква. 29, 31, 35). Максимальная за весь период концентрация — 2 мг/л (20 ПДК) — зафиксирована в скв. 21, 22 и 29. К концу наблюдений концентрация в этих скважинах снизилась, а в скв. 27 (нижний интервал), 28 (верхний интервал), 32 (средний интервал) выросла со значений ниже ПДК до 2–10 ПДК, и тенденция дальнейшего роста концентрации марганца в этих скважинах сохраняется. В подольско—мячковском горизонте концентрация марганца в 2005 г. приблизилась к ПДК и составила 0,09 мг/л.

Концентрация *общего железа* при ПДК = 0,3 мг/л изменялась от 0,05 (< ПДК) до 102 мг/л (340 ПДК). В 56% проб концентрация превышала ПДК. Средняя концентрация общего железа в этой группе составила 10 мг/л (33 ПДК). Анализ гистограммы показал, что в 89% проб концентрация находилась в диапазоне 0–20 мг/л (до 67 ПДК). Рост концентрации до максимальных значений наблюдался в 2014 г. в нескольких скважинах — до 102 мг/л (340 ПДК) в скв. 32, до 46 мг/л (153 ПДК) в скв. 28, до 6 мг/л (20 ПДК) в скв. 30. В большинстве скважин к концу наблюдений произошло снижение концент-

рации общего железа за исключением скв. 27, в которой концентрация выросла от значений ниже ПДК в начале наблюдений до 10 ПДК в конце, и скв. 28. Концентрация общего железа в подольско-мячковском горизонте превышала ПДК в четыре раза.

Превышение ПДК по сухому остатку (минерализации), общей жесткости и содержанию натрия в 2–4 раза было установлено в среднем в каждой третьей пробе, в 2/3 проб среднее значение сухого остатка составило 530 мг/л при ПДК = 1000 мг/л, общей жесткости — 3,5 мг-экв/л при ПДК = 7 мг-экв/л, натрия — 61 мг/л при ПДК = 200 мг/л. Концентрации лития, цинка, никеля, магния, хлорид-иона, сульфат-иона, нитрат-иона и нитрит-иона в большей части проб были ниже ПДК или незначительно их превысили. В большинстве скважин в надъюрском водоносном горизонте наблюдается тенденция уменьшения со временем сухого остатка, общей жесткости, концентраций хлорид-иона, цинка и лития, за исключением скв. 27, в которой эти показатели растут. В подольско-мячковском горизонте минерализация, жесткость, концентрация нитрат-иона превышали ПДК в 1,2–2 раза.

Анализ изменений концентраций компонентов-индикаторов загрязнения подземных вод по площади и во времени даже за такой короткий период позволил выявить противоположные тенденции в изменении химического состава подземных вод. Если в большинстве скважин наблюдается тенденция снижения концентрации практически всех компонентов (за исключением иона аммония) после ликвидации полей фильтрации, то в скв. 27 — постоянный рост минерализации, хлорид-иона, общей жесткости, общего железа, марганца и других металлов, что может быть признаком влияния дополнительного источника загрязнения. Для проверки этого предположения был выполнен кластерный анализ, и выделены три группы скважин таким образом, что значение показателя хи-

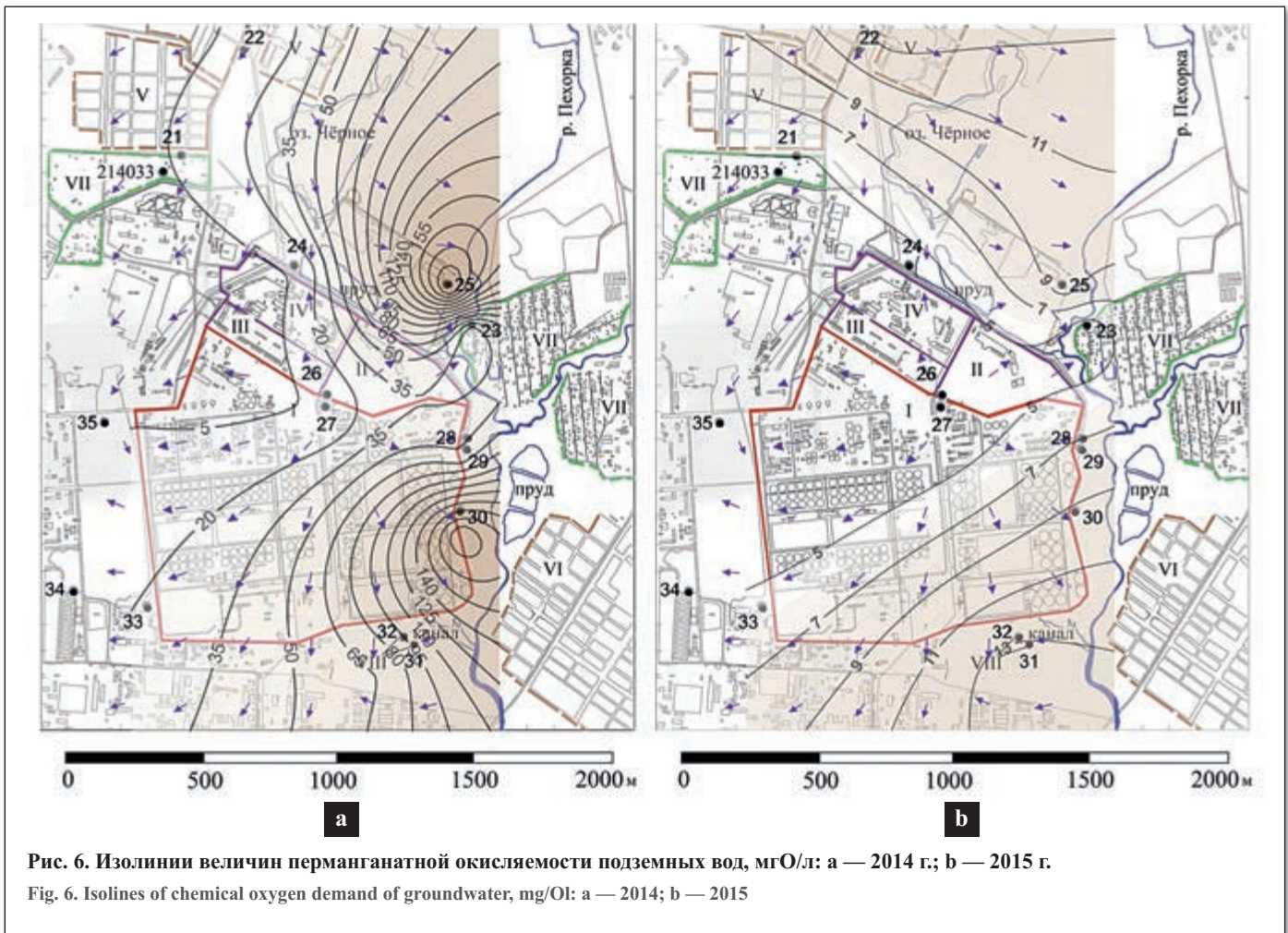


Рис. 6. Изолинии величин перманганатной окисляемости подземных вод, мгО/л: а — 2014 г.; б — 2015 г.

Fig. 6. Isolines of chemical oxygen demand of groundwater, mgO/l: a — 2014; b — 2015

мического состава в каждой скважине в группе близко к среднему значению, рассчитанному по всем скважинам. Показатели химического состава подземных вод и их рассчитанные средние значения для каждой группы скважин приведены в табл. 2.

В первую группу попадает скв. 27 с максимальными по сравнению со скважинами в других группах и превышающими ПДК средними значениями общей жесткости, сухого остатка, концентрациями лития, марганца, магния, хлорид-иона и минимальными значениями перманганатной окисляемости и концентрации иона аммония. Скв. 27 расположена на территории завода по производству гипохлорита натрия  $\text{NaOCl}$ , который используется на очистных сооружениях при дезинфекции сточных вод. Гипохлорит натрия обладает высокими коррозионными свойствами, при попадании в воду растворяется с образованием ионов натрия и хлорид-иона. Постоянно растущие концентрации ионов натрия и хлора в скв. 27 могут быть результатом утечек гипохлорита натрия из емкостей хранения или коммуникаций. На возможные утечки указывает также высокий уровень подземных вод в этом месте.

Во вторую группу попадают скв. 22, 24, 29, 30, 32 с максимальными по сравнению со скважинами в других группах и превышающими ПДК значениями перманганатной окисляемости, концентрацией нефтепродуктов, иона аммония и минимальными значениями общего железа и цинка. Преобладающие компоненты являются индикаторами загрязнения подземных вод сточными водами, содержащими органические вещества и ион аммония [7]. Загрязняющие вещества могут поступать при

фильтрации из неликвидированных отстойников (скв. 22), с площадок складирования ила (скв. 30), из отводного канала ЛОС, по которому очищенные сточные воды сбрасываются в р. Пехорку (скв. 32), и других объектов ЛОС, вблизи которых или на пути миграции расположены наблюдательные скважины (скв. 24, 29).

В третью группу попадают скв. 21, 23, 25, 28, 31, 35 с максимальной по сравнению со скважинами в других группах концентрацией общего железа, достаточно высокими и превышающими ПДК значениями перманганатной окисляемости и концентрацией иона аммония, и низкими концентрациями большинства других компонентов. Эти скважины либо находятся в стороне от источников загрязнения (скв. 21, 23, 25), либо характеризуют более глубокий и менее загрязненный интервал водоносного горизонта (скв. 31, 35).

### Заключение

Организованные Департаментом природопользования и охраны окружающей среды города Москва наблюдения за качеством подземных вод на территории, прилегающей к ЛОС, являются примером наиболее экономически эффективного локального мониторинга, распространенного во многих странах, так как он позволяет достаточно быстро установить источники загрязнения подземных вод и привлечь ответственных для их ликвидации. Наблюдательная сеть, как правило, размещается вблизи потенциальных источников загрязнения подземных вод — аэропортов, заправочных станций, очистных сооружений, нефтеперерабатывающих заводов с целью оценки текущего состояния и тен-



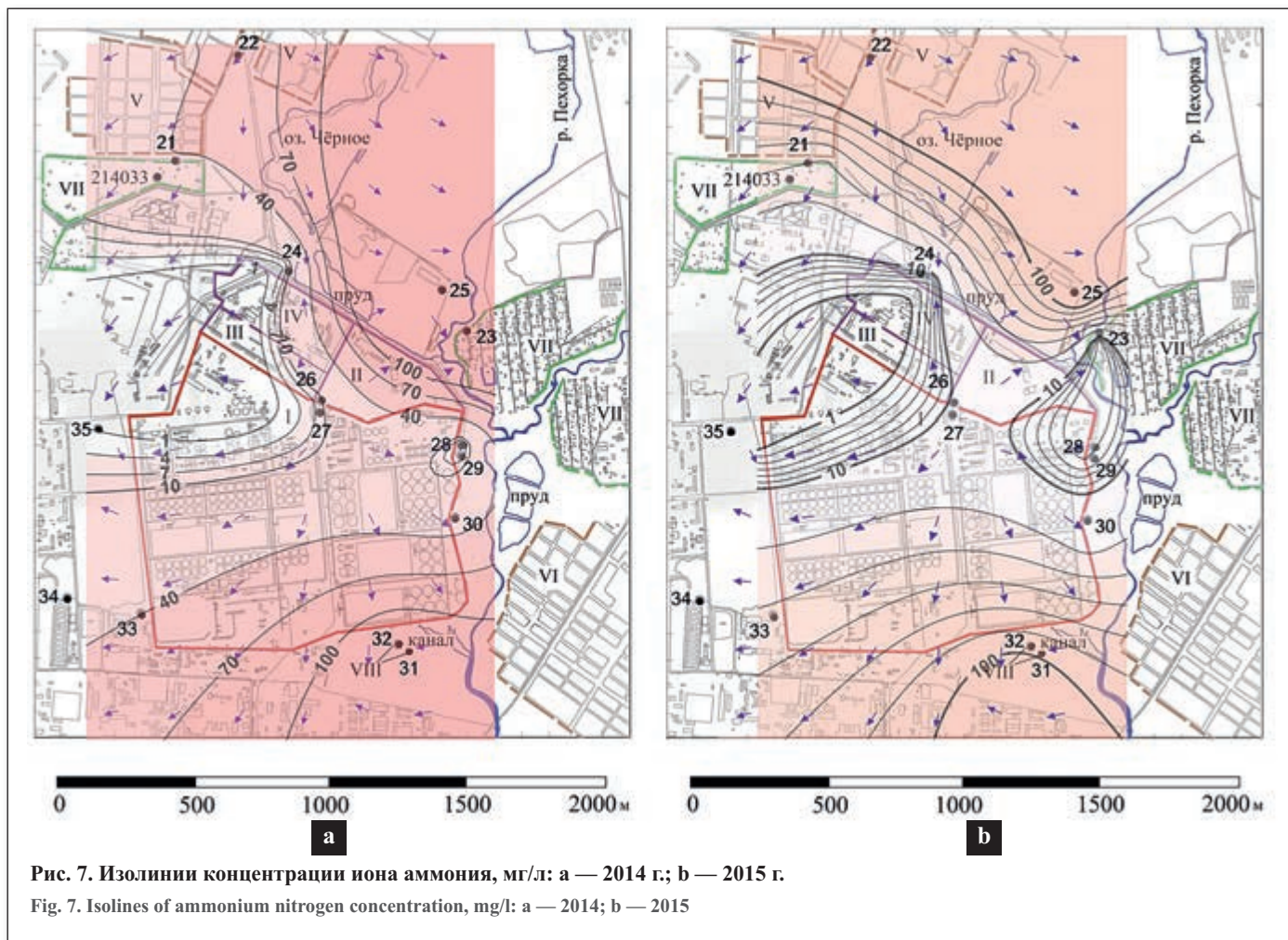


Рис. 7. Изолинии концентрации иона аммония, мг/л: а — 2014 г.; б — 2015 г.

Fig. 7. Isolines of ammonium nitrogen concentration, mg/l: a — 2014; b — 2015

Таблица 2  
Table 2

Средние значения показателей химического состава подземных вод The mean values of the chemical composition of groundwater				
Показатели химического состава подземных вод	ПДК	Кластер № 1 скв. 27	Кластер № 2 скв. 22, 24, 29, 30, 32	Кластер № 3 скв. 21, 23, 25, 28, 31, 35
Перманганатная окисляемость, мгО/л	5,0	2,8	9,2	5,0
Жесткость общая, мг-экв/л	7,0	8,6	6,0	3,0
Сухой остаток, мг/л	1000	1314	751	354
Нефтепродукты, мг/л	0,1	0,71	1,95	0,68
Железо общее, мг/л	0,3	1,49	0,57	5,09
Литий, мг/л	0,03	0,047	0,012	0,012
Марганец, мг/л	0,1	0,53	0,28	0,28
Цинк, мг/л	1,0	0,05	0,005	0,074
Магний, мг/л	50	33,6	26,8	10,3
Ион аммония, мг/л	1,5	12,5	71,8	30,2
Хлорид-ион, мг/л	350	636	159	67
Сульфат-ион, мг/л	500	2,8	130	19,4
Натрий, мг/л	200	223	135	39

денций изменения качества подземных вод по данным наблюдений и принятия на этой основе решений о защите и сохранении их качества [11, 12]. Для интерпретации результатов мониторинга и решения вопросов по его оптимизации

требуется участие специалистов-гидрогеологов из-за сложного характера движения и загрязнения подземных вод [6].

Особенностью объекта наблюдений является то, что качество подземных вод на территории ЛОС на протяже-

нии длительного времени формировалось под влиянием регионального источника загрязнения — Люберецких полей фильтрации. В результате длительного воздействия в надьюрском водоносном горизонте сформировалась область загрязнения подземных вод органическими соединениями, соединениями азота, нефтепродуктами, железом, марганцем, литием, цинком.

Главными загрязняющими веществами, поступающими в подземные воды, были неокисленные органические соединения, на окисление которых расходовался кислород, в результате чего в подземных водах снижалась величина окислительно-восстановительного потенциала. В условиях дефицита кислорода были затруднены процессы биodeградации нефтепродуктов, окисления иона аммония, перехода металлов в труднорастворимые миграционные формы, что в итоге способствовало накоплению этих загрязняющих веществ в подземных водах [2].

Особенностью гидрогеологических условий территории наблюдений является то, что она находится в самой глубокой части эрозийного вреза, где полностью размывы юрские и каменноугольные слабопроницаемые отложения, и загрязнение подземных вод в единой водоносной толще в четвертичных отложениях и подольско-мячковских известняках происходит быстро. В бортовой части вреза перенос загрязняющих веществ в подольско-мячковский горизонт осуществляется за счет перетекания из надьюрского через каменноугольные глины. Поступающие в подольско-мячковский горизонт загрязняющие вещества быстро переносятся потоком подземных вод. При этом возможно подтягивание загрязненных вод к действующим водозаборам. Так, опробование водозаборной скважины, расположенной в 1 км от ЛОС, показало, что на момент опробования в 2005 г. подземные воды подольско-мячковского горизонта были загрязнены нефте-

продуктами, ионом аммония, железом. Однако оценить масштабы загрязнения горизонта по одной водозаборной скважине невозможно.

После ликвидации полей фильтрации появились другие потенциальные источники загрязнения подземных вод — отстойники и отводной канал ЛОС, промплощадки. Данные наблюдений за химическим составом подземных вод надьюрского водоносного горизонта предполагалось использовать для оценки их влияния на подземные воды.

Совокупность методов, которые были применены к анализу данных химического состава, в том числе статистических, позволила выявить на ЛОС индикаторы загрязнения подземных вод, тенденции изменения их величин во времени и по площади, разделить наблюдательные скважины на группы по преобладающим факторам формирования состава подземных вод и предварительно оценить, какие из существующих техногенных объектов оказывают влияние на подземные воды.

Основные рекомендации к мониторингу подземных вод на ЛОС заключаются в следующем: включить водозаборную скважину в подольско-мячковском горизонте в систему регулярных наблюдений с такой же частотой отбора проб как в надьюрском в силу их хорошей гидравлической связи [10]; обследовать промплощадку завода по производству гипохлорита, отстойники и отводной канал ЛОС с целью установления и ликвидации источников загрязнения подземных вод; перейти к модельноориентированному мониторингу — созданию численной модели геофильтрации, использованию результатов мониторинга для моделирования процессов переноса загрязнения на участках эрозийных врез, оценке вклада разных источников загрязнения, установлению возможных путей поступления загрязнения к каждой скважине, оптимизации мониторинга [6].

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гриневский А.А., 2007. Пункты наблюдения в составе систем мониторинга геологической среды. Экология производства, № 12, с. 50–53.
2. Крайнов С.Р., Рыженко В.М., Швец В.М., 2004. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. Наука, Москва.
3. Осипов В.И., 2011. Крупномасштабное геологическое картирование территории г. Москвы. Геоэкология, № 3, с. 195–197.
4. Позднякова И.А., Кожевникова И.А., Костикова И.А., Томс Л.С., 2012. Оценка условий взаимосвязи водоносных горизонтов на основе крупномасштабного картирования геологического строения и гидрогеологических условий г. Москвы. Геоэкология, № 6, с. 527–539.
5. Позднякова И.А., Галицкая И.В., Миронов О.К., Костикова И.А., Дорожка А.Л., Батрак Г.И., Матвеева Л.А., Фесель К.И., 2015. Выявление гидрогеологических окон на основе крупномасштабного картирования геологического строения и гидрогеологических условий территории г. Москвы. Геоэкология, № 4, с. 352–365.
6. Шестаков В.М., 1999. Принципы геофизико-экологического мониторинга. Геоэкология, № 4, с. 362–365.
7. Baalbaki R., Ahmad S.H., Kays W., Talhouk S.N., Saliba N.A., Al-Hindi M., 2019. Citizen science in Lebanon — a case study for groundwater quality monitoring. Royal Society Open Science, Vol. 6, Issue 2, <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsos.181871>.
8. Baalousha H., 2010. Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: a case study from Heretaunga Plains, New Zealand. Agricultural Water Management, Vol. 97, Issue 2, pp. 240–246, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.09.013>.
9. Kent R., Landon M., 2013. Trends in concentrations of nitrate and total dissolved solids in public supply wells of the Bunker Hill, Lytle, Rialto, and Colton groundwater subbasins, San Bernardino County, California: influence of legacy land use. Science of the Total Environment, Vol. 452–453, pp. 125–136, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.042>.
10. Saraceno J., Kulongoski J.T., Mathany T.M., 2018. A novel high-frequency groundwater quality monitoring system. Environmental Monitoring and Assess, Vol. 190, Issue 8, Article 477, <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6853-6>.

11. Vrba J., Pěkný V., 1991. Groundwater-quality monitoring — effective method of hydrogeological system pollution prevention. *Environmental Geology and Water Sciences*, Vol. 17, Issue 1, pp. 9–16, <https://doi.org/10.1007/BF01716070>.
12. Vrba J., 1988. Groundwater quality monitoring as a tool of groundwater resources protection. *Karst Hydrogeology and Karst Environment Protection*, Proceedings of the 21st Congress of the International Association of Hydrogeologists, Gullin, China, 1988, pp. 88–97, URL: [http://hydrologie.org/redbooks/a176/iahs\\_176\\_0000.pdf](http://hydrologie.org/redbooks/a176/iahs_176_0000.pdf) (дата обращения: 19.11.2019).

## REFERENCES

1. Grinevsky A.A., 2007. Groundwater quality monitoring network as a part of the geological environment monitoring systems. *Ecoindustry*, No. 12, pp. 50–53. (in Russian)
2. Kraynov S.R., Ryzhenko V.M., Shvets V.M., 2004. *Geochemistry of ground water. Theoretical, applied and environmental aspects*. Nauka, Moscow. (in Russian)
3. Osipov V.I., 2011. Large-scale geological mapping of Moscow territory. *Geoecology*, No. 3, pp. 195–197. (in Russian)
4. Pozdnyakova I.A., Kozhevnikova I.A., Kostikova I.A., Toms L.S., 2012. Groundwater interaction assessment based on the large-scale mapping of geological and hydrogeological conditions in Moscow. *Geoecology*, No. 6, pp. 527–539. (in Russian)
5. Pozdnyakova I.A., Galitskaya I.V., Mironov O.K., Kostikova I.A., Dorozhko A.L., Batrak G.I., Matveeva L.A., Fesel K.I., 2015. Identification of hydrogeological windows based on large-scale mapping of the geological and hydrogeological conditions in Moscow. *Geoecology*, Vol. 43, No. 7, pp. 1019–1029. (in Russian)
6. Shestakov V.M., 1999. Principles of geophysical and environmental monitoring. *Geoecology*, No. 4, pp. 362–365. (in Russian)
7. Baalbaki R., Ahmad S.H., Kays W., Talhouk S.N., Saliba N.A., Al-Hindi M., 2019. Citizen science in Lebanon — a case study for groundwater quality monitoring. *Royal Society Open Science*, Vol. 6, Issue 2, <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsos.181871>.
8. Baalousha H., 2010. Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: a case study from Heretaunga Plains, New Zealand. *Agricultural Water Management*, Vol. 97, Issue 2, pp. 240–246, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.09.013>.
9. Kent R., Landon M., 2013. Trends in concentrations of nitrate and total dissolved solids in public supply wells of the Bunker Hill, Lytle, Rialto, and Colton groundwater subbasins, San Bernardino County, California: influence of legacy land use. *Science of the Total Environment*, Vol. 452–453, pp. 125–136, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.042>.
10. Saraceno J., Kulongoski J.T., Mathany T.M., 2018. A novel high-frequency groundwater quality monitoring system. *Environmental Monitoring and Assess*, Vol. 190, Issue 8, Article 477, <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6853-6>.
11. Vrba J., Pěkný V., 1991. Groundwater-quality monitoring — effective method of hydrogeological system pollution prevention. *Environmental Geology and Water Sciences*, Vol. 17, Issue 1, pp. 9–16, <https://doi.org/10.1007/BF01716070>.
12. Vrba J., 1988. Groundwater quality monitoring as a tool of groundwater resources protection. *Karst Hydrogeology and Karst Environment Protection*, Proceedings of the 21st Congress of the International Association of Hydrogeologists, Gullin, China, 1988, pp. 88–97, URL: [http://hydrologie.org/redbooks/a176/iahs\\_176\\_0000.pdf](http://hydrologie.org/redbooks/a176/iahs_176_0000.pdf) (accessed: 19 November 2019).

## ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

### ПОЗДНЯКОВА ИРИНА АЛЕКСЕЕВНА

*Ведущий научный сотрудник лаборатории гидрогеоэкологии  
Института геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН, к.г.-м.н., г. Москва,  
Россия*

## INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

### IRINA A. POZDNYAKOVA

*Leading research scientist of the Laboratory Hydrogeoecology, Sergeev  
Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences,  
PhD (Candidate of Science in Geology and Mineralogy), Moscow, Russia*



<https://moydom.moscow/2019/11/16/ljubereckie-ochistnye-sooruzhenija-gotovjat-k-rekonstrukcii/>