
**ЗАГРЯЗНЕНИЕ
ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ**

УДК 556.388.2

**КАЧЕСТВО ПРЕСНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД МИНСКОЙ
И МОСКОВСКОЙ ГОРОДСКИХ АГЛОМЕРАЦИЙ:
СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ, ТЕНДЕНЦИИ
ИЗМЕНЕНИЯ, ВОЗМОЖНОСТЬ УПРАВЛЕНИЯ**

© 2015 г. **И. В. Галицкая***, **В. И. Пашкевич****, **Г. И. Батрак***

**Институт геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН,
Уланский пер., д. 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия. E-mail: galgeoenv@mail.ru*

***Институт природопользования НАН Беларуси,
ул. Скорины 10, Минск, 220114 Республика Беларусь*

Поступила в редакцию 10.09.2014 г.

Рассмотрено современное состояние качества пресных подземных вод в Минской и Московской городских агломерациях, основные факторы формирования химического состава, возможность управления. При оценке геоэкологического состояния подземных вод в пределах Минской городской агломерации отмечен закономерный рост антропогенного загрязнения подземных вод основного эксплуатационного горизонта – межморенного днепровско-сожского водоносного комплекса. Анализ материалов позволяет проследить тесную связь загрязнения подземных вод с экологической ситуацией на участках расположения скважин. При анализе ситуации в Московской городской агломерации особое внимание уделено изменению качества подземных вод каменноугольных водоносных горизонтов в результате поступления в подземные воды загрязняющих веществ при активном хозяйственном освоении территории и интенсификации перетекания загрязненных поверхностных и грунтовых вод при водоотборе. Рассмотрены рекомендации по управлению качеством подземных вод городских агломераций.

Ключевые слова: *подземные воды, загрязнение, соединения азота, тяжелые металлы, радионуклиды.*

ВВЕДЕНИЕ

В современный период в условиях постоянно ухудшающейся экологической обстановки одна из важнейших проблем – управление подземной гидросферой, базирующееся на результатах исследования современного состояния подземных вод, закономерностей формирования гидрогеодинамических и гидрогеохимических условий и прогнозе их изменения на различных этапах освоения территорий. Особую опасность представляют территории крупных городских агломераций с различными по типам и масштабам воздействий техногенными источниками, обуславливающими как загрязнение различных компонентов природной среды, так и изменение водного баланса подземной гидросферы, что приводит к подъему или понижению уровня подземных вод и активизации процессов, негативно сказывающихся на качестве подземных вод.

В сложнейшей проблеме управления подземной гидросферой на территории развивающихся

городских агломераций существуют пробелы, среди которых одно из основных мест принадлежит исследованию влияния факторов урбанизации на механизмы и закономерности техногенного преобразования природного гидродинамического и гидрогеохимического режимов подземных вод. Изменение масштаба, направленности и интенсивности факторов, действующих при развитии агломерации, а также появление новых факторов обуславливают необходимость поиска новых и совершенствования традиционных методологий и технологий оценки влияния антропогенных факторов на состояние подземной гидросферы.

Сотрудничество российских и белорусских ученых в исследовании влияния техногенеза на состояние подземной гидросферы городских агломераций России и Беларуси позволяет использовать важнейший метод постижения объективного научного знания – метод сравнительного анализа, что при разных геолого-гидрогеологических

условиях изучаемых регионов дает возможность усовершенствовать методологию и методические подходы к оценке роли антропогенных факторов в изменении гидродинамического и гидрогеохимического режимов подземных вод, ухудшении качества подземных вод, а также стратегию управления подземной гидросферой.

Основные задачи совместных исследований: анализ современного состояния качества подземных вод Московской и Минской городских агломераций и тенденции их изменения; оценка влияния антропогенных факторов на состояние подземной гидросферы и формирование гидродинамического и гидрогеохимического режимов подземных вод на территории селитебных и промышленных зон; выявление пространственно-временных закономерностей техногенных преобразований подземных вод с использованием современных методов и технологий; обоснование количественных методов выделения техногенной составляющей в режиме уровня и химического состава подземных вод и апробация этих методов на материалах режимных наблюдений; определение количественных критериев оценки и разграничения фоновых и техногенных режимов подземных вод; разработка методологии оценки роли антропогенных факторов в современном состоянии подземной гидросферы с целью управления ресурсами и качеством подземных вод городских агломераций.

В настоящей статье представлены результаты первого этапа исследований, заключающегося в анализе и оценке современного состояния пресных подземных вод эксплуатируемых водоносных горизонтов Московской и Минской городских агломераций, тенденции их изменения, возможности управления.

КАЧЕСТВО ПРЕСНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД МИНСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

Территория Беларуси и Минский регион в том числе обладают весьма значительными ресурсами пресных подземных вод. На их использовании базируется практически все хозяйственно-питьевое водоснабжение страны. В настоящее время лишь в Минске и Гомеле для нужд водоснабжения частично используются поверхностные воды. Однако в ближайшие годы и в этих городах все водоснабжение будет переведено на подземные источники.

В Минске в общем балансе хозяйственно-питьевого водоснабжения подземные воды преоблада-

ют над поверхностными. Водоотбор из подземных источников с утвержденными запасами составляет в среднем около 500 тыс. м³/сут. Из Вилейско-Минской системы в водопроводные сети поступает около 200 тыс. м³/сут. Вместе с тем общие разведанные и утвержденные запасы подземных вод в районе Минска достигают 1007 тыс. м³/сут (в том числе на водозаборах – 886 тыс. м³/сут), т.е. вполне могут полностью обеспечить потребности города в питьевой воде [3]. Однако существуют лимитирующие факторы, препятствующие увеличению отбора подземных вод. К их числу относится негативное влияние отбора подземных вод на сток малых рек. Формирование в пределах Минской городской агломерации огромной депрессионной воронки в подземных водах привело к резкому сокращению, а на некоторых участках к полному прекращению меженного стока малых рек (рр. Переспа, Волма, Слепянка, Цна, Лошица, Тростянка и др.).

Добыча подземных вод для нужд хозяйственно-питьевого и промышленного водоснабжения города осуществляется на 12 групповых водозаборах, каждый из которых имеет десятки скважин (рис. 1). Водозаборы “Новинки”, “Петровщина”, “Зеленовка”, “Дражня” построены в 1930-е и 1950-е гг. В настоящее время они полностью или частично находятся в пределах городской территории. Остальные водозаборы – “Боровляны”, “Острова”, “Волма”, “Вицковщина”, “Водопо́й”, “Фелицианово” и “Зеленый Бор”, расположены в более благоприятных экологических условиях на удалении от 8 до 25 км от города. Помимо групповых водозаборов добыча подземных вод в городе и на прилегающих территориях осуществляется многими десятками ведомственных скважин.

Основные эксплуатационные водоносные комплексы:

– *днепровско-сожский межморенный* (f,lgIId-sz), залегающий на глубинах 40–60 м, повсеместно распространен, эксплуатируется на всех водозаборах и обеспечивает более 90% объема добываемых подземных вод в районе Минска;

– *верхнепротерозойский* (PR₂), глубина залегания которого в зависимости от отметок рельефа земной поверхности колеблется в пределах от 160 до 320 м. На некоторых минских водозаборах совместно с последним эксплуатируется также *девонский* водоносный комплекс (D₂). Оба комплекса обеспечивают лишь 8–10% от общей добычи подземных вод для нужд города [17].

По химическому составу подземные воды днепровско-сожского комплекса преимущественно

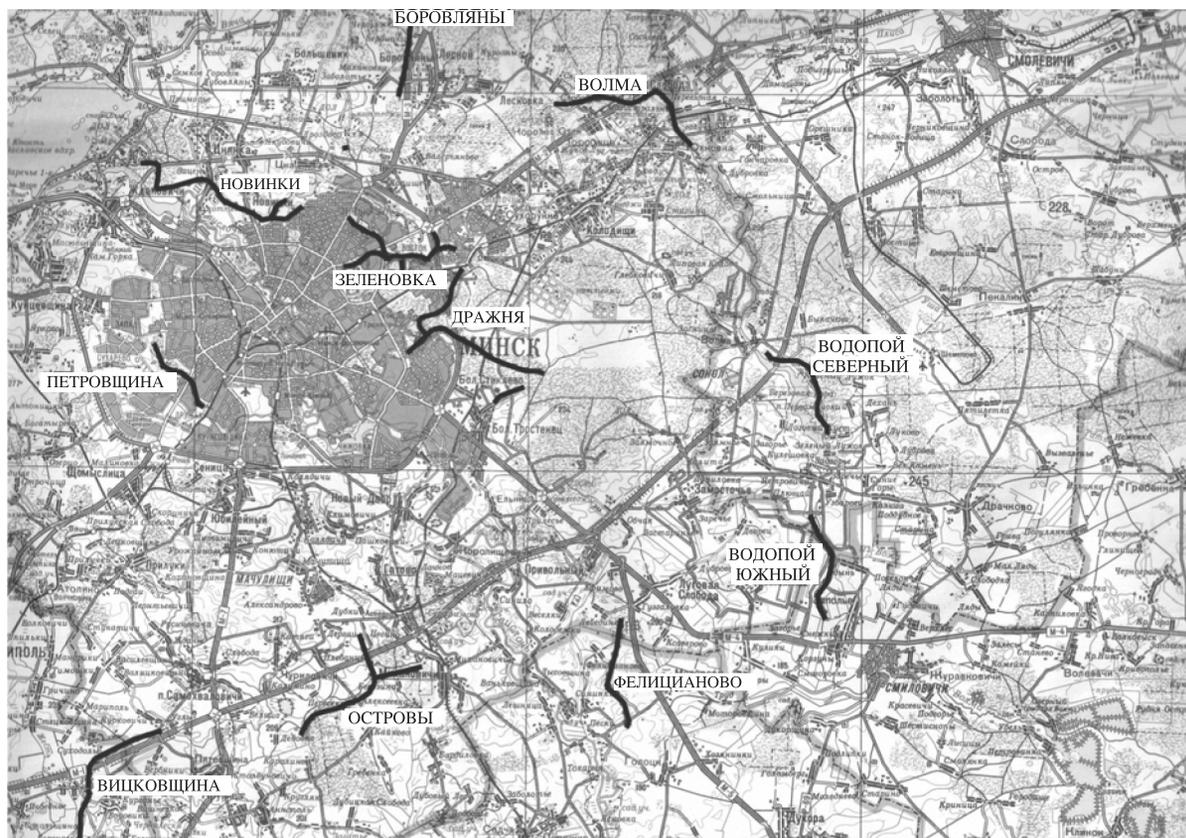


Рис. 1. Схема расположения групповых водозаборов г. Минска.

гидрокарбонатные кальциевые и магниевые-кальциевые, их минерализация $170 \div 600$ мг/дм³, величина pH – $7.2 \div 8.3$ [3]. По содержанию основных нормируемых показателей химического состава они в основном соответствуют нормам СанПиН 10-124 РБ 99 “Питьевая вода” [20]. Исключение составляют нередко повышенные содержания Fe_{общ.} (до $1.5 \div 7.4$ мг/дм³ при ПДК 0.3 мг/дм³) и обусловленная этим мутность воды (до $3 \div 5$ мг/дм³ при ПДК 1.5 мг/дм³), а также повышенные содержания в отдельных случаях Mn (до $0.4 \div 0.6$ мг/дм³ при ПДК 0.1 мг/дм³).

Подземные воды верхнепротерозойского водоносного комплекса отличаются более сложным химическим составом. Наряду с гидрокарбонатными магниевыми-кальциевыми водами часто встречаются гидрокарбонатные натриево-кальциевые и кальциево-натриевые. Их минерализация варьируется от 250 до 740 мг/дм³, а величина pH – от 7.5 до 8.5 [16]. Высокие величины pH ($8.0 \div 8.5$) отмечаются в водах гидрокарбонатного кальциево-натриевого состава. Для них характерны повышенные содержания (мг/дм³): F – до 2.65 при ПДК 1.5 ; B – до 1.97 при ПДК 0.5 ; Ba – до 0.44 при ПДК 0.1 . На водозаборе “Виц-

ковщина” в верхнепротерозойском комплексе наблюдаются высокие содержания NH₄⁺ до 6.4 мг/дм³ (при ПДК 2.6 мг/дм³). Повышенные содержания Fe, Mn, F, B, Ba, NH₄⁺ обусловлены преимущественно природными факторами – гумидным климатом региона и значительной его заболоченностью, составом водовмещающих пород и гидрогеологическими особенностями их залегания, а также геохимическим типом подземных вод [11, 17].

Вместе с тем на всех водозаборах в подземных водах днепровско-сожского комплекса отмечены следы антропогенного загрязнения. Это проявляется в росте содержания ионов NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, увеличении жесткости и минерализации (сухого остатка). Наиболее интенсивное загрязнение установлено на водозаборах “Новинки”, “Зеленовка”, “Дражня”, “Петровщина” и “Волма”. Оно фиксируется в водах межморенного днепровско-сожского комплекса и полностью отсутствует в водах глубокозалегающего верхнепротерозойского комплекса. Анализ материалов позволяет проследить тесную связь загрязнения подземных вод днепровско-сожского комплекса с экологической ситуацией на участках расположения скважин.

Химический состав грунтовых вод Беларуси на участках сельскохозяйственного и коммунально-бытового загрязнения (мг/дм³)

Компоненты	Сельскохозяйственные угодья (<i>n</i> = 456)			Участки коммунально-бытового загрязнения (<i>n</i> = 485)		
	min	среднее	max	min	среднее	max
HCO ₃ ⁻	не обн.	167.4	687.4	не обн.	172.4	530.9
SO ₄ ²⁻	не обн.	32.3	770.0	6.2	73.5	890.6
Cl ⁻	2.0	43.8	195.0	8.5	97.5	560.0
NO ₃ ⁻	не обн.	41.6	329.4	не обн.	142.6	630.0
Ca ²⁺	4.6	42.8	211.6	10.8	86.2	296.7
Mg ²⁺	не обн.	13.1	67.4	2.4	22.2	126.6
Na ⁺	2.4	15.7	86.5	3.2	53.4	426.1
K ⁺	0.5	7.8	105.5	1.0	49.8	330.0
NH ₄ ⁺	не обн.	0.3	10.6	не обн.	0.4	12.6
Fe ²⁺	не обн.	0.9	15.5	не обн.	0.5	8.8
Минерализация, мг/дм ³	44.6	365.7	1170.0	86.5	698.5	2265.9
pH	4.98	7.01	8.8	4.9	7.03	12.0

Все скважины, в которых наблюдаются высокие уровни антропогенного загрязнения, размещены либо вблизи жилой частной застройки, либо на территории сельскохозяйственных угодий. Известно, что в условиях Беларуси для этих участков характерны высокие уровни коммунально-бытового и сельскохозяйственного загрязнения грунтовых вод (таблица), их перетекание в первый от поверхности напорный водоносный днепровско-сожский горизонт и формирует его высокое загрязнение.

В настоящее время наиболее неблагоприятными геоэкологическими условиями отличается водозабор “Новинки” – самый старый групповой водозабор г. Минска (рис. 2), эксплуатируется с 1932 г. Данные режимных наблюдений позволяют проследить здесь четкую тенденцию роста антропогенного загрязнения, в первую очередь нитратного (рис. 3). На момент начала эксплуатации водозабора нитраты в подземных водах практически отсутствовали. В 1970-х годах в ряде скважин они достигали 20–27 мг/дм³, а к середине 1990-х годов возросли до 50–65 мг/дм³ [10]. По результатам гидрогеохимического опробования скважин водозабора, выполненного в 2009 г., максимальные содержания нитратов составляли уже 62.3–81.8 мг/дм³, а превышение уровней ПДК фиксировалось в 9 скважинах (см. рис. 2), в 18 скважинах их содержание было ниже ПДК, но выше уровня естественного геохимического фона [18].

Максимальные уровни загрязнения по нитратам наблюдаются на восточном крыле водозабора, скважины которого расположены в черте города



Рис. 2. Содержание нитратов (NO₃⁻) в водах артезианских скважин водозабора “Новинки” в сопоставлении с естественным гидрогеохимическим фоном и уровнем ПДК в питьевых водах.

вблизи частной жилой застройки и на сельскохозяйственных землях. Следует учитывать, что на этих землях ранее производилась утилизация отходов Минской птицефабрики им. Крупской.

На западном крыле водозабора, большая часть которого расположена в зеленой зоне в районе

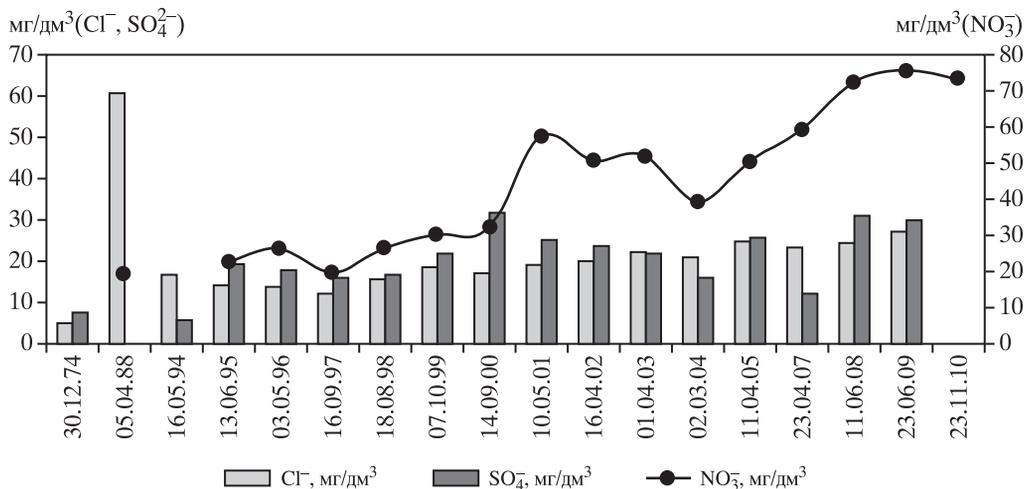


Рис. 3. Изменение во времени (1974–2010 гг.) содержания NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} в подземных водах днепровско-сожского комплекса в скв. № 12 на водозаборе “Новинки”.

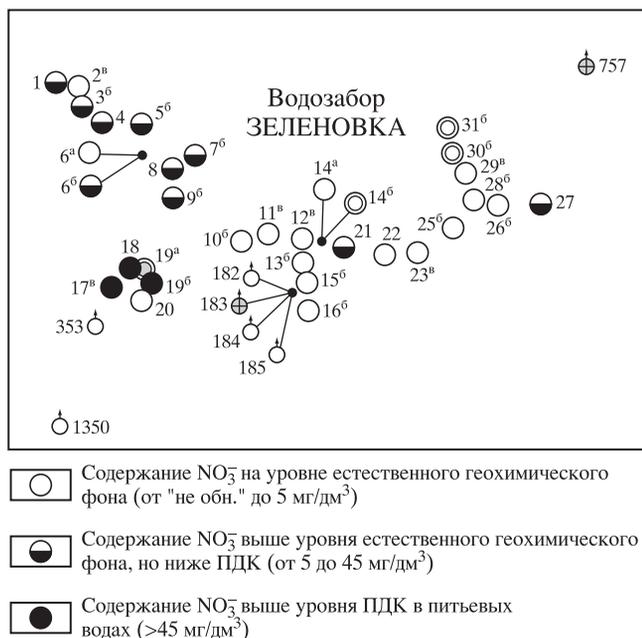


Рис. 4. Содержание нитратов (NO_3^-) в водах артезианских скважин водозабора “Зеленовка” в сопоставлении с естественным гидрогеохимическим фоном и уровнем ПДК в питьевых водах.

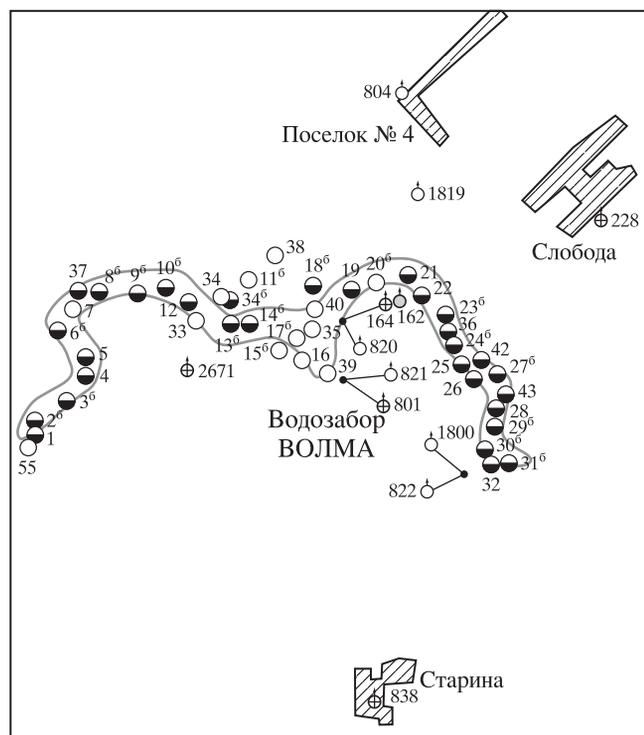
водохранилища “Дрозды”, следов нитратного загрязнения практически нет, за исключением лишь нескольких скважин, находящихся на участке сельскохозяйственных земель (концентрации нитратов в них – 13.2–35.0 мг/дм³). В остальных скважинах содержание нитратов находилось на уровне естественного геохимического фона и изменялось от < 0.2 до 3.3 мг/дм³.

К числу старейших групповых водозаборов г. Минска относится и водозабор “Зеленовка”.

Западное крыло водозабора в настоящее время находится в пределах городской застройки, и здесь наблюдаются достаточно высокие уровни загрязнения подземных вод днепровско-сожского водоносного комплекса (рис. 4). Это выражается прежде всего в повышенных содержаниях нитратов – до 43–56 мг/дм³ (по состоянию на 2009 г.). В более благоприятных геоэкологических условиях находятся скважины восточного крыла водозабора, расположенные преимущественно в зеленой зоне вдоль Слепянской водной системы. Здесь загрязнения по нитратам выше уровня ПДК не наблюдается.

На остальных минских водозаборах уровни нитратного загрязнения не превышают ПДК, однако во многих скважинах, эксплуатирующих днепровско-сожский комплекс, имеют тенденцию к постепенному росту, как, например, на водозаборе “Волма” (рис. 5). В водах увеличивается содержание таких характерных компонентов антропогенного загрязнения, как Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ и K^+ , однако их концентрации не превышают уровней ПДК.

В отличие от городских водозаборов многочисленные ведомственные скважины предприятий находятся в гораздо худших экологических условиях. Часто они расположены непосредственно на промплощадках предприятий, что обуславливает возможность поступления в подземные воды самых разнообразных загрязнений вплоть до нефтепродуктов, тяжелых металлов и т.д. Как следствие, многие ведомственные скважины к настоящему времени уже ликвидированы. В качестве примера можно назвать некоторые скважины Минского автозавода, в промзоне Шабаны и др.



- Содержание NO_3^- на уровне естественного геохимического фона (от "не обн." до 5 мг/дм^3)
- Содержание NO_3^- выше уровня естественного геохимического фона, но ниже ПДК (от 5 до 45 мг/дм^3)

Рис. 5. Содержание нитратов (NO_3^-) в водах артезианских скважин водозабора "Волма" в сопоставлении с естественным гидрогеохимическим фоном и уровнем ПДК в питьевых водах.

В целом, оценивая геоэкологическое состояние подземных вод в пределах Минской городской агломерации, можно констатировать, что имеет место закономерный рост антропогенного загрязнения подземных вод основного эксплуатационного горизонта – неглубокозалегающего межморенного днепровско-сожского водоносного комплекса. Наибольшей интенсивностью отличается нитратное загрязнение. На старых водозаборах ("Новинки" и "Зеленовка") постоянно возрастает количество скважин, в которых фиксируется превышение уровней ПДК по нитратам. В наиболее неблагоприятных геоэкологических условиях находятся многочисленные ведомственные скважины. Некоторые из них закрыты и ликвидированы по причине высокого уровня антропогенного загрязнения подземных вод.

КАЧЕСТВО ПРЕСНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД МОСКОВСКОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

В Московской агломерации, в отличие от Минской, в общем балансе хозяйственно-питьевого водоснабжения подземные воды преобладают над

поверхностными только на территории Московской области. Доля подземных вод в водоснабжении Москвы – всего 1.5%, а в водоснабжении Московской обл. – в среднем 90%. Москва потребляет $4.2 \text{ млн м}^3/\text{сут}$ (из них $0.07 \text{ млн м}^3/\text{сут}$ подземных вод), область – $3.1 \text{ млн м}^3/\text{сут}$ (в том числе $2.8 \text{ млн м}^3/\text{сут}$ из подземных источников) [4].

Для целей водоснабжения используются в основном воды каменноугольных отложений. На территории столицы эксплуатируются водоносные горизонты: *касимовский* – в верхнекаменноугольных отложениях, распространенный в северной части территории; повсеместно распространенные *подольско-мячковский* и *каширский* – в среднекаменноугольных и *окско-протвинский* – в нижнекаменноугольных отложениях. На территории Московской обл. основные эксплуатируемые водоносные горизонты и комплексы: гжельско-асельский комплекс, касимовский горизонт, подольско-мячковский горизонт, каширский горизонт, алексинско-протвинский комплекс.

Интенсивный водоотбор подземных вод каменноугольных отложений в регионе привел к формированию региональной Московской депрессионной воронки, захватывающей большую часть Московской обл. (рис. 6). В разных эксплуатируемых горизонтах депрессионные воронки имеют свои границы, максимальные конфигурация и глубина воронок отмечаются в подольско-мячковском (до 50–80 м) и алексинско-протвинском (до 80–90 м) водоносных горизонтах.

Каменноугольные водоносные горизонты содержат преимущественно пресные гидрокарбонатные кальциевые, магниевые-кальциевые, кальциево-магниевые воды с минерализацией $0.2\text{--}0.7 \text{ г/л}$. Однако при погружении слоев в северо-восточном направлении и ухудшении условий водообмена наблюдаются увеличение минерализации и изменение химического состава подземных вод [4].

Особенность химического состава подземных вод каменноугольных водоносных горизонтов Московской агломерации – повышенные по сравнению с установленными нормативами концентрации компонентов природного генезиса: железа, марганца, фтора, стронция стабильного, бария, бора, лития, величины α -радиоактивности, общей жесткости. Формирование повышенных концентраций данных компонентов обусловлено различными факторами, основные из которых: минеральный состав горных пород (региональный фактор), определяющий специфику природных гидрогеохимических провинций; гидродинамический (интенсивность водообмена

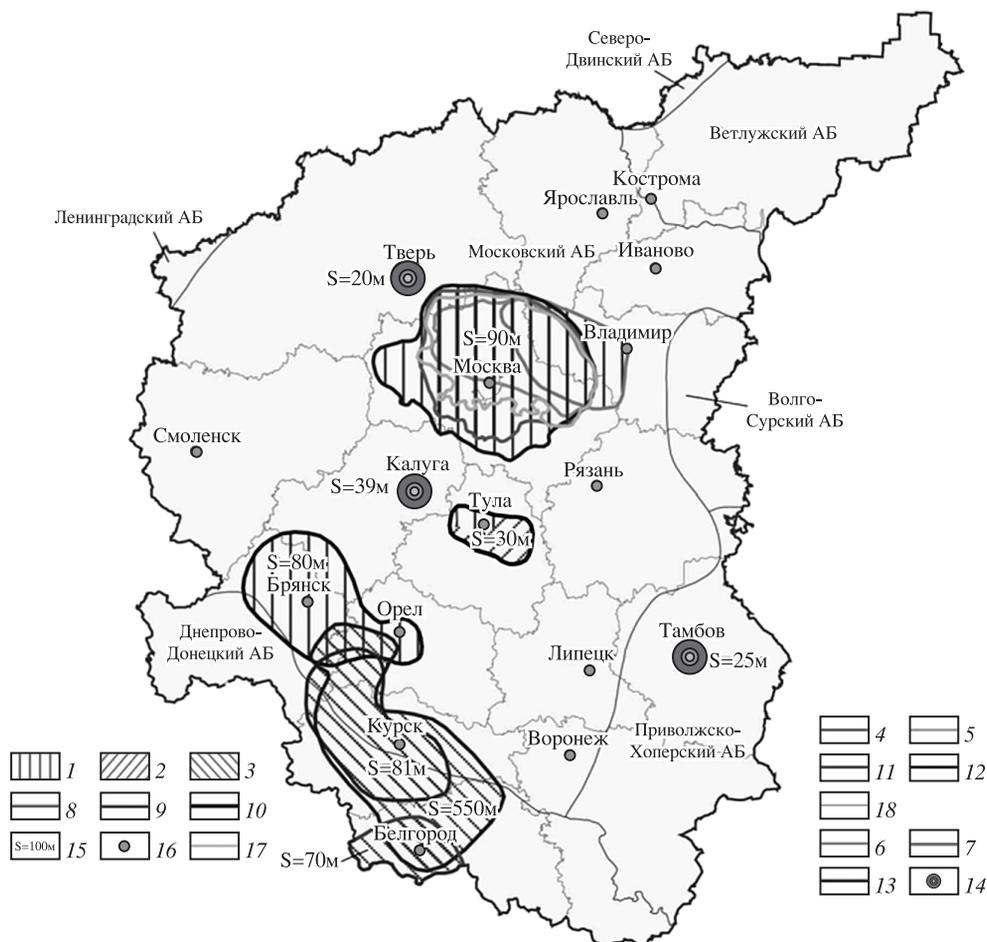


Рис. 6. Расположение региональных воронок депрессии на территории Центрального федерального округа [9]: 1–14 – области интенсивного отбора подземных вод и расположения региональных (локальных) депрессионных воронок с учетом их перекрытия, 15 – глубина региональных воронок депрессии, 16 – областные центры, 17 – границы гидрогеологических структур.

и взаимосвязь водоносных горизонтов); физико-химические (химические свойства компонентов, кислотно-щелочные и окислительно-восстановительные условия, определяющие миграционную способность компонентов). Следует отметить, что если для F, Sr (стабильного), Ba, B, Li, α -радиоактивности преимущественно природный генезис аномальных содержаний не вызывает сомнений, то повышенное содержание Fe в водах Московской агломерации связывают не только с природными, но и с техногенными и техногенно-индуцированными причинами [11, 14].

По данным [5], среднее содержание данных компонентов в эксплуатационных горизонтах Московской обл. составляет: Fe – 0.6–1.0 мг/дм³ (2–3.3 ПДК), общей жесткости – 7 мг-экв/л, α -радиоактивности – 0.1–0.2 Бк/л (0.1–0.5 ПДК), F – 0.6–1.2 ПДК, стабильного Sr – 12–46 ПДК. Превышение нормативных значений зафиксировано в % от общего количества скважин: Fe – в 50%,

общей жесткости – в 30%, α -радиоактивности – в 25%; F – в 10–30%; стабильного Sr – в 5–25%, Li – в 25% скважин.

Превышение гигиенического норматива по содержанию железа отмечено на территориях Солнечногорского, Волоколамского, Дмитровского, Сергиево-Посадского, Пушкинского, Щелковского, Ленинского, Люберецкого, Шатурского, Егорьевского муниципальных районов, а также городских округов Балашиха, Домодедово, Лобня, Железнодорожный, Дубна, Лосино-Петровский; по содержанию фтора – в Солнечногорском, Раменском, Красногорском, Подольском, Мытищинском, Люберецком, Егорьевском муниципальных районах, городском округе Климовск; по содержанию стабильного стронция – в Люберецком, Егорьевском, Сергиево-Посадском, Щелковском, Раменском, Солнечногорском муниципальных районах, по содержанию лития и бора – в Солнечногорском и Люберецком районах [19].

Источник стронция в подземных водах каменноугольных водоносных горизонтов Московского артезианского бассейна – стронцианит (SrCO_3) и целестин (SrSO_4), содержащиеся в гипсоносных карбонатных и глинистых породах. В маломинерализованных гидрокарбонатных и сульфатных водах распределение стронция регулируется произведением растворимости стронцианита и целестина. Растворение целестина компенсируется осаждением стронцианита. Термодинамические расчеты показали насыщенность подземных вод карбона относительно стронцианита, тогда как карбонатные породы содержат преимущественно целестин, что свидетельствует в пользу того, что комплексобразование стронция препятствует садке целестина, несмотря на рост сульфатности подземных вод [12].

Источник бария в подземных водах – барит (BaSO_4) и в меньшей степени – витерит. Установлено [1], что подземные воды большей частью равновесны с баритом и неравновесны с витеритом, т. е. существуют благоприятные условия для перераспределения и выноса бария.

Источник фтора в подземных водах – флюорит (CaF_2). Исследования формирования фтороносных вод в каменноугольных отложениях Московского артезианского бассейна показали, что концентрация насыщения водной фазы относительно флюорита в ассоциации с кальцитом или гипсом составляет менее 2–3 мг/дм³. При насыщении водной фазы относительно флюорита в ассоциации с доломитом уровень равновесной концентрации F возрастает при повышении концентрации Mg, снижении парциального давления CO_2 и может достигать 8–10 мг/дм³. Основная причина обогащения водной фазы фтором – особенность минеральных равновесий в системе водный раствор – карбонаты. Увеличение концентрации Mg водной фазы снижает концентрацию Ca в равновесии растворимости доломита, что, в свою очередь, повышает концентрацию F в равновесии растворимости флюорита [13].

Как отмечалось выше, повышенное содержание железа в водах Московской области обусловлено природными, техногенными и техногенно-индуцированными причинами [11, 14]. Формирование железистых вод природного генезиса объясняют низкими положительными значениями Eh (до 250 мВ) [6, 10, 11]. Техногенное загрязнение эксплуатируемых водоносных горизонтов Fe связывают с перетеканием загрязненных грунтовых вод или их поступлением по затрубному пространству скважин. Полагают, что причина техногенно-индуцированного

загрязнения – интенсификация перетекания под влиянием водоотбора через перекрывающую каменноугольные водоносные горизонты мезозойско-кайнозойскую толщу. Юрские и меловые отложения в Московской области содержат большое количество железистых соединений, особенно пирита. Его мобилизация при нисходящем перетекании через эти отложения возможна при наличии в поступающей воде кислорода и нитратов – характерного компонента загрязненных грунтовых и поверхностных вод в Московской области [14]. Попадающие в подземные воды нитраты в анаэробных условиях могут использоваться тионовыми бактериями вместо кислорода, что создает условия для окисления сульфидных соединений и высвобождения связанных в них тяжелых металлов, миграционная способность которых повышается и за счет сопровождающего процесс увеличения кислотности среды.

Изучение радиоэкологического состояния подземных вод Московской агломерации [7] показало, что по значениям суммарной активности α -излучающих радионуклидов только 25.9% исследованных водных проб из артезианских скважин Московского региона соответствует гигиеническим требованиям по питьевой воде; 3/4 от общего количества проб превышают установленный норматив, причем примерно в 16–17% случаев более, чем в 5 раз. По показателю суммарной активности β -излучающих радионуклидов 0.5% исследованных проб превышают норматив, что может быть обусловлено повышенным содержанием ^{40}K . Сравнение суммарной активности α -излучающих радионуклидов для г. Москвы и Московской обл. показало, что доля радиологически “чистой” (в интервале активности до 0.1 Бк/л) артезианской воды в г. Москве в 6 раз меньше, чем по Московской обл.; по другим интервалам активности (0.1–0.2; 0.2–0.4; 0.4–1.0 Бк/л) видно, что вода в Москве более “грязная”, чем в области. Самый “чистый” водоносный горизонт – гжельско-ассельский. Наиболее неблагоприятные по суммарным уровням активности – окско-протвинский и алексинско-протвинский горизонты. В подземных водах Московской агломерации повсеместно присутствует в разных концентрациях ^{226}Ra . Около 15% анализов выявили превышение уровня вмешательства (УВ) по ^{226}Ra [7].

Радиоэкологическое состояние подземных вод вызывает обеспокоенность населения, особенно при увеличении концентрации радионуклидов на территориях расположения полигонов длительного хранения радиоактивных отходов. С целью выяснения причин превышения нормативов по

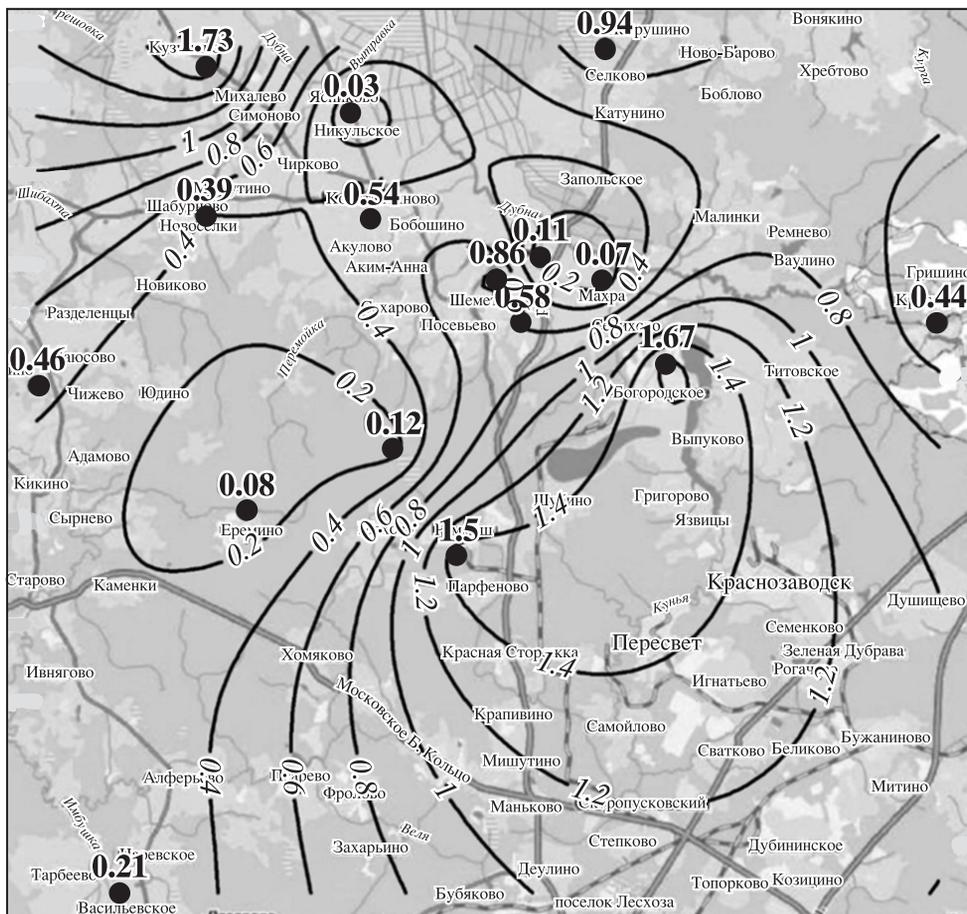


Рис. 7. Содержание ^{226}Ra в подземных водах гжельско-ассельского водоносного горизонта (Бк/л).

α -активности и концентрации радионуклида ^{226}Ra в водах эксплуатируемого водоносного горизонта на территории Сергиево-Посадского района в 2008–2010 гг. проводились совместные исследования Институтом геоэкологии им. Е.М. Сергеева РАН и ГУП МосНПО “Радон” [2].

Было установлено, что на водозаборах в городах Сергиевский Посад, Дмитров, Краснозаводск в 2002–2007 гг. в гжельско-ассельском водоносном комплексе диапазон изменения величины α -активности – 0.06–1.35 Бк/л, в касимовском водоносном горизонте – от 0.15–0.57 Бк/л. Превышение установленного норматива достигало 6.8 (при 13.5 по действующим на период опробования нормативам). При опробованиях 2007–2008 гг. уровень α -активности составлял ≤ 0.03 –2.1 Бк/л. Превышение норматива также зафиксировано в подземных водах гжельско-ассельского водоносного комплекса в селах Шеметово, Констатиново; поселках Новый, ГАЭС, Селково, Муханово, Реммаш; деревнях Ченцы и Марьино (рис. 7).

Основной радионуклид, определяющий повышенный уровень α -активности подземных вод

исследуемых водоносных горизонтов, – ^{226}Ra . Проведенные исследования показали, что наиболее вероятные источники поступления ^{226}Ra в исследуемые подземные воды – горные породы водовмещающих и разделяющих слоев. Повышенная радиоактивность может формироваться в результате наложения нескольких процессов: 1 – выщелачивания компонента из водовмещающих пород, 2 – перетекания подземных вод из более глубоких (среднекаменноугольных и девонских) водоносных горизонтов (при восходящем перетекании), 3 – поступления из юрских и меловых глин в условиях нисходящего перетекания через перекрывающую толщу.

Как показывает анализ литературных и фондовых данных, источник радия может находиться в водовмещающих карбонатных породах (например, при наличии кремней, характеризующихся природной радиоактивностью, а также радиобарита, хохутолита и других минералов, обогащенных радием). Высокоактивными могут быть и лежащие выше отложения, особенно юрские глины, которые на территории Московского региона

характеризуются высокой активностью [8], в значительной степени обусловленной наличием фосфоритов, так как фосфоритообразование – один из важных процессов концентрирования урана – источника радия [21]. Кроме того, материнские радионуклиды радия – уран и торий, могут содержаться в сульфидных минералах. Радиоактивные элементы способны поступать в фильтрующиеся воды в случае нисходящего перетекания через глинистые отложения в результате окисления связанных в различных минеральных формах радия и возможно материнского радионуклида – урана. Как отмечалось выше, при опробованиях в 2007–2008 гг. установлено влияние перетекания вод из залегающего ниже среднекаменноугольного горизонта на химический состав гжельско-ассельского водоносного комплекса в пос. Новый и Реммаш, с. Константиново и д. Кузьмино. На этих участках также зафиксировано повышенное содержание ^{226}Ra , что может быть обусловлено перетеканием вод лежащих ниже водоносных горизонтов с более высоким уровнем природной радиоактивности. Доказательств влияния техногенных источников на формирование повышенного уровня радиоактивности подземных вод не обнаружено. Повышенные уровни α -активности и ^{226}Ra были зафиксированы как в зоне влияния объекта (пос. Реммаш), так и далеко за ее пределами (пос. Кузьмино и Константиново, г. Сергиев Посад и др.), что свидетельствует о природных региональных факторах формирования радиационной обстановки.

На отдельных участках минерализация и состав пресных подземных вод каменноугольных водоносных горизонтов в Московской агломерации могут значительно изменяться под влиянием техногенных факторов. Влияние техногенного фактора на загрязнение эксплуатируемых водоносных горизонтов наиболее существенно на промышленных и селитебных территориях. Повышенное содержание аммония, нитратов и окисляемости, как индикаторов антропогенной нагрузки, отмечается в Балашихинском, Люберецком, Лотошинском и Луховицком районах [5]. По данным [19], превышения по содержанию аммиака отмечались в Щелковском и Егорьевском муниципальных районах. В 14 муниципальных районах Московской обл. (Озерском, Мытищинском, Ступинском, Подольском, Ленинском, Лотошинском, Истринском, Егорьевском, Каширском, Раменском, Шатурском, Волоколамском, Серпуховском, Наро-Фоминском) удельный вес проб питьевой воды из подземных источников, не соответствующих гигиеническим нормативам

по микробиологическим показателям, превышает среднеобластной показатель в 1.5 раза и более.

Особенно значительно загрязнение подземных вод на участках размещения полигонов твердых бытовых и промышленных отходов (ТБО и ТБПО). В ряде случаев концентрация химических веществ в десятки и даже сотни раз превышает установленные гигиенические нормативы. Так, на участке размещения полигона ТБО и ТБПО в Домодедовском районе Московской обл. воздействие полигона привело к изменению химического состава подземных вод во всех горизонтах вплоть до каменноугольных – подольско-мячковского и каширского.

В отдельные периоды минерализация подземных вод подольско-мячковского водоносного горизонта достигала 11691 мг/дм^3 , pH – 2.3–8.4, ХПК – 332.1, БПК₅ – 12.3, концентрация (мг/дм^3): железа – 132.0 (440.0 ПДК), марганца – 4.02 (40.2 ПДК), иона аммония – 56.9 (28.5 ПДК), хлорид-иона – 7079 (20.2 ПДК), натрия – 522 (22.7 ПДК), нитрат-иона – 66.0 (1.5 ПДК); кадмия – 60 ПДК, никеля – 34.7 ПДК, бария – 4.3 ПДК, свинца – 20 ПДК, хрома – 14.3 ПДК, цинка – 9.7 ПДК, мышьяка – 2.4 ПДК, ртути – 3.4 ПДК. В каширском водоносном горизонте наиболее значительно загрязнение подземных вод Fe – до 31.5 мг/дм^3 (105 ПДК), Cl^- – до 7753 мг/дм^3 (22.2 ПДК), NH_4^+ – до 3.5 ПДК.

Динамика изменения компонентного состава подземных вод определялась составом складированных отходов, процессами, происходящими как в самих водах, так и при их взаимодействии с породами в условиях пространственного и временного изменения окислительно-восстановительной обстановки. Проведение рекультивационных мероприятий на полигоне способствовало уменьшению количества вод, инфильтрующихся через тело полигона, и сокращению поступления в подземную гидросферу загрязняющих веществ, что в целом положительно отразилось на качестве вод всех горизонтов. Однако на ряде участков отмечено увеличение концентрации Fe (до 369 ПДК), Mn и некоторых металлов, что, по-видимому, объясняется восстановлением гидрооксидов железа и марганца, содержащихся в породах, и переходу в воды ранее сорбированных металлов.

Особо следует отметить наблюдаемое на ряде участков размещения промышленных предприятий загрязнение подземных вод каменноугольных водоносных горизонтов органическими веществами. Так, воздействие ХФК “Акрихин” привело к загрязнению на территории завода и сопредель-

ных участках различных водных систем: поверхностных водотоков и водоемов, грунтовых вод и вод основных эксплуатируемых водоносных горизонтов верхнего карбона – клязьминского и касимовского. Установлено, что клязьминский водоносный горизонт имеет гидравлическую связь с грунтовыми водами в нескольких местах, однако его загрязнение происходит лишь на участках послеледниковой размыва. Так, в самой загрязненной скв. № 2 с начала ее эксплуатации в 1975 г. увеличались: сухой остаток от 150.8 до 4771 мг/дм³ и окисляемость – от 2.1 до 248.4 мгО₂/л. В эксплуатационных скважинах, расположенных в 1.6–2.5 км к северу от погребенного размыва в юрских глинах, такого увеличения минерализации не отмечено. Результаты исследований, проводимых в 2001 г., позволили установить в подземных водах касимовского и клязьминского водоносных горизонтов на территории ХФК “Акрехин” наличие специфических органических веществ. В касимовском водоносном горизонте были обнаружены (мг/дм³): крезол – до 0.43 (108 ПДК), хлорбензол – до 0.95 (48 ПДК), фенол – до 0.43 (3.1 ПДК), С_{орг.} – 114; нефтепродукты – 4.47 ПДК, бензол – 19.7 ПДК, тетрахлорэтилен – 1.5 ПДК, ХПК – 616 мгО₂/л (61.6 ПДК). Также были определены бенадиамиды, бифенилолы, циклогексан, метилфенилпиразолон, метилтиобензол и другие, часть из которых не поддается идентификации (12.8% от всей суммы идентифицированных органических веществ).

Таким образом, воздействие разнообразных техногенных источников и нарушение гидродинамических условий в результате эксплуатации каменноугольных водоносных горизонтов – основные причины изменения естественной гидрогеохимической обстановки и роста содержаний ряда компонентов в подземных водах. Нарушение гидродинамических условий привело к изменениям гидрогеохимической обстановки в эксплуатируемых каменноугольных водоносных горизонтах, заключающихся в увеличении содержания компонентов, основным источником которых являются горные породы водовмещающих горизонтов и разделяющих слоев, увеличении содержания компонентов, свойственных природному химическому составу подземных вод, но в нарушенных условиях также поступающих из техногенных источников (железо, тяжелые металлы), загрязнении подземных вод компонентами, не свойственными их геохимическому облику (нитраты, нефтепродукты, фенолы) и поступающими из поверхностных техногенных источников.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В целом, оценивая геоэкологическое состояние подземных вод в пределах Минской и Московской городских агломераций, можно констатировать закономерный рост антропогенного загрязнения подземных вод основных эксплуатируемых горизонтов. Вместе с тем наблюдаемые процессы загрязнения подземных вод не являются необратимыми. Пресные подземные воды относятся к категории возобновляемых природных ресурсов, что предопределяет возможность управления их качеством. Загрязнение, сформировавшееся в подземных водах, может сохраняться многие годы. Однако при условии ликвидации источника загрязнения процессы водообмена в подземном горизонте неизбежно приводят к улучшению качества подземных вод. Поэтому очень многие наблюдаемые в настоящее время загрязнения на водозаборах в принципе могут быть ликвидированы. Но для этого должны быть проведены серьезные мероприятия, направленные на:

- выявление особо опасных очагов и источников загрязнения подземных вод;
- улучшение экологического состояния зон санитарной охраны групповых и ведомственных водозаборов (ликвидация стихийных свалок, санация или ликвидация животноводческих ферм, коммунальное благоустройство населенных пунктов и т.д.);
- максимальное ограничение применения на сельхозугодиях в границах зон санитарной охраны минеральных и органических удобрений, полный запрет их применения в пределах наиболее неблагоприятных водозаборов;
- оптимизацию режима отбора подземных вод эксплуатационными скважинами на участках антропогенного загрязнения.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант 12-05-90007 Бел а и Белорусского республиканского фонда фундаментальных исследований.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Богданова Н.Н., Зверев В.П., Костикова И.А., Смирнова Н.И. Геохимия и массопотоки стронция и бария в подземных водах центральной части Русской плиты // Геоэкология. 2005. № 1. С. 11–17.
2. Галицкая И.В., Жигалин А.Д., Костикова И.А., Позднякова И.А. и др. Закономерности формирования гидрогеохимических и радиационных условий на территории северо-восточной части Сергиево-Посадского района // Геоэкология. 2010. № 5. С. 399–409.
3. Государственный водный кадастр. Водные ресурсы, их использование и качество вод (за 2007 год). Мн.: Минприроды РБ, 2008. 92 с.

4. Данилов-Данильян В.И., Джамалов Р.Г., Васильева В.П., Егоров Ф.Б. Водные проблемы Московской агломерации: состояние ресурсов подземных и поверхностных вод // *Нерешенные экологические проблемы Москвы и Подмосковья*. М.: Медиа-ПРЕСС. 2012. С. 115–125.
5. Егоров Ф.Б. Ценный ресурс на вырост. Анализ состояния подземных вод и перспективы их использования на территории Новой Москвы (<http://www.gkh.ru/journals/2707/73537/>).
6. Закутин В.П. Региональные гидрогеохимические провинции пресных подземных вод, некондиционных по содержаниям микроэлементов // *Разведка и охрана недр*. 2005. № 11. С. 10–13.
7. Зуев Д.М. Научно-методические основы радиоэкологической оценки состояния подземных вод Московского региона // Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. М., 2006.
8. Инструкция по инженерно-геологическим изысканиям в г. Москве. М.: Комитет по архитектуре и градостроительству правительства Москвы, 2004. 58 с.
9. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории Российской Федерации в 2009 г. М.: Геоинформмарк, 2010. 106 с.
10. Крайнов С.Р., Швец В.М. Геохимия подземных вод хозяйственно-питьевого назначения. М.: Недр, 1987. 237 с.
11. Крайнов С.А., Соломин Г.А., Василькова И.В., Крайнова Л.П. и др. Геохимические типы железосодержащих подземных вод с околонейтальной реакцией // *Геохимия*. 1982. № 3. С. 400–420.
12. Лиманцева О.А., Рыженко Б.Н. Модель накопления стронция в водах каменноугольных отложений Московского артезианского бассейна // *Геохимия*. 2008. № 9. С. 1006–1014.
13. Лиманцева О.А., Рыженко Б.Н., Черкасова Е.В. Модель формирования фтороносных вод в каменноугольных отложениях Московского артезианского бассейна // *Геохимия*. 2007. № 9. С. 981–998.
14. Невечеря И.К., Воронин В.Л. Факторы изменения качества подземных вод Московской области // Вторая конф. партнеров и пользователей “Геолинк Консалтинг” 29–31 мая 2001 г. <http://www.geolinkconsulting.ru/company/confer2>.
15. Пашкевич В.И. Подземные воды // *Охрана окружающей среды и природопользование г. Минска* / Под общей ред. М.Г. Герменчук, А.Н. Боровикова, М.Л. Амбражевича. Мн.: Изд. центр БГУ, 2005. С. 49–52.
16. Пашкевич В.И., Васнева О.В. Гидрогеохимическая характеристика антропогенного загрязнения подземных вод на водозаборах г. Минска // *Матер. Междунар. научно-практ. конф. “Питьевые подземные воды. Изучение, использование и информационные технологии”*. М.: ВСЕГИНГЕО, 2011. Ч. 3. С. 5–16.
17. Пашкевич В.И. Качество пресных подземных вод Беларуси // *Матер. Междунар. научно-практ. конф. “Минерально-сырьевые ресурсы Беларуси–2002: состояние и перспективы освоения”*. Мн.: БелНИГРИ, 2002. С. 170–173.
18. Пашкевич В.И., Шелухин С.В. Оценка естественного геохимического фона подземных вод четвертичных отложений Беларуси // *Матер. научно-техн. конф. “Водные ресурсы и устойчивое развитие экономики Беларуси”*. Т. 2. Мн.: ЦНИИКИВР, 1996. С. 63–65.
19. Постановление Правительства Московской области от 25.10.2012 г. № 1362/36 «Долгосрочная целевая программа Московской области “Чистая вода Подмосковья” на 2013–2020 годы» г. Красногорск, 2012 // www.consultant.ru/document/cons_doc_MOB_162808.
20. СанПиН 10-124 РБ 99. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Утверждено Постановлением Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь от 19 октября 1999 № 46 // tnpa.sml.by/cards/card-sanpin-10-124-99.htm.
21. Тутаева Н.А. Ядерная геохимия. Учебник. 2-е изд. испр. и доп. М.: Изд-во МГУ, 2000. 336 с.

FRESH WATER QUALITY IN MINSK AND MOSCOW AGGLOMERATIONS: CURRENT STATE, CHANGE TRENDS, MANAGEABILITY

I. V. Galitskaya*, V. I. Pashkevich, G. I. Batrak***

**Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences
Ulanskii per., 13, Moscow, 101000 Russia. E-mail: galgeoenv@mail.ru*

***Institute for Nature Management of NAS Belarus,
ul. Skoriny, Minsk, 220114 Republic of Belarus*

The current state of fresh water quality in Minsk and Moscow city agglomerations, the main factors of chemical composition formation, and their manageability are considered. Upon assessing the groundwater ecology in Minsk city agglomeration, a regular increase in anthropogenic pollution of the main target intermoraine Dnieper-Sozh aquifer is noted. The data analysis allows us to reveal a close relationship between the groundwater contamination and the ecological conditions in the areas around wells. When analyzing the situation in the Moscow city agglomeration, we pay special attention to the changing groundwater quality in Carboniferous aquifers due to the contaminants ingress triggered by the economic development of this territory and the intensifying overflow of both contaminated surface- and groundwater at water intake. The recommendations for groundwater quality management in urban agglomerations are given.

Keywords: *groundwater, contamination, nitrogen compounds, heavy metals, radionuclides.*