



Вождаева М.Ю.^{1,2}, Холова А.Р.¹, Вагнер Е.В.¹, Труханова Н.В.¹, Мельницкий И.А.¹,
Муллоджанов Т.Т.^{1,2}, Кантор Е.А.²

Изменение показателей химической безвредности питьевой воды Уфы при её транспортировке потребителям

¹ГУП Республики Башкортостан «Уфаводоканал», 450098, Уфа, Российская Федерация;

²ФГБОУ ВО «Уфимский государственный нефтяной технический университет», 450000, Уфа, Российская Федерация

Введение. Провести суммарную оценку канцерогенных, неканцерогенных, органолептических рисков для здоровья населения и охватить нормируемые и ненормируемые загрязнители питьевой воды, основываясь на результатах долгосрочного мониторинга, возможно с помощью интегрального показателя химической безвредности воды.

Материалы и методы. В работе исследовалась питьевая вода водозаборов поверхностного и инфильтрационного типов г. Уфы. Примеси определялись методами хроматографии, масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, фото-, титриметрии.

Результаты. Основное влияние на величину канцерогенного риска в питьевой воде водозабора поверхностного типа оказывают хлороформ, бромдихлорметан, дихлоруксусная кислота, в воде инфильтрационного водозабора помимо указанных соединений дополнительное влияние оказывают цинк, свинец, хром. Органические соединения техногенной природы (фталаты, бенз(а)пирен, летучие ароматические соединения и др.) не оказывают влияния на величину канцерогенного риска в силу присутствия в низких фоновых концентрациях. Выявленные уровни индивидуальных канцерогенных рисков бромдихлорметана, дихлоруксусной кислоты соответствуют второму диапазону классификации ВОЗ, остальных соединений — первому, что не требует дополнительных мер по их снижению. По мере транспортирования питьевой воды по городским сетям величина суммарного канцерогенного риска снижается на 13–30%. При этом в случае небольшой протяжённости сетей и наличия остаточного хлора в воде концентрации побочных продуктов хлорирования и соответственно величины рисков могут увеличиваться в первые часы транспортирования воды. Величины неканцерогенного и органолептического рисков постоянны при транспортировке питьевой воды разных водозаборов и соответствуют рекомендуемым предельным значениям (СанПиН 1.2.3685-21). Превышения предельно допустимых концентраций индивидуальных загрязнителей в питьевой воде города не выявлено за весь период наблюдений.

По величине интегрального показателя химической безвредности наиболее благоприятной является питьевая вода инфильтрационного водозабора, в технологии водоподготовки которого для обеззараживания в основном используется ультрафиолетовое облучение (УФО).

Заключение. Методология оценки химической безвредности воды базируется на установлении вероятностных характеристик вредных эффектов для здоровья человека, обусловленных примесями в питьевой воде. Данный подход не заменяет собой контроль качества воды, согласно установленным гигиеническим требованиям, но дополняет возможность оценки влияния загрязняющих веществ разных классов на человека при их совместном присутствии.

Ключевые слова: питьевая вода; городские распределительные водопроводные сети; риски; интегральный показатель химической безвредности

Для цитирования: Вождаева М.Ю., Холова А.Р., Вагнер Е.В., Труханова Н.В., Мельницкий И.А., Муллоджанов Т.Т., Кантор Е.А. Изменение показателей химической безвредности питьевой воды Уфы при её транспортировке потребителям. *Гигиена и санитария*. 2021; 100 (4): 396-405. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-4-396-405>

Для корреспонденции: Холова Альфия Рустамовна, канд. хим. наук, инженер-химик отдела мониторинга органических загрязнителей воды Центральной химико-бактериологической лаборатории ГУП РБ «Уфаводоканал», 450098, Уфа. E-mail: al-pochta@mail.ru

Конфликт интересов. Авторы декларируют отсутствие явных и потенциальных конфликтов интересов в связи с публикацией данной статьи.

Благодарность. Исследование не имело спонсорской поддержки.

Участие авторов: Вождаева М.Ю. — концепция и дизайн исследования, написание текста, ответственность за целостность всех частей статьи; Холова А.Р. — концепция и дизайн исследования, сбор и обработка материала, написание текста; Вагнер Е.В. — сбор и обработка материала; Труханова Н.В., Мельницкий И.А., Кантор Е.А. — редактирование; Муллоджанов Т.Т. — утверждение окончательного варианта статьи.

Поступила 11.06.2020 / Принята к печати 18.09.2020 / Опубликована 18.05.2021

Margarita Y. Vozhdaeva^{1,2}, Alfia R. Kholova¹, Ekaterina V. Vagner¹, Natal'ya V. Trukhanova¹,
Igor A. Melnitskiy¹, Tahir T. Mullodzhanov^{1,2}, Evgeny A. Kantor²

Changes in the indicators of chemical safety of drinking water in Ufa during its transportation to consumers

¹State unitary enterprise of the Republic of Bashkortostan «Ufavodokanal», Ufa, 450098, Russian Federation;

²Ufa State Petroleum Technological University, 450098, Ufa, Russian Federation

Introduction. To conduct a total assessment of carcinogenic, non-carcinogenic, and organoleptic risks to public health and cover both normalized and non-normalized pollutants of potable water, based on the results of long-term monitoring studies, it is possible using an integral indicator of chemical harmlessness of water.

Material and methods. Authors studied potable water of water intakes of surface and infiltration types from potable water reservoirs and remote zones of Ufa water distribution networks. Impurities were determined by chromatography, inductively coupled plasma mass spectrometry, photometric, nephelometric, and titrimetric methods.

Results. The main effect on the amount of carcinogenic risk in potable water of the surface water intake are chloroform, bromodichloroethane, dichloroacetic acid, in the infiltration water intake - in addition to these compounds zinc, lead and chromium are in addition influenced. Organic compounds (phthalates, benz(a)pyrene, volatile aromatic compounds, etc.) have no effect on this type of risk due to the presence in water in low background concentrations. The identified number of individual carcinogenic risks for bromodichloroacetic acid and dichloroacetic acid according to the WHO classification corresponds to the second range. As the surface type water intake is removed from the potable water reservoir, the total carcinogenic risk of water decreases by 13-30%, and the infiltration type increases by 41-84%. Values of noncancerogenic and organoleptic risks are constant for potable water of different water intakes and correspond to recommended limit values. The excess of the maximum permissible concentrations (SanPin 1.2.3685-21) of individual substances in the potable water of the city has not been detected for the whole period of observation.

In terms of the integral indicator of chemical harmlessness, the most favorable is the po-table water of the infiltration water intake, in the technology of which is mainly used the UV for decontamination of water.

Conclusion. Using a risk assessment methodology complements the traditional approach to assessing water quality under modern hygiene standards. It becomes possible to evaluate the effect of pollutants of various classes on water quality when they are present together.

Keywords: potable water; urban water distribution networks; risks; integral indicator (index) of chemical harmlessness

For citation: Vozhdaeva M.Y., Kholova A.R., Vagner E.V., Trukhanova N.V., Melnitskiy I.A., Mullodzhanov T.T., Kantor E.A. Changes in the indicators of chemical safety of drinking water in Ufa during its transportation to consumers. *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2021; 100 (4): 396-405. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-4-396-405> (In Russ.)

For correspondence: Alfiya R. Kholova, MD, Ph.D, chemical engineer of the department of the monitoring of organic water pollutants Central chemical-bacteriological laboratory, State unitary enterprise «Ufavodokanal», Ufa, 450098, Russian Federation. E-mail: al-pochta@mail.ru

Information about the authors:

Vozhdaeva M.Y., <https://orcid.org/0000-0002-0417-074X>; Kholova A.R., <https://orcid.org/0000-0002-1580-7857>; Kantor E.A., <https://orcid.org/0000-0002-9629-3324>; Trukhanova N.V., <https://orcid.org/0000-0002-6429-5077>; Melnitskiy I.A., <https://orcid.org/0000-0002-4825-1867>; Vagner E.V., <https://orcid.org/0000-0003-2387-1477>; Mullodzhanov T.T., <https://orcid.org/0000-0001-8629-3999>

Conflict of interest. The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgements. The study had no sponsorship.

Contribution of the authors: Vozhdaeva M.Y. – the concept and design of the study, writing the text, responsibility for the integrity of all parts of the article; Kholova A.R. – the concept and design of the study, collection and processing of material, writing the text; Vagner E.V. – collection and processing of material; Trukhanova N.V., Melnitskiy I.A., Kantor E.A. – editing; Mullodzhanov T.T. – approval of the final version of the article.

Received: June 11, 2020 / Accepted: September 18, 2020 / Published: May 18, 2021

Введение

Одним из важнейших факторов национальной безопасности любой страны является охрана здоровья населения. Специалистами, работающими над обеспечением нормативной и методической базы в области санитарно-эпидемиологического благополучия, разрабатываются, гармонизируются с международными стандартами и внедряются в практику научно обоснованные подходы по оценкам рисков для здоровья людей при поступлении загрязнителей из внешней среды, вводятся новые критерии безвредности по химическому составу употребляемых продуктов, в том числе питьевой воды. Согласно Федеральной статистике, за последние годы качество питьевой воды остаётся неудовлетворительным по ряду регионов РФ. Наиболее часто встречаются несоответствия гигиеническим нормативам по общей жёсткости потребляемой воды, содержанию металлов [1].

Не меньшей проблемой является присутствие в питьевой воде большого числа органических соединений. В настоящее время доказана роль большого числа соединений в увеличении количества соматических, неврологических, онкологических и других заболеваний человека [2]. Опасность могут представлять не только высокие концентрации загрязнителей, но и их одновременное присутствие в потребляемой воде в фоновых концентрациях. При этом существует вероятность их комбинированного, коллективного и аддитивного воздействия [3].

На качество питьевой воды влияют и процессы водоподготовки. В мировой практике основными обеззараживающими агентами для питьевой воды остаются молекулярный хлор или другие хлорсодержащие соединения (гипохлорит натрия или кальция, диоксид хлора). Исследованиями доказана возможность образования свыше 600 галогенсодержащих побочных продуктов хлорирования (ППХ), обладающих мутагенными и генотоксическими свойствами [2, 4–13]. Однако лишь очень ограниченное число ППХ являются обязательными для контроля как в России, так и за рубежом [(СанПиН 1.2.3685–21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания), 14, 15].

Своё влияние на качество и безопасность водопроводной воды оказывает её транспортировка по городским водораспределительным сетям, часто имеющим большую протяжённость и нередко высокий уровень изношенности [16–18]. Особого внимания требуют удалённые, тупиковые и застойные зоны сетей, где возможно протекание микробиологических, биотрансформационных, коррозионных, в том числе биокоррозионных процессов, которые не могут не отразиться на конечном качестве питьевой воды [16].

Провести суммарную оценку всех видов рисков для здоровья населения (канцерогенных, неканцерогенных, органолептических) и охватить как нормируемые, так и ненормируемые загрязнители питьевой воды возможно с помощью предложенного интегрального показателя химической безвредности (МР 2.1.4.0032-11. Интегральная оценка питьевой воды централизованных систем водоснабжения по показателям химической безвредности). Важную роль при этом играют результаты долгосрочных расширенных мониторинговых исследований воды, позволяющих учитывать большую часть примесей, реально содержащихся в воде [11, 19].

Цель работы – оценка изменения уровней канцерогенных, неканцерогенных и органолептических рисков при употреблении питьевой воды, транспортируемой до удалённых точек водораспределительной сети города Уфы, для ранжирования водозаборов разного типа по величине интегрального показателя химической безвредности подаваемой питьевой воды и выявления природы загрязнителей, оказывающих на неё максимальное влияние.

Материалы и методы

В работе проведена оценка рисков в питьевой воде поверхностного водозабора (ПВ) и четырёх инфильтрационных водозаборов (ИВ1–ИВ4) за периоды 2012–2013, 2018–2021 гг.

Водоподготовка на ПВ, где в качестве исходной используется вода р. Уфа, включает стадии коагуляции, флокуляции, отстаивания, фильтрования и обеззараживания. Последнее осуществляется в два этапа: перед реагентной обработкой вода подвергается ультрафиолетовому облучению и первичному хлорированию жидким хлором и после стадии фильтрования – вторичному хлорированию. После вторичного хлорирования вода выдерживается в резервуаре чистой воды (РЧВ) перед поступлением в городскую водораспределительную сеть.

На инфильтрационных водозаборах ИВ1–ИВ4 в качестве исходной используется вода из скважин глубиной 20–27 м, расположенных на расстоянии 10–140 м от уреза реки. Отличительные особенности водозаборов ИВ1–ИВ4:

- ИВ1 испытывает максимальное влияние городской агломерации, скважины расположены на берегу р. Уфа в черте города, обеззараживание подземной воды осуществляется жидким хлором;
- ИВ2 наиболее удалён от города вверх по течению реки, обеззараживающий агент – жидкий хлор;
- ИВ3 территориально находится между ИВ1 и ИВ2, обеззараживание осуществляется раствором гипохлорита натрия;
- ИВ4 использует воду из скважин, расположенных на удалённом расстоянии от берега, водозабор находится

Поверхностный водозабор
Surface water intake

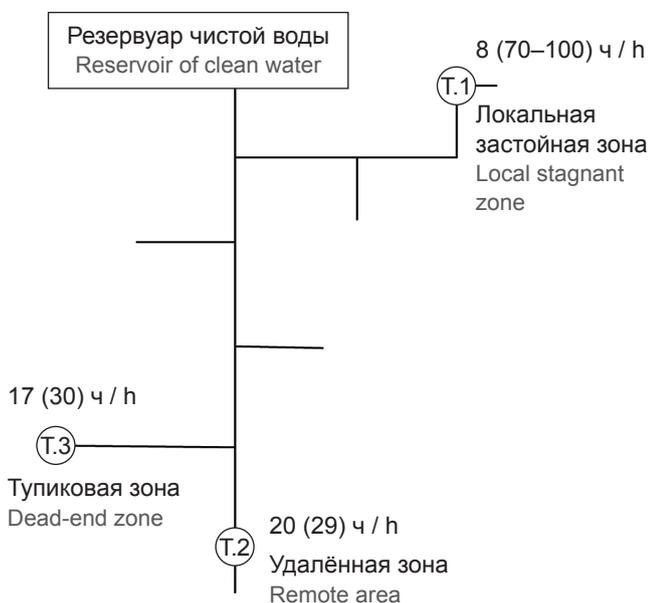


Схема расположения точек отбора проб воды на поверхностном водозаборе (ПВ) Уфы с указанием времени транспортирования воды (в скобках указано расчётное время водоразбора). Время выдержки воды на водозаборе в резервуаре чистой воды (РЧВ) перед подачей в городскую водораспределительную сеть – 2 ч.

Layout of water sampling points at the surface water intake (SW) of Ufa, indicating the time of water transportation (the estimated time of water intake is indicated in brackets). The holding time of water at the water intake in the reservoir of clean water (WIRCW) before supply to the city water distribution network – 2 hours.

за городской чертой. Для обеззараживания используется ультрафиолетовое облучение (УФО) воды, которое дополняется использованием малых доз гипохлорита натрия.

На рисунке приведена схема расположения точек отбора проб питьевой воды поверхностного водозабора с указанием времени транспортирования воды – 8–20 ч. Для инфильтрационных водозаборов время транспортирования воды до удалённых зон находится в диапазоне 3,5–24 ч.

Органические загрязнители воды анализировали по методикам измерения, разработанным в Центре аналитического контроля качества воды ГУП РБ Уфаводоканал», зарегистрированным в Федеральном информационном фонде по обеспечению единства измерений. Органические примеси определяли методами газовой и жидкостной хроматографии с масс-селективным, электрозахватным, флуориметрическим, амперометрическим видами детектирования на оборудовании фирм «Agilent», «Shimadzu», «Кристалл-Хроматэк» 5000.2; элементный состав воды – методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой на анализаторе фирмы «Perkin Elmer» ELAN 9000; показатели цветности, мутности, жёсткости, pH – фотометрическим, нефелометрическим, титриметрическим и ионометрическим методами.

При расчёте рисков использовали данные мониторинга общего органического фона в пробах воды [10, 11]. Особое внимание уделяли характерным для региона загрязнителям (продукты и сырьё в нефтехимической промышленности) и побочным продуктам хлорирования (летучим и ограниченно летучим галогенированным органическим соединениям).

Оценку рисков и интегрального показателя химической безвредности воды проводили в соответствии с МР 2.1.4.0032-11. В качестве основного принят пероральный

путь поступления примесей питьевой воды в организм человека. Расчёт вели по беспороговым моделям, позволяющим оценить вероятность развития неблагоприятного эффекта. Пороговые модели малоэффективны, так как не отражают уровень риска для здоровья и несут лишь качественный характер (МР 2.1.4.0032-11). Ингаляционное и накожное воздействие в работе не рассматривали.

Для расчётов из всего перечня выявленных загрязнителей питьевой воды указанных водозаборов были выбраны те показатели, для которых разработаны факторы канцерогенного потенциала (SF_0), или референтные дозы (RfD), или установлены величины предельно допустимых концентраций (ПДК) в воде – всего 48 соединений. В этот список вошли 5 общехимических показателей, 12 металлов и 31 органическое соединение, среди которых 9 хлорсодержащих.

Результаты

Результаты расчётов канцерогенных, неканцерогенных и органолептических рисков, а также интегральных показателей химической безвредности питьевой воды г. Уфы приведены в табл. 1–4.

Обсуждение

Из органических соединений, которые обнаруживаются в питьевой воде г. Уфы и для которых установлены факторы канцерогенного потенциала, наибольший вклад в величину канцерогенного риска вносят ППХ, в частности бромдихлорметан, хлороформ, дихлоруксусная кислота (см. табл. 1). Это подтверждается результатами, приведёнными зарубежными авторами [5, 6]. Вклад полиароматических углеводородов (ПАУ) и фталатов менее значим, что объясняется их присутствием в воде выбранных объектов в низких концентрациях. Вклад летучих ароматических соединений не вошёл в расчёт суммарных рисков ввиду крайне низких значений. Из рассматриваемых водозаборов наибольшие величины индивидуальных канцерогенных рисков получены для питьевой воды поверхностного водозабора, где в качестве исходной на водоподготовку берётся речная вода, более обогащённая предшественниками образования ППХ. Значение суммарного канцерогенного риска питьевой воды, отобранной из РЧВ ПВ, в 2,9 раза превышает аналогичный показатель для питьевой воды из РЧВ ИВ1, в 1,8 раза – для питьевой воды из РЧВ ИВ2, в 2 раза – для питьевой воды из РЧВ ИВ3. Наиболее благоприятной по величине канцерогенного риска является питьевая вода инфильтрационного водозабора, в технологии которого предусмотрено ультрафиолетовое обеззараживание воды, обеззараживание хлорсодержащими агентами проводится лишь периодически по необходимости. Предварительная инфильтрация подземной воды и щадящее обеззараживание в дальнейшем снижают величину потенциального риска при употреблении питьевой водопроводной воды этого водозабора. Таким образом, наряду с исходным качеством природной воды большое влияние на величину рисков в питьевой воде оказывает выбранная технология водоподготовки, что подтверждается литературными данными [6, 12].

При анализе питьевой воды, отобранной из городских водопроводных сетей, выявлен рост величин индивидуальных канцерогенных рисков в первые часы транспортирования воды за счёт дополнительного образования тригалометанов (ТГМ). Известно, что значение индивидуального канцерогенного риска прямо пропорционально концентрации вещества в воде (МР 2.1.4.0032-11). Ввиду этого закономерен рост величины данного риска в транспортируемой воде при наличии в ней остаточного хлора, что объясняется известным высоким потенциалом образования ТГМ в условиях водного хлорирования [5, 13]. При этом концентрация галогенуксусных кислот и соответственно величина индивидуального канцерогенного риска дихлоруксусной кислоты, напротив, снижаются при транспортировании питьевой воды всех водозаборов.

Таблица 1 / Table 1

Величины индивидуальных и суммарных канцерогенных рисков, полученные для питьевой воды, отобранной в резервуарах чистой воды (РЧВ) и в разных точках водораспределительных сетей поверхностного (ПВ) и инфильтрационных водозаборов (ИВ1–ИВ4) г. Уфы за период 2012–2013 гг.

The values of individual and total carcinogenic risks obtained for drinking water sampled in clean water reservoirs (CWR) and at different points of water distribution networks of surface (SWI) and infiltration water intakes (IWI–IWI4) in Ufa for the period 2012–2013

Показатель Index	Risk _{канц} · 10 ^{6*} Risk _{канс} · 10 ^{6*}												
	ПВ SWI				ИВ1 IWI1			ИВ2 IWI2			ИВ3 IWI 3		ИВ4 IWI4
	РЧВ CWR	T.1	T.2	T.3	РЧВ CWR	T.1	T.2	РЧВ CWR	T.1	T.2	РЧВ CWR	T.1	РЧВ CWR
Свинец Lead	0.50	0	0	0	0	0	0.97	2.01	1.75	0.67	0	0.58	0
Хлороформ Chloroform	6.19	7.98	7.18	6.15	1.17	1.85	1.99	1.29	2.05	2.12	1.87	4.10	0.42
Тетрахлорметан Tetrachloromethane	0.10	0.089	0.082	0	0.10	0.046	0	0.28	0.037	0	0.037	0.090	0.024
Бромдихлорметан Bromodichloromethane	6.87	11.63	10.73	10.01	3.25	5.62	7.13	5.27	8.67	10.20	4.90	9.50	0.64
Дибромхлорметан Dibromochloromethane	1.11	1.55	1.53	1.55	1.00	2.32	4.42	2.32	3.69	4.51	1.66	2.59	0.14
Бромороформ Bromoroform	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Бенз(а)пирен Benz (a) pyrene	0.050	0.052	0.073	0.051	0.050	0.049	0.036	0.032	0.060	0.060	0.049	0.051	0.060
Бенз(а)антрацен Benz (a) anthracene	0.470	0.501	0.543	0.412	0.454	0.592	0.958	0.711	0.713	0.526	0.474	0.467	1.04
Хризен Chrysen	0.036	0.043	0.041	0.031	0.035	0.036	0.054	0.053	0.047	0.067	0.038	0.033	0.041
Бензо(в)флуорантен Benzo (v) fluoranthene	0.027	0.025	0.035	0.026	0.033	0.038	0.074	0.048	0.036	0.039	0.034	0.031	0.031
Бензо(к)флуорантен Benzo (k) fluoranthene	0.00016	0.00021	0.00026	0.00013	0.00019	0.00022	0.00020	0.00019	0.00027	0.00024	0.00016	0.00013	0.00014
Индено(1.2.3 с.д)пирен Indeno (1.2.3 s.d) pyrene	0	0.0016	0.0010	0	0	0	0.0061	0.0019	0.0019	0.0022	0	0	0.0009
Дихлоруксусная кислота Dichloroacetic acid	15.73	5.13	4.99	3.23	4.56	4.68	4.45	4.99	4.16	2.15	5.95	5.37	0
Ди(2-этилгексил)фталат Di (2-ethylhexyl) phthalate	0.38	0.45	0.44	0.38	0.32	0.34	0.23	0.36	0.30	0.40	0.36	0.64	0.32
Risk _{sum.канц} **	31.5	27.4	25.6	21.8	11.0	15.6	20.3	17.4	22.2	20.8	15.4	23.5	2.72
Risk _{sum.канс} **													

Примечание. * Risk_{канц} – индивидуальный канцерогенный риск. Допустимая величина – $10 \cdot 10^{-6}$ (Методические рекомендации МР 2.1.4.0032-11); ** Risk_{sum.канц} – суммарный канцерогенный риск; Risk_{sum.канц} = Risk_{канц1} + Risk_{канц2} + ... Risk_{канцn}, где Risk_{канц1}... Risk_{канцn} – индивидуальные канцерогенные риски соединений.

Note. * Risk_{канс} – individual carcinogenic risk. The permissible value is $10 \cdot 10^{-6}$ (Methodical recommendations MR 2.1.4.0032-11);

** Risk_{sum.канс} – total carcinogenic risk; Risk_{sum.канс} = Risk_{канс1} + Risk_{канс2} + ... Risk_{кансn}, where Risk_{канс1}... Risk_{кансn} – individual carcinogenic risks of compounds.

Таблица 2 / Table 2

Данные индивидуальных и суммарных неканцерогенных рисков при хроническом пероральном воздействии, рассчитанные для питьевой воды, отобранной в резервуаре чистой воды (РЧВ) и разных точках водораспределительных сетей (Т.1–Т.3) поверхностного (ПВ) и инфильтрационных (ИБ1–ИБ4) водозаборов г. Уфы за период 2012–2013 гг.

Data of individual and total non-carcinogenic risks in case of chronic oral exposure, calculated for drinking water sampled in a clean water reservoir (CWR) and different points of water distribution networks (T.1 –T.3) of surface (SWI) and infiltration (IWI1–IWI4) water intakes Ufa for the period 2012–2013

Показатель Index	Risk _{нек} · 10 ³ Risk _{non-canc} · 10 ³												
	ПВ SWI				ИБ1 IWI1			ИБ2 IWI 2			ИБ3 IWI 3		ИБ4 IWI4
	РЧВ CWR	Т.1	Т.2	Т.3	РЧВ CWR	Т.1	Т.2	РЧВ CWR	Т.1	Т.2	РЧВ CWR	Т.1	РЧВ CWR
Бор Boron	2.00	1.92	2.02	2.36	1.95	1.95	1.87	2.15	2.39	2.95	2.58	2.60	1.32
Натрий Sodium	0.44	0.47	0.48	0.52	0.49	0.53	0.53	0.45	0.42	0.52	0.52	0.52	0.38
Алюминий Aluminum	2.44	1.66	1.29	0.96	0.00	0.00	0.09	2.31	0.08	0.23	0.11	0.47	0.066
Хром Chromium	0	0	0	0	3.65	5.91	6.34	4.99	4.92	5.70	5.33	5.10	0
Медь Copper	0.22	0.047	0.048	0.046	0.040	0.064	0.12	0.13	0.12	0.066	0.060	0.054	0.031
Стронций Strontium	2.04	2.23	2.30	2.71	3.02	3.05	3.11	2.08	2.06	2.53	3.23	2.84	1.84
Молибден Molybdenum	0.12	0.18	0.17	0.16	0.07	0.18	0.13	0.064	0.079	0.073	0.13	0.17	0.049
Барий Barium	7.10	4.16	4.20	4.72	4.73	4.60	4.47	4.99	4.70	5.29	6.10	5.31	5.39
Свинец Lead	0.15	0	0	0	0	0	0.28	0.58	0.51	0.19	0	0.17	0
Хлороформ Chloroform	6.85	8.83	7.95	6.82	1.30	2.05	2.21	1.44	2.28	2.35	2.07	4.55	0.46
Бромдихлорметан Bromodichloromethane	1.50	2.54	2.34	2.19	0.71	1.23	1.56	1.15	1.89	2.23	1.07	2.08	0.14
Дибромхлорметан Dibromochloromethane	0.18	0.25	0.25	0.25	0.16	0.37	0.71	0.37	0.60	0.73	0.27	0.42	0.023
Бенз(а)пирен Benz (a) pyrene	0.55	0.58	0.81	0.57	0.28	0.28	0.20	0.18	0.33	0.33	0.27	0.28	0.67
Нафталин Naphthalene	0.024	0.022	0.055	0.036	0.021	0.024	0.016	0.013	0.024	0.023	0.022	0.025	0.019
Монохлоруксусная кислота Monochloroacetic acid	0.127	0.059	0.083	0.057	0.049	0.049	0.044	0.067	0.042	0.007	0.071	0.073	0
Диметилфталат Dimethyl phthalate	0.00003	0.00017	0	0.00015	0	0	0.00019	0	0	0.000055	0.000048	0.00027	0.00003
Диэтилфталат Diethyl phthalate	0.00023	0.00027	0.00041	0.00020	0.00014	0.00016	0.00015	0.00021	0.00012	0.00018	0.00017	0.00022	0.00029
Ди(2-этилгексил)фталат Di(2-ethylhexyl)phthalate	1.39	1.64	1.58	1.37	1.17	1.22	0.83	1.29	1.07	1.44	1.31	2.31	0
Диоктилфталат Diocetyl phthalate	0.000025	0.00029	0.000066	0.00015	0	0.000035	0.0015	0.00012	0.00018	0.00027	0.00018	0.00010	0
Risk _{sum, нек} *	24.9	24.3	23.3	22.6	17.5	21.3	22.3	22.0	21.3	24.4	22.9	26.7	11.5
Risk _{sum, non-canc} **													

Примечание. * Risk_{нек} – индивидуальный неканцерогенный риск. Допустимая величина – $50 \cdot 10^{-3}$ (МР 2.1.4.0032-11); ** Risk_{sum, нек} – суммарный неканцерогенный риск; Risk_{sum, нек} = $1 - (1 - Risk_{нек1}) (1 - Risk_{нек2}) \dots (1 - Risk_{некn})$.

Note. * Risk_{non-canc} is an individual non-carcinogenic risk. The permissible value is $50 \cdot 10^{-3}$ (MR 2.1.4.0032-11); ** Risk_{sum, нек} – total non-carcinogenic risk; Risk_{sum, non-canc} = $1 - (1 - Risk_{non-canc1}) (1 - Risk_{non-canc2}) \dots (1 - Risk_{non-cancn})$.

Данные органолептических рисков (ольфакторно-рефлекторных эффектов, Risk_o), рассчитанные для питьевой воды, отобранной в резервуаре чистой воды (РЧВ) и разных точках водораспределительных сетей (Т.1–Т.3) поверхностного (ПВ) и инфильтрационных (ИВ1–ИВ4) водозаборов г. Уфы за период 2012–2013 гг.

Data of organoleptic risks (olfactory-reflex effects, Risk_o), calculated for drinking water sampled in a clean water reservoir (CWR) and different points of water distribution networks (T.1–T.3) surface (SWI) and infiltration (IWI1–IWI4) water intakes in Ufa for the period 2012–2013

Показатель Index	Риск Risk _o												
	ПВ SWI				ИВ1 IWI1			ИВ2 IWI2			ИВ3 IWI3		ИВ4 IWI4
	РЧВ CWR	Т.1	Т.2	Т.3	РЧВ CWR	Т.1	Т.2	РЧВ CWR	Т.1	Т.2	РЧВ CWR	Т.1	РЧВ CWR
Цветность Chromaticity	0.00094	0.0012	0.0012	0.0011	0.00062	0.00082	0.0010	0.00066	0.00066	0.00084	0.00079	0.0010	0.00044
Мутность Turbidity	0.0015	0.0018	0.0019	0.0021	0.0014	0.0015	0.0016	0.0014	0.0015	0.0018	0.0015	0.0016	0.0014
Жёсткость общая General stiffness	0.0051	0.0094	0.0054	0.0056	0.023	0.023	0.026	0.0083	0.0089	0.0092	0.031	0.015	0.0074
рН	9.6·10 ⁻⁵	0.00017	0.00010	8.0·10 ⁻⁵	0.00016	0.00013	0.00016	0.00010	8.8·10 ⁻⁵	0.00015	0.00012	0.00012	0.00048
Хлор остаточный свободный Residual free chlorine	0.056	—	6.4·10 ⁻¹²	4.8·10 ⁻¹⁷	0.066	7.9·10 ⁻⁵	—	0.052	5.1·10 ⁻⁶	—	0.054	3.7·10 ⁻¹⁴	—
Марганец Manganese	5.3·10 ⁻⁷	1.1·10 ⁻⁷	1.6·10 ⁻⁷	3.6·10 ⁻⁵	8.4·10 ⁻²⁴	1.0·10 ⁻¹⁷	1.2·10 ⁻¹¹	4.3·10 ⁻⁸	1.6·10 ⁻¹⁴	6.8·10 ⁻¹⁰	4.2·10 ⁻⁹	1.9·10 ⁻¹¹	6.3·10 ⁻¹⁵
Железо Iron	8.2·10 ⁻⁵	0.00030	0.0014	0.0014	6.7·10 ⁻⁵	0.00017	0.00026	0.00066	9.2·10 ⁻⁵	0.00048	0.013	0.023	0.00017
Медь Copper	4.4·10 ⁻¹⁷	2.1·10 ⁻²⁶	3.2·10 ⁻²⁶	3.9·10 ⁻²⁶	2.1·10 ⁻²⁷	3.4·10 ⁻²⁴	1.6·10 ⁻²⁰	5.0·10 ⁻²⁰	2.4·10 ⁻²⁰	5.1·10 ⁻²⁴	1.2·10 ⁻²⁴	2.3·10 ⁻²⁵	5.6·10 ⁻²⁸
Цинк Zinc	2.2·10 ⁻³⁹	3.2·10 ⁻²⁵	2.6·10 ⁻³³	4.3·10 ⁻³⁸	—	2.8·10 ⁻²⁶	2.4·10 ⁻¹⁷	3.2·10 ⁻²⁹	3.7·10 ⁻³⁴	8.0·10 ⁻¹⁹	4.7·10 ⁻³⁹	6.5·10 ⁻²²	1.5·10 ⁻⁴⁰
Нафталин Naphthalene	8.3·10 ⁻³¹	5.2·10 ⁻²⁸	1.8·10 ⁻³¹	3.2·10 ⁻²⁵	5.0·10 ⁻³²	5.9·10 ⁻³¹	6.0·10 ⁻³⁴	1.2·10 ⁻³⁵	8.3·10 ⁻³¹	2.6·10 ⁻³¹	1.3·10 ⁻³¹	1.7·10 ⁻³⁰	8.5·10 ⁻³³
Трихлоруксусная кислота Trichloroacetic acid	3.7·10 ⁻³⁴	1.2·10 ⁻⁴⁵	1.1·10 ⁻⁴⁷	2.2·10 ⁻⁴⁸	2.8·10 ⁻⁴⁸	9.4·10 ⁻⁴⁶	5.9·10 ⁻⁴⁵	1.2·10 ⁻⁴⁸	2.0·10 ⁻⁴⁶	7.1·10 ⁻⁴⁷	3.9·10 ⁻⁴⁵	3.0·10 ⁻⁴⁰	—
Risk _{sum.o} *	0.056	0.0094	0.0054	0.0056	0.066	0.023	0.026	0.052	0.0089	0.0092	0.054	0.015	0.0074

Примечание. * Risk_{sum.o} — суммарное значение органолептических рисков, принимается равным максимальному значению Risk_o среди рассчитанных величин этого риска для каждого объекта. Допустимая величина — 0.1 (МР 2.1.4.0032–11).

Note. * Risk_{sum.o} — the total value of organoleptic risks, taken equal to the maximum value of Risk_o from the total group of calculated values. The permissible value is 0.1 (MR 2.1.4.0032-11).

Относительно распределения концентраций побочных продуктов хлорирования в воде при её транспортировании в литературе встречаются противоречивые данные. В работе [7] авторами зафиксировано увеличение концентрации ТГМ в транспортируемой воде и дальнейшая стабилизация их концентрации на высоком уровне, в то время как в нашем случае в воде удалённых зон концентрации ТГМ снижаются. В работе [20] показана динамика равномерного уменьшения концентраций ТГМ и ГУК при транспортировании воды по распределительным сетям небольшой протяжённости. В питьевой воде рассматриваемых нами водозаборов концентрации ТГМ и ГУК изменяются не симбатно уже с момента выхода воды с водозаборных сооружений. Указанные различия подтверждают, что хлорирование является сложным многофакторным процессом [12, 21], и качественный и количественный состав образующихся побочных продуктов является индивидуальной характеристикой питьевой воды каждого водозабора, что нашло отражение в разных значениях рассчитываемых рисков.

Важно отметить эффект, выявленный для водозаборов инфильтрационного типа: при «добегании» питьевой воды до удалённых зон отмечается более медленный расход остаточного хлора, стабилизация концентрации дихлоруксусной кислоты, увеличение значения индивидуального канцерогенного риска, обусловленного дибромхлорметаном. Данный эффект обусловлен отличающимся качественным и количественным составом природного органического вещества, характерного для подземных источников, большей концентрацией бромидов в ней, что в свою очередь отражается на динамике образования бромированных побочных продуктов хлорирования [22, 23]. Подобный пространственный анализ распределения величин рисков при потреблении питьевой воды населением в разных районах городских агломераций может быть полезен при определении подходящих стратегий управления данными видами рисков [5].

Величины канцерогенных рисков, обусловленные органическими соединениями техногенной природы (фталатов,

Таблица 4 / Table 4

Значения интегрального показателя (ИП) химической безвредности питьевой воды поверхностного (ПВ), инфильтрационных (ИВ1–ИВ4) водозаборов и воде водораспределительных сетей г. Уфы

The values of the integral index (II) of the chemical safety of drinking water of surface (SWI), infiltration (IWI1–IWI4) water intakes and water distribution networks in Ufa

Место отбора Selection location		Risk/ПЗ ≤ 1 (MP 2.1.4.0032.11) Risk/AV ≤ 1 (MP 2.1.4.0032.11)			ИП** II**	Среднее значение ИП II mean value	Ранг Rank
		канцерогенный carcinogenic	неканцерогенный non-carcinogenic	органолептический organoleptic			
ПВ SWI	РЧВ / CWR	3.15	0.5	0.56	4.21	3.32	5
	Т.1	2.74	0.49	0.094	3.29		
	Т.2	2.56	0.47	0.054	3.10		
	Т.3	2.18	0.45	0.056	2.70		
ИВ1 IWI1	РЧВ / CWR	1.1	0.35	0.66	2.11	2.36	2
	Т.1	1.56	0.43	0.23	2.22		
	Т.2	2.03	0.45	0.26	2.74		
ИВ2 IWI2	РЧВ / CWR	1.74	0.44	0.52	2.70	2.70	3
	Т.1	2.22	0.43	0.089	2.74		
	Т.2	2.08	0.49	0.092	2.66		
ИВ3 IWI3	РЧВ / CWR	1.54	0.46	0.54	2.54	2.79	4
	Т.1	2.35	0.53	0.15	3.04		
ИВ4 IWI4	РЧВ / CWR	0.27	0.23	0.074	0.57	0.60	1

Примечание. * ПЗ – приемлемое значение: $PZ_{\text{канц}} = 0.00001$; $PZ_{\text{неканц}} = 0.05$; $PZ_o = 0.1$ [20]; ** Интегральный показатель: $ИП = \sum Risk_i / PZ_i$.
Note. * AV – acceptable value: $AV_{\text{канц}} = 0.00001$; $AV_{\text{неканц}} = 0.05$; $AV_o = 0.1$ [20]; ** Integral index: $II = \sum Risk_i / AV_i$.

ПАУ), в воде рассматриваемых водозаборов стабильны при транспортировании питьевой воды до удалённых и застойных зон.

Расчёт риска развития неканцерогенных эффектов при пероральном воздействии питьевой воды рассматриваемых водозаборов показал, что риски для отдельных веществ не превышали приемлемый уровень (0,05) (см. табл. 2). Основной вклад в величину суммарного неканцерогенного риска вносят барий (17–29%), бор (3–12%), алюминий (1–29%), стронций (8–17%), хром (19–28%). Влияние ППХ на величины неканцерогенных рисков меньше по сравнению с канцерогенными рисками. Большее влияние металлов на величины рисков характерно для подземных более минерализованных источников водоснабжения [18].

Изменение вклада соединений разной природы на величины канцерогенных и неканцерогенных рисков в воде рассматриваемых водозаборов приведено в табл. 5.

Суммарные значения неканцерогенных рисков питьевой воды, транспортируемой по водораспределительным сетям г. Уфы, изменяются незначительно для всех водозаборов. В питьевой воде ИВ1 наблюдается рост значений суммарных неканцерогенных рисков на 22–27%, что обусловлено ростом концентраций ряда металлов (хрома, меди.) в воде, отобранной в удалённых точках (см. табл. 2). Наиболее благоприятной по величинам неканцерогенных рисков также является питьевая вода инфильтрационного водозабора ИВ4, в которой фиксируются меньшие концентрации ППХ, фталатов, металлов.

Таблица 5 / Table 5

Вклад соединений разной природы на величины канцерогенных и неканцерогенных рисков в воде водозаборов поверхностного (ПВ) и инфильтрационного (ИВ) типов

Contribution of compounds of different nature to the values of carcinogenic and non-carcinogenic risks in water intakes of surface (SWI) and infiltration (IWI) types

Вид загрязнителя Pollutant	ПВ SWI		ИВ IWI	
	Вклад риска в суммарный риск, % Contribution of risk to total risk, %			
	канцерогенный carcinogenic	неканцерогенный non-carcinogenic	канцерогенный carcinogenic	неканцерогенный non-carcinogenic
Галогенорганические соединения (ППХ)* Halogenated organic compounds (CBP)*	95–96	35–52	80–94	13–27
Органические соединения техногенной природы Organic compounds of technogenic nature	3–4	8–10	5–8	5–10
Неорганические элементы Inorganic elements	2	43–58	2–12	65–80

Примечание. * Побочные продукты хлорирования.
Note. * Chlorination by-products.

Таблица 6 / Table 6

Величины суммарных канцерогенного, неканцерогенного, органолептического рисков за разные временные периоды с учётом требований СанПиН 2.1.4.1074-01

The values of total carcinogenic, non-carcinogenic, organoleptic risks (olfactory-reflex effects, Risk_o) for different time periods, taking into account the requirements of the Sanitary rules and regulations (SanPiN) 2.1.4.1074-01

Риск Risk	ПВ SWI		Кратность увеличения Magnification factor	ИВ1 IWI		Кратность увеличения Magnification factor
	Расчётный период, годы Calculation periods, years			Расчётный период, годы Calculation periods, years		
	2012–2013	2018–2020		2012–2013	2018–2020	
Канцерогенный Carcinogenic	$3,15 \cdot 10^{-5}$	$4,30 \cdot 10^{-5}$	1,4	$1,10 \cdot 10^{-5}$	$1,45 \cdot 10^{-5}$	1,3
Неканцерогенный Non-carcinogenic	0,025	0,029	1,2	0,018	0,017	1 (0,94)
Органолептический Organoleptic	0,056	0,072	1,3	0,066	0,092	1,4

Как указывалось выше, риск развития рефлекторно-ольфакторных эффектов (органолептических рисков) зависит от веществ, формирующих органолептические показатели качества воды. Как видно из полученных данных (см. табл. 3), для питьевой воды, отобранной в РЧВ на водозаборе поверхностного типа, лимитирующим фактором органолептического риска является величина остаточного хлора, для питьевой воды, отобранной из удалённых и застойных точек водораспределительной сети города, — показатель общей жёсткости воды. Для питьевой воды инфильтрационных водозаборов подобная картина сохраняется, но абсолютные величины органолептического риска, обусловленные показателем общей жёсткости в воде, отобранной в распределительной водопроводной сети, выше по сравнению с ПВ. Это объясняется использованием на данном типе водозаборов более минерализованных подземных вод в отличие от ПВ, где в качестве исходной используется мягкая речная вода. Полученные значения органолептических рисков существенно ниже установленного приемлемого значения во всех точках отбора (см. табл. 3).

Согласно МР 2.1.4.0032-11, отношения канцерогенного, неканцерогенного и органолептического рисков и их приемлемых значений должны быть ≤ 1 (см. табл. 4). Превышение данной величины выявлено только для канцерогенного риска питьевой воды всех водозаборов, кроме ИВ4, в технологии которого преимущественно используется УФО. Максимальное значение интегрального показателя (ИП) химической безвредности, как показали расчёты, принадлежит питьевой воде ПВ, отобранной в РЧВ, и питьевой воде разных водозаборов, отобранной в удалённых, застойных зонах распределительной водопроводной сети города (см. табл. 4). Наибольший вклад в значение ИП вносит канцерогенный риск, наименьший — органолептический.

Полученные значения ИП позволили провести ранжирование водозаборов. При этом первое ранговое место присваивалось водозабору с меньшим значением ИП. Таким образом, первое ранговое место принадлежит ИВ4, последнее — ПВ. При сравнении инфильтрационных водозаборов выявлено, что питьевая вода ИВ3 наименее благоприятна с точки зрения химической безвредности по сравнению с другими инфильтрационными водозаборами. Вероятно, это связано с тем, что природная очистка воды из скважин подземными фильтрующими слоями на данном водозаборе малоэффективна. Также этот водозабор относительно близко расположен к промышленным объектам по сравнению с другими водозаборами города.

Согласно системе критериев приемлемости риска (Р 2.1.10.1920-04. Руководство по оценке риска для здоровья

населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду), по уровню содержания ППХ качество питьевой воды г. Уфы соответствует II диапазону, который допускает уровень индивидуального риска более $1 \cdot 10^{-6}$, но менее $1 \cdot 10^{-4}$. Большинство зарубежных и рекомендуемых международными организациями гигиенических нормативов для населения в целом принадлежат этому диапазону. Так, в качестве допустимого риска питьевой воды Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ) приняла величину $1 \cdot 10^{-5}$. Вещества, принадлежавшие II диапазону риска (в нашем случае это ППХ), по рекомендациям ВОЗ, подлежат постоянному контролю. При этом по всем рассматриваемым соединениям не наблюдалось превышения установленных предельно допустимых концентраций в питьевой воде.

Согласно требованиям новых СанПиН 2.1.3684-21 и МР 2.1.4.0176-20, хозяйствующие субъекты, обеспечивающие население питьевой водой, должны проводить работы по обоснованию безопасности подаваемой воды для человека и технологии её производства, ретроспективный анализ многолетней динамики показателей и расчёты вероятностных рисков здоровью населения. Таким образом, проведён сравнительный анализ величин рисков за периоды 2012–2013 и 2018–2021 гг. За последние годы отмечается незначительное увеличение значений суммарных канцерогенных и органолептических рисков в 1,2–1,4 раза для ПВ и ИВ1 (табл. 6). Рост вызван увеличением концентраций ТГМ и ДХУК. Средняя концентрация свободного остаточного хлора за период 2018 – начало 2021 г. составляет 0,44 и 0,48 мг/дм³ для питьевой воды ПВ и ИВ1 соответственно. За период 2012–2013 г. данная величина поддерживалась на уровне 0,40 и 0,42 мг/дм³, что соответствует нормируемому диапазону в 0,3–0,5 мг/дм³ (СанПиН 1.2.3685-21). Этим объясняется небольшое увеличение концентраций ТГМ, ГУК в питьевой воде перед подачей в городскую сеть и рост органолептического риска, обусловленного величиной остаточного хлора. Однако если учитывать погрешность определения аналитов согласно методик измерения — 36–38% для ТГМ и ГУК для диапазона полученных средне-многолетних концентраций, — данное увеличение можно считать незначимым. Значения суммарного неканцерогенного риска для обоих водозаборов не изменились по прошествии указанных периодов.

Изменение величин нормативов и лимитирующих показателей вредности для ряда показателей (хлороформа, галогенуксусных кислот, остаточного алюминия и др.) в новых СанПиН 1.2.3685-21 не отразилось на величинах рисков по сравнению с нормированием по СанПиН 2.1.4.1074 (табл. 7).

Таблица 7 / Table 7

Изменение величин суммарных канцерогенного, неканцерогенного, органолептического рисков с учётом требований СанПиН 2.1.4.1074-01 и СанПиН 1.2.3685-21

Changes in values of total carcinogenic, non-carcinogenic, organoleptic risks taking into account the requirements of the Sanitary rules and regulations (SanPiN) 2.1.4.1074-01 and SanPiN 1.2.3685-21

Риск Risk	ПВ SWI		ИВ1 IWI1	
	СанПиН 2.1.4.1074-01 SanPiN 2.1.4.1074-01	СанПиН 1.2.3685-21 SanPiN 1.2.3685-21	СанПиН 2.1.4.1074-01 SanPiN 2.1.4.1074-01	СанПиН 1.2.3685-21 SanPiN 1.2.3685-21
Канцерогенный Carcinogenic	$4,30 \cdot 10^{-5}$	$4,30 \cdot 10^{-5}$	$1,45 \cdot 10^{-5}$	$1,45 \cdot 10^{-5}$
Неканцерогенный Non-carcinogenic	0,029	0,025	0,017	0,014
Органолептический Organoleptic	0,072	0,072	0,092	0,092

Заключение

Оценена химическая безвредность питьевой воды, подаваемой поверхностным и инфильтрационными водозаборами г. Уфы, в соответствии с принятыми в Российской Федерации нормативно-методическими документами и международными рекомендациями оценки рисков для здоровья населения.

Выявлено, что основной вклад в величину суммарного канцерогенного риска в случае питьевой воды водозаборов поверхностного и инфильтрационного типов оказывают побочные продукты хлорирования (хлороформ, бромдихлорметан, дихлоруксусная кислота) – до 95%. Органические соединения техногенной природы (ароматические летучие, полиароматические углеводороды, фталаты) не оказывали значимого влияния на величину канцерогенного риска для населения от питьевой воды разных водозаборов г. Уфы ввиду присутствия в низких концентрациях.

По мере транспортирования питьевой воды от водозабора поверхностного типа до удалённых зон водораспределительных сетей концентрации побочных продуктов хлорирования и соответственно величины индивидуальных канцерогенных рисков снижались. Снижение суммарного канцерогенного риска составляет 13–30% в зависимости от удалённости зоны отбора.

В случае водозаборов инфильтрационного типа при транспортировании воды величины канцерогенных рисков увеличиваются на 41–84%, что связано с небольшой протяжённостью сетей и увеличением концентрации тригалометанов в питьевой воде в первые часы после хлорирования. Однако при этом превышения установленных предельно

допустимых концентраций не наблюдается, и выявленные уровни индивидуальных канцерогенных рисков бромдихлорметана и дихлоруксусной кислоты остаются соответствующими второму диапазону классификации ВОЗ, что не требует дополнительных мер по их снижению.

Основной вклад в величину суммарного неканцерогенного риска принадлежит металлам – до 58% для водозабора поверхностного типа и до 80% для водозаборов инфильтрационного типа. Лимитирующими факторами органолептического риска для питьевой воды рассматриваемых водозаборов являются величины остаточного хлора для питьевой воды после выхода с водозабора, общей жёсткости – в удалённых точках сетей.

Величина интегрального показателя химической безвредности питьевой воды положена в основу ранжирования водозаборов города. Выявлено, что наиболее благоприятной является питьевая вода инфильтрационного водозабора, в технологии водоподготовки которого обеззараживание воды предусмотрено в основном за счёт УФ-обеззараживания (ИВ4). Риски, рассчитанные для питьевой воды, отобранной из удалённых, застойных и тупиковых зон водораспределительных сетей г. Уфы и из резервуара чистой воды на водоочистных сооружениях, являются величинами одного порядка.

Таким образом, методология оценки химической безвредности воды базируется на установлении вероятностных характеристик вредных эффектов для здоровья человека, безусловных примесей в питьевой воде. Данный подход не заменяет собой контроль качества воды, согласно установленным гигиеническим требованиям, но дополняет возможностью оценки влияния загрязняющих веществ разных классов на человека при их совместном присутствии.

Литература

(п.п. 2, 4–9, 12, 13, 15, 18, 20–23 см. References)

- Онищенко Г.Г. Итоги и перспективы обеспечения санитарно-эпидемиологического благополучия населения Российской Федерации. *Гигиена и санитария*. 2012; 91(4): 4–15.
- Красовский Г.Н., Егорова Н.А. Методология выбора оценочных показателей для гигиенического мониторинга водных объектов. *Гигиена и санитария*. 1994; 73(6): 5–9.
- Вождаева М.Ю., Цыпышева Л.Г., Кантор Л.И., Кантор Е.А. Влияние хлорирования на состав ограниченно-летучих органических загрязнителей воды. *Журнал прикладной химии*. 2004; 77(6): 952–5.
- Вождаева М.Ю., Цыпышева Л.Г., Кантор Л.И., Труханова Н.В., Мельнички И.А., Кантор Е.А. *Экологический мониторинг органических загрязнителей в системе аналитического контроля качества воды*. Уфа: Гилем; 2016.
- Рахманин Ю.А., Красовский Г.Н., Егорова Н.А., Михайлова Р.И. 100 лет законодательного регулирования качества питьевой воды, ретроспектива, современное состояние и перспективы. *Гигиена и санитария*. 2014; 93(2): 5–7.
- Бекренев А.В., Кинебас А.К., Кармазинов Ф.В., Мельник Е.А., Нефедова Е.Д. Выбор реагентной технологии антикоррозионной обработки воды водораспределительной сети Санкт-Петербурга. *Водоснабжение и санитарная техника*. 2011; (7): 21–4.
- Юрченко С.Г. Распределение и формы нахождения железа и марганца в волопроводной воде г. Владивостока. *Вода: химия и экология*. 2012; (1): 17–23.
- Красовский Г.Н., Рахманин Ю.А., Егорова Н.А., Малышева А.Г., Михайлова Р.И. Гигиенические основы формирования перечней показателей для оценки и контроля безопасности питьевой воды. *Гигиена и санитария*. 2010; 89(4): 8–13.

References

- Onishchenko G.G. Results and prospects of the guarantee of sanitary-epidemiological welfare of population of the Russian Federation. *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2012; 91(4): 4–15. (in Russian)
- Bull R., Reckhow D., Li X., Humpage A., Joll C., Hrudehy S. Potential carcinogenic hazards of non-regulated disinfection by-products: Halo-quinones, halo-cyclopentene and cyclohexene derivatives, N-halamines, halonitriles, and heterocyclic amines. *Toxicology*. 2011; 286(1–3): 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2011.05.004>
- Krasovskiy G.N., Egorova N.A. Methodology of the choice of estimated indicators for water objects' hygienic monitoring. *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 1994; 73(6): 5–9. (in Russian)
- Chen C., Zhang X., Zhu L., Liu Z., He W., Han H. Disinfection by-products and their pre-cursors in a water treatment plant in North China: Seasonal changes and fraction analysis. *Sci. Total Environ.* 2008; 397(1–3): 140–7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.032>
- Legay C., Rodriguez M.J., Sadiq R., Sérodes J.B., Levallois P., Proulx F. Spatial variations of human health risk associated with exposure to chlorination by-products occurring in drinking water. *J. Environ. Manage.* 2011; 92(3): 892–901. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.056>
- Rodriguez C., Linge K., Blair P., Busetti F., Devine B., Buynder P., et al. Recycled water: Potential health risks from volatile organic compounds and use of 1,4-dichlorobenzene as treatment performance indicator. *Water Res.* 2012; 46(1): 93–106. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.032>
- Rodriguez M.J., Sérodes J.B., Levallois P. Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. *Water Res.* 2004; 38(20): 4367–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.08.018>
- Richardson S., Plewa M., Wagner E., Schoeny R., Demarini D. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutat. Res.* 2007; 636(1–3): 178–242. <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2007.09.001>
- Trukhanova E.V., Vozhdaeva M.Y., Kantor L.I., Kantor E.A. Basic By-products Formation During Chlorination of Water Containing Humic Substances. In: *15th International Humic Substances Society Meeting, Book of Abstracts*. Tenerife, Canary Islands; 2010.
- Vozhdaeva M.Yu., Tsypysheva L.G., Kantor L.I., Kantor E.A. Influence of chlorination on the composition of partly volatile organic contaminants of water. *Zhurnal prikladnoy khimii*. 2004; 77(6): 938–41. (in Russian)
- Vozhdaeva M.Yu., Tsypysheva L.G., Kantor L.I., Trukhanova N.V., Mel'nitskiy I.A., Kantor E.A. *Ecological Monitoring of Organic Pollutants in the System of Water Quality's Analytical Control [Ekologicheskiy monitoring organicheskikh zagryazniteley v sisteme analiticheskogo kontrolya kachestva vody]*. Ufa: Gilem; 2016. (in Russian)
- Wong H., Mok K.M., Fan X.J. Natural organic matter and formation of trihalomethanes in two water treatment processes. *Desalination*. 2007; (210): 44–51.
- Sung W., Reilly-Matthews B., O'Day D.K., Horrigan K. Modeling DBP Formation. *J. Am. Water Works Ass.* 2005; 92: 53–63.
- Rakhmanin Yu.A., Krasovskiy G.N., Egorova N.A., Mikhaylova R.I. 100 years of drinking water regulation. Retrospective review, current situation and prospects. *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2014; 93(2): 5–7. (in Russian)
- WHO. Guidelines for drinking-water quality. Geneva; 2011.
- Bekrenev A.V., Kinebas A.K., Karmazinov F.V., Mel'nik E.A., Nefedova E.D. Choice of reagent technology of anticorrosion water treatment for water-distributing network of St. Petersburg. *Vodopribzhenie i sanitarnaya tekhnika*. 2011; (7): 21–4. (in Russian)
- Yurchenko S.G. Iron and manganese in tap water of Vladivostok. *Voda: khimiya i ekologiya*. 2012; (1): 17–23. (in Russian)
- Farokhneshat F., Mahvi A.-H., Jamali Y. Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessment of chromium in drinking water sources: Birjand, Iran. *Res. J. Environ. Toxicol.* 2016; 10(3): 166–71. <http://doi.org/10.3923/rjet.2016.166.171>
- Krasovskiy G.N., Rakhmanin Yu.A., Egorova N.A., Malysheva A.G., Mikhaylova R.I. Hygienic bases for listing the indicators for evaluation and control of the safety of drinking water. *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2010; 89(4): 8–13. (in Russian)
- Tung H.H., Xie Y.F. Association between haloacetic acid degradation and heterotrophic bacteria in water distribution systems. *Water Res.* 2009; 43(4): 971–8. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.041>
- Zhang H., Qu J., Liu H., Zhao X. Characterization of isolated fractions of dissolved organic matter from sewage treatment plant and the related disinfection by-products formation potential. *J. Hazard. Mater.* 2009; 164(2–3): 1433–8. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.057>
- Vozhdaeva M.Yu., Kholova A.R., Mel'nitskiy I.A., Beloliptsev I.I., Vozhdaeva Yu.S., Kantor E.A., Lebedev A.T. Monitoring and Statistical Analysis of Formation of Organochlorine and Organobromine Compounds in Drinking Water of Different Water Intakes. *Molecules*. 2021; (26): 1852. <https://doi.org/10.3390/molecules26071852>
- Fabbricino M., Korshin G.V. Modelling disinfection by-products formation in bromide-containing waters. *J. Hazard. Mater.* 2009; (168): 782–786. [doi:10.1016/j.jhazmat.2009.02.078](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.078)