

УДК 556.5

## МОДЕЛИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ВОДОТОКОВ В БАСЕЙНЕ НИЖНЕКАМСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА<sup>1</sup>

© 2020 г. Т. Б. Фащевская<sup>а</sup>, \*, Ю. Г. Мотовилов<sup>а</sup><sup>а</sup>Институт водных проблем РАН, Москва, 119333 Россия\*e-mail: [tf.ugatu@yandex.ru](mailto:tf.ugatu@yandex.ru)

Поступила в редакцию 04.02.2020 г.

После доработки 20.03.2020 г.

Принята к публикации 21.03.2020 г.

С помощью физико-математической модели ECOMAG-НМ, разработанной для имитации круговорота тяжелых металлов в крупных речных бассейнах, исследованы пространственно-временные закономерности формирования содержания меди и цинка в водных объектах бассейна Нижнекамского водохранилища. Построены карты среднемноголетних концентраций металлов в речной сети, карты среднемноголетних модулей диффузного стока и его генетических составляющих. Выполнена оценка вклада точечных и диффузных источников в загрязнение речных вод медью и цинком. С целью более детальной оценки влияния хозяйственной деятельности на загрязнение речных вод проведены численные эксперименты, в которых рассмотрены сценарии: увеличения количества сбрасываемых в составе сточных вод металлов, залпового сброса сточных вод в результате аварийной ситуации, полного исключения антропогенного воздействия на водосбор.

**Ключевые слова:** речной бассейн, модель ECOMAG-НМ, диффузное загрязнение, точечные источники, тяжелые металлы, сток меди и цинка, сценарии хозяйственной деятельности.

**DOI:** 10.31857/S0321059620050089

### ВВЕДЕНИЕ

В течение длительного времени считалось, что основные источники загрязнения водных объектов – сбросы недостаточно очищенных сточных вод, поступающих от предприятий промышленности и жилищно-коммунального хозяйства, объектов сельскохозяйственного производства. Поэтому в основу водоохранных программ была положена концепция сокращения сбросов сточных вод, поступающих из контролируемых точечных источников. Согласно материалам государственной статистической отчетности, в последние десятилетия на большинстве речных водосборов РФ происходит значительное снижение количества загрязняющих веществ (ЗВ) в составе сточных вод [4, 6]. Однако соответствующего ожидаемого уменьшения концентраций ЗВ во многих водных объектах не наблюдается [8, 18].

Современные техноприродные условия формирования качества воды характеризуются накоплением в речных бассейнах значительного количества объектов неконтролируемого диффузного загрязнения: отдельных элементов гео-

систем бассейнов (почв, подземных вод, донных отложений), загрязненных в результате длительного антропогенного воздействия, и самих антропогенных источников загрязнения (территорий промышленных предприятий; площадей, занятых отвалами и отходами промышленного производства; полигонов твердых коммунальных отходов; сельскохозяйственных и объектов транспортной инфраструктуры и др.) [13, 23–25]. Имеющиеся данные показывают, что поступление загрязнений от неконтролируемых диффузных источников в водотоки бассейна р. Волги может превосходить их поступление от точечных источников [3, 9, 10, 29]. Аналогичные данные имеются и по ряду других крупнейших рек Европы [12, 28, 33].

Для разработки водоохранных стратегий и соответствующих мероприятий по их реализации в речных бассейнах необходимо четкое представление о процессах формирования качества воды в современных техноприродных условиях, о вкладе источников различных типов в загрязнение речных вод. Современная система контроля поступления ЗВ в водные объекты не позволяет проводить такие оценки вследствие несовершенства системы учета предприятий-водопользователей, предоставляющих статистические отчеты о сбросе

<sup>1</sup> Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 17-7730006) и в рамках Государственного задания ИВП РАН (тема № 0147-2019-0001, государственная регистрация № АААА-А18-118022090056-0).

сах сточных вод [7]; некорректности содержащейся в отчетах информации о сбросах сточных вод отдельных предприятий [7, 19, 27, 29]; отсутствия мониторинга диффузных источников загрязнения. Наилучшие индикаторы диффузного загрязнения — средние и особенно малые реки, однако пункты режимных гидрохимических наблюдений в основном располагаются лишь на крупных реках в местах сбросов сточных вод крупных предприятий, городов и поселков, отдельных промышленных объектов.

Один из выходов из сложившейся ситуации заключается в описании и моделировании процессов формирования речного стока, химического состава и качества вод для всей территории речного бассейна, в том числе для не охваченных наблюдениями районов, на основе пространственно-распределенных физико-математических моделей с единым региональным набором параметров, определяемых по данным относительно редкой сети гидрохимического мониторинга и физико-географического анализа факторов стокоформирования. Из отечественных моделей такого типа наиболее известная модель — ЕСОМАГ [15]. Модель хорошо адаптирована к описанию процессов в речных бассейнах со смешанным дождевым и снеговым питанием рек, а также к структуре и составу гидрометеорологической информации в России. Гидрологический блок модели ЕСОМАГ многократно проверен на многих крупных речных бассейнах и используется в практике гидрологических расчетов, прогнозов и управления водными ресурсами [15]. Гидрохимический блок модели верифицирован лишь на двух речных системах. В работе [14] продемонстрированы возможности гидрохимического блока модели в качестве экспертной системы для оценки загрязнения малых рек никелем при различных сценариях деятельности горнорудного комбината Печенганикель на северо-западе Кольского п-ова. В работах [16, 31] модель верифицирована на примере крупного речного бассейна Нижнекамского водохранилища, в водотоках которого отмечаются высокие концентрации тяжелых металлов (ТМ).

Цель данной работы — углубление представлений о влиянии различных процессов, происходящих на водосборе Нижнекамского водохранилища в современных техноприродных условиях, на качество речных вод:

для исследования гидрохимического режима водотоков бассейна, в том числе не охваченных гидрохимическими наблюдениями, построения карт среднемноголетних концентраций меди и цинка в речной сети и выделения зон с повышенными концентрациями металлов в речных водах;

для построения и анализа карт среднемноголетних модулей водного стока и химического стока меди и цинка, и его генетических составляющих;

оценок вклада природных и антропогенных составляющих в формирование гидрохимического стока меди и цинка;

оценок вклада точечных источников в загрязнение речных вод при различных сценариях сбросов металлов со сточными водами;

оценок масштабов времени самоочищения водосбора от металлов при снижении антропогенной нагрузки.

## ПРИРОДНО-ХОЗЯЙСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТА ИССЛЕДОВАНИЯ

Частный водосбор Нижнекамского водохранилища (НКВ), расположенный в Южно-Уральском регионе России на р. Каме между Нижнекамским и Воткинским гидроузлами, имеет площадь 186 тыс. км<sup>2</sup>; причем большую его часть (142 тыс. км<sup>2</sup>) занимает бассейн р. Белой. Почти 2/3 площади территории в западной и центральной частях водосбора — равнинные территории, восточная часть — Уральская складчатая горная область.

Климат территории континентальный. Наблюдается переход от климата полуаридных степных районов на юго-западе региона, где годовое количество осадков колеблется в пределах 300–400 мм и средняя годовая температура воздуха ~3°C, к более увлажненным районам (северо-восточным и восточным горно-лесным), где годовое количество осадков >600 мм и средняя годовая температура воздуха ниже 1°C. Климатические различия между различными частями водосбора обуславливают выраженную широтную зональность растительности (степная, лесостепная и лесная зоны), усложненную вертикальной поясностью на Уральских горах. Почвы (черноземы, дерново-подзолистые, серые лесные) характеризуются высоким содержанием гумуса и тяжелым механическим составом. В восточной части водосбора распространены хорошо дренируемые горные почвы.

Питание рек главным образом снеговое. За период весеннего половодья проходит >60% объема годового стока. Среднегодовой боковой приток воды в НКВ составляет 36.5 км<sup>3</sup>, из которых 26.1 км<sup>3</sup> дает сток р. Белой.

В течение многих десятилетий одними из наиболее распространенных загрязнителей поверхностных вод региона являются медь и цинк. Их содержание в водных объектах на постах гидрохимического мониторинга часто превышает предельно допустимые концентрации. Природные воды характеризуются высокими концентрациями ТМ из-за значительного содержания рудообразующих элементов в горных породах. Промышленное освоение региона, связанное с разра-

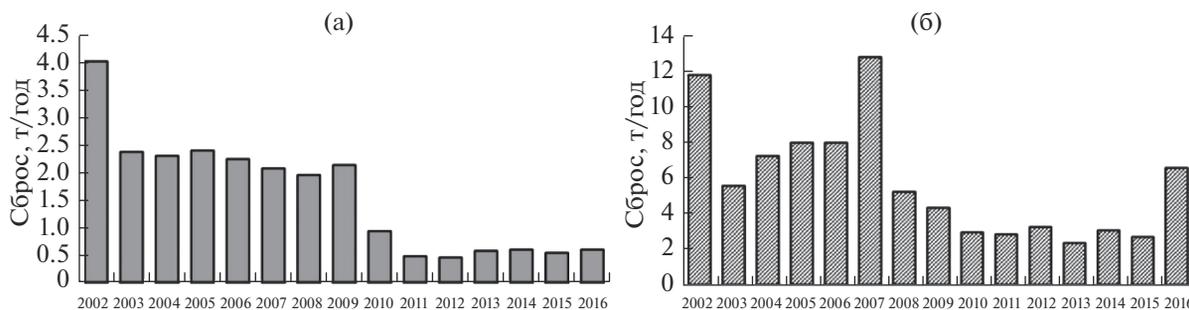


Рис. 1. Динамика сброса в водные объекты бассейна НКВ меди (а) и цинка (б) в составе сточных вод промышленных предприятий [6].

боткой месторождений полезных ископаемых, началось почти 300 лет назад и происходило без учета экологических ограничений. “Древние” антропогенно-преобразованные горнорудные ландшафты, современные промышленные предприятия по добыче и переработке минерально-сырьевых ресурсов, крупные населенные пункты и объекты их инфраструктуры — источники дополнительного поступления металлов на водосбор [23].

В почве, наследующей химический состав почвообразующих горных пород, металлы образуют прочные комплексы с гумусовыми веществами и выводятся из нее очень медленно: период полуудаления меди из почвы превышает 1000 лет, цинка — 500 лет [11]. Сильная расчлененность рельефа обуславливает повышенную эродированность почв. Эродированные почвы, обогащенные микроэлементами, способствуют поступлению ТМ в водные объекты с наносами. В речном стоке значительная часть металлов мигрирует в составе взвеси, а не растворов. Согласно [26], среднее соотношение растворенных и взвешенных форм речной миграции меди составляет  $\sim 1 : 1$ , цинка —  $1 : 20$ .

На территории водосбора расположены многочисленные объекты хозяйственной деятельности — источники поступления в водные объекты ТМ. В восточной части водосбора такие источники — предприятия горнорудной промышленности, в западной и центральной частях — предприятия нефтедобычи, нефтепереработки, химии и нефтехимии, металлургии, машиностроения и энергетики, объекты складирования отходов производства и потребления. В последние годы количество ЗВ, поступающих в водные объекты от контролируемых точечных источников, снижается (рис. 1) по не вполне установленным причинам: возможно, в связи с уменьшением объемов водопотребления и водоотведения [6, 17] или в связи с сокращением количества отслеживаемых водопользователей, предоставляющих статистические отчеты по форме 2-ТП (водхоз) [7].

Наиболее мощный загрязнитель в регионе — г. Уфа с населением свыше 1 млн человек. В его границах насчитывается около 200 крупных и средних производственных объектов, в том числе три нефтеперерабатывающих завода, завод синтетического спирта, моторостроительный завод, оборудования нефтедобычи, кабельный и др. МУП “Уфаводоканал” осуществляет централизованное водоснабжение населения и организаций и водоотведение образующихся сточных вод, а также сточных вод большинства городских предприятий после локальной очистки на производстве. По данным государственного учета, на долю МУП “Уфаводоканал” приходится  $\sim 35\%$  объема сброса сточных вод в регионе [5, 6].

В работах [22, 29] для оценки корректности содержащейся в отчетных формах 2-ТП (водхоз) информации сопоставлены сведения о содержании ЗВ в сбрасываемых сточных водах в р. Белую предприятием МУП “Уфаводоканал” и результатов балансовых расчетов массы ЗВ, содержащихся в речной воде на участке между двумя контрольными створами: в 500 м ниже и в 500 м выше по течению от выпуска сточных вод предприятия за многолетний период. Сопоставление данных показало, что между ними существует значительная разница. В большинстве случаев расчетные значения превышали данные статистики по ТМ. В ряде случаев количество фактически содержащихся в сточных водах металлов на 1–2 порядка превышало массу ТМ, приведенную в отчетных формах. Выявленные различия могут объясняться недостатками существующей системы контроля состава сточных вод на предприятиях. При отсутствии на предприятиях средств автоматического непрерывного контроля содержания ЗВ в сточных водах оценки сброса ЗВ проводятся либо на основании отдельных эпизодических проб воды, либо косвенным образом по количеству выпускаемой продукции. Такие подходы неизбежно вносят существенные погрешности в определение фактических сбросов ЗВ от точечных источников [19, 27].

## МОДЕЛЬ ЕСОМАГ-НМ

Для моделирования круговорота ТМ в бассейне НКВ (на его поверхности, в почве, грунтовых и речных водах) использована полураспределенная физико-математическая модель ЕСОМАГ-НМ (ECOLOGICAL Model for Applied Geophysics – Heavy Metals) [16], работающая с суточным шагом по времени и состоящая из двух основных блоков: гидрологической подмодели формирования стока и гидрохимической подмодели миграции и трансформации ЗВ. Первая подмодель описывает процессы гидрологического цикла: формирование снежного покрова и снеготаяние, промерзание и оттаивание почвогрунтов, инфильтрацию талых и дождевых вод в почву, испарение, динамику влажности почвы, формирование поверхностного, подповерхностного, грунтового и речного стока. Испытания этого блока модели выполнены на примере крупнейших речных бассейнов северного полушария (Волги, Лены, Амура, Маккензи и др.), расположенных в различных физико-географических зонах с разными условиями формирования стока, типами питания и гидрологического режима водных объектов [15].

Гидрохимическая подмодель описывает процессы миграции консервативных ЗВ в речном бассейне: их аккумуляцию на поверхности речного бассейна и растворение талыми и дождевыми водами, просачивание растворенных ЗВ в почву, взаимодействие с почвенным раствором и твердой фазой почвы. Миграция растворенных ЗВ в речном бассейне зависит от интенсивности гидрологических процессов. Поэтому гидрологические характеристики, определяемые в гидрологическом блоке модели, используются как входы для гидрохимической подмодели. В модели также учитываются поступления ЗВ от точечных источников. Уравнения, алгоритмы и результаты испытания этого блока модели описаны в работах [16, 31].

## ИНФОРМАЦИОННОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ МОДЕЛИ

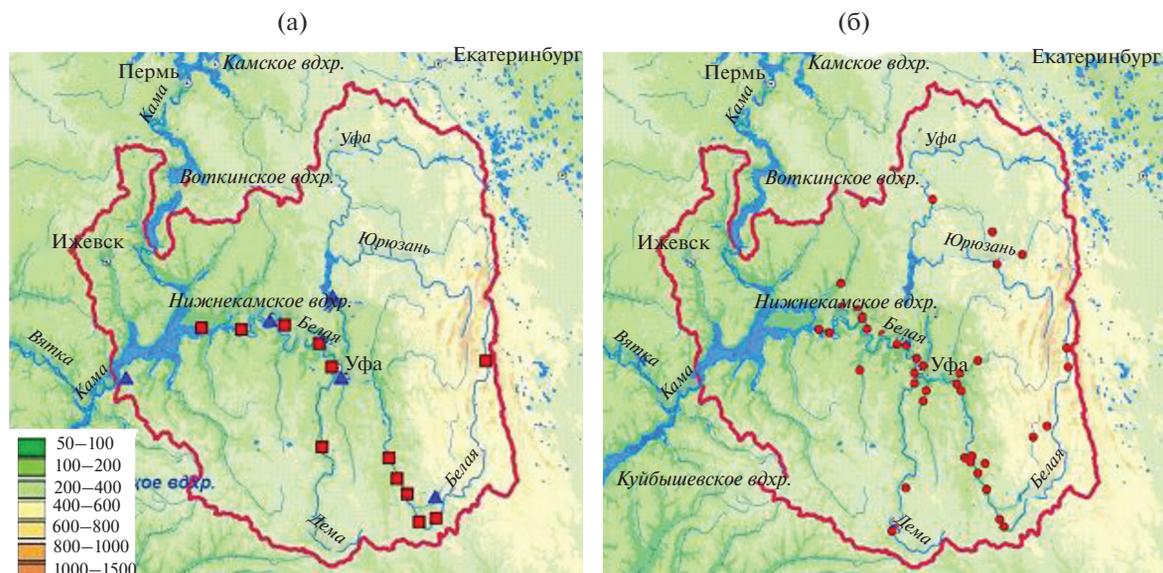
Адаптация модели для бассейна НКВ выполнялась с использованием компьютерной технологии Информационно-моделирующего комплекса ИМК ЕСОМАГ [15]. Комплекс включает в себя следующее: расчетный модуль физико-математической модели и средства информационной и технологической поддержки работы этого модуля – тематические цифровые электронные карты, технологию автоматизированного разбиения водосборной площади на элементарные водосборы (расчетные элементы) и схематизации речной сети, базы данных характеристик подстилающей поверхности, базы данных гидрометеорологической, гидрохимической и водохозяй-

ственной информации, средства управления базами данных и геоинформационной обработки пространственной информации и управляющую оболочку.

При модельной схематизации водосборной площади НКВ и речной сети с использованием ИМК ЕСОМАГ на основе цифровых тематических карт региона (рельефа, гидрографической сети, почв и ландшафтов) было выделено 503 расчетных элементарных водосбора, их средняя площадь составляет ~400 км<sup>2</sup>, модельная речная сеть кроме основной реки включает 50 притоков 1-го порядка, 131 приток 2-го порядка, 63 – 3-го порядка и 8 – 4-го порядка [16, 31]. На каждом элементарном водосборе выполняется моделирование гидрологических и гидрохимических процессов для четырех уровней: в зоне формирования поверхностного стока, в поверхностном слое почвы, в подстилающем его более глубоком слое, в грунтовых водах. В холодный период добавляется емкость снежного покрова. Схема заканчивается рассмотрением процессов трансформации стока и ЗВ в речной сети.

Для проведения расчетов и задания граничных условий модели в виде ежедневных полей метеорологических характеристик (температуры и влажности воздуха, осадков) в бассейне НКВ задействовано 56 метеостанций. Данные о ежедневных расходах воды на пяти гидрологических постах использованы для калибровки параметров (2001–2007 гг.) и валидации (2008–2013 гг.) гидрологической подмодели.

Начальные условия в гидрохимической подмодели по концентрации металлов (меди и цинка) в почвах водосбора НКВ задавались на основе приведенных в атласе [2] карт содержания микроэлементов в пахотном слое почв на территории Республики Башкортостан с привлечением аналогичных данных по сопредельным административным единицам на территории бассейна НКВ. Концентрации металлов в атмосферных осадках и напорных грунтовых водах, осуществляющих подпитку верховодки в зоне аэрации почвогрунтов, задавались постоянными значениями на основе средневзвешенных концентраций, приведенных в [1, 21]. В качестве информации о точечных антропогенных источниках загрязнения речных вод задавались данные о сбросах металлов со сточными водами в 12-ти крупных населенных пунктах в бассейне р. Белой (рис. 2а) на основе форм статистической отчетности 2-ТП (водхоз) за период 2004–2007 гг. Для проверки гидрохимической подмодели использовались данные о динамике содержания металлов в речных водах на 34-х постах на р. Белой и ее притоках (рис. 2б), полученные службами Росгидромета за период 2004–2007 гг.



**Рис. 2.** Расположение пунктов мониторинга в бассейне НКВ: а – пункты наблюдения за стоком (треугольники) и сбросами сточных вод (квадраты); б – посты гидрохимического мониторинга Росгидромета.

Задание большей части физически обоснованных параметров модели проводилось с использованием ИМК ЕСОМАГ на основе глобальных баз картографических данных региона (характеристик почв, растительности и ландшафтов). Часть параметров гидрологического блока модели подбиралась в процессе калибровки по отклонениям рассчитанных и фактических суточных гидрографов стока на гидропостах. Значения параметров гидрохимической подмодели, начальные значения которых задавались по [1, 21, 32], калибровались и уточнялись по данным о динамике концентраций меди и цинка в речных водах в створах гидрохимического мониторинга.

### ИСПЫТАНИЯ МОДЕЛИ ЕСОМАГ-НМ

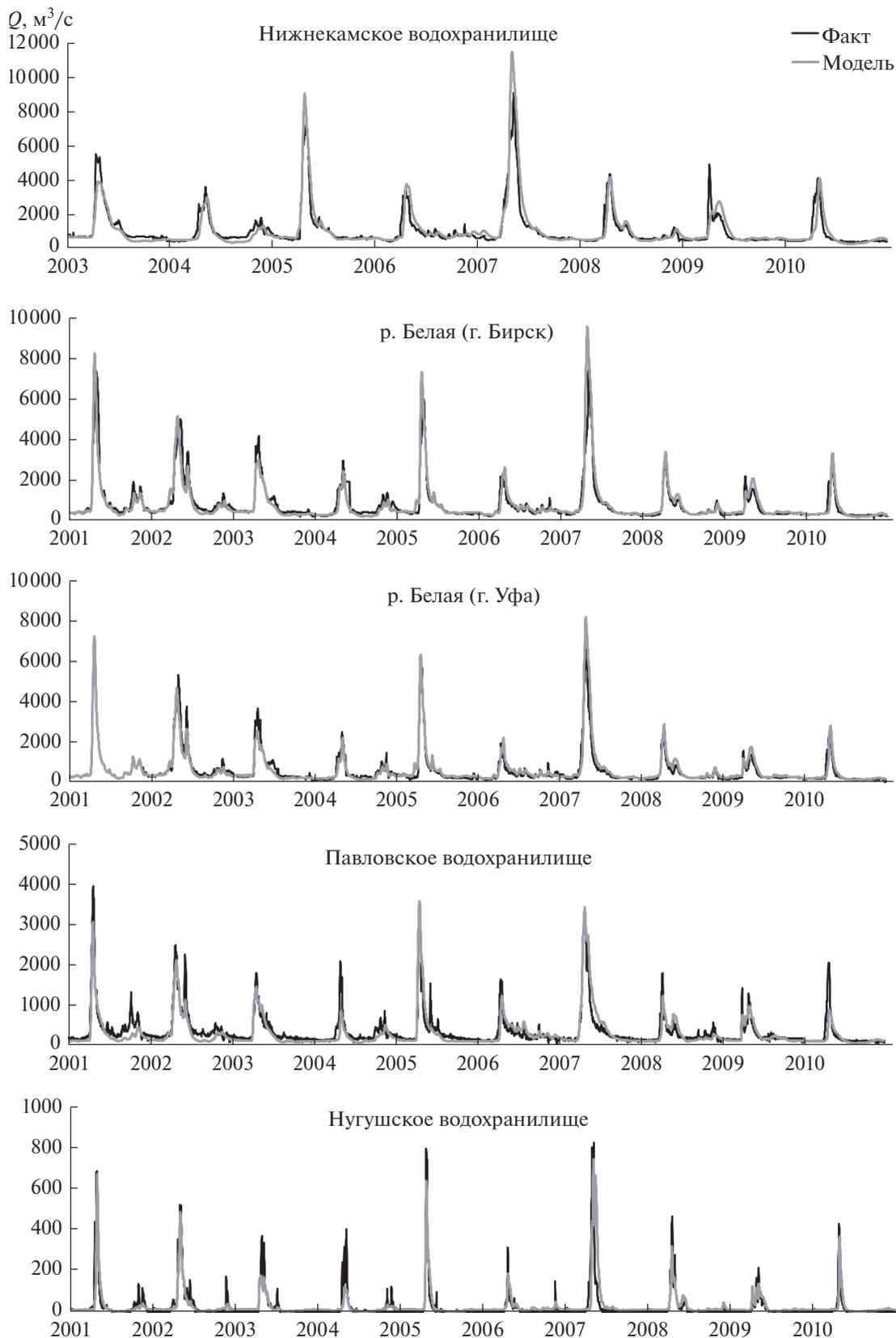
Результаты испытаний гидрологического блока модели путем сопоставления модельных и фактических гидрографов стока на пяти гидрологических постах в бассейне НКВ (рис. 3) свидетельствуют об удовлетворительном соответствии рассчитанных и фактических данных [16, 31]. Дополнительные успешные испытания модели для участков речной сети, не освещенных гидрометрическими наблюдениями, проведены путем сопоставления рассчитанной карты среднемноголетних модулей стока с картой модулей, приведенной в [20], построенной по фактическим данным (рис. 4).

Испытания гидрохимического блока модели проводились путем сопоставления рассчитанных и измеренных концентраций меди и цинка в различных створах речной сети с различным временным осреднением. Редкая частота измерений в

створах гидрохимического мониторинга (как правило, от 4 до 12 измерений в год), а также значительные погрешности определения концентраций ТМ в пробах воды (~50%) не позволяют в полной мере использовать традиционные статистические гидрологические критерии для сравнения результатов модельных расчетов внутригодового хода концентраций ТМ и эпизодических данных гидрохимических измерений (рис. 5а, 5б) [30]. Более надежно по таким данным могут быть определены осредненные за длительные периоды времени характеристики.

На рис. 5в, 5г приведены примеры сравнения диаграмм внутригодового распределения концентраций цинка, осредненных за четыре года по кварталам. Анализ результатов показал, что для всех 34 створов статистически значимые коэффициенты корреляции между рассчитанными и измеренными осредненными значениями концентраций металлов отмечаются: по меди –  $R = 0.55$  только для второго квартала (периода весеннего половодья) с максимальными значениями концентраций; по цинку –  $R = 0.50$  и  $R = 0.69$  для второго и третьего кварталов соответственно.

Пространственные различия среднемноголетних концентраций металлов в створах гидрохимического мониторинга показаны на рис. 5д в порядке их расположения от верховий р. Белой в направлении к створу Нижнекамского гидроузла. Коэффициенты корреляции между рассчитанными и измеренными среднемноголетними значениями концентраций составляют 0.58 для меди и 0.60 для цинка, что свидетельствует об удовлетворительном воспроизведении моделью основ-



**Рис. 3.** Фактические (темная линия) и рассчитанные (светлая линия) гидрографы р. Белой и притока к водохранилищам в бассейне НКВ.

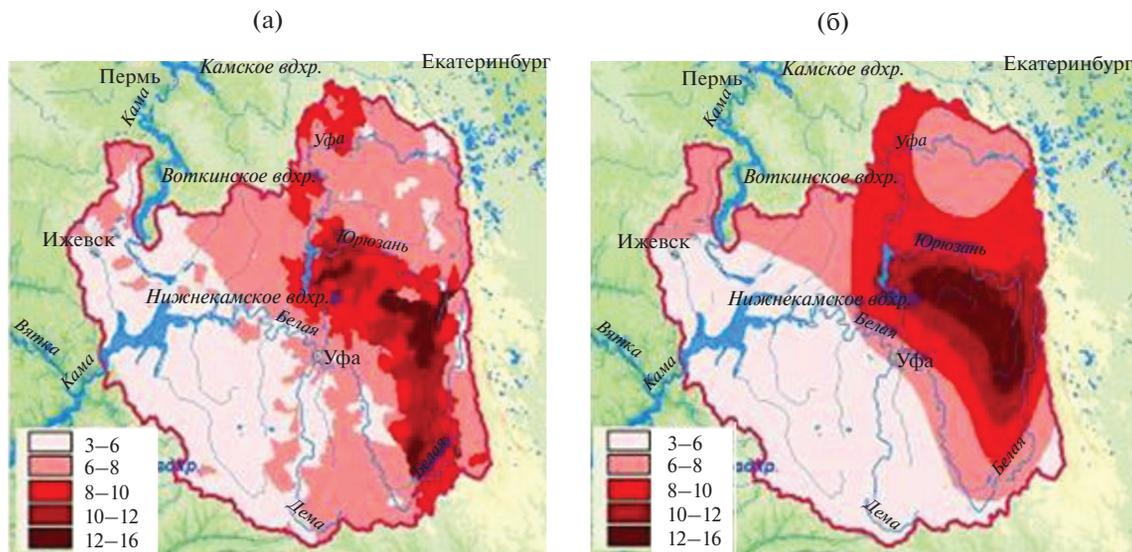


Рис. 4. Рассчитанная (а) и фактическая (по СН 435-72) (б) карты модуля водного стока в бассейне НКВ, л/(с км<sup>2</sup>).

ных пространственно-временных закономерностей формирования стока металлов на территории бассейна и их содержания в речной сети [30].

#### КАРТИРОВАНИЕ КОНЦЕНТРАЦИЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЕЧНЫХ ВОДАХ

По результатам расчетов построены карты содержания меди и цинка в водотоках бассейна НКВ, в том числе на участках, не охваченных гидрохимическими наблюдениями (рис. 6). На картах показано распределение рассчитанных среднесуточных концентраций, полученных в результате осреднения ежедневных их значений в элементах модельной речной сети. Толщина линии указывает на величину концентрации меди и цинка в речной сети в соответствии с легендой. Карты демонстрируют пространственную динамику содержания металлов на водосборе НКВ. Результаты картирования показывают (рис. 6), что на большей части бассейна НКВ среднесуточное содержание меди в речной сети превышает ПДК для водных объектов рыбохозяйственного водопользования (1 мкг/л), среднесуточное содержание цинка на большинстве водотоков — ниже уровня ПДК (10 мкг/л). Об этом же свидетельствуют и среднесуточные концентрации металлов в речной сети, осредненные по данным измерений на 34 постах Росгидромета, которые составляют 3.9 мкг/л (~4 ПДК) для меди и 4.7 мкг/л (~0.5 ПДК) для цинка.

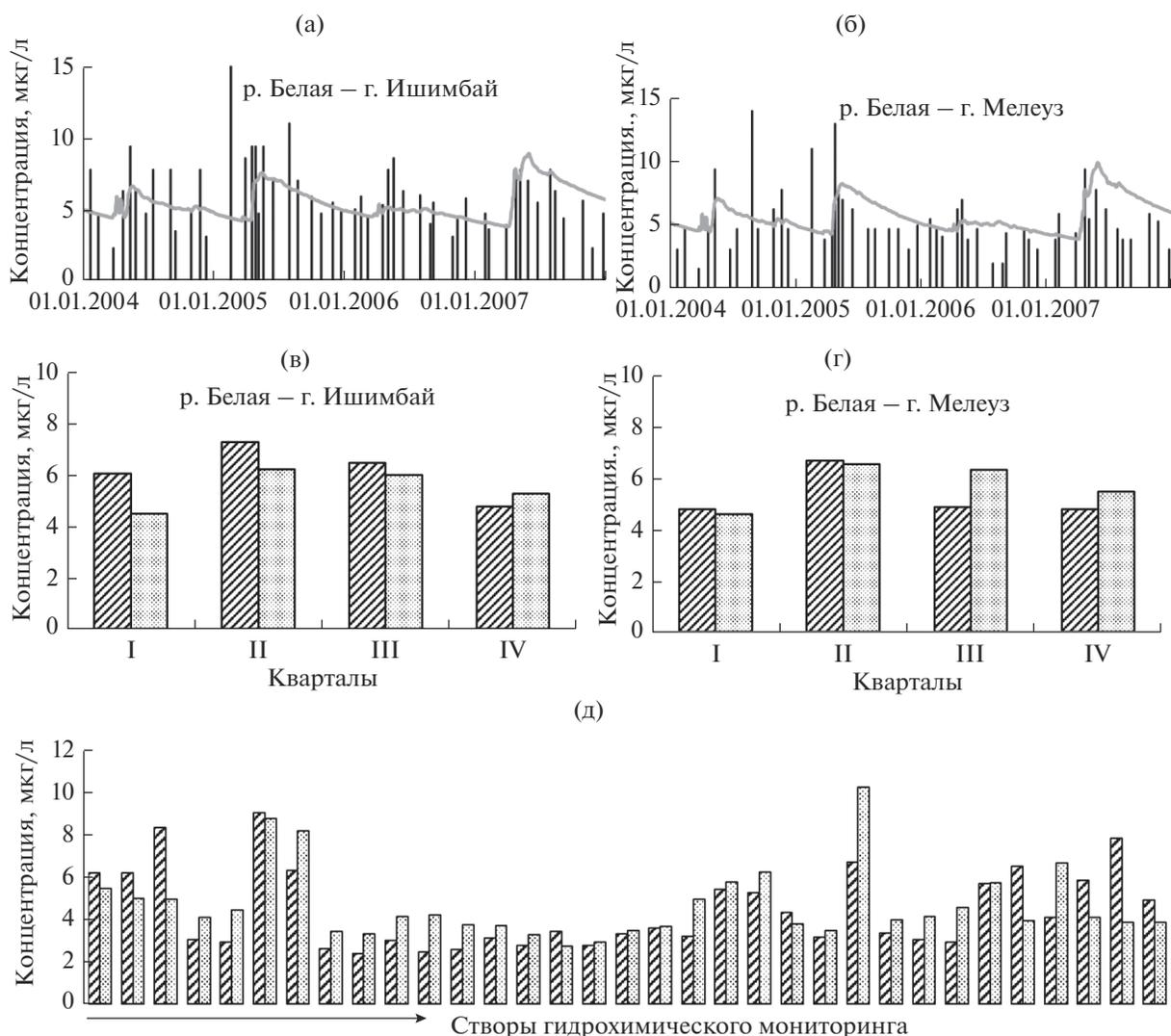
На построенных картах (рис. 6) выявлены локальные участки водосбора, не охваченные гидрохимическими наблюдениями, со значительным уровнем загрязнения речных вод. Например, на малых реках, впадающих в реки Ай, Юрюзань

и Уфа в нижнем течении (выделены овалами на рис. 6), максимальные среднесуточные концентрации металлов превышают аналогичные осредненные по бассейну НКВ в 5–6 раз. Сопоставление карт пространственного распределения содержания металлов в речной сети указывает на их тесную связь с содержанием металлов в почвах [2].

#### МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОЛЕЙ ГЕНЕТИЧЕСКИХ СОСТАВЛЯЮЩИХ ДИФFUЗНОГО СТОКА МЕТАЛЛОВ

Алгоритм определения различных генетических составляющих диффузного стока меди и цинка с водосбора НКВ на основе разработанной модели заключался в следующем. По ежедневным полям метеорологических характеристик для всех расчетных элементарных водосборов выполнены расчеты выноса металлов в локальную речную сеть поверхностным, почвенно-грунтовым и суммарным стоком. При осреднении значений ежедневных полей стока металлов за многолетний период получены карты полей среднесуточных модулей поверхностного, почвенно-грунтового и суммарного стока металлов в речную сеть (рис. 7, 8).

Карты демонстрируют пространственное распределение различных генетических составляющих диффузного стока металлов в бассейне НКВ. Сравнение карт модулей суммарного (рис. 7а, 8а) и почвенно-грунтового (рис. 7в, 8в) стока показывает тесную их корреляцию с пространственным распределением содержания металлов в почвогрунтах. Об этом свидетельствуют повышенные значения модулей стока меди в восточной и



**Рис. 5.** Измеренные (диагонально заштрихованные и темные столбики) и рассчитанные (светлая штриховка и светлая линия) концентрации цинка в речной воде, мкг/л, в створах гидрохимического мониторинга за период 2004–2007 гг.: а, б – динамика концентраций с суточным разрешением; в, г – среднееголетнее внутригодовое распределение концентраций; д – среднееголетние концентрации в створах гидрохимического мониторинга; стрелкой указано направление течения р. Белой.

северо-восточной частях бассейна НКВ и максимальные значения модулей стока цинка к северу от г. Уфы. Пониженные значения модулей поверхностного стока металлов (рис. 7б, 8б) в восточной части бассейна обусловлены повышенной проницаемостью почв в предгорьях Южного Урала, а также отмечаются по долинам рек на почвах более легкого механического состава.

При сравнении модулей поверхностного и почвенно-грунтового стока видно (рис. 7б, 7в, 8б, 8в), что на большей части бассейна сток меди и цинка в речную сеть формируется главным образом за счет почвенно-грунтовой составляющей. Доля стока металлов поверхностными водами на большей части водосбора не превышает и половины стока металлов почвенно-грунтовыми во-

дами, за исключением западной части бассейна, где величины модулей поверхностного стока металлов сопоставимы или несколько превышают их вымывание подповерхностным стоком.

#### ОЦЕНКА ВКЛАДА ТОЧЕЧНЫХ И ДИФFUЗНЫХ ИСТОЧНИКОВ В ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕЧНЫХ ВОД

На основе модельных балансовых расчетов выполнена оценка вклада точечных (контролируемых выпусков сточных вод) и диффузных источников в загрязнение речных вод. Результаты балансовых расчетов приведены в табл. 1. В качестве информации о точечных источниках задавались данные о сбросах металлов со сточны-

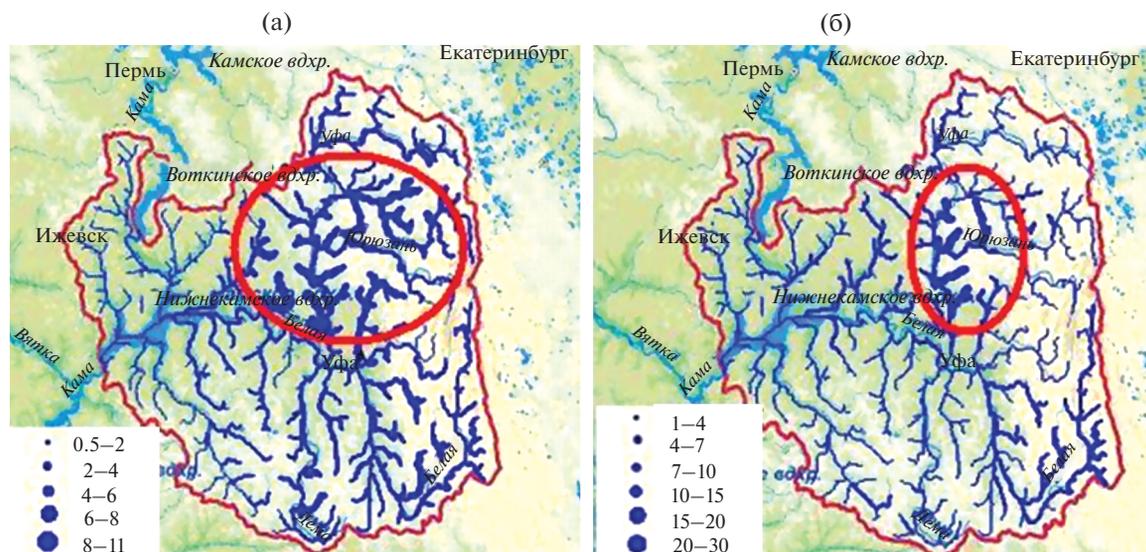


Рис. 6. Распределение рассчитанных среднегоголетних концентраций меди (а) и цинка (б) в речных водах в бассейне НКВ за период 2004–2007 гг., мкг/л.

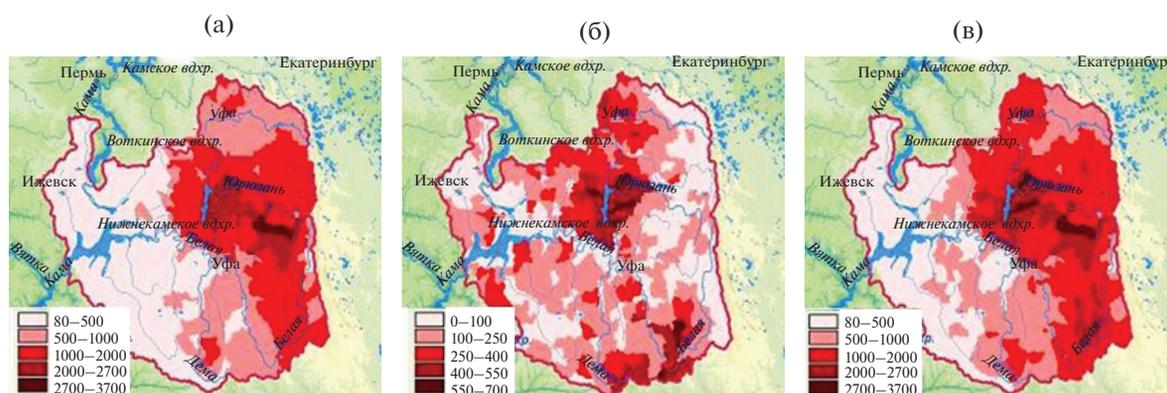


Рис. 7. Рассчитанные значения среднегоголетнего модуля стока меди в бассейне НКВ за период 2004–2007 гг., г/(год км<sup>2</sup>): суммарного (а), поверхностного (б), почвенно-грунтового (в) стока.

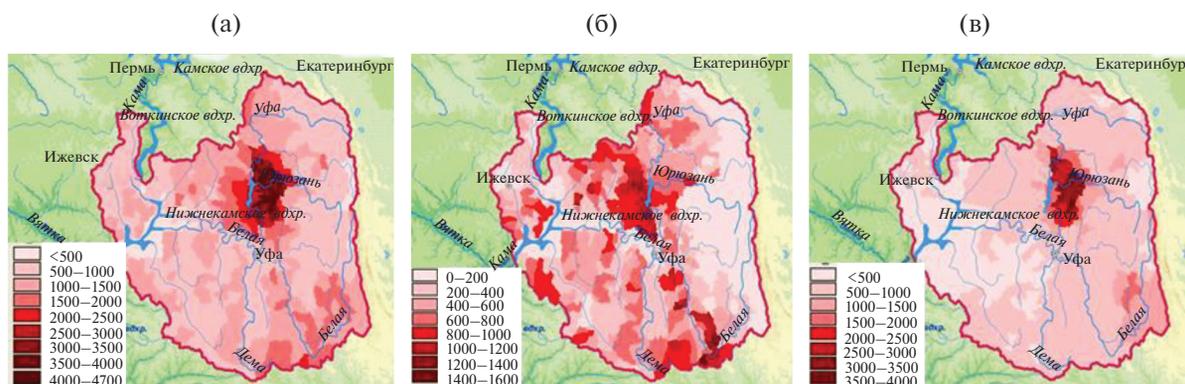


Рис. 8. Рассчитанные значения среднегоголетнего модуля стока цинка в бассейне НКВ за период 2004–2007 гг., г/(год км<sup>2</sup>): суммарного (а), поверхностного (б), почвенно-грунтового (в) стока.

**Таблица 1.** Рассчитанные значения различных генетических составляющих гидрохимического стока металлов и его фактические значения с водосбора НКВ, т/год

Год	Диффузный сток с водосбора в речную сеть		Сброс в реку со сточными водами	Оседание с наносами на речное дно	Сток металлов в НКВ	
	поверхностный сток	почвенно-грунтовый сток			расчетный	фактический
<b>Медь</b>						
2004	25	130	2.3	82	75	127
2005	50	192	2.4	106	138	166
2006	18	123	2.3	78	65	54
2007	68	252	2.1	130	192	129
Среднее	40.3	174.3	2.3	99	118	119
<b>Цинк</b>						
2004	22	165	7.2	125	69	97
2005	46	207	7.9	152	109	109
2006	14	153	7.9	114	61	97
2007	61	265	12.7	186	153	155
Среднее	35.8	197.5	8.9	144.3	98	114.5

ми водами на основе форм статистической отчетности 2-ТП (водхоз). Фактический сток металлов с водосбора в НКВ (табл. 1) оценивался путем умножения наблюдаемого годового притока воды в водохранилище на измеренную среднегодовую концентрацию металла в последнем створе гидрохимического мониторинга на р. Белой перед ее впадением в НКВ (створ Дюртюли).

Модельные балансовые расчеты показывают, что суммарный сток металлов в водотоки на водосборе НКВ на ~80% формируется за счет их вымывания из почвенно-грунтовой толщи. За счет поверхностного смыва формируется ~20% стока меди и ~15% стока цинка. Доли ТМ, поступающих в речную сеть со сбросами сточных вод, невелики и составляют ~1% суммарного стока меди и ~4% стока цинка. Значительная доля металлов, вымываемых с водосбора, аккумулируется с наносами в донных отложениях: в среднем ~45% меди и 60% цинка.

Сопоставление расчетного и фактического стока металлов в НКВ показывает удовлетворительное воспроизведение его межгодовой динамики. Различия между сравниваемыми величинами обусловлены большими погрешностями при определении концентрации металлов в речной воде.

#### МОДЕЛИРОВАНИЕ СЦЕНАРИЕВ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ВОДОСБОРЕ НКВ

С целью более детальной оценки влияния хозяйственной деятельности на загрязнение речных

вод проведена серия численных экспериментов, в которых рассматривались следующие ее сценарии: увеличение количества сбрасываемых со сточными водами металлов во всех 12 населенных пунктах с контролируруемыми сбросами; залповое поступление значительного количества ТМ в водоток в результате аварийного сброса сточных вод в одном из населенных пунктов; полное исключение антропогенного воздействия на водосбор.

#### *Сценарий 1. Увеличение количества сбрасываемых со сточными водами металлов*

Рассматривались сценарии увеличения сбрасываемых в составе сточных вод металлов в 10, 20, 40, 60, 80 и 100 раз относительно существующего уровня (представленного в формах 2ТП (водхоз)) в 12-ти населенных пунктах. В действительности такое увеличение может происходить из-за роста промышленного производства или в результате более объективного и корректного представления информации в отчетных формах 2-ТП (водхоз) о количестве ЗВ, сбрасываемых водопользователями со сточными водами. Предполагалось, что сбросы сточных вод постоянны в течение года.

В качестве примера на рис. 9 приведены расчетные графики внутригодового изменения содержания меди в р. Белой в створе г. Уфы при фактических сбросах сточных вод, а также при увеличении содержания меди в сбрасываемых сточных водах в 20 и 60 раз. При существующем уровне содержания меди в сточных водах наблюдается увеличение ее содержания в речной воде в

периоды повышенной водности (половодья и паводков) в результате поступления металла, как показали расчеты, в основном от диффузных источников (рис. 9а). Такая же закономерность характерна и для цинка.

При увеличении сброса металлов со сточными водами их концентрации в речных водах повышаются. При превышении кратности увеличения содержания металлов в сточных водах относительно существующего уровня выше некоторого критического числа наблюдается следующее: в периоды повышенной водности начинают отмечаться наименьшие концентрации металлов. Это является результатом происходящего в реке разбавления сильно загрязненных промышленных стоков значительно менее загрязненными талыми снеговыми и дождевыми водами. Таким образом, при превышении содержания в сточных водах металлов выше некоторого “критического” уровня связь между их содержанием в речной воде и расходом речной воды ( $C = f(Q)$ ) меняется на обратную. На графиках, представленных на рис. 9б, 9в, видно, что при кратности увеличения меди в сточных водах в 20 раз такая смена зависимости ( $C = f(Q)$ ) отмечается для створа ниже г. Уфы. При 60-кратном увеличении содержания меди в сточных водах этот эффект проявляется в обоих створах как выше, так и ниже г. Уфы.

По результатам численных экспериментов для каждого из створов построены номограммы (рис. 10), показывающие “критические” уровни антропогенной нагрузки (кратности увеличения сбрасываемых со сточными водами металлов относительно существующего уровня (представленного в формах 2ТП (водхоз)), при которых происходят такие изменения. В частности, из рис. 10б следует, что в створе ниже г. Уфы изменение связи между расходом воды и концентрацией меди в р. Белой на обратную происходит при увеличении сбросов в 20 раз и более. При увеличении сбросов более чем в 40 раз изменение зависимости происходит и в створе выше города (рис. 10а). Аналогично происходит изменение связи между расходом речной воды и концентрацией в ней цинка: в створе ниже города — при увеличении сбросов в  $\geq 10$  раз, в створе выше города — в 60 раз, т.е. “критическая” кратность увеличения сбрасываемых со сточными водами металлов в створе выше города всегда выше. Причина этого факта в том, что на участке между этими двумя створами с территории г. Уфы происходит сброс  $\sim 82\%$  меди и  $\sim 87\%$  цинка всех контролируемых сбросов на водосборе НКВ. Несмотря на то, что в городской черте в р. Белую впадает крупный приток р. Уфа, добавляющий ей  $>40\%$  водности, разбавляющая способность водного потока оказывается недостаточной для уравнивания “критической” кратности в створах выше и ниже города.

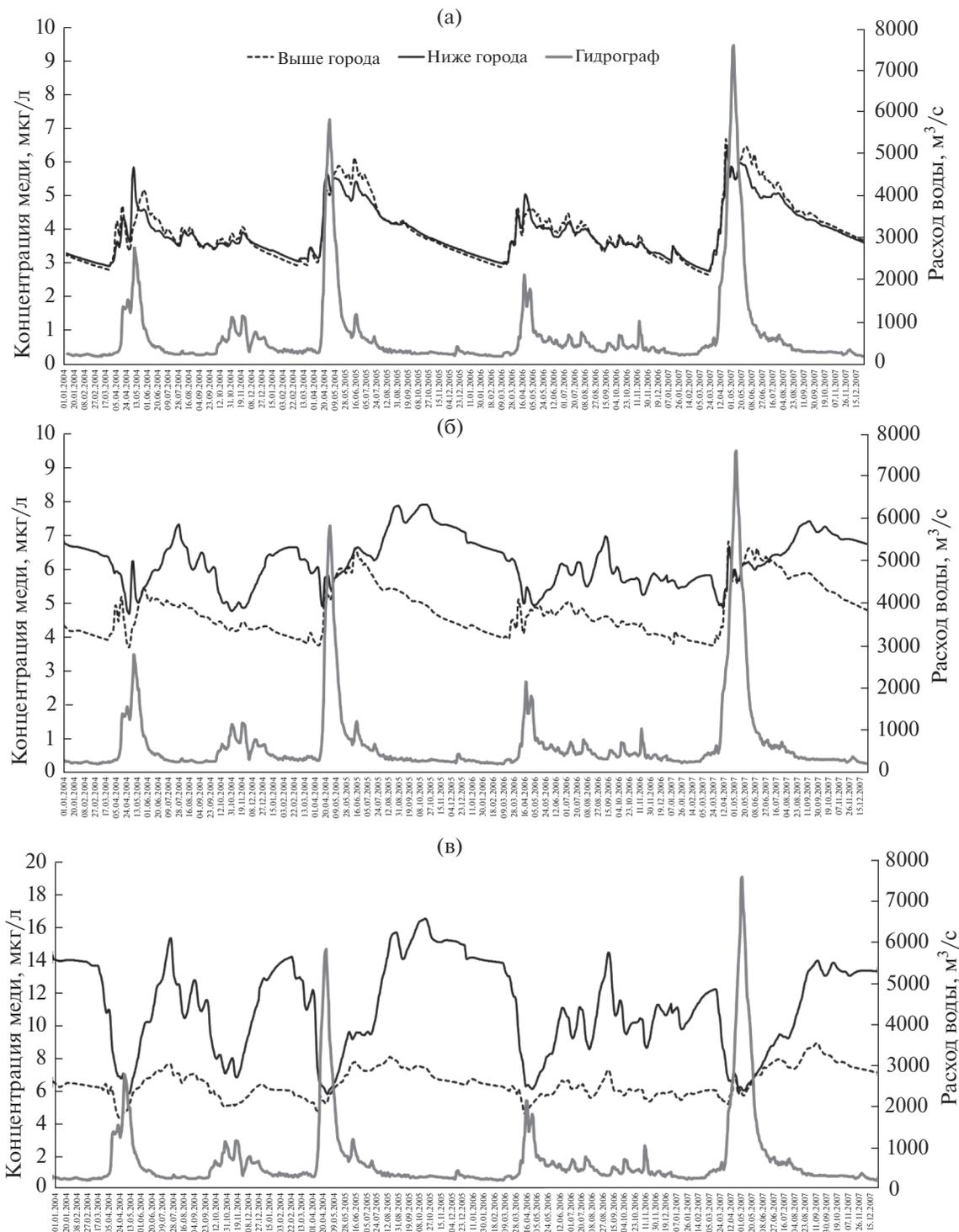
Из рис. 10а, 10б следует, что при увеличении расходов воды р. Белой в г. Уфе до  $>3500 \text{ м}^3/\text{с}$  в створах как выше, так и ниже города кривые связи концентрации меди с расходами воды при различных сценариях сбросов сточных вод асимптотически приближаются к значению  $\sim 6 \text{ мкг/л}$ , т.е. расчеты показывают, что при больших расходах воды вклад точечных источников загрязнения минимизируется, а концентрация металлов в речных водах определяется главным образом максимальной обменной емкостью водосбора при выщелачивании ТМ из почвенно-грунтовой толщи при интенсивных осадках или снеготаянии, формирующих максимальные расходы.

При увеличении содержания металлов в сточных водах вклад точечных источников в загрязнение НКВ значительно повышается (рис. 11а). Так, при увеличении содержания металлов в сточных водах в 20 раз вклад точечных источников составляет по меди  $\sim 20$  и  $44\%$  по цинку, при увеличении содержания в сточных водах металлов в 100 раз вклад точечных источников достигает  $\sim 53\%$  по меди и  $80\%$  по цинку.

Увеличение содержания в сбрасываемых сточных водах металлов приводит и к увеличению их выноса речными водами в водохранилище (рис. 11б). Так, при увеличении сбросов металлов в 100 раз вынос в НКВ меди увеличивается в  $\sim 2$  раза, вынос цинка в  $\sim 4$  раза.

### *Сценарий 2. Моделирование аварийной ситуации*

Выполнено моделирование экстремальной ситуации, приведшей к поступлению значительного количества ТМ в водоток. Причиной такой ситуации могут быть аварии на накопителях жидких отходов, залповые сбросы сточных вод в результате нестабильной работы предприятий, несанкционированные сбросы загрязненных сточных вод без очистки и пр. Алгоритм сценария заключался в следующем. На входе в модель задавались различные количества металлов, сбрасываемые со сточными водами в течение суток в некоторую точку речной сети. Затем рассчитывались концентрации металлов в речной воде в различных створах ниже места аварийного сброса. В качестве примера на рис. 12 приведены результаты расчетов изменения максимальной концентрации меди по длине реки при различных сценариях ее залпового поступления (5000, 4000, 3000, 2000, 1000, 500 и 100 кг) в р. Белую в районе г. Салавата. Расчеты показывают, что по мере продвижения пятна загрязнения вниз от места залпового сброса концентрация меди интенсивно снижается вследствие разбавления водами притоков р. Белой и оседания меди на речное дно вместе с наносами. Уже при прохождении створа г. Уфы (в  $\sim 200$  км от места сброса) максимальные концентрации меди снижаются на  $\sim 2$  порядка.

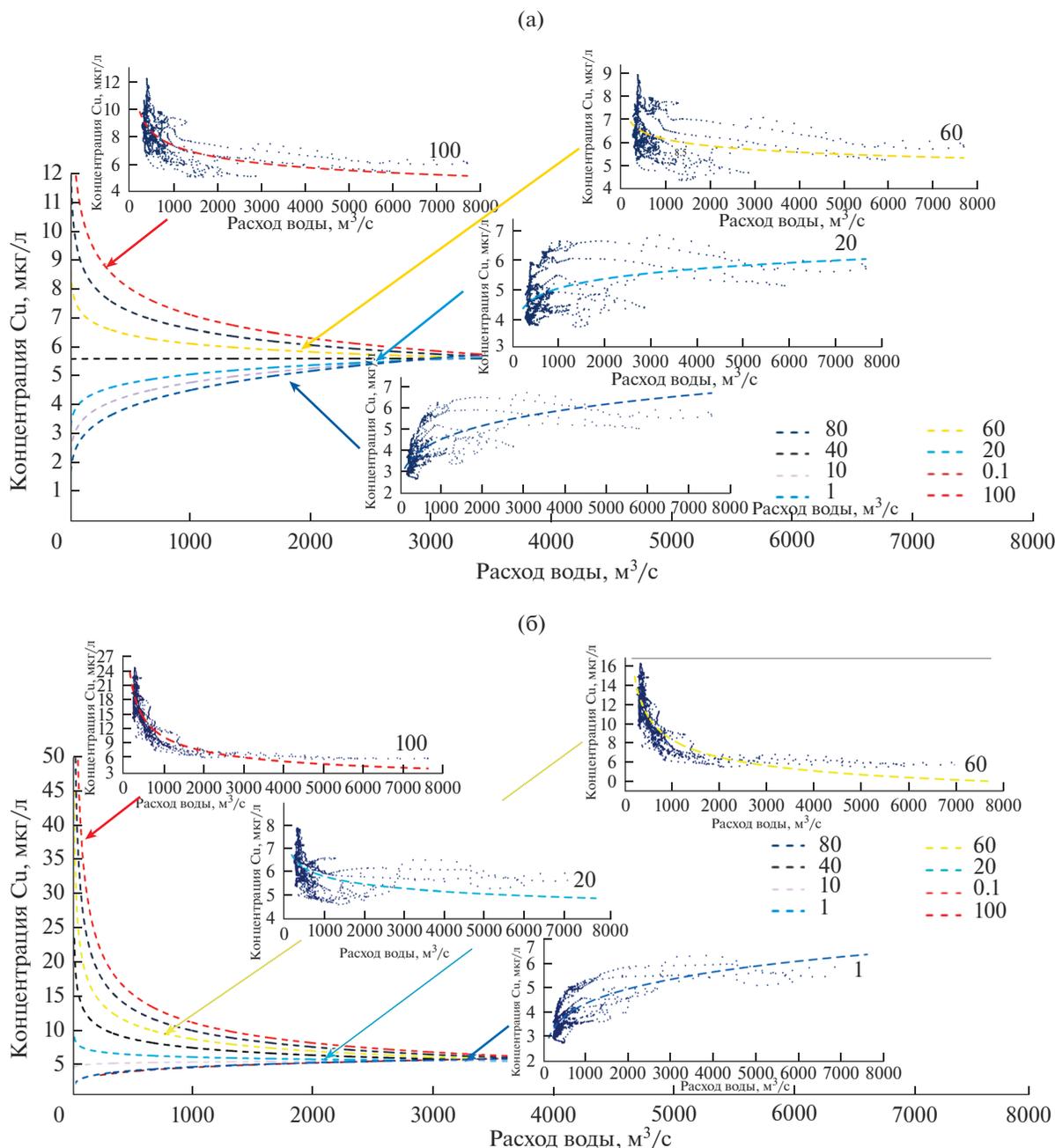


**Рис. 9.** Внутригодовое изменение содержания меди в речной воде в створе р. Белая – г. Уфа (выше и ниже города) при различных сценариях хозяйственной деятельности в бассейне НКВ: а – при фактическом содержании меди в сточных водах (согласно 2ТП (водхоз)); б – при увеличении содержания меди в сточных водах в 20 раз; в – при увеличении содержания меди в сточных водах в 60 раз.

### Сценарий 3. Исключение антропогенного воздействия на водосбор

Выполнена оценка масштаба времени самоочищения водосбора от ТМ при сценарии полно-

го исключения антропогенного воздействия на водосбор НКВ. Предполагалось, что медь и цинк в составе сточных вод не сбрасываются, также исключалось поступление металлов в атмосферу с



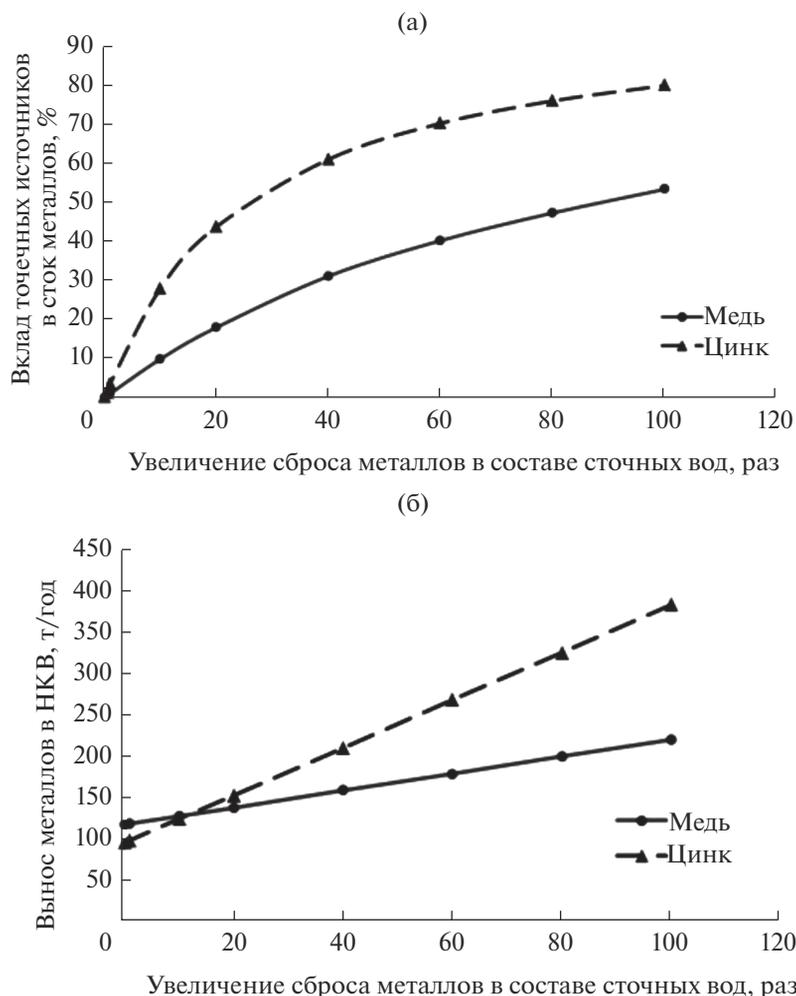
**Рис. 10.** Зависимость между расходом воды в р. Белой – г. Уфа (в створах выше (а) и ниже (б) города) и концентрацией меди (Cu) в речной воде при различных сценариях содержания меди в сточных водах: 1 – фактическое содержание меди в сточных водах (согласно 2ТП (водхоз)); 10, 20, 40, 60, 80, 100 – сценарии увеличения содержания меди в сточных водах в 10, 20, 40, 60, 80, 100 раз соответственно.

выбросами промышленных предприятий (концентрация металлов в атмосферных осадках приравнивалась к нулю). Концентрация металлов в напорных грунтовых водах снижалась до наименьшей в диапазоне значений, характерных для подземных вод исследуемого региона.

При этих условиях численные эксперименты по оценке динамики содержания меди и цинка в речных водах проведены на 400 лет вперед. В ка-

честве метеорологических воздействий задавались ряды метеорологических элементов по метеостанциям в бассейне НКВ за 33 года – с 1979 по 2011 г. Конечные результаты на 31.12.2011 записывались в начальную точку 01.01.1979 и таким образом расчеты по 33-летнему ряду многократно повторялись.

На основе карт содержания металлов в почвах определено, что в верхнем полуметровом слое



**Рис. 11.** Динамика показателей антропогенного воздействия на НКВ при увеличении содержания металлов в сбрасываемых сточных водах: а – доля точечных источников в стоке металлов, б – вынос металлов в водохранилище.

почвогрунтов на водосборе НКВ начальные запасы меди составляют ~1 млн т (рис. 13а), цинка ~550 тыс. т. Ежегодный среднегодовой сток меди с водосбора в русловую сеть в начале расчетного периода составлял 147 (рис. 13б), цинка ~156 т/год. Через 200 лет расчеты показали снижение выноса меди и цинка с водосбора, соответственно до 140 и 147 т/год. Через 400 лет среднегодовой вынос меди и цинка в русловую сеть продолжал снижаться и составлял соответственно 135 и 140 т/год. Таким образом, при отсутствии внешних воздействий за расчетный период происходило медленное очищение водосбора и снижение содержания в почвогрунтах меди до ~950 тыс. т (рис. 13а) и цинка до ~500 тыс. т.

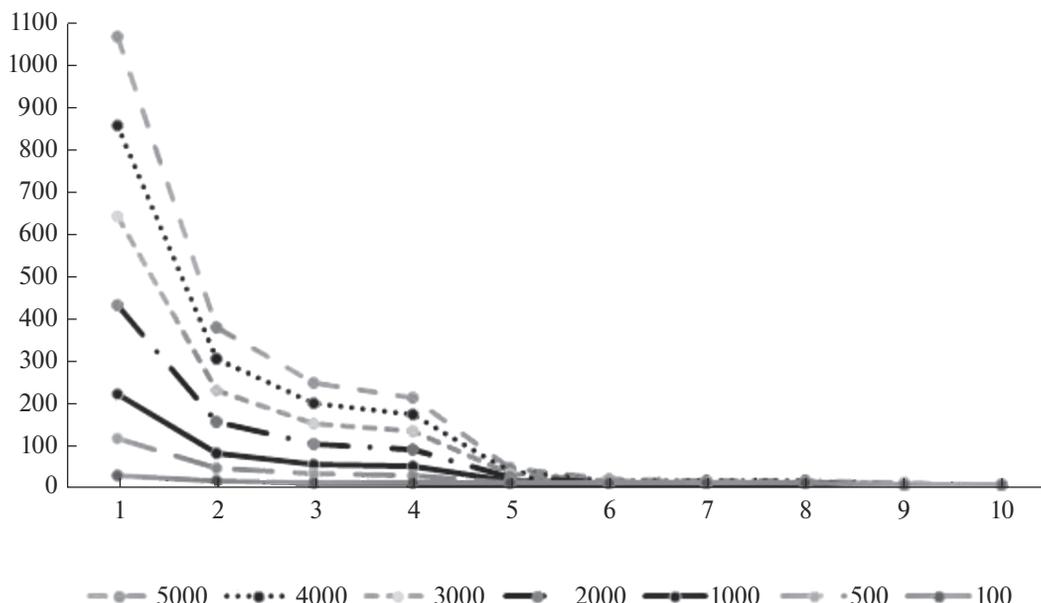
В результате уменьшения запасов меди и цинка на водосборе происходило снижение их содержания в речной сети. Расчеты показали, что за 400-летний период за счет самоочищения бассейна НКВ происходило снижение среднегодовых концентраций меди и цинка в речной воде на

7–8%. Низкая скорость снижения концентраций меди и цинка в речной воде позволяет рекомендовать текущие их среднеегодовые величины в качестве фоновых в бассейне НКВ.

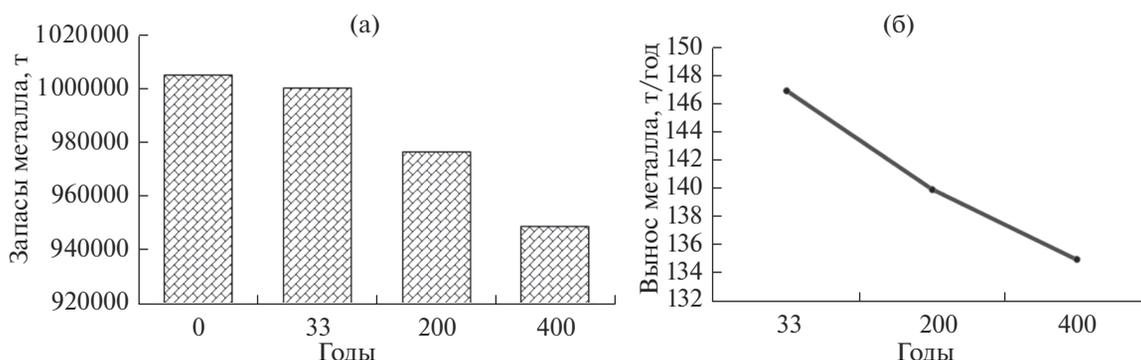
## ВЫВОДЫ

Исследованы пространственно-временные закономерности формирования качества воды и химического стока ТМ (меди и цинка) на водосборе НКВ с использованием программного комплекса ЕСОМАГ-НМ. Результаты расчетов сопоставлены с данными гидрологических и гидрохимических наблюдений и показали хорошее соответствие рассчитанных и фактических характеристик водного стока и удовлетворительное воспроизведение пространственно-временных закономерностей формирования содержания металлов в речных водах бассейна НКВ.

По результатам моделирования построены карты среднегодовых концентраций меди и



**Рис. 12.** Изменение в речной воде максимальной концентрации меди, мкг/л, при различных сценариях залпового ее поступления в р. Белую (5000 кг, ... , 100 кг) в районе г. Салавата на гидрохимических постах: 1 – г. Салават, 2 – г. Ишимбай, 3 – выше г. Стерлитамака, 4 – ниже г. Стерлитамака, 5 – выше г. Уфы, 6 – ниже г. Уфы, 7 – выше г. Благовещенска, 8 – ниже г. Благовещенска, 9 – ниже г. Бирска, 10 – ниже г. Дюртюли.



**Рис. 13.** Снижение содержания меди на водосборе НКВ в результате ее вымывания в речную сеть: а – запас меди в почве, т; б – вынос меди в речную сеть, т/год.

цинка в речной сети. Установлено, что на большей части бассейна концентрация меди в речных водах превышает ПДК, содержание цинка – ниже ПДК. В то же время выявлены участки водосбора, не охваченные гидрохимическими наблюдениями, со значительным уровнем загрязнения малых рек, концентрации металлов в которых превышают среднемноголетние значения по бассейну НКВ в 5–6 раз.

Выполнены расчеты и построены карты среднемноголетних модулей диффузного стока меди и цинка с водосбора НКВ. Установлено пространственное распределение различных генетических составляющих диффузного стока металлов.

Проведена оценка вклада природных и антропогенных составляющих гидрохимического стока меди и цинка. Балансовые расчеты показали, что за счет вымывания металлов из почвенно-грунтовой толщи формируется ~80% суммарного стока металлов, за счет поверхностного смыва – до 20%. Около половины вымываемых с водосбора металлов аккумулируется в донных отложениях с наносами. Доли ТМ, поступающих в речную сеть со сбросами сточных вод, невелики – ≤4% стока ТМ в НКВ.

Проведены оценки вклада точечных источников в загрязнение речных вод при различных сценариях сбросов металлов со сточными водами. Установлено, что при определенной степени ан-

тропогенной нагрузки на водные объекты могут происходить изменения их гидрохимического режима. При достижении определенного “критического” содержания металлов в сбрасываемых сточных водах максимальные их концентрации в речной воде наблюдаются в те фазы водного режима, в которые до достижения этого “критического” содержания наблюдались минимальные концентрации. Кроме того, расчетами установлено, что вклад точечных источников загрязнения при больших расходах воды минимизируется, а концентрация металлов в речных водах асимптотически приближается к постоянному значению и определяется главным образом максимальной обменной емкостью водосбора при выносе ТМ в речную сеть при интенсивных осадках или снеготаянии.

Расчеты аварийной ситуации, приводящей к поступлению значительного количества ТМ в р. Белую, показали, что их концентрации интенсивно снижаются по мере продвижения вниз по течению от места аварийного сброса вследствие разбавления водами притоков р. Белой и оседания металлов на речное дно вместе с наносами (на ~2 порядка на расстоянии 200 км от места сброса).

Оценки масштаба времени самоочищения водосбора от ТМ при снижении антропогенной нагрузки показали, что при сценарии ее полного отсутствия за 400-летний период происходит очень медленное снижение запасов металлов на водосборе и среднемноголетних концентраций меди и цинка в речной воде на 7–8%, что позволяет рекомендовать современные среднемноголетние значения в качестве фоновых концентраций ТМ в бассейне НКВ.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абдрахманов Р.Ф., Чалов Ю.Н., Абдрахманова Е.Р.* Пресные подземные воды Башкортостана. Уфа: Информреклама, 2007. 184 с.
2. Атлас Республики Башкортостан / Под ред. И.М. Япарова. Уфа: Китап, 2005. 419 с.
3. *Беляев С.Д.* К вопросу учета пространственной дифференциации природной среды при планировании водоохранных мероприятий // Географ. вестн. 2017. № 4 (43). С. 81–96.
4. *Блоков И.П.* Окружающая среда и ее охрана в России. Изменения за 25 лет. М.: Совет Гринпис, 2018. 432 с.
5. *Гордиенко В.С.* Водоканал г. Уфы сегодня // Водоснабжение и санитарная техника. 2001. № 5. С. 9–11.
6. Государственные доклады о состоянии природных ресурсов и окружающей среды Республики Башкортостан за 2005–2016 гг.
7. Государственный доклад “О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2016 году”. М.: НИА-Природа, 2017. 300 с.
8. Качество поверхностных вод Российской Федерации. Информация о наиболее загрязненных водных объектах Российской Федерации (Приложение к ежегодникам 2011, 2013, 2015, 2016).
9. *Кирпичникова Н.В.* Основные источники загрязнения водохранилища // Ивановское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны. М.: Наука, 2000. С. 30–62.
10. *Лепихин А.П., Богомолов А.В., Возняк А.А., Любимова Т.П., Паршакова Я.Н.* Диффузное загрязнение поверхностных водных объектов Соликамско-Безрезниковского промузла: масштабы, генезис // Горное эхо. 2019. № 1(74). С. 27–31.
11. *Майстренко В.Н., Хамитов Р.З., Будников Г.К.* Эколого-аналитический мониторинг суперэкоотоксикантов. М.: Химия, 1996. 319 с.
12. *Михайлов С.А.* Диффузное загрязнение диффузных экосистем: методы оценки и математические модели. Барнаул: День, 2000. 133 с.
13. *Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А.* Формирование химического состава вод озер в условиях изменения окружающей среды. М.: Наука, 2010. 268 с.
14. *Мотовилов Ю.Г.* Оценки антропогенных загрязнений речных бассейнов тяжелыми металлами на основе модели ЕСОМАГ // Сб. науч. тр. “Научное обеспечение реализации “Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.”. 2015. Т. 1. С. 335–343.
15. *Мотовилов Ю.Г., Гельфан А.Н.* Модели формирования стока в задачах гидрологии речных бассейнов. М.: РАН, 2018. 300 с.
16. *Мотовилов Ю.Г., Фащевская Т.Б.* Пространственно распределенная модель формирования стока тяжелых металлов в речном бассейне // Вода: химия и экология. 2018. № 1–3. С. 18–31.
17. Научно-популярная интернет-энциклопедия “Вода России”.
18. *Никаноров А.М., Минина Л.И., Лобченко Е.Е., Емельянова В.П., Ничипорова И.П., Лямперт Н.А., Первышева О.А., Лавренко Н.Ю.* Динамика качества поверхностных вод крупных речных бассейнов Российской Федерации / Под ред. Л.И. Мининой. Ростов-на-Дону: ГХИ, 2015.
19. *Селезнева А.В.* Антропогенная нагрузка на реки от точечных источников загрязнения // Изв. Самарского НЦ РАН. 2003. Т. 5. № 2. С. 268–277.
20. СН 435-72. Указания по определению расчетных гидрологических характеристик. Л.: Гидрометеоиздат, 1972. 20 с.
21. Тенденции и динамика состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации по данным многолетнего мониторинга за последние 10 лет. Аналитический обзор / Отв. ред. Г.М. Черногоаева. М.: Росгидромет, 2017. 51 с.
22. *Фащевская Т.Б., Красногорская Н.Н., Рогозина Т.А.* О воздействии предприятия “Уфаводоканал” на качество воды реки Белой // Материалы международ. науч. конф. “Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон”. СПб.: Изд-во РГГМУ, 2006. С. 80–82.

23. *Фашчевская Т.Б., Мотовилов Ю.Г., Шадианова Н.Б.* Природные и антропогенные изменения содержания железа, меди и цинка в водотоках Республики Башкортостан // Вод. ресурсы. 2018. Т. 45. № 6. С. 603–617.
24. *Хублярян М.Г., Моисеенко Т.И.* Качество воды // Вестн. РАН. 2009. Т. 79. № 5. С. 403–410.
25. *Черногаева Г.М., Кузьмич В.Н., Бердников С.В.* Проблема нормирования стока химических веществ с водосборной территории // Метеорология и гидрология. 2003. № 3. С. 75–86.
26. *Шулькин В.М.* Тяжелые металлы в речных и прибрежно-морских экосистемах. Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Владивосток: ТИГ ДВО РАН, 2007. 38 с.
27. *Щербаков Б.Я., Чиликин А.Я., Ижевский В.С.* Залповые сбросы производственных сточных вод и их последствия // Экология и пром-сть России. 2002. № 6. С. 39–41.
28. EPA-State Approach to Instream Monitoring for NWQI.EPA, 2013. [Электронный ресурс]. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/nwqi-monitoringapproach-2013-state-april30.pdf>
29. *Fashchevskaya T.B., Polianin V.O., Fedosova L.V.* Structural Analysis of Water Quality Formation in an Urban Watercourse: Point, Non-Point, Transit, and Natural // Water Resour. 2018. V. 45. Suppl. 1. P. S67–S78.
30. *Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Bingner R.L., Harmel R.D., Veith T.L.* Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations // Transactions of the ASABE. 2007. V. 50 (3). P. 885–900.
31. *Motovilov Yu.G., Fashchevskaya T.B.* Simulation of spatially-distributed copper pollution in a large river basin using the ECOMAG-HM model // Hydrol. Sci. J. 2019. V. 64. Is. 6. P. 739–756.
32. *Sauve S., Manna S., Turmel M.-C., Roy A.G., Courchesne F.* Solid-solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in the organic horizons of a forest soil // Environ. Sci. Technol. 2003. 37 (22). P. 5191–5196.
33. *Vink R., Peters S.* Modelling point and diffuse heavy metal emissions and loads in the Elbe basin // Hydrol. processes. 2003. V. 17. P. 1307–1328.